



anses

Identification des risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Mars 2026

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 09 mars 2026

AVIS

de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

relatif à l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH)

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux, l'évaluation des propriétés nutritionnelles et fonctionnelles des aliments et, en évaluant l'impact des produits réglementés, la protection de l'environnement.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du Code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

L'Anses a été saisie le 2 janvier 2023 par la Direction générale de la santé pour la réalisation de l'expertise suivante : « *demande d'évaluation des risques sanitaires d'une distribution d'eau sans chlore destinée à la consommation humaine* ».

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

1.1. Contexte

Si la première utilisation d'un produit chloré comme désinfectant est généralement attribuée à Semmelweis en Autriche en 1846 (Académie des sciences, 1848), la chloration n'a été mise en œuvre à des fins de désinfection de l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) qu'en 1897 en Angleterre à la suite d'une épidémie de typhoïde (Tulchinsky, 2018 ; IARC, 1991). Progressivement, la désinfection par chloration est devenue le procédé privilégié dans les filières de production d'EDCH à travers le monde. Ce procédé présente de nombreux avantages en termes d'efficacité, de facilité de mise en œuvre et de coût. Aux traitements réalisés en usine de potabilisation pour la désinfection s'ajoute la possibilité de distribuer une EDCH contenant un résiduel de désinfectant chloré, option souvent considérée comme indispensable à la protection sanitaire des réseaux de distribution, notamment vis-à-vis des risques microbiologiques.

L'utilisation d'agents chlorants intervient ainsi principalement à deux niveaux dans le traitement et la distribution des EDCH :

- comme partie intégrante du procédé de traitement de l'eau avant sa distribution et contribuant ainsi à la conformité sanitaire de la qualité des EDCH au point de mise en distribution ;
- pour aider à préserver la qualité sanitaire de l'EDCH au cours de sa distribution dans le réseau, par le maintien d'un résiduel de chlore libre jusqu'au point d'usage.

En 1974 ont été découverts les premiers sous-produits de la chloration (SPC), issus notamment de réactions chimiques entre les désinfectants chlorés et des matières organiques (MO) présentes dans les eaux à traiter (Rook, 1974 ; Bellar *et al.*, 1974). Depuis, la liste des sous-produits des procédés de désinfection (SPD) chimiques s'est allongée. Les études toxicologiques caractérisant leurs propriétés mutagènes, cancérigènes et reprotoxiques chez l'animal d'une part, et les études épidémiologiques associant l'exposition aux SPC et le risque de cancers chez l'Homme d'autre part, ont amené une remise en cause de l'innocuité de la chloration par des consommateurs et des producteurs d'EDCH (Richardson et Plewa, 2020). Par ailleurs, la chloration peut induire des modifications de la qualité organoleptique de l'EDCH et détourner le consommateur de l'« eau du robinet » au profit d'eaux conditionnées, voire d'eaux non traitées, comme celles de captages privés à usage unifamilial dont la qualité n'est pas contrôlée.

Les inconvénients liés à la formation de SPC et aux modifications de la qualité organoleptique de l'EDCH conduisent des collectivités et des acteurs de la production des EDCH en France à se tourner vers des approches technologiques visant à la réduction, voire la suppression, de l'emploi d'agents chlorants (ex : la Colmarienne des eaux). Dès les années 1980, la suppression de la chloration a été développée et réussie pour le système d'alimentation en EDCH de la ville d'Amsterdam (cf. 3.3.1). D'autres collectivités en France et en Europe n'ont jamais utilisé de chlore, principalement grâce à l'excellente qualité de leurs eaux brutes. C'est le cas par exemple de grandes agglomérations françaises comme Grenoble et Mulhouse (cf. 3.3.2).

C'est dans ce contexte que se situe cette saisine, dont l'objectif est d'apporter à la Direction générale de la santé (DGS) des éléments d'appui à la gestion des dossiers, instruits par les agences régionales de santé (ARS), concernant la réduction ou la suppression du chlore en filière de production et en réseau de distribution d'EDCH en France.

1.2. Objet de la saisine

La DGS a saisi l'Anses le 2 janvier 2023 (cf. annexe 1 du rapport) afin de rendre une expertise visant à « *évaluer les risques sanitaires d'une distribution d'eau sans chlore destinée à la consommation humaine* ». En effet, la DGS est « *sollicitée sur plusieurs projets à l'étude sur le territoire visant à réduire, voire supprimer, la chloration des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH)* » et « *souhaite mener une réflexion nationale afin de répondre aux questions soulevées par cette pratique* ».

L'Anses a donc proposé à la DGS de rendre un avis relatif à « *l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine* » avec pour objectifs :

- d'identifier les risques sanitaires liés aux modifications de la filière de production d'EDCH par une suppression de la chloration comme procédé de désinfection et de la filière de distribution par une diminution ou par une suppression du chlore libre résiduel ;
- d'identifier les paramètres microbiologiques et physico-chimiques supplémentaires à contrôler en cas de modification de la filière de production/distribution, en y intégrant ceux déjà impactés par le changement climatique et pouvant influencer sur la mise en application d'un procédé de désinfection sans chlore.

Au cours de l'expertise, il a été établi que la notion de « diminution du chlore » renvoyait aux mêmes risques que la suppression, à savoir une inefficacité du procédé de désinfection en station de traitement et/ou d'une faible concentration en chlore libre résiduel en réseau ; ainsi, seuls les aspects relatifs à la suppression du chlore ont été développés.

Par ailleurs, les risques liés à la contamination intentionnelle d'un réseau d'EDCH dans lequel la diminution/suppression de la chloration serait pratiquée font l'objet d'un document séparé confidentiel et ne sont donc pas abordés dans le présent avis.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Janvier 2024) ».

Dans le cadre des échanges réguliers avec la DGS visant à prioriser l'ensemble des saisines relatives à la thématique des eaux de toutes natures, les travaux liés à la présente saisine ont été initiés au 1^{er} trimestre 2024. L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail « Eau sans chlore » qui a été mis en place le 14 juin 2024. Les travaux ont été présentés au CES « Eaux » tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 4 février 2025 et le 6 janvier 2026. Le rapport d'expertise a été adopté par le CES « Eaux » réuni le 2 décembre 2025 et le présent avis, qui se fonde sur le rapport d'expertise, les conclusions et les recommandations du GT, a été adopté par le CES « Eaux » lors la séance du 6 janvier 2026. Le rapport et l'avis ont tenu compte des observations des membres du CES « Eaux ».

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise. Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet : <https://dpi.sante.gouv.fr/>. Deux experts ont démissionné au commencement des travaux (respectivement le 16 octobre 2024 et le 8 janvier 2025) et n'ont participé ni aux

discussions du GT, ni à la rédaction de l'avis et du rapport. Ils ne sont donc pas mentionnés en tant que membres de ce GT.

L'expertise, dont les modalités de collecte et de traitement des données sont détaillées dans le rapport d'expertise, s'appuie notamment sur :

- un recensement des installations de production/distribution d'EDCH « sans chlore » déjà exploitées en France ou qui sont en projet, grâce aux données fournies par la DGS et prenant en compte les retours des Agences régionales de santé (ARS) ;
- 135 articles scientifiques retenus à l'issue d'une large recherche bibliographique couplée à un examen de la pertinence des 1 783 articles issus de celle-ci ;
- les données de la base Système d'information des services santé environnement sur les eaux (SISE-Eaux) relatives aux concentrations de chlore total et de chlore libre dans les EDCH en sortie de production et dans les réseaux de distribution ;
- les données du dispositif EpiGEH (dispositif de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë d'origine hydrique) opéré par Santé publique France ;
- les auditions de différentes parties prenantes : les ARS Auvergne-Rhône-Alpes, Grand Est et Provence-Alpes-Côte d'Azur ; la Colmarienne des eaux ; Eau de Paris ; Grenoble Alpes Métropole ; PWNT¹ ; Suez et Veolia ;
- une consultation par courriel :
 - de l'Association Générale des Laboratoires d'Analyses et d'Essais (AGLAE) ;
 - de la Fédération Professionnelle des Entreprises de l'Eau (FP2E) et de la Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR) ;
 - du Réseau ENDWARE².

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES ET DU GT

3.1. Cadre général de la mise en œuvre de la chloration des EDCH

3.1.1. Notions relatives à la chloration³

La chloration des eaux fait référence à toutes les étapes technologiques du processus de production et de distribution d'EDCH impliquant un ajout d'agents chlorants dans l'eau à traiter. Les agents chlorants autorisés par la réglementation (cf. 3.2) sont : le chlore gazeux, l'hypochlorite de sodium, l'hypochlorite de calcium et le dioxyde de chlore.

Dans cet avis et le rapport d'expertise associé, le terme « chlore » sans précision fait référence aux agents chlorants autorisés par la réglementation. Il peut également être précisé par différents qualificatifs, en lien notamment avec des méthodes analytiques de terrain (chlore libre, chlore combiné, chlore total). En filière de production et de distribution d'EDCH, le chlore peut être utilisé pour :

- désinfecter l'eau au sein de l'usine de potabilisation ;
- assurer une activité biocide rémanente dans l'EDCH mise en distribution par le maintien d'une concentration de « chlore libre résiduel » ;

¹ Société de traitement des eaux aux Pays-Bas.

² *European Network of Drinking Water Regulators* – groupe informel de représentants (Ministères en charge de la réglementation sur l'EDCH et Agences sanitaires) des États membres de l'Union européenne et autres pays qui mettent en œuvre les dispositions de la directive sur la qualité de l'eau potable (DWD).

³ Un glossaire est disponible au début du rapport d'expertise.

- désinfecter des matériaux et équipements contaminés (canalisations, parois de réservoirs) par la réalisation d'un « choc chloré ».

Deux termes en lien avec l'usage du chlore sont également utilisés :

- la déchloration, pratiquée en filière de potabilisation, est une étape technologique destinée à réduire ou éliminer le chlore présent dans l'eau à traiter, du fait de la désinfection en amont, par l'ajout d'un agent réducteur autorisé (bisulfite de sodium⁴) ou par contact sur charbon actif ;
- la rechloration, pratiquée en réseau de distribution, consiste à ajouter un agent chlorant dans l'EDCH au cours de la distribution afin d'augmenter la concentration en chlore libre résiduel.

3.1.2. Désinfection des eaux

Dans le cadre de la production et de la distribution d'EDCH, la désinfection est l'opération visant à détruire ou inactiver les microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) grâce à l'action irréversible d'un produit ou d'un procédé physique. Elle peut aussi cibler des microorganismes impliqués dans la dégradation des ouvrages (biocorrosion) ou la modification des caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques de l'EDCH (flaveur, turbidité). Elle est réalisée avant la mise en distribution afin de ne pas laisser diffuser dans le réseau des microorganismes pouvant induire un risque aux points d'usage.

Les protocoles de désinfection se fondent sur la connaissance du paramètre « CT » de chaque microorganisme vis-à-vis de chaque agent désinfectant, qui prend en compte la concentration (C) de l'agent désinfectant et le temps de contact (T) nécessaires pour inactiver un pourcentage défini des microorganismes les plus résistants (par exemple, CT99 pour éliminer 99 % des microorganismes). Cependant, l'efficacité des agents chlorants dépend également des caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter (en particulier : température, pH, concentration en matières dissoutes réductrices intervenant dans la « demande en chlore ») et de leurs possibles variations, de l'efficacité des traitements préalables dans la filière de traitement et des conditions opérationnelles de mise en œuvre (Legube, 2021).

La conception des installations assurant la désinfection des eaux implique l'optimisation du mélange de l'agent chlorant avec l'eau à traiter et le respect du temps de contact fixé, tout en veillant à limiter la formation de SPC (Richardson et Postigo, 2012 ; Richardson, 1998).

3.1.3. Maintien d'une concentration en chlore libre résiduel

Le maintien d'une concentration en chlore libre résiduel dans les réseaux de distribution est une approche qui a pour objectif de limiter la biomasse microbienne circulante et les biofilms se formant à la surface des matériaux au contact de l'eau (MCDE), et de réduire le risque pour le consommateur en cas d'introduction d'agents microbiens dans le réseau, notamment par retour d'eau.

Dans le réseau de distribution, la concentration en chlore libre résiduel évolue au cours du temps, notamment en fonction de la température, des interactions avec les constituants des MCDE, des matières organiques et des agents réducteurs présents dans l'EDCH (Ramos *et al.*, 2010). Le maintien d'une concentration cible de chlore libre résiduel en tout point du réseau peut donc nécessiter la mise en place de postes de rechloration.

⁴ Circulaire DGS/VS4/2000/166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine. La circulaire ne fait cependant pas de mention explicite du procédé de déchloration.

Pour certaines personnes responsables de la production et de la distribution des eaux (PRPDE), le suivi de la concentration en chlore libre résiduel dans les EDCH est une approche pertinente notamment pour la détection des introductions d'agents microbiens dans les réseaux car toute chute brutale de cette concentration constitue un signal d'alerte.

3.1.4. Choc chloré

Le choc chloré vise à désinfecter les installations d'une filière de production et de distribution d'EDCH, et non l'eau elle-même.

Cette opération est nécessaire, soit à titre préventif à la suite d'interventions techniques sur le réseau susceptibles d'avoir généré des contaminations, soit de manière systématique à la suite du nettoyage annuel des réservoirs prévu par la réglementation (cf. 3.2), soit à titre curatif, en cas de contamination biologique avérée de tout ou partie du réseau de distribution. Cette opération, pour laquelle il n'existe pas de protocole réglementaire, est généralement complémentaire de la réalisation de purges des portions de réseau contaminées.

3.1.5. Inconvénients de la chloration des eaux

Bien que simple à mettre en œuvre et efficace, le procédé de chloration présente des inconvénients, et notamment la formation de SPC, un impact sur la qualité organoleptique de l'EDCH et un impact environnemental (annexe 4 du rapport). Les deux premiers inconvénients sont les arguments principaux présentés par plusieurs PRPDE, notamment lors des auditions, pour motiver la recherche d'alternative à l'emploi d'agents chlorants.

Les SPC sont des molécules de structures diverses produites par l'interaction, en usine ou en réseau, de molécules organiques ou inorganiques présentes dans les eaux (« précurseurs de SPC ») avec des agents chlorants. Les ions bromure et iodure, lorsqu'ils sont présents, peuvent également intervenir dans la formation de SPC. Les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA) représentent actuellement les familles de SPC les plus étudiées. La toxicité chronique des THM (OMS, 2022 et 2004 ; Anses, 2010) et des AHA (Anses, 2023 et 2011) est avérée chez l'animal pour la plupart des composés appartenant à ces deux familles, mais les connaissances disponibles relatives à une exposition chronique par voie orale sont très variables d'une molécule à l'autre. Chez l'Homme, plusieurs études épidémiologiques ont conclu à un risque de cancer de la vessie, de cancer colorectal, de « fausses couches » et de malformations congénitales (Richardson et Plewa, 2020 ; SPF, 2017). Des travaux de l'Anses sont en cours sur le sujet⁵.

Concernant l'impact de la chloration sur les qualités organoleptiques de l'EDCH, les goûts et les odeurs (flaveurs) peuvent être dus aux agents chlorants eux-mêmes (acide hypochloreux, ion hypochlorite) ou à diverses molécules formées par réaction de l'agent chlorant avec des précurseurs présents dans l'eau (Proulx *et al.*, 2010).

Néanmoins, il est important de noter que les procédés de désinfection alternatifs à la chloration (ozonation, rayonnements UV), qui peuvent être envisagés pour éviter les problèmes de flaveurs dus aux agents chlorants, présentent également des inconvénients en termes de coûts et de contraintes techniques. Par exemple, l'emploi de rayonnements UV nécessite une maîtrise de la turbidité de l'eau à traiter en amont du procédé et l'ozonation génère des bromates si l'eau à traiter contient des bromures. De plus, contrairement à la chloration, ces

⁵ Travaux d'expertise en cours sur la « *détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) pour les trihalométhanes* ».

deux procédés n'assurent aucune rémanence de l'effet désinfectant dans le réseau de distribution.

3.2. Réglementation

Le présent chapitre vise à faire un état des lieux des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), de la réglementation européenne, des spécificités des réglementations nationales des pays membres du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses⁶ et de la réglementation française. Le GT constate que les guides de l'OMS et les textes réglementaires mentionnent les EDCH sans faire de distinction entre les EDCH chlorées et les EDCH « sans chlore ».

Concernant les lignes directrices de l'OMS de 2022⁷, celles-ci rappellent l'importance d'éviter les épidémies d'origine hydrique en mettant en place une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRM) et de les réduire en utilisant des traitements efficaces dans les filières de production et de distribution d'EDCH. L'OMS rappelle également que le procédé de désinfection est une « *barrière efficace contre de nombreux agents pathogènes (en particulier les bactéries)* » mais qu'il présente des limites, notamment vis-à-vis des protozoaires et de certains virus. Le chlore libre résiduel est mentionné comme étant un bon indicateur des contaminations en réseau. Une concentration minimale de 0,2 mg-Cl₂libre.L⁻¹ et une concentration maximale de 5 mg-Cl₂libre.L⁻¹ « *au point de livraison* » des utilisateurs sont préconisées. L'OMS signale cependant qu'une « *désinfection résiduelle n'apporte qu'une protection partielle contre la contamination de faible niveau et la prolifération dans le réseau de distribution* ».

Au niveau européen, aucune mention spécifique au chlore (libre ou total) ou au procédé de chloration n'est faite dans la directive (UE) 2020/2184⁸ applicable à l'ensemble des États membres de l'Union européenne. En revanche, quelques pays européens et la Suisse imposent dans leurs dispositions nationales le suivi de paramètres supplémentaires de la qualité de l'EDCH par rapport à la directive européenne⁹, sans réelle homogénéité des choix effectués.

En France, le code de la santé publique (CSP) transpose en droit national la directive (UE) 2020/2184¹⁰.

Pour produire une EDCH, les produits et procédés de traitement employés doivent être conformes aux articles R. 1321-50 et R. 1321-51 du CSP ; ceux déjà approuvés par la réglementation, comme le chlore et un certain nombre de « *dérivés chlorés* » pour « *la mise en œuvre [de] la désinfection* », figurent dans la circulaire DGS/VS4 n°2000-166 du 28 mars 2000. La pré-chloration est interdite. L'étape de désinfection n'est pas obligatoire pour produire et distribuer de l'EDCH et seuls les procédés de chloration, d'ozonation et le traitement aux rayonnements UV sont autorisés¹¹. Les produits biocides sont quant à eux soumis à une

⁶ Les pays membres du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses sont l'Allemagne, le Danemark, la Hongrie, la Lettonie, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la Suède et la Suisse.

⁷ OMS (2022). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda*.

⁸ Directive 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

⁹ Les spécificités des réglementations nationales des pays membres du réseau ENDWARE sont détaillées en 3.2 du rapport.

¹⁰ Les textes réglementaires sont référencés en 8.3 du rapport.

¹¹ Si la « *rétenction physique par ultrafiltration membranaire à point de coupure < 40 000 Daltons avec vérification possible de l'intégrité des membranes, chloration au point de rupture* » est mentionnée dans les procédés autorisés par la circulaire du 28 mars 2000 pour la désinfection, l'arrêté du 22 juin 2012

procédure d'autorisation de mise sur le marché en application du règlement (UE) n°528/2012 du 22 mai 2012 pour un usage de type TP5 (Type de produit 5 : produits de désinfection de l'EDCH) (article R. 1321-50 du CSP).

Concernant les MCDE (organiques et certains cimentaires), des essais de stimulation de la croissance microbienne doivent être réalisés « *selon la norme EN 16421:2015, méthode 1 ou 2* » (décision d'exécution (UE) 2024/368). La décision d'exécution précise que les MCDE ne doivent pas non plus induire d'effet biocide sur l'EDCH. Les dispositions de cette décision européenne s'appliqueront à partir du 31 décembre 2026, avec une période transitoire possible pour les États membres jusqu'au 31 décembre 2032.

Les limites et références de qualité de l'EDCH, ainsi que les méthodes à utiliser pour leur analyse, sont fixées par l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié. Concernant le paramètre « *chlore libre ou total* », aucun seuil n'est indiqué mais il est imposé une « *absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal* », et une limite de quantification des méthodes d'analyse à 0,05 mg.L⁻¹ avec une incertitude de mesure inférieure à 30 %. La présence de chlore libre résiduel dans les réseaux de distribution n'est donc pas une obligation réglementaire, indépendamment des exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate qui impose de « *maintenir une concentration minimale en chlore libre de 0,3 mg/l en sortie des réservoirs et [de] viser une concentration de 0,1 mg/l en tout point du réseau de distribution* » et demande aux exploitants d'être en mesure d'atteindre « *dans un délai de 3 jours maximum [...] les consignes de surchloration indiquées ci-dessus* ». Les procédés de désinfection pouvant générer des sous-produits, une limite de qualité est fixée à 100 µg.L⁻¹ pour les THM¹², 0,70 mg.L⁻¹ pour les chlorites et chlorates, 60 µg.L⁻¹ pour les AHA et 10 µg.L⁻¹ pour les bromates.

Enfin, toute modification des installations et des conditions d'exploitation doit faire l'objet d'une déclaration argumentée auprès du Préfet qui « *statue sur cette déclaration dans un délai de deux mois, ou bien en prenant un arrêté modificatif, ou bien en invitant le titulaire de l'autorisation, le cas échéant après consultation d'un hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique dans les conditions prévues à l'article R. 1321-14, à solliciter une révision de l'autorisation initiale* » (article R. 1321-11).

3.3. État des lieux des réseaux chlorés et « non chlorés »

3.3.1. États membres de l'Union européenne et autres pays européens

Sur les neuf pays membres du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses¹³, six distribuent déjà de l'EDCH « sans chlore » aux consommateurs¹⁴ : Allemagne (68 % du volume total distribué), Danemark (> 99 %), Lettonie (80 %), Pays-Bas (90 %), Suisse (60 %) et Hongrie (25 %). Ces pays captent majoritairement des eaux brutes souterraines¹⁵. Le Portugal, qui capte à 71 % des eaux brutes superficielles, ne distribue que de l'EDCH chlorée.

relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'EDCH prévaut sur celle-ci et indique que « *la mise en œuvre de modules de filtration membranaire dans une installation de production d'eau destinée à la consommation humaine ne peut être revendiquée comme une étape de désinfection de l'eau produite* ».

¹² Il est précisé que « *la valeur la plus faible possible inférieure à cette valeur doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection* ».

¹³ Allemagne, Danemark, Hongrie, Lettonie, Norvège, Pays-Bas, Portugal, Suède et Suisse.

¹⁴ La Norvège et la Suède n'ont pas été en mesure de fournir une réponse chiffrée.

¹⁵ Respectivement 70 %, 100 %, > 99 %, 59 %, 80 % et 50 % d'eau brutes souterraines captées.

Les Pays-Bas, et en particulier la ville d'Amsterdam, ont été pionniers dans le passage d'une production/distribution d'EDCH chlorée à « sans chlore » suite à la découverte des sous-produits de chloration dans les EDCH par Rook en 1974. Dans les années 80, le microbiologiste Dick van der Kooij et son équipe du centre de recherche KIWA (devenu KWR Water Research Institute) ont établi qu'il était possible de distribuer une EDCH « sans chlore » tout en garantissant une « non-recroissance » des microorganismes si la concentration en carbone organique assimilable (COA) ne dépasse pas $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de carbone en équivalent d'acétate de sodium (éq-C. ac) (van der Kooij *et al.*, 1992 ; van der Kooij *et al.*, 1982). En combinant une filière de traitement « multi-barrières » efficace, se distinguant notamment par une étape de filtration dans les dunes de sable avec un temps de séjour de trois mois, et la maîtrise du COA, Amsterdam a pu être alimentée en EDCH « sans chlore » malgré une eau brute très polluée provenant du Rhin (Smeets, 2009, van der Kooij *et al.*, 1999). La démarche vers une EDCH « sans chlore » s'est également accompagnée de travaux sur les MCDE et leur aptitude à promouvoir la croissance microbienne (van der Kooij et Veenendaal, 2001), ainsi qu'une amélioration continue des filières de traitement et des réseaux de distribution (réduction des fuites, surveillance par des paramètres complémentaires à ceux de la directive européenne pour les EDCH).

Actuellement, pour alimenter la Hollande septentrionale (à l'exclusion d'Amsterdam et ses environs) en EDCH « sans chlore », la société PWN capte à 96 % de l'eau de surface (entrée d'usine : COT moyen = $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ et COA moyen = $270 \mu\text{g.L}^{-1}$ éq-C. ac. ; sortie d'usine : COT moyen = $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ et COA moyen = $3,6 - 11 \mu\text{g.L}^{-1}$ éq-C. ac. ; données sur 5 ans). Une chloration à très faible dose est pratiquée en fin de filière de traitement mais, lors de son audition, la société PWN a indiqué que le chlore libre résiduel n'est plus mesurable dans le réservoir situé à environ 40 km en aval de l'usine de traitement. PWN ajoute que le suivi d'*Aeromonas* dans l'EDCH, qui est un paramètre de suivi supplémentaire par rapport à la directive (UE) 2020/2184, est considéré comme un bon indicateur de la croissance bactérienne en réseau.

3.3.2.Situation en France

Afin de dresser un état des lieux de la situation en France des EDCH chlorées et « sans chlore » en sortie de production et dans les réseaux de distribution, une exploitation des données SISE-Eaux a été menée sur la période du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024 en France hexagonale, en Corse et dans les départements et régions d'outre-mer (DROM). L'exploitation des données a concerné les résultats d'analyses du chlore libre et du chlore total en sortie des installations de traitement et de production (TTP¹⁶) d'EDCH et des unités de distribution (UDI¹⁷) (cf. figure 1 et annexe 2 du rapport).

¹⁶ Ensemble des traitements appliqués à l'eau brute du captage jusqu'à sa mise en distribution. Ainsi, un réservoir équipé d'un poste de chloration est considéré comme une TTP.

¹⁷ Les UDI sont des unités au sein desquelles la qualité de l'eau délivrée est considérée comme homogène (par exemple, des canalisations, des réservoirs). Une UDI est gérée par un seul exploitant, possédée par un même propriétaire et appartient à une même unité administrative (définition de data.gouv et Eaufrance).

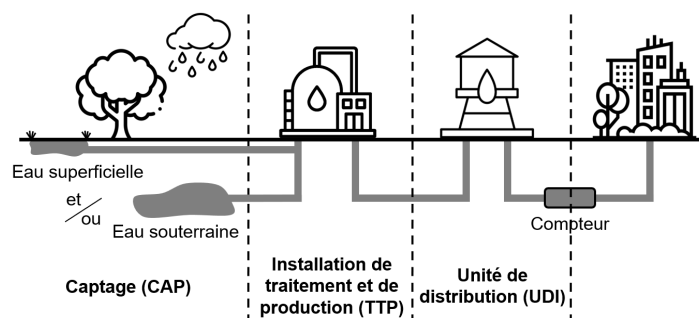


Figure 1. Schéma conceptuel d'un réseau dans SISE-Eaux.

L'extraction de données dans la base SISE-Eaux a été demandée afin :

- d'estimer le pourcentage de TTP et d'UDI distribuant une EDCH chlorée ou « sans chlore », le pourcentage de population associé et le type d'eau brute utilisé pour la production d'EDCH ;
- de relier la présence de chlore (libre ou total) aux données issues du dispositif de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë d'origine hydrique (EpiGEH) (Mouly *et al.*, 2024).

■ Limites de quantification et données écartées

Pour le chlore total et le chlore libre, la limite de quantification (LQ) des méthodes d'analyse de 0,05 mg.L⁻¹ indiquée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié est la LQ maximale retenue par le GT pour accepter et traiter ces données. De ce fait, les données ne respectant pas cette LQ (cas de la Haute-Vienne) ont été écartées par le GT. Toutes les données exprimées sous la forme « < à une LQ » ont été remplacées par 0 mg.L⁻¹. Enfin, aucune donnée n'était disponible pour le chlore total en UDI pour le département de la Dordogne (figures 2 et 3 ; annexe 2 du rapport).

■ Présence/absence de chlore total et de chlore libre en France et par département

Une analyse des résultats des concentrations en chlore total et en chlore libre en France par département a été réalisée (figures 2 et 3). Parmi les trois indicateurs statistiques testés (médiane, moyenne et percentile 90), la médiane a été retenue par le GT. Les valeurs obtenues ont ensuite été réparties dans cinq classes (mg.L⁻¹) : [0 ; 0,05[; [0,05 ; 0,1[; [0,1 ; 0,5[; [0,5 ; 1[; ≥ 1¹⁸. Les valeurs limites de chaque classe ont été choisies selon les critères suivants (cf. 3.2) :

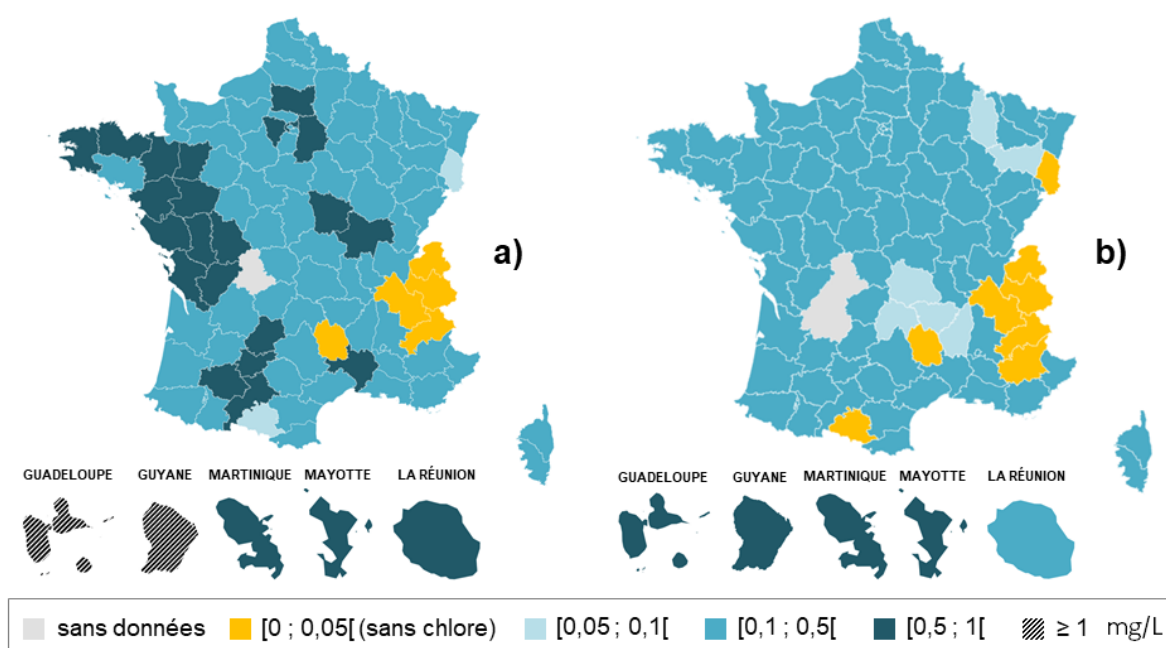
- 0,05 mg.L⁻¹ : LQ du chlore libre et total selon l'arrêté du 30 décembre 2022 ;
- 0,1 mg.L⁻¹ : concentration en chlore libre résiduel en tout point du réseau de distribution selon les exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate ;
- 0,5 mg.L⁻¹ : valeur minimale recommandée par l'OMS pour le chlore libre résiduel en sortie d'usine de traitement/production et pour la distribution si le stockage est en camion-citerne ;
- 1 mg.L⁻¹ : valeur retenue car une large majorité des résultats d'analyse du chlore libre ou total est inférieure à cette limite ;
- 5 mg.L⁻¹ : valeur maximale recommandée par l'OMS pour le chlore libre résiduel.

¹⁸ Lors du traitement des données, les concentrations en chlore libre ou total supérieures à 5 mg.L⁻¹ ont été écartées du jeu de données (cf. annexe 2 du rapport). La gamme [1 ; 5[des médianes des concentrations a été renommée « ≥ 1 » dans l'ensemble de l'avis et du rapport.

La classe $[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ des médianes de concentrations en chlore libre ou total a été définie par le GT comme correspondant à une EDCH « sans chlore » en sortie de TTP ou en UDI.

Les figures 2 et 3 montrent qu'en sortie de TTP, les concentrations médianes en chlore total et en chlore libre sont inférieures à 0,05 mg.L⁻¹ et correspondent donc à une EDCH « sans chlore » dans les départements de l'Isère, de la Savoie, de la Haute-Savoie, des Hautes-Alpes, ainsi que de la Lozère (chlore total uniquement). Elles sont comprises entre 0,05 mg.L⁻¹ et 1 mg.L⁻¹ dans les autres départements (dont Lozère pour le chlore libre¹⁹), sauf pour la Guyane (chlore total et chlore libre) et la Guadeloupe (chlore total) où les concentrations médianes sont supérieures à 1 mg.L⁻¹.

Dans les UDI, les médianes des concentrations en chlore total et chlore libre sont inférieures à 0,05 mg.L⁻¹ (EDCH « sans chlore ») dans les mêmes départements que ceux cités pour les TTP (Isère, Savoie, Haute-Savoie et Hautes-Alpes), mais aussi dans les Alpes de Haute-Provence et dans le Haut-Rhin, ainsi que dans la Lozère et l'Ariège (chlore total uniquement), et dans l'Ardèche, la Haute-Loire, le Cantal, le Puy-de-Dôme et les Vosges (chlore libre uniquement). Les médianes des concentrations en chlore total et chlore libre sont comprises entre 0,05 mg.L⁻¹ et 1 mg.L⁻¹ dans les autres départements. Aucun département ne présente une médiane de concentrations en chlore total ou libre supérieure à 1 mg.L⁻¹.



¹⁹ Le cas de la Lozère est développé en annexe 2.

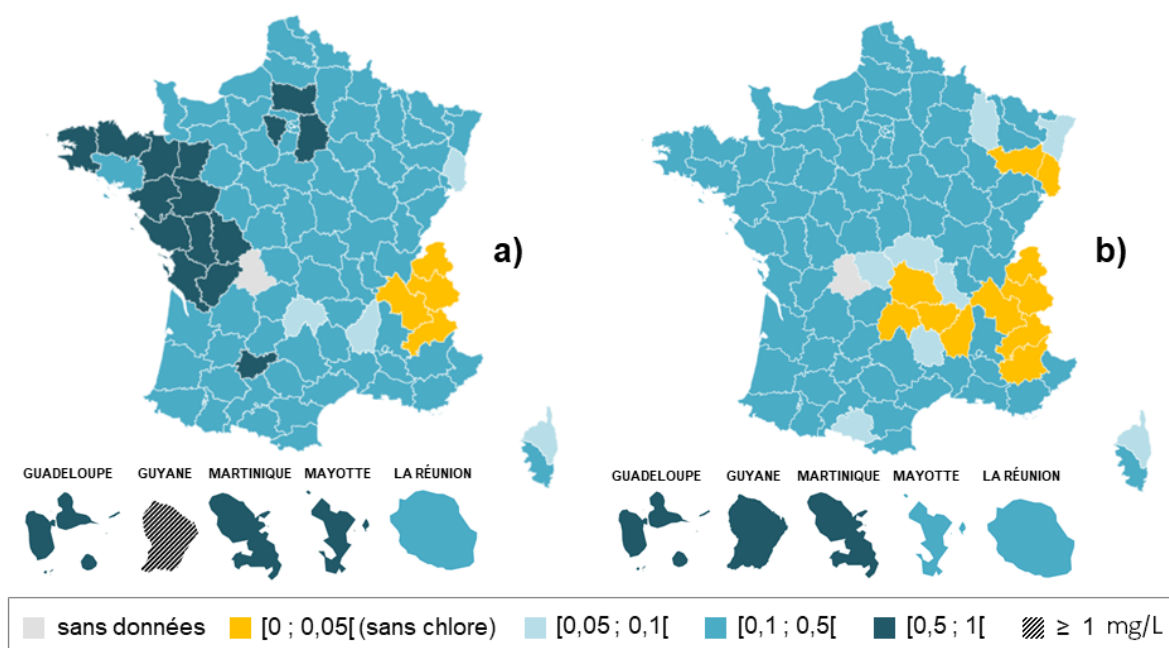


Figure 3. Médianes des concentrations en chlore libre par département : (a) en sortie de TTP, (b) en UDI (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

■ Nombre de TTP et d'UDI « sans chlore » en France, population associée et type d'eau brute utilisée

Une analyse du pourcentage de TTP et d'UDI produisant/distribuant une EDCH « sans chlore » (figures 4 et 5), de la population associée et du type d'eau brute utilisée (souterraine, superficielle, mixte ou de mer) a été réalisée.

Les pourcentages de TTP et d'UDI « sans chlore » (libre ou total) dans chaque département par rapport au nombre total de TTP et d'UDI par département sont présentés dans les figures 4 et 5 dans lesquelles, plus la couleur du département est foncée, plus il existe de TTP ou d'UDI « sans chlore » au sein du département.

Parmi les TTP, 5 215 (26 %) sont « sans chlore » total et 5 302 (27 %) « sans chlore » libre. Parmi les UDI, 7 123 (29 %) sont « sans chlore » total et 6 342 (32 %) « sans chlore » libre²⁰. On observe également que parmi les 71 % d'UDI « avec chlore total », 3 % sont classées « sans chlore libre », soit uniquement avec du chlore combiné, ce qui traduit une consommation de la totalité du chlore libre en réseau pour former du chlore combiné.

Il est observé que :

- les TTP « sans chlore » (libre ou total) desservent 5 % de la population totale ; 92 % d'entre elles desservent des UDI de moins de 1 000 habitants et 98 % sont alimentées par des eaux brutes souterraines ;
- les UDI « sans chlore » (libre ou total) desservent 5 % de la population totale ; 89 % sont des UDI de moins de 1 000 habitants et 97 % d'entre elles sont alimentées par des eaux brutes souterraines ;
- les UDI « sans chlore » libre desservent 7 % de la population totale et 95 % d'entre elles sont alimentées par des eaux brutes souterraines.

²⁰ Sur l'ensemble de la France, les données de chlore total de 20 078 TTP et celles de chlore libre de 19 980 TTP, ainsi que les données de chlore total de 21 936 UDI et celles de chlore libre de 22 035 UDI, ont été examinées.

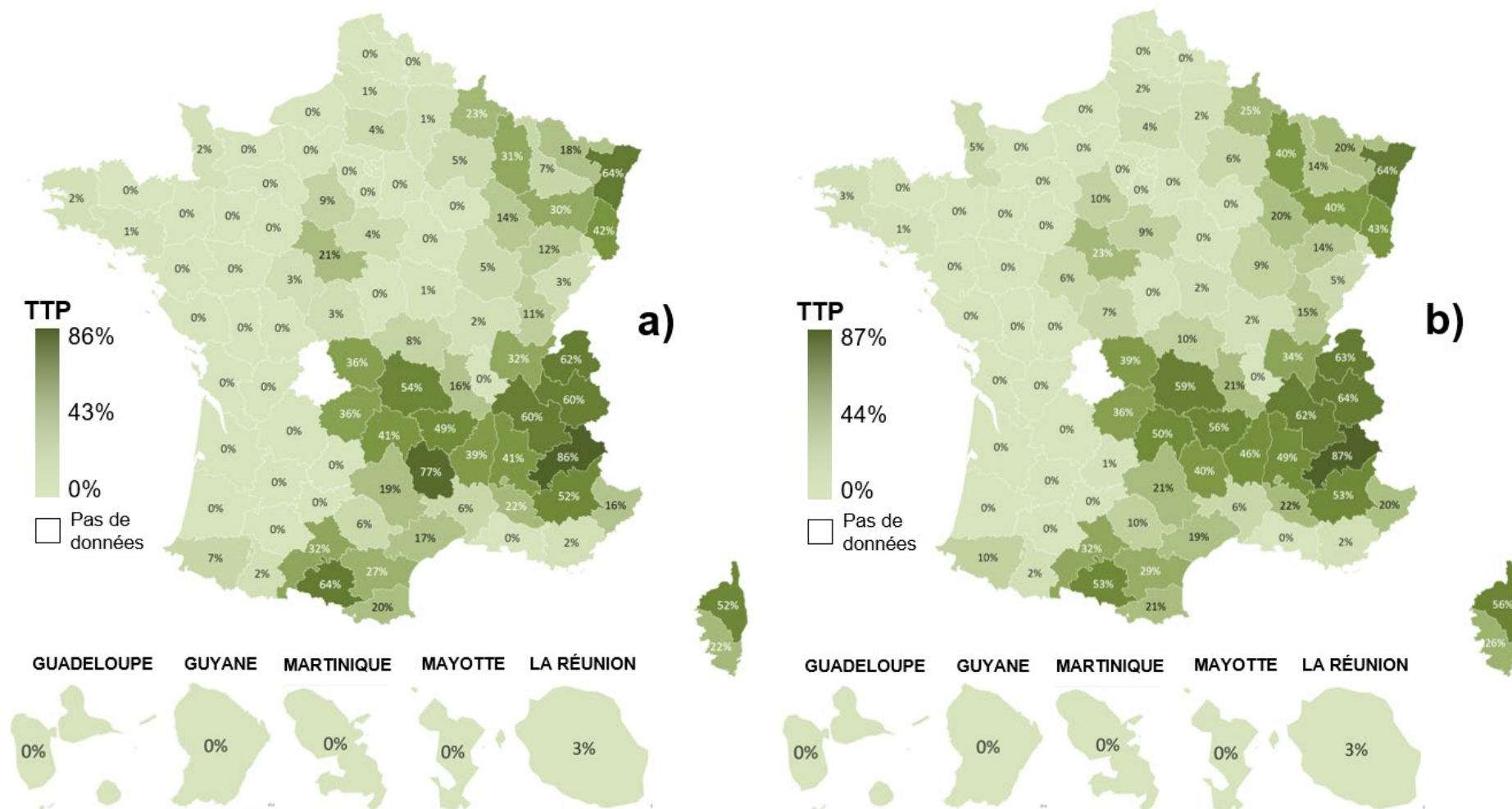


Figure 4. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des concentrations) par département rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

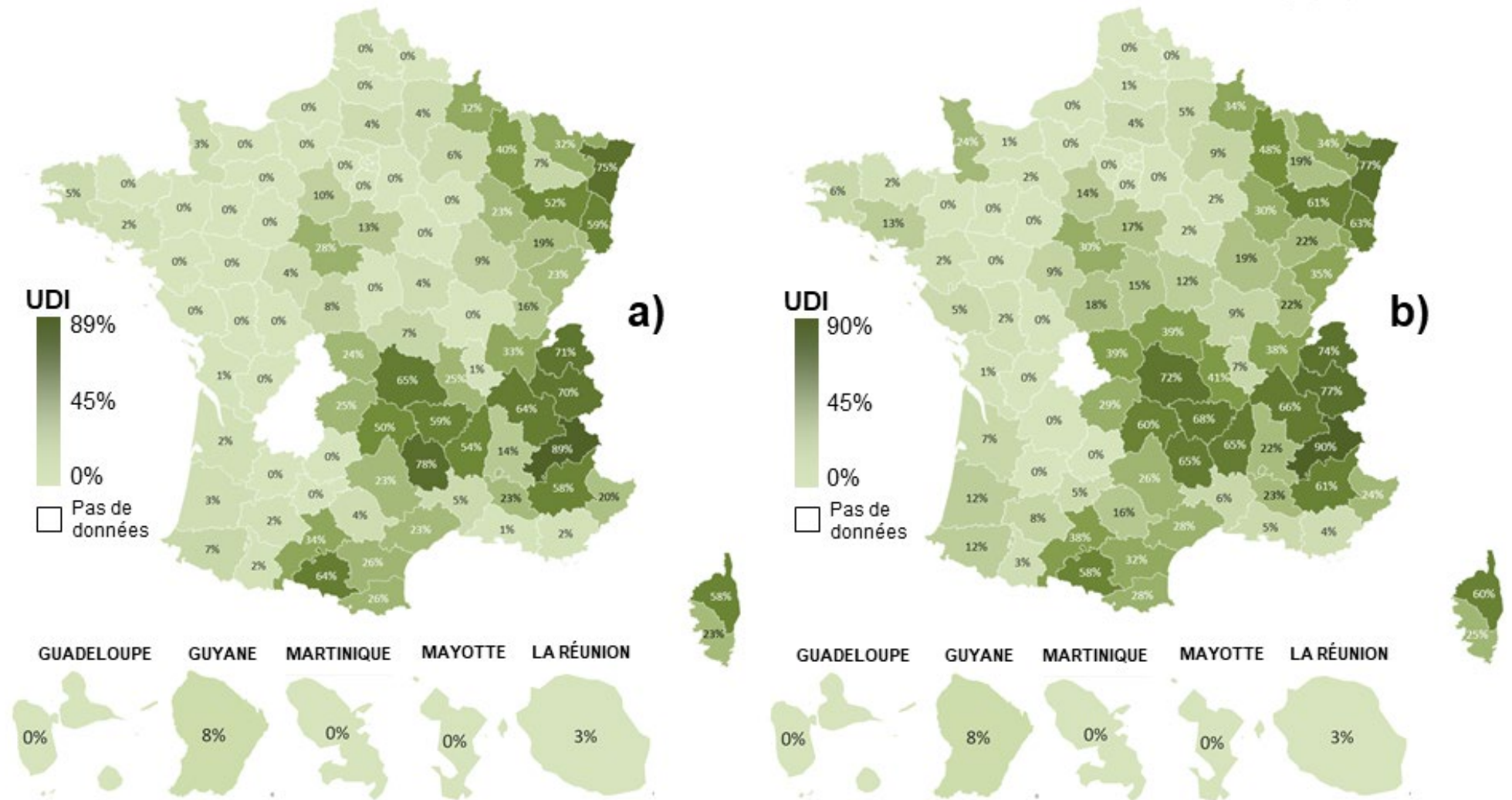


Figure 5. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$; médianes des données) par département rapporté au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

Parmi les 18 régions et DROM de la France, six n'ont aucune TTP « sans chlore » (Guadeloupe, Guyane, Île-de-France, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire) et quatre n'ont aucune UDI « sans chlore » (Guadeloupe, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire).

Parmi les régions ayant des TTP et UDI « sans chlore », les régions Auvergne-Rhône-Alpes (ARA), Grand Est, Occitanie et Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) représentent :

- 89 % des TTP et 88 % des UDI « sans chlore » sur le total des TTP ou des UDI « sans chlore » en France ;
- 88 % de la population desservie par de l'EDCH « sans chlore » sur le total de la population desservie par des UDI « sans chlore » en France.

Une analyse plus détaillée réalisée à l'échelle des départements de chacune des régions est présentée en 4.3.1.3 du rapport.

Résumé

En France (2019-2024) :

- 26 % des TTP et 29 % des UDI sont « sans chlore » et desservent 5 % de la population totale ;
- 92 % des TTP et 89 % des UDI « sans chlore » desservent des UDI de moins de 1 000 habitants ;
- 98 % des TTP « sans chlore » sont alimentées à partir de ressources d'eaux brutes souterraines.

Une disparité régionale est constatée : les régions ARA, Grand Est, Occitanie et PACA, comportant des zones de montagnes et situées dans le sud et l'est de la France, sont les régions où se situe la majorité des TTP et UDI « sans chlore ».

Parmi les TTP et les UDI desservant des villes françaises de plus de 100 000 habitants, seules celles de Grenoble et de Mulhouse sont classées comme « sans chlore », ce qui est cohérent avec les informations obtenues lors des auditions²¹.

Il est à noter que l'exploitation des données SISE-Eaux ne permet pas de distinguer les UDI qui sont « sans chlore » du fait d'une démarche volontaire des PRDPE, des UDI qui sont « sans chlore » par un manque de maîtrise (chloration insuffisante qui conduit à une consommation complète du chlore libre résiduel en réseau avant d'atteindre un point d'usage).

■ Comparaison des signaux épidémiologiques sur les UDI avec/« sans chlore »

Pour compléter l'analyse descriptive des données SISE-Eaux, les données épidémiologiques issues du dispositif national de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë (GEA) d'origine hydrique (EpiGEH) ont été exploitées sur la période 2019-2024 afin de tester la relation entre la survenue de signaux épidémiologiques évocateurs d'épidémies de GEA hydrique et la présence ou l'absence de chlore (libre ou total) dans le réseau de distribution.

Pour chaque épidémie hydrique détectée, sont associés : la ou les UDI desservant les cas de GEA impliqués dans l'épidémie, la durée (en jours), l'excès de cas de GEA (estimation basée sur la différence entre le nombre de cas observés et le nombre de cas attendus sur la base de

²¹ Depuis mars 2025, Colmar Agglomération (113 600 habitants en 2022 selon l'INSEE) distribue également une EDCH « sans chlore ».

l'incidence des pathologies au niveau départemental), le rapport de risque ou RR_{EpiGEH} (rapport entre le nombre de cas observés et le nombre de cas attendus), une *p-value* (p-valeur ou probabilité critique).

Pour cette analyse, les signaux EpiGEH répondant aux critères suivants avec deux niveaux de sensibilité ont été retenus (Mouly *et al.*, 2024) :

- $RR_{EpiGEH} \geq 1,5$, nombre de cas en excès ≥ 5 , durée > 3 jours, $p < 0,05$;
- $RR_{EpiGEH} \geq 3$, nombre de cas en excès ≥ 10 , durée > 3 jours, $p < 0,05$.

À partir de ces signaux, les UDI ont été classées :

- comme ayant connu (nombre de signaux EpiGEH ≥ 1) ou n'ayant pas connu (aucun signal EpiGEH) d'épisode épidémique sur la période ;
- comme étant chlorée ou « sans chlore » (libre ou total) selon les mêmes critères que ceux définis pour SISE-Eaux (« sans chlore » : $< 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$).

Une régression logistique des deux variables dichotomiques a été réalisée en prenant en compte la taille, en nombre d'habitants alimentés, des UDI.

L'étude de la relation entre le niveau de chlore de l'UDI (c'est-à-dire chlorée ou « sans chlore » libre ou total) et la répartition des signaux EpiGEH (indicateur utilisé comme proxy du risque d'épidémie d'origine hydrique) ne montre pas de différence significative de risque entre les UDI chlorées et « non chlorées » de plus de 1 000 habitants. En revanche, il existe **une différence pour les petites UDI de moins de 1 000 habitants** : la probabilité d'avoir un signal EpiGEH est plus importante pour les UDI chlorées que pour les UDI « sans chlore » et ce, pour les deux niveaux de sensibilité décrits précédemment. Ce constat pourrait traduire l'inefficacité d'un traitement reposant uniquement sur une étape de chloration dans le cas des petites UDI alimentées par une ressource vulnérable aux fortes pollutions, par exemple à la suite d'évènements pluvieux ou vis-à-vis de certains agents pathogènes comme les virus entériques ou les protozoaires (Zmirou *et al.*, 1995).

Bien que reposant sur un jeu de données volumineux (données France entière sur cinq ans) et robuste (données épidémiologiques avec des cas de maladie avérés), cette étude présente des limites :

- une approche épidémiologique de type écologique qui estime l'exposition à l'EDCH de façon agrégée et identique pour l'ensemble des cas alimentés par une même UDI ;
- un manque de spécificité du paramètre chlore (libre ou total) vis-à-vis du risque infectieux en l'absence de données de contexte sur la qualité de l'EDCH (pH et température notamment) ;
- une absence d'information sur l'existence d'une désinfection éventuelle basée sur des technologies autres que la chloration (UV, ozonation par exemple) ;
- une disparité de fréquence du contrôle sanitaire de l'EDCH selon la taille des UDI.

■ Exemples d'installations de production et/ou de distribution d'EDCH « sans chlore »

Les auditions réalisées dans le cadre de cette expertise ont permis d'identifier les spécificités de quelques installations qui distribuent de l'EDCH « sans chlore ». Les communications réalisées par ces PRPDE auprès des consommateurs ont porté sur l'amélioration de la qualité organoleptique de l'EDCH et l'arrêt du recours aux « *traitements chimiques* » sans référence explicite aux sous-produits de la chloration.

Pour un réseau d'EDCH « sans chlore », les personnes auditionnées ont insisté sur la maîtrise de la sécurité sanitaire depuis le captage jusqu'au robinet du consommateur. En effet, que les réseaux « sans chlore » soient expérimentaux ou en exploitation depuis plusieurs années, la stratégie repose sur :

- une eau brute de très bonne qualité et stable et/ou une filière de traitement adaptée et optimisée, avec la réalisation d'une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRМ) pour définir les modalités de désinfection ;
- un réseau de production et de distribution le plus intègre possible et entretenu, dont le fonctionnement hydraulique est maîtrisé ;
- une autosurveillance de la qualité de l'EDCH en réseau, réalisée par les PRDPDE, portant sur :
 - les paramètres microbiologiques réglementaires, avec ou non ajout de paramètres non prévus par la réglementation (ex : les légionelles, les *Aeromonas* et les *Pseudomonas*) ;
 - des paramètres déterminants pour le développement des biofilms (température, COT, COA) ;
- une réactivité de l'exploitation en cas d'événement indésirable, notamment pour la mise en œuvre d'une chloration d'urgence ;
- un système qualité du service : formation des intervenants, gestion par procédures et enregistrements ;
- l'établissement du plan de gestion de sécurité sanitaire des eaux (PGSSE).

Si ces modalités sont déjà déployées au niveau des réseaux « sans chlore » des collectivités/PRPDE ayant fait l'objet des auditions (UDI allant de 5 000 à plus de 100 000 habitants) et envisagées comme un prérequis au passage à l'EDCH « sans chlore », elles ne sont pas identifiées comme étant déjà mises en œuvre pour les réseaux « sans chlore » de petites UDI (moins de 1 000 habitants), notamment les nombreux petits réseaux de montagne.

3.4. Écosystèmes microbiens dans les réseaux de distribution des EDCH

La filière de production d'EDCH, tout comme les réseaux de distribution attenants, sont des environnements complexes et dynamiques. Certains auteurs les assimilent à « *des réacteurs au sein desquels se déroulent de nombreuses interactions et réactions physiques, chimiques et biologiques auxquelles participent des micro-organismes, des nutriments et des particules* » (Santé Canada, 2020). Les microorganismes se développent au sein d'une matrice de substances polymériques extracellulaires (EPS pour *extracellular polymeric substances*) sécrétées par des bactéries pour former des biofilms à la surface des MCDE (ex : canalisations, vannes, réservoirs) et dans l'EDCH en circulation (figure 6 ; Flemming *et al.*, 2025 ; Liu *et al.*, 2013). Les microorganismes peuvent être sous forme planctonique ou associés aux matières en suspension sous forme d'agrégats organiques ou organo-minéraux. Dans un réseau de distribution d'EDCH, du fait des forces de cisaillement liées au fonctionnement hydrodynamique du réseau, des cellules et amas cellulaires se détachent des biofilms et modifient la qualité microbiologique de l'EDCH du réseau.

Au cours de sa distribution, les caractéristiques microbiologiques de l'EDCH peuvent évoluer, du fait notamment de la température, des phénomènes de corrosion ou de la présence de tartre et de sédiments, du temps de séjour, de la présence d'un résiduel de désinfectant, ainsi que de la concentration en nutriments, et particulièrement ceux apportés par la fraction bioassimilable (ou biodégradable) des matières organiques (MO). La notion de « potentiel de recroissance » (« *regrowth potential* ») est parfois utilisée pour agréger des paramètres

influant sur le développement de la flore hétérotrophe, principalement la quantité de nutriments disponibles pour les bactéries hétérotrophes (carbone organique dissous biodégradable CODB ou COA (voir ci-dessous)), ainsi que la température, l'absence de désinfectant résiduel et le temps de séjour. Un réseau d'EDCH à fort « potentiel de recroissance » offre donc des conditions environnementales favorables au développement de biofilms.

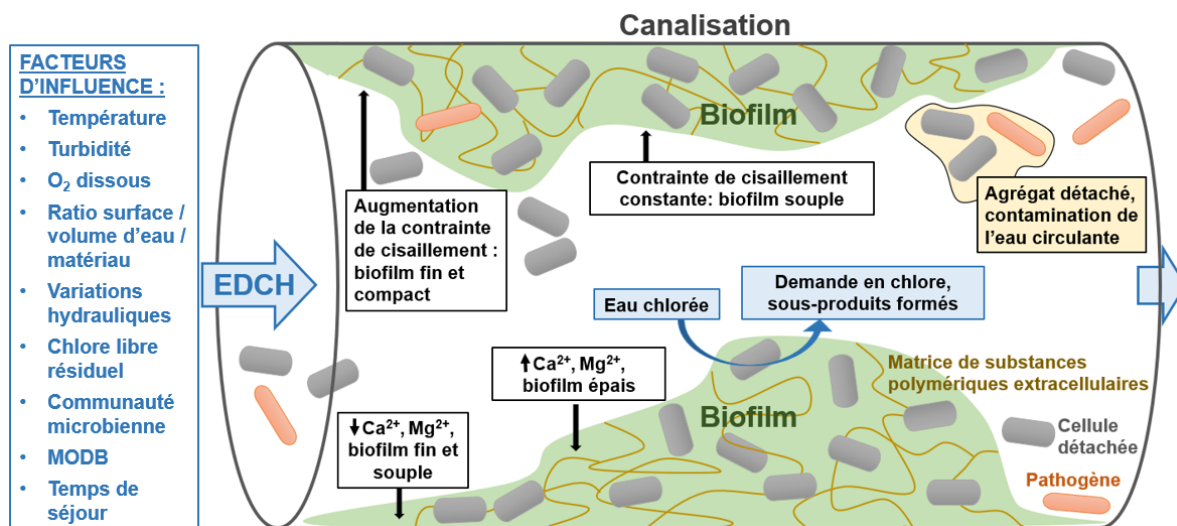


Figure 6. Schéma des structures et conditions d'évolution des biofilms dans une canalisation d'EDCH (traduit et adapté de Flemming et al., 2025 avec l'accord explicite des auteurs) ; concernant cette figure, la présence éventuelle d'amibes, ainsi que les dépôts de tartre, les dépôts liés à la corrosion et la nature des matériaux ou des revêtements de canalisations qui sont des facteurs d'influence, ne sont pas représentés.

La présence de nutriments (dont des MO assimilables) induit des changements dans la composition des communautés microbiennes en favorisant la croissance des espèces bactériennes hétérotrophes, dont les espèces bactériennes pathogènes opportunistes pouvant être présentes dans le réseau (comme *Pseudomonas aeruginosa* (*P. aeruginosa*), *Legionella* sp et, notamment, *Legionella pneumophila* (*L. pneumophila*), et les mycobactéries non tuberculeuses (MNT)) (Zhao et al., 2024 ; NASEM, 2019 ; Wullings et al., 2011). Dans le cadre de cet avis, la « stabilité biologique » désigne la capacité d'une EDCH à éviter la croissance excessive des microorganismes (bactéries des biofilms, bactéries planctoniques) permettant de limiter (i) le risque que des bactéries pathogènes opportunistes se développent et/ou survivent dans les réseaux et (ii) de limiter le développement de flores microbiennes responsables d'une dégradation organoleptique de l'EDCH.

■ Les matières organiques comme source de nutriments

Les paramètres analytiques « carbone organique total (COT) » et « carbone organique dissous (COD) » permettent de mesurer la quantité de matières organiques dissoutes ou liées aux matières en suspension à l'aide de méthodes normalisées (NF T90-102²², NF EN 1484²³, NF ISO 20236²⁴). Toutefois, ils ne donnent pas d'indication sur la part potentiellement assimilable par les bactéries. Afin d'assurer la stabilité microbiologique des EDCH mises en

²² NF T90-102 (2018). Qualité de l'eau - Protocole d'évaluation initiale des performances d'une méthode dans un laboratoire.

²³ NF EN 1484 (1997). Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD).

²⁴ NF ISO 20 236 (2024). Qualité de l'eau - Dosage du carbone organique total (COT), carbone organique dissous (COD), azote lié total (TNb) et azote lié dissous (DNb) après combustion catalytique oxydante à haute température.

distribution, il est préconisé que les concentrations en COT et COD soient maintenues à des concentrations aussi faibles que possible.

Le dosage du CODB permet de quantifier la fraction biodégradable du COD par les bactéries hétérotrophes à partir de méthodes normalisées (XP T90-319²⁵). Une concentration inférieure à 0,2 mg.L⁻¹ en CODB est préconisée pour limiter la croissance microbienne dans le réseau d'EDCH (Batté *et al.*, 2003). Le dosage du COA ne fait l'objet d'aucune norme analytique, ce qui peut être limitant pour harmoniser les pratiques et s'assurer de la comparabilité des résultats. Une concentration seuil de 10 µg.L⁻¹ éq.-C. ac. (cf. 3.3.1) a été proposée comme valeur de gestion dans plusieurs travaux publiés (Lechevallier, 2024 ; van der Wielen et van der Kooij, 2013). Ces paramètres, et les valeurs de gestion qui leur sont associées, définissent des critères visant à assurer la stabilité biologique des EDCH en réseau, pour limiter le développement des biofilms et donc l'abondance des bactéries hétérotrophes dans l'EDCH circulante. Lorsque ces valeurs sont dépassées, la stabilité microbiologique n'est plus garantie, en particulier si d'autres paramètres du réseau sont favorables à la croissance microbienne, tels qu'une température > 17 °C et un temps de séjour important de l'EDCH.

■ Les communautés bactériennes des réseaux « sans chlore »

La bibliographie limitée sur l'écologie des communautés microbiennes dans les réseaux et la variabilité des méthodologies mise en place (types de réseaux étudiés, méthodes, stratégies d'échantillonnage et performances analytiques) ne permettent pas de dresser une synthèse robuste de l'impact de l'absence de chlore libre résiduel dans les réseaux.

Cependant, certains constats peuvent être retenus ; en particulier, la composition des communautés bactériennes dans le réseau « sans chlore » est principalement déterminée par celle des biofilms qui y résident et est susceptible d'être modifiée, au moins transitoirement, lors d'intervention sur le réseau. Comme dans les réseaux chlorés, la présence de nutriments et l'élévation de la température induisent une modification de l'abondance relative des espèces bactériennes hétérotrophes au sein de la communauté bactérienne dans les biofilms et dans l'EDCH qui circule. En termes de structure des communautés, à l'échelle du genre, la diversité de la communauté bactérienne des réseaux d'EDCH « sans chlore » est plus élevée que celle qui se développe dans les réseaux chlorés. Cette diversité plus importante, notamment grâce à la présence de flores bactériennes compétitrices, contribuerait à limiter le développement de bactéries pathogènes opportunistes (légionelles et MNT ; Siponen *et al.*, (2024)).

■ Le réseau de distribution en tant que réservoir d'agents pathogènes opportunistes

Parmi l'ensemble des bactéries pathogènes opportunistes, *L. pneumophila*, *P. aeruginosa* et les MNT sont celles les plus souvent identifiées dans les études évaluant un potentiel risque sanitaire induit par une exposition à l'EDCH des réseaux de distribution (LeChevallier *et al.*, 2024 ; Zhang et Lu, 2021 ; Perrin *et al.*, 2019). Pour ces bactéries, les voies d'exposition à considérer sont l'inhalation (voire l'aspiration) de gouttelettes d'EDCH contaminée (Proctor *et al.*, 2022), ainsi que l'ingestion et l'exposition par voie cutanée.

La concentration en légionelles dans les EDCH est régulée par des mécanismes complexes qui résultent des interactions entre de nombreux paramètres clés, en particulier, la température de l'EDCH, la présence de sédiments et/ou de biofilms (en lien avec la présence d'amibes libres), le temps de séjour et le résiduel de désinfectant (CDC, 2024 ; Nisar *et al.*, 2020). L'élévation de la température des EDCH pourrait être propice au développement de légionelles dès 20 °C et de manière plus marquée au-delà de 25 °C (Sharaby *et al.*, 2017 ;

²⁵ XP T90-319 (1995). Essais des eaux - Évaluation en milieu aqueux du carbone organique dissous biodégradable - Méthode par bactéries fixées.

OMS, 2007). Plusieurs études considèrent *Legionella* comme un genre naturellement présent dans les réseaux publics d'EDCH chlorés (Nakanishi *et al.*, 2024 ; LeChevallier, 2019) ou « sans chlore » (van der Wielen et van der Kooij, 2013 ; Wullings *et al.*, 2011), mais leur développement serait négativement corrélé à la concentration en chlore libre résiduel (Nakanishi *et al.*, 2024). Bien que l'action d'un résiduel de chlore libre soit variable en fonction des espèces et des souches en présence (Xi *et al.*, 2024 ; Cervero-Aragó *et al.*, 2015), certains travaux recommandent le maintien d'un résiduel de chlore libre de 0,1 à 0,2 mg.L⁻¹ pour maîtriser le risque lié aux légionelles dans les réseaux d'EDCH (Lechevallier, 2025 ; LeChevallier, 2019).

Dans les réseaux intérieurs d'eau froide, un seuil de gestion de 1 000 UFC.L⁻¹ en légionelles a été fixé par l'arrêté du 30 décembre 2022²⁶. Des indicateurs de performances basés sur une stratégie de surveillance régulière et intégrant le niveau de concentration d'une mesure ponctuelle, ainsi que l'évolution du niveau de concentration entre deux mesures séparées dans le temps selon une périodicité à définir en fonction du niveau de risque associé à l'installation, ont également été récemment proposés par les centres pour le contrôle et la prévention des maladies (*Centers for disease control and prevention* – CDC, 2024). Selon cette stratégie, une concentration inférieure à 1 000 UFC.L⁻¹ et une élévation de concentration inférieure à un facteur 10 entre deux mesures sont considérées comme représentatives d'une bonne maîtrise du risque *Legionella* dans le réseau public. La nature des espèces en présence, et en particulier la présence de *L. pneumophila*, doit être prise en compte dans les mesures de gestion.

Concernant les MNT, de fortes similarités sont à souligner avec la problématique de contaminations des réseaux par les légionelles, en particulier leur capacité de multiplication dans les amibes libres et le potentiel d'infection respiratoire sévère par l'exposition à des aérosols de gouttelettes contaminées (Zhang et Lu, 2021 ; Le Dantec *et al.*, 2002). Dans un contexte où le nombre d'infections à MNT tend à augmenter (Campbell *et al.*, 2024 ; Kumar *et al.*, 2024 ; Gan *et al.*, 2022 ; To *et al.*, 2020 ; Dowdell *et al.*, 2019), l'EDCH des réseaux de distribution est suspectée de constituer une voie d'exposition significative (Loret *et al.*, 2019). Les mycobactéries appartenant aux complexes MAC (*M. avium* et *M. intracellulare/chimaera*) présentent l'impact sanitaire jugé le plus préoccupant (Desquiens *et al.*, 2021 ; Nishiuchi *et al.*, 2017). La nature spécifique de la paroi cellulaire des mycobactéries leur confère une importante résistance au chlore libre (Loret *et al.*, 2019). Le maintien d'un résiduel de chlore libre et d'une faible concentration en COA ne semblent pas garantir la maîtrise d'un risque de développement dans le réseau (Yang *et al.*, 2024 ; Waak *et al.*, 2019 ; Perrin *et al.*, 2019 ; Delafont, 2015 ; van der Wielen *et al.*, 2013).

La contamination des réseaux de distribution par les MNT ne constitue pas un risque spécifique des réseaux « sans chlore » (Yang *et al.*, 2024 ; Waak *et al.*, 2019 ; Perrin *et al.*, 2019 ; Delafont, 2015 ; van der Wielen *et al.*, 2013). Par conséquent, pour ce paramètre, l'évaluation de l'impact de la suppression du résiduel de chlore libre dans un réseau nécessitera de s'appuyer sur l'évolution des abondances mesurées avant et après cette suppression.

P. aeruginosa se caractérise par sa capacité à initier, se maintenir et se développer dans les biofilms, y compris dans les réseaux de distribution (Letizia *et al.*, 2025 ; Mao *et al.*, 2018 ; Bédart *et al.*, 2016 ; Wingender et Flemming, 2011 ; Mena et Gerba, 2009 ; Grobe *et al.*, 2001). Il permet à d'autres microorganismes de se développer au sein des biofilms dont il a initié le développement. Des données issues de la surveillance des EDCH en France (période 1996-2009 ; ANSES, 2010) ont montré une faible fréquence d'échantillons contaminés (moins

²⁶ Arrêté du 30 décembre 2022 relatif à l'évaluation des risques liés aux installations intérieures de distribution d'eau destinée à la consommation humaine.

de 6 %) et des niveaux de concentration associés faibles à modérés (valeur médiane de 8 UFC/100 mL). D'un point de vue sanitaire, pour la population générale immunocompétente, *P. aeruginosa* est considéré à faible risque, mais pour les personnes fortement immunodéprimées, la bactérie peut être à l'origine d'infections sévères, notamment respiratoires (Bédart *et al.*, 2016). À ce titre, elle est considérée avec attention dans les établissements de santé où elle fait partie des microorganismes les plus fréquemment isolés dans les infections associées aux soins (Daniau *et al.*, 2023). Au-delà du risque sanitaire qui lui est associé, *P. aeruginosa* constitue également un indicateur utile pour évaluer le développement de la biomasse bactérienne dans les réseaux et statuer sur la dégradation microbiologique pouvant impacter l'EDCH (ANSES, 2010). Les biofilms auxquels contribuent les bactéries du genre *Pseudomonas* peuvent aussi constituer un habitat favorable au développement d'autres agents pathogènes opportunistes. Au regard du faible taux de détection positive et du faible niveau de contamination habituellement observés dans les EDCH chlorées, le suivi de l'évolution de la contamination en *P. aeruginosa*, s'il était mis en place, pourrait constituer un outil de surveillance pour statuer sur l'impact de modifications d'exploitation d'un réseau telle que la suppression d'un résiduel de chlore libre. Cette surveillance pourrait s'inscrire dans une comparaison des concentrations observées en amont du basculement et après ce dernier.

Des amibes libres sont présentes dans l'EDCH et les biofilms des réseaux de distribution. Certaines sont pathogènes et peuvent être à l'origine de graves infections oculaires ou du système nerveux central, néanmoins ces infections restent rares (Alanazi *et al.*, 2025 ; Fechtali Moute, 2022). Les encéphalites amibiennes granulomateuses (EAG) provoquées par certaines amibes du genre *Acanthamoeba* affectent principalement les personnes immunodéprimées, contrairement aux méningo-encéphalites amibiennes primitives (MAP) qui résultent d'infection par *Naegleria fowleri* pouvant atteindre la population immunocompétente. Des réseaux de distribution dont la température peut dépasser 30 °C de manière saisonnière peuvent favoriser la présence de *N. fowleri* et présenter un risque d'exposition si l'EDCH contaminée est amenée à être en contact avec la muqueuse nasale (NHMRC, 2011). Le nombre de cas d'infection à *N. fowleri* recensé à ce jour est toutefois extrêmement faible (moins de 500 cas dans le monde depuis 1962) et très majoritairement lié à des baignades en milieu naturel. Le maintien d'un résiduel de chlore libre d'au moins 0,2 mg.L⁻¹ en tous points des réseaux d'EDCH à risque (température d'eau élevée) pourrait être une mesure de gestion adaptée pour maîtriser le risque associé à *N. fowleri* (NHMRC, 2011).

Certains genres d'amibes libres (par exemple, *Acanthamoeba* et *Naegleria*) sont également à considérer du fait de la capacité des principaux pathogènes opportunistes (tels que *L. pneumophila*, *M. avium* et *P. aeruginosa*) à se multiplier à leurs dépens (Delafont *et al.*, 2016 ; Thomas et Ashbolt, 2011 ; Greub et Raoult, 2004). Par ailleurs, ce potentiel de multiplication, qui intervient en particulier au niveau des biofilms, conduit potentiellement à une virulence accrue de ces pathogènes, notamment pour *L. pneumophila* (Wang *et al.*, 2025) et *M. avium* (Gimaraes *et al.*, 2016 ; Greub et Raoult, 2004).

3.5. Identification des risques liés à la diminution/suppression de la chloration

■ Retours des membres du réseau ENDWARE

Les neuf pays du réseau ENDWARE ont été sollicités afin de disposer de leur retour d'expérience sur le sujet des EDCH « sans chlore ». Ils n'ont pas identifié de risques spécifiques et ne disposent pas de données épidémiologiques spécifiques et/ou récentes sur ce sujet. Certains d'entre eux ont introduit dans leur réglementation nationale des paramètres de suivi additionnels à ceux du contrôle sanitaire fixés par la directive européenne (cf. 3.2).

■ Risques liés à la production d'EDCH « sans chlore »

Le passage à une EDCH « sans chlore » à partir d'une installation produisant et distribuant une EDCH chlorée peut impliquer une modification de la filière de traitement de l'eau : soit en ayant recours à un procédé alternatif de désinfection (ozonation, traitement par rayonnements aux UV), soit en déchlorant l'EDCH après une étape de désinfection par un agent chlorant. Quelle que soit l'option technique retenue, le remplacement de la chloration de l'eau par un procédé de désinfection alternatif ou la réduction des doses d'agents chlorants utilisés dans une perspective d'EDCH « sans chlore » impliquent de définir des protocoles de traitement adaptés aux caractéristiques de l'eau à désinfecter, sur la base d'une EQRM, prenant en compte tous les microorganismes susceptibles d'être présents (avec une vigilance sur les virus et les protozoaires) et de valider l'efficacité de la filière mise en place. Les éventuelles variations qualitatives de l'eau brute en fonction des périodes de l'année et des événements météorologiques doivent être prises en compte. La suppression de la chloration à l'étape de désinfection n'induit pas en soi de risque spécifique si le protocole alternatif de désinfection mis en œuvre respecte ces exigences, ou si les conclusions de l'EQRM permettent de ne pas prévoir d'étape de désinfection.

■ Risques liés aux introductions accidentelles de microorganismes pathogènes dans le réseau

Les circonstances associées à une introduction accidentelle d'agents microbiens pathogènes dans un réseau de distribution d'EDCH peuvent se situer depuis l'entrée du réseau jusqu'à chaque point d'usage, en passant par les ouvrages de stockage (US EPA, 2002).

Au niveau du point de mise en distribution, une inefficacité de la désinfection réalisée en usine peut être observée de manière ponctuelle du fait notamment de variations brutales de la composition de l'eau brute (par exemple, orages, inondations) ou d'accidents de gestion de la filière de traitement (panne du dispositif de désinfection).

Au niveau du réseau de distribution, une introduction accidentelle d'agents microbiens peut être la conséquence d'un phénomène de retour d'eau (AFNOR, 2025²⁷), de défauts d'étanchéité des dispositifs de stockage et de distribution de l'EDCH (notamment consécutifs à un vieillissement des installations), de l'application de procédures inadaptées lors de la réparation d'équipements et de canalisations, d'opérations de maintenance ou d'une contamination de l'EDCH par l'air au sein des réservoirs. Dans ces circonstances, l'introduction de microorganismes est souvent associée à un apport de matières organiques et minérales.

Divers travaux se sont attachés à évaluer l'impact d'un résiduel de chlore libre sur les agents microbiens introduits dans le réseau dans ce type de circonstances. Il apparaît que de nombreuses épidémies d'origine hydrique sont survenues suite à des retours d'eau, malgré l'existence d'un résiduel de désinfectant chloré en réseau (Betanzo *et al.* 2008 ; Craun et Calderon, 2001 ; US EPA, 2001 ; Payment, 1999 ; Bowie *et al.*, 1997 ; Haas 1999). Payment *et al.* (1991) ont montré que le risque de gastro-entérite au sein d'une population alimentée par un réseau de distribution d'EDCH chlorée au Québec est majoré chez les personnes vivant le plus loin du point de mise en distribution de l'EDCH, là où la concentration en chlore libre résiduel est la plus faible. Ce constat suggère un effet protecteur du chlore libre résiduel mais

²⁷ NF EN 1717 (2025). Protection contre la pollution de l'EDCH dans les installations d'eau potable et exigences générales applicables aux dispositifs de protection contre la pollution par retour.

de nombreux autres paramètres peuvent expliquer ce bilan, en lien notamment avec l'état et la typologie du réseau et ses éventuels dysfonctionnements.

Snead *et al.* (1980) ont simulé une introduction d'eaux usées dans de l'EDCH en utilisant des eaux usées préalablement stérilisées puisensemencées artificiellement avec des microorganismes d'intérêt. Ils ont observé que plus la quantité d'eaux usées introduite dans l'EDCH est élevée, plus l'efficacité d'inactivation des bactéries (*Salmonella* Typhimurium, *Shigella sonnei*, bactéries coliformes) et des virus (poliovirus de type 1, bactériophage f2) diminue. Au-delà de 10 % d'eaux usées ajoutées (pour une concentration initiale de 1 mg.L⁻¹ de chlore libre), aucun effet du chlore libre n'est observé sur les agents microbiens. Ce constat met en lumière le fait que lors d'entrée accidentelle de fluides contaminés dans un réseau d'EDCH chloré, il existe une compétition dans l'interaction du chlore libre avec les matières organiques accompagnant l'incident et avec les microorganismes (LeChevallier, 1999 ; Olivieri *et al.*, 1986 ; Snead *et al.*, 1980). Les réactions chimiques de réduction des oxydants étant extrêmement rapides, la compétition joue en défaveur de l'action souhaitée sur les microorganismes circulants.

Les données disponibles relatives aux risques associés aux introductions accidentelles d'agents microbiens dans un réseau de distribution d'EDCH démontrent que la présence d'un résiduel de chlore libre, aux concentrations habituellement pratiquées, peut participer à en limiter l'impact sanitaire. Cependant, ce résiduel de chlore libre ne doit pas être automatiquement considéré comme protecteur car son efficacité est dépendante de sa concentration au point d'introduction accidentelle, de l'importance et de la nature de la contamination, ainsi que de la configuration et du fonctionnement du réseau (Propato et Uber, 2004 ; Payment, 1999). En particulier, les agents microbiens résistants au chlore (oocystes et kystes de protistes, de même que certains virus) sont peu ou pas affectés (Yang *et al.*, 2011 ; Betanzo *et al.*, 2008). En cas d'introduction mineure, la présence de chlore libre résiduel peut limiter les conséquences sanitaires de l'incident ; en revanche, en cas d'introduction significative d'agents microbiens et de matières organiques et minérales, les concentrations en chlore libre résiduel habituellement constatées dans les réseaux de distribution d'EDCH ne doivent pas être considérées comme protectrices.

Le maintien d'un chlore libre résiduel en réseau ne constitue donc pas une garantie suffisante, à elle seule, vis-à-vis de toutes les introductions accidentelles d'agents microbiens. La gestion d'un réseau de distribution d'EDCH, qu'il soit chloré ou non, implique de mettre en œuvre une approche de maîtrise du risque prenant en compte notamment l'importance de l'étanchéité des réservoirs et canalisations, du respect des procédures d'hygiène et de désinfection lors des opérations techniques sur les installations, de la maîtrise de la pression dans le réseau, d'une gestion rapide des incidents tels qu'une casse de canalisation et d'une utilisation pertinente de protections anti-retour validées, vérifiées et efficaces. La question de la détection précoce des incidents doit aussi être prise en compte dans la mesure où un indicateur actuellement utilisé dans les réseaux chlorés, soit la chute brutale de la concentration en chlore libre résiduel en un point du réseau, n'est pas adapté aux réseaux « sans chlore ».

■ Risques liés à la prolifération d'agents pathogènes opportunistes présents dans le réseau de distribution d'EDCH

Le risque lié à la prolifération d'agents microbiens dans les réseaux d'EDCH implique des agents pathogènes opportunistes majoritairement présents au sein des biofilms (certaines espèces de MNT ou appartenant aux genres *Legionella* et *Pseudomonas*) et des protistes qui s'en nourrissent (Collier *et al.*, 2021). Les modalités d'exposition pour l'Homme sont l'inhalation

ou le contact avec de l'EDCH contaminée, et la symptomatologie est de type infection respiratoire ou cutanée avec des critères de gravité variables.

Des études épidémiologiques ont caractérisé le lien entre les paramètres de l'EDCH distribuée, notamment le chlore libre résiduel, et la survenue de cas de légionellose. Les constats établis ne permettent pas de démontrer une contribution déterminante de l'absence de résiduel de chlore libre dans la survenue des cas de légionellose, de nombreux autres paramètres liés aux caractéristiques de la ressource, aux procédés de traitement et au fonctionnement des réseaux de distribution pouvant avoir participé à la genèse des épidémies (Rhoads *et al.*, 2020 et 2017 ; Yvon, 2024 ; Dejan et Mansotte, 2012 ; Den Boer *et al.*, 2008). Une étude écologique, réalisée dans la région Auvergne-Rhône Alpes (Yvon, 2024) et visant à quantifier le lien entre l'incidence des cas de légionellose à l'échelle de l'UDI et certains paramètres de composition de l'EDCH, suggère néanmoins qu'il existe une relation entre certains paramètres de composition de l'EDCH, dont la concentration en chlore libre résiduel, et le risque de légionellose ; cette étude corrobore les résultats de Gleason *et al.* (2023). Ceci justifie la réalisation d'études supplémentaires afin de préciser les résultats obtenus. C'est notamment un des objectifs de l'étude de cohorte « LEGIODOM » initiée en France en 2024 et coordonnée par le Centre national de référence des légionelles²⁸.

■ Risques liés à l'arrêt de la chloration : contaminants chimiques

La suppression du recours aux agents chlorants peut induire une modification de certains équilibres chimiques dans les réseaux de distribution, pouvant avoir des conséquences sur la qualité sanitaire de l'EDCH. Dans certains contextes, il apparaît que la présence/absence de chlore libre résiduel en réseau peut influencer sur les formes de chrome présentes dans l'EDCH avec pour conséquence possible une majoration de la forme Cr(VI) dont la toxicité par ingestion affecte l'estomac, le foie, les reins et les cellules sanguines (ANSES, 2011). Toute modification des protocoles de traitement des eaux susceptible de faire varier le potentiel redox, notamment l'absence de chlore libre résiduel, devrait donc faire l'objet d'une évaluation.

En ce qui concerne le plomb, la quantité présente dans les EDCH distribuées est principalement régie par la solubilité de ses différentes formes carbonates (PbCO_3 et $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) et oxydes aux degrés II (PbO) et IV (PbO_2). PbO_2 n'est stable qu'en milieu oxydant, de sorte que la baisse de concentration en chlore libre résiduel peut augmenter les concentrations en plomb dissous (Akoumianaki, 2017). Ainsi, les réseaux distribuant des EDCH douces, où les équipements en plomb au contact de l'eau ne sont pas recouverts de carbonates, sont sujets à un risque supérieur de relargage de plomb dans le cas d'un abandon d'un résiduel de chlore libre en réseau.

Si la production de sous-produits potentiellement toxiques en cas de recours au procédé de chloration est problématique, il est montré que la réaction des agents chlorants avec des micropolluants organiques peut en revanche être bénéfique. En effet, de nombreux micropolluants organiques tels que des résidus de médicaments, pesticides, microcystines contiennent des structures susceptibles de réagir avec les agents chlorants, modifiant leur activité (Deborde et von Gunten, 2008). Cependant, cet effet du chlore libre résiduel décrit pour certains agents chimiques ne pouvant pas être maîtrisé et pouvant induire la formation de sous-produits toxiques, il ne doit pas être considéré comme participant au processus de traitement de l'eau : le maintien d'un résiduel de chlore libre en réseau de distribution n'a pas

²⁸ Centre National de Référence des légionelles, Institut des Agents Infectieux Groupement Hospitalier Nord. Protocole d'étude – Cas isolés de légionellose et exposition à domicile. https://www.chu-lyon.fr/sites/default/files/2-Protocole_LEGIODOM_VF.pdf.

vocation à minimiser le risque lié aux micropolluants, dont l'élimination (ou la réduction à un niveau acceptable) doit être garantie avant la mise en distribution de l'EDCH. À cette condition, le passage à une EDCH « sans chlore » n'aura pas de conséquences sanitaires en lien avec ces composés organiques.

■ Risques liés aux effets du changement climatique

Dans le domaine de l'eau, la prise en compte des effets du changement climatique représente un défi majeur pour la gestion des ressources naturelles, affectant à la fois leur disponibilité et leur composition. Ainsi, les événements climatiques extrêmes peuvent affecter de manière brutale et durable les caractéristiques qualitatives des eaux à traiter pour la production d'EDCH. Les conséquences du changement climatique constituent donc un défi pour tout producteur d'EDCH qui doit s'assurer (i) de la disponibilité permanente de l'eau brute en quantités suffisantes, (ii) de la capacité de la filière de traitement à garantir la conformité réglementaire des EDCH distribuées, même dans des situations extrêmes pouvant dégrader la qualité de l'eau brute, et (iii) de la sécurité et de la fiabilité du réseau même en situation de crues massives. L'étape de désinfection peut être particulièrement affectée en cas de variations brutales du niveau de contamination de l'eau brute par des agents microbiens et des matières en suspension, et par les augmentations de la température de l'eau à traiter. Si un protocole de désinfection est mis en œuvre, il devrait donc être validé en scénario « pire cas », quelle que soit la technologie utilisée (avec ou sans recours aux agents chlorants). Un renforcement de la surveillance des eaux brutes et distribuées doit aussi être prévu en cas de survenue d'un événement climatique extrême.

L'augmentation globale de la température et les épisodes caniculaires favorisent une augmentation de la température de l'eau, à la fois au niveau de la ressource et au sein des réseaux de distribution. Cette hausse de la température est globalement favorable au développement des agents microbiens adaptés au milieu hydrique (en particulier les légionelles et les MNT) et à la croissance des biofilms. Ce constat doit être pris en compte dans l'élaboration des PGSSE (ASTEE, 2021 ; DGS, 2018), en intégrant notamment un suivi de la température des eaux (brutes et EDCH) et une vigilance particulière vis-à-vis des agents pathogènes opportunistes.

Ce bilan des effets possibles du changement climatique sur la production d'EDCH n'amène cependant pas à considérer que les installations distribuant des EDCH « sans chlore » pourraient être plus affectées que les réseaux chlorés.

3.6. Conclusions du GT et du CES « Eaux »

Concernant l'état des lieux de la production et de la distribution d'EDCH « sans chlore » en France à ce jour.

L'utilisation d'agents chlorants, lorsqu'elle est réalisée, peut intervenir à différents niveaux dans le traitement et la distribution des EDCH : la **désinfection** au sein de l'usine de potabilisation, le maintien dans l'EDCH distribuée d'un **résiduel de chlore libre** et la désinfection des matériaux et équipements par la réalisation d'un « **choc chloré** ».

Plusieurs types d'agents chlorants sont autorisés en France : chlore gazeux, hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium et dioxyde de chlore. La réglementation française ne fixe aucune obligation en termes de recours aux agents chlorants indépendamment des exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate.

Les principaux inconvénients de la chloration sont le risque de formation de sous-produits toxiques et l'impact parfois négatif sur les caractéristiques organoleptiques de l'EDCH, ce qui conduit certaines collectivités à mettre en œuvre des approches alternatives :

- à l'étape de désinfection, le remplacement de la chloration par le recours aux rayonnements ultra-violet ;
- la mise en distribution d'EDCH ne contenant pas de résiduel de chlore libre.

De nombreux réseaux « sans chlore » existent en Europe et sont associés, pour la plupart, à une ressource de très bonne qualité microbiologique et à faible teneur en composés organiques dissous (exception faite de certaines eaux brutes des Pays-Bas), ainsi qu'à la mise en œuvre d'une approche visant à garantir la meilleure intégrité possible du réseau de distribution d'EDCH.

En France (2019-2024), l'analyse des données SISE-Eaux permet d'observer que la distribution d'EDCH « sans chlore » (médiane de la concentration en chlore libre ou total inférieure à 0,05 mg.L⁻¹) présente les caractéristiques suivantes :

- 5 % de la population française consomme de l'EDCH « sans chlore » distribuée au sein de réseaux non chlorés ou dans des portions de réseaux chlorés dans lesquelles le résiduel de chlore libre a disparu ;
- sur l'ensemble des stations de traitement (TTP) répertoriées dans SISE-Eaux, 26 % sont « sans chlore ». Ce même constat est établi pour 29 % des unités de distribution (UDI) ;
- les TTP et UDI concernées par l'EDCH « sans chlore » sont majoritairement de petite taille, mais quelques grandes collectivités font exception (par exemple, Mulhouse et Grenoble²⁹). Les UDI « sans chlore » desservent 5 % de la population et 89 % d'entre elles moins de 1 000 habitants ;
- 98 % des TTP produisant de l'EDCH « sans chlore » exploitent des eaux brutes souterraines ;
- parmi les UDI « avec chlore » total, 3 % sont classées « sans chlore » libre, soit uniquement avec du chlore combiné, ce qui démontre une consommation du chlore libre en réseau pour former du chlore combiné ;
- des disparités régionales importantes sont observées : l'EDCH « sans chlore » est principalement distribuée dans les régions ARA, Grand Est, Occitanie et PACA.

L'analyse des données épidémiologiques EpiGEH en complément des données SISE-Eaux n'a pas mis en évidence de sur-risque épidémique de gastro-entérites aiguës d'origine hydrique dans les réseaux d'EDCH « sans chlore » comparativement aux réseaux d'EDCH chlorés desservant plus de 1 000 habitants.

Concernant les risques sanitaires liés à la suppression de la chloration comme procédé de désinfection dans les usines de traitement et/ou dans le réseau de distribution.

À l'étape de désinfection : la suppression du recours à la chloration en tant que procédé de désinfection des eaux implique la mise au point d'un protocole alternatif reposant sur une bonne connaissance des caractéristiques de l'eau à traiter, de leurs fluctuations éventuelles, et d'une analyse quantitative des risques microbiologiques. Ce protocole doit faire l'objet d'une étape de validation par la PRPDE, puis d'une surveillance adaptée. Le résultat de la désinfection doit être garanti et ne doit pas induire d'effets annexes indésirables dans l'EDCH

²⁹ Depuis mars 2025, Colmar Agglomération distribue également une EDCH « sans chlore ».

distribuée (notamment altérations organoleptiques, génération de matières organiques dissoutes biodégradables, de facteurs de corrosion, de sous-produits toxiques). Il demeure cependant des cas où une mauvaise qualité microbiologique ou physico-chimique (pics de turbidité, par exemple) de l'eau brute constitue un facteur qui limite le recours à des approches alternatives de désinfection des eaux. Lorsque l'emploi d'agents chlorants s'avère incontournable pour garantir une parfaite désinfection, une étape de déchloration chimique peut être envisagée pour disposer d'une EDCH « sans chlore » au point de mise en distribution.

À l'étape de distribution : la distribution d'une EDCH sans résiduel de chlore libre peut constituer un facteur de vulnérabilité en cas d'introduction d'agents microbiens pathogènes dans le réseau de distribution, d'origine accidentelle. Cependant, le maintien d'un résiduel de chlore libre aux concentrations habituellement utilisées en France n'apporte pas une garantie absolue, notamment en raison de la neutralisation immédiate du chlore libre par les matières organiques et minérales accompagnant la contamination microbienne et de l'importante résistance au chlore de certains agents pathogènes, ainsi que de la plupart des dangers chimiques. La gestion des risques doit donc reposer sur un ensemble de mesures de maintenance garantissant l'intégrité des réservoirs et canalisations, le respect de procédures strictes d'hygiène, de nettoyage et de désinfection lors des opérations techniques sur les installations, la maîtrise de la pression dans le réseau, une détection et une gestion rapide des incidents (tels qu'une casse de canalisation), une utilisation pertinente de protections anti-retour et une formation adaptée des professionnels intervenant sur le réseau. L'objectif principal doit être de limiter le risque d'introduction d'agents microbiens dans le réseau plutôt que de chercher uniquement à en réduire les conséquences.

Des agents pathogènes opportunistes adaptés au milieu hydrique peuvent participer à l'écosystème du réseau de distribution, principalement *L. pneumophila*, *P. aeruginosa* et les MNT. Du fait de la multiplicité des facteurs impactant les communautés microbiennes des réseaux de distribution et du manque de données spécifiques pour l'EDCH « sans chlore », il demeure difficile d'évaluer les conséquences d'un passage à une EDCH « sans chlore » sur ces communautés. Celles-ci ne pourront être appréciées qu'au cas par cas, sur la base d'un suivi spécifique des contaminants microbiens du réseau dans le cadre du pilotage de la mise en place d'une approche « sans chlore », en considérant également le potentiel impact des effets du changement climatique. Pour limiter le développement des biofilms dans les réseaux de distribution d'EDCH, le point clé, identifié dans de nombreux travaux, est de garantir une très faible concentration en nutriments pour limiter le développement des communautés microbiennes dans les EDCH distribuées afin de disposer d'une EDCH « biologiquement stable ». Il s'agira donc de choisir la ressource présentant les plus faibles concentrations en matières organiques dissoutes (MOD) et/ou de mettre en œuvre, dans la filière de potabilisation, des procédés qui réduisent significativement la part biodégradable des MOD (floculation, filtration biologique, traitement membranaire) tout en évitant ceux qui peuvent en générer (ozonation). De plus, la limitation du développement des biofilms passe aussi par des mesures de gestion du réseau de distribution comprenant un choix adapté de matériaux peu sensibles à la corrosion et ne favorisant pas la croissance des biofilms, une gestion hydraulique du réseau optimisée pour réduire les temps de séjour, une protection thermique des installations et un entretien rigoureux du réseau avec des nettoyages réguliers des réservoirs et des séquences de purges des canalisations pour éliminer les dépôts.

Concernant les risques liés aux contaminants chimiques : la modification du processus technologique de traitement et du potentiel redox dans le réseau, en cas de passage à une EDCH « sans chlore », peut avoir des conséquences en termes de pollution chimique des EDCH du fait de la déstabilisation des matériaux déposés à la surface des canalisations ou d'une modification de certains équilibres chimiques, notamment en ce qui concerne le plomb et le chrome.

Concernant les risques liés aux effets du changement climatique, il n'y a pas lieu de considérer que les installations distribuant des EDCH « sans chlore » pourraient être plus affectées que les réseaux d'EDCH chlorée. Dans les deux cas, les conséquences possibles doivent être prises en compte dans l'élaboration des PGSSE et une vigilance particulière des exploitants doit être la règle afin d'anticiper notamment les évolutions prévisibles de la composition et de la disponibilité des ressources naturelles en eau, la survenue d'événements météorologiques extrêmes et l'augmentation des températures, afin de garantir la continuité du service.

Concernant les paramètres microbiologiques et physico-chimiques supplémentaires à surveiller en cas de modification de la filière de production/distribution.

Les paramètres réglementaires définis pour le contrôle de la qualité des EDCH demeurent pertinents. Cependant, les quelques spécificités de la production d'EDCH « sans chlore » appellent à une réflexion de la PRPDE, au cas par cas, afin de compléter les exigences réglementaires par le choix de paramètres spécifiques de surveillance, adaptés au processus de production et de distribution. Ces paramètres sont précisés dans les recommandations du CES « Eaux ».

Lorsque la désinfection par chloration est remplacée par un protocole alternatif, la validation du processus de désinfection doit apporter des garanties d'efficacité du protocole. L'impact de la modification de l'ensemble filière de traitement/distribution sur la contamination chimique des eaux (sous-produits, réactions chimiques induites par les nouveaux traitements) doit être évalué.

L'impact de l'arrêt de la chloration sur la composition et sur l'abondance des biofilms est un autre point d'attention, notamment concernant des agents pathogènes opportunistes. Les modalités retenues pour la surveillance, notamment lors de la phase de passage d'une EDCH chlorée à une EDCH « sans chlore », doivent permettre d'apprécier les évolutions éventuelles dans ce domaine et leur impact sanitaire.

Par ailleurs, le chlore libre résiduel en réseau étant parfois utilisé comme un paramètre de détection d'une dégradation de la qualité de l'EDCH grâce à des capteurs en ligne, une nouvelle approche de surveillance de ces incidents est nécessaire.

Concernant les limites de cette expertise.

Les experts soulignent le manque de données relatives aux réseaux « sans chlore » en fonctionnement, notamment en ce qui concerne leur écosystème spécifique et son évolution sur le long terme. La recherche bibliographique conduite pour cette expertise a montré que les seules études permettant de comparer les réseaux chlorés et « sans chlore » sont le fait d'équipes de recherche des Pays-Bas, dans un contexte spécifique de production d'EDCH qui n'est pas représentatif de toutes les situations, notamment en termes de ressources utilisées et de conditions climatiques.

Les données relatives aux agents pathogènes opportunistes dans les réseaux « sans chlore » sont insuffisantes pour permettre d'évaluer s'il existe un risque plus important associé à ces agents dans les réseaux « sans chlore » et aux éventuelles conséquences sur les réseaux intérieurs, notamment les réseaux distribuant des eaux chaudes sanitaires.

L'influence des conséquences du changement climatique, et particulièrement de l'augmentation des températures, sur les agents pathogènes opportunistes n'est pas clairement caractérisée et devrait faire l'objet d'études ultérieures.

L'exploitation des données de la base SISE-Eaux n'a pas permis d'identifier précisément les UDI intentionnellement « sans chlore », dans la mesure où l'absence de chlore libre mesurable dans les EDCH peut être dans certains cas le résultat d'une consommation du chlore par le réseau. Le manque de données sur les procédés de désinfection utilisés par les TTP dans la base SISE-Eaux a limité les possibilités d'interprétation des données. Enfin, certaines données de la base n'ont pas pu être exploitées en raison de leurs incohérences. Par ailleurs, faute de temps pour exploiter un important volume de données, il n'a pas été possible d'étudier la relation entre l'absence de chlore libre résiduel et la fréquence des non-conformités microbiologiques des EDCH recensées dans SISE-Eaux.

Des limites existent également concernant l'exploitation des données EpiGEH, notamment liées (i) à l'approche épidémiologique de type écologique qui estime l'exposition à l'EDCH de façon agrégée et identique pour l'ensemble des cas alimentés par une même UDI, (ii) au faible caractère prédictif du risque infectieux du paramètre chlore (libre ou total) dans le réseau pris de façon isolé en l'absence de données de contexte sur la qualité de l'EDCH (pH, température notamment), (iii) à l'absence d'information sur l'existence d'une désinfection éventuelle basée sur des technologies autres que la chloration (UV, ozonation par exemple) et (iv) à la disparité de fréquence du contrôle sanitaire de l'EDCH selon la taille des UDI.

Enfin, en ce qui concerne les contaminants chimiques des EDCH, peu de données sont disponibles permettant d'identifier d'éventuelles transformations chimiques spécifiques des réseaux « sans chlore » et d'identifier leur possible impact sanitaire.

3.7. Recommandations du GT et du CES « Eaux »

3.7.1. Recommandations à destination de la DGS

Dans le cadre d'une demande d'arrêt du recours à la chloration pour la désinfection des eaux et/ou la distribution d'une EDCH « sans chlore », le GT et le CES « Eaux » recommandent que les ARS exigent des PRPDE de disposer d'un PGSSE actualisé, intégrant en particulier un programme d'observation, afin que l'abandon de la chloration ne se fasse pas sans garantir la désinfection des eaux à traiter et la qualité de l'EDCH distribuée.

■ Remplacement de la désinfection par chloration

Le dossier de demande d'autorisation doit comporter une évaluation quantitative des risques microbiologiques, conduite par la PRPDE, prenant en compte les variations possibles de la qualité de la ressource. Un protocole doit être prévu permettant de connaître les taux d'abattement obtenus pour les différents types d'agents microbiens. Un plan de surveillance adapté doit être défini. Celui-ci doit intégrer les paramètres spécifiques issus de l'analyse des risques.

■ Mise en distribution d'EDCH « sans chlore »

Dans le cas d'une distribution d'EDCH « sans chlore », et quel que soit le procédé de désinfection mis en œuvre en amont, les garanties suivantes sont à exiger dans le cadre de la **constitution d'un dossier de demande d'autorisation déposé par une PRPDE**.

La PRPDE doit fournir les résultats d'une étude comparative permettant d'objectiver l'évolution de la qualité des EDCH au regard des paramètres usuels du contrôle sanitaire ainsi que d'indicateurs complémentaires spécifiques permettant notamment d'évaluer la maîtrise du risque virologique et des développements microbiens, dont les principaux agents pathogènes opportunistes. Le GT et le CES « Eaux » recommandent que cette étude se déroule en deux phases d'une année chacune, la première destinée à établir un « état zéro » durant l'année précédant le passage à l'EDCH « sans chlore », et la seconde correspondant à la première année de distribution d'EDCH « sans chlore » (période pilote), le protocole étant identique au cours des deux périodes. Le GT et le CES « Eaux » préconisent notamment que, dans le cadre de cette étude, des analyses soient réalisées *a minima* selon une fréquence mensuelle et en différents points du réseau intégrant au moins :

- le point de mise en distribution ;
- deux points de surveillance pour chaque zone définie selon le fonctionnement hydraulique du réseau, en ciblant prioritairement les zones critiques qui devront être identifiées à partir de la modélisation du fonctionnement hydraulique du réseau sur la base du temps de séjour, de la température de l'eau ou des rapports surface des matériaux/volume d'eau ;
- des prélèvements après des événements climatiques extrêmes (ex : crues, épisodes pluvieux intenses, canicule).

Les paramètres proposés pour ce suivi sont ceux du contrôle sanitaire, ainsi que :

- des indicateurs du risque virologique : coliphages somatiques et/ou bactériophages ARN-f spécifiques ;
- les principaux agents pathogènes opportunistes susceptibles de se développer dans le réseau : *Legionella spp* et *L. pneumophila*, mycobactéries non tuberculeuses et *P. aeruginosa* ;
- des indicateurs de la flore hétérotrophe, microorganismes revivifiables sur milieux PCA ou R2A, ainsi que des mesures par ATP-métrie³⁰ ;
- le COA ou le CODB avec pour objectifs de performance respectifs : COA < 10 µg.L⁻¹ éq-C. ac. et CODB < 0,2 mg.L⁻¹ ;
- le cas échéant, les paramètres chimiques identifiés par l'analyse des dangers ;
- tout autre paramètre identifié comme pertinent par l'analyse des dangers spécifique de l'installation concernée.

Un tableau disponible en annexe 8 du rapport regroupe les paramètres microbiologiques et les méthodes analytiques attendus dans le cadre du déploiement de cette étude.

À l'issue de la période pilote, le bilan des données recueillies dans le cadre de cette étude doit permettre à l'ARS de statuer sur l'opportunité de mesures complémentaires et d'adapter les programmes de surveillance et de contrôle sanitaire.

Cependant, le GT et le CES « Eaux » recommandent que de manière systématique soit réalisé, au moins une fois par an, un contrôle analytique complet basé sur les paramètres de

³⁰ Des travaux Anses sont en cours sur une demande d'expertise relative à l'utilisation de la méthode analytique « ATPmétrie » pour le contrôle de la qualité microbiologique des eaux.

l'étude comparative et que soient adaptés en conséquence les plans de contrôle sanitaire ultérieurs.

Le GT et le CES « Eaux » préconisent par ailleurs que les ARS s'appuient périodiquement sur l'exploitation des données de surveillance des épidémies hydriques (EpiGEH) comme indicateur de la santé des consommateurs.

Compte-tenu de l'intérêt national, du manque de littérature sur le sujet et du besoin d'acquisition des connaissances, le GT et le CES « Eaux » considèrent qu'il est d'intérêt majeur de bancariser les données et de réaliser le partage des retours d'expérience sur les UDI « sans chlore ».

■ Développement de méthodes normalisées

Le GT recommande que la DGS sollicite l'AFNOR en vue d'élaborer une méthode normalisée pour la mesure du COA, comprenant la démarche d'intercalibration.

3.7.2. Recommandations à destination des PRPDE

■ Pour le remplacement de la désinfection par chloration

Les éléments évoqués en 3.7.1 s'appliquent dans leur ensemble.

■ Pour la mise en place d'un projet d'EDCH « sans chlore »

D'un point de vue administratif, les PRPDE doivent constituer un dossier de demande d'autorisation incluant les éléments déjà évoqués précédemment et détailler les protocoles stratégiques élaborés pour :

- caractériser la ressource et assurer un suivi de ses variations ;
- disposer d'une filière de traitement optimisée permettant de garantir le respect des limites et références de qualité réglementaires en tout temps, y-compris en cas de variation des caractéristiques de la ressource ;
- réaliser une désinfection adaptée aux caractéristiques de l'eau à traiter avec une garantie permanente d'efficacité et d'innocuité ;
- produire une EDCH présentant la plus faible concentration possible en matières organiques biodégradables dissoutes pour limiter la croissance bactérienne en réseau ;
- disposer d'un réseau de distribution parfaitement caractérisé (cartographie, matériaux, état général, ancienneté) et, de préférence, dont le fonctionnement hydraulique a été modélisé³¹ ;
- veiller à maintenir le réseau de distribution en bon état général avec un taux de fuite limité (une valeur guide inférieure à 10-15 % est recommandée). Une stratégie globale de conception et de maintenance des installations et de maîtrise de la pression dans le réseau doit permettre de limiter le risque d'introduction d'agents microbiens, notamment par retour d'eau ou suite à une casse de matériel ;
- assurer une gestion technique du réseau de distribution reposant sur des procédures adaptées d'entretien des équipements et de conduite des chantiers, notamment le nettoyage et la désinfection des nouvelles canalisations ;

³¹ La modélisation du fonctionnement hydraulique du réseau est notamment indispensable pour optimiser certaines interventions techniques (purges) et fixer les sites de prélèvement en réseau tenant compte de la réalité du temps de séjour de l'EDCH (par exemple, en s'appuyant sur le modèle américain EPANET de l'US EPA en accès libre).

- garantir la formation des personnels et sous-traitants au respect des bonnes pratiques d'hygiène ;
- assurer la traçabilité des interventions et travaux dans le carnet sanitaire de l'installation ;
- mettre en œuvre une surveillance à toutes les étapes de la filière de production et de distribution. Le GT et le CES « Eaux » soulignent l'intérêt d'assurer un suivi, préférentiellement en continu, de tout ou partie des paramètres d'intérêts identifiés comme pertinents pour le réseau, en s'appuyant le cas échéant sur des méthodes dites « alternatives » rapides. Selon les paramètres et les méthodes utilisées, l'interprétation des mesures obtenues s'appuiera sur les limites et références de qualité réglementaires et/ou l'analyse de l'évolution dans le temps des valeurs mesurées par rapport aux valeurs habituellement observées. En particulier, la surveillance de la qualité microbiologique des EDCH par des méthodes rapides (du type de l'ATPmétrique) doit être intégrée au PGSSE, de même que le recours à des sondes multi-paramètres permettant de suivre en continu des paramètres physico-chimiques (pH, turbidité, conductivité, température et matières organiques via l'absorbance UV 254 nm). Si des portions de réseau présentent des augmentations importantes de la température de l'eau en saison chaude, un renforcement de la surveillance de la qualité microbiologique de l'eau doit être réalisé ;
- établir des procédures de gestion de crise en cas de contamination avérée ou suspectée des EDCH induisant un risque pour les consommateurs. En cas de besoin de chloration urgente à mettre en œuvre, des moyens adaptés doivent être anticipés (par exemple, des unités de chloration mobiles) ;
- établir dans le PGSSE des procédures de mise en application des directives reçues dans le cadre du plan Vigipirate et planifier des exercices périodiques permettant de s'assurer de la capacité de réaction en cas d'alerte ;
- mettre en place une organisation adaptée pour le recueil des signaux inhabituels provenant des consommateurs (plaintes groupées).

Le GT et le CES « Eaux » soulignent que les préconisations faites aux PRPDE souhaitant mettre en place un projet d'EDCH « sans chlore » peuvent utilement être appliquées à l'ensemble des installations « sans chlore » déjà autorisées qui le nécessiteraient, ainsi qu'aux installations produisant et distribuant une EDCH chlorée.

3.7.3. Besoins de recherche et d'études

Le GT et le CES « Eaux » recommandent que des études soient menées sur :

- l'impact de l'arrêt de la chloration et de l'augmentation conséquente de la température sur les communautés microbiennes des réseaux, en particulier sur les variations d'abondance de certaines bactéries pathogènes opportunistes (*légionelles*, *MNT*) ;
- les conditions de relargage d'éléments traces métalliques dans les canalisations lors du passage d'une EDCH chlorée à une EDCH « sans chlore » ;
- les délais nécessaires pour garantir un résiduel de chlore libre significatif dans l'EDCH en cas de besoin urgent, dans le cas d'un réseau habituellement « sans chlore ». L'objectif est de savoir si l'absence de chlore résiduel rend le réseau plus difficile à chlorer, notamment dans le cadre de l'application du plan Vigipirate ;
- la bancarisation des données, acquises sur les études complètes menées sur des réseaux ayant réalisé un passage à une EDCH « sans chlore » : traçabilité des paramètres microbiologiques et physico-chimiques, caractéristiques du réseau, y compris la bancarisation des séquences d'ADN16S des communautés microbiennes. La mise en place de ces ressources interopérables permettra le partage d'expériences

et la réalisation de rétro-analyses, notamment après la fin des périodes expérimentales ;

- la poursuite de l'exploitation des données SISE-Eaux à disposition de l'Anses (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques, bactéries aérobies revivifiables à 22 °C et à 36 °C, bactéries et spores de bactéries sulfito-réductrices, température, COT, turbidité) pour déterminer les paramètres favorisant les non-conformités réglementaires des EDCH chlorées et « sans chlore », et le lien avec les signaux épidémiologiques observés en 3.3.2. L'important volume du jeu de données issu de la base SISE-Eaux a rendu complexe la mise en place d'un protocole de « nettoyage », de traitement statistique et d'exploitation des données (cf. annexe 2 du rapport). Dans ce rapport, seuls les paramètres chimiques (chlore libre et chlore total) ont pu être exploités (cf. 3.3.2) ;
- le développement d'indicateurs performants pour détecter ou suspecter des contaminations d'origine accidentelle des EDCH dans des réseaux « sans chlore ».

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

Depuis le début du XX^e siècle et à travers le monde, le procédé de chloration est un procédé de désinfection des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) souvent retenu dans leurs filières de production du fait de son faible coût, de sa facilité de mise en œuvre et de son efficacité. Par ailleurs, la présence d'un résiduel de chlore libre dans les réseaux de distribution d'EDCH est généralement considérée comme très utile à la protection sanitaire de ces eaux, notamment vis-à-vis des risques microbiologiques, grâce à son pouvoir désinfectant rémanent. De plus, le suivi en continu de la concentration en chlore libre résiduel dans ces réseaux est utilisé par certains distributeurs comme indicateur d'une contamination de l'EDCH par des agents bactériens.

Des résultats d'études toxicologiques et épidémiologiques concernant l'exposition aux sous-produits de chloration, ainsi que les modifications possibles des propriétés organoleptiques (odeur, saveur) de l'EDCH dues à ce procédé, ont conduit des collectivités et des personnes responsables de la production et la distribution d'EDCH (PRPDE) à se tourner vers des EDCH « sans chlore ». Plusieurs pays européens distribuent déjà, en partie ou en totalité et en captant majoritairement des eaux souterraines, de l'EDCH « sans chlore » sur leurs territoires.

Dans ce contexte, l'Agence a été saisie par la Direction générale de la santé (DGS) pour identifier les risques sanitaires liés à la diminution ou la suppression du chlore dans la production et la distribution d'EDCH.

L'Agence adopte les conclusions et recommandations émises par le GT « Eau sans chlore » et le CES « Eaux ».

En préambule, l'Agence souligne que la réglementation française n'oblige pas la mise en œuvre d'une étape de désinfection, et *a fortiori* la mise en œuvre d'une chloration, pour produire une EDCH conforme aux exigences sanitaires de l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié, indépendamment des exigences relatives à la mise en œuvre du plan Vigipirate.

L'Anses rappelle en premier lieu que les PRPDE doivent mettre en œuvre, évaluer et mettre à jour un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE), depuis la zone de captage jusqu'en amont des installations privées de distribution, sur la partie dont elle a compétence (article R. 1321-22-1 du code de la santé publique). Cette disposition réglementaire s'applique à tout type de réseau, qu'il soit alimenté par une EDCH « sans chlore » ou issue d'un traitement chloré.

L'Anses note que des villes françaises, certaines depuis plusieurs décennies, sont desservies en EDCH « sans chlore » pour des raisons historiques ou suite à un projet de transition d'une EDCH chlorée vers une EDCH « sans chlore ». Cette pratique s'appuie sur une maîtrise de la sécurité sanitaire de l'EDCH depuis le captage, notamment par l'utilisation d'une eau brute de très bonne qualité, jusqu'au robinet du consommateur, au travers d'une qualité et d'une surveillance adaptées des réseaux de production et de distribution. L'exploitation des données de la base SISE-Eaux et du dispositif de surveillance des épidémies de gastro-entérique aiguë (GEA) d'origine hydrique EpiGEH n'a pas mis en évidence, pour ces réseaux « sans chlore », de sur-risque épidémique de GEA par rapport aux réseaux chlorés.

L'Agence relève également que l'absence de procédé de chloration ou la diminution des concentrations en agents chlorants lors de l'étape de désinfection au sein d'une filière de production d'EDCH permet de limiter les risques sanitaires liés à l'ingestion de sous-produits de chloration, en particulier les trihalométhanes³² (Anses, 2010) et les acides haloacétiques (Anses, 2023).

Cependant, la diminution ou la suppression du chlore dans la production et la distribution d'EDCH est de nature à accroître la vulnérabilité des eaux produites et distribuées à la contamination par des agents microbiens pathogènes. Dans la perspective d'un passage d'une production et d'une distribution d'EDCH chlorée vers une EDCH « sans chlore », l'Agence souligne donc l'importance des points suivants :

- la nécessité d'avoir une connaissance fine des caractéristiques de l'eau à traiter et de leurs variabilités, et de mettre en place une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRМ) lors :
 - du remplacement du procédé de chloration par un procédé de désinfection alternatif (ozone ou rayonnements ultra-violet) en filière de production. Ce remplacement doit faire l'objet d'une surveillance adaptée afin de ne pas induire d'effets indésirables plus critiques que ceux existant en filière chlorée (en termes de sous-produits, de facteurs de corrosion, de génération de matière organique dissoute biodégradable) ;
 - de l'ajout d'une étape de déchloration dans la filière de traitement, en particulier lorsque la substitution du procédé de chloration par un procédé alternatif n'est pas possible en raison de la qualité microbiologique et/ou physico-chimique de l'eau brute ;
- la nécessité de mettre en place une surveillance adaptée pour :
 - détecter les incidents liés à l'introduction d'agents microbiens pathogènes dans les réseaux de distribution, l'indication fournie par la diminution de la concentration en chlore libre résiduel ne pouvant plus servir de signal d'alerte ;
 - suivre le développement des biofilms dans ces réseaux, lesquels sont des réservoirs connus d'agents microbiens pathogènes ;
- le besoin d'adapter la surveillance des éléments traces métalliques car l'absence de chlore libre résiduel en réseau peut impacter leur concentration (par ex. le plomb) ou la spéciation de certains d'entre eux (par ex. le chrome).

L'Anses recommande que le passage d'une distribution d'EDCH chlorée à une distribution d'EDCH « sans chlore » s'effectue de manière progressive.

³² Travaux d'expertise en cours sur la « *détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) pour les trihalométhanes* ».

Aussi, toute demande de cette nature (d'autorisation – dans le cadre du R. 1321-8, ou de modification – dans le cadre du R. 1321-11) devrait être associée à un programme de surveillance renforcé permettant de s'assurer de la maîtrise complète de cette évolution. Une autorisation définitive ne devrait être octroyée qu'au vu d'une étude comparative avant et après l'évolution (arrêt du procédé de chloration et/ou résiduel de chlore libre en réseau) permettant d'objectiver le maintien de la maîtrise de la qualité de l'EDCH et, en tant que de besoin, d'en préciser les conditions d'autorisation. Le protocole de cette étude et les paramètres microbiologiques et physico-chimiques à suivre en complément du contrôle sanitaire sont développés dans les recommandations du présent avis et du rapport associé.

Le carbone organique assimilable (COA) étant identifié comme un bon indicateur indirect d'une prolifération bactérienne en réseaux, potentiellement utilisé en l'absence de chlore libre résiduel, l'Anses souligne le besoin de développer la normalisation de la méthode d'analyse de ce paramètre.

L'Anses préconise que les données des filières de production et de distribution d'EDCH « sans chlore » françaises soient bancarisées en vue de réaliser un partage des retours d'expérience des exploitants s'engageant dans ces filières. Un tel partage permettra de préciser dans le temps les conditions nécessaires pour les acteurs envisageant ce type de transition. En effet, l'Agence souligne le besoin d'améliorer les connaissances de l'impact d'un passage d'une EDCH chlorée vers une EDCH « sans chlore » sur les communautés microbiennes des réseaux, les conditions de relargage des éléments traces métalliques et les délais nécessaires pour garantir un résiduel de chlore libre significatif en cas d'urgence.

Enfin, s'agissant des effets liés au changement climatique, ils n'apparaissent pas être de nature à majorer les risques pour les filières de production et de distribution d'EDCH « sans chlore » par rapport aux filières chlorées. Quelle que soit la filière, les PRDPE doivent anticiper les conséquences de ce changement et les prendre en compte dans l'élaboration du PGSSE (augmentation de la température de l'eau, évolution du contenu des matières organiques, demande en eau).

Gilles Salvat

MOTS-CLÉS

Eau destinée à la consommation humaine, eau sans chlore, chloration, réseau de distribution, biostabilité, qualité microbiologique de l'eau potable, étude épidémiologique, risques.

Drinking water, chlorine-free water, chlorination, drinking water distribution network, biostability, microbiological quality of drinking water, epidemiological study, risks.

CITATION SUGGÉRÉE

Anses (2026). Avis relatif à l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH). Saisine 2022-SA-0002. Maisons-Alfort : Anses, 36 p

Avis relatif à l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH)

Saisine « 2023-SA-0002 – Eau sans chlore »

**RAPPORT
d'expertise collective**

Comité d'experts spécialisé « Eaux » (CES Eaux)

Groupe de travail « Eau sans chlore » (GT ESC)

Décembre 2025

Citation suggérée

Anses (2026). Rapport relatif à l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (EDCH). Saisine 2022-SA-0002. Maisons-Alfort : Anses, 174 p.

Mots clés

Biostabilité, Chloration, eau destinée à la consommation humaine, eau sans chlore, étude épidémiologique, qualité microbiologique de l'eau potable, réseau de distribution, risque.

Biostability, Chlorination, drinking water, epidemiological study, chlorine-free water, drinking water distribution network, microbiological quality of drinking water, risk.

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Président

M. Gilles BORNERT – Expert indépendant « *One Health Consulting* » – Professeur agrégé de l'Académie militaire de santé (Paris) – Microbiologie, réglementation, situations dégradées, *water defense*.

Membres

M. Thierry CHESNOT – Ingénieur, chef d'unité adjoint – Anses, Laboratoire d'Hydrologie de Nancy – Microbiologie, eau destinée à la consommation humaine, analyste, réglementation, contrôle sanitaire.

Mme Justine CRIQUET – Professeur – Université de Lille – Chimie, sous-produits, chloration, précurseurs.

Mme Sabine DENOOZ – Expert process et qualité de l'eau – La société Wallonne des eaux, Belgique – Produits et procédés de traitement de l'eau destinée à la consommation humaine, plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), expertise technique.

M. Yves LÉVI – Professeur des universités retraité – Université Paris-Saclay, Faculté de pharmacie – Eaux, santé, écologie microbienne, chlore, réseaux, évaluation des risques sanitaire.

M. Damien MOULY – Épidémiologiste, responsable d'unité, en charge de surveillance des épidémies d'origine hydrique – Santé publique France – Risques infectieux, risques chimiques, PGSSE, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires, surveillance, alerte.

Mme Fabienne PETIT – Professeur émérite retraitée – Université de Rouen, UMR CNRS M2C – Écologie microbienne.

Mme Véronique ROBAUX – Responsable Cellule Eaux – ARS Auvergne-Rhône-Alpes – Contrôle sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, sécurité sanitaire, terrain, réseaux.

M. Benoit TEYCHENÉ – Maître de conférences en traitement de l'eau – Université de Poitiers, École Nationale Supérieure d'Ingénieur de Poitiers (ENSI Poitiers), Institut de chimie des milieux et matériaux de Poitiers (IC2MP) – Traitement de l'eau (eau potable et eaux usées), micropolluants, procédés membranaires.

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ (MANDATURE 2024 – 2028)

Les travaux, objets du présent rapport, ont été suivis et adoptés par le CES « Eaux » :

Président

M. Gilles BORNERT – Expert indépendant « *One Health Consulting* » – Professeur agrégé de l'Académie militaire de santé (Paris) – Microbiologie, réglementation, situations dégradées, *water defense*.

Vice-présidentes

Mme Catherine QUIBLIER – Professeure Université Paris Cité – Muséum National d'Histoire Naturelle – Écologie et toxicité des cyanobactéries planctoniques et benthiques, surveillance.

Mme Anne TOGOLA – Chef de projet de recherche – Bureau de recherche géologiques et minières (BRGM) – Micropolluants organiques, chimie analytique, eaux souterraines.

Membres

M. Jean-Luc BOUDENNE – Professeur – Université Aix-Marseille, Laboratoire Chimie de l'environnement – Métrologie des eaux, chimie et qualité des eaux.

M. Nicolas CIMETIERE – Maître de conférences, HDR – École nationale supérieure de chimie de Rennes (ENSCR) – Analyse et traitement des eaux (EDCH, micropolluants organiques).

M. Jean-François COMMAILLE – Retraité – Traitement des eaux et des sous-produits.

M. Christophe DAGOT – Professeur – Université de Limoges, UMR Inserm 1092, RESINFIT – Antibiorésistance (intégrons, génie des procédés), qualité des effluents (antibiotiques et bactéries résistantes).

Mme Sabine DENOZ – Expert process et qualité de l'eau – La société Wallonne des eaux, Belgique – Produits et procédés de traitement de l'eau (EDCH), plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), expertise technique.

M. Frédéric FEDER – Directeur de l'unité « Recyclage et risque » – Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) – Géochimie, transfert des contaminants eau/sol/plante, évaluation des risques environnementaux, analyses des eaux, sols et végétaux, reuse, REUT.

M. Matthieu FOURNIER – Maître de conférences, HDR en Géosciences – Université Rouen Normandie – Hydrogéologie, hydrologie, EDCH, transfert et devenir des micro-organismes dans l'environnement, modélisation, risques sanitaires.

M. Stéphane GARNAUD-CORBEL – Chargé de mission recherche « Eau, biodiversité et aménagement urbain » – Office français de la biodiversité (OFB) – Assainissement, gestion intégrée des eaux pluviales, traitement des boues, utilisation d'eaux non conventionnelles.

M. Johnny GASPERI – Directeur de recherche – Université Gustave Eiffel – Micropolluants organiques, eaux urbaines, eaux de surface, traitements des eaux usées.

M. Jean-Yves GAUBERT – Responsable R&D – Eau du bassin rennais et Rennes Métropole assainissement – Constituants et contamination des eaux et des rejets, génie des procédés, produits et procédés de traitement, réactions secondaires et sous-produits de désinfection, réseau de distribution, exploitation de services d'eaux.

M. Julio GONÇALVÈS – Professeur – Université Aix-Marseille, Centre européen de recherche et d'enseignement en géosciences de l'environnement (CEREGE) – Hydrogéologie, ressources en eaux, transfert de contaminants dans les nappes, modélisation, recharge.

M. Jean-Louis GONZALEZ – Chercheur, HDR – Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer (IFREMER) – Milieu marin, contaminants chimiques, spéciation, modélisation, échantillonnages passifs.

M. Jean-François HUMBERT – Directeur de recherche, HDR – UMR BIOENCO, Institut de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) – Microbiologie de l'eau dont cyanobactéries, écologie microbienne.

M. Frédéric JORAND – Professeur – Université de Lorraine-Faculté de pharmacie – Eaux destinées à la consommation humaine, biofilm, biocorrosion, eau minérales naturelles, thermalisme.

M. Jérôme LABANOWSKI – Chargé de recherche CNRS – Université de Poitiers, UMR CNRS 7285 IC2MP, École Nationale Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers – Qualité des effluents, biofilm en rivière, sédiments, devenir des contaminants effluents-rivière.

M. Jérôme LABILLE – Directeur de recherche au CNRS – Université Aix-Marseille – Devenir des contaminants dans les cycles de l'eau, exposition environnementale, vectorisation colloïdale, continuum homme terre mer, transfert en milieu, REUT, traitement de l'eau.

Mme Sophie LARDY-FONTAN – Directrice du laboratoire d'hydrologie de Nancy – Métrologie, chimie analytique, micropolluants, ultratracés, assurance qualité/contrôle qualité (QA/QC).

M. Rodolphe LEMEE – Professeur à Sorbonne Université, HDR – Laboratoire d'Océanographie de Villefranche, UMR 7093 CNRS-Sorbonne Université – Compétences en microalgues toxiques et nuisibles, *Ostreopsis*.

Mme Françoise LUCAS – Enseignant-chercheur – Université Paris-Est Créteil, Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) – Virologie, écologie microbienne, indicateurs de contamination fécale, bactériophages, mycobactéries, virus entériques, eaux usées et pluviales.

Mme Julie MENDRET – Maître de conférences, HDR – Université de Montpellier, Institut Européen des Membranes – Procédés membranaires, procédés d'oxydation avancée, couplage de procédés, élimination de micropolluants dans l'eau, réutilisation des eaux usées traitées.

M. Laurent MOULIN – Responsable du département recherche et développement – Eau de Paris – Microbiologie, virologie, traitements de désinfection, amibes.

M. Damien MOULY – Épidémiologiste, responsable d'unité, en charge de surveillance des épidémies d'origine hydrique – Santé Publique France – Risques infectieux, risques chimiques, PGSSE, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires, surveillance, alerte.

Mme Fabienne PETIT – Professeur émérite – Université de Rouen, UMR CNRS M2C – Écologie microbienne.

Mme Pauline ROUSSEAU-GUEUTIN – Enseignante chercheuse en hydrogéologie – École des hautes études en santé publique (EHESP) – Hydrogéologie, hydrologie, transferts des contaminants, périmètres de protection de captage, PGSSE.

Mme Marie-Pierre SAUVANT-ROCHAT – Professeur – Université Clermont-Auvergne, Faculté de Pharmacie – Santé publique et environnement, épidémiologie, évaluation de risques sanitaires.

Mme Mylène TROTTIER – Médecin-conseil – Institut national de santé publique du Québec – Prévention des risques professionnels liés aux nuisances en milieu de travail, épidémiologie, biostatistiques.

M. Sébastien WURTZER – Responsable du service de biologie moléculaire et pathogènes émergents – Eau de Paris – Virologie clinique et environnementale, biologie moléculaire, traitement de l'eau, évaluation du risque sanitaire, gestion du risque microbiologique.

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Sabine HERBIN – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité d'évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'évaluation des risques.

Mme Julie SALVÉ – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité d'évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'évaluation des risques.

Contribution scientifique

Mme Morgane BACHELOT – Coordinatrice d'expertise scientifique – Unité d'évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'évaluation des risques.

Mme Élise CAVENNE – Coordinatrice d'études scientifiques – Unité Méthodologies et Études, Direction de l'évaluation des risques.

Mme Éléonore NEY – Cheffe de l'unité d'évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'évaluation des risques.

Mme Anne NOVELLI – Adjointe à la cheffe de l'unité d'évaluation des risques liés à l'eau – Direction de l'évaluation des risques.

Secrétariat administratif

Mme Séverine BOIX – Service d'appui à l'expertise – Direction de l'évaluation des risques.

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
SOMMAIRE	7
Sigles et abréviations.....	11
Liste des tableaux	14
Liste des figures.....	15
Glossaire.....	17
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise	21
1.1 Contexte général	21
1.2 Traitement de la saisine.....	22
1.2.1 Descriptif de la saisine	22
1.2.2 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation	23
1.3 Prévention des risques de conflits d'intérêts	25
2 Cadre général de mise en œuvre de la chloration des EDCH.....	26
2.1 Notions relatives à la chloration	26
2.2 Mise en œuvre de la chloration des eaux en France.....	27
2.3 Désinfection des eaux.....	27
2.4 Maintien d'une concentration en chlore libre résiduel.....	28
2.5 Choc chloré	29
2.6 Inconvénients de la chloration des eaux et objectifs du passage à l'EDCH « sans chlore »	29
3 Réglementation.....	31
3.1 Organisation Mondiale de la Santé	31
3.2 Réglementation au sein de l'Union européenne et suisse.....	32
3.3 Réglementation relative aux EDCH en France.....	35
3.3.1 Dispositions générales du code de la santé publique (CSP).....	35
3.3.2 Réglementation relative aux paramètres microbiologiques pour la distribution des EDCH	36
3.3.3 Réglementation relative au chlore pour la production et la distribution des EDCH..	37
3.3.3.1 Exigences générales.....	37
3.3.3.2 Dispositions relatives aux méthodes et analyses.....	38
3.3.3.3 Dispositions relatives aux produits et procédés de traitement des eaux ...	38
3.3.3.3.1 Procédés de désinfection	38
3.3.3.3.2 Chlore libre résiduel en réseau	39
3.3.3.4 Dispositions relatives aux sous-produits de désinfection	39
3.3.4 Dispositions relatives aux installations intérieures de distribution d'EDCH	40

3.3.5	Dispositions relatives à l'entretien et au fonctionnement des installations	40
3.3.6	Dispositions relatives aux modifications des installations et des conditions d'exploitation	41
3.4	Matériaux au contact de l'eau (MCDE) et stimulation de la croissance microbienne ..	41
4	État des lieux des réseaux chlorés et « non chlorés »	43
4.1	États membres de l'Union européenne et autres pays européens	43
4.2	Cas particulier des Pays-Bas	43
4.2.1	Historique de la situation de la ville d'Amsterdam.....	43
4.2.2	Cas actuel de la Hollande septentrionale (société PWN).....	45
4.3	Situation en France.....	47
4.3.1	Description des réseaux d'EDCH avec et « sans chlore »	47
4.3.1.1	Extraction de la base SISE-Eaux	47
4.3.1.2	Limites de quantification et données écartées	48
4.3.1.3	Résultats de l'analyse des données	48
4.3.2	Comparaison des signaux épidémiologiques sur les UDI avec/« sans chlore »	58
4.3.2.1	Méthode.....	58
4.3.2.2	Résultats et interprétations.....	59
4.3.3	Exemples d'installations de production et/ou de distribution d'EDCH qui n'utilisent pas de chlore	61
4.3.3.1	EDCH distribuée sans traitement et sans désinfection : Grenoble Alpes Métropole et Colmar	61
4.3.3.2	EDCH distribuée après désinfection UV : cas de Mulhouse et de la Communauté de Communes de la Vallée de Saint-Amarin (CCVSA)	62
4.3.3.3	EDCH distribuée avec traitement et chloration/déchloration : « Quartier Californie » à Cannes et « démonstrateur » de Le Pecq-Marly	63
5	Écosystèmes microbiens dans les réseaux de distribution des EDCH	66
5.1	Généralités	66
5.2	Les principaux agents pathogènes en cas d'introduction accidentelle dans le réseau	67
5.3	La communauté microbienne des réseaux de distribution.....	68
5.3.1	Les biofilms des réseaux.....	68
5.3.2	Suivi du développement des biofilms dans les réseaux.....	70
5.3.3	Matières organiques comme source de nutriments	71
5.3.4	Les communautés bactériennes des réseaux « sans chlore »	74
5.3.4.1	Structure des communautés microbiennes.....	74
5.3.4.2	Impact des procédés de traitement de l'usine de production et des caractéristiques du réseau de distribution	75
5.3.4.3	Impact des matériaux au contact de l'EDCH	75
5.3.4.4	Impact d'une augmentation de la température	76

5.3.4.5	Impact de perturbations sur les réseaux.....	77
5.3.4.6	Occurrence de bactéries résistantes aux antibiotiques.....	77
5.4	Le réseau de distribution en tant que réservoir d'agents pathogènes opportunistes ..	78
5.4.1	<i>Legionella</i>	79
5.4.2	Mycobactéries non tuberculeuses	82
5.4.3	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	84
5.4.4	Amibes libres.....	86
5.5	Surveillance du développement microbien dans les réseaux	88
6	Identification des risques liés à la diminution/suppression de la chloration	89
6.1	Retours des membres du réseau ENDWARE.....	89
6.2	Risques liés à la production d'EDCH « sans chlore ».....	89
6.3	Risques liés aux introductions accidentelles de microorganismes pathogènes dans le réseau	91
6.3.1	Circonstances associées aux introductions accidentelles d'agents microbiens pathogènes dans un réseau	92
6.3.2	Effet du chlore libre résiduel en cas d'introduction accidentelle d'agents microbiens dans le réseau.....	93
6.3.2.1	Études épidémiologiques	93
6.3.2.2	Résultats de simulations et de modélisations	94
6.4	Risques liés à la prolifération d'agents pathogènes opportunistes déjà présents dans le réseau de distribution d'EDCH	98
6.5	Risques liés à l'arrêt de la chloration : contaminants chimiques.....	99
6.5.1	Chrome	99
6.5.2	Plomb.....	100
6.5.3	Les micropolluants organiques.....	100
6.6	Risques liés aux effets du changement climatique.....	101
7	Conclusions et recommandations du GT	104
7.1	Conclusions	104
7.1.1	Concernant l'état des lieux de la production et de la distribution d'EDCH « sans chlore » en France à ce jour	104
7.1.2	Concernant les risques sanitaires liés à la suppression de la chloration comme procédé de désinfection dans les usines de traitement et/ou dans le réseau de distribution	107
7.1.3	Concernant les paramètres microbiologiques et physico-chimiques supplémentaires à contrôler en cas de modification de la filière de production/distribution, en y intégrant ceux déjà impactés par le changement climatique et pouvant influencer sur la mise en application d'un procédé de désinfection sans agents chlorants	109
7.1.4	Concernant les limites de cette expertise	110
7.2	Recommandations du GT et du CES « Eaux »	111

7.2.1	Recommandations à destination de la DGS	111
7.2.2	Recommandations à destination des PRPDE.....	114
7.2.3	Besoins de recherche et d'études	116
8	Bibliographie.....	118
8.1	Publications	118
8.1.1	Références du tableau 3 (cf. 4.1)	118
8.1.2	Références du rapport.....	119
8.2	Normes.....	141
8.3	Législation et réglementation	143
8.3.1	Textes réglementaires relatifs à la chloration des EDCH et la notion de chlore résiduel pour les pays du réseau ENDWARE (données du tableau 1 ; cf. 3.2)	143
8.3.2	Textes réglementaires du rapport.....	144
Annexe 1 : Courrier de saisine		147
Annexe 2. Caractéristiques de l'extraction réalisée à partir des données de la base SISE-Eaux et traitement appliqué à ces données		149
Annexe 3 : Évolution des dispositions réglementaires concernant la chloration des eaux en France		153
Annexe 4 : Inconvénients de l'utilisation du chlore en production / distribution d'EDCH		156
Annexe 5 : Paramètres microbiologiques de la réglementation des Pays-Bas		160
Annexe 6. Recommandations, moyens mis en place et données épidémiologiques du réseau ENDWARE		162
Annexe 7. Synthèse de 32 épidémies hydriques associées à l'EDCH survenues en France entre 2010 et 2024 (données de Santé publique France)		166
Annexe 8. Modalités de surveillance applicables pour le suivi de l'évolution des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le cadre du passage à une EDCH « sans chlore »		172
Annexe 9. Exemples de scénarios des risques liés au passage d'une filière de production et de distribution d'EDCH chlorée vers une EDCH « sans chlore »		173

Sigles et abréviations

ACV	: Analyse de cycle de vie
AGLAE	: Association générale des laboratoires d'analyses et d'essais
AHA	: Acides haloacétiques
APCM	: Aptitude à promouvoir la croissance microbienne
ARA	: Auvergne-Rhône-Alpes
ARS	: Agence régionale de santé
ASTEE	: Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
ATP	: Adénosine triphosphate
BRA	: Bactéries résistantes aux amibes
CAP	: Captage
CCVSA	: Communauté de communes de la vallée de Saint-Amarin
CDC	: <i>Centers for Disease Control and Prevention</i>
CES	: Comité d'experts spécialisé
CIRC	: Centre international de recherche sur le cancer
COA	: Carbone organique assimilable
COD	: Carbone organique dissous
CODB	: Carbone organique dissous biodégradable
COP	: Carbone organique particulaire
COT	: Carbone organique total
CSP	: Code de la santé publique
CSTB	: Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
DBO	: Demande biologique en oxygène
DCO	: Demande chimique en oxygène
DGS	: Direction générale de la santé
DROM	: Départements et régions d'outre-mer
EAG	: Encéphalites amibiennes granulomateuses
<i>E. coli</i>	: <i>Escherichia coli</i>
EDCH	: Eau destinée à la consommation humaine
EM	: États membres de l'Union Européenne
EMI	: Eau d'origine mixte (superficielle / souterraine)
ENDWARE	: <i>European Network of Drinking Water Regulators</i>

EpiGEH	: Dispositif de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë d'origine hydrique
EPS	: <i>Extracellular polymeric substances</i> ou réseau de polymères extracellulaires
EQRM	: Évaluation quantitative des risques microbiologiques (voir QMRA)
ERP	: Établissement recevant du public
ERTC	: Eau rendue potable par traitement conditionnée
ESO	: Eau d'origine souterraine
ESU	: Eau d'origine superficielle (ou eau de surface)
FNCCR	: Fédération nationale des collectivités concédantes et régies
FP2E	: Fédération professionnelle des entreprises de l'eau
GAM	: Grenoble Alpes Métropole
GEA	: Gastro-entérite aiguë
GT	: Groupe de travail
HCSP	: Haut conseil de la santé publique
JORF	: Journal officiel de la République Française
LQ	: Limite de quantification
m2A	: Mulhouse Alsace Agglomération
MAC	: <i>Mycobacterium avium complex</i>
MAP	: Méningo-encéphalites amibiennes primitives
MCDE	: Matériaux au contact de l'eau
MER	: Eau de mer
MO	: Matière organique
MOB	: Matière organique biodégradable
MOD	: Matière organique dissoute
MODB	: Matière organique dissoute biodégradable
MOP	: Matière organique particulaire
MES	: Matières en suspension
MF	: Microfiltration
MNT	: Mycobactéries non tuberculeuses
NF	: Nanofiltration
OI	: Osmose inverse
OMS	: Organisation mondiale de la santé
OTU	: <i>Operational Taxonomic Unit</i> - Unité taxonomique opérationnelle

PACA	: Provence-Alpes-Côte d'Azur
<i>P. aeruginosa</i>	: <i>Pseudomonas aeruginosa</i>
PE	: Polyéthylène
PFAS	: Molécules per- et polyfluoroalkylées
PGSSE	: Plan de Gestion de la Sécurité Sanitaire des Eaux
PLV	: Point de prélèvement
PRPDE	: Personne responsable de la production et de la distribution de l'eau
PVC	: Polychlorure de vinyle
QMRA	: <i>Quantitative microbial risk assessment</i> (voir EQRM)
R2A	: <i>Reasoner's 2A Agar</i>
REUT	: Réutilisation des eaux usées traitées
RR	: Risque relatif
SISE-Eaux	: Système d'information des services santé environnement sur les eaux
SNDS	: Système National des Données de Santé
SPC	: Sous-produits de chloration
SPD	: Sous-produits de désinfection
SPF	: Santé publique France
UDI	: Unité de distribution d'eau destinée à la consommation humaine
UE	: Union Européenne
UF	: Ultrafiltration
US EPA	: <i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	: Ultra-violet
THM	: Trihalométhanes
TTP	: Installation (ou station) de traitement et de production d'eau destinée à la consommation humaine

Liste des tableaux

Tableau 1. Réglementations relatives à la chloration des EDCH et la notion de chlore résiduel dans quelques pays du réseau ENDWARE.....	34
Tableau 2. Proportions d'EDCH avec ou « sans chlore » distribuées dans les États membres de l'Union européenne et autres pays (en volume).....	44
Tableau 3. Proportions du type d'eaux brutes captées pour la production d'EDCH dans les États membres de l'Union européenne et autres pays (en volume).....	44
Tableau 4. Relation entre la présence de signaux EpiGEH et la catégorie de l'UDI vis-à-vis du chlore libre (EDCH chlorée / non chlorée) - paramètre chlore libre Cl2Lib, par taille d'UDI, signaux EpiGEH ($RR_{EpiGEH} \geq 3$, nombre de cas en excès ≥ 10), France, 2019-2024.....	59
Tableau 5. Comparatif des projets mis en place à Cannes et à Le Pecq-Marly.	64
Tableau 6. Taux d'inactivation d'agents microbiens observés dans des essais de simulation d'introductions en fonction de la concentration de chlore libre et du temps d'exposition dans l'EDCH et la quantité d'eaux usées ajoutée (d'après Snead <i>et al.</i> , 1980).	95
Tableau 8. Demande d'extraction des données de la base SISE-Eaux.	149
Tableau 9. Paramètres microbiologiques de la réglementation des Pays-Bas.....	160
Tableau 10. Recommandations, moyens mis en place et données épidémiologiques du réseau ENDWARE.....	162
Tableau 11. Modalités de surveillance applicables pour le suivi de l'évolution des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le cadre du passage à une EDCH « sans chlore ».....	172

Liste des figures

Figure 1. Diagramme PRISMA de la requête bibliographique effectuée pour les risques sanitaires liés aux EDCH « sans chlore ».....	25
Figure 2. Schéma organisationnel des dispositions réglementaires relatives à la sécurité sanitaire des eaux et des aliments dans le code de la santé publique.....	35
Figure 3. Schéma conceptuel d'un réseau dans SISE-Eaux.....	48
Figure 4. Médianes des concentrations en chlore total par département : (a) en sortie de TTP, (b) en UDI (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).....	49
Figure 5. Médianes des concentrations en chlore libre par département : (a) en sortie de TTP, (b) en UDI (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).....	50
Figure 6. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des concentrations) par département rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	52
Figure 7. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département rapporté au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	53
Figure 8. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Auvergne-Rhône-Alpes par rapport au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	54
Figure 9. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Auvergne-Rhône-Alpes par rapport au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	54
Figure 10. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Grand Est rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	55
Figure 11. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Grand Est rapporté au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	55
Figure 12. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Occitanie rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	56
Figure 13. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Occitanie rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	56
Figure 14. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ([0 ; 0,05[mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région PACA rapporté au nombre total	

de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	57
Figure 15. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L ⁻¹ ; médianes des données) par département de la région PACA rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).	57
Figure 16. Schéma des différents types de filières de production/distribution d'EDCH « sans chlore » décrites lors des auditions du GT.	61
Figure 17. Schéma des structures et conditions d'évolution des biofilms dans une canalisation d'EDCH (traduit et adapté de Flemming <i>et al.</i> , 2025 avec l'accord explicite des auteurs) ; concernant cette figure, la présence éventuelle d'amibes, ainsi que les dépôts de tartre, les dépôts liés à la corrosion et la nature des matériaux ou des revêtements de canalisations qui sont des facteurs d'influence, ne sont pas représentés dans le schéma. Les pastilles rouges sont explicitées dans le texte ci-dessous.	69
Figure 18. Classification des différentes formes des matières organiques (MO) dans l'eau sur la base des méthodes analytiques utilisées. Au sein des MO se mesure le carbone organique total (COT) décomposé, après filtration préalable, en COParticulaire et CODissous. La fraction dissoute est, selon les méthodes de mesure employées, décomposée en CODBiodégradable ou CODRéfractaire. Le paramètre COAssimilable est basé sur la mesure de la croissance de souches bactériennes dans un échantillon préalablement décontaminé par chauffage.	72
Figure 19. Résistance des microorganismes aux différents procédés de désinfection (adaptée et traduite de Jacangelo, 2002 ; ** valeurs issues de Masjoudi <i>et al.</i> , 2021).	91
Figure 20. Schéma des filières possibles de production et de distribution d'EDCH avec ou « sans chlore ».	105
Figure 21. Aperçu de la démarche à adopter pour la conduite d'un projet de passage à l'EDCH « sans chlore ».	116
Figure 22. Schéma conceptuel d'un réseau dans SISE-Eaux.	150
Figure 23. Exemples de modélisations de réseau simple et de réseau complexe dans SISE-Eaux.	151
Figure 24. Exemple de scénario d'un risque d'introduction accidentelle d'agents microbiens et de sa gestion dans le cas de réseau visant à supprimer le chlore résiduel.	173
Figure 25. Exemple de scénario d'un risque de prolifération d'agents pathogènes opportunistes déjà présents dans les biofilms du réseau de distribution d'EDCH.	174

Glossaire

Agents chlorants : réactifs chimiques chlorés utilisés pour le traitement des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH), notamment à l'étape de désinfection, autorisés par la circulaire DGS/VS4 n°2000-166 du 28 mars 2000 relative aux produits et procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) : chlore gazeux (ou dichlore), hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium et dioxyde de chlore.

Amibes libres : Eucaryotes unicellulaires ubiquitaires des environnements hydriques naturellement présents dans des réseaux d'EDCH. Les amibes présentent une forme kystique très résistante et une forme trophozoïte se déplaçant par reptation. Ces microorganismes se nourrissent d'autres microorganismes, principalement des bactéries, dont certaines ont développé la capacité de survivre, voire de se multiplier en leur sein, et sont pathogènes pour l'Homme, en particulier les *Legionella spp.* et *Mycobacterium spp.* Certaines espèces d'amibes sont responsables de pathologies graves, mais exceptionnelles, chez l'Homme.

Carbone organique assimilable (COA) : fraction de la matière organique utilisable comme substrat nutritif par les bactéries. Ce paramètre mesure la capacité de croissance dans l'eau de souches bactériennes sélectionnées, en conditions standardisées. La valeur obtenue est rapportée à une droite de calibration obtenue avec les mêmes souches dans une eau de référence additionnée d'acétate de sodium. Le résultat est exprimé en $\mu\text{g.L}^{-1}$ de carbone équivalent d'acétate de sodium. La mesure de ce paramètre ne fait pas encore l'objet de norme internationale mais diverses publications proposent la méthode originale de van der Kooij *et al.* (1982) et ses dérivés (Tang *et al.*, 2018 ; APHA, 1999 ; Kaplan *et al.*, 1993 ; LeChevallier *et al.*, 1993).

Carbone organique dissous (COD) : paramètre mesuré dans l'eau, selon la norme NF EN ISO 20236¹, et qui correspond à la « *somme du carbone sous forme organique mesurée et présent dans l'eau et provenant des composés passant à travers une membrane filtrante de porosité 0,45 μm , y compris les cyanates et les thiocyanates* ».

Carbone organique dissous biodégradable/bioassimilable (CODB) : « *quantité de carbone organique dissous, exprimée en milligrammes par litre, consommée par la biomasse pendant la durée d'incubation* » mesurée selon la méthode décrite par la norme XP T 90-318 (biomasse libre)² ou XP T 90-319 (biomasse fixée)³. Elle correspond à la différence entre le COD mesuré en début d'incubation et le COD en fin d'incubation après plusieurs jours en contact de l'eau à examiner avec une biomasse bactérienne mixte en suspension ou fixée sur du sable. Le CODB estime la quantité de matières organiques biodégradables/bioassimilables responsables de la croissance de bactéries hétérotrophes en réseaux d'EDCH.

¹ NF EN ISO 20236 (2024). Qualité de l'eau - Dosage du carbone organique total (COT), carbone organique dissous (COD), azote lié total (TNb) et azote lié dissous (DNb) après combustion catalytique oxydante à haute température.

² XP T90-318 (1995). Essais des eaux - Évaluation en milieu aqueux du carbone organique dissous biodégradable - Méthode par bactéries en suspension.

³ XP T90-319 (1995). Essais des eaux - Évaluation en milieu aqueux du carbone organique dissous biodégradable - Méthode par bactéries fixées.

Carbone organique particulaire (COP) : masse de carbone organique liée aux matières en suspension et calculée par différence entre le carbone organique total et le carbone organique dissous.

Carbone organique total (COT) : paramètre mesuré dans l'eau et qui correspond à la « *somme du carbone organique mesuré et présent dans l'eau, sous forme dissoute ou lié aux matières en suspension, y compris les cyanates, les thiocyanates et le carbone élémentaire* » (NF EN ISO 20236¹).

Chloramines : molécules caractérisées par un ou plusieurs groupements liant un atome d'azote à un à trois atome(s) de chlore (-N-Cl à -N-Cl₃). Des chloramines sont générées dans les EDCH, particulièrement par interaction entre un agent chlorant et de l'ammonium (monochloramine (NH₂Cl), dichloramine (NHCl₂) et trichloramine (NCl₃)), mais aussi avec des molécules organiques azotées (chloramines organiques).

Chloration : ensemble des opérations technologiques du processus de production et de distribution d'EDCH impliquant un ajout d'agent chlorant dans l'eau. Pour la désinfection, l'objectif est d'éliminer les microorganismes pathogènes présents dans l'eau et sur les matériaux au contact de l'eau.

Dans certains pays, la chloration est utilisée pour l'élimination de l'ammonium, mais ce procédé n'est pas autorisé en début de filière (pré-chloration) en France.

Chlore combiné : selon la norme NF ISO 6107⁴, « *partie de chlore résiduel total présent sous forme de chloramines, de chloramines organiques et de trichlorure d'azote* ».

Chlore libre : selon la norme NF ISO 6107, « *chlore présent dans l'eau sous la forme d'acide hypochloreux, d'ion hypochlorite ou de chlore élémentaire dissous* ».

Chlore total : selon la norme NF ISO 6107, « *chlore présent sous la forme de chlore libre ou de chlore combiné ou des deux à la fois* ».

Chlore résiduel : selon la norme NF ISO 6107, « *chlore demeurant en solution dans l'eau après chloration, présent sous forme de chlore libre (« chlore libre résiduel ») ou de chlore combiné ou des deux à la fois (« chlore total résiduel »)* ».

Choc chloré : traitement ponctuel des surfaces et installations au contact des eaux qui consiste en l'utilisation d'une dose importante d'un agent chlorant pendant un temps suffisant pour assurer leur désinfection (par exemple : désinfection de parois de réservoirs, de canalisations ou de réseaux intérieurs). Ce traitement est inclus dans les processus d'entretien des installations (nettoyage, rinçage, vidange, désinfection) (article R. 1321-56 du code de la santé publique).

CT : produit de la concentration (mg.L⁻¹) en désinfectant (comme le chlore libre) par le temps de contact (min) nécessaires pour inactiver un pourcentage d'une population d'un microorganisme donné (par exemple, CT99 pour en éliminer 99 % soit une réduction de 2 log).

⁴ NF ISO 6107 (2021). Qualité de l'eau – Vocabulaire.

Changement climatique : Selon le GIEC : « *variation de l'état du climat, qu'on peut déceler par des modifications de la moyenne et/ou de la variabilité de ses propriétés et qui persiste pendant une longue période, généralement pendant des décennies ou plus* » (IPCC, 2023). Le climat peut connaître des variations de plusieurs paramètres météorologiques tels que la température régionale, la force des vents, l'humidité de l'air, les précipitations, l'évaporation, ou la pression atmosphérique.

Déchloration : étape technologique destinée à réaliser l'« *élimination partielle ou totale du chlore résiduel de l'eau à l'aide d'un procédé physique ou chimique* » (NF ISO 6107). Elle peut être réalisée par ajout d'un réactif réducteur, ou par filtration sur charbon actif.

Demande en chlore : « *différence entre la quantité de chlore ajoutée à un échantillon d'eau douce ou d'eau résiduaire et la quantité de chlore résiduel total qui reste au bout d'une période de contact définie* » (NF ISO 6107). Il s'agit de la mesure de la quantité totale d'agent chlorant nécessaire pour réagir avec tous les composants présents dans l'eau (ex : matières organiques dissoutes et particulaires, métaux, ammoniacale) avant d'atteindre un chlore libre résiduel mesurable.

Désinfection : selon la norme NF EN 14885⁵, traitement qui vise à détruire, inactiver ou éliminer les microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites voire spores) grâce à l'action irréversible d'un produit ou d'un procédé physique. La norme précise que « *le terme « microorganisme » comprend les bactéries (y compris les mycobactéries ainsi que les endospores bactériennes), les champignons (y compris les moisissures, les spores de champignons et les levures), les virus (y compris les bactériophages), les algues et oocystes* ».

Distribution : ensemble d'opérations visant à répartir l'EDCH depuis l'usine de potabilisation vers chaque point d'usage par l'intermédiaire d'un ensemble d'ouvrages (canalisations, réservoirs, châteaux d'eau). La distribution jusqu'aux compteurs (réseau dit « public ») est sous la responsabilité de la personne responsable de la production et de la distribution de l'eau (PRPDE) et, au-delà, il s'agit du réseau dit « intérieur » sous la responsabilité du propriétaire.

Eaux brutes : eaux provenant du milieu naturel (article R.1321-6 du code de la santé publique) et qui « *n'a subi aucun traitement de quelque sorte que ce soit, ou qui entre dans une station afin d'y subir un traitement ou un traitement supplémentaire* » (NF ISO 6107).

Matière organique biodégradable (ou bioassimilable) (MOB) : fraction de matières organiques dissoutes pouvant être assimilée et/ou dégradée par les biomasses et servant notamment à leur nutrition et leur croissance. Cette notion n'est pas associée spécifiquement à une méthode d'analyse, mais est évaluée via deux paramètres différents : le CODB ou le COA.

Matière organique dissoute (MOD) : matière organique non retenue par un filtre de porosité 0,45 µm. Dans les réseaux d'eau, ce paramètre correspond généralement à un mélange complexe d'éléments organiques d'origine naturelle ou anthropique.

⁵ NF EN 14885 (2022). Antiseptiques et désinfectants chimiques - Application des Normes européennes sur les antiseptiques et désinfectants chimiques.

Matière organique particulaire (MOP) : terme désignant des éléments organiques présents à l'état particulaire dans l'eau retenus par un filtre dont la porosité est de 0,45 µm.

Mycobactéries non tuberculeuses (MNT) : également qualifiées de mycobactéries atypiques, il s'agit des mycobactéries autres que celles responsables de la tuberculose et de la lèpre. Certaines espèces de MNT sont responsables de pathologies graves.

Nutriments : composés organiques et inorganiques nécessaires à un organisme vivant pour son entretien et sa croissance. Ils comprennent en particulier des composés organiques qualifiés de bioassimilables/biodégradables, nécessaires aux organismes hétérotrophes.

Rechloration en réseau de distribution : ajout d'agent chlorant dans l'EDCH en cours de distribution afin d'augmenter la concentration en chlore libre résiduel dans le réseau. Elle se pratique par injection dans une canalisation ou dans un réservoir/château d'eau. Cette étape n'est pas à confondre avec un choc chloré.

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte général

Si la première utilisation d'un produit chloré comme désinfectant est généralement attribuée à Semmelweis en Autriche en 1846 (Académie des sciences, 1848), la chloration n'a été mise en œuvre à des fins de désinfection de l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) qu'en 1897 en Angleterre à la suite d'une épidémie de typhoïde (Tulchinsky, 2018 ; IARC, 1991). Progressivement, la désinfection par chloration est devenue le procédé privilégié dans les filières de production d'EDCH à travers le monde. En France, la « javellisation », puis la « verdunisation » des eaux, préconisée par M. Bunau-Varilla (ingénieur et officier) et employée notamment en 1917 lors du siège de Verdun pour lutter contre les épidémies de typhoïde, a constitué le point de départ d'une très large utilisation de la désinfection par le chlore des eaux à traiter (EIN, 2024 ; Direction de l'hygiène, du travail et de la prévoyance sociale, 1937 ; Bunau-Varilla, 1932 ; Ministère de l'intérieur, 1912). Ce procédé présente de nombreux avantages en termes d'efficacité, de facilité de mise en œuvre et de coût.

Aux traitements réalisés en usine de potabilisation pour la désinfection s'ajoute la possibilité de distribuer une EDCH contenant un résiduel de désinfectant chloré, option souvent considérée comme indispensable à la protection sanitaire des réseaux de distribution, notamment vis-à-vis des risques microbiologiques.

Plusieurs types d'agents chlorants sont employés dans le monde : chlore gazeux, hypochlorite de sodium (eau de Javel), dioxyde de chlore, monochloramine, hypochlorite de calcium, dichloroisocyanurate de sodium.

En 1974 ont été découverts les premiers sous-produits de désinfection (SPD), issus notamment de réactions chimiques entre les désinfectants chlorés et les matières organiques (MO) présente dans les eaux à traiter (Rook, 1974 ; Bellar *et al.*, 1974). Depuis, la liste des SPD s'est allongée. Les études toxicologiques caractérisant leurs propriétés mutagènes, cancérigènes et reprotoxiques chez l'animal d'une part, et les études épidémiologiques associant une corrélation entre l'exposition aux sous-produits de chloration (SPC) et le risque de cancers d'autre part, ont amené une remise en cause de l'innocuité de la chloration par des consommateurs et des producteurs d'EDCH (Richardson et Plewa, 2020 et 2007).

Par ailleurs, la chloration peut induire des modifications de la qualité organoleptique de l'EDCH et détourner le consommateur de l'« eau du robinet » au profit d'eaux conditionnées, voire d'eaux non traitées, comme celles de captages privés à usage unifamilial dont la qualité n'est pas contrôlée.

La désinfection de l'eau par des agents chlorants avant sa mise en distribution et le maintien d'un chlore libre résiduel en réseau ne sont pas rendus obligatoires par la réglementation générale (cf. 3.3) mais des exigences spécifiques ont été définies dans le cadre du plan Vigipirate en cas de menace d'acte malveillant visant les réseaux de distribution d'EDCH (cf. 3.3.1). Le recours à la chloration peut également être préconisé en cas de détection de contaminations microbiennes.

Ainsi, les pratiques de chloration sont variables selon les installations. Certaines ont historiquement distribué des EDCH dites « sans chlore » en France et ailleurs en Europe (cf. 4.1, 4.2 et 4.3).

Les inconvénients liés à la formation de SPD et aux modifications de la qualité organoleptique de l'EDCH conduisent des collectivités et des acteurs de la production des EDCH en France à se tourner vers des approches technologiques visant à la réduction, voire la suppression, de l'emploi d'agents chlorants (cf. 2.6). En effet, la suppression de la chloration a été appliquée pour le système d'alimentation en EDCH de la ville d'Amsterdam dès les années 1980 (cf. 4.2.1). D'autres collectivités en Europe, notamment en France, Allemagne, Suisse et Autriche, grâce principalement à l'excellente qualité de l'eau brute, ont depuis toujours pu éviter l'usage du chlore. C'est le cas par exemple de grandes agglomérations françaises comme Grenoble et Mulhouse (cf. 4.3).

C'est dans ce contexte que se situe cette saisine, dont l'objectif est d'apporter à la Direction générale de la santé (DGS) des éléments d'appui à la gestion des dossiers, instruits par les agences régionales de santé (ARS), concernant la réduction ou la suppression du chlore en filière de production et en réseau de distribution d'EDCH en France.

1.2 Traitement de la saisine

1.2.1 Descriptif de la saisine

La Direction générale de la santé (DGS) a saisi l'Anses le 2 janvier 2023 (cf. annexe 1) afin de rendre une expertise visant à « *évaluer les risques sanitaires d'une distribution d'eau sans chlore destinée à la consommation humaine* ». En effet, la DGS est « *sollicitée sur plusieurs projets à l'étude sur le territoire visant à réduire, voire supprimer, la chloration des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH)* » et « *souhaite mener une réflexion nationale afin de répondre aux questions soulevées par cette pratique* ».

Dans cette saisine, il est demandé :

- « *d'identifier les risques sanitaires pouvant découler de cette pratique de diminution/suppression de la chloration* » ;
- d'établir « *la pertinence de définir des paramètres supplémentaires à suivre dans le cadre du contrôle sanitaire* » ;
- de mener la réflexion « *dans un contexte général de hausse des températures qui pourrait avoir un impact sur l'eau sans chlore distribuée (impact sur la ressource, augmentation de la température de l'eau dans le réseau, impact sur les paramètres bactériologiques et microbiologiques de l'eau, développement de légionelles...)* ».

L'utilisation d'agents chlorants intervient principalement à deux niveaux dans le traitement et la distribution des EDCH :

- en faisant partie intégrante du procédé de traitement de l'eau avant sa distribution et contribuant ainsi à la conformité sanitaire de la qualité des EDCH au point de mise en distribution ;
- pour aider à préserver la qualité sanitaire de l'EDCH dans le réseau par le maintien d'un résiduel de chlore libre jusqu'au point d'usage.

Ainsi, dans son contrat d'expertise, l'Anses a proposé de rendre un avis relatif à « *l'identification de risques sanitaires en cas de diminution ou de suppression du chlore dans*

la filière de production et le réseau de distribution d'eau destinée à la consommation humaine » dans l'objectif :

- « d'identifier les risques sanitaires liés aux modifications de la filière de production d'EDCH par une suppression de la chloration comme procédé de désinfection et de la filière de distribution par une diminution ou par une suppression du chlore libre résiduel ;
- d'identifier les paramètres microbiologiques et physico-chimiques supplémentaires à contrôler en cas de modification de la filière de production/distribution, en y intégrant ceux déjà impactés par le changement climatique et pouvant influencer sur la mise en application d'un procédé de désinfection sans chlore ».

Au cours de l'expertise, il a été établi que la notion de « diminution du chlore » renvoyait aux mêmes risques que la suppression, à savoir une inefficacité du procédé de désinfection en station de traitement et/ou une faible concentration en chlore libre résiduel dans le réseau, de sorte que seuls les aspects relatifs à la suppression du chlore ont été développés.

Par ailleurs, les risques liés à la contamination intentionnelle d'un réseau d'EDCH dans lequel la diminution/suppression de la chloration serait pratiquée font l'objet d'un document séparé confidentiel et ne sont donc pas abordés dans le présent avis.

1.2.2 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (janvier 2024) ».

Dans le cadre des échanges réguliers avec la DGS visant à prioriser l'ensemble des saisines relatives à la thématique des eaux de toutes natures, les travaux liés à la présente saisine ont été initiés au 1^{er} trimestre 2024.

L'Anses a confié au groupe de travail « Eau sans chlore », rattaché au comité d'experts spécialisé « Eaux », l'instruction de cette saisine. Ce groupe de travail (GT) a été mis en place le 14 juin 2024. Deux experts ont démissionné au commencement des travaux (respectivement le 16 octobre 2024 et le 8 janvier 2025) et n'ont participé ni aux discussions du GT, ni à la rédaction de l'avis et du rapport. Ils ne sont donc pas mentionnés en tant que membres de ce GT.

Les travaux d'expertise du GT ont été présentés au CES « Eaux » tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 4 février 2025 et le 6 janvier 2026. Le présent rapport d'expertise a été adopté par le CES « Eaux » réuni le 2 décembre 2025 et l'avis, qui se fonde sur le rapport d'expertise, les conclusions et les recommandations du GT « Eau sans chlore », a été adopté par le CES « Eaux » lors la séance du 6 janvier 2026. Le rapport et l'avis ont tenu compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES « Eaux ».

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a débuté par un recensement des installations de production/distribution d'EDCH « sans chlore » déjà exploitées en France ou qui sont en projet, sur la base d'un tableau compilant les retours des ARS fourni par la DGS.

Le GT « Eau sans chlore » a exclu du champ de l'expertise les eaux rendues potables par traitement conditionnées (ERPTC)⁶. En effet, d'un point de vue réglementaire, les ERPTC ne font pas partie des EDCH mais des eaux de consommation humaine conditionnées. De ce fait, même si elles peuvent faire l'objet des mêmes traitements que les EDCH, elles répondent aux critères de qualité microbiologique des eaux minérales naturelles et des eaux de source⁷. De plus, ces eaux ne sont pas distribuées jusqu'au robinet du consommateur via un réseau, comme le sont les EDCH.

Afin de dresser un état des lieux de la situation en France des EDCH chlorées et « sans chlore », un appui scientifique et technique a été réalisé par l'Unité méthodologie et études (UME) de l'Anses pour le traitement statistique et la description des données de la base du Système d'information des services santé environnement sur les eaux (SISE-Eaux) relatives aux concentrations de chlore total et de chlore libre dans les EDCH en sortie de production et dans les réseaux de distribution. Il est à noter que la demande d'extraction de la base de données SISE-Eaux concernait d'autres paramètres physico-chimiques et microbiologiques qui n'ont pas pu être exploités pour des raisons de volume des données et d'échéances (cf. annexe 2).

La recherche bibliographique sur les risques sanitaires liés aux EDCH non chlorées a été réalisée le 31 octobre 2024 dans deux bases de données de publications scientifiques/académiques, Scopus et Pubmed, publiées entre 1990 et 2024, à partir de la requête suivante : TITLE-ABS-KEY(water AND (tap OR drinking OR potable OR network OR distribution OR supply OR plumbing) AND (unchlorinated OR undisinfected OR ((disinfectant OR chlorine) AND free)) AND (biostability OR (biological AND stability) OR regrowth OR microbiology OR bacteriology OR legionella OR pseudomonas OR mycobacteria OR amoeba OR virus OR coliform)) AND PUBYEAR > 1989 AND PUBYEAR < 2025. Sur les 1 783 publications obtenues, seules 135 ont été retenues par les membres du GT après suppression des doublons, double lecture sur titre, puis résumé, puis texte intégral (figure 1).

⁶ Appellation réglementée (code de la santé publique, articles R. 1321-91 à R. 1321-93).

⁷ Arrêté du 14 mars 2007 modifié relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles et de sources conditionnées ainsi que de l'eau minérale naturelle distribuée en buvette publique.

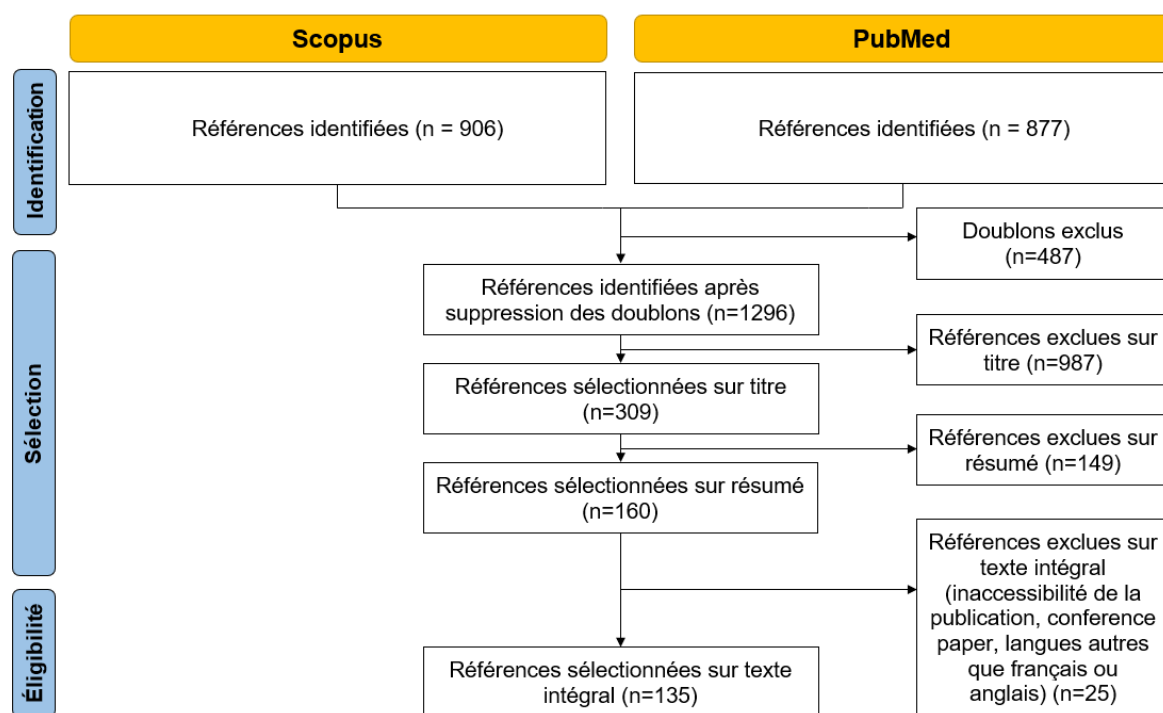


Figure 1. Diagramme PRISMA de la requête bibliographique effectuée pour les risques sanitaires liés aux EDCH « sans chlore ».

L'expertise s'est appuyée également sur :

- les auditions de différentes parties prenantes : les ARS Auvergne-Rhône-Alpes, Grand Est et Provence-Alpes-Côte d'Azur, la Colmarienne des eaux, Eau de Paris, Grenoble Alpes Métropole, PWNT⁸, Suez et Veolia ;
- les données du dispositif EpiGEH (dispositif de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë (GEA) d'origine hydrique) ;
- une consultation par courriel :
 - de l'Association Générale des Laboratoires d'Analyses et d'Essais (AGLAE) ;
 - de la Fédération Professionnelle des Entreprises de l'Eau (FP2E) et de la Fédération nationale des collectivités concédantes et régies (FNCCR) ;
 - du Réseau ENDWARE⁹.

1.3 Prévention des risques de conflits d'intérêts

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

⁸ Société de traitement des eaux aux Pays-Bas.

⁹ *European Network of Drinking Water Regulators* – groupe informel de représentants (Ministères en charge de la réglementation sur l'EDCH et Agences sanitaires) des États membres de l'Union européenne et autres pays qui mettent en œuvre les dispositions de la directive sur la qualité de l'eau potable (DWD).

2 Cadre général de mise en œuvre de la chloration des EDCH

2.1 Notions relatives à la chloration

Pour éviter de possibles confusions liées à des imprécisions, des interprétations différentes ou à l'utilisation de raccourcis de langage, les définitions suivantes sont utilisées par le GT dans le présent rapport. D'autres définitions utiles à la compréhension de ce rapport figurent dans le glossaire.

La chloration des eaux fait référence à toutes les étapes technologiques du processus de production et de distribution d'EDCH impliquant un ajout d'agents chlorants dans l'eau à traiter. Les agents chlorants autorisés par la réglementation (cf. 3.3.3.3) sont :

- le chlore gazeux : dichlore (Cl_2), gaz injecté ou aspiré dans l'eau par un hydroéjecteur ;
- l'hypochlorite de sodium : liquide injecté dans l'eau directement ou après dilution préalable. Il est également possible de produire de l'hypochlorite de sodium *in situ* par électrochloration (électrolyse d'une solution de chlorure de sodium) ;
- l'hypochlorite de calcium : solide employé par dissolution avant injection ou par circulation de l'eau à traiter sur sa surface (granulés, galets) ;
- le dioxyde de chlore (anciennement appelé bioxyde de chlore) : préparé extemporanément en solution, puis injecté dans l'eau à traiter.

Le terme « **chlore** » sans précision fait référence, dans ce rapport, à l'ensemble des agents chlorants employés pour la chloration des EDCH. Il peut également être précisé par différents qualificatifs, en lien notamment avec des méthodes analytiques de terrain. Se distinguent ainsi le chlore libre, le chlore combiné et le chlore total (cf. glossaire).

Les différents usages du chlore dans les filières de production et de distribution d'EDCH renvoient aussi à des éléments de sémantique.

Le chlore peut être ainsi utilisé pour :

- la **désinfection** de l'eau, au sein de l'usine de potabilisation, devant être réalisée impérativement avant la mise en distribution ;
- assurer une **activité biocide rémanente** dans l'EDCH mise en distribution par le maintien d'une concentration de « **chlore libre résiduel** » ;
- désinfecter des matériaux et équipements contaminés (canalisations, parois de réservoirs) par la réalisation d'un « **choc chloré** ».

Deux termes en lien avec l'usage du chlore sont également utilisés :

- la **déchloration**, pratiquée en filière de potabilisation, est une étape technologique destinée à réduire ou éliminer le chlore présent dans l'eau à traiter par l'ajout d'un agent réducteur autorisé (bisulfite de sodium¹⁰) ou par filtration sur charbon actif ;
- la **rechloration**, pratiquée en réseau de distribution, consiste à procéder à un ajout d'agent chlorant dans l'EDCH en cours de distribution afin de maintenir la concentration en chlore libre résiduel. Elle est réalisée par injection d'agent chlorant dans une canalisation ou, plus généralement, dans un réservoir ou château d'eau.

¹⁰ Circulaire DGS/VS4/2000/166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine. La circulaire ne fait cependant pas de mention explicite du procédé de déchloration.

2.2 Mise en œuvre de la chloration des eaux en France

La chloration au sein des filières de potabilisation en France était, jusque dans les années 1980, couramment utilisée en début de traitement afin d'éliminer l'ammonium (pré-chloration), puis en fin de traitement pour la désinfection (cf. annexe 3). Par la suite, la réglementation a interdit la pré-chloration (cf. 3.3.3.3) car, appliquée sur une eau chargée en matières organiques, elle conduisait à un risque important de formation de sous-produits de chloration (SPC).

2.3 Désinfection des eaux

Dans le cadre de la production et de la distribution d'EDCH, la désinfection est l'opération visant à détruire ou inactiver les microorganismes pathogènes (bactéries, virus, parasites) grâce à l'action irréversible d'un produit ou d'un procédé physique. Elle peut aussi cibler des microorganismes pouvant dégrader les ouvrages (biocorrosion) ou modifier les caractéristiques organoleptiques et physico-chimiques de l'EDCH (flaveur, turbidité). Elle est réalisée avant la mise en distribution afin de ne pas laisser diffuser dans le réseau des microorganismes pouvant induire un risque aux points d'usage.

Les procédés de désinfection autorisés en France sont le recours à un agent chlorant, à l'ozone et l'emploi de rayonnements ultra-violet (UV).

Des étapes technologiques de la filière de traitement peuvent réduire plus ou moins fortement la communauté microbienne de l'eau à traiter. Il s'agit essentiellement de la clarification, de l'ozonation (injection du gaz ozone), de filtrations membranaires. *A contrario*, certaines étapes technologiques peuvent influencer le contenu microbien en libérant des bactéries provenant de biofilms fixés dans les médias filtrants. Il s'agit de la filtration sur sable ou sur charbon actif en grain.

Ainsi, plus la filière comporte d'étapes de réduction des biomasses microbiennes (concept « multi-barrières »), plus les risques sont réduits, la désinfection finale rendue plus aisée et la filière plus fiable. La démarche prévue dans le cadre des plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux (PGSSE), reposant sur l'identification et la maîtrise des points critiques tout le long de la filière, intégrant ainsi ces barrières, permet d'assurer la fiabilité de l'unité de potabilisation au regard de la qualité microbiologique de l'EDCH délivrée.

La désinfection par les agents chlorants est réalisée uniquement en étape finale de la filière de traitement, sur une eau dont la majorité des matières organiques ont été éliminées pour limiter la présence de précurseurs de SPC.

La désinfection est conduite selon des protocoles opératoires fixés pour atteindre un abattement suffisant des microorganismes pathogènes et opportunistes pouvant être présents dans l'eau. Ces protocoles se fondent sur la connaissance du paramètre CT de chaque microorganisme vis-à-vis de chaque agent désinfectant, qui prend en compte la concentration (C) de l'agent désinfectant et le temps de contact (T) nécessaires pour inactiver un pourcentage (par exemple, CT₉₉ pour éliminer 99 % des microorganismes soit une réduction de 2 log) d'une population d'un microorganisme donné. Le protocole opérationnel est défini en fonction de la nature et de la concentration dans l'eau à traiter des agents microbiologiques, l'objectif étant de garantir un abattement suffisant de tous les microorganismes jugés indésirables, même les plus résistants au chlore, tout en limitant la formation de sous-produits de chloration (SPC) (Richardson et Postigo, 2012 ; Richardson, 1998).

L'efficacité des agents chlorants utilisés en désinfection de l'eau dépend également des caractéristiques physico-chimiques de l'eau à traiter (en particulier : température, pH, concentration en matières dissoutes réductrices intervenant dans la « demande en chlore ») et de leurs possibles variations, de l'efficacité des traitements préalables dans la filière de traitement et des conditions opérationnelles de mise en œuvre (Legube, 2021).

Ce constat explique qu'une simple chloration n'apporte pas nécessairement des garanties suffisantes de sécurité sanitaire, comme le montre l'étude réalisée par Zmirou *et al.* (1995) sur des petits réseaux d'EDCH en France. Les résultats mettent en évidence une sur-incidence de diarrhée parmi la population desservie par une EDCH ayant eu pour unique traitement une chloration par rapport à une population desservie par une EDCH n'ayant subi aucun traitement, et en particulier non désinfectée car considérée comme de qualité bactériologique satisfaisante (population témoin).

Cette étude suggère qu'une simple chloration d'une eau brute régulièrement contaminée ne suffit pas à contenir le risque infectieux, qu'il soit de nature endémique ou épidémique, et ce, malgré les résultats du suivi microbiologique attestant d'une conformité au regard du paramètre *E. coli*. Parmi les hypothèses avancées, est évoquée la contamination de l'eau à traiter par des microorganismes pathogènes, tels que des virus entériques et des protozoaires, qui se caractérisent par une plus grande résistance à l'action d'agents chlorants que les bactéries indicatrices de contamination fécale.

La conception des installations assurant la désinfection des eaux implique l'optimisation du mélange de l'agent chlorant avec l'eau à traiter et le respect du temps de contact fixé.

2.4 Maintien d'une concentration en chlore libre résiduel

Il convient de distinguer l'étape de désinfection en usine et le maintien d'une concentration en chlore libre résiduel dans le réseau de distribution jusqu'au robinet du consommateur. Les objectifs et les protocoles utilisés sont différents.

Le maintien d'une concentration en chlore libre résiduel dans le réseau de distribution des EDCH (souvent qualifié à tort de « désinfection secondaire¹¹ » dans les publications) est une approche recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (2022) qui préconise de garantir, en tout point du réseau, une concentration résiduelle en chlore libre supérieure à 0,2 mg.L⁻¹ (cf. 3.1). Les arguments avancés en faveur de cette mesure sont la limitation de la colonisation du réseau par des biofilms et la réduction du risque pour le consommateur en cas d'introduction d'agents microbiens dans le réseau, notamment par retour d'eau.

La concentration en chlore libre résiduel dans le réseau de distribution évolue au cours du temps en fonction notamment de la température, des interactions avec les constituants des matériaux au contact de l'eau (MCDE), des matières organiques et des agents réducteurs présents dans l'EDCH (Ramos *et al.*, 2010). Le maintien d'une concentration cible de chlore libre résiduel en tout point du réseau peut donc nécessiter la mise en place de postes de rechloration. Pour certaines personnes responsables de la production et de la distribution d'EDCH (PRPDE), le suivi de la concentration en chlore libre résiduel dans les EDCH distribuées est considéré comme une approche pertinente pour la détection des introductions accidentelles d'agents microbiens. La mise en place de capteurs en continu permet d'identifier

¹¹ Cette terminologie ne sera pas utilisée dans le présent rapport car elle est source de confusion. En effet, le maintien d'un résiduel de chlore libre dans le réseau n'a pas vocation à désinfecter l'eau.

toute chute brutale de la concentration en chlore libre résiduel dans le réseau qui constitue un signal d'alerte évoquant une introduction de contaminants.

2.5 Choc chloré

Dans le domaine des EDCH, le « choc chloré » vise à désinfecter les installations et non l'eau elle-même. La réalisation d'une telle opération est nécessaire, soit à titre préventif, à la suite d'interventions techniques sur le réseau susceptibles d'avoir généré des contaminations (par exemple, après la pose de nouvelles canalisations), soit de manière systématique à la suite du nettoyage annuel des réservoirs prévu par la réglementation (cf. 3.3.5), ou encore, à titre curatif, en cas de contamination biologique avérée de tout ou partie du réseau de distribution. Dans tous les cas, l'utilisation de l'eau distribuée n'est momentanément pas autorisée pour la consommation.

Cette opération est généralement complémentaire de la réalisation de purges des portions de réseau contaminées. Les protocoles utilisés font appel à des concentrations élevées en chlore libre. Dans le cas des réseaux d'eaux froides, il n'existe pas de protocole réglementaire. L'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE ; 2013) préconise, après nettoyage, un remplissage de la canalisation contaminée au moyen d'une solution à une concentration minimale de 150 mg.L⁻¹ en chlore libre avec un temps de contact minimal d'une heure. Les protocoles utilisés par les exploitants de réseaux, consultés à la suite des auditions, mentionnent des concentrations en chlore libre allant de 10 mg.L⁻¹ à 10 g.L⁻¹, selon le temps de contact imposé (respectivement de 12 heures à 1 heure). Dans le cas des réseaux d'eaux chaudes sanitaires contaminés par des légionelles, les protocoles préconisés vont de 15 mg.L⁻¹ de chlore libre pendant 24 heures à 100 mg.L⁻¹ pendant 1 heure (CSTB, 2012 ; Ministère du travail, de l'emploi et de la santé, 2010¹²).

2.6 Inconvénients de la chloration des eaux et objectifs du passage à l'EDCH « sans chlore »

Le recours à la chloration est un procédé simple et fiable pour maîtriser la qualité microbiologique des EDCH mais il présente différents inconvénients dont le détail figure dans l'annexe 4 de ce rapport. Pour les gestionnaires de systèmes de production/distribution d'EDCH, et d'après les retours des consommateurs, les deux arguments principaux mis en avant, notamment lors des auditions réalisées dans le cadre de cette expertise, pour justifier la recherche d'une alternative à l'emploi des agents chlorants dans les filières de production et de distribution d'EDCH sont la toxicité liée aux SPC et l'impact négatif de la chloration sur les qualités organoleptiques de l'EDCH.

Les SPC sont des molécules produites par l'interaction, en usine ou en réseau, des agents chlorants avec diverses molécules organiques ou inorganiques présentes dans les eaux, qualifiées de « précurseurs de SPC ». Les ions bromure et iodure, lorsqu'ils sont présents, peuvent également intervenir dans la formation de SPC. Les SPC sont de natures chimiques diverses. Les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA) représentent

¹² Circulaire DGS/EA4 n° 2010-448 du 21 décembre 2010 relative aux missions des agences régionales de santé dans la mise en œuvre de l'arrêté du 1^{er} février 2010 relatif à la surveillance des légionelles dans les installations de production, de stockage et de distribution d'eau chaude sanitaire.

actuellement les familles les plus étudiées. Leur formation est associée à l'étape de désinfection par les agents chlorants en usine mais peut se poursuivre dans le réseau de distribution si l'EDCH contient des précurseurs de SPC, du chlore libre résiduel ou des agents chlorants injectés par des unités de rechloration. Ces précurseurs de SPC se rencontrent principalement dans les substances humiques et dans les MO d'origine algale.

La toxicité chronique des THM (OMS, 2022 et 2004 ; Anses, 2010) et des AHA (Anses, 2023 et 2011) est avérée chez l'animal pour la plupart des composés appartenant à ces deux familles, mais les connaissances disponibles relatives à une exposition chronique par voie orale sont très variables d'une molécule à l'autre. Chez l'Homme, plusieurs études épidémiologiques ont conclu à un risque de cancer de la vessie, de cancer colorectal, de « fausses couches » et de malformations congénitales associé aux expositions aux SPC (Richardson et Plewa, 2020 ; SPF, 2017a et b). Depuis la fin du XX^e siècle, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) classe dans le groupe 2B (*« agent pouvant être cancérogène pour l'Homme »* - *« absence de données sur la cancérogénicité pour l'Homme et de preuves suffisantes de cancérogénicité pour des animaux de laboratoire »*) certains SPC, en particulier les acides bromochloroacétique, dichloroacétique, trichloroacétique et dibromoacétique, le chloroforme et le bromodichlorométhane (IARC, 1999). L'avis du 3 juillet 2025 du Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP)¹³ souligne *« qu'il est indispensable de procéder à la réduction des précurseurs de THM depuis la ressource jusqu'aux points d'usages concernés, avec une connaissance des variations spatio-temporelles existantes et la mise en œuvre des optimisations de la filière de potabilisation »*. Pour donner suite à une demande de la DGS, des travaux d'expertise de l'Anses sont en cours sur *« la détermination de valeurs guides sanitaires dans les eaux destinées à la consommation humaine (EDCH) pour les trihalométhanes »*.

Concernant l'impact de la chloration sur les qualités organoleptiques de l'EDCH, les goûts et odeurs (rassemblés dans le terme de flaveur) liés à la chloration peuvent être dus aux composés désinfectants eux-mêmes (acide hypochloreux, ion hypochlorite) ou à diverses molécules formées par réaction du désinfectant chloré avec des composés chimiques présents dans l'eau à traiter ou l'EDCH (Proulx *et al.*, 2010). Selon le Centre d'information sur l'eau¹⁴, en 2022, 25 % des français reprochaient à l'« eau du robinet » son goût et son odeur « de chlore », un constat déjà effectué en 2000 dans une enquête réalisée à la demande de l'Institut Français de l'Environnement, des Agences de l'Eau et du Ministère de l'Environnement (Hatchuel et Ortalda, 2000). La flaveur « de chlore » de l'EDCH est, de manière générale, le premier motif de non-consommation de l'« eau du robinet ».

Il est à noter que les procédés alternatifs à la chloration, actuellement autorisés pour réaliser la désinfection des eaux avant distribution, présentent eux-aussi des inconvénients. Le recours à l'ozone ou aux réacteurs UV implique des contraintes techniques spécifiques, notamment une maîtrise de la turbidité de l'eau à traiter dans le cas des UV. L'ozone ne peut être utilisé en étape finale car il génère des matières organiques biodégradables à partir des matières organiques présentes dans l'eau à traiter (Siddiqui *et al.*, 1997 ; Volk *et al.*, 1993). La formation de sous-produits est également connue dans le cas de l'ozone (bromates en présence de bromures). De plus, contrairement à la chloration, ces deux procédés n'assurent aucune rémanence de l'effet désinfectant dans le réseau de distribution.

¹³ Avis du 3 juillet 2025 relatif à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de THM dans les EDCH. <https://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=1456>.

¹⁴ Centre d'information sur l'eau. Enquête nationale 2022 - 26^e édition. https://www.debatpublic.fr/sites/default/files/2023-04/BarometreCIEAU2022_GLOBALChiffres.pdf.

3 Réglementation

Le présent chapitre vise à faire un état des lieux des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), de la réglementation européenne, des spécificités des réglementations nationales des pays membres du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses¹⁵ et de la réglementation française. Le GT constate que les guides de l'OMS et les textes réglementaires mentionnent les EDCH sans faire de distinction entre les EDCH chlorées et les EDCH « sans chlore ».

3.1 Organisation Mondiale de la Santé

En 2022, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) rappelle, dans la 4^e édition de ses lignes directrices (*« Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda »*), que *« les épidémies d'origine hydrique doivent être particulièrement évitées en raison de leur capacité à entraîner l'infection simultanée d'un grand nombre de personnes »*. Aussi, concernant la contamination microbienne de l'EDCH, *« son contrôle doit toujours être d'une importance capitale »*.

Les aspects relatifs à la microbiologie, dont les risques microbiologiques associés à l'EDCH, leur évaluation quantitative (évaluation quantitative des risques microbiologiques – EQRM ou *quantitative microbial risk assessment* - QMRA) et l'efficacité des traitements pour les réduire, sont détaillés dans ce document. L'OMS souligne que *« la désinfection est une barrière efficace contre de nombreux agents pathogènes (en particulier les bactéries) »*, mais elle rappelle que *« la désinfection au chlore de l'eau potable a des limites contre les protozoaires [...] et certains virus »* et que *« la désinfection résiduelle n'apporte qu'une protection partielle contre la contamination de faible niveau et la prolifération dans le réseau de distribution »*.

L'OMS rappelle aussi que *« la désinfection ne doit pas être compromise en essayant de contrôler les sous-produits de désinfection »*. Elle propose une *« valeur guide »*¹⁶ maximale de 5 mg.L⁻¹ de chlore libre dans les EDCH et rédige la préconisation suivante : *« Pour une désinfection efficace, il devrait y avoir une concentration résiduelle de chlore libre $\geq 0,5$ mg/l après un temps de contact d'au moins 30 minutes à un pH $< 8,0$. Un chlore libre résiduel doit être maintenu dans l'ensemble du réseau de distribution. Au point de livraison, la concentration résiduelle minimale de chlore libre doit être de 0,2 mg/l »*.

Lorsqu'il est nécessaire de distribuer de grands volumes d'EDCH à la population et que le stockage est effectué dans des camions-citernes, l'OMS indique qu'*« il est souhaitable d'ajouter du chlore pour obtenir une concentration de chlore libre résiduel d'au moins 0,5 mg/l au point de livraison aux utilisateurs »* (section 6.3). En France, les sites isolés (par exemple, les alpages, les restaurants d'altitudes, quelques îles, des stations de montagne, des zones de chantiers) ont recours à ce type de distribution.

Concernant la *« sélection des paramètres de surveillance opérationnelle »* (section 4.2.2), il est mentionné que le chlore libre résiduel est un bon indicateur de suivi : *« La surveillance du*

¹⁵ Les pays membres du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses sont l'Allemagne, le Danemark, la Hongrie, la Lettonie, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la Suède et la Suisse.

¹⁶ Une valeur guide représente une concentration maximale pour laquelle un constituant n'entraîne aucun risque notable pour la santé lorsque l'eau qui le contient est consommée sur la durée totale d'une vie.

chlore résiduel fournit une indication rapide des problèmes qui orienteront la mesure des paramètres microbiens. La disparition soudaine d'un résiduel par ailleurs stable peut indiquer la survenue d'une contamination. De plus, des difficultés à maintenir les résiduels à certains points d'un système de distribution ou une disparition progressive des résiduels peuvent indiquer que l'eau ou la canalisation a une forte demande en oxydant en raison de la croissance des bactéries ».

3.2 Réglementation au sein de l'Union européenne et suisse

La directive (UE) 2020/2184¹⁷ s'applique à l'ensemble des États membres (EM) de l'Union européenne (UE).

Cette directive ne présente aucune mention spécifique au chlore (libre ou total) ou à la chloration. Le Considérant (27) indique seulement que « conformément au règlement (UE) n°528/2012, les États membres sont autorisés à restreindre ou interdire l'utilisation de produits biocides dans l'approvisionnement public en eau potable, y compris dans les distributions d'eau individuelles ». Par ailleurs, l'article 9-2-d indique que « lorsque la préparation ou la distribution des eaux destinées à la consommation humaine comprend un traitement de désinfection, l'efficacité de la désinfection appliquée est validée, [...] toute contamination par les sous-produits de la désinfection est maintenue au niveau le plus bas possible sans compromettre la désinfection, [...] toute contamination par des agents chimiques de traitement est maintenue au niveau le plus bas possible ».

En revanche, cette directive fixe des exigences minimales relatives aux paramètres microbiologiques et chimiques à utiliser pour évaluer la qualité des EDCH. De plus, le suivi de *Legionella* est requis « à des fins d'évaluation des risques liés aux installations privées de distribution » et sa « valeur paramétrique » est fixée à « < 1 000 UFC/L ». Il est précisé que des mesures, définies aux articles 10 et 14, sont à mettre en œuvre même en deçà de la valeur paramétrique « en cas d'infections ou de foyers de contamination. Dans de tels cas, il convient de confirmer l'origine de l'infection et d'identifier l'espèce de *Legionella* ».

Dans leur transposition d'une directive européenne en droit national, les EM ont la possibilité de définir des dispositions réglementaires supplémentaires.

Dans le cadre du réseau européen ENDWARE, une consultation de ses membres a été réalisée par l'Anses afin de collecter des informations sur les lignes directrices nationales applicables à la production et/ou à la distribution d'EDCH.

Neuf pays ont répondu à la sollicitation de l'Anses : l'Allemagne, le Danemark, la Hongrie, la Lettonie, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la Suède et la Suisse. Les données disponibles dans ces pays et l'Autriche sont récapitulées dans le tableau 1. Dans les réglementations de ces pays, aucune distinction n'est faite entre les paramètres de suivi, que l'EDCH soit chlorées ou « sans chlore ». Cinq pays (Allemagne, Danemark, Lettonie, Norvège et Portugal) n'imposent pas de suivi de paramètres supplémentaires par rapport à la directive européenne.

En revanche :

- aux Pays-Bas, le décret n° BWBR0030111 du 23 mai 2011 impose aux PRPDE le suivi de paramètres et d'indicateurs microbiologiques supplémentaires indiqués dans l'annexe 5, que ce soit pour une production/distribution d'EDCH avec ou « sans

¹⁷ Directive 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

chlore ». Pour *Cryptosporidium*, *Giardia*, les entérovirus, *Campylobacter* et les bactériophages, le risque théorique d'infection doit être calculé en se fondant sur une évaluation quantitative des risques microbiens (EQRM) et ne doit pas dépasser une valeur limite d'une infection pour 10 000 personnes par an ;

- en Suède, l'annexe 1 de la réglementation sur l'EDCH de 2022 fixe deux indicateurs microbiologiques supplémentaires : les actinomycètes (seuil de 100 UFC/100 mL) et les moisissures (seuil de 100 UFC/100 mL) ;
- en Hongrie, l'annexe 1-4 du décret gouvernemental relatif aux exigences de qualité de l'EDCH et au régime de contrôle (2023) liste onze indicateurs supplémentaires à analyser : « *sédiments, bactéries du fer et du manganèse, bactéries du soufre, bactéries indicatrices de pollution, cyanobactéries et algues, champignons, amibes, autres protozoaires, nématodes, autres vers, autres organismes (invertébrés)* »¹⁸. Il est néanmoins indiqué dans l'article 3 du décret que si la qualité de l'eau fournie ne respecte pas les valeurs seuils fixées pour ces indicateurs, elle reste « *conforme aux exigences de qualité de l'eau potable mais est considérée comme étant de qualité acceptable* », tout en précisant que « *si le risque pour la santé ne peut être clairement exclu, des mesures correctives doivent être prises afin d'améliorer la qualité de l'eau dans une mesure suffisante pour qu'elle réponde aux exigences en matière de protection de la santé humaine* » ;
- en Suisse, l'ordonnance du Département fédéral de l'intérieur du 16 décembre 2016 modifiée sur l'EDCH et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public exige le suivi des germes aérobies mésophiles (30 °C) dans le réseau de distribution, que l'eau ait été traitée ou non (valeur maximale : 300 UFC.mL⁻¹), en complément des paramètres *E. coli* et entérocoques (seuils identiques à ceux de la réglementation européenne) ;
- en Autriche, il est autorisé de distribuer de « *l'eau potable non désinfectée* » (EDCH produite et distribuée sans aucun procédé de désinfection) et, donc, sans chlore. Dans le décret sur l'EDCH du 2 février 2025¹⁹, l'annexe I fait une distinction entre « *l'eau non désinfectée* », « *l'eau désinfectée (le prélèvement d'échantillon est effectué immédiatement après la fin de la désinfection)* » et « *l'eau commercialisée en bouteilles ou dans d'autres récipients (le prélèvement d'échantillon est effectué au moment de la mise en bouteille)* » pour le suivi de paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Par rapport à la directive européenne, l'Autriche impose le suivi d'indicateurs microbiologiques supplémentaires (*Pseudomonas aeruginosa* et *Clostridium perfringens*), aussi bien pour l'eau non désinfectée que désinfectée (annexe I-C)²⁰. Ces deux indicateurs microbiologiques doivent être absents des échantillons d'EDCH prélevés (100 mL pour l'eau non désinfectée, 250 mL pour l'eau désinfectée). Ces indicateurs microbiologiques sont également inclus dans les contrôles de surveillance des réseaux de distribution (annexe II-A). *Pseudomonas aeruginosa* (*P. aeruginosa*) n'est recherché que dans les eaux ayant subi « *un traitement chimico-technique (par exemple, échange d'ions, filtre à charbon actif)* ». *Clostridium perfringens* (y compris les spores) n'est recherché que si l'eau brute est une eau de surface ou influencée par une eau de surface.

¹⁸ Lors de la consultation du réseau ENDWARE, l'homologue a indiqué que la Hongrie demande des analyses microscopiques supplémentaires. La réglementation ne donne pas de définitions des onze indicateurs listés.

¹⁹ Trinkwasserverordnung vom 07.02.2025/Ordonnance sur l'EDCH du 07.02.2025. Rechtsinformationssystem des bundes. <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20001483&FassungVom=2025-02-07>.

²⁰ *Clostridium perfringens* n'est recherché dans l'eau non désinfectée que si l'eau brute est une eau de surface.

Tableau 1. Réglementations relatives à la chloration des EDCH et la notion de chlore résiduel dans quelques pays du réseau ENDWARE²¹.

	France	Allemagne	Autriche	Danemark	Hongrie	Lettonie
Référence de qualité réglementaire en chlore libre	Absence de valeur mais une note : « Absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal »	0,1-0,3 mg.L ⁻¹	0,3-0,5 mg.L ⁻¹ en sortie de désinfection ; 0,05 – 0,5 mg.L ⁻¹ en réseau de distribution	Absence de valeur mais une note : « La chloration doit être effectuée de manière à minimiser la teneur en chlore »	Absence de valeur mais une note : « Non spécifié »	Absence de mention
Limite de qualité réglementaire en THM	100 µg.L ⁻¹	50 µg.L ⁻¹	30 µg.L ⁻¹	25 µg.L ⁻¹	50 µg.L ⁻¹	100 µg.L ⁻¹

	Norvège	Pays-Bas	Portugal	Suède	Suisse
Référence de qualité réglementaire en chlore libre	Absence de mention	Pas de mention sauf installations minières à 0,1-0,3 mg.L ⁻¹	0,2-0,6 mg.L ⁻¹ de chlore résiduel libre ou 0,1-0,4 mg.L ⁻¹ de dioxyde de chlore	Absence de mention. Mention du chlore total (sortie d'usine) : 0,4 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹
Limite de qualité réglementaire en THM	100 µg.L ⁻¹	25 µg.L ⁻¹	100 µg.L ⁻¹	100 µg.L ⁻¹	50 µg.L ⁻¹

²¹ Les données du tableau sont issues des textes réglementaires cités dans la bibliographie (cf. 8.3.1).

3.3 Réglementation relative aux EDCH en France

Le code de la santé publique (CSP) transpose en droit national la directive (UE) 2020/2184. Les dispositions réglementaires relatives à la sécurité sanitaire des eaux et des aliments sont classées par types d'eaux (figure 2).

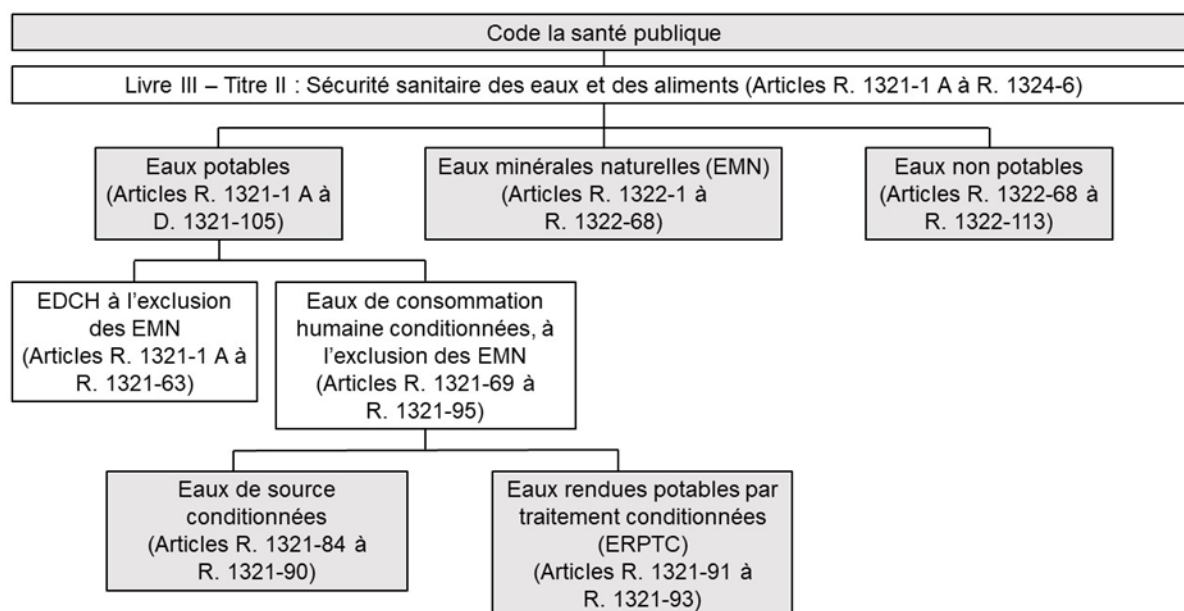


Figure 2. Schéma organisationnel des dispositions réglementaires relatives à la sécurité sanitaire des eaux et des aliments dans le code de la santé publique.

Dans le cadre de ce rapport, seules les dispositions réglementaires relatives aux EDCH ont été considérées (articles R. 1321-1 A à 1321-63).

3.3.1 Dispositions générales du code de la santé publique (CSP)

L'un des principes qui fonde la réglementation sanitaire en matière d'EDCH est précisé par l'article L.1321-1 du CSP : « *toute personne qui met à la disposition du public de l'eau destinée à la consommation humaine, à titre onéreux ou à titre gratuit et sous quelque forme que ce soit, y compris sous forme de glace alimentaire, est tenue de s'assurer que cette eau est propre et salubre* ».

De plus, conformément à l'article L.1321-4 du CSP, « *toute personne publique ou privée responsable d'une production ou d'une distribution au public d'eau destinée à la consommation humaine sous quelque forme que ce soit, qu'il s'agisse de réseaux publics ou de réseaux intérieurs, ainsi que toute personne privée responsable d'une distribution privée autorisée en application de l'article L.1321-7, est un fournisseur d'eau. Elle est tenue de :*

- 1° *Surveiller la qualité de l'eau qui fait l'objet de cette production ou de cette distribution ;*
- 2° *Se soumettre au contrôle sanitaire ;*
- 3° *Prendre toutes mesures correctives nécessaires en vue d'assurer la qualité de l'eau, et en informer les consommateurs en cas de risque sanitaire ;*
- 4° *N'employer que des produits et procédés de traitement de l'eau, de nettoyage et de désinfection des installations qui ne sont pas susceptibles d'altérer la qualité de l'eau distribuée ;*

5° Respecter les règles de conception et d'hygiène applicables aux installations de production et de distribution ;

6° Se soumettre aux règles de restriction ou d'interruption, en cas de risque sanitaire, et assurer l'information et les conseils aux consommateurs dans des délais proportionnés au risque sanitaire ;

7° Élaborer et mettre en œuvre un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sur toute partie de la chaîne de production et de distribution de l'eau destinée à la consommation humaine dont elle est responsable ou, pour les personnes responsables de la distribution intérieure de locaux ou établissements où l'eau est fournie au public, une évaluation des risques liés aux installations intérieures de distribution d'eau. ».

Par ailleurs, l'article R. 1321-2 fait mention de résultats attendus pour les EDCH : « ne pas contenir un nombre ou une concentration de micro-organismes, de parasites ou de toutes autres substances constituant un danger potentiel pour la santé des personnes ; être conformes aux limites de qualité, portant sur des paramètres microbiologiques et physico-chimiques, définies par arrêté du ministre chargé de la santé ».

3.3.2 Réglementation relative aux paramètres microbiologiques pour la distribution des EDCH

L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du CSP fixe des limites et des références de qualité, des valeurs indicatrices et des valeurs de vigilance pour les paramètres microbiologiques, chimiques, organoleptiques et de radioactivité des EDCH.

Concernant les paramètres microbiologiques, les limites de qualité sont « *Escherichia coli* 0/100 mL » et « entérocoques intestinaux 0/100 mL ». Les références de qualité sont les « bactéries coliformes 0/100 mL », les « spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs 0/100 mL » si « l'eau est d'origine superficielle ou influencée par une eau d'origine superficielle » et la « numération de germes aérobies revivifiables à 22 °C et à 36 °C » sans « varier au-delà d'un facteur 10 par rapport à la valeur habituelle ».

Des limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'EDCH y sont également mentionnées. Celles des paramètres microbiologiques sont « *Escherichia coli* 20 000/100 mL » et « entérocoques intestinaux 10 000/100 mL ».

En complément, l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié²² fixe les méthodes à utiliser pour l'analyse des eaux.

Le présent rapport ayant pour objectif d'évaluer les risques sanitaires liés à la suppression ou la diminution du chlore dans le cadre d'une production ou d'une distribution d'EDCH, les paragraphes suivants se focalisent sur les dispositions réglementaires relatives aux procédés utilisant des agents chlorants dans le cadre des EDCH.

²² Arrêté du 19 octobre 2017 relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire.

3.3.3 Réglementation relative au chlore pour la production et la distribution des EDCH

L'historique de la réglementation relative à l'utilisation de chlore dans le domaine des EDCH est détaillé en annexe 3. Le bilan présenté ci-après concerne l'état actuel de la réglementation dans ce domaine.

3.3.3.1 Exigences générales

L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié n'indique pas de limite ou de référence de qualité pour le « *chlore libre et total* ». Il mentionne néanmoins en note une « *absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal* ». Dès 2001, des mesures spécifiquement liées à la mise en place du plan Vigipirate sous l'autorité des préfets ont été communiquées aux PRPDE et la circulaire DGS/SD7A n° 2003-524/DE/19-03, qui a ensuite été diffusée²³ précise en annexe II-action 5 les mesures suivantes :

- « *Maintenir une concentration minimale en chlore libre de 0,3 mg/l en sortie des réservoirs et viser une concentration de 0,1 mg/l en tout point du réseau de distribution* » ;
- « *Maintenir, pour les systèmes d'alimentation utilisant le bioxyde de chlore en tant que désinfectant final, une concentration minimale en chlore libre de 0,15 mg/l en sortie des réservoirs et viser une concentration de 0,05 mg/l en tout point du réseau de distribution* » ;
- « *Les exploitants doivent être en mesure d'atteindre, dans un délai de 3 jours maximum en cas de notification par l'autorité compétente de l'application de l'action 5, les consignes de surchloration indiquées ci-dessus* » ;
- « *En cas de levée de la mesure de surchloration, les consignes de chloration peuvent être adaptées selon les contraintes départementales en respectant les modalités suivantes :*
 - *Maintenir les taux de traitement à un niveau suffisant pour garantir l'efficacité de l'étape de désinfection finale et gérer efficacement le résiduel de désinfectant en réseau pour pérenniser les résultats obtenus pendant la période de surchloration, notamment pour ce qui concerne les numérations en microorganismes ;*
 - *Vérifier que les capteurs ou analyseurs en ligne de chlore sont installés dans des sites présentant des niveaux de chlore supérieurs à la limite de détection des équipements utilisés ;*
 - *Veiller à l'entretien et à la maintenance de l'ensemble des équipements de surchloration ou de mesures de chlore de façon à assurer un passage rapide à des consignes de mise en œuvre de teneurs plus élevées en chlore ;*
 - *Maintenir une surveillance adaptée de la qualité de l'eau distribuée, incluant notamment le suivi des teneurs en chlore dans les systèmes d'alimentation (production, stockage et distribution) ;*
 - *Veiller à disposer de stocks de réactifs de traitement d'eau en quantité suffisante et à leurs modalités d'approvisionnement en cas de crise. ».*

²³ Circulaire DGS/SD7A n° 2003-524/DE/19-03 du 7 novembre 2003 relative aux mesures à mettre en œuvre en matière de protection des systèmes d'alimentation en eau destinée à la consommation humaine, y compris les eaux conditionnées, dans le cadre de l'application du plan Vigipirate. <https://sante.gouv.fr/fichiers/bo/2003/03-48/a0483680.htm>.

3.3.3.2 Dispositions relatives aux méthodes et analyses

En application des articles R. 1321-23 et R. 1321-24 du CSP, l'arrêté du 30 décembre 2022²⁴ mentionne dans l'article 4 au point 3° que « *Le programme de tests et d'analyses de la surveillance comprend [...] la surveillance du paramètre chlore et de sous-produits de désinfection, afin d'évaluer l'efficacité du traitement de désinfection, ainsi que la rémanence du chlore et la présence de sous-produits de la désinfection en tout point et jusqu'au bout du réseau de distribution, lorsqu'un traitement de désinfection est mis en œuvre* ».

Par ailleurs, l'annexe III de l'arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 19 octobre 2017²⁵ indique les caractéristiques de performances attendues pour les méthodes d'analyse des paramètres dans l'EDCH. La limite de quantification est de 0,05 mg.L⁻¹ pour le « *chlore libre et total* », avec une incertitude de mesure de 30 %. Deux normes²⁶ sont mentionnées pour « *satisfaire à l'obtention* » de la limite de quantification et de l'incertitude de mesure demandées : la norme NF T90-210 et la norme NF ISO 11352.

3.3.3.3 Dispositions relatives aux produits et procédés de traitement des eaux

Les « *produits et procédés de traitement* » désignent l'ensemble des préparations et dispositifs mis en œuvre dans les installations fixes de production, de distribution et de conditionnement utilisés pour modifier la qualité de l'EDCH, dans sa composition physico-chimique ou microbiologique²⁷.

3.3.3.3.1 Procédés de désinfection

La PRPDE doit utiliser des produits et procédés de traitement d'EDCH conformes aux dispositions du CSP (articles R. 1321-50 et R. 1321-51).

La circulaire DGS/VS4 n°2000-166 du 28 mars 2000 précise les produits et procédés de traitement des eaux approuvés pour la potabilisation des eaux de distribution publique et privée et ne nécessitant pas d'autorisation au « cas par cas ». Les produits doivent se conformer aux critères de pureté figurant dans les normes précisées dans la circulaire. Le chlore et un certain nombre de « *dérivés chlorés* » y sont listés comme « *constituants chimiquement définis [pour la] mise en œuvre [de] la désinfection ou l'oxydo-réduction pouvant entrer dans la composition des préparations commerciales utilisées pour le traitement de l'eau* ».

Dans son annexe I bis, la pré-chloration, contrairement à la « *préozonation* » et à la « *préoxydation au bioxyde de chlore-permanganate de potassium* », ne figure pas dans la liste des « *prétraitements des eaux* » autorisés. Il est précisé que « *cette étape [la chloration] est interdite en début de filière* ». De plus, l'annexe précise les « *étapes de traitement approuvées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. [...] Oxydation – désinfection :*

²⁴ Arrêté du 30 décembre 2022 relatif au programme de tests et d'analyses à réaliser dans le cadre de la surveillance exercée par la personne responsable de la production ou de la distribution d'eau et aux conditions auxquelles doivent satisfaire les laboratoires réalisant ce programme.

²⁵ Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 19 octobre 2017 relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux.

²⁶ NF ISO 11352. « Qualité de l'eau - Estimation de l'incertitude de mesure basée sur des données de validation et de contrôle qualité ».

²⁷ Ministère du travail, de la santé, des solidarités et des familles. Consulté le 23 avril 2025. <https://sante.gouv.fr/sante-et-environnement/eaux/produits-et-procedes-de-traitement-de-l-eau/article/les-produits-et-procedes-de-traitement-de-l-eau>.

ozone, chlore et dérivés, ultra-violet à l'aide de lampe à mercure basse pression, bioxyde de chlore, rétention physique par ultrafiltration membranaire à point de coupure < 40 000 Daltons avec vérification possible de l'intégrité des membranes, chloration au point de rupture ». L'arrêté du 9 octobre 2012 confirme dans l'article 17-I qu'« un réacteur UV peut être utilisé pour la désinfection de l'eau destinée à la consommation humaine »²⁸.

L'arrêté du 22 juin 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'EDCH, qui prévaut sur la circulaire de 2000 susmentionnée, indique, à l'article 20-III, que « la mise en œuvre de modules de filtration membranaire dans une installation de production d'eau destinée à la consommation humaine ne peut être revendiquée comme une étape de désinfection de l'eau produite ».

Enfin, les produits de traitement biocides sont soumis à une procédure d'autorisation de mise à disposition sur le marché en application du règlement (UE) n°528/2012 du 22 mai 2012²⁹ pour un usage de type TP5 (Type de produit 5 : produits de désinfection de l'EDCH) (article R. 1321-50 du CSP).

Ainsi, si la réglementation encadre l'utilisation de certains produits et procédés de traitement, **la mise en œuvre d'un procédé de désinfection, et a fortiori du procédé de chloration, n'est pas obligatoire** dans une filière de production et de distribution d'EDCH.

3.3.3.3.2 Chlore libre résiduel en réseau

L'arrêté du 11 janvier 2007 modifié définit les limites et références de qualité des eaux brutes et des EDCH. Dans le paragraphe II de l'annexe I relative aux références de qualité des EDCH, il n'existe pas de référence de qualité pour le chlore libre ou le chlore total. Toutefois, il est précisé qu'il est attendu une « absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal ». La présence d'un chlore libre résiduel en réseau **n'est donc pas une obligation réglementaire, indépendamment des exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate**.

3.3.3.4 Dispositions relatives aux sous-produits de désinfection

Les THM sont introduits dans l'arrêté du 11 janvier 2007 par la transposition en droit français de la directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des EDCH avec une limite de qualité fixée à 100 µg.L⁻¹ pour le paramètre « total trihalométhanes (THM) » et la mention que « la valeur la plus faible possible inférieure à cette valeur doit être visée sans pour autant compromettre la désinfection. Par total trihalométhanes, on entend la somme de : chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane et bromodichlorométhane »³⁰.

Suite à la directive (UE) 2020/2184, l'arrêté 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 fixe une limite de qualité à 60 µg.L⁻¹ pour la somme de cinq acides haloacétiques (AHA) (acides chloroacétique, dichloroacétique, trichloroacétique, bromoacétique et

²⁸ Arrêté du 9 octobre 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et d'emploi des réacteurs équipés de lampes à rayonnements ultraviolets utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique.

²⁹ Règlement (UE) n° 528/2012 du 22/05/12 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des produits biocides.

³⁰ Dans la directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998, une période transitoire de cinq à dix ans à compter de son entrée en vigueur était accordée pour que la « valeur paramétrique pour le total de THM » soit de 150 µg.L⁻¹.

dibromoacétique)³¹. Le seuil de 100 µg.L⁻¹ en THM est conservé. Pour les chlorites³² et les chlorates, la limite de qualité est fixée à 0,25 mg.L⁻¹, sauf si une méthode de désinfection pouvant les générer est utilisée, relevant alors la limite de qualité à 0,70 mg.L⁻¹. Pour les bromates, la limite de qualité est fixée à 10 µg.L⁻¹.

3.3.4 Dispositions relatives aux installations intérieures de distribution d'EDCH

Des obligations supplémentaires spécifiques s'appliquent aux réseaux intérieurs (articles R. 1321-43 à R. 1321-47 du CSP). L'article R. 1321-44 indique notamment que « *la personne responsable de la production ou de la distribution d'eau doit, afin de réduire ou d'éliminer le risque [...] prendre toute mesure technique appropriée pour modifier la nature ou la propriété des eaux avant qu'elles ne soient fournies.* ».

Par ailleurs, l'arrêté du 30 décembre 2022 relatif à l'évaluation des risques liés aux installations intérieures de distribution d'EDCH liste des paramètres de suivi de la qualité des eaux froides, dont :

- « *objectif de qualité pour Legionella (*L. pneumophila* et *L. spp.*) : inférieure à la limite de détection ;*
- *référence de qualité pour Legionella spp. : 1 000 UFC/L ;*
- *limite de qualité pour Legionella pneumophila : 1 000 UFC/L ».*

De plus, l'arrêté du 1^{er} février 2010 relatif à la surveillance des légionelles dans les installations de production, de stockage et de distribution d'eau chaude sanitaire indique que :

- « *les dénombrements en Legionella pneumophila doivent être inférieurs à la limite de qualité fixée à 1 000 unités formant colonie par litre au niveau de tous les points d'usage à risque* » ;
- « *dans les établissements de santé, les dénombrements en Legionella pneumophila doivent être inférieurs à la limite de détection au niveau de tous les points d'usage à risque accessibles à des patients identifiés comme particulièrement vulnérables au risque de légionellose par le comité de lutte contre les infections nosocomiales ou toute organisation chargée des mêmes attributions* ».

3.3.5 Dispositions relatives à l'entretien et au fonctionnement des installations

Les articles R. 1321-55 à R. 1321-61 du CSP regroupent l'ensemble des dispositions réglementaires relatives à l'entretien et au fonctionnement des installations, publiques ou privées, qui servent à la production, à la distribution et au conditionnement des EDCH, et précisent, en particulier, les conditions de nettoyage, de rinçage et de désinfection. Dans l'article R. 1321-55, il est demandé que les installations de distribution d'EDCH soient « *conçues, réalisées et entretenues de manière à empêcher l'introduction ou l'accumulation de micro-organismes, de parasites ou de substances constituant un danger potentiel pour la santé des personnes ou susceptibles d'être à l'origine d'une dégradation de la qualité* ».

³¹ Dans la directive européenne, il est demandé aux États membres que la « *valeur paramétrique* » fixée à 60 µg.L⁻¹ pour les AHA soit respectée au plus tard le 12 janvier 2026.

³² Dans l'arrêté du 11 janvier 2007 modifié, les chlorites ont également une référence de qualité fixée à 0,20 mg.L⁻¹ applicable jusqu'au 31 décembre 2025. Dans la directive (UE) 2020/2184, il est demandé aux États membres que les « *valeurs paramétriques* » des chlorates et chlorites (60 mg.L⁻¹) soient respectées au plus tard le 12 janvier 2026.

L'article R. 1321-56 précise que « *les réservoirs équipant ces réseaux et installations doivent être vidés, nettoyés, rincés et désinfectés au moins une fois par an* », sauf dérogation préfectorale. Les produits de nettoyage et de désinfection autorisés sont définis par l'arrêté du 19 décembre 2013³³.

3.3.6 Dispositions relatives aux modifications des installations et des conditions d'exploitation

Dans le cas où un titulaire d'une autorisation d'utilisation d'eau en vue de la consommation humaine (article R. 1321-8) souhaiterait apporter des modifications à ses installations de production et de distribution d'eau ou « *aux conditions d'exploitation mentionnées dans l'arrêté préfectoral d'autorisation* », il doit en faire la déclaration auprès du préfet et lui transmettre « *tous les éléments utiles pour l'appréciation du projet, préalablement à son exécution* » (article R. 1321-11). Il revient au préfet de statuer sur cette déclaration « *dans un délai de deux mois, ou bien en prenant un arrêté modificatif, ou bien en invitant le titulaire de l'autorisation, le cas échéant après consultation d'un hydrogéologue agréé en matière d'hygiène publique dans les conditions prévues à l'article R. 1321-14, à solliciter une révision de l'autorisation initiale* ».

En particulier, un projet de transformation d'une filière de production et de distribution d'EDCH actuellement autorisée vers une filière « sans chlore » qui reviendrait à supprimer le procédé de chloration, à le substituer par d'autres procédés (par exemple, le traitement aux rayonnements UV) ou à supprimer la présence de chlore libre résiduel en réseau, nécessiterait le recours aux dispositions de l'article R. 1321-11.

3.4 Matériaux au contact de l'eau (MCDE) et stimulation de la croissance microbienne

Tous les matériaux placés au contact de l'EDCH sont colonisés, à des degrés divers, par des biofilms microbiens. Trois méthodes d'essais ont été développées au Royaume-Uni, aux Pays-Bas et en Allemagne pour discriminer les matériaux en fonction de leur aptitude à favoriser le développement de biofilms. Elles reposent sur des procédures d'essai et des principes de mesure différents, ce qui rend la comparaison des résultats obtenus complexe. En l'absence de consensus, en 2015, le Comité européen de normalisation a rédigé la norme NF EN 16421³⁴ intégrant les trois méthodes.

Dans un avis de 2013, l'Anses a estimé que « *la méthode reposant sur l'ATP-métrie, qui permet de mesurer à la fois la biomasse libre (micro-organismes planctoniques) et la biomasse fixée (biofilm), est la plus performante au regard de sa sensibilité (limite de détection < 1 ng ATP/L voire < 0,1 ng ATP/L dans l'EDCH) et de l'étendue des gammes de concentrations observées dans la discrimination des matériaux (moins de 50 à plus de 48 000 pg*

³³ Arrêté du 19 décembre 2013 modifiant l'arrêté du 8 septembre 1999 pris pour l'application de l'article 11 du décret n° 73-138 du 12 février 1973 modifié portant application de la loi du 1^{er} août 1905 sur les fraudes et falsifications en ce qui concerne les procédés et les produits utilisés pour le nettoyage des matériaux et objets destinés à entrer en contact avec des denrées, produits et boissons pour l'alimentation de l'Homme et des animaux.

³⁴ NF EN 16421 (2015). Influence des matériaux sur l'eau destinée à la consommation humaine - Stimulation de la croissance microbienne (SCM).

ATP/cm²) »³⁵. Toutefois, la norme sur cette méthode étant en projet au moment de cette expertise et aucun critère d'acceptabilité ne faisant consensus, l'Anses a estimé dans son avis de 2013 qu'il était prématuré d'introduire la mesure de l'aptitude à promouvoir la croissance microbienne (APCM) (ou EMG pour *Enhancement of Migration Growth*) dans le cadre des attestations de conformité sanitaire (ACS). En effet, « *si cette mesure d'APCM peut constituer un critère de classement des matériaux entre eux et permettre d'identifier un matériau dont l'APCM s'écarterait des valeurs de sa catégorie, la relation entre le résultat de la mesure et l'impact éventuel sur la qualité microbiologique de l'eau en situation réelle reste difficile à établir* ».

Depuis 2024, l'annexe I-3.4 de la décision d'exécution (UE) 2024/368³⁶ indique que « *la norme EN 16421:2015, méthode 1 ou 2, doit être utilisée pour les essais de stimulation de la croissance microbienne (EMG)* », optant ainsi pour la méthode développée aux Pays-Bas (méthode 1 reposant sur la détermination du potentiel de production de biomasse en utilisant les variations de concentration en adénosine triphosphate (ATP) comme mesure indirecte de la biomasse active) et la méthode développée en Allemagne (méthode 2 utilisant la mesure du volume de biomasse vivante et morte fixée à la surface du matériau ; voir les tests DVGW W270³⁷).

L'APCM est donc requise pour les matériaux organiques et certains matériaux cimentaires. En complément, la décision d'exécution précise que si les MCDE ne doivent pas stimuler la croissance microbienne, ils ne doivent pas non plus induire d'effet biocide sur l'EDCH (annexe I-4.4 de la décision d'exécution).

Les dispositions de cette décision européenne s'appliqueront à partir du 31 décembre 2026, avec une période transitoire possible pour les États membres jusqu'au 31 décembre 2032.

³⁵ Anses (2013). Avis de l'Anses relatif à l'évaluation de l'innocuité sanitaire des matériaux organiques des installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (MCDE) – Paramètres à mesurer dans les eaux issues des essais de migration et critères d'acceptabilité. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2012sa0114.pdf>.

³⁶ Décision d'exécution (UE) 2024/368 de la Commission du 23 janvier 2024 portant modalités d'application de la directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les procédures et méthodes d'essai et d'acceptation des matériaux finaux utilisés dans les produits entrant en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine.

³⁷ DVGW W 270-2007 (2007) ; Récupération microbienne des matériaux en contact avec l'eau potable – Test et évaluation.

4 État des lieux des réseaux chlorés et « non chlorés »

4.1 États membres de l'Union européenne et autres pays européens

Le tableau 2 indique la proportion d'EDCH distribuée avec ou « sans chlore » dans chaque pays du réseau ENDWARE ayant répondu à la sollicitation de l'Anses. Sur neuf pays, six distribuent déjà de l'EDCH « sans chlore » aux consommateurs, dont cinq à plus de 60 % du volume total distribué. Le Danemark et les Pays-Bas se distinguent avec quasiment la totalité de leurs territoires desservis en EDCH « sans chlore ».

Les pays distribuant plus de 60 % d'EDCH « sans chlore » (Allemagne, Danemark, Lettonie, Pays-Bas et Suisse) captent majoritairement des eaux souterraines (respectivement 70 %, 100 %, > 99 %, 59 % et 80 %) (tableau 3). À l'opposé, le Portugal, qui capte à 71 % des eaux brutes superficielles, ne distribue que de l'EDCH chlorée. Les eaux souterraines couvrent des niveaux de qualité différents en fonction de leur vulnérabilité et cette information n'a pas été communiquée par les membres du réseau ENDWARE.

La Norvège et la Suède n'ont pas été en mesure de fournir une réponse chiffrée.

4.2 Cas particulier des Pays-Bas

Si de nombreuses communes en Europe distribuent au quotidien une EDCH « sans chlore » (tableau 2) depuis des décennies, l'idée même de supprimer le chlore libre résiduel en réseau, et plus encore pour des systèmes d'alimentation reposant sur des eaux brutes superficielles, était inimaginable pour la majorité des acteurs (autorités et gestionnaires) dans les années 1970-80. Les Pays-Bas, et en particulier la ville d'Amsterdam, ont été pionniers dans le passage d'une production/distribution d'EDCH chlorée à « sans chlore ». Les paragraphes suivants présentent le développement progressif de la méthode ayant permis un tel passage.

4.2.1 Historique de la situation de la ville d'Amsterdam

Dans les années 1980, après la découverte de sous-produits de chloration dans les eaux par Rook en 1974 et en raison de la mauvaise perception des saveurs dites « de chlore » par les consommateurs (cf. 2.6), les gestionnaires de la production et de la distribution des EDCH pour la région d'Amsterdam ont décidé de la suppression de la chloration.

Une démarche scientifique reposant sur les études du microbiologiste Dick van der Kooij et de son équipe (centre de recherche KIWA, devenu KWR) a été mise en place parallèlement à des réflexions technologiques. Il était constaté une corrélation entre l'augmentation de la densité de la flore bactérienne hétérotrophe dans l'EDCH et le temps de séjour, et ce, malgré la présence de chlore libre résiduel (van der Kooij, 1981). Dick van der Kooij introduisit alors la notion de « recroissance » ou « développement » des bactéries dans les réseaux d'EDCH due à la présence de matières organiques dissoutes (MOD).

Tableau 2. Proportions d'EDCH avec ou « sans chlore » distribuées dans les États membres de l'Union européenne et autres pays (en volume) ³⁸.

		Allemagne	Danemark	Hongrie	Lettonie	Norvège	Pays-Bas	Portugal	Suède	Suisse
Proportion d'EDCH distribuée	Avec chlore	32 %	< 1 %	75 %	20 %	Absence de données	10 %	100 %	Absence de données	40 % ³⁹
	« Sans chlore »	68 % ⁴⁰	> 99 %	25 %	80 % ⁴¹		90 %	0 %		60 % ⁴²

Tableau 3. Proportions du type d'eaux brutes captées pour la production d'EDCH dans les États membres de l'Union européenne et autres pays (en volume)⁴³.

		France	Allemagne	Danemark	Hongrie	Lettonie	Norvège	Pays-Bas	Portugal	Suède	Suisse
Eaux brutes	Souterraines	64 %	70 %	100 %	50 %	> 99 %	10 %	59 %	29 %	25 %	80 %
	Superficielles	36 %	13 %		7 %	< 1 %	90 %	34 %	71 %	50 %	20 %
	Superficielles avec filtration dans les sols ⁴⁴		17 %		31 %			7 %		25 %	
	Autres ⁴⁵				12 %						

³⁸ Informations obtenues via la sollicitation du réseau ENDWARE.³⁹ EDCH chlorée (8 % désinfection chimique seulement, 2 % filtration simple avec désinfection, 30 % traitements à plusieurs étapes. SVGW. « W15001 d/f Statistique d'eau 2021 (exercice 2020) ». 2021. <https://www.svgw.ch/fr/boutiquer%C3%A9glementation/produits/w15001-df-statistique-deau-2021-exercice-2020-pdf-version-compl%C3%A8te/>).⁴⁰ EDCH sans chlore (51 % EDCH sans étape de désinfection, 14 % par ozonation, 3 % par rayonnements UV).⁴¹ Le chlore n'est pas utilisé pour la désinfection, uniquement pour apporter un résiduel en réseau.⁴² EDCH « sans chlore » (32 % désinfection aux rayonnements UV uniquement, 28 % sans traitement).⁴³ Les données de ce tableau sont issues de références citées dans la bibliographie (cf. 8.1.1).⁴⁴ Pour certains pays, la distinction est faite entre les eaux souterraines et les eaux superficielles bénéficiant d'une filtration forcée dans les berges et/ou dunes.⁴⁵ Le rapport hongrois de Nikolett et Szabó (2022 ; note de bas de page 52) place dans la catégorie « autre » les « eaux karstiques, eaux thermales ».

Dick van der Kooij développa ensuite la méthode de mesure du carbone organique assimilable (COA) comme indicateur indirect d'une prolifération bactérienne (van der Kooij *et al.*, 1982). Il publia une valeur limite de COA de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ de carbone en équivalent d'acétate de sodium (éq-C. ac) qu'il considère comme la limite de qualité garantissant une « non recroissance » des microorganismes dans le réseau et permettant de distribuer une EDCH « sans chlore » (van der Kooij, 1992). Cette concentration cible est un critère opérationnel permettant aux gestionnaires de calibrer les technologies de traitement de l'eau à mettre en œuvre.

Toutefois, des difficultés de mise en œuvre de la méthode analytique développée par van der Kooij étant constatées par d'autres laboratoires pour obtenir la même qualité de résultats, d'autres méthodes ont été par la suite développées en Europe (Volk et LeChevallier, 2000 ; Hambsch, 1999 ; Volk *et al.*, 1994 ; Servais *et al.*, 1987 ; Joret et Lévi, 1986).

Les gestionnaires de l'eau de la région d'Amsterdam ont amélioré et optimisé leur principale filière de traitement qui capte une eau du Rhin très polluée (Smeets *et al.*, 2009, van der Kooij *et al.*, 1999). Un pré-traitement classique (floculation-décantation-filtration sur sable) effectué après la prise d'eau est suivi d'un transport à travers le pays jusque dans des dunes de sable sur la côte ouest où l'eau est infiltrée pour un temps de séjour d'environ 3 mois. Après pompage, l'eau suit une filière intégrant des filtrations sur charbon actif, une ozonation, un adoucissement, une filtration lente sur sable et une désinfection par rayonnements UV. Elle est finalement distribuée « sans chlore ».

L'adoucissement centralisé satisfait les consommateurs et permet de supprimer les traitements à domicile, sources de contaminations ou de croissance bactérienne dans les réseaux intérieurs.

L'équipe de van der Kooij a poursuivi la logique de ses travaux en élaborant un test d'évaluation des matériaux et de leur aptitude à promouvoir la croissance microbienne (APCM) et fixé des critères permettant de contrôler la qualité des matériaux utilisés dans les réseaux et de sélectionner les plus performants (cf. 3.4) (van der Kooij et Veenendaal, 2001).

Les améliorations technologiques et l'utilisation de la filtration dans les dunes constituent une logique de construction qui est aussi accompagnée d'actions vers le réseau (réduction des fuites, surveillance par des paramètres complémentaires à ceux de la directive européenne pour les EDCH), ce qui démontre une attention portée à l'ensemble usine-réseau, qui constitue un réacteur biologique et physico-chimique.

4.2.2 Cas actuel de la Hollande septentrionale (société PWN)

■ Les filières de production d'EDCH

La société PWN alimente la Hollande septentrionale (à l'exclusion d'Amsterdam et ses environs) avec 96 % d'eau brute de surface pour 1,7 million de consommateurs et 10 000 km de canalisations. L'eau de surface employée présente un COT moyen de $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ et un COA moyen de $270 \mu\text{g.L}^{-1}$ éq-C. ac. qui est très largement au-delà du seuil des $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ éq-C. ac. de COA préconisé par les travaux de van der Kooij (1992). Cependant, les traitements mis en œuvre dans les deux types de filières (« filière directe » et « filière avec filtration sur dunes ») sont très complets.

Pour la filière avec filtration sur dunes, l'eau brute est traitée par préfiltration, floculation, sédimentation et filtration rapide sur sable. Ensuite, environ 60-70 % du volume est traité par oxydation avancée avec du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et des rayonnements UV, puis sur

charbon actif, avant d'être transporté et infiltré dans des dunes de sable. Les 30-40 % restants sont traités par ultrafiltration (UF) et osmose inverse (OI). Après pompage, l'eau des dunes est adoucie (pour une station sur deux), aérée, puis filtrée sur sable par filtration rapide. Enfin, l'eau subit une « post-désinfection » soit par traitement aux rayonnements UV (cas d'une usine de production depuis 2016), soit par ajout de dioxyde de chlore ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de chlore libre résiduel en sortie d'usine). À la sortie de ce type de filière, l'EDCH est donc soit sans chlore, soit très faiblement chlorée.

Pour la filière « directe », l'eau brute est adoucie, préfiltrée, puis traitée soit par coagulation-floculation-décantation-filtration sur sable, soit par échange d'ions/microfiltration sur céramique. Ensuite, l'eau est traitée par oxydation avancée $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, filtrée sur du charbon actif et sur membrane, puis « post-désinfectée » par ajout de dioxyde de chlore (dose de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$) pour obtenir une concentration en chlore libre résiduel de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ en sortie d'usine.

En sortie de filière avec filtration sur dunes, l'EDCH présente un COT moyen de 1,2 mg.L⁻¹ et un COA moyen de 3,6 µg.L⁻¹ éq-C. ac. sur 5 ans, et respectivement de 1,1 mg.L⁻¹ et 11 µg.L⁻¹ éq-C. ac. pour la filière « directe ». La température moyenne de l'eau brute et de l'EDCH est de 12 °C (minimum 2 °C / maximum 23 °C).

■ Le réseau de distribution

Lors de son audition, la société PWN a indiqué que le chlore libre résiduel n'est plus mesurable dans le réservoir situé à environ 40 km en aval de l'usine de traitement et de production d'EDCH, et que l'EDCH arrivant au robinet du consommateur est donc « sans chlore ». Le réseau de distribution ne dispose pas de poste de chloration de secours mais, si nécessaire, des solutions d'agents chlorants peuvent être acheminées par camion. En cas de contamination microbiologique (incident très rare selon PWN), la population est avertie et PWN recommande alors de faire bouillir l'« eau du robinet ».

Le réseau ne contient pratiquement plus de canalisations en fonte, celles-ci étant systématiquement remplacées par des canalisations en polychlorure de vinyle (PVC) ou polyéthylène (PE) ; 0,8 % du réseau est remplacé par an et son taux de fuite est d'environ 6 %.

Un important programme de purge des canalisations a également été mis en place avec 40 % de la longueur du réseau purgée par an pour les territoires desservis en EDCH produite à partir d'eau de surface, soit un coût total de 135 000 €/an.

■ Les paramètres de suivi microbiologiques

Comme fixé par la réglementation des Pays-Bas (cf. 3.2 et annexe 5), PWN contrôle quelques paramètres microbiologiques supplémentaires par rapport à la directive européenne (2020) : *Clostridium perfringens* et *Campylobacter* dans les eaux brutes, les entérovirus et l'ensemble des *Aeromonas* dans les EDCH. *Aeromonas* figurerait dans la réglementation néerlandaise pour des raisons historiques plutôt que sanitaires, mais a été conservé car il est un bon indicateur de la croissance bactérienne en réseau. Ainsi, au sein des réseaux gérés par PWN, il a été observé des valeurs élevées d'*Aeromonas* dans les EDCH jugées plus favorables aux évolutions bactériennes en réseau, notamment au cours des périodes estivales. Par ailleurs,

les filières de type « filtration sur dunes » produisent une EDCH moins favorables aux développements microbiens en réseau que les filières « directes ».

4.3 Situation en France

4.3.1 Description des réseaux d'EDCH avec et « sans chlore »

4.3.1.1 Extraction de la base SISE-Eaux

Afin de dresser un état des lieux de la situation en France des EDCH chlorées et « sans chlore » en sortie de production et dans les réseaux de distribution, une exploitation des données issues du Système d'information des services Santé-Environnement Eau (SISE-Eaux) a été menée. Cette base est alimentée à partir de l'ensemble des résultats des analyses réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH mis en œuvre par les ARS depuis 1994⁴⁶.

Les données, extraites pour la période du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024 (5 ans) pour la France hexagonale, la Corse et les départements et régions d'outre-mer (DROM), comprennent notamment les résultats d'analyses du chlore (libre et total) en sortie d'installations de traitement et de production (TTP) d'EDCH et en unités de distribution (UDI), ainsi que les informations en lien avec ces données. Le détail de la requête est indiqué en annexe 2.

Dans SISE-Eaux, les réseaux d'EDCH, du captage au point d'usage, sont codifiés en vue de la mise en œuvre du suivi et de l'exploitation des données du contrôle sanitaire analytique (figure 3) :

- le captage (CAP) représente le point de puisage de l'eau brute dans le milieu naturel ou dans une zone de prélèvement ayant vocation à caractériser la qualité de l'eau au point de puisage ;
- les TTP caractérisent l'ensemble des traitements appliqués à l'eau brute du captage jusqu'à sa mise en distribution. Ainsi, un réservoir équipé d'un poste de chloration est considéré comme une TTP ;
- l'EDCH issue des TTP est acheminée jusqu'au lieu de consommation par un ensemble d'UDI (par exemple, des canalisations, des réservoirs) au sein desquelles la qualité de l'EDCH délivrée est considérée comme homogène. Tous les abonnés raccordés au réseau public d'eau potable sont ainsi associés à une UDI^{46,47}.

⁴⁶ Data.gouv. « Description des fichiers. Résultats du contrôle sanitaire de l'eau distribuée, commune par commune » (2021). <https://www.data.gouv.fr/datasets/resultats-du-contrôle-sanitaire-de-leau-distribuee-commune-par-commune/>.

⁴⁷ Eaufrance définit une UDI comme étant un « réseau de distribution dans lequel la qualité de l'eau est réputée homogène. Une unité de distribution d'eau potable (UDI) est gérée par un seul exploitant, possédée par un même propriétaire et appartient à une même unité administrative ». <https://www.eaufrance.fr/glossaire/unite-de-distribution-deau-potable>.

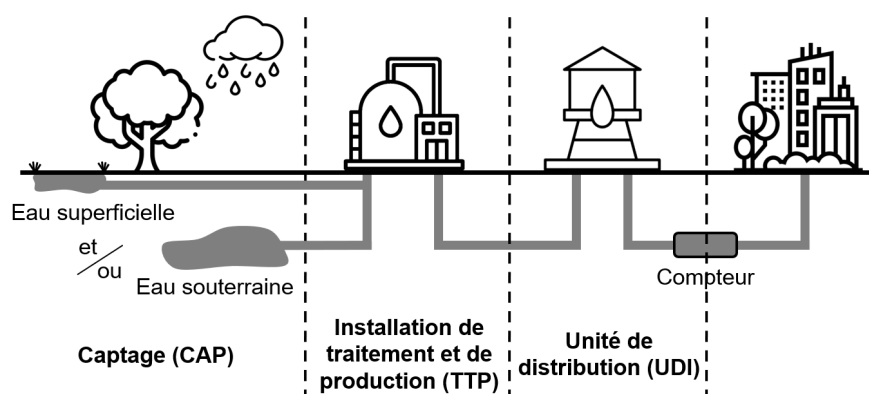


Figure 3. Schéma conceptuel d'un réseau dans SISE-Eaux.

L'extraction SISE-Eaux a été demandée afin :

- d'estimer le pourcentage de TTP et d'UDI distribuant une EDCH avec ou « sans chlore », le pourcentage de population associé et le type d'eau brute utilisé pour la production d'EDCH ;
- de relier la présence de chlore (libre ou total) aux données issues du dispositif EpiGEH (système de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë (GEA) d'origine hydrique ; Mouly *et al.*, 2024).

La méthode appliquée au traitement des données est développée en annexe 2.

4.3.1.2 Limites de quantification et données écartées

Pour certains paramètres, les valeurs des limites de quantification (LQ) peuvent varier en fonction de la méthode mise en œuvre par le laboratoire réalisant les analyses. Pour le chlore total et le chlore libre, la LQ de 0,05 mg.L⁻¹, indiquée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié⁴⁸, est la LQ maximale retenue par le GT pour accepter et traiter ces données. De ce fait, les résultats obtenus pour le département de la Haute-Vienne, qui ne respectaient pas la LQ de 0,05 mg.L⁻¹ sur la période étudiée, ont été considérés comme inexploitable par le GT et écartés du jeu de données (annexe 2 ; figures 4 et 5).

Dans les calculs statistiques, les données exprimées sous la forme « < à une LQ » ont été remplacées par 0 (par exemple, « < 0,03 » mg.L⁻¹ a été traduit en « 0 mg.L⁻¹ »).

Il est à noter qu'aucune donnée n'était disponible pour le chlore total en UDI pour le département de la Dordogne (annexe 2 ; figures 4 et 5).

4.3.1.3 Résultats de l'analyse des données

■ Présence/absence de chlore total et de chlore libre en France et par département

Une analyse des résultats des concentrations en chlore total et en chlore libre en France par département a été réalisée (figures 4 et 5). Parmi les trois indicateurs statistiques testés (médiane, moyenne et percentile 90), la médiane a été retenue par le GT.

⁴⁸ Arrêté du 19 octobre 2017 modifié relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux.

Les valeurs obtenues ont ensuite été réparties dans cinq classes (mg.L^{-1}) : $[0 ; 0,05[$; $[0,05 ; 0,1[$; $[0,1 ; 0,5[$; $[0,5 ; 1[$; ≥ 1 ⁴⁹. Les valeurs limites de chaque classe ont été choisies selon les critères suivants (cf. 3.1 et 3.3) :

- $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$: LQ du chlore libre et total selon l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié;
- $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$: concentration en chlore libre résiduel en tout point du réseau de distribution selon les exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate ;
- $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$: valeur minimale recommandée par l'OMS pour le chlore libre résiduel en sortie d'usine de traitement-production et pour la distribution si le stockage est en camion-citerne ;
- 1 mg.L^{-1} : valeur retenue car une large majorité des résultats d'analyse du chlore libre ou total est inférieure à cette limite ;
- 5 mg.L^{-1} : valeur maximale recommandée par l'OMS pour le chlore libre résiduel.

La classe $[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$ des médianes de concentrations en chlore libre ou total a été définie par le GT comme correspondant à une EDCH « sans chlore » en sortie de TTP ou en UDI.

Ces diverses classes ont été définies pour identifier les départements desservis par une EDCH « sans chlore » en sortie de filière de production (TTP) et dans les réseaux de distribution (UDI) d'EDCH et visualiser facilement la répartition de la concentration médiane de chlore présente dans chaque département dans des cartographies (figures 4 et 5).

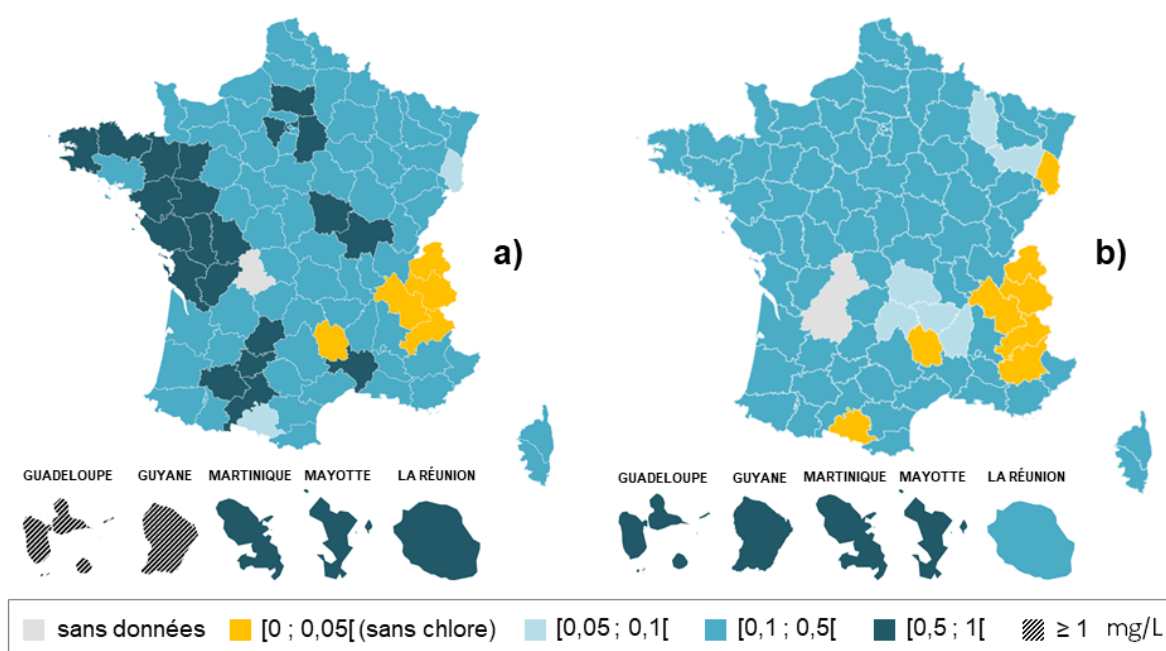


Figure 4. Médianes des concentrations en chlore total par département : (a) en sortie de TTP, (b) en UDI (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

⁴⁹ Lors du traitement des données, les concentrations en chlore libre ou total supérieures à 5 mg.L^{-1} ont été écartées du jeu de données (cf. annexe 2 du rapport). La gamme $[1 ; 5[$ des médianes des concentrations a été renommée « ≥ 1 » dans l'ensemble du rapport.

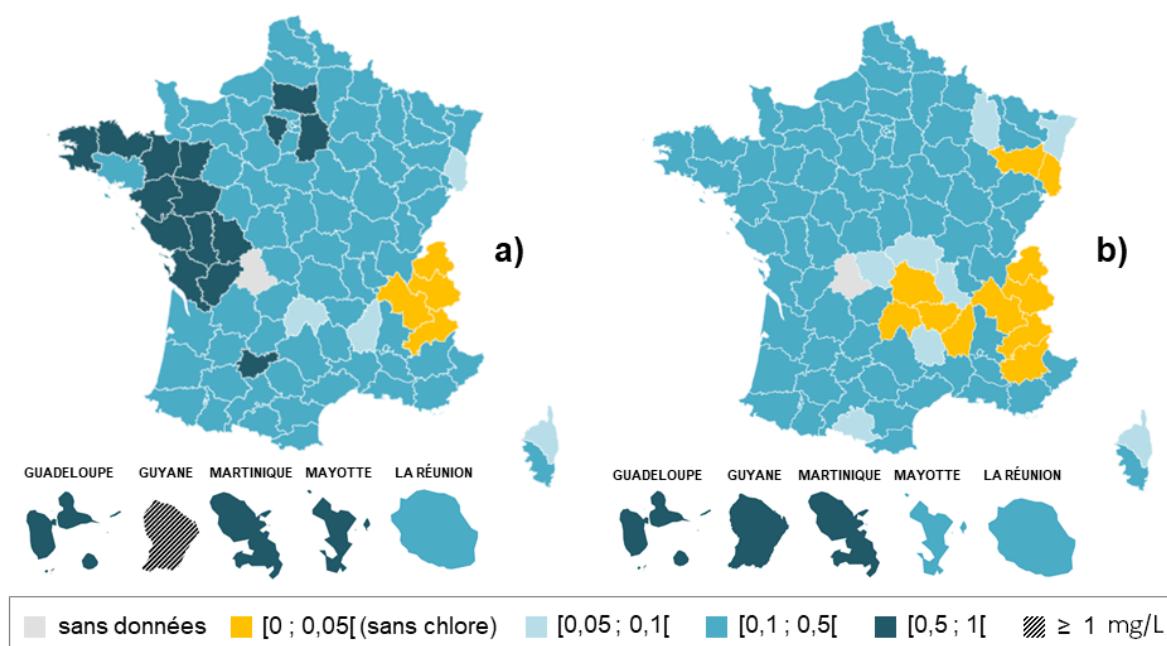


Figure 5. Médianes des concentrations en chlore libre par département : (a) en sortie de TTP, (b) en UDI (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

En sortie de TTP, les concentrations médianes en chlore total et en chlore libre sont inférieures à 0,05 mg.L⁻¹ dans les départements de l'Isère, de la Savoie, de la Haute-Savoie (région Auvergne-Rhône-Alpes (ARA)), des Hautes-Alpes (région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA)), ainsi que de la Lozère (chlore total uniquement ; région Occitanie). Elles sont comprises entre 0,05 mg.L⁻¹ et 1 mg.L⁻¹ dans les autres départements (dont Lozère pour le chlore libre⁵⁰), sauf pour la Guyane (chlore total et chlore libre) et la Guadeloupe (chlore total) où la concentration médiane est supérieure à 1 mg.L⁻¹.

Dans les UDI, les médianes des concentrations sont inférieures à 0,05 mg.L⁻¹ dans les mêmes départements que ceux cités pour les TTP (Isère, Savoie, Haute-Savoie et Hautes-Alpes), mais aussi dans les Alpes de Haute-Provence en région PACA et dans le Haut-Rhin en région Grand Est. À ces départements, s'ajoutent la Lozère et l'Ariège (chlore total uniquement ; Occitanie), et l'Ardèche, la Haute Loire, le Cantal, le Puy de Dôme et les Vosges (chlore libre uniquement ; ARA et Grand Est). Les médianes des concentrations en chlore total et/ou chlore libre sont comprises entre 0,05 mg.L⁻¹ et 1 mg.L⁻¹ dans les autres départements. Aucun département ne présente une médiane de concentrations en chlore total ou libre supérieure à 1 mg.L⁻¹.

■ Nombre de TTP et d'UDI « sans chlore » en France, population associée et type d'eau brute utilisée

Une analyse du nombre de TTP et d'UDI produisant et distribuant une EDCH « sans chlore » (TTP ou UDI « sans chlore »), du nombre d'habitants desservis par une EDCH « sans chlore » (population) et du type d'eau brute utilisé (eau souterraine – ESO, eau de surface – ESU, eau mixte – EMI et eau de mer – MER) pour produire de l'EDCH « sans chlore » a été réalisée.

⁵⁰ Le cas de la Lozère est développé en annexe 2.

Sur l'ensemble de la France, les données de chlore total de 20 078 TTP et celles de chlore libre de 19 980 TTP, ainsi que les données de chlore total de 21 936 UDI et celles de chlore libre de 22 035 UDI, ont été examinées⁵¹.

Les pourcentages de TTP et d'UDI « sans chlore » (libre ou total) dans chaque département par rapport au nombre total de TTP et d'UDI par département sont présentés dans les figures 6 et 7 sur lesquelles plus la couleur du département est foncée, plus il existe de TTP ou d'UDI « sans chlore » au sein du département.

Parmi les TTP, 5 215 (26 %) sont « sans chlore » total, et 5 302 (27 %) « sans chlore » libre. Parmi les UDI, 7 123 (29 %) sont « sans chlore » total et 6 342 (32 %) « sans chlore » libre. Parmi les 71 % d'UDI « avec chlore total », 3 % sont classées « sans chlore » libre, soit uniquement avec du chlore combiné, ce qui traduit une consommation de la totalité du chlore libre en réseau pour former du chlore combiné.

Il est observé que :

- les TTP « sans chlore » (libre ou total) desservent 5 % de la population totale ; 92 % d'entre elles desservent des UDI de moins de 1 000 habitants et 98 % sont alimentées par des eaux brutes souterraines ;
- les UDI « sans chlore » (libre ou total) desservent 5 % de la population totale ; 89 % desservent des UDI de moins de 1 000 habitants et 97 % d'entre elles sont alimentées par des eaux brutes souterraines ;
- les UDI « sans chlore » libre desservent 7 % de la population totale et 95 % d'entre elles sont alimentées par des eaux brutes souterraines.

Parmi les 18 régions et DROM de la France, six n'ont aucune TTP « sans chlore » (Guadeloupe, Guyane, Île-de-France, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire) et quatre n'ont aucune UDI « sans chlore » (Guadeloupe, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire).

Parmi les régions ayant des TTP et UDI « sans chlore », les régions Auvergne-Rhône-Alpes, Grand Est, Occitanie et Provence-Alpes-Côte d'Azur totalisent les pourcentages les plus élevés de TTP et d'UDI « sans chlore » et de populations desservies par une EDCH « sans chlore » : elles représentent 89 % des TTP et 88 % des UDI « sans chlore » (sur le total des TTP ou des UDI « sans chlore » en France) et 88 % des populations desservies par de l'EDCH « sans chlore » (UDI « sans chlore » sur le total de la population desservie par des UDI « sans chlore » en France).

⁵¹ En France, en 2024, il y avait « 17 250 stations de production d'eau potable » et « 23 640 réseaux de distribution » selon la fiche « Qualité de l'eau du robinet en France – Synthèse 2024 » de [santé.gouv](https://santé.gouv.fr).

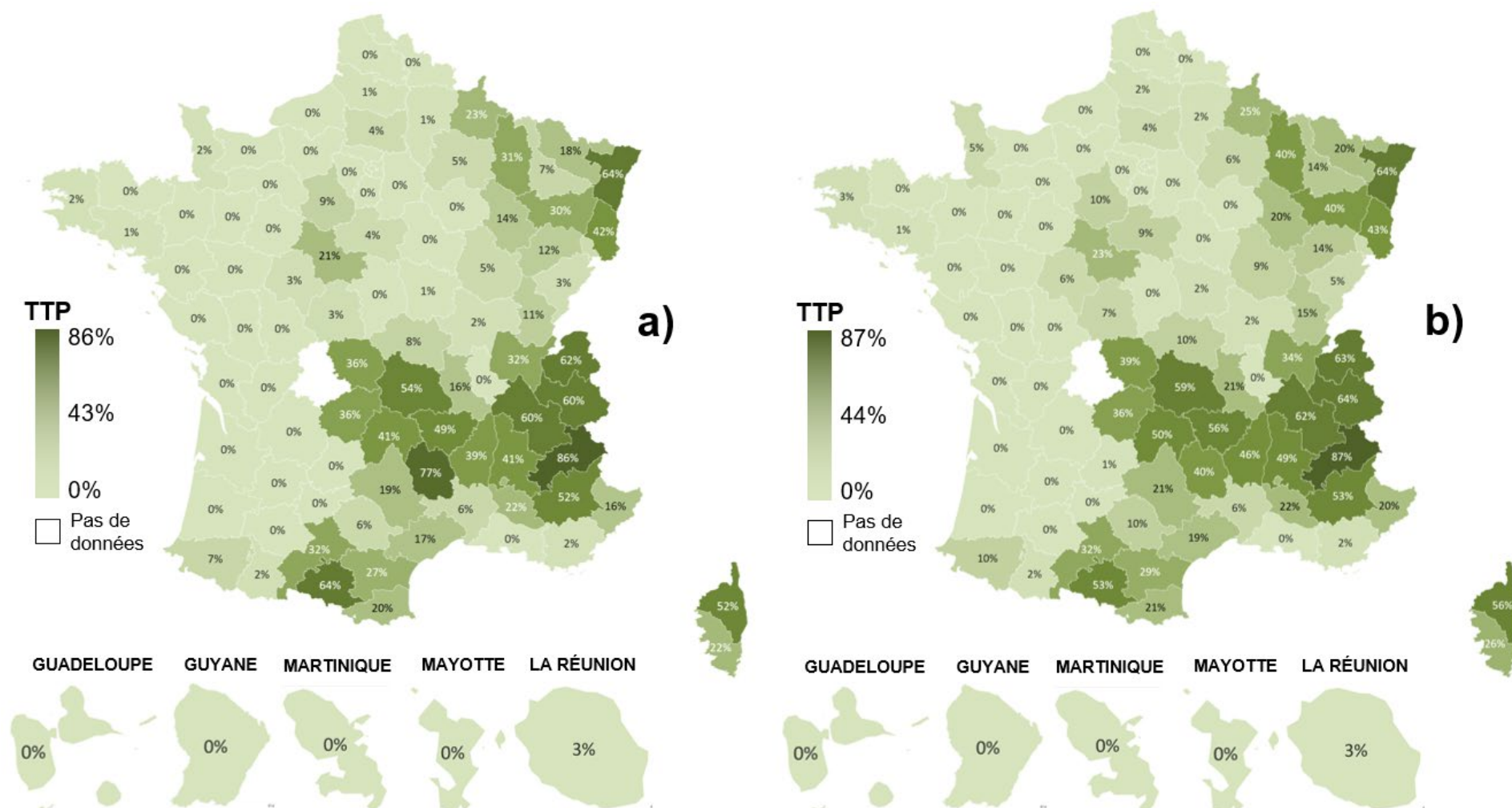


Figure 6. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$; médianes des concentrations) par département rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

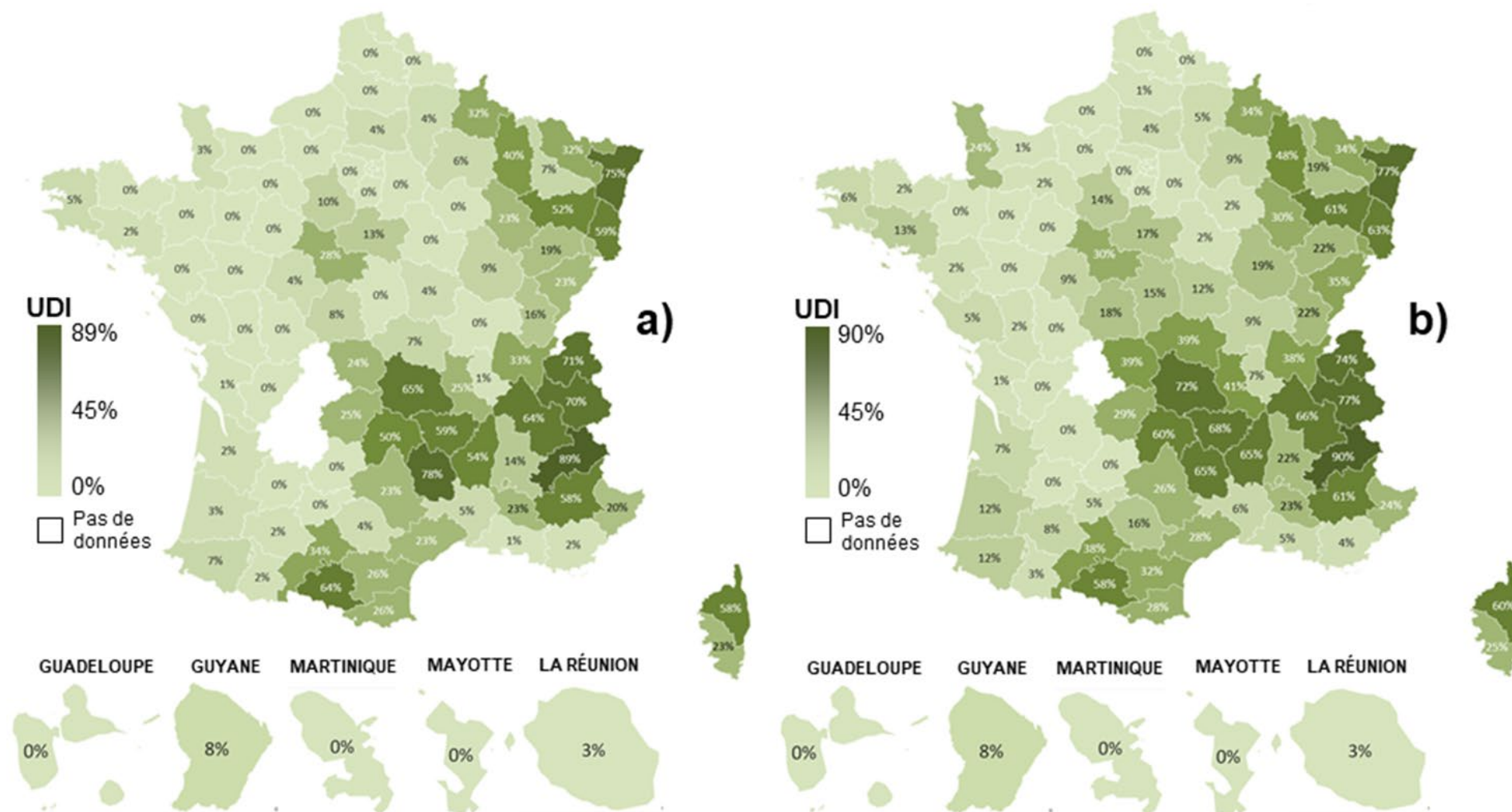


Figure 7. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$; médianes des données) par département rapporté au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

Un focus a été réalisé sur ces principales régions produisant et distribuant de l'EDCH « sans chlore ».

■ Région Auvergne-Rhône-Alpes (ARA)

Il est observé que :

- plus de 50 % des TTP et des UDI « sans chlore » sont situées dans les départements de l'Isère, du Puy-de-Dôme, de la Savoie et de la Haute-Savoie (figures 8 et 9) ;
- plus de 50 % de la population de l'Isère (59 %) et de la Savoie (65 %) est desservie par des UDI « sans chlore » ;
- 90 % des UDI « sans chlore » de la région desservent moins de 1 000 habitants ;
- la seule TTP/UDI « sans chlore » qui dessert une population de plus de 100 000 habitants dans cette région est celle de la « Branche Rochefort » de Grenoble-Alpes-Métropole qui dessert une grande partie de la ville de Grenoble (cf. 4.3.3.1).

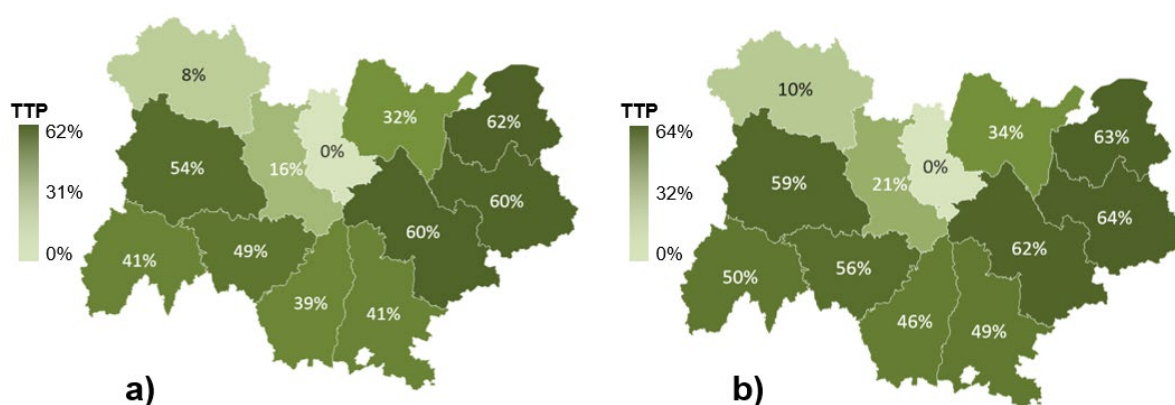


Figure 8. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Auvergne-Rhône-Alpes par rapport au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

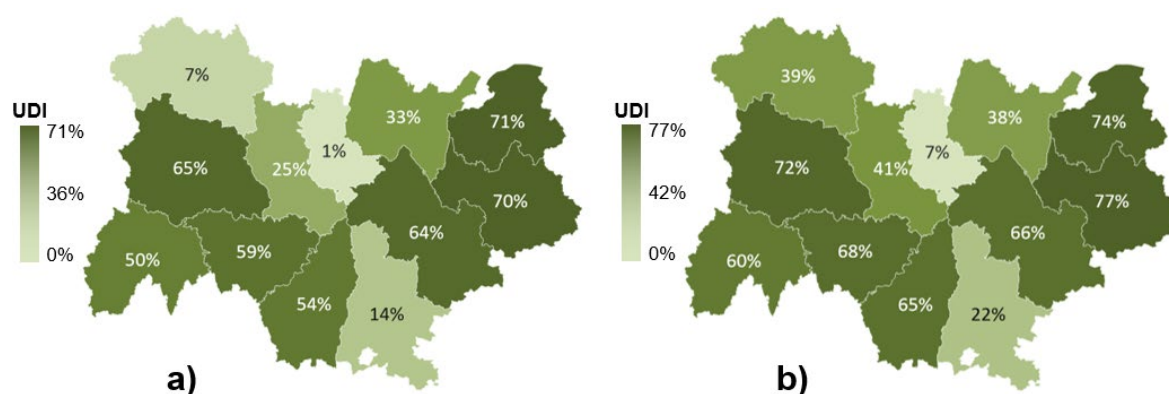


Figure 9. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Auvergne-Rhône-Alpes par rapport au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

■ Région Grand Est

Il est observé que :

- le Bas-Rhin compte 64 % de TTP et 75 % d'UDI « sans chlore » (figures 10 et 11) ; 35 % de sa population est desservie par les UDI « sans chlore » ;
- le Haut-Rhin compte 42 % de TTP et 59 % d'UDI « sans chlore » ; 58 % de sa population est desservie par les UDI « sans chlore » ;
- 81 % des UDI « sans chlore » de la région desservent moins de 1 000 habitants ;
- la seule TTP/UDI « sans chlore » qui dessert une population de plus de 100 000 habitants dans cette région est celle de « Mulhouse et environs » qui dessert en particulier la ville de Mulhouse.

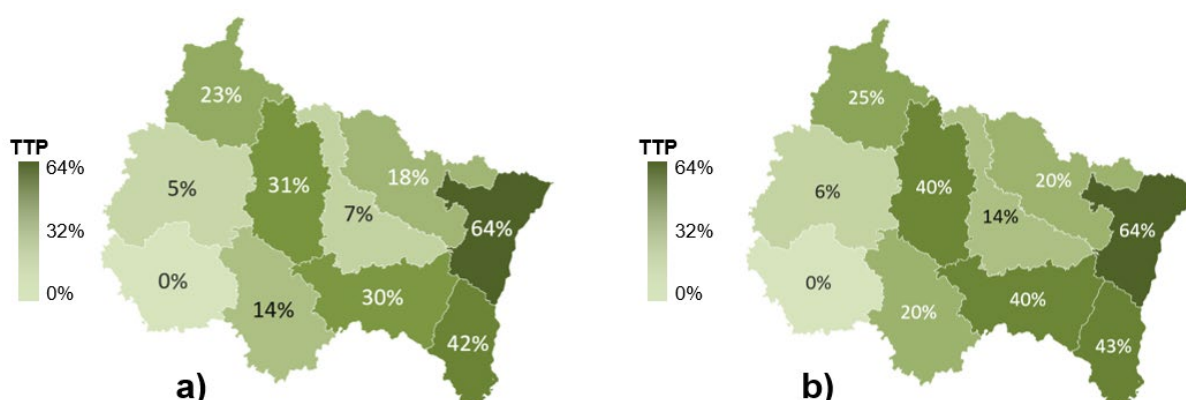


Figure 10. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Grand Est rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

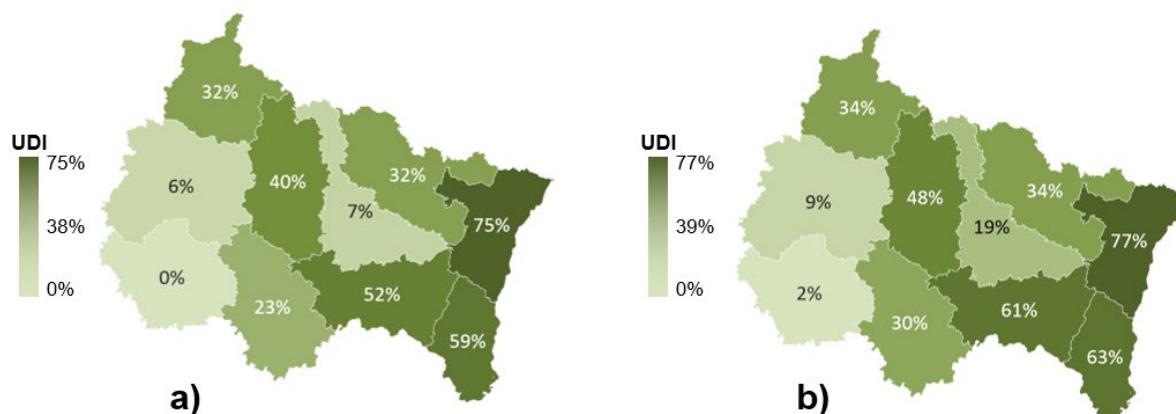


Figure 11. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région Grand Est rapporté au nombre total d'UDI par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

■ Région Occitanie

Il est observé que :

- plus de 50 % des TTP et des UDI « sans chlore » sont situées dans les départements de l'Ariège et de la Lozère (figures 12 et 13) ;
- 39 % de la population de l'Ariège et 33 % de celle de la Lozère sont desservies par des UDI « sans chlore » ;
- 98 % des UDI « sans chlore » de la région desservent moins de 1 000 habitants.

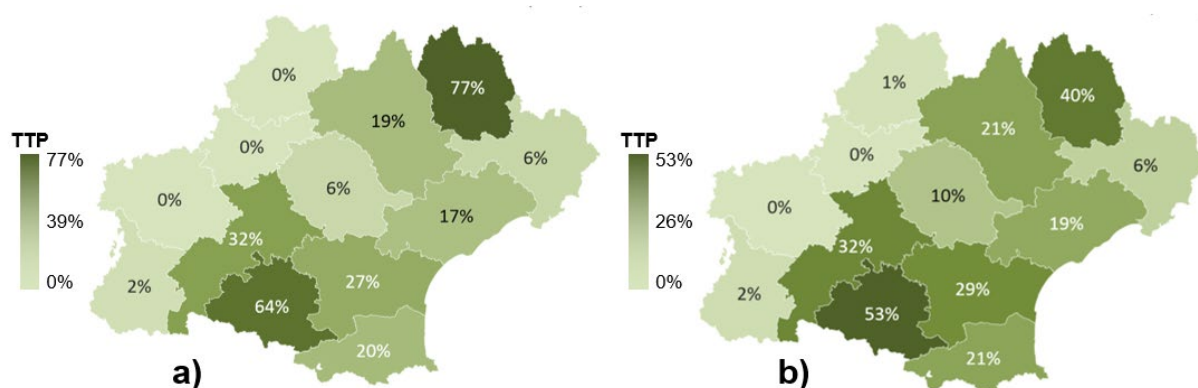


Figure 12. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$; médianes des données) par département de la région Occitanie rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

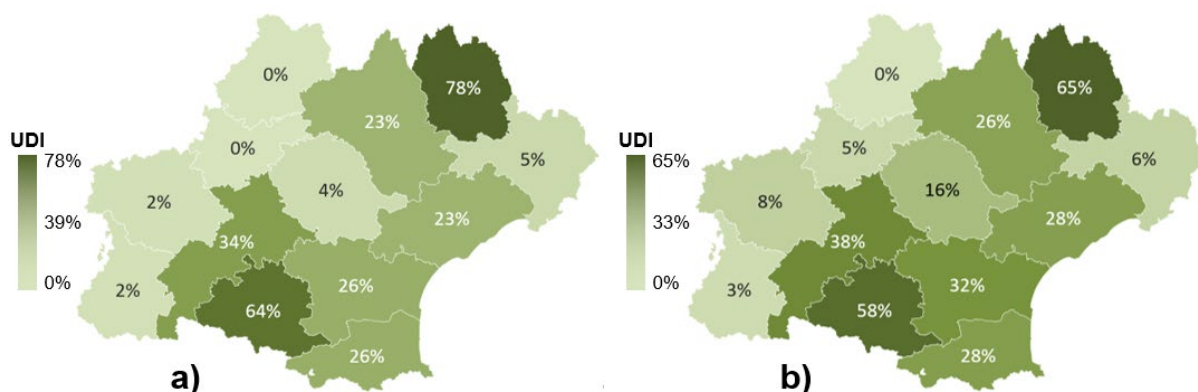


Figure 13. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[\text{ mg.L}^{-1}$; médianes des données) par département de la région Occitanie rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

■ Région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA)

Il est observé que :

- les Hautes-Alpes ont 86 % de TTP et 89 % d'UDI « sans chlore » (figures 14 et 15) ;
- 59 % de la population est desservie par une « eau sans chlore » (UDI « sans chlore ») ;
- le département des Alpes-de-Haute-Provence a plus de 52 % de TTP et 58 % d'UDI « sans chlore » (figures 14 et 15) ; seulement 18 % de sa population est desservie par des UDI « sans chlore » ;
- 97 % des TTP et des UDI « sans chlore » de la région desservent moins de 1 000 habitants. Aucune TTP et UDI « sans chlore » dessert 10 000 habitants ou plus.

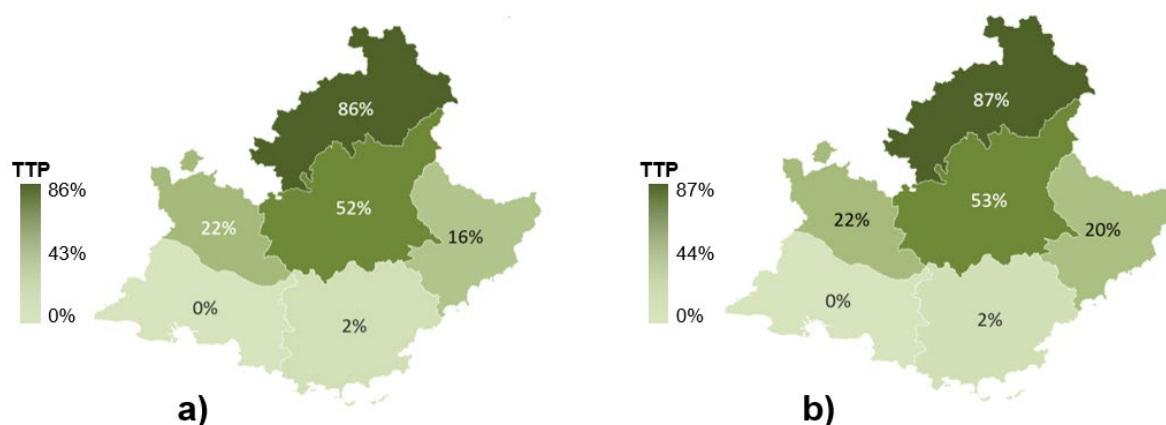


Figure 14. Pourcentages de TTP (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région PACA rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

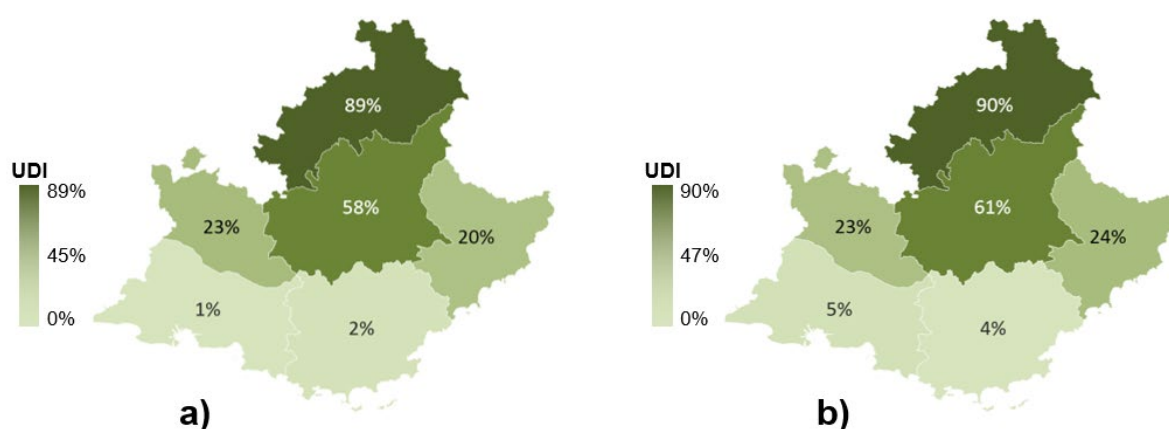


Figure 15. Pourcentages d'UDI (a) « sans chlore total », (b) « sans chlore libre » ($[0 ; 0,05[$ mg.L⁻¹ ; médianes des données) par département de la région PACA rapporté au nombre total de TTP par département (données SISE-Eaux du 1^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024).

Résumé

En France :

- 26 % des TTP et 29 % des UDI sont « sans chlore » et desservent 5 % de la population ;
- 92 % des TTP et 89 % des UDI « sans chlore » desservent moins de 1 000 habitants ;
- 98 % des TTP « sans chlore » sont alimentées à partir de ressources d'eaux brutes souterraines.

Une disparité régionale est constatée : les régions ARA, Grand Est, Occitanie et PACA, comportant des zones de montagnes et situées dans le sud et l'est de la France, sont les régions contenant l'essentiel des TTP et d'UDI « sans chlore ».

Parmi les TTP et les UDI desservant des villes françaises de plus de 100 000 habitants, seules celles de Grenoble et de Mulhouse sont classées comme « sans chlore »⁵², ce qui est cohérent avec les informations obtenues lors des auditions (cf. 4.3.3).

⁵² Depuis mars 2025, Colmar Agglomération (113 600 habitants en 2022 selon l'INSEE) distribue également une EDCH « sans chlore ».

Il est à noter que l'exploitation des données SISE-Eaux ne permet pas de distinguer les UDI qui sont « sans chlore » du fait d'une démarche volontaire des PRDPE, des UDI qui sont « sans chlore » par un manque de maîtrise (chloration insuffisante qui conduit à une consommation complète du chlore libre résiduel en réseau avant d'atteindre un point d'usage).

4.3.2 Comparaison des signaux épidémiologiques sur les UDI avec/« sans chlore »

Pour compléter l'analyse descriptive des données SISE-Eaux, les données épidémiologiques issues du dispositif national de surveillance des épidémies de gastro-entérite aiguë (GEA) d'origine hydrique (EpiGEH) ont été exploitées sur la période 2019-2024 afin de tester la relation entre la survenue de signaux épidémiologiques évocateurs d'épidémies de GEA hydrique et la présence ou l'absence de chlore (libre ou total) dans le réseau de distribution.

Pour rappel, le dispositif national de surveillance EpiGEH a été déployé par Santé publique France dans toutes les régions de France depuis 2019 (Pouey *et al.*, 2021). Il s'appuie sur une approche épidémiologique visant à détecter les cas groupés de GEA médicalisés (identifiés à partir des données de l'Assurance Maladie) desservis par une même UDI (proxy d'une exposition commune à l'« eau du robinet »). La localisation des cas de GEA sur une UDI donnée est réalisée en utilisant les données de la base nationale SISE-Eaux. Les cas groupés de GEA ainsi détectés sont suspectés d'être d'origine hydrique avec une valeur prédictive positive d'environ 70 % (Mouly *et al.*, 2024).

La base de données nationale SI-EpiGEH contient l'ensemble des signaux correspondant à des épidémies hydriques suspectées en France depuis 2010 (limite historique de disponibilité des données de l'Assurance Maladie). Pour chaque épidémie hydrique détectée sont associés : la ou les UDI desservant les cas de GEA impliqués dans l'épidémie (identifiable par le numéro « INS » SISE-Eaux et les codes Insee communes associés), une durée (en jours), un excès de cas de GEA (estimation basée sur la différence entre le nombre de cas observés et le nombre de cas attendus sur la base de l'incidence départementale), un rapport de risque RR_{EpiGEH}^{53} et une *p-value* (p-valeur ou probabilité critique).

4.3.2.1 Méthode

L'analyse a été réalisée sur la période 2019-2024 dans l'ensemble des départements français.

Pour l'analyse dans le cadre de cette saisine, les signaux EpiGEH répondant aux critères suivants avec deux niveaux de sensibilité ont été retenus (Mouly *et al.*, 2024) :

- $RR_{EpiGEH} \geq 1,5$, nombre de cas en excès ≥ 5 , durée > 3 jours, $p < 0,05$;
- $RR_{EpiGEH} \geq 3$, nombre de cas en excès ≥ 10 , durée > 3 jours, $p < 0,05$.

À partir de ces signaux, les UDI ont été classées comme ayant connu (nombre de signaux EpiGEH ≥ 1) ou n'ayant pas connu (aucun signal EpiGEH) d'épisode épidémique sur la période.

⁵³ RR_{EpiGEH} est le rapport de risque associé à chaque signal détecté qui correspond au rapport du nombre de cas de GEA observés sur le nombre de cas de GEA attendus.

Les UDI ont été classées en deux catégories (avec chlore ou « sans chlore ») selon les critères définis dans la partie SISE-Eaux (cf. 4.3.1.1). Les paramètres chlore libre et chlore total ont été utilisés de la manière suivante :

- UDI considérées comme « sans chlore » : paramètre chlore libre ou chlore total, médiane sur 5 années par UDI $< 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$;
- UDI considérées comme avec chlore : paramètre chlore libre ou chlore total, médiane sur 5 années par UDI $\geq 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$.

Une régression logistique de deux variables dichotomiques a été réalisée en prenant en compte la taille des UDI.

4.3.2.2 Résultats et interprétations

En testant la relation entre le niveau de chlore de l'UDI (c'est-à-dire avec ou « sans chlore » libre ou total) et la répartition des signaux EpiGEH (indicateur utilisé comme proxy du risque d'épidémie d'origine hydrique), **il est observé une différence pour les petites UDI de moins de 1 000 habitants** (tableau 4). Parmi celles-ci, la probabilité d'avoir un signal EpiGEH est plus importante pour les UDI avec chlore que pour les UDI « sans chlore ». L'analyse faite avec l'indicateur chlore total ou en prenant les signaux EpiGEH avec un $RR_{\text{EpiGEH}} > 1,5$ et un excès de cas > 5 aboutit aux mêmes résultats (non présentés). De la même façon, les résultats sont identiques lorsque l'indicateur retenu pour caractériser les UDI « sans chlore » correspond à la médiane de chlore libre ou chlore total $= 0 \text{ mg.L}^{-1}$. Enfin, une analyse stratifiée par région montre que la relation concerne essentiellement les régions Auvergne-Rhône-Alpes, Corse et Provence-Alpes-Côte d'Azur pour les UDI < 100 habitants et uniquement Auvergne-Rhône-Alpes pour les UDI de 100 à 1 000 habitants.

Tableau 4. Relation entre la présence de signaux EpiGEH et la catégorie de l'UDI vis-à-vis du chlore libre (EDCH chlorée / non chlorée) - paramètre chlore libre Cl2Lib, par taille d'UDI, signaux EpiGEH ($RR_{\text{EpiGEH}} \geq 3$, nombre de cas en excès ≥ 10), France, 2019-2024.

Indicateur : Cl2Lib (Médiane)

Taille des UDI (nb habitants)	Nombre UDI avec un signal EpiGEH					Nombre total UDI			Odds Ratio (OR)**	Intervalle de confiance (IC) 95 %
	Cl2Lib		Cl2Lib		Cl2Lib		Total			
	Total	<0,05mg/L	≥0,05mg/L	<0,05mg/L	≥0,05mg/L					
	n	%*	n	%*						
[0-100]	108	31 0,8%	77	3,0%	3 725	2 568	6 293	3,68	[2,42-5,61]	
]100-1000]	157	27 1,0%	130	2,2%	2 598	5 879	8 477	2,15	[1,42-3,28]	
]1000-2000]	141	16 4,5%	125	6,2%	352	2 030	2 382	1,38	[0,81-2,35]	
]2000-5000]	297	35 13,1%	262	11,7%	268	2 238	2 506	0,88	[0,60-1,29]	
]5 000-10 000]	182	11 10,4%	171	15,3%	106	1 121	1 227	1,55	[0,82-2,97]	
>10 000	163	13 18,1%	150	14,0%	72	1 072	1 144	0,74	[0,40-1,40]	

* proportion d'UDI avec un signal EpiGEH parmi l'ensemble des UDI de chaque catégorie (respectivement « sans chlore » et avec chlore) par taille d'UDI.

** L'Odds ratio est un nombre sans unité compris entre 0 et l'infini. Si $OR=1$ (la valeur 1 est comprise entre les bornes de l'IC 95 %), on considère que la proportion des UDI avec et « sans chlore » est la même vis-à-vis des signaux EpiGEH. Si l'OR est > 1 (borne inférieure de l'IC95% > 1), la proportion d'UDI avec chlore est plus importante que la proportion d'UDI « sans chlore » parmi les UDI avec un signal EpiGEH. Si l'OR est < 1 (borne supérieure de l'IC95% > 1), la proportion d'UDI avec chlore est moins importante que la proportion d'UDI « sans chlore » parmi les UDI avec un signal EpiGEH.

L'utilisation de données épidémiologiques (cas de maladie avérés) et la taille de l'échantillon (France entière sur 5 années) constituent les forces de l'analyse. Des limites existent également, notamment (i) l'approche épidémiologique qui estime l'exposition à l'EDCH de façon agrégée et identique pour l'ensemble des cas alimentés par une même UDI, (ii) le faible caractère prédictif du risque infectieux du paramètre chlore (libre ou total) dans le réseau pris de façon isolé en l'absence de données de contexte sur la qualité de l'eau (pH, température notamment), (iii) l'absence d'information sur l'existence d'une désinfection éventuelle basée sur des technologies autres que la chloration (UV, ozonation).

Pour autant, des résultats qui suggèrent un risque épidémique plus important pour les petites UDI chlorées que pour les petites UDI « non chlorées » ont déjà été mis en évidence dans l'étude de Zmirou *et al.* (1995) et plusieurs hypothèses peuvent être avancées :

- comme il a été observé lors d'épidémies d'origine hydrique, un ensemble de facteurs est à l'origine de ces événements ponctuels et la présence de chlore libre résiduel ne permet pas de protéger efficacement la santé du consommateur en cas d'introduction massive d'une pollution dans le réseau ;
- le fait de ne pas utiliser d'agents chlorants dans les petites UDI « sans chlore » résiduel (total ou libre) pourrait correspondre à des ressources de meilleure qualité et mieux protégées vis-à-vis de pollutions accidentelles (choix de l'exploitant sur la base de la connaissance historique du contexte local) ;
- à l'inverse, pour les ressources à risque de contamination, la chloration, utilisée comme seul moyen de traitement de l'eau brute, présente une efficacité limitée vis-à-vis d'agents pathogènes de type virus ou protozoaires, ou en cas de contamination massive (cf. 2.4). Ceci pourrait signifier que les petites UDI chlorées ne bénéficieraient pas d'un traitement efficace adapté à la qualité de la ressource ;
- les petites UDI « sans chlore » peuvent appliquer un traitement de désinfection par une méthode alternative (UV ou ozonation) ;
- enfin, l'attitude protectrice de la population résidant dans des zones où la qualité de l'EDCH est connue/réputée pour être à risque de contamination en cas de fortes pluies/orages, qui consisterait à ne pas boire l'« eau du robinet » (EDCH) après ces événements ou à la faire bouillir, est également une hypothèse à considérer.

Résumé

L'exploitation des données épidémiologiques relatives aux épidémies de gastro-entérite aiguë d'origine hydrique ne montrent pas de différence significative de risque entre les UDI chlorés et « non chlorés » de plus de 1 000 habitants.

En revanche, pour les UDI de petite taille (< 1 000 habitants), les résultats mettent en évidence un risque de survenue d'épidémie plus important dans les UDI chlorées comparativement aux UDI « non chlorées ».

Ce constat pourrait traduire l'inefficacité d'un traitement reposant uniquement sur une étape de chloration dans le cas des petites UDI alimentées par une ressource vulnérable aux pollutions microbiologiques, cette simple barrière n'étant pas suffisamment efficace en cas de fortes pollutions, à la suite d'événements pluvieux par exemple, ou vis à vis de certains agents pathogènes comme les virus entériques ou les protozoaires (cf. 2.4 et l'étude de Zmirou *et al.*, 1995).

4.3.3 Exemples d'installations de production et/ou de distribution d'EDCH qui n'utilisent pas de chlore

Les auditions réalisées dans le cadre de cette expertise ont permis d'identifier les spécificités de quelques installations qui distribuent de l'EDCH « sans chlore ». Un aperçu des différentes situations étudiées est présenté dans la figure 16.

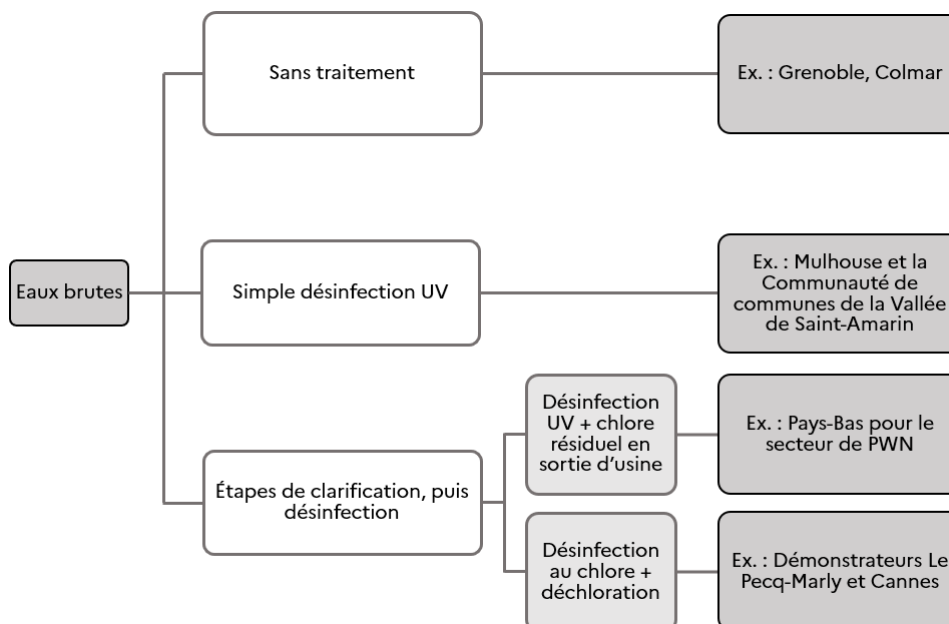


Figure 16. Schéma des différents types de filières de production/distribution d'EDCH « sans chlore » décrites lors des auditions du GT.

Pour toutes les installations étudiées dans le cadre des auditions réalisées par le GT, les communications réalisées par les PRPDE auprès des consommateurs ont porté sur l'amélioration de la qualité organoleptique de l'EDCH et l'arrêt du recours aux « *traitements chimiques* » sans référence explicite aux sous-produits de la chloration.

4.3.3.1 EDCH distribuée sans traitement et sans désinfection : Grenoble Alpes Métropole⁵⁴ et Colmar⁵⁵

Les points communs des deux collectivités quant à la gestion d'une EDCH distribuée « sans chlore » sont repris ici.

Il s'agit dans les deux cas d'UDI de grande taille, avec des populations desservies de 95 000 habitants pour l'UDI de Colmar et 300 000 habitants pour Grenoble Alpes Métropole (GAM).

Dans les deux cas, le rendement de réseau⁵⁶ est supérieur à la moyenne nationale⁵⁷, respectivement de 88 % et 85 %, pour un linéaire de 450 km pour l'UDI de Colmar et 30 à 40 km pour celle de GAM.

⁵⁴ Audition de Grenoble Alpes Métropole.

⁵⁵ Audition de La Colmarienne des Eaux.

⁵⁶ Le rendement de réseau est le rapport entre le volume d'EDCH consommé par les usagers (particuliers, industriels) et le service public, et le volume d'EDCH introduit dans le réseau de distribution.

⁵⁷ « À l'échelle nationale, le rendement moyen du réseau de distribution d'eau potable est de 81 % en 2023. Il y a donc 19 % de fuites dans les réseaux d'eau potable. » (Office français de la biodiversité, 2024).

Ces collectivités ont une expérience éprouvée de la gestion d'EDCH « sans chlore », puisque ce mode de distribution est établi depuis 1967 sur GAM et depuis 1945 sur Colmar avec une pause de 2001 à mars 2025 en lien avec l'application du plan Vigipirate. Depuis mars 2025, Colmar Agglomération distribue à nouveau une EDCH « sans chlore ».

Les points communs mis en évidence concernant :

- la stabilité de la ressource et une eau brute de bonne qualité, notamment en ce qui concerne les paramètres microbiologiques et le COT :
 - forages profonds dans la nappe rhénane pour Colmar ;
 - nappes des alluvions du Drac et de la Romanche pour GAM ;
- la réalisation d'un suivi renforcé des performances du réseau qui se traduit par une recherche active de fuites et un programme pluriannuel de renouvellement de conduites et de réhabilitation des ouvrages (réservoirs), ainsi que par une gestion du temps de séjour par des purges automatiques (Colmar) ;
- la mise en œuvre d'une autosurveillance structurée par la PRPDE de la qualité de l'EDCH en réseau. Les deux collectivités surveillent :
 - la turbidité, la conductivité, la température et le pH, soit par des mesures terrain, soit par des analyseurs en ligne ;
 - la présence de microorganismes (flore totale) à l'aide de méthodes rapides de culture et d'ATP-métrie de terrain (avec grille d'interprétation pour les différents points du réseau sur Colmar) ;
 - en complément, un suivi du carbone organique assimilable (COA) est en cours de mise en œuvre par la PRPDE sur l'UDI de Colmar ;
- une forte réactivité en cas d'incident, avec plus particulièrement la capacité de chlorer, tout ou partie du réseau en quelques heures, avec une efficacité testée de 24 h (Colmar) à 2 jours (GAM) pour le réseau dans son ensemble ;
- une gestion de la qualité et de la sécurité sanitaire basé sur des procédures, des enregistrements et une démarche d'amélioration continue, plus particulièrement en ce qui concerne le Plan de Gestion de la Sécurité Sanitaire de l'Eau (PGSSE) (en cours d'achèvement pour GAM et en révision pour Colmar).

En complément, les auditions de l'ARS Grand Est⁵⁸ et de l'ARS ARA⁵⁹ ont apporté des éléments concernant le contrôle sanitaire réglementaire mis en œuvre sur ces réseaux :

- sans modification du canevas analytique réglementaire type, la fréquence des prélèvements a été augmentée ;
- le niveau d'exigence est supérieur quant à l'autosurveillance et à la réactivité des collectivités en cas de dépassement de paramètres microbiologiques ;
- ces réseaux sont ciblés par les programmes annuels d'inspection/contrôle.

4.3.3.2 EDCH distribuée après désinfection UV : cas de Mulhouse et de la Communauté de Communes de la Vallée de Saint-Amarin (CCVSA)⁶⁰

Ces deux collectivités présentent des unités de distribution sans chlore résiduel en réseau, avec des eaux brutes ne subissant aucun autre traitement qu'une désinfection UV.

⁵⁸ Audition de l'ARS Grand Est, délégation territoriale du Haut-Rhin.

⁵⁹ Audition de l'ARS ARA, délégation de l'Isère.

⁶⁰ Audition de l'ARS Grand Est, délégation du Haut-Rhin.

En effet, le contrôle sanitaire réglementaire a mis en évidence que l'EDCH distribuée est sujette à des non-conformités microbiologiques ponctuelles et de faible intensité, rendant nécessaire une désinfection avant mise en distribution.

La régie de l'Eau Mulhouse Alsace Agglomération (m2A) assure la production et la distribution de l'EDCH sur l'UDI de Mulhouse et des communes environnantes, soit près de 200 000 habitants. À compter de 2018, une désinfection par traitement UV a été mise en place.

Pour sa part, la CCVSA a engagé, depuis 2014, une démarche de suppression progressive de la chloration pour passer à une désinfection uniquement faite par traitement UV. Compte tenu de la mise à niveau des réseaux et de leur exploitation, l'arrêt de la chloration n'est en place que pour 3 UDI sur les 23 de sa compétence.

Le passage à l'EDCH « sans chlore » ou son maintien implique notamment :

- la mise à niveau des installations :
 - réhabilitation des ouvrages (captage, collecteurs et réservoirs), établissement d'un plan de renouvellement des canalisations ;
 - sécurisation du réseau de distribution : installations de chloration de secours, mise en place d'interconnexions entre réseaux, mise en place de purges automatiques sur les secteurs à long temps de séjour préalablement identifiés ;
- la mise à niveau de l'exploitation : protocoles suite à travaux, campagnes de nettoyage des ouvrages, plan de purges renforcé, plan de recherche de fuites et de contrôle des retours d'eau, programme d'analyses d'autocontrôle, sensibilisation des abonnés/rappel des bonnes pratiques, etc.

L'ARS Grand Est impose un renforcement du contrôle sanitaire réglementaire concernant :

- la qualité de l'EDCH :
 - durant la phase de suppression progressive de la chloration, augmentation de la fréquence sans modification du canevas réglementaire type ;
 - absence d'épisodes de non-conformité ou de non-respect d'une référence de qualité très significatifs ;
 - mise en place d'une autosurveillance dont la méthode est laissée à l'appréciation de la régie (ATP-métrie ou méthodes colorimétriques pour les coliformes totaux et *E. coli* ou les entérocoques) ;
- les inspections ciblées sur les installations de traitement ;
- l'établissement du PGSSE avant l'échéance réglementaire de 2029 ;
- la mise en place d'un protocole de gestion des alertes sanitaires notamment pour la mise en œuvre de la chloration de secours.

4.3.3.3 EDCH distribuée avec traitement et chloration/déchloration : « Quartier Californie » à Cannes⁶¹ et « démonstrateur » de Le Pecq-Marly⁶²

Ces deux cas sont des expérimentations réalisées sur une période donnée sans, à ce jour, de déploiement pérenne sur les réseaux (tableau 5).

⁶¹ Le projet « 0 chlore » à Cannes est porté par le SICASIL (Syndicat Mixte des Communes Alimentées par les Canaux de la Siagne et du Loup) et son exploitant SUEZ. Les données ont été recueillies lors de l'audition de l'ARS PACA, délégation départementale des Alpes-Maritimes.

⁶² Le démonstrateur du Pecq – Marly (78) est porté la mairie du Pecq et son exploitant SUEZ. Les données ont été recueillies lors de l'audition de SUEZ.

Tableau 5. Comparatif des projets mis en place à Cannes et à Le Pecq-Marly.

Cannes	Le Pecq-Marly
Expérimentation en cours	Expérimentation de janvier 2022 à mars 2024
5 000 habitants et 27 km de réseau	13 000 habitants et 27 km de réseau
Eaux brutes : eaux superficielles des canaux de Siagne et du Loup	Eaux brutes : nappe de la craie après alimentation artificielle par les eaux de la Seine
Filière conventionnelle ESU avec désinfection UV et chloration	Filière conventionnelle ESO avec une chloration
Déchloration par injection de NaHSO_3	Déchloration sur charbon actif en grains

Ces deux expérimentations ont fait l'objet de la même méthode :

- conduite d'une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRM) pour évaluer, d'une part, la filière de traitement nécessaire au regard de la qualité de l'eau brute et, d'autre part, la possibilité d'une diminution de la chloration en filière. Pour les deux types de ressources, du fait de la présence d'adénovirus dans les eaux brutes, il n'a pas été possible de proposer une alternative efficace à la chloration des eaux à traiter, ce qui a conduit à maintenir la désinfection par agent chlorant et à prévoir une déchloration au point de mise en distribution.
- évaluation et connaissance du patrimoine basées sur :
 - connaissance de l'intégrité du réseau avec une exigence à 85 % de rendement et un taux de casse maximal de 0,1 fuite par an par km ;
 - nettoyage du réseau en fonction de son niveau d'encrassement évalué par la méthode RPM (*Resuspension Potential Method* ; Kjellberg *et al.*, 2009 ; Vreeburg *et al.*, 2004) et réalisation de purges dirigées ;
 - inspection des réservoirs : pour Le Pecq-Marly, l'expérimentation a nécessité la remise en étanchéité du réservoir et le changement des organes rouillés ;
 - optimisation du temps de séjour (marnage des réservoir et purges) ;
 - surveillance des conditions hydrauliques.
- évaluation du potentiel de « recroissance » microbiologique en réseau par mesures du carbone organique assimilable et étude du développement du biofilm : sur Cannes, ces mesures ont été présentées comme ponctuelles, tandis que sur Le Pecq-Marly, elles étaient prévues dans l'autosurveillance renforcée.
- mise en place de la surveillance renforcée de la qualité de l'EDCH :
 - le choix des points de surveillance vise une couverture de l'ensemble du réseau, dont les secteurs à temps de séjour élevé ;
 - la fréquence est hebdomadaire ;
 - les paramètres microbiologiques comprennent le profil analytique réglementaire, complété par les paramètres *Legionella*, *Aeromonas* et *Pseudomonas* (Le Pecq-Marly) ;
 - les paramètres physico-chimiques comprennent la turbidité, la température, le pH, et la conductivité, complétés sur Cannes par le chlore, les THM et les sulfures, les sulfates et H_2S en lien avec la déchloration au NaHSO_3 ;
 - la surveillance intègre des capteurs/analyseurs en ligne tant pour la physico-chimie que pour la microbiologie (cytométrie en flux) et des méthodes rapides telles que l'ATP-métrie.
- mise en œuvre après une phase d'autosurveillance de 1 an pour Cannes et de 2 ans pour Le Pecq-Marly, et une phase de décroissance progressive du chlore sur Cannes ;

- formation des agents à la conduite de réseaux « sans chlore » et adaptation des pratiques telles que la gestion des interventions et « des purges sans à-coups pour éviter de décrocher les biofilms »⁶³.

Pour les deux expérimentations, en cas de nécessité, la rechloration du réseau est possible sous 24 h pour Le Pecq-Marly et 48 h pour Cannes.

SUEZ met en exergue que le passage à l'EDCH « sans chlore » nécessite d'augmenter la surveillance du réseau et la réactivité face à un signal. Selon son expérience, l'abandon des expérimentations d'EDCH « sans chlore » serait lié au surcoût de leur mise en œuvre.

Dans leur publication de 2025, les auteurs de l'étude réalisée sur le réseau Le Pecq-Marly concluent : « *Dans les conditions de l'étude, les résultats ont montré le maintien de la biostabilité de l'eau distribuée, se traduisant par l'absence de recroissance des bactéries revivifiables par culture et l'absence de pathogènes dits opportunistes. Cependant, une apparition des coliformes totaux en lien avec l'augmentation saisonnière de la température de l'eau a été observée. Par ailleurs, l'étude épidémiologique réalisée à partir des données de Santé Publique France n'a pas montré d'augmentation significative du taux d'incidence de gastro-entérites aiguës, ni chez les enfants ni chez les adultes* » (Darchy et al., 2025).

Résumé

Il ressort de ces auditions que la mise en œuvre d'un réseau d'EDCH « sans chlore » requiert une maîtrise de la sécurité sanitaire depuis le captage jusqu'au robinet du consommateur.

En effet, que les réseaux « sans chlore » soient expérimentaux ou en exploitation depuis plusieurs années, la stratégie repose sur :

- une très bonne qualité d'eau brute stable ou une filière de traitement adaptée et optimisée, avec la réalisation d'une EQRM pour définir les modalités de désinfection et un PGSSE ;
- un réseau de production et de distribution le plus intègre possible et entretenu, dont le fonctionnement hydraulique est maîtrisé ;
- une autosurveillance de la qualité de l'EDCH en réseau, réalisée par les PRPDE, portant :
 - sur les paramètres microbiologiques réglementaires, avec ou non ajout de paramètres non prévus par la réglementation (*Legionella*, *Aeromonas*, *Pseudomonas*) ;
 - sur des paramètres déterminants pour le développement des biofilms (température, matière organique, COT, COA) ;
- une réactivité de l'exploitation en cas d'événement indésirable, notamment pour la chloration d'urgence ;
- un système qualité du service : formation des intervenants, gestion par procédures et enregistrements.

Si ces modalités sont déjà déployées au niveau des réseaux « sans chlore » des collectivités/PRPDE ayant fait l'objet des auditions (UDI allant de 5 000 à plus de 100 000 habitants) et envisagées comme un prérequis au passage à l'EDCH « sans chlore », elles ne sont pas identifiées comme étant déjà mises en œuvre pour les réseaux non chlorés de petites UDI (moins de 1 000 habitants), notamment les nombreux petits réseaux de montagnes.

⁶³ Extrait de l'audition.

5 Écosystèmes microbiens dans les réseaux de distribution des EDCH

5.1 Généralités

La filière de potabilisation de l'usine de traitement, tout comme les réseaux de distribution attenants, sont des environnements complexes et dynamiques. Certains les assimilent à « *des réacteurs au sein desquels se déroulent de nombreuses interactions et réactions physiques, chimiques et biologiques auxquelles participent des micro-organismes, des nutriments et des particules* » (Santé Canada, 2022). D'abord principalement dépendantes de la qualité microbiologique de la ressource utilisée pour alimenter la filière, les communautés microbiennes en début de filière de potabilisation sont progressivement modifiées (quantitativement et qualitativement) par les étapes successives de traitement, puis pendant la phase de distribution en réseau et, finalement, dans les réseaux intérieurs.

Ainsi, au cours de sa distribution, les caractéristiques microbiologiques de l'EDCH peuvent évoluer du fait notamment de la température, des phénomènes de corrosion ou de la présence de tartre et de sédiments, du temps de séjour, de la présence d'un résiduel de désinfectant, ainsi que de la concentration en nutriments et particulièrement ceux apportés par la fraction bioassimilable (ou biodégradable) de la matière organique (MO). La présence de nutriments, à laquelle peut contribuer la remise en suspension de particules, favorisera la croissance microbienne dans le réseau et ses ouvrages. L'importance de ce phénomène de croissance bactérienne (que certains auteurs qualifient de « recroissance »), dépendra des conditions environnementales offertes aux bactéries dans le réseau (Squinazi, 2004).

En termes de qualité sanitaire des EDCH, au-delà de la problématique d'une introduction accidentelle d'agents pathogènes dans le réseau et les ouvrages de stockage, l'analyse des risques microbiologiques doit prendre en compte les éventuels apports en microorganismes pathogènes par la ressource, ainsi que les modifications des populations/communautés microbiennes dans la filière de traitement, en particulier lorsqu'il existe une étape finale de désinfection. Dans le réseau, la présence de nutriments, notamment de composés organiques assimilables, induira des changements dans la composition des communautés microbiennes et pourra, dans certains cas, favoriser la croissance des espèces bactériennes hétérotrophes, dont les espèces bactériennes pathogènes opportunistes pouvant être présentes dans le réseau (comme *Pseudomonas aeruginosa* et certaines *Legionella sp*) (Zhao *et al.*, 2024 ; Poulsen *et al.*, 2019 ; Wullings *et al.*, 2011).

Les aspects liés à la désinfection ayant été développés en 2.3, ce chapitre s'intéresse aux principaux paramètres microbiologiques à considérer dans le cadre d'introductions accidentelles de contaminants et décrit la structure du microbiote présent dans des réseaux et les conditions de son développement dans l'EDCH circulante et les biofilms.

5.2 Les principaux agents pathogènes en cas d'introduction accidentelle dans le réseau

Les agents pathogènes dont la présence dans les EDCH résulte d'une introduction accidentelle dans un réseau de distribution sont majoritairement d'origine fécale et à l'origine de symptômes de type gastro-entérite aiguë (GEA). Parmi ceux-ci, on distingue classiquement les bactéries (*Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella*, *Escherichia coli* entérotoxigènes), les virus (entérovirus, norovirus, sapovirus, rotavirus) et les protozoaires (*Cryptosporidium*, *Giardia*) (Hrudey, 2024). Le réservoir de ces agents pathogènes peut être strictement humain (cas de la plupart des virus entériques et de *Shigella*) ou à la fois humain et animal (cas de la plupart des bactéries, des protozoaires et de quelques virus).

Ce type de pollution implique des rejets d'excréments humains dans l'environnement, via les eaux usées pour les agents pathogènes strictement humains (Yvon *et al.*, 2019), et/ou de la présence d'élevages ou d'animaux sauvages dans le bassin versant en cas de portage animal (Watier-Grillot *et al.*, 2022). La dose infectieuse (dose d'agent pathogène nécessaire pour développer une maladie digestive) est variable selon la souche microbienne et selon le statut immunitaire de l'hôte.

Ces dangers sont surveillés dans l'EDCH distribuée grâce à des bactéries indicatrices de contamination fécale⁶⁴ qui trouvent néanmoins leur limite dans la surveillance du risque attribuable aux virus ou aux protozoaires, notamment car ces derniers présentent une résistance supérieure aux agents chlorants (cf. 6.2). L'analyse des bactériophages dans les EDCH est préconisée par la directive (UE) 2020/2184 en cas de présence détectée dans les eaux brutes. Ces virus sont parfois utilisés comme indicateurs pour le suivi du risque viral dans les EDCH. Néanmoins, des résultats contradictoires ont été obtenus dans les études portant sur les relations entre les coliphages (somatiques et ARN-f spécifiques) et les virus entériques, ainsi que leur relation avec le risque pour la santé. Certains chercheurs (ex : Jofre *et al.*, 2016) considèrent que les coliphages sont corrélés aux virus entériques et au risque pour la santé, tandis que d'autres (McMinn, Ashbolt et Korajkic, 2017) réfutent cette affirmation. À ce stade, les coliphages cultivables sont une approche privilégiée dans de nombreux pays pour évaluer le risque viral soit en tant qu'indicateur d'efficacité de traitement, soit en tant qu'indicateur de contamination fécale (Toribio-Avedillo *et al.*, 2021). La norme ISO 10705-3⁶⁵ encadre les méthodes de concentration qui peuvent être utilisées en amont des étapes d'ensemencement et de dénombrement des bactériophages ARN-F spécifiques et des coliphages somatiques qui sont décrites dans les normes ISO 10705-1⁶⁶ et ISO 10705-2⁶⁷.

⁶⁴ Arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine.

⁶⁵ ISO 10705-3 (2003). Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 3 : validation des méthodes de concentration des bactériophages dans l'eau.

⁶⁶ ISO 10705-1 (1995). Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 1 : dénombrement des bactériophages ARN F spécifiques.

⁶⁷ ISO 10705-2 (2000). Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 2 : dénombrement des coliphages somatiques.

Résumé

Les agents pathogènes responsables de maladies hydriques par ingestion d'EDCH contaminée sont principalement des bactéries, des virus ou des parasites d'origine fécale humaine ou animale. Les indicateurs de contamination fécale du contrôle sanitaire sont pertinents pour évaluer le risque bactérien mais beaucoup moins pour évaluer les risques associés aux virus et protozoaires. Le suivi des bactériophages (sur plage de lyse) dans les réseaux de distribution peut permettre une évaluation du risque viral.

5.3 La communauté microbienne des réseaux de distribution

Un réseau de distribution d'EDCH représente un ensemble de niches écologiques, propices au développement de microorganismes. Ces derniers se multiplient dans les biofilms qui se forment à la surface des MCDE (ex : canalisations, vannes, réservoirs) dans l'EDCH en circulation, que ce soit sous forme planctonique ou encore associés aux matières en suspension sous forme d'agrégats organiques ou organo-minéraux (Liu *et al.*, 2013 ; Flemming *et al.*, 2025).

La qualité microbiologique finale de l'EDCH au robinet du consommateur résultera ainsi de processus complexes, combinant des phénomènes de persistance, de croissance sélective, de lyse cellulaire voire de lyse virale, ou de prédation, processus qui sont susceptibles d'évoluer au cours du transport de l'EDCH à travers le réseau de distribution jusqu'au robinet.

5.3.1 Les biofilms des réseaux

Depuis les années 1990, de nombreux travaux ont été réalisés sur les biomasses fixées (biofilms) dans les réseaux de distribution d'EDCH (Abhijith *et al.*, 2021). Les méthodes d'observation (microscopie, mesure enzymatique, dosage d'ATP, dénombrement, mesure d'épaisseur) ont permis d'observer leurs structures et de décrire des facteurs influençant leurs évolutions.

Les biofilms sont constitués de microorganismes insérés dans une matrice de substances polymériques extracellulaires (EPS pour *extracellular polymeric substances*), sécrétées par des bactéries et qui se développent en incluant des dépôts minéraux, principalement calcaires, ainsi que des sels métalliques (issus des processus de bio-corrosion). La densité cellulaire dans les biofilms est élevée, pouvant atteindre de 10^8 à 10^{11} cellules.g⁻¹ (masse humide) (Flemming *et al.*, 2016). Les biofilms sur les MCDE sont des structures hétérogènes ne constituant pas un tapis ou film continu sur les surfaces mais plutôt des amas d'une dizaine de micromètres d'épaisseur répartis irrégulièrement.

La croissance des microorganismes au sein des biofilms présents dans les réseaux dépend de la présence de nutriments, du type de matériau et de l'hydrodynamique des réseaux. Les nutriments sont principalement amenés par l'EDCH en sortie de la filière de traitement. Cependant, au sein du réseau, la présence de nutriments peut aussi résulter d'un relargage depuis les MCDE ou de l'existence de réseaux trophiques impliquant des bactéries, des protistes et dans certaines situations dégradées des micro-crustacés, et permettant la remise à disposition de nutriments accessibles aux bactéries hétérotrophes (Prest *et al.*, 2016). La figure 17 illustre les interactions qui régissent la dynamique et les propriétés du biofilm, en fonction des caractéristiques du réseau de distribution (conditions hydrauliques, composition des EDCH).

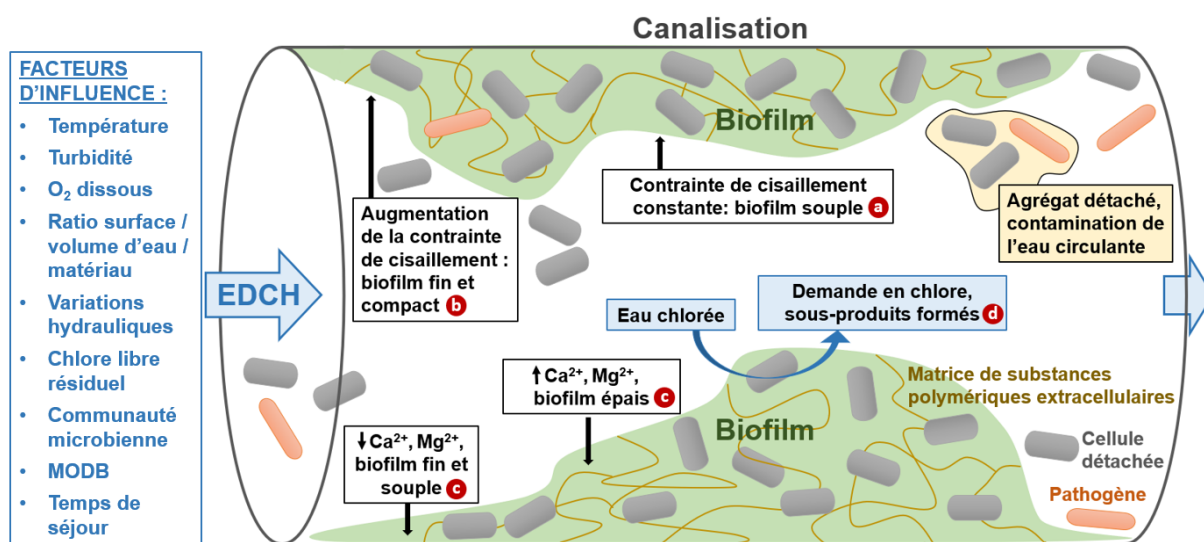


Figure 17. Schéma des structures et conditions d'évolution des biofilms dans une canalisation d'EDCH (traduit et adapté de Flemming *et al.*, 2025 avec l'accord explicite des auteurs) ; concernant cette figure, la présence éventuelle d'amibes, ainsi que les dépôts de tartre, les dépôts liés à la corrosion et la nature des matériaux ou des revêtements de canalisations qui sont des facteurs d'influence, ne sont pas représentés dans le schéma. Les pastilles rouges sont explicitées dans le texte ci-dessous.

L'évolution du biofilm résulte d'un équilibre entre les facteurs qui sont favorables à son développement et ceux qui le limitent. La matrice d'EPS assure la cohésion du biofilm et fournit un habitat aux autres communautés microbiennes et une protection contre la présence de chlore libre (figure 17a). Les contraintes de cisaillement, consécutives à l'hydrodynamique du réseau, pourront entraîner une érosion de la structure, et donc des détachements de cellules et d'amas cellulaires dans l'EDCH du réseau. Il peut alors être observé une réorganisation du biofilm de structure plus fine, plus dense et plus compacte (figure 17b). La présence de cations favorise l'établissement de liaisons ioniques entre les groupes fonctionnels présents au sein de la matrice d'EPS, permettant ainsi de renforcer la structure, d'augmenter la stabilité mécanique du biofilm et de le rendre finalement plus rigide (figure 17c). À l'inverse, une faible concentration en cations conduit à un affaiblissement de la structure, une diminution de la stabilité mécanique et une plus grande souplesse du biofilm. Les matières organiques et minérales qui constituent le biofilm réagissent avec le chlore libre résiduel qui ne peut plus pénétrer au sein de la biomasse, et génèrent des sous-produits de désinfection (figure 17d). Selon l'hydrodynamique du réseau, des particules ou agrégats organo-minéraux pourront sédimenter, constituant des dépôts facilement remobilisables dans l'EDCH circulante. Des travaux menés sur une section transversale de canalisation ont montré que la structure des communautés bactériennes de ces biofilms diffère selon leur positionnement (partie supérieure et dépôt) (Liu *et al.*, 2020).

Au sein des biofilms, différents états physiologiques des bactéries peuvent être rencontrés. Certaines cellules sont métaboliquement actives et peuvent se multiplier. D'autres sont métaboliquement inertes, comme les spores bactériennes, ou les bactéries dites « persistantes » (bactéries dans un état physiologique impliquant un arrêt de la croissance ou « dormance ») (Ciofu *et al.*, 2022 ; Flemming *et al.*, 2016 ; Lewis, 2007). Ces différences dans l'état physiologique des cellules et la structure du biofilm contribueraient à expliquer que certaines cellules bactériennes puissent être protégées de l'action oxydante du chlore libre résiduel (Luo *et al.*, 2021).

Une chloration « choc » effectuée sur des canalisations, alors déconnectées temporairement de la distribution du réseau, affaiblit et perturbe la matrice d'EPS, diminue la compacité du biofilm et facilite son détachement. Toutefois, après rinçage et remise en circuit, le développement de la biomasse reprend sur les surfaces après quelques semaines.

5.3.2 Suivi du développement des biofilms dans les réseaux

Dans un réseau de distribution, un objectif de « stabilité biologique » des EDCH, aussi qualifiée parfois de « biostabilité », est recherché. Selon Santé Canada (2022), « *la stabilité biologique fait référence au fait de fournir aux consommateurs de l'eau potable qui est peu susceptible de soutenir une importante croissance microbienne, de sorte que la sécurité des consommateurs et l'aspect esthétique de l'eau ne sont pas affectés* ». Dans le cadre de ce rapport, la « stabilité biologique » désigne la capacité d'une EDCH à éviter la croissance excessive des microorganismes (bactéries du biofilm, bactéries planctoniques), permettant de limiter (i) le risque que des bactéries pathogènes opportunistes se développent et/ou survivent dans les réseaux et (ii) de limiter le développement de flores microbiennes responsables d'une dégradation organoleptique de l'EDCH. Des modèles permettant de simuler la croissance bactérienne dans les réseaux en fonction du résiduel de chlore, de la quantité de matière organique dissoute biodégradable (MODB) et du temps de séjour ont été élaborés (Abhijith *et al.*, 2021 ; Albert *et al.*, 2017 ; Laurent *et al.*, 1997 ; Dukan *et al.*, 1996 ; Piriou *et al.*, 1996). Ils sont associés aux modèles hydrauliques des réseaux, essentiels pour décrire l'évolution du résiduel de chlore libre.

La biomasse bactérienne est essentiellement localisée au sein de biofilms (> 95 %) ; le reste est constitué des bactéries libres dans l'EDCH circulante (Flemming, 2025 ; Liu *et al.*, 2016 ; Wingender et Flemming, 2011). Néanmoins, en l'absence de méthode permettant d'évaluer spécifiquement le développement des biofilms, le dénombrement des bactéries hétérotrophes cultivables est utilisé pour évaluer le phénomène de croissance microbienne dans le réseau et, indirectement, le développement des biofilms. Il s'agit d'un indicateur utile pour évaluer et analyser l'évolution de la flore bactérienne hétérotrophe dans le temps et en différents points d'un même réseau, et donc pour détecter des variations spatio-temporelles significatives évocatrices d'une dégradation de la qualité microbiologique (Carabin *et al.*, 2024). La norme NF EN ISO 6222⁶⁸ et le projet de norme PR NF EN ISO 13647⁶⁹ définissent respectivement les modalités analytiques pour le dénombrement sur milieu « *plate count agar* » (PCA) et sur milieu « *Reasoner's 2 Agar* » (R2A). La méthode de dénombrement sur milieu PCA est utilisée dans le cadre du contrôle sanitaire. Elle ne permet d'accéder qu'à une fraction des microorganismes cultivables de l'échantillon analysé (de l'ordre d'environ 2 % ; Perrin *et al.*, 2019). L'utilisation du milieu R2A à moindre charge en éléments nutritifs est une méthode plus longue à mettre en œuvre (7 jours) mais permet d'accéder à une plus grande diversité des microorganismes cultivables (Lautenschlager *et al.*, 2013 ; Chowdhury, 2012 ; Uhl et Schaule, 2004). Les méthodes indépendantes des étapes de culture, telles que la cytométrie en flux et l'ATP-métrie, permettent une meilleure évaluation de l'abondance des bactéries présentes dans l'EDCH du réseau de distribution, et elles offrent l'avantage de fournir des résultats très rapidement (van der Wielen *et al.*, 2023 ; Sousi *et al.*, 2021 ; De Vera et Wert, 2019 ; Safford

⁶⁸ NF EN ISO 6222 (1999). Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé.

⁶⁹ PR NF EN ISO 13647 (2025). Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement par étalement sur un milieu gélosé R2A.

et Bischel, 2019 ; Zhang *et al.*, 2019 ; van der Wielen et van der Kooij, 2010). L'ATP-métrie utilisable sur le terrain donne une indication globale d'activité sans distinction ou caractérisation des microorganismes présents. Ces dernières approches sont pour certaines normalisées au niveau international⁷⁰ mais pas au niveau ISO ou CEN.

Une approche multicritère incluant des dénombrements de bactéries hétérotrophes cultivables, des mesures indirectes de l'abondance bactérienne et d'autres paramètres permettant d'évaluer les apports en nutriments est importante pour déterminer la stabilité biologique des EDCH des réseaux de distribution (Carabin *et al.*, 2024 ; Prest *et al.*, 2016).

Résumé

- L'apport de nutriments par l'EDCH circulant dans les réseaux constitue l'un des principaux facteurs favorisant le développement des biofilms et, par conséquent, de la flore bactérienne circulante.
- Dans un réseau de distribution d'EDCH, la biomasse bactérienne est essentiellement localisée au sein de biofilms.
- Les biofilms sont constitués de communautés de microorganismes au sein d'une matrice de substances polymériques extracellulaires sécrétées par des bactéries. Du fait des forces de cisaillement liées au fonctionnement hydrodynamique du réseau, des cellules et amas cellulaires se détachent des biofilms et modifient la qualité microbiologique de l'EDCH du réseau.
- Le suivi des évolutions des dénombrements des bactéries hétérotrophes circulantes sur milieux PCA et/ou R2A est utilisé pour évaluer indirectement le développement des communautés microbiennes par un dénombrement. Il peut être complété par des méthodes non culturales (cytométrie de flux, ATP-métrie).
- Concernant les réseaux d'EDCH chlorés :
 - la diffusion du résiduel de chlore libre depuis l'EDCH circulante vers les couches profondes du biofilm est limitée, et seuls les microorganismes des couches les plus superficielles sont exposés à l'action oxydante du chlore libre. En profondeur, la matrice d'EPS neutralise le résiduel de chlore libre, permettant aux microorganismes de se maintenir ou de se multiplier ;
 - les différents états physiologiques des cellules présentes au sein des biofilms et les caractéristiques de la paroi cellulaire de certains genres bactériens expliquent leur sensibilité différente à l'action du chlore libre résiduel.

5.3.3 Matières organiques comme source de nutriments

La présence de nutriments carbonés constitue un paramètre majeur pour la croissance des bactéries hétérotrophes dans les réseaux de distribution. Seule une fraction des matières organiques présentes dans l'EDCH est bioassimilable (ou biodégradable) et représente une source de nutriments pour les microorganismes hétérotrophes. Elle peut être évaluée à partir des paramètres « carbone organique total » ou « carbone organique dissous » (COT/COD), « carbone organique dissous biodégradable » (CODB) et « carbone organique assimilable »

⁷⁰ ASTM D4012-15 (2023). Standard Test Method for Adenosine Triphosphate (ATP) Content of Microorganisms in Water.

(COA) (Prest *et al.*, 2016). Les caractéristiques de ces différentes fractions du carbone organique et les liens qui existent entre elles sont décrits ci-après et dans la figure 18 qui présente les méthodes d'analyse (normalisées ou non) disponibles et classiquement utilisées pour les quantifier.

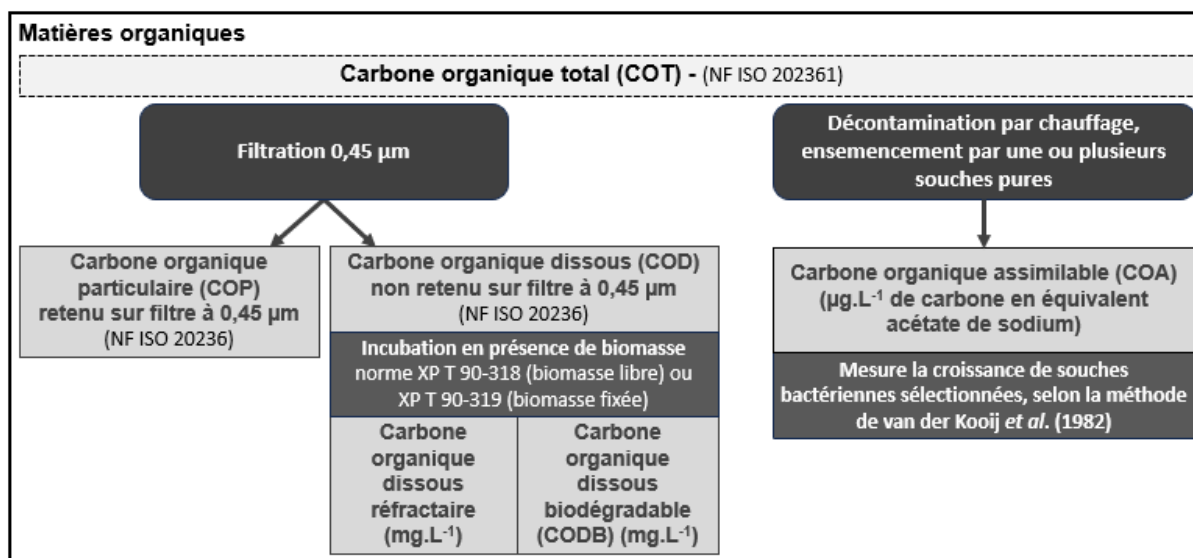


Figure 18. Classification des différentes formes des matières organiques (MO) dans l'eau sur la base des méthodes analytiques utilisées. Au sein des MO se mesure le carbone organique total (COT) décomposé, après filtration préalable, en COParticulaire et CODissous. La fraction dissoute est, selon les méthodes de mesure employées, décomposée en CODBiodégradable ou CODRéfractaire. Le paramètre COAssimilable est basé sur la mesure de la croissance de souches bactériennes dans un échantillon préalablement décontaminé par chauffage.

Dans la littérature, le terme de recroissance (« *regrowth* ») est parfois employé pour qualifier l'observation d'une augmentation de la flore hétérotrophe dans le réseau en sortie de filière de traitement au regard de celle mesurée dans l'EDCH en sortie d'usine. Ainsi, la notion de « potentiel de recroissance » (« *regrowth potential* ») est parfois utilisée pour agréger des paramètres influant sur le développement de la flore hétérotrophe, principalement la quantité de nutriments disponibles pour les bactéries hétérotrophes (CODB ou COA), ainsi que la température, l'absence de désinfectant résiduel et le temps de séjour. Un réseau d'EDCH à fort « potentiel de recroissance » offre donc des conditions environnementales favorables au développement de biofilms.

Concernant la mesure de ces différentes fractions (figure 18) :

- le dosage du COT et/ou du COD ne permet pas de caractériser la fraction biodégradable. Néanmoins, une EDCH contenant une valeur élevée en COT et/ou COD a de fortes probabilités d'être peu compatible avec une stabilité de l'abondance microbienne dans le réseau. Il s'agit donc d'un examen de premier niveau mais insuffisant en lui-même si la valeur est faible ($< 1 \text{ mg.L}^{-1}$). Toutefois, toute élévation du COT et/ou COD en réseau doit être considérée comme un signal d'alerte. La mesure peut être réalisée selon les normes T90-102⁷¹, NF EN 1484⁷² ou NF ISO 20236 ;

⁷¹ Fascicule de documentation T90-102 (1985). Essais des eaux - Guide pour la détermination du carbone organique total (COT).

⁷² NF EN 1484 (1997). Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD).

- la mesure du CODB est obtenue à partir d'un suivi quotidien de la biodégradation de la fraction de carbone organique dissous par des communautés bactériennes. La réduction progressive du COD permet de quantifier la part de carbone organique dissous biodégradable ou CODB (norme XP T 90-319). La soustraction de la valeur de CODB à la valeur initiale de COD permet de déterminer la fraction correspondant au carbone organique dissous réfractaire, c'est à dire non ou difficilement assimilable par les bactéries ;
- la mesure du COA est obtenue à partir de la méthode publiée par van der Kooij *et al.* (1982) qui repose sur la mesure de l'évolution du dénombrement d'une ou deux souches de bactéries introduite(s) dans l'échantillon préalablement décontaminé à chaud. La valeur du dénombrement des bactéries au plateau de croissance à 20 °C est rapportée à une relation établie avec une gamme de concentration en acétate de sodium (éq-C. ac). Ce n'est donc pas un dosage de la matière organique de l'EDCH mais une mesure indirecte de son potentiel d'aide à la croissance de souches bactériennes de références introduites, qui englobe une partie du COD, mais aussi d'autres matières organiques non accessibles par le dosage du COD.

La littérature propose des valeurs de gestion pour ces différents paramètres mesurés dans les EDCH « sans chlore » : pour la concentration en COT, il est préconisé qu'au-delà de respecter la limite de qualité réglementaire de 2 mg.L⁻¹, l'EDCH mise en distribution présente les concentrations les plus faibles possibles, que la concentration en CODB n'excède pas 0,2 mg.L⁻¹ (Batté *et al.*, 2003) et que celle de COA reste inférieure à 10 µg.L⁻¹ (Lechevallier *et al.*, 2024 ; van der Wielen et van der Kooij, 2013).

Résumé

Les paramètres COT et COD permettent de mesurer la quantité de matières organiques dissoutes ou liées aux matières en suspension à l'aide de méthodes normalisées (T90-102, NF EN 1484, NF ISO 20236). Toutefois, ils ne donnent pas d'indication sur la part potentiellement assimilable par les bactéries. Afin d'assurer la stabilité microbiologique des EDCH mises en distribution, il est préconisé que les concentrations en COT et COD soient maintenues à des concentrations aussi faibles que possible.

Le dosage du CODB permet de quantifier la fraction du COD biodégradable par les bactéries hétérotrophes à partir de méthodes normalisées (XP T90-319). Une concentration inférieure à 0,2 mg.L⁻¹ est préconisée pour limiter la croissance microbienne dans le réseau d'EDCH.

Le dosage du COA, bien que décrit dans des publications (van der Kooij *et al.*, 1982), ne fait l'objet d'aucune norme analytique, ce qui peut être limitant pour harmoniser les pratiques et s'assurer de la comparabilité des résultats. Une concentration seuil de 10 µg.L⁻¹ a été proposée par l'équipe à l'origine de la méthode de mesure et celle-ci a été reprise et proposée comme valeur de gestion dans d'autres travaux publiés.

Ces paramètres, et les valeurs de gestion qui y sont associées, définissent des critères visant à assurer la stabilité biologique des EDCH en réseau pour limiter le développement des biofilms et donc l'abondance des bactéries hétérotrophes dans l'EDCH. Lorsque ces valeurs sont dépassées (au-delà d'un intervalle de confiance), la stabilité microbiologique n'est plus garantie, en particulier si d'autres paramètres sont favorables à la croissance microbienne, tels que la température (> 17 °C) et un temps de séjour important de l'EDCH dans le réseau.

5.3.4 Les communautés bactériennes des réseaux « sans chlore »

5.3.4.1 Structure des communautés microbiennes

L'étude des communautés microbiennes des réseaux de distribution d'EDCH a bénéficié de l'apport des méthodes de biologie moléculaire, permettant de caractériser la composition et la structure des communautés bactériennes (approche « *metabarcoding* » par séquençage de l'ADNr 16S) (Liu *et al.*, 2020 ; Chen *et al.*, 2020) et/ou des communautés de protozoaires/parasites (séquençage de l'ADNr 18S ; Learbuch *et al.*, 2021). Des études plus récentes ont exploré la diversité des communautés bactériennes actives (après extraction des ARNr 16S et séquençage de l'ADNc correspondant) (Siponen *et al.*, 2024) ou le virôme des canalisations (Hegarty *et al.*, 2022). Dans le cadre de cette saisine, les experts ont retenu les articles sur la base de la rigueur de la démarche méthodologique et de la stratégie d'échantillonnage (cf. 1.2.2). La majeure partie des publications comparant les réseaux chlorés aux réseaux « sans chlore » sont issues d'équipes de recherche des Pays-Bas. Il est à noter le peu d'études récentes concernant l'occurrence de pathogènes dans les réseaux d'EDCH « sans chlore ».

Les résultats des travaux portant sur la composition et la structure des communautés bactériennes des réseaux sont difficiles à synthétiser. Les différences s'expliquent entre autres par (i) les stratégies d'échantillonnage (localisation des points de prélèvement, différents temps de séjour dans le réseau et différents rapport surface volume eau/canalisation), (ii) le type de compartiment étudié (EDCH circulant dans le réseau, biofilms, matière/particules en suspension/dépôts ; figure 17), (iii) les caractéristiques des réseaux étudiés (types de réseau : système pilote, système *in situ*), (iv) le dimensionnement de ces réseaux (volumes d'EDCH produits, longueur du réseau, âge des canalisations). Cependant, ces études apportent un éclairage complémentaire sur les conditions de développement des communautés microbiennes au sein des réseaux de distribution, en l'absence de résiduel de chlore libre.

À ce jour, il n'a pas été possible de caractériser un microbiome cœur (ou « *core microbiome* » : ensemble des bactéries retrouvées dans toutes les communautés étudiées) à l'échelle du genre qui soit spécifique d'un type de réseau de distribution d'EDCH, ou encore qui soit spécifique des réseaux chlorés ou « non chlorés ». Cependant, au sein des Protéobactéries⁷³ (*Pseudomonadota*), les Alphaprotéobactéries, Bêtaprotéobactéries et Gammaprotéobactéries sont les groupes les plus fréquemment retrouvés dans les réseaux d'EDCH chlorés, alors que les Bêtaprotéobactéries seraient dominantes dans les réseaux « non chlorés » (Liu *et al.*, 2013). Une méta-analyse des données de séquençage (ADNr16S) de 21 études menées sur des réseaux d'EDCH dans six pays différents, et portant plus spécifiquement sur les eaux prélevées à la sortie des usines de production (avant introduction dans le réseau) (Bautista-de Los Santos *et al.*, 2016), confirme que les Protéobactéries, en particulier les Alpha et Bêta-protéobactéries, dominent les communautés bactériennes de l'EDCH, indépendamment de l'origine de l'étude, de la présence ou non d'un résiduel de désinfectant, ainsi que du type de désinfectant utilisé⁷⁴. Dans cette même étude, il est observé que les communautés microbiennes dans les réseaux sans résiduel de désinfectant présentent une plus grande

⁷³ Cette classification n'intègre pas les modifications plus récentes de la taxonomie et nomenclature des bactéries (Oren *et al.*, 2021 ; Villamil *et al.*, 2020) telle que le nouveau Phylum *Pseudomonadota* (anciennement *Proteobacteria*). Les Bêtaprotéobactéries ont été reclassées comme un ordre au sein de la classe des Gammaprotéobactéries.

⁷⁴ Agents chlorants (tels que définis en 2.1 de ce rapport) ou chloramines (non autorisées dans la réglementation française).

diversité de genres bactériens que celles de systèmes avec un résiduel de désinfectant. L'abondance relative et la fréquence d'occurrence de genres bactériens clés au niveau des biofilms des réseaux d'EDCH (par exemple : *Legionella*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas*) sont influencées par le type de désinfectant utilisé et par la présence ou l'absence de résiduel de désinfectant. Il est par ailleurs observé une plus grande distribution de genres bactériens d'intérêt écologique (par exemple, liés à la nitrification ou à la prédation). Plus récemment, Learbuch *et al.* (2022) ont confirmé ces résultats et observent que la communauté microbienne de l'EDCH des réseaux traités aux agents chlorants est globalement similaire en termes de diversité à celle de l'EDCH des réseaux non traités aux agents chlorants. Cependant, à l'échelle du genre, les communautés bactériennes des échantillons provenant d'un réseau alimenté en EDCH « sans chlore » sont plus diversifiées que celles provenant d'un réseau alimenté en EDCH chlorée.

Tout comme dans les réseaux de distribution chlorés, la présence de nutriments dans le réseau de distribution favorise la croissance des microorganismes en l'absence de chlore libre résiduel. Les facteurs influençant alors la diversité de la communauté bactérienne dans les réseaux sont, par ordre d'importance : la localisation dans ces réseaux (EDCH/biofilm, dépôts facilement mobilisables), les caractéristiques du réseau, la saison (et donc la température) et le temps de séjour (Learbuch *et al.* 2022 ; Vavourakis *et al.*, 2020).

5.3.4.2 Impact des procédés de traitement de l'usine de production et des caractéristiques du réseau de distribution

L'analyse des communautés bactériennes de l'eau au robinet de sept réseaux de distribution d'EDCH « sans chlore » (Pays-Bas) et de l'eau à la sortie des usines de traitement conclut qu'à l'échelle du phylum les communautés bactériennes sont dominées par les *Proteobacteria* (*Pseudomonadota*⁷⁵), et plus précisément le phylum des *Gammaproteobacteria* (*Pseudomonadia*) (El-Chakhtoura *et al.*, 2018). Les différences observées entre les communautés bactériennes en sortie de plusieurs usines de traitement sont attribuées d'une part à qualité de l'eau brute utilisée comme ressource et d'autre part au type de traitement appliqué. Cependant, au point d'usage, au robinet, ces différences se sont estompées. Les auteurs en concluent que les communautés bactériennes de l'EDCH au point d'usage sont directement influencées par celle des biofilms et des sédiments du réseau. L'eau brute et les procédés de potabilisation n'auraient alors qu'une influence mineure sur la qualité microbiologique de l'EDCH distribuée au point d'usage. Ils soulignent le rôle fondamental des conditions physico-chimiques, ainsi que des processus microbiens au sein des micro-niches de l'infrastructure (El-Chakhtoura *et al.*, 2018 ; Calderón-Franco *et al.*, 2023).

Une fois dans le réseau, qu'il soit chloré ou non, la concentration en biomasse bactérienne dépend principalement du « potentiel de croissance » mesuré dans l'EDCH et, dans une moindre mesure, de la ressource ou du matériau des canalisations (Learbuch *et al.*, 2022).

5.3.4.3 Impact des matériaux au contact de l'EDCH

Comme dans les réseaux de distribution d'EDCH chlorée, les MCDE ont un impact sur les communautés bactériennes des systèmes de distribution d'EDCH « non chlorée » (Learbuch *et al.*, 2021).

⁷⁵ Cette classification n'intègre pas les modifications plus récentes de la taxonomie et nomenclature des bactéries.

En 2006, une étude conduite par le KIWA Water Research et mobilisant différents laboratoires européens fortement impliqués dans le contrôle de l'eau, proposait de définir une méthode normalisée de mesure de l'aptitude des MCDE à promouvoir la croissance microbienne (APCM) en vue de l'élaboration d'une réglementation européenne harmonisée (van der Kooij *et al.*, 2006). Ce test était basé sur une méthode dite BPP, pour *Biomass Production Potential*, et permettait de classer les matériaux en fonction de leur APCM (Moulin, 2008). Les essais inter-laboratoires ont été réalisés avec des EDCH sans résiduel de chlore libre. Les résultats ont montré que l'APCM augmentait en fonction des matériaux et dans l'ordre suivant : verre < PVC-C (PVC Surchloré) < acier inoxydable < PE-Xc (PE réticulé) < PE (polyéthylène) < EDPM (éthylène-propylène-diène monomère) < PVC-P (PVC avec plastifiant). Le rapport mettait également en évidence que le test BPP était simple à mettre en œuvre, applicable à tout type de matériau et que les résultats entre les laboratoires étaient homogènes.

Le suivi de la croissance de biofilms pendant 16 semaines, sur des pilotes de laboratoire, ont confirmé ces résultats (Learbuch *et al.*, 2021). Les auteurs ont conclu que la biomasse microbienne, évaluée en mesurant la concentration en ATP dans l'EDCH et les biofilms, variait selon les matériaux, dans l'ordre suivant : verre (contrôle négatif) < cuivre < PVC-C < PE-Xc < PE-Xb (PE réticulé Xb) < PE-100 (PE Haute Densité) < PVC-P. Ainsi, il ressortait de cette étude que parmi les matériaux plastiques, le PVC-C était celui pour lequel la croissance microbienne était la plus faible. Pour tous les matériaux, la communauté bactérienne est dominée par les *Acidobacteria*, Alpha-, Bêta- et *Gammaproteobacteria*. Les résultats de quantification moléculaire (RT-PCR) de *Legionella* spp., *Mycobacterium* spp., *Pseudomonas* spp., *Aeromonas* spp., *Vermamoeba vermiformis* étaient aussi plus élevés pour le PVC-P et les polyéthylènes (PE) que pour le verre, le cuivre et le PVC-C.

À noter qu'à partir du 31 décembre 2026 et suite à la décision d'exécution européenne (UE) 2024/368, la mesure de l'aptitude des MCDE à promouvoir la croissance microbienne sera requise pour les matériaux organiques et certains matériaux cimentaires⁷⁶ (cf. 3.4).

5.3.4.4 Impact d'une augmentation de la température

Un système pilote a permis d'évaluer l'impact de l'élévation de la température sur la diversité microbiologique d'une EDCH « non chlorée » (Pays-Bas) et des biofilms dans les réseaux de distribution lors de la mise en place d'un système de récupération de froid (Ahmad *et al.*, 2020). Un suivi a été réalisé pendant 38 semaines sur trois systèmes de distribution pilotes (l'un équipé avec échangeur de chaleur opérationnel, simulant le système de récupération de froid en maintenant la température de l'EDCH à 25 °C, le second avec un échangeur de chaleur non opérationnel et le troisième sans échangeur de chaleur, soit 104 échantillons d'EDCH et six échantillons de biofilm). Après récupération de froid, la différence ΔT entre la température de l'EDCH d'alimentation et la température maximale de l'EDCH à la sortie de l'échangeur variait entre 5 et 18 °C. Les résultats n'ont montré aucun effet significatif des températures sur la qualité de l'EDCH : le nombre de cellules et les concentrations d'ATP sont restés stables (autour de $3,5 \times 10^5$ cellules.mL⁻¹ et 4 ng-ATP.L⁻¹). Les indicateurs utilisés pour caractériser la diversité des communautés bactériennes de l'EDCH étaient similaires pour les différentes conditions. Cependant, dans le système avec récupération de froid, des abondances relatives plus élevées de *Pseudomonas* spp. et de *Chryseobacterium* spp. ont été observées lorsque le ΔT était supérieur à 9 °C. Il n'a pas été observé d'impact sur la présence d'espèces de bactéries pathogènes opportunistes (qPCR ciblée et confirmation de *Legionella* par approche

⁷⁶ À partir du 31 décembre 2026, avec une période transitoire possible pour les États membres jusqu'au 31 décembre 2032.

Maldi-Tof après culture) : absence d'augmentation de la proportion d'échantillons positifs pour *Legionella* spp. ($< 100 \text{ CFU.L}^{-1}$), aucune *L. pneumophila* cultivable et absence de *P. aeruginosa* et de *Mycobacterium kansasii* (détection moléculaire par qPCR) dans l'EDCH et les biofilms de tous les systèmes. Pour autant, *Vermamoeba vermiformis*, protozoaire hôte de *Legionella*, est détecté dans tous les échantillons d'EDCH et uniquement dans les biofilms des réseaux avec récupération du froid.

5.3.4.5 Impact de perturbations sur les réseaux

Tout comme dans les réseaux chlorés, les perturbations dans le réseau de distribution d'EDCH « non chlorée » (modification des procédés de traitement ou changement de la ressource en eau, modifications de la demande en eau) impactent transitoirement la diversité des communautés bactériennes. Ainsi, à la suite d'interventions sur un réseau aux Pays-Bas, des analyses de « *metabarcoding* » ont révélé des différences dans la composition des communautés bactériennes associées aux particules en suspension jusqu'à trois semaines après l'intervention (Chen *et al.*, 2020). Le suivi temporel réalisé a montré qu'au bout de six mois la diversité microbienne était revenue à son point initial. Lors de cette phase de transition, la communauté microbienne de l'EDCH (à la sortie de l'usine de traitement) était par exemple dominée par les genres *Nitrospira* spp. et *Polaromonas* spp., alors que ces genres étaient présents en faible abondance avant l'intervention sur le réseau. De plus, lors des pics journaliers de demande en eau (par exemple, entre 18 h et 21 h), la diversité de la communauté bactérienne associée aux particules augmente, due à la contribution des dépôts meubles et aux détachements des biofilms (Chen *et al.*, 2020). Ces interventions sur le réseau entraînent par ailleurs une déstructuration du biofilm et des dépôts meubles se traduisant par une augmentation de la concentration en matières en suspension (+ 50 à + 260 %), de la biomasse active (ATP : + 95 à + 230 %) et de certains éléments inorganiques (comme le Mn : + 130 à + 250 %).

Dans leur revue, Flemming *et al.* (2025) précisent que, de façon générale, les conditions d'écoulement (laminaire, turbulent ou stagnant) et leurs fluctuations dans les réseaux de distribution d'EDCH peuvent provoquer des changements importants dans la production et la cohésion des biofilms. Une augmentation rapide du stress hydrodynamique provoque une érosion du biofilm et renforce la compacité du réseau d'EPS dans les clusters de biofilm restants. Ainsi, les opérations de purge peuvent entraîner une coloration de l'EDCH, attribuée à la mobilisation d'EPS liés à des ions fer et manganèse, et favoriser la libération de pathogènes associés aux biofilms.

5.3.4.6 Occurrence de bactéries résistantes aux antibiotiques

En combinant une approche de PCR quantitative à haut débit et de métagénomique, Calderón-Franco *et al.* (2023) ont analysé la structure des communautés microbiennes, l'abondance des gènes de résistance aux antibiotiques (ARGs) et des éléments génétiques mobiles (MGEs) dans deux types de filières de traitement d'EDCH « sans chlore » (systèmes basés sur une filtration dans les dunes ou sur des réservoirs). La diversité microbienne de l'EDCH a augmenté après toutes les unités de traitement biologique, à savoir la filtration sur sable rapide et lente (SSF) et la filtration sur charbon actif en grains. Les deux usines de traitement ont permis de réduire la concentration en ARGs et en MGEs dans l'EDCH d'environ 2,5 log copies de gènes par mL, malgré leur augmentation relative dans les sous-unités de désinfection (SSF pour le système basé sur une filtration dans les dunes et traitement UV pour le système basé sur le réservoir). La concentration microbienne totale a également diminué

(2,5 log unités) et aucun enrichissement en bactéries contenant des gènes conférant la résistance aux antibiotiques n'a été observé à la sortie des deux usines de traitement. Les auteurs concluent sur l'efficacité des deux types d'usines de traitement « sans chlore » pour fournir une EDCH saine, tout en réduisant la concentration de déterminants de résistance aux antibiotiques. Les auteurs concluent que l'absence de chloration dans des usines de production d'EDCH n'augmente pas le risque de dissémination de bactéries résistantes aux antibiotiques et des gènes correspondants.

Résumé

La bibliographie récente, limitée sur l'écologie des communautés microbiennes dans les réseaux, et la variabilité des protocoles mis en place selon les études (types de réseaux étudiés, méthodes, stratégies d'échantillonnage et performances analytiques) ne permet pas de dresser une synthèse robuste de l'impact de l'absence de chlore libre résiduel dans les réseaux. Néanmoins, certains constats peuvent être retenus :

- à la sortie de l'usine de production, la diversité de la communauté bactérienne de l'EDCH reflète celle de la ressource, modifiée par les étapes technologiques de traitement. Une fois dans le réseau, la composition des communautés bactériennes est principalement déterminée par celle des biofilms résidents et potentiellement de celles caractéristiques des introductions, notamment lors d'intervention sur le réseau ;
- si à l'échelle du Phylum et/ou de la Classe il n'existe pas de différence significative dans la composition des communautés microbiennes, à l'échelle du genre, la diversité de la communauté bactérienne des réseaux d'EDCH « sans chlore » est plus élevée que celle qui se développe dans les réseaux chlorés. Cette diversité plus importante pourrait contribuer à limiter le développement des bactéries pathogènes opportunistes, du fait de phénomènes de compétition ;
- la présence de nutriments et l'élévation de la température sont majoritairement responsables d'une modification de l'abondance relative des espèces bactériennes hétérotrophes au sein de la communauté bactérienne dans les biofilms et de l'EDCH qui circule en réseau ;
- la production d'EDCH « sans chlore » ne s'accompagne pas d'une abondance plus élevée de bactéries résistantes aux antibiotiques.

5.4 Le réseau de distribution en tant que réservoir d'agents pathogènes opportunistes

Dans le cadre du contrôle sanitaire des EDCH, la stratégie de surveillance ne cible pas spécifiquement les agents pathogènes d'origine hydrique mais elle s'appuie sur des indicateurs qui permettent de statuer sur la présence potentielle de contamination d'origine fécale (et des agents pathogènes potentiellement associés), ainsi que sur l'efficacité des filières de traitement et le maintien de la qualité microbiologique en réseaux. Cette surveillance ne permet cependant pas de prendre en compte des agents qualifiés de « pathogènes opportunistes » qui présentent un potentiel de prolifération et de dissémination en milieu hydrique (Zhang et Lu, 2021). Ces agents, potentiellement présents en faibles concentrations dans les EDCH en sortie des filières de traitement, sont susceptibles de se maintenir dans les

réseaux de distribution et les réseaux intérieurs, et sont en capacité de se multiplier lorsque les conditions leur sont favorables (Falkinham, 2021 ; Wang *et al.*, 2014 ; Liu *et al.*, 2013).

Une liste élargie des agents pathogènes opportunistes d'intérêt dans le cadre de la distribution des EDCH a été dressée par des études récentes (Proctor *et al.*, 2022 ; Poulsen *et al.*, 2019) : ce recensement intègre certaines espèces du genre *Legionella* (*L. micdadei*, *L. bozemanii*, *L. dumoffi* et *L. pneumophila*, en particulier), les mycobactéries non tuberculeuses (notamment celles des complexes *M. avium* et *M. abscessus*), les genres *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Methylobacterium*, *Acinetobacter* (notamment l'espèce *A. baumannii*), *Aeromonas* (notamment l'espèce *A. hydrophila*), *Burkholderia* (notamment celles du complexe *Burkholderia cepacia*) et des espèces bactériennes spécifiques telles que *Stenotrophomonas maltophilia* et *Sphingomonas paucimobilis*. En complément de cette liste de bactéries opportunistes, des amibes libres des genres *Hartmanella* et *Acanthamoeba*, et les espèces *Naegleria fowleri*, *Balamuthia mandrillaris*, font également parmi des microorganismes identifiés.

Parmi l'ensemble des bactéries pathogènes opportunistes, *L. pneumophila*, *P. aeruginosa* et les mycobactéries non tuberculeuses sont celles les plus souvent identifiées dans les études qui s'interrogent sur un potentiel risque sanitaire induit par une exposition à l'EDCH des réseaux de distribution (LeChevallier *et al.*, 2024 ; Zhang et Lu, 2021 ; Perrin *et al.*, 2019). Pour ces bactéries, les voies d'exposition à considérer sont l'inhalation (voire l'aspiration) de gouttelettes d'EDCH contaminée (Proctor *et al.*, 2022), ainsi que l'ingestion et l'exposition par voie cutanée. Considérant l'augmentation moyenne des températures et les risques de dégradation de la qualité des ressources, surtout en périodes estivales et lorsque ces ressources sont eutrophisées, donc riches en nutriments ; l'impact du changement climatique est également questionné (LeChevallier *et al.*, 2024).

5.4.1 *Legionella*

Legionella est une bactérie pathogène opportuniste responsable d'infections respiratoires majoritairement bénignes (fièvre de Pontiac) mais parfois sévères (légionellose) et létales dans environ 10 % des cas. Ces dernières années, environ 2 000 cas par an de légionellose ont été dénombrés en France⁷⁷. Le genre *Legionella* regroupe 61 espèces et 3 sous-espèces. *L. pneumophila* est considérée comme la principale espèce impliquée dans les infections humaines, en particulier au travers du séro groupe 1 responsable de la majorité des infections (Zhang et Lu, 2021). Bien que d'autres espèces soient à l'origine de légionellose, en particulier *L. micdadei*, *L. bozemanii*, *L. dumoffi*, *L. pneumophila* demeure la principale espèce d'intérêt sanitaire sur laquelle devraient être focalisés les efforts de surveillance, y compris dans les réseaux de distribution d'EDCH (LeChevallier, 2025). Concernant ce type de réseau, la contamination de l'Homme résulte de l'inhalation de fines gouttelettes d'EDCH contaminée (généralement à partir de l'eau des réseaux intérieurs) et l'exposition intervient classiquement lors des usages qui génèrent des aérosols, typiquement pendant la douche (Centre national de référence des légionelles⁷⁸).

⁷⁷ Santé publique France. Consulté le 18 novembre 2025. <https://www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/maladies-et-infections-respiratoires/legionellose/la-maladie/#tabs>.

⁷⁸ Centre national de référence des légionelles. <https://cnr-legionelles.univ-lyon1.fr/>.

D'une manière générale, les *Legionella* sont ubiquistes dans les environnements hydriques naturels et artificiels, ces derniers pouvant être très favorables à leur multiplication (OMS, 2007). Sous certaines conditions, notamment de température et de stagnation des EDCH, les réseaux intérieurs des bâtiments constituent un environnement propice à une prolifération des *Legionella*. Un seuil de gestion de 1 000 UFC.L⁻¹ en *Legionella* spp. a été défini pour les réseaux intérieurs de distribution d'EDCH par la directive européenne 2020/2184 et l'arrêté du 30 décembre 2022 (cf 3.3.4). Dans les réseaux, les *Legionella* se développent au niveau des biofilms, en particulier grâce à leur capacité de multiplication intracellulaire au sein d'une large diversité d'amibes libres (Nisar *et al.*, 2020 ; Delafont, 2016). La contamination de l'EDCH circulante est assurée à partir de relargages depuis le biofilm (Calero Preciado *et al.*, 2021 ; Waak *et al.*, 2018 ; Lesnik *et al.*, 2016). L'essentiel des travaux décrits dans la littérature concernent les réseaux intérieurs. Cependant, plusieurs études se sont attachées à étudier tout ou partie des filières de production, de stockage et des réseaux publics de distribution d'EDCH. La capacité des *Legionella* à se maintenir ou à se développer a ainsi été décrite dans les ressources superficielles ou souterraines (Jarraud et Freney, 2011), dans les filières de potabilisation elles-mêmes (Zhao *et al.* 2024 ; Gleason et Cohn, 2022 ; Lesnik *et al.*, 2016 ; Lin *et al.*, 2014 ; Wullings *et al.*, 2011), dans les réservoirs de stockage (Perrin *et al.*, 2019 ; Lu *et al.*, 2015) et dans les réseaux publics de distribution (Nakanishi *et al.*, 2024 ; Siponen *et al.*, 2024 ; LeChevallier *et al.*, 2019 ; Perrin *et al.*, 2019 ; King *et al.*, 2016). Dans leur ensemble, ces études s'appuient majoritairement sur la quantification du génome de *Legionella* ; celles basées sur la quantification de *Legionella* cultivables sont rares, ce qui est limitant pour évaluer le potentiel impact sanitaire (Kim *et al.*, 2024 ; Gomes *et al.*, 2020 ; Lechevallier *et al.*, 2019 ; Lu *et al.*, 2015). Au sein des filières de traitement, les *Legionella* ont la capacité de se maintenir ou de se développer au niveau de certaines étapes favorables au développement de biofilms, telles que la filtration sur charbon actif (Lee *et al.*, 2025 ; Proctor *et al.*, 2022 ; Wullings *et al.*, 2011) ou sur filtre à sable (Xie *et al.*, 2024). Néanmoins, considérées dans leur ensemble, c'est-à-dire en incluant une étape de désinfection finale, les filières de traitement usuelles réduisent efficacement les concentrations de *Legionella* observées dans les eaux brutes (Zhao *et al.*, 2024 ; Lechevallier, 2019 ; King *et al.*, 2016). D'autres études soulignent que la capacité d'internalisation de *Legionella* dans des kystes d'amibes pourrait conduire à une résistance nettement accrue lors des étapes de désinfection par le chlore libre (Lau et Ashbolt, 2009), permettant ainsi l'apport de *Legionella* viables dans le réseau de distribution (Gleason et Cohn, 2022).

Dans les réseaux de distribution, la croissance des *Legionella* et leur concentration dans l'EDCH sont régulées par des mécanismes complexes qui résultent des interactions entre de nombreux paramètres clés et, en particulier, la température de l'eau, la présence de sédiments et/ou de biofilm (en lien avec la présence d'amibes libres), le temps de séjour et le résiduel de désinfectant (*Centers for disease control and prevention* - CDC, 2024 ; Nisar *et al.*, 2020). Certains travaux ont mis en évidence la présence de *Legionella* dès le début du réseau de distribution, dans des réservoirs d'EDCH, y compris en présence de chlore libre résiduel (Perrin *et al.*, 2019 ; Lu *et al.*, 2015). D'autres études soulignent l'absence de contamination dans le réservoir mais un développement en aval susceptible de s'amplifier dans les parties du réseau les plus distantes du point de mise en distribution. Cette amplification pourrait être favorisée par le fait que cet éloignement est potentiellement plus favorable à une diminution des concentrations en chlore libre résiduel, à une augmentation du temps de séjour et de la température de l'EDCH, et aussi à une augmentation de la présence de sédiments et de biofilms (Nakanishi *et al.*, 2024 ; Lu *et al.*, 2015 ; Whiley *et al.*, 2014). D'autres paramètres seraient également susceptibles de favoriser le développement des *Legionella*, notamment

des concentrations supérieures à 10 µg.L⁻¹ de COA (van der Wielen et van der Kooij, 2013) et la concentration en fer ferrique, elle-même influencée par la corrosion des MCDE (Lee *et al.*, 2025 ; Poulsen, 2019).

S'agissant plus spécifiquement de l'impact du résiduel de désinfectant, plusieurs études décrivent une « tolérance » de certaines souches de *Legionella* à des concentrations modérées (< 0,2 mg.L⁻¹ d'agents chlorants : chloramine, dioxyde chlore, chlore libre), en particulier pour l'espèce *L. pneumophila* (Xi *et al.*, 2024). Pour une concentration en chlore libre résiduel de 0,1 mg.L⁻¹ (pH = 7,6 ; 21°C), Kuchta *et al.* (1983) décrivent que le temps nécessaire à l'inactivation de 99 % d'une souche de *L. pneumophila* est 40 fois supérieur à celui nécessaire pour une souche de *E. coli* (40 min vs 1 min). Les travaux de Cervero-Aragó *et al.* (2015) indiquent que la résistance des *Legionella* à des concentrations en chlore libre comprises entre 0,2 et 0,5 mg L⁻¹ serait très variable mais que les *L. pneumophila* séro groupe 1 seraient parmi les souches les plus résistantes. Plusieurs études considèrent *Legionella* comme un genre naturellement présent dans les réseaux d'EDCH chlorés (Nakanishi *et al.*, 2024 ; LeChevallier, 2019) ou « non chlorés » (van der Wielen et van der Kooij, 2013 ; Wullings *et al.*, 2011), mais leur développement serait négativement corrélé à la concentration en chlore libre résiduel (Nakanishi *et al.*, 2024). Les centres pour le contrôle et la prévention des maladies recommandent de maintenir un résiduel de désinfectant détectable dans l'EDCH des réseaux d'eau publics (CDC, 2024). À partir d'une étude basée sur la mesure de concentrations en *L. pneumophila* cultivables dans des réseaux d'EDCH en présence d'un résiduel de chlore libre, LeChevallier (2019) observe que les concentrations en *L. pneumophila* les plus élevées sont obtenues dans les réseaux dont le résiduel de chlore libre est inférieur à 0,1 mg.L⁻¹ et préconise de maintenir une concentration en chlore libre résiduel d'au moins 0,1 mg.L⁻¹ en tout point afin de maîtriser les risques de développement de *L. pneumophila* cultivables dans l'EDCH des réseaux de distribution. Plus récemment, une concentration de chlore libre résiduel de 0,2 mg.L⁻¹ a été proposée sur la base de travaux de quantification de génome de *Legionella* spp. par qPCR prenant en compte l'intégrité et la viabilité des *Legionella* spp. (Lechevallier, 2025).

La température de l'EDCH d'un réseau enterré est dépendante de la température du sol et du temps de séjour ; son élévation favorise la réduction du résiduel de chlore libre et le développement des biofilms (Furst *et al.*, 2024). L'élévation de la température des EDCH dans les réseaux de distribution, observée sous l'influence du changement climatique, apparaît comme potentiellement propice au développement des *Legionella* (LeChevallier *et al.*, 2024). Des températures d'EDCH comprises entre 25 et 45 °C sont favorables au développement de *L. pneumophila* et une température d'environ 36 °C est considérée comme optimale (Lechevallier, 2019). Néanmoins, certaines souches environnementales de *L. pneumophila* de séro groupe 1 isolées depuis des réseaux de distribution pourraient présenter des températures optimales de croissance plus faibles, comprises entre 25 °C et 30 °C (Sharaby *et al.*, 2017). Considérant que le développement de *L. pneumophila* peut intervenir à partir de 20 °C, l'OMS préconise que l'EDCH des installations de stockage et des réseaux de distributions soient idéalement maintenue en-dessous de cette température et qu'elle n'excède pas 25 °C (OMS, 2007). LeChevallier (2019) préconise d'engager une surveillance des *L. pneumophila* lorsque la température de l'eau dépasse 15 °C, en particulier dans les réseaux ou les parties de réseaux d'eau publics dans lesquels les concentrations en résiduel de désinfectant sont faibles (< 0,2 mg.L⁻¹).

Au-delà des caractéristiques de l'EDCH du réseau, des facteurs de risques complémentaires focalisés sur les modalités d'exploitation doivent être considérés, comme des changements

au niveau du procédé de désinfection, la survenue de ruptures de conduites ou de travaux, ou encore des interruptions de la distribution d'EDCH dans le réseau (Liu *et al.*, 2023 ; Gleason et Cohn, 2022).

Des indicateurs de performance permettant de s'assurer de la maîtrise d'un risque de prolifération des *Legionella* dans les EDCH ont été récemment proposés aux États-Unis (CDC, 2024). Ils s'inscrivent dans une stratégie de surveillance régulière qui intègre d'une part le niveau de concentration en *Legionella* lors d'une mesure ponctuelle, et d'autre part l'évolution du niveau de concentration entre deux mesures séparées dans le temps. Ces mesures sont à réaliser selon une périodicité à définir en fonction du niveau de risque associé à l'installation. Des éléments complémentaires tels que le nombre, la localisation des points de prélèvement contaminés et la nature des espèces et sérogroupes observés (présence de *L. pneumophila*) sont proposés pour évaluer le niveau de criticité associé aux contaminations observées. Une concentration inférieure à 1 000 UFC.L⁻¹ et une élévation de concentration inférieure à un facteur 10 entre deux mesures sont considérées comme représentatives d'une bonne maîtrise du risque *Legionella* dans le réseau.

Résumé

La concentration des *Legionella* dans les EDCH est régulée par des mécanismes complexes qui résultent des interactions entre de nombreux paramètres clés et en particulier la température de l'EDCH, la présence de sédiments et/ou de biofilms (en lien avec la présence d'amibes libres), le temps de séjour et le résiduel de désinfectant. Les enjeux concernent majoritairement les réseaux intérieurs mais parfois des réseaux publics de distribution. L'élévation de la température moyenne annuelle des EDCH pourrait être potentiellement propice au développement de *Legionella* dès 20 °C et, de manière plus marquée, au-delà de 25 °C. Bien que l'action d'un résiduel de chlore libre soit variable en fonction des espèces et des souches en présence, certains travaux recommandent le maintien d'un résiduel de chlore libre de 0,1 à 0,2 mg.L⁻¹ pour maîtriser le risque lié aux *Legionella* dans les réseaux d'EDCH.

Dans les réseaux intérieurs d'eau froide, un seuil de gestion de 1 000 UFC.L⁻¹ a été fixé par la réglementation européenne pour *Legionella* spp (cf. 3.3.4).

Des indicateurs de performances basés sur une stratégie de surveillance régulière et intégrant le niveau de concentration d'une mesure ponctuelle, ainsi que l'évolution du niveau de concentration entre deux mesures séparées dans le temps selon une périodicité à définir en fonction du niveau de risque associé à l'installation, ont également été récemment proposés par les CDC. Selon cette stratégie, une concentration inférieure à 1 000 UFC.L⁻¹ et une élévation de concentration inférieure à un facteur 10 entre deux mesures sont considérées comme représentatives d'une bonne maîtrise du risque *Legionella* dans le réseau. La nature des espèces en présence, et en particulier la présence de *L. pneumophila*, doit être prise en compte dans les mesures de gestion.

5.4.2 Mycobactéries non tuberculeuses

Le genre *Mycobacterium* se distingue par un nombre très important d'espèces (> 200). Certaines sont des pathogènes stricts responsables de la lèpre et de la tuberculose ; les autres sont regroupées au sein d'un ensemble dénommé Mycobactéries, ou encore Mycobactéries Non Tuberculeuses (MNT) ou atypiques, parmi lesquelles sont identifiés des agents

pathogènes opportunistes (Falkinham, 2009). Du fait de leur capacité d'adaptation à des conditions environnementales variées, les MNT sont ubiquistes dans les sols et les eaux environnementales (Falkinham, 2021) et sont en mesure de se développer dans les réseaux d'eau, notamment dans les réseaux de distribution d'EDCH (Falkinham, 2015). L'exposition à partir d'eaux contaminées intervient par contact cutané ou par inhalation d'aérosols, pouvant entraîner des infections cutanées (ulcères, nodules et lésions papulaires) et des infections pulmonaires sévères (Campbell *et al.*, 2024), ces dernières constituant la forme clinique majoritaire (To *et al.*, 2020 ; Delafont, 2015). La virulence est fonction des espèces et des souches. Les MNT du complexe *Mycobacterium avium* (MAC) regroupent plusieurs espèces qui comptent parmi celles les plus impliquées dans les infections humaines (Nishiuchi *et al.*, 2017), notamment *M. avium* et *M. intracellulare/chimaera* qui sont à l'origine de la majorité des infections pulmonaires à MNT en France (Bemer *et al.*, 2021). Dans les pays développés, le taux d'incidence est compris entre 1 et 9,8 cas pour 100 000 habitants. Les personnes immunodéprimées sont les plus touchées (OMS, 2025 ; Maranh *et al.*, 2024 ; Campbell *et al.*, 2024), et au cours des dernières années le nombre de cas tend à augmenter (Kumar *et al.*, 2024 ; Gan *et al.*, 2022 ; To *et al.*, 2020 ; Dowdell *et al.*, 2019). Dans ce contexte, l'EDCH est présentée comme la principale voie d'exposition (Loret et Dumoutier, 2019).

Bien que certaines étapes des filières de potabilisation, telles que les étapes de filtration et notamment celles sur charbon actif, soient favorables au maintien ou à la croissance des MNT, les filières de traitement incluant une désinfection terminale aux agents chlorants conduisent majoritairement à un abattement progressif global d'environ 1 à 3 log (Gan *et al.*, 2022). Néanmoins, la nature spécifique de la paroi cellulaire des mycobactéries leur confère une importante capacité de résistance à l'action oxydante du chlore libre (Loret et Dumoutier, 2019). Des travaux reproduisant les modalités usuelles de désinfection des stations de potabilisation à partir d'isolats de *M. fortuitum* et *M. chelonae*, obtenus depuis des réseaux d'EDCH, ont montré que la résistance au chlore libre de certaines de ces MNT était de 100 à 330 fois plus importante que celle d'une souche de *E. coli*. (Le Dantec *et al.*, 2002). Ainsi, des concentrations en chlore libre comprises entre 0,2 et 0,5 mg L⁻¹ peuvent s'avérer insuffisantes pour inactiver certaines espèces de MNT en fin de filière de potabilisation (Lee *et al.*, 2025), dont certaines espèces du MAC (Falkinham, 2021 ; Nishiuchi *et al.*, 2017). Il est par ailleurs établi que les MNT disposent d'une capacité de multiplication intracellulaire dans les amibes libres présentes au niveau des biofilms (Malinowski *et al.*, 2022 ; Ashbolt, 2015 ; Delafont *et al.*, 2014). De ce fait, les MNT se caractérisent par un important potentiel de croissance dans les réseaux de distribution en présence ou non d'un résiduel de chlore libre, y compris dans des EDCH faiblement chargées en COA (Yang *et al.*, 2024 ; Waak *et al.*, 2019 ; Perrin *et al.*, 2019 ; Delafont, 2015 ; van der Wielen *et al.*, 2013). Du fait des contraintes relatives aux méthodes de dénombrement par culture, l'essentiel des études visant à étudier les MNT dans les réseaux de distribution sont réalisées par PCR quantitative ; cependant, quelques études ont permis de montrer que les concentrations en MNT cultivables pouvaient atteindre jusqu'à 3 500 UFC.L⁻¹ (Yang *et al.*, 2024 ; Pfaller *et al.*, 2022 ; Loret *et al.*, 2019 ; Donohue *et al.*, 2015).

Bien que la température optimale de croissance soit variable en fonction de l'espèce considérée, les mycobactéries sont dans leur ensemble des bactéries mésophiles. Afin de limiter leur développement dans les réseaux de distribution, la température de l'EDCH devrait être maintenue en-dessous de 25 °C et idéalement en-dessous de 20 °C (OMS, 2025). L'influence du changement climatique, notamment au travers de l'élévation de la température

de l'eau des ressources superficielles et des réseaux de distribution, pourrait conduire à une augmentation du nombre d'infections à MNT (Blanc *et al.*, 2021). À l'horizon 2033, sous l'effet de périodes estivales plus chaudes au Royaume-Uni, Campbell *et al.* (2024) concluent à une augmentation du taux d'infections à MNT qui pourrait atteindre 6,2 % et à une augmentation annuelle du taux d'incidence de 10,2 cas pour 100 000 habitants.

Concernant l'exposition aux MNT par les EDCH, la similarité des conditions favorables à la prolifération des MNT et des *Legionella* conduit à identifier des moyens de maîtrise identiques (Le Dantec *et al.*, 2002 ; Zhang et Lu, 2021).

Résumé

En ce qui concerne les mycobactéries non tuberculeuses (MNT), de fortes similarités sont à souligner avec la problématique de contaminations des réseaux par *Legionella*, en particulier leur capacité de multiplication dans les amibes libres et le potentiel d'infection respiratoire sévère par l'exposition à des aérosols de gouttelettes contaminées. Dans un contexte où le nombre d'infections à MNT tend à augmenter, l'EDCH des réseaux de distribution est suspectée de constituer une voie d'exposition significative. Les mycobactéries appartenant aux complexes MAC (*M. avium* et *M. intracellulare/chimaera*) sont celles qui présentent l'impact sanitaire le plus préoccupant. La nature spécifique de la paroi cellulaire des mycobactéries leur confère une importante résistance au chlore libre. Le maintien d'un résiduel de chlore libre et d'une faible concentration en COA ne semblent pas garantir la maîtrise d'un risque de développement dans le réseau. La contamination des réseaux de distribution par les MNT ne semble pas constituer un risque spécifique des réseaux « sans chlore ». Par conséquent, pour ce paramètre, l'évaluation de la suppression du résiduel de chlore libre dans un réseau nécessitera de s'appuyer sur l'évolution des concentrations mesurées avant et après le basculement.

5.4.3 *Pseudomonas aeruginosa*

Les bactéries du genre *Pseudomonas* sont des bacilles à Gram négatif, non sporulants. La phylogénie de ce genre est complexe car il regroupe des espèces dont l'histoire évolutive est différente (Rudra et Gupta, 2024) ; leur nombre était estimé à 155 en 2015 (Gomila *et al.*, 2015) et à 310 espèces en 2020 (Parte *et al.*, 2020). Ce genre comprend des espèces pathogènes pour l'Homme, les plantes et les animaux, dont *P. aeruginosa*, bactérie pathogène opportuniste majeure chez l'Homme. Ubiquiste, cette bactérie est retrouvée dans la plupart des environnements hydriques riches en matières organiques générées par les activités humaines, dont les réseaux de distribution d'EDCH (Letizia *et al.*, 2025 ; Mao *et al.*, 2018 ; Mena et Gerba, 2009 ; Grobe *et al.*, 2001), les égouts et les eaux de surface (Udaondo *et al.*, 2018 ; Crone *et al.*, 2020).

La capacité des *Pseudomonas* à développer des biofilms est caractéristique de ce genre bactérien, qualifié de colonisateur primaire des environnements. Il permet, avec d'autres genres impliqués dans le développement des biofilms, à d'autres microorganismes de s'y développer ; il se maintient et se multiplie dans les biofilms déjà établis (Bédart *et al.*, 2016 ; Wingender et Flemming, 2011).

L'OMS souligne que l'entrée de *P. aeruginosa* dans le réseau de distribution peut être réduite par une désinfection adaptée en filière de traitement et que des modalités d'exploitation permettant de réduire la formation de biofilms, notamment par une réduction du COA, la

diminution du temps de séjour et le maintien d'un résiduel de désinfectant, sont en mesure d'éviter un développement important dans les réseaux de distribution (OMS, 2022). Certaines souches, dites mucoïdes, présenteraient une plus grande protection contre les actions désinfectantes du chlore libre (Shrivastava *et al.* 2004 ; Grobe *et al.*, 2001). L'OMS souligne également que le développement de *P. aeruginosa* en réseau peut être associé à une dégradation organoleptique de l'EDCH (OMS, 2005).

Dans une étude réalisée en 2009, portant sur la période de 1996 à 2009, l'exploitation des données de la base SISE-Eaux indiquait que les prévalences de *P. aeruginosa* et *Pseudomonas spp.* étaient significativement plus faibles dans les EDCH pour une concentration résiduelle en chlore libre supérieure à 0,3 mg.L⁻¹ (ANSES, 2010). Selon les mêmes données, le pourcentage d'échantillons positifs pour *P. aeruginosa* était faible en France (< 6 %). La médiane des concentrations mesurées était de 8 UFC/100mL et le 90^e percentile correspondait à 200 UFC/100mL. Une valeur maximale de l'ordre de 2 200 UFC/100mL a été mesurée mais il s'agissait d'un cas isolé (ANSES, 2010).

Chez les personnes immunocompétentes, la pathogénicité de *P. aeruginosa* reste limitée et se traduit majoritairement par des infections oculaires ou cutanées et des otites ; en revanche, l'exposition de personnes fortement immunodéprimées ou souffrant d'infections prédisposantes peut conduire à de graves infections respiratoires (Bédart *et al.*, 2016). En France, *P. aeruginosa* fait partie des micro-organismes les plus fréquemment isolés dans les infections associées aux soins (6,3% des microorganismes isolés d'après une enquête nationale en 2017) (Daniau *et al.*, 2023). À ce titre, cette bactérie fait l'objet d'une attention particulière dans les établissements de santé.

La présence de facteurs de virulence, dont le nombre peut varier en fonction de la souche, explique que *P. aeruginosa* peut provoquer une infection chez son hôte pour des expositions hydriques qui peuvent varier de < 1 UFC.mL⁻¹ pour une otite à plus de 10³ UFC.mL⁻¹ pour une folliculite (Rice *et al.*, 2012).

Mena et Gerba (2009) ont estimé à partir des données bibliographiques disponibles que pour la population générale adulte, la dose médiane infectante de *P. aeruginosa* pour une exposition par voie orale susceptible de conduire à une colonisation transitoire du tube digestif sans signe clinique serait de l'ordre de 10¹⁰ UFC. *P. aeruginosa* dispose d'une forte plasticité génomique potentiellement favorable à l'émergence de génotypes à la virulence accrue, pouvant être à l'origine de symptômes infectieux plus sévères. Il doit donc être considéré que la relation dose-réponse peut varier en fonction de la souche de *P. aeruginosa* et de l'état de santé des personnes exposées (ANSES, 2010). Néanmoins, la consommation récurrente par voie orale d'EDCH potentiellement contaminée par *P. aeruginosa* n'est pas considérée comme une source d'infection au niveau de la population immunocompétente (OMS, 2020).

En 2010, une étude française visant à évaluer des risques sanitaires liés à l'exposition par ingestion de *Pseudomonas* dans les EDCH a conclu qu'il « *n'était pas utile d'introduire une valeur paramétrique pour P. aeruginosa dans l'eau de distribution publique eu égard aux faibles risques estimés pour la population générale, même si ce paramètre constitue un marqueur de la qualité générale de l'entretien du réseau et de sa contamination par des activités humaines* » (ANSES, 2010). Cette même étude rappelle l'intérêt de *P. aeruginosa* en tant qu'indicateur permettant de s'assurer du bon entretien des installations de captage, de transport et de traitement et du maintien de la qualité microbiologique de l'eau dans le contexte des eaux embouteillées.

Résumé

P. aeruginosa se caractérise par sa capacité à initier, se maintenir et se développer dans les biofilms, y compris dans les réseaux de distribution. Il permet, avec d'autres genres impliqués dans le développement des biofilms, à d'autres microorganismes de s'y développer. Des données issues de la surveillance des EDCH en France (période 1996-2009) ont montré une faible fréquence d'échantillons contaminés (moins de 6 %) et des niveaux de concentration associés faibles à modérés (valeur médiane de 8 UFC/100 mL).

D'un point de vue sanitaire, pour la population générale immunocompétente, *P. aeruginosa* est considéré à faible risque, mais pour les personnes fortement immunodéprimées, la bactérie peut être à l'origine d'infections sévères, notamment respiratoires. À ce titre, elle est considérée avec attention dans les établissements de santé où elle fait partie des microorganismes les plus fréquemment isolés dans les infections associées aux soins. Au-delà du risque sanitaire qui lui est associé, *P. aeruginosa* constitue également un indicateur utile pour évaluer le développement de la biomasse dans les réseaux et statuer sur la dégradation microbiologique pouvant impacter l'EDCH. Les développements de biofilms de *Pseudomonas* peuvent aussi constituer un habitat favorable au développement d'autres pathogènes opportunistes.

Au regard du faible taux de positivité et du faible niveau de contamination habituellement observés dans les EDCH chlorées, le suivi de l'évolution de la contamination en *P. aeruginosa* pourrait constituer un outil de surveillance pour statuer sur l'impact de modifications d'exploitation d'un réseau telle que la suppression d'un résiduel de chlore libre. Cette surveillance pourrait s'inscrire dans une comparaison des concentrations observées en amont du basculement et après ce dernier.

5.4.4 Amibes libres

Parmi les amibes libres, quelques genres sont responsables d'infections oculaires ou du système nerveux central ; les amibes du genre *Acanthamoeba* sont à l'origine de kératites amibiennes (majoritairement associées au port de lentilles de contact). Des encéphalites amibiennes granulomateuses (EAG) causées par les amibes du genre *Acanthamoeba* et l'espèce *Balamuthia mandrillaris* sont majoritairement observées parmi les personnes immunodéprimées. L'espèce *Naegleria fowleri* est responsable de méningo-encéphalites amibiennes primitives (MAP) qui affecte les personnes immunodéprimées mais également les personnes immunocompétentes. Les infections par les amibes libres, et en particulier les atteintes du système nerveux central, sont dans leur majorité fatales mais elles restent rares. Environ 300 cas d'EAG ont été recensés à l'échelle mondiale entre 1960 et 2021 (Fechтали Moute, 2022) et environ 490 cas de MAP de 1962 à 2023 (Alanazi *et al.*, 2025). Les infections à *N. fowleri* sont les mieux documentées : elles impliquent une exposition par voie nasale, car l'infection du cerveau intervient par le nerf olfactif.

L'infection intervient majoritairement au cours de baignades ou d'activités nautiques, et celles provoquées par des EDCH contaminées sont minoritaires (Puzon *et al.*, 2020). Ces dernières sont principalement décrites au Pakistan, en Australie et dans les territoires les plus chauds des États-Unis (Alanazi *et al.*, 2025 ; Biyela *et al.*, 2012). L'usage d'eau contaminée pour réaliser un rinçage des voies nasales apparaît comme une voie d'exposition privilégiée dans le cas de contaminations à partir d'EDCH (Bartrand *et al.*, 2014). En réponse à des conditions qui leurs sont défavorables, à partir des trophozoïtes qui constituent les formes végétatives, la plupart des amibes libres ont la capacité de s'enkyster pour produire des formes de résistance qui peuvent rester dormantes jusqu'au retour de conditions propices à leur développement.

Concernant les amibes du genre *Acanthamoeba* et *Naegleria*, la capacité de résistance au chlore libre des kystes est nettement supérieure à celles des trophozoïtes ; la résistance au chlore est également variable selon les genres d'amibes libres considérés, et selon leur localisation dans le réseau (planctonique ou niché dans le biofilm) (Zahid *et al.*, 2024 ; Dupuy *et al.*, 2014 ; Goudot *et al.*, 2014 ; Thomas *et al.*, 2010).

En Australie, le maintien d'un résiduel de chlore libre d'au moins 0,2 mg.L⁻¹ en tous points des réseaux d'EDCH à risque (température d'eau élevée), est présenté comme une mesure de gestion adaptée pour maîtriser le risque associé à *N. fowleri* (Trolio *et al.*, 2008). Les directives australiennes applicables à l'EDCH (NHMRC, 2011) mentionnent un risque de développement particulier dans les réseaux de distribution dont la température dépasse 30 °C de manière saisonnière et soulignent également un risque associé pour les réseaux d'EDCH dont la température est supérieure à 25 °C de manière continue.

Certaines amibes libres, présentes dans l'EDCH et au niveau des biofilms des réseaux de distribution, constituent également un réservoir pour les bactéries en mesure de détourner en leur faveur le mécanisme de prédation (phagocytose). Ces bactéries sont qualifiées de bactéries résistantes aux amibes (BRA). Outre leur résistance à la phagocytose, les BRA sont en capacité de se maintenir, voire de se multiplier, au sein des amibes libres (Fan *et al.*, 2024). Des espèces du genre *Legionella* (dont *L. pneumophila*), *Mycobacterium* (dont *M. avium*) et l'espèce *P. aeruginosa* comptent parmi les BRA (Delafont *et al.*, 2016 ; Thomas et Ashbolt, 2011 ; Greub et Raoult, 2004). La multiplication de certaines BRA dans les amibes libres pourrait entraîner une augmentation de leur virulence : ce phénomène est notamment décrit pour *L. pneumophila* (Wang *et al.*, 2025), et *M. avium* (Gimaraes *et al.*, 2016 ; Greub et Raoult, 2004).

La présence d'amibes libres est constatée dans des réservoirs d'EDCH avec résiduel de chlore et des densités de présence différentes entre la surface et la profondeur (Taravaud *et al.*, 2018 ; Thomas *et al.*, 2004).

Résumé

Des amibes libres sont présentes dans l'EDCH et les biofilms des réseaux de distribution. Certaines sont pathogènes et peuvent être à l'origine de graves infections oculaires ou du système nerveux central, néanmoins ces infections restent rares. Les EAG provoquées par certaines amibes du genre *Acanthamoeba* affectent principalement les personnes immunodéprimées, contrairement aux MAP qui résultent d'infection par *Naegleria fowleri* pouvant atteindre la population immunocompétente. Des réseaux de distribution dont la température peut dépasser 30 °C de manière saisonnière peuvent favoriser la présence *N. fowleri* et présenter un risque d'exposition si l'EDCH contaminée est amenée à être en contact avec la muqueuse nasale. Le maintien d'un résiduel de chlore libre d'au moins 0,2 mg.L⁻¹ en tous points des réseaux d'EDCH à risque (température d'eau élevée), pourrait présenter comme une mesure de gestion adaptée pour maîtriser le risque associé à *N. fowleri*. Certains genres d'amibes libres (par exemple, *Acanthamoeba* et *Naegleria*) sont à considérer du fait de la capacité des principaux pathogènes opportunistes (tels que *Legionella pneumophila*, *Mycobacterium avium* et *P. aeruginosa*) à se multiplier à leurs dépens. Par ailleurs, ce potentiel de multiplication, qui intervient en particulier au niveau des biofilms, conduit potentiellement à une virulence accrue, notamment pour *L. pneumophila* et *M. avium*.

5.5 Surveillance du développement microbien dans les réseaux

Dans un contexte de modification majeure des conditions d'exploitation d'un réseau de distribution telle qu'un retrait du résiduel de chlore libre, l'impact sur la qualité microbiologique des EDCH distribuées pose question. Cependant, la mesure de cet impact implique de disposer d'outils pertinents, d'autant que peu de données existent sur les réseaux « sans chlore ». Sur le long terme, l'évolution de l'écosystème microbien d'un réseau de distribution « sans chlore » est peu décrite.

Les paramètres pertinents pour cette approche de surveillance relèvent à la fois d'une évaluation des conditions offertes aux agents microbiens pour leur développement et d'un suivi spécifique d'agents microbiens d'intérêt.

Comme cela a été évoqué précédemment, la température de l'EDCH et la présence de nutriments constituent des indicateurs adaptés pour évaluer le potentiel de développement des biomasses microbiennes dans le réseau. L'absence actuelle de méthode normalisée pour le dosage du COA peut être limitante pour le recours à ce paramètre tandis que le dosage du CODB est normalisé.

Le suivi du développement bactérien peut être réalisé en ayant recours à diverses approches. La plus habituelle est le dénombrement des bactéries hétérotrophes cultivables, le milieu R2A étant alors plus performant et utilisable en complément du milieu PCA pour le suivi réglementaire. Des approches par cytométrie de flux ou par ATP-métrie permettent de disposer de résultats en quelques minutes mais impliquent une étude initiale pour fixer des valeurs de référence du réseau observé au cas par cas.

Ces méthodes d'évaluation globale du niveau de contamination microbiologique des eaux sont utiles au suivi des réseaux car elles permettent d'apprécier si les conditions environnementales sont favorables au développement microbien, sans apporter d'indication spécifique des agents pathogènes. La présence éventuelle d'agents pathogènes opportunistes dans le réseau nécessite donc des analyses dédiées.

Au-delà des bactéries pathogènes opportunistes, la question des amibes pathogènes devrait être posée, notamment dans un contexte d'augmentation de la température des eaux lié au changement climatique.

6 Identification des risques liés à la diminution/suppression de la chloration

6.1 Retours des membres du réseau ENDWARE

L'ensemble des retours apportés par les membres du réseau ENDWARE suite à la sollicitation de l'Anses sont détaillés en annexe 6.

Les neuf pays sollicités ont peu de recommandations à donner pour mettre en place un réseau d'EDCH « sans chlore » en remplacement d'un réseau chloré : le réseau doit être au maximum intègre et « propre » pour minimiser la prolifération bactérienne et le développement de biofilm sur les parois, et il est nécessaire d'adapter les traitements de la filière aux caractéristiques des eaux brutes captées, l'idéal étant d'utiliser des ressources de très bonne qualité microbiologique. Les Pays-Bas recommandent de mettre en place une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRM ; cf. 3.2).

Ces neuf pays n'ont pas mené d'étude des risques sanitaires liés à la production et la distribution d'EDCH « sans chlore » et n'ont pas identifié de risques spécifiques dans le temps, si ce n'est quelques instabilités de la qualité microbiologique de l'EDCH en réseau occasionnellement.

Quelques pays ont introduit dans leur réglementation nationale des paramètres de suivi additionnels à ceux du contrôle sanitaire fixés par la directive européenne (cf. 3.2) mais les moyens mis en œuvre pour leur surveillance n'ont pas été indiqués. L'Allemagne et les Pays-Bas ont précisé avoir développé des procédures en cas de dépassement des seuils microbiologiques pour avertir les autorités locales et donner des consignes à la population.

Enfin, sur le volet épidémiologique et les risques sanitaires d'origine hydrique, aucune étude spécifique et/ou récente n'a été menée dans ces pays.

6.2 Risques liés à la production d'EDCH « sans chlore »

Le passage à une EDCH « sans chlore » à partir d'une installation produisant et distribuant une EDCH chlorée peut impliquer une modification de la filière de traitement de l'eau : soit en ayant recours à un procédé alternatif de désinfection, soit en déchlorant l'eau après l'étape de désinfection par un agent chlorant. Tous les procédés autorisés par la réglementation (cf. 3.3.3.3), et les combinaisons de ces procédés, sont d'usage possible lorsque la démonstration est faite que la filière garantit l'atteinte des objectifs réglementaires sur une période significative, quelles que soient les variations des caractéristiques microbiologiques de l'eau brute employée. De nouveaux procédés « innovants » peuvent également être développés et autorisés après démonstration de leur efficacité et de leur innocuité (article R. 1321-50-IV du CSP).

■ Ozonation

L'ozone est un gaz instable produit par la dissociation des molécules d'oxygène. Les coûts d'investissement et de fonctionnement des systèmes d'ozonation sont relativement élevés et leur mise en œuvre plus complexe que la chloration. La réglementation fixe une limite de qualité pour les ions bromate qui sont des sous-produits d'oxydation lors de la mise en œuvre d'une ozonation. Pour une eau à traiter donnée, la dose (i.e : le CT) et la température influencent la formation des bromates. L'ozonation transforme les matières organiques en augmentant la part biodégradable par des bactéries, ce qui conduit à ne pas réaliser d'ozonation en dernière étape d'une filière de production d'EDCH.

■ Traitement aux rayonnements UV

L'irradiation par rayonnements ultraviolets (UV) est largement utilisée dans le monde comme procédé désinfectant pour le traitement de l'eau. Les UV, considérés comme un traitement physique (sans ajout de produits chimiques), nécessitent des temps de contact très courts. Les principaux inconvénients sont l'absence d'effet rémanent et la nécessité de maîtriser la turbidité de l'eau. L'arrêté du 9 octobre 2012 (cf. 3.3.3), s'appuyant sur les lignes directrices de l'Anses (2010), fixe les conditions de mise sur le marché et d'emploi des réacteurs équipés de lampes à rayonnements ultraviolets utilisés pour le traitement d'EDCH.

■ Chloration-déchloration

La déchloration peut être employée dans certaines filières (Legube, 2025). Elle permet de réduire la concentration en chlore libre pour limiter la formation de sous-produits indésirables ou protéger des installations (US EPA, 2000). De nombreuses techniques ont été étudiées afin de réduire la concentration en chlore libre avant mise en distribution, dont des réactions d'oxydoréduction via l'utilisation d'acide ascorbique, de sulfate de calcium, de dioxyde de soufre (Asada *et al.* 2004 ; Ozdemir et Tufekci, 1997). Le bisulfite de sodium est le seul produit autorisé en France pour la déchloration des EDCH⁷⁹. La concentration résiduelle en chlore libre peut également être limitée par un passage sur charbon actif en grains. Cependant, le recours à un filtre à charbon actif en fin de filière de traitement favorise une libération de biomasse dans le réseau de distribution (Velten *et al.*, 2011).

■ Efficacité des différents procédés

La figure 19 résume les différentes doses applicables nécessaires à l'inactivation de 99 % de divers microorganismes.

Le remplacement de la chloration par un procédé de désinfection alternatif ou la réduction des doses d'agents chlorants utilisés dans une perspective d'EDCH « sans chlore » impliquent donc :

- de définir des protocoles de traitement adaptés aux caractéristiques de l'eau à désinfecter sur la base d'une évaluation quantitative des risques microbiologiques (EQRМ) prenant en compte l'ensemble des types de microorganismes susceptibles d'être présents dans l'eau à traiter (y-compris virus et protozoaires) ;
- de valider l'efficacité de la filière mise en place, en prenant en compte les éventuelles variations qualitatives de l'eau à désinfecter en fonction des périodes de l'année et des événements météorologiques.

⁷⁹ Circulaire DGS/VS4/2000/166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

La suppression de la chloration à l'étape de désinfection n'induit pas en soi de risque spécifique si le protocole alternatif de désinfection mis en œuvre respecte ces exigences.

* Dose (C.t en mg.min.L⁻¹ et I.t en mJ.cm⁻²) nécessaire à l'inactivation de 99 % de divers microorganismes

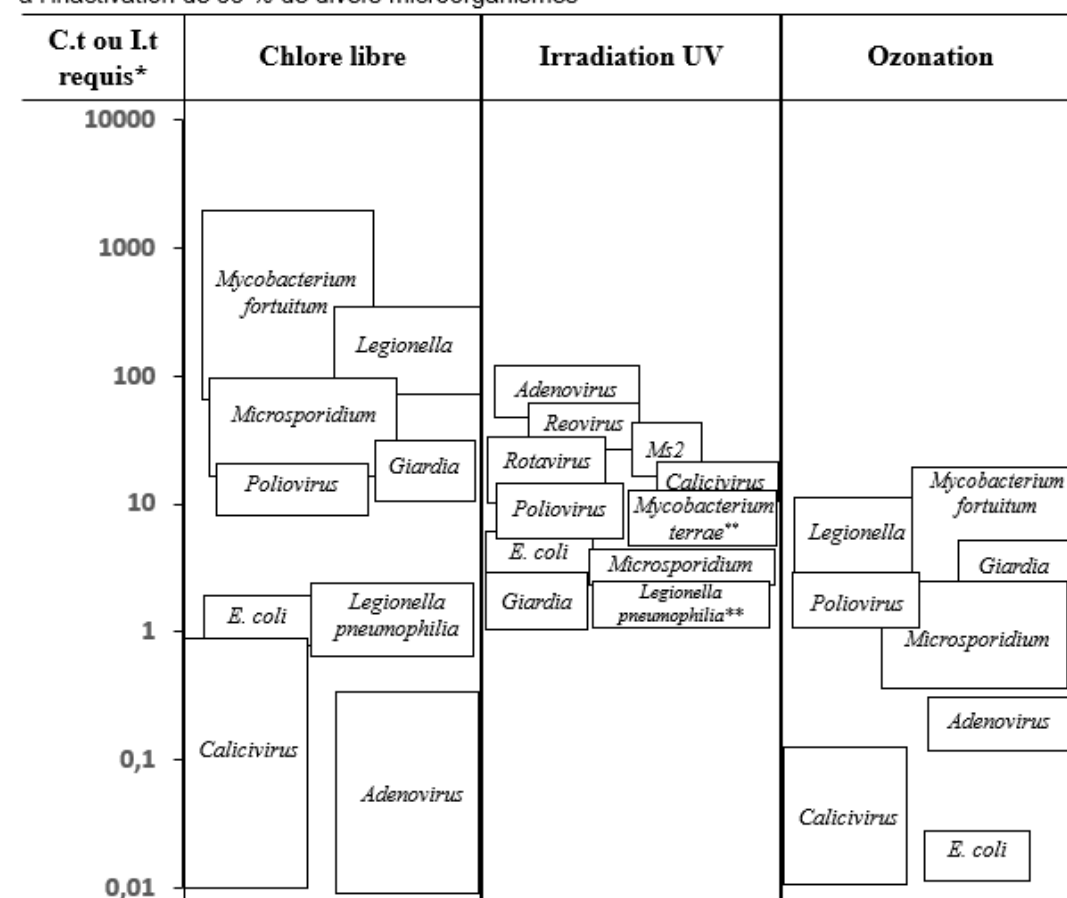


Figure 19. Résistance des microorganismes aux différents procédés de désinfection (adaptée et traduite de Jacangelo, 2002 ; ** valeurs issues de Masjoudi et al., 2021).

6.3 Risques liés aux introductions accidentelles de microorganismes pathogènes dans le réseau

Un réseau de distribution d'EDCH est un réacteur biologique et physico-chimique au sein duquel un écosystème microbien est naturellement présent. Un réseau n'est pas un système clos et subit fréquemment de nombreuses interventions (travaux ou nettoyage). Son intégrité physique et fonctionnelle est d'une importance critique au regard de la sécurité des consommateurs, eu égard notamment au risque d'introduction de microorganismes pathogènes et opportunistes.

Si l'efficacité de la chloration de l'EDCH dans la réduction de maladies infectieuses est largement décrite dans la littérature (cf. 1.1 et annexe 3), le risque infectieux lié à la consommation d'EDCH demeure un enjeu de santé publique. Des données bibliographiques permettent de caractériser le risque et les circonstances associés à l'introduction accidentelle d'agents pathogènes dans l'EDCH du réseau de distribution. Dans ce cas, les agents pathogènes impliqués sont majoritairement à tropisme digestif, de type virus entériques (norovirus, rotavirus), bactéries (*Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella*) ou protozoaires (*Cryptosporidium*, *Giardia*) (Galey, 2017). L'exposition se fait principalement par ingestion

d'EDCH contaminée ; le tableau clinique peut être sévère ou bénin (de type gastro-entérite aiguë) selon le degré de sensibilité des personnes et la dose infectieuse, et le risque peut s'exprimer sous forme épidémique ou endémique. Toutefois, le nombre de cas recensés peut se présenter sous forme réduite (quelques dizaines de cas) ou être beaucoup plus important s'il touche une large portion du réseau (plusieurs centaines, voire milliers de cas) et est, par ailleurs, associé à un fort taux d'attaque lors d'épidémies (20 à 50 % de la population desservie est susceptible de présenter des symptômes) (Beaudeau *et al.* 2008).

6.3.1 Circonstances associées aux introductions accidentelles d'agents microbiens pathogènes dans un réseau

Les introductions accidentelles d'agents microbiens pathogènes dans un réseau de distribution d'EDCH peuvent se situer depuis l'entrée du réseau jusqu'à chaque point d'usage, en passant par les ouvrages de stockage (US EPA, 2002a). Les différentes possibilités sont :

■ Au niveau de la filière de traitement

Elle est liée à une inefficacité de la désinfection en usine (« percée » du traitement) avant mise en distribution au regard du niveau et du type de contaminants microbiologiques des eaux brutes. Cette défaillance peut être ponctuelle du fait de variations brutales de la composition de l'eau brute (par exemple, orages, inondations, travaux impactant les caractéristiques hydrologiques locales, eaux souterraines sur terrains karstiques) ou d'accidents de gestion de la filière de traitement (panne du dispositif de désinfection).

■ Au niveau du réseau de distribution

Il peut s'agir principalement :

- de retours d'eau. Ce sont des phénomènes caractérisés par « *l'écoulement de l'eau dans le sens inverse de l'écoulement normal, c'est-à-dire de l'aval vers l'amont dans une installation d'adduction ou de distribution d'eau* » (arrêté du 10 septembre 2021⁸⁰). Ils sont la conséquence de variations anormales de la pression dans le réseau avec dépression à l'amont du réseau (siphonnage) ou contre-pression provoquée à l'aval du réseau (refoulement) (AFNOR, 2025⁸¹). Ces variations de pression peuvent favoriser l'introduction par circulation inversée d'un fluide impropre à la consommation humaine (ex : eaux usées, eau de pluie, eau de puits privé, eau d'un réseau de chauffage, d'assainissement, de climatisation, de protection incendie, eau industrielle). La protection contre ces retours d'eau repose sur la mise en place de dispositifs spécifiques (disconnexion par surverse totale, clapets, disconnecteurs) dont l'efficacité n'est cependant pas toujours garantie ;
- de défauts d'étanchéité des dispositifs de stockage et de distribution de l'EDCH (ex : fuites, défaillance des joints d'étanchéité, casse de canalisations). Hormis les défauts de conception et de maintenance, c'est le vieillissement des installations qui pose souvent problème. Un aperçu de l'état du réseau en termes d'étanchéité peut être fourni par la mesure du rendement du réseau : en France, le rendement moyen des réseaux de distribution évalué pour l'année 2022 est de 81,3 %, et 10 % des usagers relèvent d'un service dont le rendement de réseau est inférieur à 68,1 % (Office français de la biodiversité, 2024). Un rendement faible témoigne de l'existence de fuites

⁸⁰ Arrêté du 10 septembre 2021 relatif à la protection des réseaux d'adduction et de distribution d'EDCH contre les pollutions par retours d'eau.

⁸¹ NF EN 1717 (2025). Protection contre la pollution de l'EDCH dans les installations d'eau potable et exigences générales applicables aux dispositifs de protection contre la pollution par retour.

importantes en réseau, les portions altérées pouvant constituer des portes d'entrée pour des contaminants en cas de perturbations de la pression dans le réseau. L'âge des canalisations est généralement un facteur aggravant le risque de fuites, sans être toujours déterminant. Le taux de renouvellement des canalisations de distribution d'EDCH est estimé en France à 0,65 % (moyenne des données sur 2018-2022), ce qui correspond à une fréquence de renouvellement du réseau théorique d'environ 150 ans (Office français de la biodiversité, 2024). Les réseaux de distribution d'EDCH sont donc majoritairement anciens et potentiellement en mauvais état ;

- de procédures inadaptées ou non respectées lors de la réparation d'équipements et de canalisations ou d'opérations de maintenance (ex : matériels souillés, défaut de réalisation d'une purge et d'une désinfection à la remise en eau) ;
- d'une contamination par l'air dans l'interface au sein des réservoirs.

Après introduction, les microorganismes peuvent, pour certains, y survivre voire coloniser les installations et être à l'origine d'épidémies d'origine hydrique. L'introduction de microorganismes est pratiquement toujours associée à celle de matières organiques et minérales conduisant à des variations de paramètres comme le COT, la demande en chlore, la conductivité, la turbidité et parfois également la couleur et la flaveur, pouvant conduire les consommateurs à déceler une anomalie et donner l'alerte.

En France, des épidémies en lien avec des retours d'eaux usées surviennent régulièrement (Pouey *et al.*, 2021 ; Beaudeau *et al.*, 2008), dont celle de Breuil-Le-Sec en 2019 (Santé publique France, 2021 ; Annexe 7). Elles se caractérisent généralement par une contamination multi-pathogènes. Les introductions accidentelles d'agents pathogènes sont considérées comme des phénomènes fréquents (Anses, 2020) mais peu de données sont disponibles permettant d'en évaluer la fréquence et l'impact sanitaire réels. En particulier, le volume de liquide pollué susceptible d'entrer dans un réseau au niveau d'un orifice peut varier de manière considérable, en fonction de la taille de l'orifice, de la pression et du débit de l'eau ainsi que de l'intensité et la durée du siphonnage (US EPA, 2002b ; Kirmeyer *et al.*, 2001).

6.3.2 Effet du chlore libre résiduel en cas d'introduction accidentelle d'agents microbiens dans le réseau

6.3.2.1 Études épidémiologiques

En considérant le risque infectieux consécutif à l'introduction d'agents pathogènes dans le réseau jusqu'au robinet du consommateur, l'absence de chlore libre résiduel dans le réseau est citée dans la majorité des épidémies. Néanmoins, les investigations environnementales mettent en évidence un ensemble de facteurs à l'origine d'une contamination de l'EDCH ayant entraîné la survenue de cas. Comme détaillé plus haut, ces facteurs associent généralement un point d'entrée de la pollution (la ressource ou le réseau de distribution incluant les réservoirs), un évènement déclencheur (par exemple, pollution de captage, retour d'eaux usées dans le réseau, casse de canalisation, pollution de l'eau des réservoirs) et des défaillances ou insuffisances au niveau du traitement ou de la distribution (par exemple, filtration, désinfection, protection des ouvrages). Il existe donc une compétition quasi systématique d'interaction du chlore libre avec les matières organiques dissoutes ou particulières accompagnant l'incident et celle qu'il pourrait avoir avec les microorganismes. Les réactions chimiques de réduction des oxydants étant extrêmement rapides, la compétition joue en profonde défaveur de l'action souhaitée sur les microorganismes circulants.

Haas (1999) a observé que, lors de deux épidémies d'origine hydrique survenues aux États-Unis (à salmonelles et à *Escherichia coli* O157:H7), une défaillance du dispositif assurant le maintien de chlore libre résiduel en réseau a été constatée. Les deux agents pathogènes impliqués présentant une faible résistance à la chloration, il a estimé que les épidémies auraient probablement pu être évitées si la « *désinfection secondaire* »⁸² avait été opérationnelle. Cependant, rien ne permet d'affirmer que le chlore libre résiduel aurait été réellement suffisant au regard de l'importance de la contamination du réseau. En effet, de nombreuses épidémies d'origine hydrique documentées sont survenues suite à des retours d'eau, malgré l'existence d'un résiduel de désinfectant chloré en réseau (Betanzo *et al.* 2008 ; Craun et Calderon, 2001 ; US EPA, 2001 ; Payment, 1999 ; Bowie *et al.*, 1997). Par ailleurs, les épidémies associées de manière certaine à des introductions d'agents microbiens dans le réseau de distribution d'EDCH sont largement sous-détectées (Besner *et al.*, 2011), de sorte qu'il n'est pas possible d'apprécier l'impact réel des introductions en termes de santé publique.

Payment *et al.* (1991) ont évalué le risque de gastro-entérite au sein d'une population alimentée par un réseau de distribution d'EDCH chlorée au Québec. L'analyse des données de cette étude (LeChevallier *et al.*, 2003 ; Kirmeyer *et al.*, 2001) montre que les personnes vivant le plus loin du point de mise en distribution de l'EDCH, là où la concentration en chlore libre résiduel est la plus faible, ont le plus de risque de développer une gastro-entérite. Ce constat suggère un effet protecteur du chlore libre résiduel, mais de nombreux autres paramètres peuvent expliquer ce bilan, en lien notamment avec l'état du réseau et de ses éventuels dysfonctionnements.

En effet, l'efficacité du chlore libre résiduel en réseau vis-à-vis des agents microbiens est difficile à apprécier car, contrairement aux étapes de désinfection en usine pour lesquelles le couple « concentration en chlore libre/temps de contact » est maîtrisé, la concentration en chlore libre résiduel dans un réseau n'est pas identique dans les différentes portions du réseau ni stable dans le temps, et le temps de séjour de l'EDCH dans les canalisations et réservoirs fluctue en fonction notamment des volumes d'EDCH consommés, ainsi qu'en fonction de la configuration et du fonctionnement hydraulique du réseau. De plus, l'entrée de contaminants dans le réseau peut se faire au niveau de différents points du réseau.

6.3.2.2 Résultats de simulations et de modélisations

La modélisation d'une introduction accidentelle d'agents pathogènes dans le réseau est d'autant plus complexe qu'un tel apport d'agents microbiens est associé à un apport de contaminants organiques et minéraux qui interagissent avec le chlore libre résiduel. L'efficacité de la présence d'un résiduel de désinfectant en réseau dépend alors (i) des caractéristiques de l'EDCH (notamment le pH), (ii) de la composition et de la charge en particules du fluide contaminant conditionnant sa demande en chlore, (iii) de la concentration et du type d'agents pathogènes (sensibilité et accessibilité au désinfectant), (iv) du nombre et de la répartition des points d'entrée, (v) de la durée de l'introduction et (vi) des caractéristiques hydrodynamiques de la portion de réseau concernée par l'introduction (par exemple, effet de dilution, stagnation, stockage en réservoir) (US EPA 2007 ; Propato et Uber, 2004).

De nombreux travaux ont permis de quantifier au cours du temps des contaminants microbiens lors d'une introduction dans un réseau de distribution d'EDCH. L'utilité d'un chlore libre résiduel a été étudiée. Il est à noter l'absence de données sur un résiduel de dioxyde de chlore.

⁸² C'est-à-dire le maintien d'une concentration en chlore libre résiduel dans le réseau. Il est rappelé ici que cette terminologie n'est pas utilisée dans le présent rapport car le maintien d'un résiduel de chlore libre dans le réseau n'a pas vocation à désinfecter l'EDCH.

Snead *et al.* (1980) simulent une introduction d'eaux usées en utilisant des eaux usées préalablement stérilisées (COT = 150 mg.L⁻¹; ammonium = 18 mg.L⁻¹; 20 °C ; pH = 8), puisensemencées artificiellement avec les microorganismes d'intérêt. Ils observent (tableau 6) que plus la quantité d'eaux usées introduite dans l'EDCH est élevée, plus l'efficacité d'inactivation des bactéries (*Salmonella* Typhimurium, *Shigella sonnei*, bactéries coliformes) et des virus (poliovirus de type 1, bactériophage f2) diminue. Au-delà de 10 % d'eaux usées ajoutées (pour une concentration initiale de 1 mg.L⁻¹ de chlore libre), aucun effet du chlore libre n'est observé sur les agents microbiens.

Tableau 6. Taux d'inactivation d'agents microbiens observés dans des essais de simulation d'introductions en fonction de la concentration de chlore libre et du temps d'exposition dans l'EDCH et la quantité d'eaux usées ajoutée (d'après Snead *et al.*, 1980).

Concentration en chlore libre dans l'eau (mg.L ⁻¹)	Quantité d'eau usée injectée (% volume)	Agent microbien	Taux d'inactivation ⁸³ mesuré / temps de contact (min)
1	1	Coliformes	3 log ₁₀ en 30 min
		Poliovirus de type 1	2 log ₁₀ en 60 min
		Bactériophage f2	1 log ₁₀ en 120 min
1	5	Coliformes	2 log ₁₀ en 120 min
		Poliovirus de type 1	< 1 log ₁₀ en 120 min
		Bactériophage f2	<1 log ₁₀ en 120 min
0,2	0,1	Coliformes	3 log ₁₀ en 120 min
		Poliovirus de type 1	2 log ₁₀ en 120 min
		Bactériophage f2	2 log ₁₀ en 120 min

Ces résultats montrent les limites d'efficacité de la présence de chlore libre résiduel en réseau en cas d'introduction d'une eau contaminée. L'apport des matières organiques associé neutralise très rapidement le chlore libre résiduel. Ce dernier constat confirme l'étude de LeChevallier (1999) qui considérait que la présence de chlore libre résiduel peut ne pas être suffisante pour maîtriser les dangers microbiens en cas de contamination importante du réseau.

De même, Olivieri *et al.* (1986), après avoir contaminé une portion isolée de réseau de distribution par injection d'eaux usées (0,1 %), avaient observé que la concentration en coliformes et bactériophages f2 était réduite après chloration (0,2 à 1 mg.L⁻¹) de l'EDCH au point d'usage. Ils observent un effet protecteur de la chloration de l'EDCH distribuée en cas d'introduction d'agents microbiens. Toutefois, ils soulignent la disparition rapide du chlore libre en présence de matières organiques, ce qui peut compromettre l'effet antimicrobien, notamment pour de faibles niveaux de chloration résiduelle de l'EDCH en réseau. Besner *et al.* (2008) montrent que si l'introduction se produit dans une portion de réseau où l'EDCH stagne, ou circule à faible débit, l'absence d'apport de chlore libre résiduel dans la portion contaminée favorisera la survie des agents microbiens.

Payment (1999) évalue la survie de bactéries (*Clostridium perfringens*, coliformes thermotolérants) dans des eaux traitées provenant de deux stations de traitement et prélevées en différents points de leurs réseaux de distribution (concentration en chlore libre résiduel

⁸³ Nombre de réductions logarithmiques (log₁₀) du nombre de microorganismes obtenu du fait du traitement utilisé.

variant de 0,7 mg.L⁻¹ en sortie de station à 0,1 mg.L⁻¹ en extrémité de réseau ; pH de 6,7 à 7,2). Pour simuler l'introduction de fluide dans le réseau, la contamination est réalisée par ajout d'eaux usées brutes dans l'EDCH du réseau. Il observe une décroissance de la population de coliformes d'autant plus importante que la concentration en chlore libre résiduel est élevée et plus rapide à 20 °C qu'à 5 °C, soit respectivement 4 log₁₀ (20 °C) et 2 log₁₀ (5 °C), pour une dose d'exposition de 72 mg.L⁻¹.min (0,6 mg.L⁻¹ de chlore libre résiduel au moment de l'introduction pendant un temps de contact de 2 heures). Dans ces mêmes conditions, la décroissance de *Clostridium perfringens* est inférieure à 1 log₁₀ en 2 heures et à 2 log₁₀ en 24 heures. Par ailleurs, plus la quantité d'eaux usées introduites est importante, plus la décroissance des populations bactériennes est réduite. L'auteur conclue que l'effet très limité de la présence de chlore libre résiduel sur les *Clostridium perfringens* suggère que les microorganismes les plus résistants au chlore, tels que les kystes de *Giardia lamblia*, oocystes de *Cryptosporidium parvum* ou les virus entériques, seraient peu affectés par le chlore libre résiduel présent, aux concentrations usuelles utilisées dans les réseaux de distribution, et que le maintien d'une concentration résiduelle en chlore libre dans le réseau de distribution ne garantit pas une protection réelle contre les agents microbiens. Elle peut même procurer une fausse sensation de sécurité devant des risques liés aux introductions de contaminants biologiques.

Propato et Uber (2004) proposent une approche simple de modélisation de l'inactivation d'agents pathogènes entrant dans un réseau de distribution chloré, en se basant sur les cinétiques d'inactivation de ces agents obtenues au laboratoire et en fixant différentes configurations de réseau et modalités de fonctionnement hydraulique. Ils observent que la sécurité des consommateurs peut ne pas être garantie par la chloration résiduelle des eaux en sortie d'usine de traitement, le risque lié aux introductions d'agents microbiens dépendant aussi de la configuration et du fonctionnement du réseau, du point d'entrée des contaminants (effet de dilution, contact plus ou moins prolongé des agents microbiens avec le désinfectant) ainsi que de la présence de réservoirs intermédiaires et de postes de rechloration en réseau.

Betanzo *et al.* (2008) évaluent l'effet de la « désinfection secondaire » lors d'une introduction de contaminants (*Escherichia coli* O157:H7, *Giardia*) en utilisant un modèle permettant de faire varier les caractéristiques de l'EDCH (pH, température), la concentration en chlore libre résiduel dans le réseau et les conditions dans lesquelles se produit l'introduction en termes de nature du fluide (demande en chlore), de volume et de dilution (en lien avec les paramètres hydrauliques). Les résultats des simulations réalisées permettent aux auteurs de conclure qu'une concentration de chlore libre résiduel maintenue constante à 0,5 mg.L⁻¹ ne permettrait pas de maîtriser une contamination du réseau par des kystes de *Giardia*, dont la destruction par le chlore libre est très lente. Pour la même concentration en chlore libre, une réduction des *Escherichia coli* supérieure à 5 log₁₀ est obtenue si l'introduction d'eaux contaminées n'excède pas 1 %. Au-delà, l'augmentation de la demande en chlore amène une disparition rapide du chlore libre et permet une meilleure survie des bactéries.

Concernant les virus, Yang *et al.* (2011) observent qu'une concentration en chlore libre maintenue à 0,1 mg.L⁻¹ dans le réseau n'aboutit, dans les conditions du modèle utilisé, qu'à une réduction très limitée du risque d'infection des consommateurs en cas d'introduction de norovirus alors qu'une concentration supérieure à 0,2 mg.L⁻¹ réduit le risque à un niveau jugé acceptable par les auteurs (10⁻⁷). Si ces données restent très étroitement dépendantes du scénario utilisé lors de la modélisation, elles confirment que les risques liés aux introductions ne peuvent être maîtrisés si la concentration en chlore libre résiduelle est faible au regard du niveau de contamination par des agents viraux du fluide introduit dans le réseau.

Odhiambo *et al.* (2023) proposent une approche de modélisation des introductions d'agents microbiens dans un réseau de distribution, en lien avec une baisse de pression, en vue de réaliser une évaluation quantitative des risques. Ce modèle prend en compte la durée et la fréquence des introductions, la concentration en agents pathogènes dans les sols autour des canalisations d'adduction d'EDCH et le volume d'eau contaminée pouvant être aspiré dans le réseau. Ces travaux ne prennent pas en compte la possibilité d'observer une décroissance des populations bactériennes liée à la présence de désinfectant dans l'EDCH. Tous les scénarios testés mènent en conclusion à l'existence d'un risque « inacceptable » pour le consommateur en cas d'introduction (probabilité d'infection supérieure à 10^{-6} en cas de consommation de l'EDCH contaminée). Si ces conclusions ne s'appliquent qu'aux scénarios testés, les données issues de la modélisation témoignent de l'impact sanitaire que peut avoir une introduction dans un réseau de distribution d'EDCH. En faisant varier les paramètres de la modélisation, les auteurs mettent aussi en évidence l'intérêt, pour réduire le risque, d'une réduction des zones du réseau présentant des fuites, d'une gestion de la pression dans le réseau et d'une diminution du temps de mise en œuvre des réparations lors de rupture de canalisation.

Résumé

Les études et données disponibles relatives aux risques associés aux introductions accidentelles d'agents microbiens dans un réseau de distribution d'EDCH démontrent que la présence d'un résiduel de chlore libre dans les EDCH distribuées, aux concentrations habituellement pratiquées, peut participer à en limiter l'impact sanitaire, mais ne peut être réellement efficace que si la concentration en chlore libre résiduel au point d'entrée des microorganismes est suffisante au regard de l'importance et de la nature de la contamination. En particulier, les agents microbiens les plus résistants au chlore libre (oocystes et kystes de protistes notamment) sont peu ou pas affectés. En cas d'introduction mineure d'agents microbiens et en l'absence de neutralisant du chlore libre associé, la présence d'un chlore libre résiduel peut limiter les conséquences sanitaires de cet incident. En revanche, en cas d'introduction significative d'agents microbiens et de matières organiques et minérales, les valeurs habituellement constatées de concentration en chlore libre résiduel dans les réseaux de distribution d'EDCH ne doivent pas être considérées comme protectrices.

Le maintien d'un chlore libre résiduel en réseau ne constitue donc pas une garantie suffisante, à elle seule, vis-à-vis de toutes les introductions accidentelles d'agents microbiens. La gestion d'un réseau de distribution d'EDCH, qu'il soit chloré ou non, implique de mettre en œuvre une approche de maîtrise du risque prenant en compte notamment l'importance de l'étanchéité des réservoirs et canalisations, du respect des procédures d'hygiène et de désinfection lors des opérations techniques sur les installations, de la maîtrise de la pression dans le réseau, d'une gestion rapide des incidents tels qu'une casse de canalisation et d'une utilisation pertinente de protections anti-retour validées, vérifiées et efficaces. La question de la détection précoce des incidents doit aussi être prise en compte dans la mesure où un indicateur actuellement utilisé dans les réseaux chlorés, soit la chute brutale de la concentration en chlore libre résiduel en un point du réseau, n'est pas adapté aux réseaux « sans chlore ».

6.4 Risques liés à la prolifération d'agents pathogènes opportunistes déjà présents dans le réseau de distribution d'EDCH

Le risque lié à la prolifération d'agents microbiens dans les réseaux d'EDCH, et notamment des biofilms, implique des agents pathogènes opportunistes à tropisme respiratoire, oculaire ou cutané. Les modalités d'exposition pour l'Homme sont l'inhalation ou le contact avec de l'EDCH contaminée, et la symptomatologie est de type infection respiratoire, oculaire, cutanée ou du système nerveux avec des critères de gravité. Ainsi, la plupart des hospitalisations et des décès associés à des infections d'origine hydrique sont causés par des agents pathogènes opportunistes majoritairement présents au sein de biofilms et des protistes qui s'en nourrissent (mycobactéries non tuberculeuses, *Legionella*, *Pseudomonas*) (Collier *et al.* 2021). Les épisodes décrits impliquent le plus souvent des cas sporadiques ou un petit nombre de cas groupés.

Des études épidémiologiques qui ont caractérisé le lien entre les paramètres de l'EDCH distribuée, notamment le chlore libre résiduel, et la survenue de cas de légionellose, ont été recherchées. Deux études américaines (Rhoads *et al.*, 2020 et 2017) et deux études françaises (Yvon, 2024 ; Dejean et Mansotte, 2012) ont été identifiées et analysées. Les deux premières décrivent des situations épidémiques distinctes associées, pour l'une, à un changement de la ressource en eau brute et du traitement (Rhoads *et al.*, 2017) et, pour l'autre, à une défaillance ponctuelle de traitement (Rhoads *et al.*, 2020). Dans les deux cas, une baisse de la concentration en chlore libre résiduel est associée à la survenue des cas. Néanmoins, cette baisse est concomitante à la modification d'autres paramètres susceptibles de favoriser le développement des *Legionella* (température de l'EDCH plus élevée, arrêt du contrôle de la corrosion entraînant une augmentation du relargage de métaux comme le fer connus comme étant des nutriments pour les *Legionella*, augmentation de la concentration en matières organiques à la suite de fortes pluies, instabilité biologique de l'EDCH). Dans ce contexte multifactoriel, il n'a pas été possible de quantifier la contribution de l'absence de chlore libre résiduel au risque de légionellose. L'étude de Yvon (2024) est une approche écologique réalisée dans la région Auvergne-Rhône Alpes qui vise à quantifier le lien entre l'incidence des cas de légionellose à l'échelle de l'UDI et certains paramètres de composition de l'EDCH. Les données de la déclaration obligatoire sont utilisées pour recenser les cas de légionellose (environ 1 880 cas sur 7 ans) et les données SISE-Eaux pour renseigner les paramètres de composition de l'EDCH. Les résultats de l'analyse multivariée prenant en compte le chlore libre, le COT, la température de l'EDCH, le pH, la dureté et la présence de métaux (fer et cuivre) mettent en évidence un risque de légionellose plus élevé dans les UDI avec des niveaux de chlore libre résiduel nuls ou proches de zéro, toutes choses égales par ailleurs. Les limites identifiées dans cette étude portent notamment sur l'hétérogénéité de la taille des UDI et l'hétérogénéité du nombre de prélèvements associés. Également, comme toute approche écologique, cette étude ne permet pas de prendre en compte des facteurs de risques individuels et ne permet pas de conclure à une relation causale entre l'absence de chlore libre résiduel et l'augmentation du risque de légionellose. Néanmoins, elle suggère une relation entre certains paramètres de composition de l'EDCH, dont la concentration en chlore libre résiduel et le risque de légionellose qui corrobore les résultats d'autres études (Gleason *et al.*, 2023), et qui justifie la réalisation d'études supplémentaires afin de préciser les résultats

obtenus. C'est notamment un des objectifs de l'étude de cohorte « LEGIODOM » initiée en France en 2024 et coordonnée par le Centre national de référence des légionelles⁸⁴.

Den Boer *et al.* (2008) ont mis en évidence une incidence de la légionellose plus importante dans les zones géographiques des Pays-Bas pour lesquelles l'EDCH est produite à partir d'eau de surface en comparaison de celles pour lesquelles cette dernière est obtenue à partir d'eau souterraine sans qu'il soit possible de faire le lien avec des paramètres de composition de l'EDCH.

Ainsi, malgré la mise en évidence récurrente de *Legionella* dans les EDCH, peu d'éléments bibliographiques permettent d'attester de la survenue de cas groupés de légionellose directement imputables à l'EDCH distribuée. Les épisodes constatés à Soulac-sur-Mer en 2004 (Dejean et Mansotte, 2012), à Flint aux USA en 2014-2015 (Zahran *et al.*, 2018 ; Rhoads *et al.*, 2017) et à Quincy en 2015 (Rhoads *et al.*, 2020) soulignent l'implication d'une modification des conditions de traitement des eaux dans la survenue de cas groupés de légionellose. Il doit être considéré que, même en faible concentration, la présence de *Legionella* dans le réseau public de distribution pourrait faciliter la contamination dans les installations desservies par ces réseaux.

Résumé

Des agents pathogènes opportunistes adaptés au milieu hydrique peuvent participer à l'écosystème du réseau de distribution. Parmi ces microorganismes, *Legionella pneumophila*, *P. aeruginosa* et les MNT sont les plus souvent cités dans les études portant sur l'EDCH. Les références bibliographiques ne permettent pas de conclure à une relation causale entre l'absence de chlore libre résiduel et l'augmentation du risque de légionellose du fait d'une modification concomitante d'autres paramètres susceptibles de favoriser le développement des *Legionella*.

6.5 Risques liés à l'arrêt de la chloration : contaminants chimiques

6.5.1 Chrome

Les espèces du chrome n'ont pas les mêmes effets biologiques selon leur état d'oxydation ; en particulier, la toxicité du Cr^{VI} par ingestion touche l'estomac, le foie, les reins et les cellules sanguines (ANSES, 2012). Une concentration maximale en Cr^{VI} de 6 µg.L⁻¹ a été proposée par l'ANSES pour l'EDCH (ANSES, 2012). La limite de qualité réglementaire pour le chrome total dans les EDCH distribuées, fixée jusqu'ici à 50 µg.L⁻¹, sera abaissée à 25 µg.L⁻¹ à partir de 2035. De plus, le dosage du Cr^{VI} est imposé en France si la concentration en chrome total dépasse 6 µg.L⁻¹. L'oxydation des espèces du Cr⁰ et Cr^{III}, y compris des dépôts solides dans les canalisations, conduit au relargage de Cr^{VI} dans les EDCH distribuées (Bell *et al.*, 2022 ; Tan *et al.* 2020 ; Chebeir et Liu, 2018). Ce relargage est corrélé à la présence de désinfectant et au temps de résidence dans les réseaux (Chebeir *et al.*, 2016). Toutefois, des résultats contradictoires sont obtenus par Tian *et al.* (2024) qui montrent que le Cr^{VI} est plus facilement

⁸⁴ Centre National de Référence des légionelles, Institut des Agents Infectieux Groupement Hospitalier Nord. Protocole d'étude – Cas isolés de légionellose et exposition à domicile. https://www.chu-lyon.fr/sites/default/files/2-Protocole_LEGIODOM_VF.pdf.

immobilisé dans les dépôts des oxydes métalliques des canalisations. Les auteurs font l'hypothèse d'une diminution de l'exposition globale à cet élément en milieu oxydant sans que cela ait été montré en conditions réelles.

Au vu de ces données, il apparaît que la présence/absence de chlore libre en réseau peut influencer sur les formes de chrome présentes dans l'EDCH. Par ailleurs, toute modification des protocoles de traitement des eaux susceptible de faire varier le potentiel redox, notamment l'arrêt de l'emploi de chlore libre résiduel, devrait faire l'objet d'une évaluation au regard de ce contaminant s'il est ou a été dans le passé présent dans l'eau brute utilisée.

6.5.2 Plomb

La quantité de plomb (Pb) dans les EDCH distribuées est principalement régie par la solubilité des produits de corrosion de Pb. Ces espèces incluent les carbonates (PbCO_3 et $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$), les oxydes aux degrés II (PbO) et IV (PbO_2). La solubilité des produits de corrosion du Pb^{IV} est inférieure à ceux du Pb^{II} (Pan *et al.* 2019). Cependant, PbO_2 n'est stable qu'en milieu oxydant. Le chlore libre est un oxydant suffisamment fort pour maintenir cet oxyde de plomb en place et de fait des concentrations en plomb limitées au robinet du consommateur (Akoumianaki, 2017). Inversement, la baisse de concentration en chlore libre résiduel peut augmenter les concentrations en plomb dissous par dissolution de PbO_2 (Akoumianaki, 2017). Ce phénomène a été mis en évidence après un changement de pratique de désinfection sur certains sites aux États-Unis passant de l'usage de la chloration à la chloramination. Ce dernier désinfectant au pouvoir oxydant moins fort a conduit à une augmentation de la concentration en plomb au robinet du consommateur (Sedlak et von Gunten, 2011).

Ainsi, les réseaux distribuant des EDCH douces, où les équipements en plomb au contact de l'eau ne sont pas recouverts de carbonates, pourraient être sujets à un risque supérieur de relargage de plomb dans le cas d'un abandon d'un résiduel de chlore libre en réseau. Cette hypothèse reste à valider au cas par cas.

6.5.3 Les micropolluants organiques

Si la production de sous-produits potentiellement toxiques en cas de recours au procédé de chloration est problématique, il est montré que la réaction des agents chlorants avec des micropolluants organiques peut en revanche être bénéfique. En effet, de nombreux micropolluants organiques tels que des résidus de médicaments, pesticides, microcystines ou encore des produits de soins corporels contiennent des structures susceptibles de réagir avec les agents chlorants (telles que des fonctions phénoliques ou amines) (Deborde et von Gunten, 2008). À titre d'exemple, certains composés perturbateurs endocriniens peuvent perdre cette propriété après chloration (Lee *et al.* 2008 ; Cargouet *et al.* 2007). De plus, la structure des UDI peut favoriser les réactions de dégradation des micropolluants par le chlore libre via une augmentation du temps de contact en réseau.

Cependant, l'effet « dépolluant » du chlore décrit pour certains agents chimiques ne pouvant pas être maîtrisé et pouvant induire la formation de sous-produits toxiques, il ne doit pas être considéré comme participant au processus de traitement de l'eau : le maintien d'un résiduel de chlore libre en réseau de distribution n'a pas vocation à minimiser le risque lié aux micropolluants, dont l'élimination (ou la réduction à un niveau acceptable) doit être garantie avant la mise en distribution de l'EDCH. À cette condition, le passage à une EDCH « sans chlore » n'aura pas de conséquences sanitaires en lien avec les composés organiques.

Résumé

La suppression du recours aux agents chlorants peut induire une modification de certains équilibres chimiques dans les réseaux de distribution, pouvant avoir des conséquences sur la qualité sanitaire de l'EDCH. Ce point est à considérer dans le cadre des modifications apportées au PGSSE des installations lors du passage à une EDCH « sans chlore », en particulier en ce qui concerne le chrome et le plomb.

6.6 Risques liés aux effets du changement climatique

Le changement du climat mondial dû aux activités humaines est un fait établi (EEA, 2024 ; IPCC, 2022 ; GIEC, 2008). Les impacts du changement climatique vont s'accroître au fur et à mesure du réchauffement mondial par l'augmentation en fréquence et intensité des événements climatiques rares. Cela concerne notamment la hausse des températures et des extrêmes de chaleur, l'intensité des précipitations et la variation du régime des précipitations, la sévérité des sécheresses, la baisse du niveau des nappes et du débit des cours d'eau, les changements d'occupation des sols.

■ Gestion des ressources naturelles

Dans le domaine de l'eau, la prise en compte des effets dus au changement climatique représente un défi majeur pour la gestion des ressources naturelles, affectant à la fois leur disponibilité et leur composition. Ainsi, les événements climatiques peuvent affecter de manière brutale et durable les caractéristiques qualitatives des eaux à traiter pour la production d'EDCH, principalement celle des eaux superficielles ou d'origine karstique. En particulier, les épisodes de fortes précipitations peuvent favoriser un transfert rapide de contaminants dans les cours d'eau, par ruissellement diffus ou débordement des réseaux d'eaux usées, ainsi que leur remise en suspension. La turbidité, le COT, la nature et la quantité de microorganismes, les concentrations en contaminants organiques ou minéraux peuvent ainsi fluctuer de manière brutale. Young *et al.* (2014) ont montré que les concentrations en oocystes de *Cryptosporidium* et en kystes de *Giardia* dans les eaux douces superficielles peuvent être multipliées respectivement par 2,6 et 2,9 en cas d'épisode pluvieux extrême. Les périodes de sécheresse peuvent aussi participer à la modification de la composition des eaux de surface du fait de la réduction du débit des cours d'eau et de l'augmentation de l'évaporation, de la majoration du développement algal ou d'efflorescences de cyanobactéries (van Vliet *et al.*, 2023).

Les effets du changement climatique constituent donc un défi pour tout producteur d'EDCH qui doit s'assurer (i) de la disponibilité permanente de l'eau brute en quantités suffisantes, (ii) de la capacité de la filière de traitement qu'il met en œuvre à garantir la conformité réglementaire des EDCH distribuées, même dans des situations extrêmes pouvant dégrader la qualité de l'eau brute, et (iii) de la sécurité et de la fiabilité du réseau même en situation de crues massives. L'étape de désinfection peut être particulièrement affectée en cas de variations brutales du niveau de contamination de l'eau brute et de l'eau à traiter par des agents microbiens et des matières en suspension, ainsi que par l'augmentation de la température de l'eau brute et de l'eau à traiter. Il peut en résulter une désinfection insuffisante de l'eau à traiter. Dans le cas du recours à la chloration, une majoration de la formation de SPC peut aussi être observée (Delpla et Rodriguez, 2025). Les rayonnements UV peuvent être rendus moins efficaces par des variations brutales de turbidité. Si un protocole de désinfection est mis en œuvre, il devrait donc être validé en scénario « pire cas » quelle que soit la technologie utilisée (avec ou sans recours aux agents chlorants). Un renforcement de

la surveillance des eaux brutes et distribuées doit aussi être prévu en cas de survenue d'un événement climatique extrême (exemples en annexe 7).

■ Dégradation des installations

Les événements climatiques extrêmes peuvent aussi favoriser des dégradations des installations, notamment des bris de conduites ou des dysfonctionnements des équipements de traitement suite à des cycles gel-dégel, des glissements de terrain, des dommages causés par la grêle, des inondations ou encore des incendies. La résilience des installations techniques de production et de distribution d'EDCH doit faire l'objet d'une attention particulière pour être en mesure de limiter le risque de dégradations lors d'épisode climatique extrême, notamment les casses de canalisations. La prise en compte de ces éventualités dans les PGSSE est ainsi jugée indispensable (ASTEE, 2021 ; DGS, 2018⁸⁵) pour garantir la continuité du service.

■ Augmentation des températures

L'augmentation globale de la température ambiante et les épisodes caniculaires favorisent une augmentation de la température de l'eau à la fois au niveau de la ressource et au sein des réseaux de distribution, principalement dans les réservoirs, ainsi que dans les canalisations enterrées à faible profondeur ou dans les réseaux intérieurs. Cette hausse de température est globalement favorable au développement des agents microbiens adaptés au milieu hydrique et à la croissance des biofilms. Ainsi, LeChevallier (2019) préconise d'engager une surveillance des *L. pneumophila* lorsque la température de l'EDCH dépasse 15 °C, en particulier dans les réseaux ou les parties de réseaux d'eau publics dans lesquels les concentrations résiduelles en désinfectant sont faibles ($< 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$) puisque l'élévation de la température des EDCH dans les réseaux de distribution est propice au développement des *Legionella* (cf. 5.4.1). De son côté, l'OMS (2024) préconise de maintenir la température de l'EDCH en-dessous de 25 °C, idéalement en-dessous de 20 °C, dans les réseaux de distribution pour limiter le développement des mycobactéries dont la maîtrise du risque n'est pas garantie par le maintien d'un résiduel de chlore libre et d'une faible concentration en COA ; Campbell *et al.* (2024) ont d'ailleurs estimé qu'à l'horizon 2033, sous l'effet de périodes estivales plus chaudes, les taux d'infections à MNT augmenteraient (cf. 5.4.2).

La hausse de la température peut également réduire la durée de survie ou l'infectiosité d'autres agents présents dans les eaux (*Cryptosporidium*, *Giardia*, norovirus, rotavirus) (Semenza et Ko, 2023).

Dans les réseaux chlorés, la concentration en chlore libre dans l'EDCH peut aussi subir une décroissance plus rapide si la température augmente, ce qui réduit d'autant l'efficacité de la chloration sur les contaminants microbiens éventuels

Dans des réseaux « non chlorés », Ahmad *et al.* (2020) ont observé des abondances relatives plus élevées de *Pseudomonas spp.* et de *Chryseobacterium spp.* lorsque l'élévation de température était supérieure à 9 °C pour un pilote avec système de récupération de froid, bien qu'il n'a pas été observé d'impact sur la présence d'espèces de bactéries pathogènes opportunistes (cf. 5.3.4.4). Par ailleurs, les résultats du suivi microbiologique du démonstrateur de Le Pecq-Marly (cf. 4.3.3.3), distribuant une EDCH « sans chlore » dans un secteur défini,

⁸⁵ Note d'information n° DGS/EA4/2018/9 du 9 janvier 2018 relative aux plans de gestion de la sécurité sanitaire des EDCH. https://sante.gouv.fr/fichiers/bo/2018/18-03/ste_20180003_0000_0088.pdf.

ont mis en évidence une apparition de coliformes totaux dès lors que l'EDCH des réseaux dépassait 15 °C et une évolution des espèces composant cet indicateur (Darchy *et al.*, 2025).

■ Consommation d'eau

Une autre conséquence possible du changement climatique est une variation de la consommation d'eau en fonction de circonstances particulières qu'il demeure difficile d'anticiper (par exemple, majoration des volumes d'eau consommée pour la douche en cas de canicule, augmentation des besoins en cas d'incendie, augmentation des volumes consommés par déplacement saisonniers des populations vers des zones moins chaudes). Ces évolutions pourraient affecter le fonctionnement des réseaux de distribution ou des usines de traitement.

Le changement climatique a donc des conséquences sur la production d'EDCH en modifiant les caractéristiques des eaux brutes et les conditions écologiques offertes aux agents microbiens au sein des réseaux de distribution. Ce constat doit être pris en compte dans l'élaboration des PGSSE (DGS, 2018 ; ASTEE, 2021).

À l'étape de distribution, les exploitants de réseaux doivent intégrer la réalisation d'un suivi de la température de l'EDCH dans les canalisations et réservoirs, veiller à protéger au mieux ces installations vis-à-vis des chaleurs extrêmes, que l'EDCH soit chlorée ou « sans chlore ». Par ailleurs, certaines pratiques fortement consommatrices d'eau, telles que les purges systématiques, pourraient être remises en cause en cas de diminution de la disponibilité de la ressource en eau et des approches alternatives seraient alors à concevoir pour assurer la gestion du réseau.

Résumé :

Le bilan des effets possibles du changement climatique sur la production d'EDCH n'amène pas à considérer que les installations distribuant des EDCH « sans chlore » pourraient être plus affectées que les réseaux chlorés. Dans les deux cas, les conséquences possibles du changement climatique doivent être prises en compte dans l'élaboration des PGSSE et une vigilance particulière des exploitants doit être de règle afin d'anticiper notamment les évolutions prévisibles de la qualité des ressources naturelles en eau, la survenue d'événements météorologiques extrêmes et l'augmentation des températures.

7 Conclusions et recommandations du GT

7.1 Conclusions

7.1.1 Concernant l'état des lieux de la production et de la distribution d'EDCH « sans chlore » en France à ce jour

L'utilisation d'agents chlorants, lorsqu'elle est réalisée, peut intervenir à différents niveaux dans le traitement et la distribution des EDCH :

- la **désinfection** au sein de l'usine de potabilisation fait partie intégrante du procédé de traitement de l'eau avant sa distribution et contribue à la conformité sanitaire de la qualité de l'EDCH au point de mise en distribution ;
- le maintien dans l'EDCH distribuée d'un **résiduel de chlore libre** destiné à favoriser le maintien de la qualité sanitaire de l'EDCH jusqu'au point d'usage le plus éloigné du réseau. Pour certaines PRPDE, l'identification d'une chute brutale de la concentration en chlore libre résiduel grâce à des capteurs constitue un signal d'alerte d'une introduction d'agents microbiens ;
- la désinfection de matériaux et équipements contaminés (canalisations, parois de réservoirs) par la réalisation d'un « **choc chloré** ».

Plusieurs types d'agents chlorants sont autorisés en France : dichlore gazeux, hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium et dioxyde de chlore.

La réglementation française ne fixe aucune obligation en termes de recours aux agents chlorants indépendamment des exigences associées à la mise en œuvre du plan Vigipirate. La PRPDE est contrainte réglementairement de garantir la sécurité sanitaire des eaux jusqu'aux points d'usage en permanence.

Les principaux inconvénients de la chloration mis en avant par les collectivités sont le risque de formation de sous-produits toxiques⁸⁶ et l'impact parfois négatif sur les caractéristiques organoleptiques de l'EDCH.

Il est, par ailleurs, observé qu'une simple chloration d'une eau brute ne représente pas toujours une barrière efficace vis-à-vis des microorganismes pathogènes, notamment dans le cas de ressources vulnérables.

Bien qu'il soit possible de limiter ces inconvénients par une optimisation et une fiabilisation des processus de traitement des eaux, l'abandon du recours aux agents chlorants est une option déjà mise en œuvre ou étudiée par des PRPDE, en France et à l'étranger :

- la désinfection dans la filière de potabilisation par chloration est parfois remplacée par une désinfection par rayonnements ultra-violets sous réserve que les caractéristiques de l'eau à désinfecter soient compatibles avec le recours à ce procédé (turbidité en particulier) ;
- la mise en distribution d'EDCH « sans chlore » peut reposer sur plusieurs schémas technologiques : absence de désinfection de l'eau à traiter, désinfection de l'eau à traiter par un procédé alternatif à l'emploi d'agents chlorants, chloration puis déchloration en usine de traitement (figure 20).

⁸⁶ Des travaux Anses sont en cours sur la détermination de valeurs guides sanitaires dans les EDCH pour les trihalométhanes.

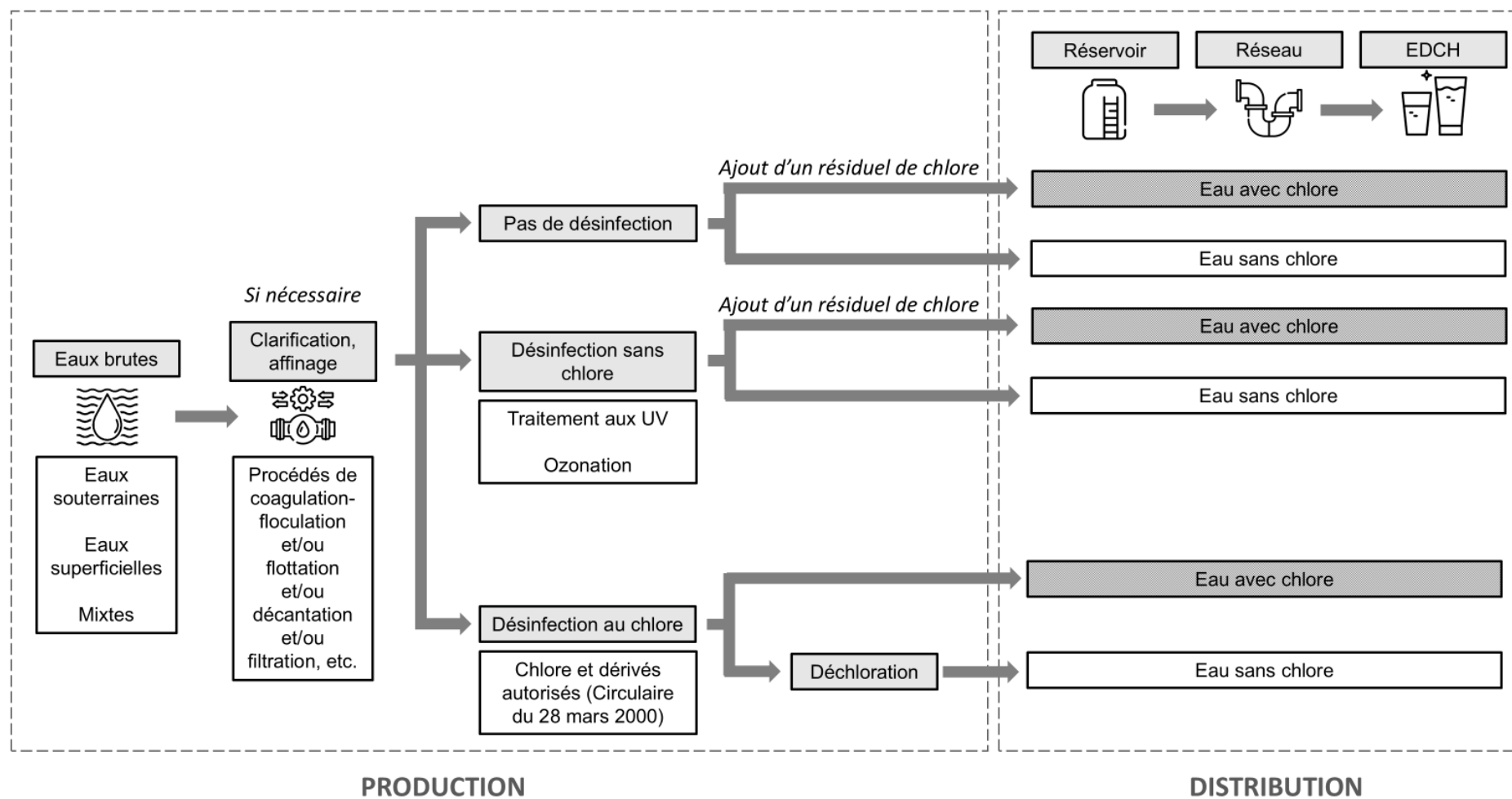


Figure 20. Schéma des filières possibles de production et de distribution d'EDCH avec ou « sans chlore ».

De nombreux réseaux « sans chlore » existent en Europe, qui sont associés la plupart du temps à une ressource caractérisée par :

- une qualité microbiologique qui permet le recours à des procédés de désinfection sans agents chlorants ou à l'absence d'étape de désinfection ;
- une faible concentration en composés organiques dissous, ce qui permet de limiter la croissance des biomasses en réseau. Ce paramètre peut aussi être maîtrisé par l'emploi de procédés de clarification et de filtration performants.

En complément, il est mis en œuvre une approche visant à garantir la meilleure intégrité possible du réseau de distribution, des procédures rigoureuses pour les opérations d'entretien et les travaux, la bonne connaissance de l'hydraulique notamment grâce à la modélisation et un système de surveillance performant.

En France (2019-2024), l'analyse des données SISE-Eaux permet d'observer que la distribution d'EDCH « sans chlore » (médiane de la concentration en chlore libre ou total inférieure à 0,05 mg.L⁻¹) présente les caractéristiques suivantes :

- 5 % de la population française consomme de l'EDCH « sans chlore » distribuée au sein de réseaux non chlorés ou dans des portions de réseaux chlorés dans lesquelles le résiduel de chlore a disparu ;
- sur l'ensemble des stations de traitement (TTP) répertoriées dans SISE-Eaux, 26 % sont « sans chlore ». Ce même constat est établi pour 29 % des unités de distribution (UDI). Cependant, il n'est pas possible de distinguer les UDI qui sont « sans chlore » du fait d'une démarche volontaire des PRDPE, des UDI qui sont « sans chlore » par un manque de maîtrise (chloration insuffisante qui conduit à une consommation complète du chlore libre résiduel en réseau avant d'atteindre un point d'usage) ;
- les TTP / UDI concernées par l'EDCH « sans chlore » sont majoritairement de petite taille, mais quelques grandes collectivités font exception (par exemple, Mulhouse et Grenoble⁸⁷). Les TTP « sans chlore » desservent 5 % de la population française et 92 % d'entre elles desservent moins de 1 000 habitants. Les UDI « sans chlore » desservent 5 % de la population et 89 % d'entre elles moins de 1 000 habitants ;
- 98 % des TTP produisant de l'EDCH « sans chlore » exploitent des eaux brutes souterraines ;
- parmi les UDI « avec chlore total », 3 % sont classées « sans chlore » libre, soit uniquement avec du chlore combiné, ce qui démontre une consommation du chlore libre en réseau pour former du chlore combiné ;
- des disparités régionales importantes sont observées. Parmi les 18 régions et DROM de France, six n'ont aucune TTP « sans chlore » (Guadeloupe, Guyane, Île-de-France, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire) et trois n'ont aucune UDI « sans chlore » (Guadeloupe, Martinique, Mayotte et Pays de la Loire). Les régions Auvergne-Rhône-Alpes, Grand Est, Occitanie et Provence-Alpes-Côte d'Azur totalisent les pourcentages les plus élevés de TTP et d'UDI « sans chlore » et de populations desservies par une EDCH « sans chlore ».

L'analyse des données épidémiologiques EpiGEH en complément des données SISE-Eaux n'a pas mis en évidence de sur-risque épidémique de gastro-entérites aiguës d'origine hydrique dans les réseaux d'EDCH « non chlorés » comparativement aux réseaux d'EDCH

⁸⁷ Depuis mars 2025, Colmar Agglomération (113 600 habitants en 2022 selon l'INSEE) distribue également une EDCH « sans chlore ».

chlorés de plus de 1 000 habitants. En revanche, un sur-risque épidémique dans les réseaux d'EDCH chlorés de moins de 1 000 habitants par rapport aux réseaux d'EDCH « non chlorés » a été mis en évidence. Ce résultat pourrait suggérer que les petites installations qui nécessiteraient un traitement efficace vis-à-vis d'une ressource vulnérable se limitent à l'usage d'une simple chloration, reconnue comme une barrière insuffisante vis-à-vis d'épisodes de contamination.

7.1.2 Concernant les risques sanitaires liés à la suppression de la chloration comme procédé de désinfection dans les usines de traitement et/ou dans le réseau de distribution

■ Concernant l'étape de désinfection avant la mise en distribution :

Des procédés offrent une alternative à la chloration des eaux à traiter pour assurer la désinfection avant mise en distribution. Quel que soit le procédé utilisé, la mise au point d'un protocole doit reposer sur une bonne connaissance des caractéristiques de l'eau à traiter et de ses fluctuations éventuelles, résulter d'une analyse quantitative des risques microbiologiques et faire l'objet d'une étape de validation par la PRPDE, puis d'une surveillance adaptée. Le résultat de la désinfection doit être garanti et ne doit pas induire d'effets annexes indésirables dans l'EDCH distribuée (notamment altérations organoleptiques, génération de MODB, de facteurs de corrosion, de sous-produits toxiques).

La qualité microbiologique des EDCH au point de mise en distribution doit être garantie par l'approche technologique mise en œuvre. En aucun cas, la présence de résiduel de chlore libre dans un réseau de distribution d'EDCH, aux concentrations généralement pratiquées en France, ne peut et ne doit constituer un justificatif ou un palliatif à une filière de traitement insuffisamment optimisée, une désinfection imparfaite ou une réduction de la surveillance en distribution.

Les risques sanitaires liés aux modifications de la filière de production d'EDCH par suppression de la chloration comme procédé de désinfection peuvent donc être maîtrisés par la mise au point de protocoles alternatifs de traitement selon une méthodologie rigoureuse. Il demeure cependant des cas où une mauvaise qualité microbiologique ou physico-chimique (pics de turbidité, par exemple) de l'eau brute constitue un facteur qui limite le recours à des approches alternatives de désinfection des eaux. Lorsque l'emploi d'agents chlorants s'avère incontournable pour garantir une parfaite désinfection, une étape de déchloration chimique peut être envisagée pour disposer d'une EDCH « sans chlore » au point de mise en distribution.

■ Lors de la distribution de l'EDCH produite :

En cas d'introduction d'agents microbiens pathogènes dans le réseau de distribution, d'origine accidentelle, le maintien d'un résiduel de chlore libre aux concentrations habituellement utilisées en France n'apporte pas une garantie absolue, notamment en raison de la neutralisation immédiate du chlore libre par les matières organiques et minérales accompagnant la contamination microbienne. La gestion des risques doit donc reposer sur un ensemble de mesures de maintenance garantissant l'intégrité des réservoirs et canalisations, le respect de procédures strictes d'hygiène, de nettoyage et de désinfection lors

des opérations techniques sur les installations, la maîtrise de la pression dans le réseau, une gestion rapide des incidents (tels qu'une casse de canalisation), une utilisation pertinente de protections anti-retour validées, vérifiées et efficaces et une formation adaptée des professionnels intervenant sur le réseau. Des dispositifs et procédures permettant une détection précoce des introductions sont aussi indispensables, sur la base d'un choix de paramètres pertinents.

Les risques sanitaires liés aux introductions d'agents microbiens dans le réseau sont donc vraisemblablement assez comparables, que l'EDCH du réseau soit « non chlorée » ou chlorée aux concentrations habituellement utilisées en France. L'importance d'une gestion rigoureuse des installations est à souligner dans tous les cas. L'objectif principal doit être de limiter le risque d'introduction d'agents microbiens dans le réseau plutôt que de chercher uniquement à en réduire les conséquences.

Des agents pathogènes opportunistes adaptés au milieu hydrique peuvent participer à l'écosystème du réseau de distribution. Parmi ces microorganismes, *Legionella pneumophila*, *P. aeruginosa* et les mycobactéries non tuberculeuses sont les plus souvent cités dans les études portant sur l'EDCH. Seules les légionelles font actuellement l'objet d'un suivi réglementaire, limité au cas des réseaux intérieurs. Les risques sanitaires liés à la présence de ces agents pathogènes opportunistes dans les réseaux de distribution et leurs biofilms ne sont pas spécifiques des réseaux « sans chlore ».

De très nombreux paramètres influent sur les caractéristiques et le développement des biofilms dans les réseaux de distribution, principalement la température de l'EDCH, les nutriments disponibles, la turbidité, la stagnation de l'EDCH (en lien avec le temps de séjour) et la présence d'un résiduel de désinfectant. Ce dernier peut participer à limiter la présence de certains agents microbiens dans les EDCH en circulation, mais favorise aussi la sélection de bactéries les moins sensibles à l'action du chlore libre résiduel.

Pour limiter le développement des biofilms dans les réseaux de distribution d'EDCH, le point clé, identifié dans de nombreux travaux, est de garantir une très faible concentration en matières organiques nutritives pour les biomasses microbiennes dans les EDCH distribuées afin de disposer d'une EDCH « biologiquement stable ». Il s'agit donc de choisir la ressource présentant le plus faible niveau de matières organiques dissoutes et/ou de mettre en œuvre, dans la filière de potabilisation, des procédés qui réduisent significativement la part biodégradable des MOD (floculation, filtration biologique, traitement membranaire) et d'éviter ceux qui peuvent en générer. L'ozonation, qui génère des MOD biodégradables, doit être suivie d'une phase de biodégradation (ex : CAG) et les biomasses circulantes issues de biofiltres doivent être éliminées avant la désinfection. La limitation du développement des biofilms passe aussi par des mesures de gestion du réseau de distribution comprenant :

- un choix adapté de matériaux peu sensibles à la corrosion et ne favorisant pas la croissance des biofilms ;
- une gestion hydraulique du réseau optimisée pour limiter au maximum les stagnations, ainsi que de trop longs temps de séjour, et d'une manière générale, les conditions favorisant la formation de zones dépôts de particules. Certaines activités susceptibles de perturber le régime hydraulique et de favoriser la remise en suspension de sédiments sont aussi à encadrer (en particulier, exercice de lutte contre l'incendie, test périodique des poteaux à incendie) ;
- une protection thermique des installations ;

- un entretien rigoureux du réseau avec des nettoyages réguliers des réservoirs et des séquences de purges des canalisations, réalisées en évitant tout phénomène d'à-coup hydraulique, pour éliminer les dépôts.

Du fait de la multiplicité des facteurs influant sur l'écosystème d'un réseau de distribution et du manque de données spécifiques de l'EDCH « sans chlore », il demeure difficile de statuer dans l'absolu de l'impact sur le biofilm d'un passage à une EDCH « sans chlore ». Celui-ci ne peut être apprécié qu'au cas par cas, sur la base d'un suivi spécifique des contaminants microbiens du réseau dans le cadre du pilotage de la mise en place d'une approche sans chlore, en considérant également le potentiel impact du changement climatique.

La modification du processus technologique de traitement et du potentiel redox dans le réseau, en cas de passage à une EDCH « sans chlore », peut aussi avoir des conséquences en termes de pollution chimique du fait de la déstabilisation des matériaux déposés à la surface des canalisations ou d'une modification de certains équilibres chimiques. Ainsi, certains oxydes métalliques sont susceptibles d'être maintenus sous forme solide grâce à l'action du résiduel de chlore libre. Des conditions moins oxydantes induites par l'absence de chlore libre résiduel peuvent conduire à une augmentation des concentrations en éléments traces métalliques dans l'EDCH, notamment le plomb, ou une modification de leur forme chimique, comme dans le cas du chrome. Il convient donc de suivre l'évolution des concentrations en éléments traces métalliques aux points d'usage après l'arrêt de l'utilisation d'un résiduel de chlore libre en réseau.

Le bilan des effets possibles du changement climatique n'amène pas à considérer que les installations distribuant des EDCH « sans chlore » pourraient être plus affectées que les réseaux d'EDCH chlorée. Dans les deux cas, les conséquences possibles du changement climatique (notamment augmentation de la température, du contenu en matières organiques surtout à l'étiage, de la demande en eau) doivent être prises en compte dans l'élaboration des PGSSE et une vigilance particulière des exploitants doit être la règle afin d'anticiper notamment les évolutions prévisibles de la composition et de la disponibilité des ressources naturelles en eau brute, la survenue d'événements météorologiques extrêmes et l'augmentation des températures, afin de garantir la continuité du service.

7.1.3 Concernant les paramètres microbiologiques et physico-chimiques supplémentaires à contrôler en cas de modification de la filière de production/distribution, en y intégrant ceux déjà impactés par le changement climatique et pouvant influencer sur la mise en application d'un procédé de désinfection sans agents chlorants

Les paramètres réglementaires définis pour le contrôle de la qualité des EDCH demeurent pertinents. Cependant, les quelques spécificités de la production d'EDCH « sans chlore » appellent à une réflexion de la PRPDE, au cas par cas, afin de compléter les exigences réglementaires par le choix de paramètres spécifiques de surveillance, adaptés au processus de production et de distribution. En règle générale, tout changement important dans l'équilibre opérationnel de la production/distribution des EDCH induit une phase transitoire, de durée variable (2 à 5 mois), qui nécessite une attention particulière, avant retour à un équilibre qualitatif.

Les aspects à prendre en compte sont précisés dans ce qui suit et des propositions de paramètres figurent dans le paragraphe « recommandations » (cf. 7.2).

Lorsque la désinfection par chloration est remplacée par un protocole alternatif, la validation et le pilotage du processus de désinfection impliquent une attention particulière à l'égard des dangers pour lesquels un suivi renforcé est à envisager, en tenant compte de la nature de la ressource et de son niveau de contamination, notamment par des virus entériques. La modification de l'ensemble filière de traitement/distribution en vue de distribuer de l'EDCH « sans chlore » peut aussi avoir pour conséquence une contamination chimique des eaux liée aux changements apportés en termes de procédés de traitement (sous-produits, réactions chimiques induites par les nouveaux traitements).

L'impact de l'arrêt de la chloration sur la modification de la composition et de l'abondance des biofilms est un autre point d'attention, notamment concernant des agents pathogènes opportunistes. Cependant, peu de données permettent d'en apprécier l'importance réelle. Les paramètres et modalités retenus pour la surveillance, notamment lors de la phase de passage d'une EDCH chlorée à une EDCH « sans chlore », doivent donc permettre d'apprécier les évolutions éventuelles dans ce domaine et leur impact sanitaire.

Par ailleurs, le chlore libre résiduel en réseau étant parfois utilisé comme un paramètre de détection d'une dégradation de la qualité de l'EDCH grâce à des capteurs en ligne, une nouvelle approche de surveillance de ces incidents est nécessaire.

7.1.4 Concernant les limites de cette expertise

Les experts soulignent le manque de données relatives aux réseaux « sans chlore » en fonctionnement, notamment en ce qui concerne leur écosystème spécifique et son évolution sur le long terme. En particulier, la phase de transition entre EDCH chlorée et EDCH « sans chlore » n'a pas fait l'objet d'études permettant d'apprécier les évolutions de cet écosystème. Les rares études permettant de comparer les réseaux chlorés et « sans chlore » sont le fait d'équipes de recherche des Pays-Bas, dans un contexte spécifique de production d'EDCH qui n'est pas représentatif de toutes les situations, notamment en termes de ressources utilisées et de conditions climatiques.

Les données relatives aux agents pathogènes opportunistes dans les réseaux « sans chlore » sont insuffisantes pour permettre d'évaluer s'il existe un risque plus important associé à ces agents dans les réseaux « sans chlore » et aux éventuelles conséquences sur les réseaux intérieurs, notamment les réseaux distribuant des eaux chaudes sanitaires. L'influence des conséquences du changement climatique, et particulièrement de l'augmentation des températures, sur les agents pathogènes opportunistes n'est pas clairement caractérisée et devrait faire l'objet d'études ultérieures (cf. 7.2.3).

L'exploitation des données de la base SISE-Eaux n'a pas permis d'identifier précisément les UDI intentionnellement « sans chlore », dans la mesure où l'absence de chlore libre mesurable dans les EDCH peut être dans certains cas le résultat d'une consommation de chlore par le réseau. Le manque de données sur les procédés de désinfection utilisés par les TTP dans la base SISE-Eaux a limité les possibilités d'interprétation des données. Enfin, certaines données de la base n'ont pas pu être exploitées en raison de leurs incohérences. Par ailleurs, faute de temps pour exploiter un important volume de données, il n'a pas été possible d'étudier la relation entre l'absence de chlore libre résiduel et la fréquence des non conformités microbiologiques des EDCH recensées dans SISE-Eaux.

Pour l'exploitation des données EpiGEH, des limites existent également, notamment l'approche épidémiologique de type écologique qui estime l'exposition à l'EDCH de façon agrégée et identique pour l'ensemble des cas alimentés par une même UDI, le manque de spécificité du paramètre chlore (libre ou total) vis-à-vis du risque infectieux en l'absence de données de contexte sur la qualité de l'EDCH (pH et température notamment), l'absence d'information sur l'existence d'une désinfection éventuelle basée sur des technologies autres que la chloration (UV, ozonation par exemple) et une disparité de fréquence du contrôle sanitaire de l'EDCH selon la taille des UDI.

Enfin, en ce qui concerne les contaminants chimiques des EDCH, peu de données sont disponibles permettant d'identifier d'éventuelles transformations chimiques spécifiques des réseaux « sans chlore » et d'identifier leur possible impact sanitaire. Même en l'absence de chlore libre résiduel, un réseau demeure un réacteur complexe ; des travaux spécifiques seraient nécessaires à l'avenir pour mieux caractériser son fonctionnement.

7.2 Recommandations du GT et du CES « Eaux »

7.2.1 Recommandations à destination de la DGS

En l'état actuel de la réglementation, la proposition par une PRPDE de modification d'une filière de traitement des eaux en vue d'une distribution d'EDCH « sans chlore » implique un arrêté modificatif délivré par le préfet (cf. 3.3.6). Le GT et le CES « Eaux » recommandent que les ARS ne statuent définitivement sur une telle autorisation qu'au vu de garanties apportées par la PRPDE intégrant un programme d'observation, afin que l'abandon de la chloration ne se fasse pas sans garantir la désinfection des eaux à traiter et la qualité de l'EDCH distribuée.

La suppression du résiduel de chlore libre en réseau ne se conçoit que comme un ensemble cohérent, optimisé depuis la ressource jusqu'aux points d'usage. Ceci exige une stratégie globale qui doit être présentée aux autorités pour autorisation. Elle doit inclure tous les éléments prouvant les caractéristiques de l'eau brute employée et/ou de la filière de traitement proposée, la connaissance et la maîtrise de la structure et des événements intervenant sur le réseau et un programme de surveillance basé sur une période de référence constituant un « état zéro », suivie d'une période pilote identique permettant une comparaison fiable et exploitable des impacts sur la qualité de l'EDCH distribuée.

■ Remplacement de la désinfection par chloration

Le dossier de demande d'autorisation doit comporter une évaluation quantitative des risques microbiologiques, conduite par la PRPDE. La nouvelle étape de désinfection de l'eau à traiter, accompagnée ou non de modifications de la filière en amont, notamment pour améliorer le système « multi-barrières », doit être décrite. Un protocole de validation doit être prévu permettant de connaître les taux d'abattement obtenus pour les différents types d'agents microbiens. Un plan de surveillance adapté doit être défini. Celui-ci doit intégrer les paramètres spécifiques détaillés dans l'annexe 8. Ceci implique que la ressource soit parfaitement décrite, notamment en termes de caractéristiques qualitatives et quantitatives, de variations saisonnières (y compris les prévisions liées au changement climatique et aux évolutions de la demande en eau) et de périmètres de protections du (des) captage(s).

■ Mise en distribution d'EDCH « sans chlore » et dossier de demande d'autorisation

Dans le cas d'une distribution d'EDCH « sans chlore » et, quel que soit le procédé de désinfection mis en œuvre en amont, le GT et le CES « Eaux » recommandent que l'ARS s'appuie sur des éléments fournis par la PRPDE permettant de comparer les caractéristiques microbiologiques, organoleptiques et chimiques de l'EDCH « sans chlore libre » résiduel avec celle observée avant la suppression de la chloration, et d'apprécier en particulier l'évolution de l'écosystème du réseau.

Les garanties suivantes sont à exiger dans le cadre de la **constitution d'un dossier de demande d'autorisation déposé par une PRPDE**.

La PRPDE doit fournir les résultats d'une étude comparative permettant d'objectiver l'évolution de la qualité des EDCH au regard des paramètres usuels du contrôle sanitaire, ainsi que d'indicateurs complémentaires spécifiques permettant notamment d'évaluer la maîtrise du risque virologique et de développements microbiens, dont des principaux agents pathogènes opportunistes. Cette étude doit reposer sur un plan d'échantillonnage intégrant les spécificités du réseau pendant une durée représentative et, à l'aide de méthodes de référence, permettant de déterminer le caractère cultivable des microorganismes recherchés. Le GT et le CES « Eaux » recommandent que cette étude se déroule en deux phases d'une année chacune, la première destinée à établir un « état zéro » durant l'année précédant le passage à l'EDCH « sans chlore » et la seconde correspondant à la première année de distribution d'EDCH « sans chlore » (période pilote), le protocole étant identique au cours des deux périodes. Le GT et le CES « Eaux » préconisent notamment que, dans le cadre de cette étude, des analyses soient réalisées *a minima* selon une fréquence mensuelle et en différents points du réseau intégrant au moins :

- le point de mise en distribution ;
- deux points de surveillance pour chaque zone définie selon le fonctionnement hydraulique du réseau, en ciblant prioritairement les zones critiques qui devront être identifiées à partir de la modélisation du fonctionnement hydraulique du réseau sur la base du temps de séjour, de la température de l'EDCH ou des rapports surface des matériaux/volume d'eau) ;
- des prélèvements après des événements climatiques extrêmes (ex : crues, épisodes pluvieux intenses, canicule).

Les paramètres faisant l'objet de ce suivi sont ceux du contrôle sanitaire, ainsi que :

- des indicateurs permettant d'évaluer la maîtrise du risque virologique : coliphages somatiques et/ou bactériophages ARN-f spécifiques ;
- les principaux agents pathogènes opportunistes susceptibles de se développer dans le réseau : *Legionella spp* et *L. pneumophila*, mycobactéries non tuberculeuses et *P. aeruginosa* ;
- des indicateurs de la flore hétérotrophe, microorganismes revivifiables sur milieux PCA ou R2A, ainsi que des mesures par ATP-métrie⁸⁸ ;
- le COA ou le CODB avec pour objectifs de performance respectifs : COA < 10 µg.L⁻¹ et CODB < 0,2 mg.L⁻¹ ;

⁸⁸ Des travaux Anses sont en cours sur une demande d'expertise relative à l'utilisation de la méthode analytique « ATPmétrie » pour le contrôle de la qualité microbiologique des eaux.

- le cas échéant, les paramètres chimiques identifiés par l'analyse des risques dont le passage à l'EDCH « sans chlore » peut modifier la concentration ou la forme chimique ;
- tout autre paramètre identifié comme pertinent par l'analyse des dangers spécifique de l'installation concernée.

Un tableau disponible en annexe 8 regroupe les paramètres microbiologiques et les méthodes analytiques attendus dans le cadre du déploiement de cette étude.

Les résultats de cette étude doivent faire l'objet d'une exploitation au fil de leur obtention. Pendant la période pilote, soit la première année de distribution d'EDCH « sans chlore », si des anomalies sont détectées, des actions correctives devront être mises en place sans attendre. Pour mener à bien les études de la phase pilote, il est donc nécessaire que le passage à l'EDCH « sans chlore » fasse l'objet d'une autorisation administrative provisoire⁸⁹. À l'issue de la période pilote, le bilan des données recueillies dans le cadre de cette étude doit permettre à l'ARS de statuer sur l'opportunité de mesures complémentaires et d'adapter les programmes de surveillance et de contrôle sanitaire.

Le GT et le CES « Eaux » recommandent cependant que de manière systématique soit réalisé, au moins une fois par an, un contrôle analytique complet basé sur les paramètres de l'étude comparative et que soient adaptés en conséquence les plans de contrôle sanitaire ultérieurs.

Le GT et le CES « Eaux » préconisent par ailleurs que les ARS s'appuient périodiquement sur l'exploitation des données de surveillance des épidémies hydriques (EpiGEH) comme indicateur de la santé du consommateur, en particulier pour vérifier la bonne maîtrise du risque infectieux après un passage à une EDCH « sans chlore ». Il est rappelé ici que, compte tenu du délai de consolidation des données du Système National des Données de Santé (SNDS) (3 mois), cette surveillance ne permet pas de détecter une épidémie en temps réel. Son utilisation est donc préconisée à titre d'évaluation rétrospective. La détection d'incidents de pollution en temps réel repose sur la prise en compte des signalements de cas groupés par des médecins généralistes ou des plaintes groupées de consommateurs auprès de l'exploitant.

Compte-tenu de l'intérêt national, du manque de littérature sur le sujet et du besoin d'acquisition des connaissances, le GT et le CES « Eaux » considèrent qu'il est d'intérêt majeur de bancariser les données et de réaliser le partage des retours d'expérience sur les UDI « sans chlore ».

■ Développement de méthodes normalisées

Le GT et le CES « Eaux » recommandent que la DGS sollicite l'AFNOR en vue d'élaborer une méthode normalisée pour la mesure du carbone organique assimilable (COA).

⁸⁹ Il est également possible de prévoir une seule autorisation (i.e un seul arrêté préfectoral) qui conditionne la mise en œuvre définitive de la filière EDCH « sans chlore » aux résultats de la période pilote, comme cela peut se faire pour d'autres modifications de filières.

7.2.2 Recommandations à destination des PRPDE

Supprimer le résiduel de chlore libre en réseau doit résulter d'une démarche globale, structurée et volontariste intégrant l'ensemble des étapes de la filière de production et de distribution de l'EDCH, de la ressource jusqu'au consommateur, incluant les étapes de traitement, les installations de stockage et de transport, et les pratiques professionnelles associées. Le PGSSE de l'installation doit donc être élaboré en conséquence et permettre de garantir le respect des limites et références de qualité réglementaires.

Si certains aspects sont spécifiques de la distribution d'EDCH « sans chlore », la plupart des éléments, ci-après décrits, constituent des bonnes pratiques dont la plupart n'ont rien de spécifique à une distribution d'EDCH « sans chlore » et sont donc de bon intérêt également pour les réseaux d'EDCH chlorés. **Le GT et le CES « Eaux » rappellent donc que toutes les préconisations faites aux PRPDE souhaitant mettre en place un projet d'EDCH « sans chlore » en réseau peuvent utilement être appliquées à l'ensemble des installations « sans chlore » déjà autorisées qui le nécessiteraient, ainsi qu'aux installations utilisant la chloration.**

■ Pour le remplacement de la désinfection par chloration

Les éléments évoqués en 7.2.1 s'appliquent dans leur ensemble et doivent être complétés par les sections suivantes.

■ Pour la mise en place d'un projet d'EDCH « sans chlore »

La figure 21 fournit un aperçu de la démarche à adopter pour conduire à son terme un projet de passage à une EDCH « sans chlore ». D'un point de vue administratif, les PRPDE doivent constituer un dossier de demande d'autorisation incluant les éléments déjà évoqués précédemment (cf. 7.2.1) et détailler les protocoles stratégiques élaborés pour :

- caractériser la ressource et assurer un suivi de ses variations ;
- disposer d'une filière de traitement optimisée permettant de garantir le respect des limites et références de qualité réglementaires en tout temps, y-compris en cas de variation des caractéristiques de la ressource. Lorsque la chloration participe à l'élimination de l'ammonium, une approche spécifique de traitement permettant d'éliminer ce polluant est à prévoir ;
- réaliser une désinfection adaptée aux caractéristiques de l'eau à traiter avec une garantie permanente d'efficacité et d'innocuité ;
- produire une EDCH présentant la plus faible concentration possible en matières organiques biodégradables dissoutes pour limiter la croissance bactérienne en réseau. En fonction des caractéristiques de l'eau brute, des filières de traitements adaptées sont à prévoir pour réduire les matières organiques biodégradables (ex : clarification, filtres biologiques, charbon actif, traitements membranaires) ;
- disposer d'un réseau de distribution parfaitement caractérisé (cartographie, matériaux, état général, ancienneté) et, de préférence, dont le fonctionnement hydraulique a été modélisée. La modélisation du fonctionnement hydraulique du réseau est notamment indispensable pour optimiser certaines interventions techniques (purges) et fixer les

sites de prélèvement en réseau tenant compte de la réalité du temps de séjour de l'EDCH (par exemple, en s'appuyant sur le modèle américain EPANET⁹⁰ de l'US EPA en accès libre) ;

- veiller à maintenir le réseau de distribution en bon état général avec un taux de fuite limité (une valeur guide inférieure à 10-15 % est recommandée). Une stratégie globale de conception et de maintenance des installations et de maîtrise de la pression dans le réseau doit permettre de limiter le risque d'introduction d'agents microbiens dans le réseau, notamment par retour d'eau ou casse de matériel. La surveillance visuelle de l'intégrité des ouvrages doit être assurée ;
- assurer une gestion technique du réseau de distribution reposant sur des procédures d'entretien adaptées. Le programme de nettoyage des ouvrages (ex : nettoyage et désinfection annuelle des réservoirs, purges en réseau) doit être défini et appliqué, ainsi que les « procédures qualité » sur les chantiers, notamment le nettoyage et la désinfection des nouvelles canalisations. La maintenance du réseau doit permettre d'éliminer les sédiments ;
- garantir la formation des personnels et sous-traitants au respect des bonnes pratiques d'hygiène ;
- assurer la traçabilité des interventions et travaux dans le carnet sanitaire de l'installation ;
- mettre en œuvre une surveillance à toutes les étapes de la filière de production et de distribution selon les modalités définies dans le cadre de la procédure d'autorisation. Le GT et le CES « Eaux » soulignent l'intérêt d'assurer un suivi, préférentiellement en continu, de tout ou partie des paramètres d'intérêts identifiés comme pertinents pour le réseau à une plus forte fréquence (sur la base des données précédemment collectées), en s'appuyant le cas échéant sur des méthodes dites « alternatives » rapides, qu'il s'agisse de méthodes culturelles, génomiques, biochimiques ou d'énumération directe. Selon les paramètres et les méthodes utilisées, l'interprétation des mesures obtenues s'appuiera sur les limites et références de qualité réglementaires et/ou l'analyse de l'évolution dans le temps des valeurs mesurées par rapport aux valeurs habituellement observées. La surveillance de la qualité microbiologique des EDCH par des méthodes rapides (du type de l'ATP-métrie) doit être intégrée au PGSSE. Il s'agit de disposer d'un aperçu permanent, en des points stratégiques du réseau, de la présence de contaminants microbiens. Des mesures ponctuelles fréquentes sont à prévoir. Les valeurs cibles à respecter dans le cadre du recours aux méthodes rapides doivent être définies au préalable en fonction des conditions locales et des points de prélèvement. Par exemple, dans le cas de l'ATP-métrie, il n'existe pas de valeur guide. Une campagne de mesures initiale doit permettre de déterminer les valeurs classiquement obtenues, en fonctionnement normal du réseau, et de vérifier ensuite les évolutions (positives ou négatives). La surveillance d'un réseau passe également par l'implantation de sondes multi-paramètres permettant de vérifier en continu l'absence d'anomalie des paramètres physico-chimiques (pH, turbidité, conductivité, température et matières organiques via l'absorbance UV 254 nm). Si des portions de réseau présentent des augmentations importantes de la température de l'EDCH en saison chaude, un renforcement de la surveillance de la qualité microbiologique de l'EDCH doit être réalisé, associé si nécessaire à des mesures spécifiques de gestion ;
- établir des procédures de gestion de crise en cas de contamination avérée ou suspectée des EDCH induisant un risque pour les consommateurs. En cas de besoin de chloration urgente à mettre en œuvre, des moyens adaptés doivent être anticipés (par exemple, des unités de chloration mobiles) ;

⁹⁰ US EPA (2014). EPANET - Application for Modeling Drinking Water Distribution Systems. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/water-research/epanet>.

- établir dans le PGSSE des procédures de mise en application des directives reçues dans le cadre du plan Vigipirate, notamment pour le respect des délais impartis en termes de chloration du réseau, et planifier des exercices périodiques permettant de s'assurer de la capacité de réaction en cas d'alerte ;
- disposer d'une organisation adaptée pour le recueil des signaux inhabituels venant des consommateurs (plaintes groupées). S'il n'existe pas déjà, un numéro d'appel doit être mis à disposition des consommateurs pour leur permettre de signaler toute urgence ressentie (goût, odeur) ou avérée en termes de caractéristiques de l'EDCH ou de fonctionnement du réseau de distribution.

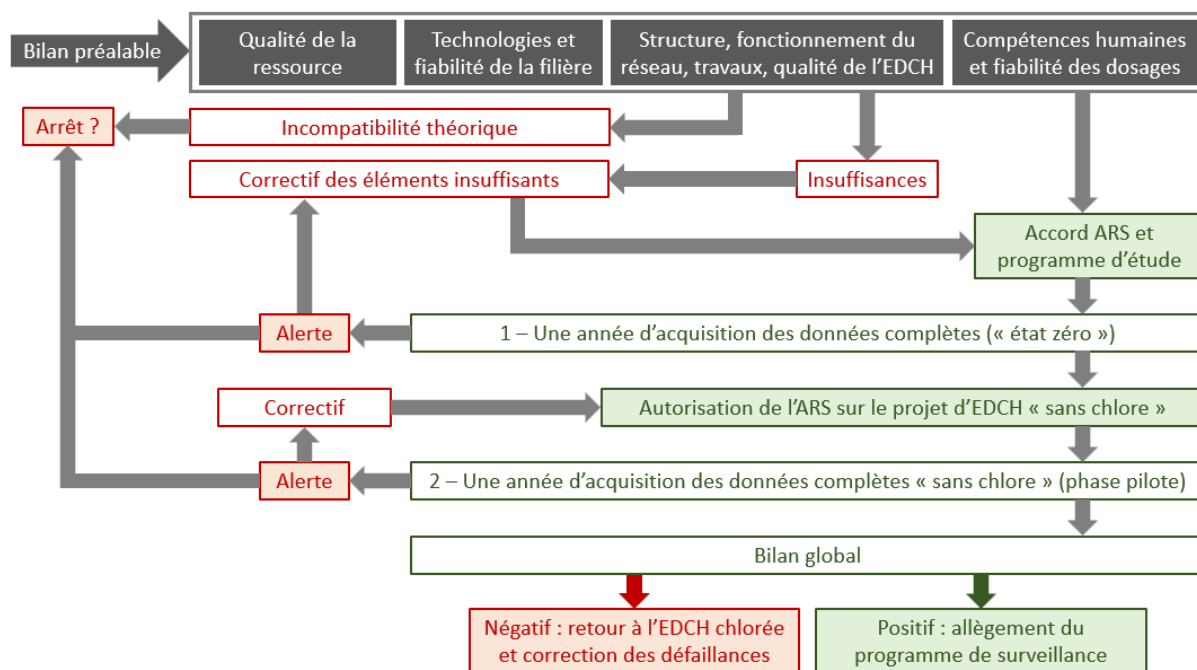


Figure 21. Aperçu de la démarche à adopter pour la conduite d'un projet de passage à l'EDCH « sans chlore ».

L'annexe 9 donne deux exemples de scénarios pour passer à une EDCH « sans chlore » en fonction du risque initial : risque lié à une introduction accidentelle et risque lié à une prolifération d'agents pathogènes opportunistes déjà présents dans le biofilm. Chaque scénario liste la nature du risque, les facteurs déterminants du risque, les indicateurs témoins, l'effet protecteur du chlore libre résiduel, les prérequis spécifiques à vérifier avant le passage à une EDCH « sans chlore » et les mesures à prendre pour limiter le risque, et enfin les indicateurs supplémentaires de suivi et la gestion du risque pour une filière « sans chlore ».

7.2.3 Besoins de recherche et d'études

Le GT et le CES « Eaux » recommandent que des études soient menées sur :

- l'impact de l'arrêt de la chloration et de l'augmentation conséquente de la température sur les communautés microbiennes des réseaux, en particulier sur les variations d'abondance des bactéries pathogènes opportunistes (*Legionella*, *Mycobacterium*) ;
- les conditions de relargage d'éléments traces métalliques dans les canalisations lors du passage d'une EDCH chlorée à une EDCH « sans chlore » ;
- les délais nécessaires pour garantir un résiduel de chlore libre significatif dans l'EDCH en cas de besoin urgent, dans le cas d'un réseau habituellement « sans chlore ». L'objectif est de savoir si l'absence de chlore résiduel rend le réseau moins facile à chlorer, notamment dans le cadre de l'application du plan Vigipirate ;

- la bancarisation des données, acquises sur les études complètes menées sur des réseaux ayant réalisé un passage à une EDCH « sans chlore » : traçabilité des paramètres microbiologiques et physicochimiques, caractéristiques du réseau, y compris la bancarisation des séquences d'ADN16S des communautés microbiennes. La mise en place de ces ressources interopérables permettra le partage d'expériences et la réalisation de rétro-analyses, notamment après la fin des périodes expérimentales ;
- la poursuite de l'exploitation des données SISE-Eaux à disposition de l'Anses (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques, bactéries aérobies revivifiables à 22 °C et à 36 °C, bactéries et spores de bactéries sulfito-réductrices, température, COT, turbidité) pour déterminer les paramètres favorisant les dépassements de seuils réglementaires des EDCH chlorées et « sans chlore », et le lien avec les signaux épidémiologiques observés en 4.3.2. L'important volume du jeu de données issu de la base SISE-Eaux a rendu complexe la mise en place d'un protocole de « nettoyage », de traitement statistique et d'exploitation des données (cf. annexe 2). Dans ce rapport, seuls les paramètres chimiques (chlore libre et chlore total) ont pu être exploités (cf. 4.3.1) ;
- le développement d'indicateurs performants pour détecter ou suspecter des contaminations des EDCH d'origine accidentelle dans des réseaux « sans chlore ».

8 Bibliographie

8.1 Publications

8.1.1 Références du tableau 3 (cf. 4.1)

Références des données du tableau 3 « Proportions du type d'eaux brutes captées pour la production d'EDCH dans les États membres de l'Union européenne et autres pays (en volume) » (cf. 4.1) :

France : Banque Nationale des Prélèvements en Eau, 2021.

<https://geoidd.developpement-durable.gouv.fr/#c=indicator&view=map19>.

Allemagne : Bureau fédéral de l'environnement/Umweltbundesamt.

<https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/water/drinking-water>.

Danemark : Agence danoise de protection de l'environnement/ Miljøstyrelsen.

<https://eng.mst.dk/water/drinking-water>.

Hongrie : Nikolett, P. Szabó. 2022. « Ivóvízminőségi jelentések/Rapports sur la qualité de l'eau potable ».

<https://www.nnk.gov.hu/index.php/kornyezetegugy/kornyezetegeszsegugyi-laboratoriumi-osztaly/vizhigienes-laboratorium/ivoviz/ivovizminosegi-jelentesek.html>.

Lettonie : Inspection de la santé de la République de Lettonie/Veselības inspekcija. Information obtenue via la sollicitation du réseau ENDWARE.

Norvège : Organisation d'intérêt national pour l'industrie de l'eau Norsk Vann.

<https://norskvann.no/vannforsyning-og-drikkevann/>.

Pays-Bas : Association néerlandaise des compagnies de distribution d'eau/Vewin - Vereniging van waterbedrijven in Nederland. Dutch Drinking Water Statistics 2022.

<https://www.vewin.nl/wp-content/uploads/2024/06/vewin-dutch-drinking-water-statistics-2022-eng-web.pdf>.

Portugal : Agence portugaise de l'Environnement/ Agência Portuguesa do Ambiente.

<https://rea.apambiente.pt/content/%C3%A1qua-para-consumo-humano>.

Suède : Informations d'urgence des autorités suédoise/Krisinformation.

<https://www.krisinformation.se/en/finding-help-and-services/ten-sectors-for-unified-defence/societys-responsibility/municipalities/drinking-water-supply>.

Suisse : Bibliothèque Am Guisanplatz BiG – Confédération suisse.

<https://www.big.admin.ch/fr/focus-les-eaux-souterraines>.

8.1.2 Références du rapport

- Abhijith, G. R., L. Kadinski, et A. Ostfeld. 2021. « Modeling Bacterial Regrowth and Trihalomethane Formation in Water Distribution Systems ». *Water* 13 (4) : 463. <https://doi.org/10.3390/w13040463>.
- Académie des sciences. 1848. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences - janvier-juin 1848. Note sur la fièvre puerpérale de M. SEMMELWEIS*. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k2983p>.
- Ahmad, J. I., G. Liu, P. W., J.J. van Der Wielen, G. Medema, et J. P. van Der Hoek. 2020. « Effects of cold recovery technology on the microbial drinking water quality in unchlorinated distribution systems ». *Environmental Research* 183 (avril) : 109175. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109175>.
- Akoumianaki, I. 2017. « Lead in drinking water : public health mitigation, and economic perspectives ». CD2016_03. <https://www.crew.ac.uk/publication/lead-drinking-water-public-health-mitigation-and-economic-perspectives>.
- Alanazi, A., S. Younas, H. Ejaz, M. Alruwaili, Y. Alruwaili, B.Mazhari, M. Atif, et K. Junaid. 2025. « Advancing the understanding of Naegleria fowleri: Global epidemiology, phylogenetic analysis, and strategies to combat a deadly pathogen ». *Journal of Infection and Public Health* 18 (4) : 102690. <https://doi.org/10.1016/j.jiph.2025.102690>.
- Albert, M., W. Hijnen, J. van Vossen, et M. Blokker. 2017. « Modelling Bacterial Biomass in a Non-chlorinated Drinking Water Distribution System ». *Procedia Engineering*, XVIII International Conference on Water Distribution Systems, WDSA2016, 186 (janvier) : 127-34. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.03.218>.
- American Public Health Association (APHA). 1921. *A half century of public health : jubilee historical volume of the American Public Health Association, in commemoration of the fiftieth anniversary celebration of its foundation, New York City, November 14-18, 1921*. Language material, Electronic resource. United States. <http://catalog.hathitrust.org/Record/001558764>.
- . 1999. *Standard method for the examination of water and wastewater*. 20th éd. Water Environment Federation.
- Anses. 2010. « Évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition par ingestion de *Pseudomonades* dans les eaux destinées à la consommation humaine (hors eaux conditionnées). Saisine n°2008-SA-0117. <https://www.anses.fr/fr/content/evaluation-des-risques-sanitaires-lies-lexposition-par-ingestion-de-pseudomonades-dans-les>.
- . 2010. « Evaluation de l'innocuité des réacteurs équipés de lampes à rayonnements ultraviolets et de l'efficacité de ces procédés pour la désinfection des eaux destinées à la consommation humaine ». Saisine n°2009-SA-0002. <https://www.anses.fr/fr/content/evaluation-de-linnocuite-des-reacteurs-equipés-de-lampes-rayonnements-ultraviolets-et-de>.
- . 2010. « Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux situations de dépassement de la limite de qualité du paramètre « trihalométhanes totaux » dans les eaux destinées à la consommation humaine ». Saisine n°2004-SA-0070. <https://www.anses.fr/fr/content/avis-de-lagence-francaise-de-securite-sanitaire-des-aliments-relatif-levaluation-des-3>.
- . 2011. « Valeur toxicologique de référence des acides haloacétiques ». Saisine n°2009-SA-0343. Maisons-Alfort : Anses. <https://www.anses.fr/fr/system/files/CHIM2009sa0343.pdf>.

- . 2012. « Avis de l'ANSES relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux dépassements de la limite de qualité du chrome dans les eaux destinées à la consommation humaine ». Saisine n°2011-SA-0127. <https://www.anses.fr/fr/content/avis-de-lanses-relatif-levaluation-des-risques-sanitaires-lies-aux-depassements-de-la-limite>.
- . 2013. « Avis de l'Anses relatif à l'évaluation de l'innocuité sanitaire des matériaux organiques des installations fixes de production, de traitement et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine (MCDE) – Paramètres à mesurer dans les eaux issues des essais de migration et critères d'acceptabilité ». Saisine n°2012-SA-0114. Maisons-Alfort : Anses. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2012sa0114.pdf>.
- . 2020. « Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif au projet d'arrêté relatif à la protection des réseaux d'adduction et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine contre les pollutions par retours d'eau ». Saisine n° 2020-SA-0064. <https://www.anses.fr/fr/system/files/EAUX2020SA0064.pdf>.
- . 2023. « Avis et rapport de l'Anses relatif à l'évaluation des risques sanitaires des acides haloacétiques dans l'eau destinée à la consommation humaine ». Saisine n°2021-SA-0015. <https://www.anses.fr/fr/content/avis-et-rapport-2021-sa-0015>.
- Asada, T., M. Omichi, M. Yamada, A. Yamada, et K. Oikawa. 2004. « Study on a Removal Mechanism for Residual Chlorine by Copper Fiber ». *Biomedical Research on Trace Elements* 15 (1) : 42-48. <https://doi.org/10.11299/brte.15.42>.
- Ashbolt, N. J. 2015. « Microbial Contamination of Drinking Water and Human Health from Community Water Systems ». *Current Environmental Health Reports* 2 (1) : 95-106. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0037-5>.
- ASTEE. 2013. *Réservoirs et canalisations d'eau destinée à la consommation humaine : inspection, nettoyage et désinfection*. <https://www.astee.org/publications/reservoirs-et-canalisation-deau-destinee-a-la-consommation-humaine-inspection-nettoyage-et-desinfection/>.
- . 2021. « Initier, mettre en place, faire vivre un PGSSE ». <https://www.astee.org/publications/initier-mettre-en-place-faire-vivre-un-pgsse/>.
- Atlas, D., J. Coombs, et O. T. Zajicek. 1982. « The corrosion of copper by chlorinated drinking waters ». *Water Research* 16 (5) : 693-98. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90093-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90093-8).
- Bartrand, T. A., J. J. Causey, et J. L. Clancy. 2014. « *Naegleria fowleri*: An emerging drinking water pathogen ». *Journal AWWA* 106 (10). <https://doi.org/10.5942/jawwa.2014.106.0140>.
- Batté, M., B.M.R. Appenzeller, D. Grandjean, S. Fass, V. Gauthier, F. Jorand, L. Mathieu, M. Boualam, S. Saby, et J.C. Block. 2003. « Biofilms in Drinking Water Distribution Systems ». *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 2 (2) : 147-68. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040456.71537.29>.
- Bautista-de Los Santos, Q. M., J. L. Schroeder, M. C. Sevillano-Rivera, R. Sungthong, U. Z. Ijaz, W. T. Sloan, et A. J. Pinto. 2016. « Emerging investigators series: microbial communities in full-scale drinking water distribution systems – a meta-analysis ». *Environmental Science : Water Research & Technology* 2 (4) : 631-44. <https://doi.org/10.1039/C6EW00030D>.
- Beaudeau, P., H. de Valk, V. Vaillant, C. Mannschott, C. Tillier, D. Mouly, et M. Ledrans. 2008. « Lessons learned from ten investigations of waterborne gastroenteritis outbreaks, France, 1998-2006. » *J Water Health* 6 (4) : 491-503.
- Bédard, E., M. Prévost, et E. Déziel. 2016. « *Pseudomonas aeruginosa* in premise plumbing of large buildings ». *MicrobiologyOpen* 5 (6) : 937-56. <https://doi.org/10.1002/mbo3.391>.

- Bell, J., X. Ma, T. J. McDonald, C. Huang, et V. K. Sharma. 2022. « Overlooked Role of Chromium(V) and Chromium(IV) in Chromium Redox Reactions of Environmental Importance ». *ACS ES&T Water* 2 (6) : 932-42. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00409>.
- Bellar, T.A., J.J. Lichtenberg, et R.C. Kroner. 1974. « Occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters ». *Journal / American Water Works Association* 66 (12) : 703-6. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1974.tb02129.x>.
- Bemer, P., O. Peuchant, H. Guet-Revillet, J. Bador, C. Balavoine, D. Basille, G. Beltramo, et al. 2021. « Management of patients with pulmonary mycobacteriosis in France : a multicenter retrospective cohort study ». *BMC pulmonary medicine* 21 (1) : 333. <https://doi.org/10.1186/s12890-021-01701-5>.
- Besner, M., M. Prévost, et S. Regli. 2011. « Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges ». *Water Research* 45 (3) : 961-79. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.035>.
- Besner, M., P. Servais, et M. Prévost. 2008. « Efficacy of disinfectant residual on microbial intrusion: A review of experiments ». *Journal AWWA* 100 (10) : 116-30. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2008.tb09752.x>.
- Betanzo, E., R. Hofmann, Z. Hu, H. Baribeau, et Z. Alam. 2008. « Modeling the Impact of Microbial Intrusion on Secondary Disinfection in a Drinking Water Distribution System ». *Journal of Environmental Engineering* 134 (4) : 231-37. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:4\(231\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:4(231)).
- Biyela, P. T., H. Ryu, A. Brown, A., M. Abbaszadegan, et B. E. Rittmann. 2012. « Distribution systems as reservoirs of *Naegleria fowleri* and other amoebae ». *Journal AWWA* 104 (1). <https://doi.org/10.5942/jawwa.2012.104.0007>.
- Blanc, S. M., D. Robinson, et N. L. Fahrenfeld. 2021. « Potential for nontuberculous mycobacteria proliferation in natural and engineered water systems due to climate change : A literature review ». *City and Environment Interactions* 11 (août) : 100070. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100070>.
- Bohner, H. F., et R. L. Bradley. 1991. « Corrosivity of Chlorine Dioxide Used as Sanitizer in Ultrafiltration Systems¹ ». *Journal of Dairy Science* 74 (10) : 3348-52. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78523-8](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78523-8).
- Bowie, W. R., A. S. King, D. H. Werker, J. L. Isaac-Renton, A. Bell, S. B. Eng, et S. A. Marion. 1997. « Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water. The BC Toxoplasma Investigation Team ». *Lancet (London, England)* 350 (9072) : 173-77. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(96\)11105-3](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(96)11105-3).
- Bunau-Varilla, P. 1932. *Quelques documents sur la verdunisation des eaux, rassemblés pour la IIIe Exposition internationale de technique sanitaire et d'hygiène urbaine à Lyon (du 7 au 20 mars 1932) / par Philippe Bunau-Varilla*. BNF. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k322213q>.
- Calderón-Franco, D., F. Corbera-Rubio, M. Cuesta-Sanz, B. Pieterse, D. de Ridder, M. C. M. van Loosdrecht, D. van Halem, M. Laurenzi, et D. G. Weissbrodt. 2023. « Microbiome, resistome and mobilome of chlorine-free drinking water treatment systems ». *Water Research* 235 (mai) : 119905. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119905>.
- Calero P., C., Joby Boxall, V. Soria-Carrasco, S. Martínez, et I. Douterelo. 2021. « Implications of Climate Change : How Does Increased Water Temperature Influence Biofilm and Water Quality of Chlorinated Drinking Water Distribution Systems? » *Frontiers in Microbiology* 12 (juin) : 658927. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.658927>.

- Campbell, A., K. Willis, et E. Parsons. 2024. « Forecasting climate-associated non-tuberculous mycobacteria (NTM) infections in the UK using international surveillance data and machine learning ». *PLOS global public health* 4 (8) : e0003262. <https://doi.org/10.1371/journal.pgph.0003262>.
- Cancho, B., C. Fabrellas, A. Diaz, F. Ventura, et M. T. Galceran. 2001. « Determination of the Odor Threshold Concentrations Of Iodinated Trihalomethanes in Drinking Water ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 49 (4) : 1881-84. <https://doi.org/10.1021/jf001252m>.
- Cantor, A. F., J. K. Park, et P. Vaiyavatjamai. 2003. « Effect of chlorine on corrosion in Drinking Water Systems ». *Journal AWWA* 95 (5) : 112-23. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2003.tb10366.x>.
- Carabin, A., A. Cassivi, C. D., M. Rodriguez, et C. Huot. 2024. « Heterotrophic plate counts (HPC) in drinking water distribution systems : A comprehensive review and meta-analysis ». *Water Quality Research Journal* 59 (3) : 126-58. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.027>.
- Cargouët, M., D. Perdiz, et Y. Levi. 2007. « Evaluation of the estrogenic potential of river and treated waters in the Paris area (France) using in vivo and in vitro assays ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67 (1) : 149-56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.03.001>.
- Centers for disease control and prevention - CDC. 2012. « History of Drinking Water Treatment ». 2012. https://archive.cdc.gov/www_cdc_gov/healthywater/drinking/history.html.
- . 2024. « Guidance for Legionella Control ». Controlling Legionella. 2 avril 2024. <https://www.cdc.gov/control-legionella/php/guidance/index.html>.
- Centre d'information sur l'eau. 2022. « Les français et l'eau. Enquête nationale 2022 - 26ème édition ». https://www.debatpublic.fr/sites/default/files/2023-04/BarometreCIEAU2022_GLOBALChiffres.pdf.
- Cervero-Aragó, S., S. Rodríguez-Martínez, A. Puertas-Bennasar, et R. M. Araujo. 2015. « Effect of Common Drinking Water Disinfectants, Chlorine and Heat, on Free Legionella and Amoebae-Associated Legionella ». Sous la direction de Andrew C Singer. *PLOS ONE* 10 (8) : e0134726. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134726>.
- Chebeir, M., et H. Liu. 2016. « Kinetics and Mechanisms of Cr(VI) Formation via the Oxidation of Cr(III) Solid Phases by Chlorine in Drinking Water ». *Environmental Science & Technology* 50 (2) : 701-10. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05739>.
- . 2018. « Oxidation of Cr(III)–Fe(III) Mixed-Phase Hydroxides by Chlorine: Implications on the Control of Hexavalent Chromium in Drinking Water ». *Environmental Science & Technology* 52 (14) : 7663-70. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06013>.
- Chen, L., F. Ling, G. Bakker, W. Liu, G. Medema, W. Van Der Meer, et G. Liu. 2020. « Assessing the transition effects in a drinking water distribution system caused by changing supply water quality: an indirect approach by characterizing suspended solids ». *Water Research* 168 : 115159. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115159>.
- Chowdhury, S. 2012. « Heterotrophic bacteria in drinking water distribution system : a review ». *Environmental Monitoring and Assessment* 184 (10) : 6087-6137. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2407-x>.
- Ciofu, O., C. Moser, P. Østrup Jensen, et N. Høiby. 2022. « Tolerance and resistance of microbial biofilms ». *Nature Reviews Microbiology* 20 (10) : 621-35. <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00682-4>.

- Colin, X., L. Audouin, J. Verdu, M. Rozental-Evesque, B. Rabaud, F. Martin, et F. Bourguine. 2009. « Aging of polyethylene pipes transporting drinking water disinfected by chlorine dioxide. I. Chemical aspects ». *Polymer Engineering & Science* 49 (7) : 1429-37. <https://doi.org/10.1002/pen.21258>.
- Collier, S. A., L. Deng, E. A. Adam, K. M. Benedict, E. M. Beshearse, A. J. Blackstock, B. B. Bruce, et al. 2021. « Estimate of Burden and Direct Healthcare Cost of Infectious Waterborne Disease in the United States ». *Emerging Infectious Diseases* 27 (1) : 140-49. <https://doi.org/10.3201/eid2701.190676>.
- Corso, M., C. Galey, et P. Beaudeau. 2017. « Evaluation quantitative de l'impact sanitaire des sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France ». <https://www.santepubliquefrance.fr/import/evaluation-quantitative-de-l-impact-sanitaire-des-sous-produits-de-chloration-dans-l-eau-destinee-a-la-consommation-humaine-en-france>.
- Costa, R. D. F. S., M. L. S. Barbosa, F. J. G. Silva, S. R. Sousa, V. F. C. Sousa, et B. O. Ferreira. 2023. « Study of the Chlorine Influence on the Corrosion of Three Steels to Be Used in Water Treatment Municipal Facilities ». *Materials* 16 (6) : 2514. <https://doi.org/10.3390/ma16062514>.
- Costet-Deiber, N.. 2013. « Effets sanitaires de l'exposition aux sous-produits de chloration de l'eau ». Theses, Université de Rennes. <https://theses.hal.science/tel-00927735>.
- Craun, G., et R. Calderon. 2001. « Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. » *Journal of the American Water Works Association* 93 (11) : 65-75.
- Crone, S., M. Vives-Flórez, L. Kvich, A. M. Saunders, M. Malone, M. H. Nicolaisen, E. Martínez-García, et al. 2020. « The environmental occurrence of *Pseudomonas aeruginosa* ». *APMIS : acta pathologica, microbiologica, et immunologica Scandinavica* 128 (3) : 220-31. <https://doi.org/10.1111/apm.13010>.
- CSTB. 2012. « Maîtrise du risque de développement des légionelles dans les réseaux d'eau chaude sanitaire ». Consulté le 18 mars 2025. <https://www.cstb.fr/centre-ressources/toutes-nos-ressources/maitrise-risque-developpement-legionelles-reseaux-eau-chaude-sanitaire>.
- Daniau, C., A. Paumier, H. Blanchard, B. Nkoumazok, M. Angibaud, M. Chartier, A. Savey, et al. 2023. « Principaux résultats de l'enquête nationale de prévalence 2022 des infections nosocomiales et des traitements anti-infectieux en établissement de santé ». Santé publique France. Consulté le 2 décembre 2025. <https://www.santepubliquefrance.fr/import/principaux-resultats-de-l-enquete-nationale-de-prevalence-2022-des-infections-nosocomiales-et-des-traitements-anti-infectieux-en-etablissement-de-s>.
- Darchy, C., S. Courtois, P. Piriou, C. Giorni, O. Nicolitch, O. Schlosser, S. Robert, B. Rabaud, P. Chevalier, et K. Glucina. 2025. « Essai démonstratif à échelle réelle d'une distribution d'eau sans chlore ». *Astee TSM*, n° 10. <https://astee-tsm.fr/articles/tsm-10-2025-essai-demonstratif-a-echelle-reelle-dune-distribution-deau-sans-chlore/>.
- De Vera, G., et E. C. Wert. 2019. « Using discrete and online ATP measurements to evaluate regrowth potential following ozonation and (non)biological drinking water treatment ». *Water Research* 154 (mai) : 377-86. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.006>.
- Deborde, M., et U. von Gunten. 2008. « Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review ». *Water Research* 42 (1-2) : 13-51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>.
- Dejean, G., et F. Mansotte. 2012. « Contamination d'un réseau de distribution d'eau par des légionelles. Mesures prises et retour d'expérience ». *Astee TSM*. <https://astee-tsm.fr/articles/tsm-10-2012-dejean/>.

- Delafont, V. 2015. « Diversité et implication des amibes libres dans la survie et la persistance des mycobactéries non tuberculeuses au sein d'un réseau d'eau potable ». Theses, Université de Poitiers - Faculté des Sciences Fondamentales et Appliquées. <https://theses.hal.science/tel-01517979>.
- Delafont, V., D. Bouchon, Y. Héchard, et Laurent Moulin. 2016. « Environmental factors shaping cultured free-living amoebae and their associated bacterial community within drinking water network ». *Water Research* 100 (septembre) : 382-92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.044>.
- Delafont, V., F. Mougari, E. Cambau, M. Joyeux, D. Bouchon, Y. Héchard, et L. Moulin. 2014. « First evidence of amoebae-mycobacteria association in drinking water network ». *Environmental Science & Technology* 48 (20) : 11872-82. <https://doi.org/10.1021/es5036255>.
- Delpla, I., et M. J. Rodriguez. 2025. « Aléas climatiques et conséquences sur les eaux destinées à la consommation humaine ». *Environnement, Risques & Santé* 24 (4) : 212-18. <https://doi.org/10.1684/ers.2025.1866>.
- Demir, M., H. Guven, M.Ersahin, H. Ozgun, M.Pasaoglu, et I. Koyuncu. 2024. « Comparative Life Cycle Assessment of Four Municipal Water Disinfection Methods ». *Sustainability* 16 (14) : 6104. <https://doi.org/10.3390/su16146104>.
- Den Boer, J. W., R. A. Coutinho, E. P. F. Yzerman, et M. A. B. van Der Sande. 2008. « Use of surface water in drinking water production associated with municipal Legionnaires' disease incidence ». *Journal of Epidemiology & Community Health* 62 (4) : e1-e1. <https://doi.org/10.1136/jech.2007.061598>.
- Devilliers, C., B. Fayolle, L. Laiarinandrasana, S. Oberti, et E. Gaudichet-Maurin. 2011. « Kinetics of chlorine-induced polyethylene degradation in water pipes ». *Polymer Degradation and Stability* 96 (7) : 1361-68. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2011.03.013>.
- Dietrich, A. M., M. P. Orr, D. L. Gallagher, et R. C. Hoehn. 1992. « Tastes and Odors Associated With Chlorine Dioxide ». *Journal (American Water Works Association)* 84 (6) : 82-88.
- Direction de l'hygiène, du travail et de la prévoyance sociale. 1937. *Annales des services techniques d'hygiène de la ville de Paris*. BNF. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k11777443>.
- Donohue, M. J., J. H. Mistry, J. M. Donohue, K. O'Connell, D. King, J. Byran, T. Covert, et S. Pfaller. 2015. « Increased Frequency of Nontuberculous Mycobacteria Detection at Potable Water Taps within the United States ». *Environmental Science & Technology* 49 (10) : 6127-33. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00496>.
- Dowdell, K., S.Haig, L. J. Caverly, Y. Shen, J. J. LiPuma, et L. Raskin. 2019. « Nontuberculous mycobacteria in drinking water systems - the challenges of characterization and risk mitigation ». *Current Opinion in Biotechnology* 57 (juin) : 127-36. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.03.010>.
- Dukan, S., Y. Levi, P. Piriou, F. Guyon, et P. Villon. 1996. « Dynamic modelling of bacterial growth in drinking water networks ». *Water Research* 30 (9) : 1991-2002. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00021-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00021-8).
- Dupuy, M., F. Berne, P. Herbelin, M. Binet, N. Berthelot, M.Rodier, S. Soreau, et Y. Héchard. 2014. « Sensitivity of free-living amoeba trophozoites and cysts to water disinfectants ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 217 (2) : 335-39. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.07.007>.

- EEA. 2024. « Responding to climate change impacts on human health in Europe : focus on floods, droughts and water quality ». 14 mai 2024.
<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/responding-to-climate-change-impacts>.
- EIN Revue l'Eau, l'Industrie, les Nuisances. 2024. « Brève histoire des techniques de potabilisation de l'eau (2ème partie) », février. <https://www.revue-ein.com/article/breve-histoire-des-techniques-de-potabilisation-de-l-eau-2eme-partie>.
- Eisnor, J. D., et G. A. Gagnon. 2004. « Impact of secondary disinfection on corrosion in a model water distribution system ». *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 53 (7) : 441-52. <https://doi.org/10.2166/aqua.2004.0035>.
- El-Chakhtoura, J., P. E. Saikaly, M. C. M. Van Loosdrecht, et J. S. Vrouwenvelder. 2018. « Impact of Distribution and Network Flushing on the Drinking Water Microbiome ». *Frontiers in Microbiology* 9 (septembre) : 2205. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02205>.
- Fair, G. M. 1963. « Fifty Years of Progress in Water Purification, 1913–63 ». *Journal of the American Water Works Association* 55 (juillet) : 813-24. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1963.tb01093.x>.
- Falkinham, J.O. 2009. « Surrounded by mycobacteria: nontuberculous mycobacteria in the human environment ». *Journal of Applied Microbiology* 107 (2) : 356-67. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04161.x>.
- Falkinham, J. O. 2015. « Environmental Sources of Nontuberculous Mycobacteria ». *Clinics in Chest Medicine* 36 (1) : 35-41. <https://doi.org/10.1016/j.ccm.2014.10.003>.
- . 2021. « Ecology of Nontuberculous Mycobacteria ». *Microorganisms* 9 (11) : 2262. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9112262>.
- Fan, S., Y. Shen, et L. Qian. 2024. « Social life of free-living amoebae in aquatic environment—comprehensive insights into interactions of free-living amoebae with neighboring microorganisms ». *Frontiers in Microbiology* 15 (juin) : 1382075. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1382075>.
- Fechali Moute, Z. 2022. « Etude de la biodiversité et de la viabilité des amibes libres dans un réseau d'eau potable : approches environnementales et fondamentales ». Theses, Université Paris-Saclay. <https://theses.hal.science/tel-04672721>.
- Flemming, H., E.D. van Hullebusch, B. J. Little, T. R. Neu, P. H. Nielsen, T. Seviour, P. Stoodley, J. Wingender, et S. Wuertz. 2025. « Microbial extracellular polymeric substances in the environment, technology and medicine ». *Nature Reviews Microbiology* 23 (2) : 87-105. <https://doi.org/10.1038/s41579-024-01098-y>.
- Flemming, H., J. Wingender, U. Szewzyk, P. Steinberg, S. A. Rice, et S. Kjelleberg. 2016. « Biofilms : an emergent form of bacterial life ». *Nature Reviews. Microbiology* 14 (9) : 563-75. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.94>.
- Furst, K. E., K. E. Graham, R. J. Weisman, et K. B. Adusei. 2024. « It's getting hot in here: Effects of heat on temperature, disinfection, and opportunistic pathogens in drinking water distribution systems ». *Water Research* 260 (août) : 121913. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121913>.
- Galey, C.. 2017. « Guide d'investigation des épidémies d'infections liées à l'ingestion d'eau de distribution : Deuxième édition ». Santé publique France. Consulté le 29 septembre 2025. <https://www.santepubliquefrance.fr/import/guide-d-investigation-des-epidemies-d-infections-liees-a-l-ingestion-d-eau-de-distribution-deuxieme-edition>.

- Gan, Y., I. Rahmatika, F. Kurisu, H. Furumai, D. Simazaki, H. Fukano, Y. Hoshino, et I. Kasuga. 2022. « The fate and risk of nontuberculous mycobacteria in the water supply system : a review ». *H2Open Journal* 5 (2) : 180-97. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2022.144>.
- García-Ávila, F., G. Bonifaz-Barba, S. Donoso-Moscoso, L. Flores del Pino, et L. Ramos-Fernández. 2018. « Dataset of copper pipes corrosion after exposure to chlorine ». *Data in Brief* 19 (août) : 170-78. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.023>.
- Ghadami K., H., Gholamreza Pircheraghi, et A. Ghare Baghlar. 2025. « Degradation of high-density polyethylene (HDPE) exposed to chlorine dioxide-containing water : The effect of co-monomer and crystalline structure ». *Polymer Degradation and Stability* 232 (février) : 111154. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2024.111154>.
- GIEC. 2008. *Le changement climatique et l'eau - Document technique VI du GIEC*. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. <https://library.wmo.int/records/item/48770-le-changement-climatique-et-l-eau?offset=4>.
- Gleason, J. A., et P. D. Cohn. 2022. « A review of legionnaires' disease and public water systems – Scientific considerations, uncertainties and recommendations ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 240 (mars) : 113906. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113906>.
- Gleason, J. A., L. E. Conner, et K. M. Ross. 2023. « Associations of household factors, hot water temperature, and chlorine residual with Legionella occurrence in single-family homes in New Jersey ». *The Science of the Total Environment* 870 (avril) : 161984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161984>.
- Gomes, T., L. Vaccaro, A. Magnet, F. Izquierdo, D. Ollero, C. Martínez-Fernández, L. Mayo, et al. 2020. « Presence and interaction of free-living amoebae and amoeba-resisting bacteria in water from drinking water treatment plants ». *Science of The Total Environment* 719 (juin) : 137080. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137080>.
- Gomila, M., A. Peña, M. Mulet, J. Lalucat, et E. García-Valdés. 2015. « Phylogenomics and systematics in Pseudomonas ». *Frontiers in Microbiology* 6 : 214. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00214>.
- Goudot, S., P. Herbelin, L. Mathieu, S. Soreau, S. Banas, et F.P.A. Jorand. 2014. « Biocidal efficacy of monochloramine against planktonic and biofilm-associated *Naegleria fowleri* cells ». *Journal of Applied Microbiology* 116 (4) : 1055-65. <https://doi.org/10.1111/jam.12429>.
- Greub, G., et D. Raoult. 2004. « Microorganisms Resistant to Free-Living Amoebae ». *Clinical Microbiology Reviews* 17 (2) : 413-33. <https://doi.org/10.1128/CMR.17.2.413-433.2004>.
- Grobe, S., J. Wingender, et H. Flemming. 2001. « Capability of mucoid Pseudomonas aeruginosa to survive in chlorinated water ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 204 (2-3) : 139-42. <https://doi.org/10.1078/1438-4639-00085>.
- Haas, C. 1999. « Benefits of using a disinfectant residual. » *Journal of the American Water Works Association* 91 (1) : 65. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08569.x>.
- Hambsch, B. 1999. « Distributing groundwater without a disinfectant residual ». *Journal AWWA* 91 (1) : 81-85. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08572.x>.
- Hatchuel, G., et L. Ortalda. 2000. « La perception de la qualité de l'eau et la sensibilité de la population à l'environnement ». Sourcing Crédoc N°Sou2000-1317. CRÉDOC. Consulté le 11 juillet 2025. <https://www.credoc.fr/publications/la-perception-de-la-qualite-de-leau-et-la-sensibilite-de-la-population-a-l-environnement>.

- HCSP. 2025. « Avis du 3 juillet 2025 relatif à la gestion des risques sanitaires liés à la présence de THM dans les EDCH ». *Rapport de l'HCSP*. Paris : Haut Conseil de la Santé Publique. Consulté le 14 octobre 2025.
<https://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=1456>.
- Hegarty, B., Z. Dai, L. Raskin, A. Pinto, K. Wigginton, et M. Duhaime. 2022. « A snapshot of the global drinking water virome: Diversity and metabolic potential vary with residual disinfectant use ». *Water Research* 218 (juin) : 118484. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118484>.
- Hrudey, S. E. 2024. « Public Health Risk Assessment and Management for Safe Drinking Water ». *The Groundwater Project*. <https://doi.org/10.62592/MNDH2138>.
- Hu, J., H. Dong, Q. Xu, W. Ling, J. Qu, et Z. Qiang. 2018. « Impacts of water quality on the corrosion of cast iron pipes for water distribution and proposed source water switch strategy ». *Water Research* 129 (février) : 428-35. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.065>.
- IARC. 1991. « Chlorinated drinking-water ». Dans *Chlorinated Drinking-Water; Chlorination by-Products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 52. International Agency for Research on Cancer. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK506911/>.
- . 1999. *Some Chemicals that Cause Tumours of the Kidney or Urinary Bladder in Rodents and Some Other Substances*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 73. International Agency for Research on Cancer.
- Ifwarson, M. 1998. « Results and experiences from tests on polyolefin pipes exposed to chlorinated water. » Dans *Proceedings of the 10th Plastic Pipes, Plastic Pipes Conference Association*. Gothenburg, Sweden.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2023. « Climate Change 2023 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Geneva : Intergovernmental Panel on Climate Change.
https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_FullVolume.pdf.
- . 2022. « Sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change ». Intergovernmental panel on climate change. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-3/>.
- Jacangelo, J. G., N. L. Patania, R. R. Trussell, C. N. Haas, et C. Gerba. 2002. *Inactivation of Waterborne Emerging Pathogens by Selected Disinfectants*. Denver, CO : Amer Water Works Assn.
- Jachimowski, A., et T. Nitkiewicz. 2019. « Comparative analysis of selected water disinfection technologies with the use of life cycle assessment ». *Archives of Environmental Protection*; 2019; vol. 45; No 3; 3-10.
<https://www.czasopisma.pan.pl/dlibra/publication/128635/edition/112222>.
- Jarraud, S., et J. Freney. 2011. *Legionella*. 2e éd. Monographies de microbiologie. Paris : Éd. Tec & doc.
- Jia, Y., B. Qi, J. Zhao, X. Guo, W. Dong, X. Lv, Z. Dai, et Y. Yuan. 2025. « Recent challenges and research progress in microbiologically influenced corrosion in drinking water distribution systems ». *Environmental Technology & Innovation* 38 (mai) : 104054.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104054>.

- Jofre, J., F. Lucena, A. R. Blanch, et M. Muniesa. 2016. « Coliphages as Model Organisms in the Characterization and Management of Water Resources ». *Water* 8 (5) : 199. <https://doi.org/10.3390/w8050199>.
- Joret, J. C., et Y. Levi. 1986. « Méthode rapide d'évaluation du carbone éliminable des eaux par voie biologique ». *Tribune du CEBEDEAU* 39 (510) : 3-9.
- Kaplan, L. A., T. L. Bott, et D. J. Reasoner. 1993. « Evaluation and simplification of the assimilable organic carbon nutrient bioassay for bacterial growth in drinking water ». *Applied and Environmental Microbiology* 59 (5) : 1532-39. <https://doi.org/10.1128/aem.59.5.1532-1539.1993>.
- Khan, I. A., K. H. Lee, Y. Lee, et J. Kim. 2022. « Degradation analysis of polymeric pipe materials used for water supply systems under various disinfectant conditions ». *Chemosphere* 291 (mars) : 132669. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132669>.
- Kim, T., X. Zhao, R. M. Hozalski, et T. M. LaPara. 2024. « Residual disinfectant effectively suppresses Legionella species in drinking water distribution systems supplied by surface water in Minnesota, USA ». *Science of The Total Environment* 940 (août) : 173317. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173317>.
- King, D. N., M. J. Donohue, S. J. Vesper, E. N. Villegas, M. W. Ware, M. E. Vogel, E. F. Furlong, D. W. Kolpin, S. T. Glassmeyer, et S. Pfaller. 2016. « Microbial pathogens in source and treated waters from drinking water treatment plants in the United States and implications for human health ». *Science of The Total Environment* 562 (août) : 987-95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.214>.
- Kirmeyer, G., M. Friedman, D. Howie, M. LeChevallier, M. Abbaszadegan, M. Karim, J. Funk, et J. Harbour. 2001. « Pathogen intrusion into the distribution system ». The Water Research Foundation. <https://www.waterrf.org/research/projects/pathogen-intrusion-distribution-system>.
- Kjellberg, S., A. Jayaratne, E. Cadan, N. Sukumaran, J. Vreeburg, et J. Verberk. 2009. « The resuspension potential method: Yarra Valley water's novel approach to routine mains cleaning ». *Water Supply* 9 (5) : 549-56. <https://doi.org/10.2166/ws.2009.456>.
- Kooij, D. van der. 1981. « Multiplication of bacteria in drinking water ». *Antonie van Leeuwenhoek* 47 (3) : 281-83. <https://doi.org/10.1007/BF00403401>.
- Kooij, D. van der, P.K. Baggelaar, H.R. Veenendaal, L. Moulin, Charlotte B. Corfitzen, Hans-Jørgen Albrechtsen, D. Holt, et B. Hambsch. 2006. « Standardising the biomass production potential method for determining the enhancement of microbial growth of construction products in contact with drinking water : Inter-laboratory testing ». Report. *Standardising the biomass production potential method for determining the enhancement of microbial growth of construction products in contact with drinking water*. European Commission. <https://orbit.dtu.dk/en/publications/standardising-the-biomass-production-potential-method-for-determi/>.
- Kooij, D. van der, et H.R. Veenendaal. 2001. « Biomass production potential of materials in contact with drinking water : method and practical importance ». *Water Supply* 1 (3) : 39-45. <https://doi.org/10.2166/ws.2001.0052>.
- Kooij, D. van der, J. Hein, M. van Lieverloo, J. Schellart, et P. Hiemstra. 1999. « Maintaining quality without a disinfectant residual ». *Journal AWWA* 91 (1) : 55-64. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08568.x>.
- Kooij, D. van der. 1992. « Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth ». *Journal AWWA* 84 (2) : 57-65. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1992.tb07305.x>.

- Kooij, D., A. Visser, et W. Hijnen. 1982. « Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water ». *Journal AWWA* 74 (10) : 540-45. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb05000.x>.
- Kowalska, B., T. Klepka, et D. Kowalski. 2016. « Influence of chlorinated water on mechanical properties of polyethylene and polyvinyl chloride pipes ». *WIT Press* 165 (12) : 63-74. <https://doi.org/10.2495/UW160061>.
- Kuchta, J. M., S. J. States, A. M. McNamara, R. M. Wadowsky, et R. B. Yee. 1983. « Susceptibility of *Legionella pneumophila* to chlorine in tap water ». *Applied and Environmental Microbiology* 46 (5) : 1134-39. <https://doi.org/10.1128/aem.46.5.1134-1139.1983>.
- Kumar, R., A. Kolloli, P. Singh, L. Shi, A. Kupz, et S. Subbian. 2024. « The innate memory response of macrophages to *Mycobacterium tuberculosis* is shaped by the nature of the antigenic stimuli ». *Microbiology Spectrum* 12 (8) : e0047324. <https://doi.org/10.1128/spectrum.00473-24>.
- Lau, H.Y., et N.J. Ashbolt. 2009. « The role of biofilms and protozoa in *Legionella* pathogenesis: implications for drinking water ». *Journal of Applied Microbiology* 107 (2) : 368-78. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04208.x>.
- Laurent, P., P. Servais, M. Prévost, D. Gatel, et B. Clément. 1997. « Testing the SANCHO model on distribution systems ». *Journal AWWA* 89 (7) : 92-103. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08262.x>.
- Lautenschlager, K., C. Hwang, W.Liu, N. Boon, O. Köster, H. Vrouwenvelder, T. Egli, et F. Hammes. 2013. « A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks ». *Water Research* 47 (9) : 3015-25. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.002>.
- Le Dantec, C.. 2002. « Mycobactéries atypiques : analyse génétique et distribution dans l'eau potable ». Thesis, Paris 11. <https://theses.fr/2002PA112332>.
- Learbuch, K. L. G., H. Smidt, et P. W. J. J. van der Wielen. 2022. « Water and biofilm in drinking water distribution systems in the Netherlands ». *Science of The Total Environment* 831 (juillet) : 154940. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154940>.
- Learbuch, K.L.G., H. Smidt, et P.W.J.J. Van Der Wielen. 2021. « Influence of pipe materials on the microbial community in unchlorinated drinking water and biofilm ». *Water Research* 194 (avril) : 116922. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116922>.
- LeChevallier, M., T. Prosser, et M. Stevens. 2024. « Opportunistic Pathogens in Drinking Water Distribution Systems—A Review ». Preprints. <https://doi.org/10.20944/preprints202404.0278.v1>.
- LeChevallier, M. W. 2019. « Occurrence of culturable *Legionella pneumophila* in drinking water distribution systems ». *AWWA Water Science* 1 (3) : e1139. <https://doi.org/10.1002/aws2.1139>.
- LeChevallier, M. W., R. W. Gullick, M. R. Karim, M. Friedman, et J. E. Funk. 2003. « The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients ». *Journal of Water and Health* 1 (1) : 3-14.
- LeChevallier, M. W., T. Prosser, et M. Stevens. 2024. « Opportunistic Pathogens in Drinking Water Distribution Systems-A Review ». *Microorganisms* 12 (5) : 916. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12050916>.

- LeChevallier, M. W., N. E. Shaw, L. A. Kaplan, et T. L. Bott. 1993. « Development of a Rapid Assimilable Organic Carbon Method for Water ». *Applied and Environmental Microbiology* 59 (5) : 1526-31. <https://doi.org/10.1128/aem.59.5.1526-1531.1993>.
- LeChevallier, M.W. 2025. « The Case for Monitoring for Legionella pneumophila in Drinking Water Distribution Systems ». *Water (Switzerland)* 17 (4). <https://doi.org/10.3390/w17040475>.
- Lecointre Patin, R. 1919. *L'eau pure : protection et purification des eaux de boisson / par R. et J. Lecointre-Patin...* BNF. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k888245n>.
- Lee, S., Y. Sun, S. Fan, N. Rahim, Y. Xian, M. Kiron Shakhawat, K. A. Chavarria, et al. 2025. « Moving Beyond the Silos of Opportunistic Pathogen and Disinfection Byproduct Research to Improve Drinking Water System Management ». *Environmental Science & Technology* 59 (18) : 8900-8921. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c12586>.
- Lee, Y., B.I. Escher, et U. Von Gunten. 2008. « Efficient Removal of Estrogenic Activity during Oxidative Treatment of Waters Containing Steroid Estrogens ». *Environmental Science & Technology* 42 (17) : 6333-39. <https://doi.org/10.1021/es7023302>.
- Legube, Bernard. 2021. *Production d'eau potable - 2e édition. Procédés de traitement, paramètres de qualité, impacts du changement climatique*. Dunod. Technique et ingénierie. <https://www.dunod.com/sciences-techniques/production-d-eau-potable-procedes-traitement-parametres-qualite-impacts-du>.
- . 2025. « Eau potable - Filières de traitement et impacts du changement climatique ». *Techniques de l'Ingénieur*, 2025. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/procedes-de-traitement-des-eaux-potables-industrielles-et-urbaines-42318210/eau-potable-w5510/>.
- Lesnik, R., I. Brettar, et M. G Höfle. 2016. « Legionella species diversity and dynamics from surface reservoir to tap water: from cold adaptation to thermophily ». *The ISME Journal* 10 (5) : 1064-80. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.199>.
- Letizia, M., S. P. Diggle, et M. Whiteley. 2025. « Pseudomonas aeruginosa : ecology, evolution, pathogenesis and antimicrobial susceptibility ». *Nature Reviews Microbiology*, mai. <https://doi.org/10.1038/s41579-025-01193-8>.
- Lewis, K. 2007. « Persister cells, dormancy and infectious disease ». *Nature Reviews Microbiology* 5 (1) : 48-56. <https://doi.org/10.1038/nrmicro1557>.
- Lin, W., Z. Yu, H. Zhang, et I. P. Thompson. 2014. « Diversity and dynamics of microbial communities at each step of treatment plant for potable water generation ». *Water Research* 52 (avril) : 218-30. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.071>.
- Liu, C., U. Von Gunten, et Jean-Philippe Croué. 2013. « Enhanced Chlorine Dioxide Decay in the Presence of Metal Oxides : Relevance to Drinking Water Distribution Systems ». *Environmental Science & Technology* 47 (15) : 8365-72. <https://doi.org/10.1021/es4015103>.
- Liu, G., E.J. Van Der Mark, J.Q.J.C. Verberk, et J.C. Van Dijk. 2013. « Flow cytometry total cell counts: A field study assessing microbiological water quality and growth in unchlorinated drinking water distribution systems ». *BioMed Research International* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/595872>.
- Liu, G., Y. Zhang, X. Liu, F. Hammes, W.Liu, G. Medema, et P. Wessels. 2020. « 360-Degree Distribution of Biofilm Quantity and Community in an Operational Unchlorinated Drinking Water Distribution Pipe ». *Environ. Sci. Technol.*

- Liu, L., T. Cao, Q. Zhang, et C. Cui. 2019. « Study on the characteristics of metal corrosion and sterilizing effect of chlorine dioxide ». *Desalination and Water Treatment* 152 (juin) : 161-67. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24010>.
- Liu, S., C. Gunawan, N. Barraud, S. A. Rice, E. J. Harry, et R. Amal. 2016. « Understanding, Monitoring, and Controlling Biofilm Growth in Drinking Water Distribution Systems ». *Environmental Science & Technology* 50 (17) : 8954-76. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00835>.
- Liu, S., Q. Li, R. Jiang, P. Liu, et X. Zhang. 2023. « Shift of human pathogen community composition and their potential human health risk after supply suspension in tap water ». *Scientific Reports* 13 (1) : 12419. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-39225-z>.
- Loret, J., et N. Dumoutier. 2019. « Non-tuberculous mycobacteria in drinking water systems: A review of prevalence data and control means ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 222 (4) : 628-34. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.01.002>.
- Lu, J., I. Struewing, E. Vereen, A. E. Kirby, K. Levy, C. Moe, et N. Ashbolt. 2015. « Molecular Detection of *Legionella* spp. and their associations with *Mycobacterium* spp., *Pseudomonas aeruginosa* and amoeba hosts in a drinking water distribution system ». *Journal of Applied Microbiology* 120 (2) : 509-21. <https://doi.org/10.1111/jam.12996>.
- Luo, L., Y. Wu, T. Yu, Y. Wang, G. Chen, X. Tong, Y. Bai, et al. 2021. « Evaluating method and potential risks of chlorine-resistant bacteria (CRB): A review ». *Water Research* 188 (janvier) : 116474. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116474>.
- Malinowski, N., S. Domingos, J. Wylie, M.J. Morgan, S. Metcalfe, T. Walsh, W. Ahmed, A.H. Kaksonen, et G.J. Puzon. 2022. « Free-Living Amoeba and Associated Pathogenic Bacteria in Well-Chlorinated Drinking Water Storage Tanks ». *ACS ES and T Water* 2 (9) : 1511-20. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00428>.
- Mao, G., Y. Song, M. Bartlam, et Y. Wang. 2018. « Long-Term Effects of Residual Chlorine on *Pseudomonas aeruginosa* in Simulated Drinking Water Fed With Low AOC Medium ». *Frontiers in Microbiology* 9 : 879. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00879>.
- Maranha, A., S. Alarico, D. Nunes-Costa, I. Melo-Marques, I. Roxo, P. Castanheira, O. Caramelo, et N. Empadinhas. 2024. « Drinking Water Microbiota, Entero-Mammary Pathways, and Breast Cancer: Focus on Nontuberculous Mycobacteria ». *Microorganisms* 12 (7) : 1425. <https://doi.org/10.3390/microorganisms12071425>.
- Masjoudi, M., M. Mohseni, et J. R. Bolton. 2021. « Sensitivity of Bacteria, Protozoa, Viruses, and Other Microorganisms to Ultraviolet Radiation ». *Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology* 126 : 126021. <https://doi.org/10.6028/jres.126.021>.
- McMinn, B. R., N. J. Ashbolt, et A. Korajkic. 2017. « Bacteriophages as indicators of faecal pollution and enteric virus removal ». *Letters in Applied Microbiology* 65 (1) : 11-26. <https://doi.org/10.1111/lam.12736>.
- Mena, K. D., et C. P. Gerba. 2009. « Risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in water ». *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 201 : 71-115. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0032-6_3.
- Mikdam, A., X. Colin, G. Minard, N. Billon, et R. Maurin. 2017. « A kinetic model for predicting the oxidative degradation of additive free polyethylene in bleach disinfected water ». *Polymer Degradation and Stability* 146 (décembre) : 78-94. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2017.09.020>.

- Ministère de la santé, des familles, de l'autonomie et des personnes handicapées. 2025. « La qualité de l'eau du robinet en France - Synthèse 2024 ». https://sante.gouv.fr/IMG/pdf/synthese_bilan_qualite_2024.pdf.
- Ministère de l'intérieur - Direction de l'assistance et de l'hygiène publique. 1912. « Recueil des actes officiels et documents intéressant l'hygiène publique - Travaux du Conseil Supérieur d'hygiène publique de France. Tome quarante-deuxième ». https://sante.gouv.fr/fichiers/numerisation4/CCHP_TOME42_1912.pdf.
- Mo, W., P. K. Cornejo, J. P. Malley, T. E. Kane, et M. R. Collins. 2018. « Life cycle environmental and economic implications of small drinking water system upgrades to reduce disinfection byproducts ». *Water Research* 143 (octobre) : 155-64. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.047>.
- Moulin, L. 2008. « Aptitude des matériaux à favoriser le développement de biofilm. Méthode d'essais ». *Astee TSM*, 2008. <https://astee-tsm.fr/articles/tsm-5-2008-moulin/>.
- Mouly, D., E. Joulin, C. Rosin, P. Beaudeau, A. Zeghnoun, A. Olszewski-Ortar, et J. Munoz. 2008. « Les sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France - Campagnes d'analyses dans quatre systèmes de distribution d'eau et modélisation de l'évolution des trihalométhanes. » Institut de veille sanitaire.
- Mouly, D., J. Pouey, J. Chesneau, G. Jones, et N. Franques. 2024. « Premier bilan épidémiologique du dispositif national de surveillance des épidémies de gastro-entérites aiguës d'origine hydrique en France entre 2010 et 2022 ». *Bulletin épidémiologique hebdomadaire*, n° 15 : 313-22.
- Nakanishi, T., M. Hirose, Y. Asada, et S. Itoh. 2024. « Legionella community dynamics in a drinking water distribution system : Impact of residual chlorine depletion ». *Science of The Total Environment* 956 (décembre) : 177302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177302>.
- NHMRC. 2011. *Australian Drinking Water Guidelines 6*. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council. National Water Quality Management Strategy. Commonwealth of Australia.
- Nisar, M. A., K. E. Ross, M. H. Brown, R. Bentham, et H. Whitley. 2020. « Legionella pneumophila and Protozoan Hosts : Implications for the Control of Hospital and Potable Water Systems ». *Pathogens* 9 (4) : 286. <https://doi.org/10.3390/pathogens9040286>.
- Nishiuchi, Y., T. Iwamoto, et F. Maruyama. 2017. « Infection Sources of a Common Non-tuberculous Mycobacterial Pathogen, Mycobacterium avium Complex ». *Frontiers in Medicine* 4 : 27. <https://doi.org/10.3389/fmed.2017.00027>.
- Odhiambo, M., V. Viñas, E. Sokolova, et T. J. R. Pettersson. 2023. « Health risks due to intrusion into the drinking water distribution network : hydraulic modelling and quantitative microbial risk assessment ». *Environmental Science : Water Research & Technology* 9 (6) : 1701-16. <https://doi.org/10.1039/D2EW00720G>.
- Office français de la biodiversité. 2024. « Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement ; panorama des services et de leur performance en 2022. » Office français de la biodiversité. https://www.services.eaufrance.fr/cms/uploads/Rapport_Sispea_2022_VF_b6e89c028b.pdf.
- Olivieri, V. P., M. C. Snead, C. W. Krusé, et K. Kawata. 1986. « Stability and effectiveness of chlorine disinfectants in water distribution systems ». *Environmental Health Perspectives* 69 (novembre) : 15-29. <https://doi.org/10.1289/ehp.866915>.

- Organisation Mondiale de la Santé. 2004. « Trihalomethanes in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality ». Consulté le 20 décembre 2023. <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/chemical-hazards-in-drinking-water/trihalomethanes>.
- . 2007. *Legionella and the prevention of legionellosis*. Water, Sanitation, Hygiene and Health (WSH). <https://www.who.int/publications/i/item/9241562978>.
- . 2020. « Eau, assainissement, hygiène et gestion des déchets en rapport avec le SARS-CoV-2, le virus responsable de la COVID-19 ». *WHO/2019-nCoV/IPC_WASH/2020.4*, 29 juillet 2020, World Health Organization édition.
- . 2022. *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789240045064>.
- . 2024. *Guidelines for drinking-water quality: small water supplies*. <https://www.who.int/publications-detail-redirect/9789240088740>.
- . 2025. « Tuberculosis (TB) ». 2025. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/tuberculosis>.
- Özdemir, M., et M. Tüfekçi. 1997. « Removal of chlorine residues in aqueous media by metallic iron ». *Water Research* 31 (2) : 343-45. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00240-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00240-0).
- Pan, W., L. Schattner, J. Guilak, et D. Giammar. 2019. « Impact of Cu(II) and Zn(II) on the Reductive Dissolution of Pb(IV) Oxide ». *Environmental Science & Technology Letters* 6 (12) : 745-51. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00612>.
- Parte, A. C., J. Sardà Carbasse, J. P. Meier-Kolthoff, L. C. Reimer, et M. Göker. 2020. « List of Prokaryotic names with Standing in Nomenclature (LPSN) moves to the DSMZ ». *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 70 (11) : 5607-12. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.004332>.
- Payment P., L. Richardson, J. Siemiatycki, R. Dewar, M. Edwardes, et E. Franco. 1991. « A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. » *American Journal of public Health* 81 (6) : 703-8. <https://doi.org/10.2105/ajph.81.6.703>.
- Payment, P. 1999. « Poor efficacy of residual chlorine disinfectant in drinking water to inactivate waterborne pathogens in distribution systems ». *Canadian Journal of Microbiology* 45 (8) : 709-15. <https://doi.org/10.1139/w99-063>.
- Perrin, Y., D. Bouchon, V. Delafont, L. Moulin, et Y. Héchard. 2019. « Microbiome of drinking water : A full-scale spatio-temporal study to monitor water quality in the Paris distribution system ». *Water Research* 149 (février) : 375-85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.013>.
- Pfaller, S., D. King, J. H. Mistry, et M. Donohue. 2022. « Occurrence revisited: Mycobacterium avium and Mycobacterium intracellulare in potable water in the USA ». *Applied Microbiology and Biotechnology* 106 (7) : 2715-27. <https://doi.org/10.1007/s00253-022-11849-7>.
- Piriou, P., S. Dukan, Y. Levi, F. Guyon, et P. Villon. 1996. « Modélisation du comportement des biomasses bactériennes libres et fixées dans les réseaux de distribution d'eau potable ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 9 (3) : 381-406. <https://doi.org/10.7202/705259ar>.
- Pouey, J., C. Galey, J. Chesneau, G. Jones, N. Franques, P. Beaudeau, et D. Mouly. 2021. « Implementation of a national waterborne disease outbreak surveillance system : overview

- and preliminary results, France, 2010 to 2019 ». *Euro surveillance* 26 (34) : 2001466. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2021.26.34.2001466>.
- Poulsen, B. E., R. Yang, A. E. Clatworthy, T. White, S. J. Osmulski, L. Li, C. Penaranda, E. S. Lander, N. Shores, et D. T. Hung. 2019. « Defining the core essential genome of *Pseudomonas aeruginosa* ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (20) : 10072-80. <https://doi.org/10.1073/pnas.1900570116>.
- Prest, E. I., F. Hammes, M. C. M. Van Loosdrecht, et J. S. Vrouwenvelder. 2016. « Biological Stability of Drinking Water : Controlling Factors, Methods, and Challenges ». *Frontiers in Microbiology* 7 (février). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00045>.
- Proctor, C., E. Garner, K. A. Hamilton, N. J. Ashbolt, L. J. Caverly, J. O. Falkinham, C. N. Haas, et al. 2022. « Tenets of a holistic approach to drinking water-associated pathogen research, management, and communication ». *Water Research* 211 (mars) : 117997. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117997>.
- Propato, M., et J. G. Uber. 2004. « Vulnerability of water distribution systems to pathogen intrusion : how effective is a disinfectant residual? » *Environmental Science & Technology* 38 (13) : 3713-22. <https://doi.org/10.1021/es035271z>.
- Proulx, F., M. Rodriguez, et J. Sérodes. 2010. « Les goûts et les odeurs dans l'eau potable : revue des composés responsables et des techniques de mesure ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 23 (3) : 303-23. <https://doi.org/10.7202/044691ar>.
- Puzon, G. J., Haylea C. Miller, N. Malinowski, T. Walsh, et M. J. Morgan. 2020. « *Naegleria fowleri* in drinking water distribution systems ». *Current Opinion in Environmental Science & Health, Occupational safety and health: Emerging Microbial Contaminants and Human Health effects*, 16 (août) : 22-27. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.02.003>.
- Ramos H., D. Loureiro, A. Lopes, C. Fernandes, Covas D., L. Reis, et M. Cunha. 2010. « Evaluation of chlorine decay in drinking water systems for different flow conditions : from theory to practice ». *Water Resources Management* 24 : 815-34. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9472-8>.
- Rhoads, W. J., E. Garner, P. Ji, N. Zhu, J. Parks, D. O. Schwake, A. Pruden, et M. A. Edwards. 2017. « Distribution System Operational Deficiencies Coincide with Reported Legionnaires' Disease Clusters in Flint, Michigan ». *Environmental Science & Technology* 51 (20) : 11986-95. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01589>.
- Rhoads, W. J., T. Keane, M. S. Spencer, A. Pruden, et M. A. Edwards. 2020. « Did Municipal Water Distribution System Deficiencies Contribute to a Legionnaires' Disease Outbreak in Quincy, IL ? » *Environmental Science & Technology Letters* 7 (12) : 896-902. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00637>.
- Rice, S. A., B. van den Akker, F. Pomati, et D. Roser. 2012. « A risk assessment of *Pseudomonas aeruginosa* in swimming pools : a review ». *Journal of Water and Health* 10 (2) : 181-96. <https://doi.org/10.2166/wh.2012.020>.
- Richardson, S. D. 1998. « Drinking water disinfection by-products ». Dans *The encyclopedia of environmental analysis and remediation*. , 3 : 1398-1421. Wiley. New-York : Meyers RA (ed).
- Richardson, S. D., M. J. Plewa, E. D. Wagner, R. Schoeny, et D. M. Demarini. 2007. « Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research ». *Mutation Research* 636 (1-3) : 178-242. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>.

- Richardson, S. D., et M. J. Plewa. 2020. « To regulate or not to regulate? What to do with more toxic disinfection by-products? » *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8 (4) : 103939. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103939>.
- Richardson, S. D., et Cristina Postigo. 2012. « Drinking Water Disinfection By-products ». Dans *Emerging Organic Contaminants and Human Health*. Sous la direction de Damià Barceló, 93-137. Berlin, Heidelberg : Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-25111-1_125.
- Rook, J. J. 1974. « Formation of haloforms during chlorination of natural waters ». *Journal Water Treatment Examination* 23 : 234-43.
- Rudra, B., et R. S. Gupta. 2024. « Phylogenomics studies and molecular markers reliably demarcate genus *Pseudomonas* sensu stricto and twelve other Pseudomonadaceae species clades representing novel and emended genera ». *Frontiers in Microbiology* 14 : 1273665. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1273665>.
- Safford, H. R., et H. N. Bischel. 2019. « Flow cytometry applications in water treatment, distribution, and reuse: A review ». *Water Research* 151 (mars) : 110-33. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.016>.
- Santé Canada. 2022. « Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution ». Lignes directrices. <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/conseils-surveillance-stabilite-biologique-eau-potable-reseaux-distribution.html>.
- Santé Publique France. 2017a. « Evaluation quantitative de l'impact sanitaire des sous-produits de chloration dans l'eau destinée à la consommation humaine en France ». <https://www.santepubliquefrance.fr/import/evaluation-quantitative-de-l-impact-sanitaire-des-sous-produits-de-chloration-dans-l-eau-destinee-a-la-consommation-humaine-en-france>.
- . 2017b. « Relation entre l'incidence des cancers de la vessie et l'exposition aux sous-produits de la chloration présents dans l'eau du robinet en France ». 2023. <https://www.santepubliquefrance.fr/import/relation-entre-l-incidence-des-cancers-de-la-vessie-et-l-exposition-aux-sous-produits-de-la-chloration-presents-dans-l-eau-du-robinet-en-france>.
- . 2021. « Investigation d'une épidémie de gastro-entérites aiguës d'origine hydrique à Breuil-le-Sec (Oise) d'avril à juin 2019 : résultats de l'enquête épidémiologique ». Études et enquêtes. <https://www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/maladies-infectieuses-d-origine-alimentaire/gastro-enterites-aigues/documents/enquetes-etudes/investigation-d-une-epidemie-de-gastro-enterites-aigues-d-origine-hydrique-a-breuil-le-sec-oise-d-avril-a-juin-2019-resultats-de-l-enquete-epid>.
- Sedlak, D. L., et U. von Gunten. 2011. « The Chlorine Dilemma ». *Science* 331 (6013) : 42-43. <https://doi.org/10.1126/science.1196397>.
- Semenza, J. C., et A. I. Ko. 2023. « Waterborne Diseases That Are Sensitive to Climate Variability and Climate Change ». *New England Journal of Medicine* 389 (23) : 2175-87. <https://doi.org/10.1056/NEJMra2300794>.
- Servais, P., G. Billen, et M. Hascoët. 1987. « Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters ». *Water Research* 21 (4) : 445-50. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90192-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90192-8).
- Sharaby, Y., S. Rodríguez-Martínez, O. Oks, M. Pecellin, H. Mizrahi, A. Peretz, I. Brettar, M. G. Höfle, et M. Halpern. 2017. « Temperature-Dependent Growth Modeling of Environmental and Clinical *Legionella pneumophila* Multilocus Variable-Number Tandem-Repeat Analysis

- (MLVA) Genotypes ». Sous la direction de Donald W. Schaffner. *Applied and Environmental Microbiology* 83 (8) : e03295-16. <https://doi.org/10.1128/AEM.03295-16>.
- Shrivastava, R., R. K. Upreti, S. R. Jain, K. N. Prasad, P. K. Seth, et U. C. Chaturvedi. 2004. « Suboptimal chlorine treatment of drinking water leads to selection of multidrug-resistant *Pseudomonas aeruginosa* ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58 (2) : 277-83. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00107-6](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00107-6).
- Siddiqui, M. S., G. L. Amy, et B. D. Murphy. 1997. « Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources ». *Water Research* 31 (12) : 3098-3106. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00130-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00130-9).
- Siponen, S., B. Jayaprakash, A. Hokajärvi, V. Gomez-Alvarez, J. Inkinen, I. Ryzhikov, P. Räsänen, et al. 2024. « Composition of active bacterial communities and presence of opportunistic pathogens in disinfected and non-disinfected drinking water distribution systems in Finland ». *Water Research* 248 : 120858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120858>.
- Smeets, P. W. M. H., G. J. Medema, et J. C. van Dijk. 2009. « The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands ». *Drinking Water Engineering and Science* 2 (1) : 1-14. <https://doi.org/10.5194/dwes-2-1-2009>.
- Snead, M., V. Olivieri, C. Kruse, et K. Kawata. 1980. « Benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. » US EPA. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/910202U7.PDF?Dockey=910202U7.PDF>.
- Song, X., G. Zhang, Y. Zhou, et W. Li. 2023. « Behaviors and mechanisms of microbially-induced corrosion in metal-based water supply pipelines : A review ». *Science of The Total Environment* 895 (octobre) : 165034. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165034>.
- Sousi, M., S. G. Salinas-Rodriguez, G. Liu, J. Dusseldorp, A. J. Kemperman, J. C. Schippers, W. G. J. Van Der Meer, et M. D. Kennedy. 2021. « Comparing the bacterial growth potential of ultra-low nutrient drinking water assessed by growth tests based on flow cytometric intact cell count versus adenosine triphosphate ». *Water Research* 203 (septembre) : 117506. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117506>.
- Squinazi, F. 2004. « Biofilm et matériaux des canalisations des réseaux de distribution d'eau ». *Synthèse des études scientifique du laboratoire d'hygiène de la ville de Paris*, 2004. <https://www.asso-iceb.org/wp-content/uploads/2017/01/Dossier-biofilm-et-materiaux-Dr-Squinazi.pdf>.
- Stefan, D. S., M. Bosomoiu, et G. Teodorescu. 2023. « The Behavior of Polymeric Pipes in Drinking Water Distribution System—Comparison with Other Pipe Materials ». *Polymers* 15 (19) : 3872. <https://doi.org/10.3390/polym15193872>.
- Świetlik, J., et M. Magnucka. 2025. « Aging of drinking water transmission pipes during long-term operation as a potential source of nano- and microplastics ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 263 (janvier) : 114467. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2024.114467>.
- Tan, C., S. Avasarala, et H. Liu. 2020. « Hexavalent Chromium Release in Drinking Water Distribution Systems : New Insights into Zerovalent Chromium in Iron Corrosion Scales ». *Environmental Science & Technology* 54 (20) : 13036-45. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03922>.
- Tang, P., J. Wu, H. Liu, Y. Liu, et X. Zhou. 2018. « Assimilable organic carbon (AOC) determination using GFP-tagged *Pseudomonas fluorescens* P-17 in water by flow cytometry ». *PLOS ONE* 13 (6) : e0199193. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199193>.

- Taravaud, A., M. Ali, B. Lafosse, V. Nicolas, C. Féliers, S. Thibert, Y. Lévi, P. M. Loiseau, et S. Pomel. 2018. « Enrichment of free-living amoebae in biofilms developed at upper water levels in drinking water storage towers: An inter- and intra-seasonal study ». *Science of The Total Environment* 633 (août) : 157-66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.178>.
- Thomas, J. M., et N. J. Ashbolt. 2011. « Do Free-Living Amoebae in Treated Drinking Water Systems Present an Emerging Health Risk ? » *Environmental Science & Technology* 45 (3) : 860-69. <https://doi.org/10.1021/es102876y>.
- Thomas, V., T. Bouchez, V. Nicolas, S. Robert, J. F. Loret, et Y. Lévi. 2004. « Amoebae in domestic water systems: resistance to disinfection treatments and implication in Legionella persistence ». *Journal of Applied Microbiology* 97 (5) : 950-63. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02391.x>.
- Thomas, V., G. McDonnell, S.P. Denyer, et J.-Y. Maillard. 2010. « Free-living amoebae and their intracellular pathogenic microorganisms: Risks for water quality ». *FEMS Microbiology Reviews* 34 (3) : 231-59. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2009.00190.x>.
- Tian, Y., L. Wei, T. Yu, H. Shen, W. Zhao, et X. Chu. 2024. « Adsorption of Cr(VI) and Cr(III) on layered pipe scales and the effects of disinfectants in drinking water distribution systems ». *Journal of Hazardous Materials* 474 (août) : 134745. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134745>.
- To, K., R. Cao, A. Yegiazaryan, J. Owens, et V. Venketaraman. 2020. « General Overview of Nontuberculous Mycobacteria Opportunistic Pathogens: Mycobacterium avium and Mycobacterium abscessus ». *Journal of Clinical Medicine* 9 (8) : 2541. <https://doi.org/10.3390/jcm9082541>.
- Toribio-Avedillo, D., A. R. Blanch, M. Muniesa, et L. Rodríguez-Rubio. 2021. « Bacteriophages as Fecal Pollution Indicators ». *Viruses* 13 (6) : 1089. <https://doi.org/10.3390/v13061089>.
- Trolio, R., A. Bath, C. Gordon, R. Walker, et A. Wyber. 2008. « Operational management of Naegleria spp. in drinking water supplies in Western Australia ». *Water Supply* 8 (2) : 207-15. <https://doi.org/10.2166/ws.2008.063>.
- Tulchinsky, T. H. 2018. « John Snow, Cholera, the Broad Street Pump; Waterborne Diseases Then and Now ». *Case Studies in Public Health*, 77-99. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804571-8.00017-2>.
- Tuthill, A. H., R. E. Avery, S. Lamb, et G. Kobrin. 1998. « Effect of Chlorine on Common Materials in Fresh Water », 1-12. Association for Materials Protection and Performance. <https://doi.org/10.5006/C1998-98708>.
- Udaondo, Z., J.Ramos, A. Segura, T. Krell, et A. Daddaoua. 2018. « Regulation of carbohydrate degradation pathways in Pseudomonas involves a versatile set of transcriptional regulators ». *Microbial Biotechnology* 11 (3) : 442-54. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13263>.
- Uhl, W., et G. Schaule. 2004. « Establishment of HPC(R2A) for regrowth control in non-chlorinated distribution systems ». *International Journal of Food Microbiology* 92 (3) : 317-25. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2003.08.010>.
- US EPA. 2000. « Wastewater Technology Fact Sheet Dechlorination ». *National Service Center for Environmental Publications (NSCEP)* - EPA 832-F-00-022. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1001L40.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C00thru05%5C>

Txt%5C00000016%5CP1001L40.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150q16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL.

- . 2001. « Potential contamination due to cross-connections and backflow and the associated health risks. » US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/2007_05_18_disinfection_tcr_issuepaper_tcr_crossconnection-backflow.pdf.
- . 2007. « The effectiveness of disinfectant residuals in the distribution system. » US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-05/documents/effectiveness_of_disinfectant_residuals_final_-_3-7-07.pdf.
- . 2014. « EPANET - Application for Modeling Drinking Water Distribution Systems ». Data and Tools. 2014. <https://www.epa.gov/water-research/epanet>.
- . 2002a. « Health risks from microbial growth and biofilms in drinking water distribution systems. » US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/2007_05_18_disinfection_tcr_whitepaper_tcr_biofilms.pdf.
- . 2002b. « The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. » US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/thepotentialforhealthrisksfromintrusionofcontaminants_1.pdf.
- Vavourakis, C. D., L. Heijnen, M. C. F. M. Peters, L. Marang, H. A. M. Ketelaars, et W. A. M. Hijnen. 2020. « Spatial and Temporal Dynamics in Attached and Suspended Bacterial Communities in Three Drinking Water Distribution Systems with Variable Biological Stability ». *Environmental Science & Technology* 54 (22) : 14535-46. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04532>.
- Velten, S., M. Boller, O. Köster, J. Helbing, H. Weilenmann, et F. Hammes. 2011. « Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter ». *Water Research* 45 (19) : 6347-54. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.017>.
- Vertova, A., A. Miani, G. Lesma, S. Rondinini, A. Minguzzi, L. Falciola, et M. Aldo Ortenzi. 2019. « Chlorine Dioxide Degradation Issues on Metal and Plastic Water Pipes Tested in Parallel in a Semi-Closed System ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (22) : 4582. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224582>.
- Vliet, M. T. H. van, J. Thorslund, M. Stokral, N. Hofstra, M. Flörke, H. E. Macedo, A. Nkwasa, et al. 2023. « Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes ». *Nature Reviews Earth & Environment* 4 (10) : 687-702. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00472-3>.
- Volk, C., C. Renner, P. Roche, H. Paillard, et J. C. Joret. 1993. « Effects Of Ozone On The Production Of Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) During Water Treatment ». *Ozone: Science & Engineering* 15 (5) : 389-404. <https://doi.org/10.1080/01919512.1993.10555731>.
- Volk, C. J., et M. W. LeChevallier. 2000. « Assessing biodegradable organic matter ». *Journal AWWA* 92 (5) : 64-76. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb08945.x>.
- Volk, C., C. Renner, C. Robert, et J. C. Joret. 1994. « Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in water ». *Environmental Technology* 15 (6) : 545-56. <https://doi.org/10.1080/09593339409385460>.

- Vreeburg, J. H. G., P. G. Schaap, et J. C. van Dijk. 2004. « Particles in the drinking water system : from source to discolouration ». *Water Supply* 4 (5-6) : 431-38. <https://doi.org/10.2166/ws.2004.0135>.
- Waak, M. B., T. M. LaPara, C. Hallé, et R. M. Hozalski. 2018. « Occurrence of *Legionella* spp. in Water-Main Biofilms from Two Drinking Water Distribution Systems ». *Environmental Science & Technology* 52 (14) : 7630-39. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01170>.
- . 2019. « Nontuberculous Mycobacteria in Two Drinking Water Distribution Systems and the Role of Residual Disinfection ». *Environmental Science & Technology* 53 (15) : 8563-73. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01945>.
- Wang, H., S. Masters, M. A. Edwards, J. O. Falkinham, et A. Pruden. 2014. « Effect of disinfectant, water age, and pipe materials on bacterial and eukaryotic community structure in drinking water biofilm ». *Environmental Science & Technology* 48 (3) : 1426-35. <https://doi.org/10.1021/es402636u>.
- Watier-Grillot, S., D. Costa, C. Petit, R. Razakandrainibe, S. Larréché, C. Tong, G. Demont, et al. 2022. « Cryptosporidiosis outbreaks linked to the public water supply in a military camp, France ». *PLOS Neglected Tropical Diseases* 16 (9) : e0010776. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0010776>.
- Whiley, H., A. Keegan, H. Fallowfield, et R. Bentham. 2014. « Detection of *Legionella*, *L. pneumophila* and *Mycobacterium Avium* Complex (MAC) along Potable Water Distribution Pipelines ». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (7) : 7393-7405. <https://doi.org/10.3390/ijerph110707393>.
- Wielen, P. W. J. J. van der, A. Brouwer-Hanzens, R. Italiaander, et W. A. M. Hijnen. 2023. « Initiating guidance values for novel biological stability parameters in drinking water to control regrowth in the distribution system ». *Science of The Total Environment* 871 (mai) : 161930. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161930>.
- Wielen, P. W. J. J. van der, et D. van der Kooij. 2010. « Effect of water composition, distance and season on the adenosine triphosphate concentration in unchlorinated drinking water in the Netherlands ». *Water Research*, Microbial ecology of drinking water and waste water treatment processes, 44 (17) : 4860-67. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.016>.
- . 2013. « Nontuberculous Mycobacteria, Fungi, and Opportunistic Pathogens in Unchlorinated Drinking Water in the Netherlands ». *Applied and Environmental Microbiology* 79 (3) : 825-34. <https://doi.org/10.1128/AEM.02748-12>.
- Wingender, J., et H. Flemming. 2011. « Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, The second European PhD students workshop: Water and health? Cannes 2010, 214 (6) : 417-23. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.05.009>.
- Wullings, B. A., G. Bakker, et D. van der Kooij. 2011. « Concentration and diversity of uncultured *Legionella* spp. in two unchlorinated drinking water supplies with different concentrations of natural organic matter ». *Applied and Environmental Microbiology* 77 (2) : 634-41. <https://doi.org/10.1128/AEM.01215-10>.
- Xi, H., K. E. Ross, J. Hinds, P. J. Molino, et H. Whiley. 2024. « Efficacy of chlorine-based disinfectants to control *Legionella* within premise plumbing systems ». *Water Research* 259 (août) : 121794. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121794>.
- Xie, T., Y. Xu, X. Liu, C. Jiang, H. Liang, S. Liu, H. Du, S. Li, H. Dong, et Z. Qiang. 2024. « Microbial safety evaluation for recycling of sand-filter backwash water in a water plant in Southern

- China ». *Journal of Water Process Engineering* 61 (mai) : 105289. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105289>.
- Yang, J., M. W. LeChevallier, P. F. M. Teunis, et M. Xu. 2011. « Managing risks from virus intrusion into water distribution systems due to pressure transients ». *Journal of Water and Health* 9 (2) : 291-305. <https://doi.org/10.2166/wh.2011.102>.
- Yang, J., Y. Hu, Y. Zhang, S. Zhou, D. Meng, S. Xia, et H. Wang. 2024. « Deciphering the diversity and assemblage mechanisms of nontuberculous mycobacteria community in four drinking water distribution systems with different disinfectants ». *Science of The Total Environment* 907 (janvier) : 168176. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168176>.
- Young, I., B. A. Smith, et A. Fazil. 2014. « A systematic review and meta-analysis of the effects of extreme weather events and other weather-related variables on *Cryptosporidium* and *Giardia* in fresh surface waters ». *Journal of Water and Health* 13 (1) : 1-17. <https://doi.org/10.2166/wh.2014.079>.
- Yvon, J. 2024. « Influence des caractéristiques de l'eau potable sur l'incidence de la légionellose en Auvergne-Rhône-Alpes ». Conférence, novembre 25. <https://www.sfm-microbiologie.org/evenement/sympolegio-2024/>.
- Yvon, J., N. Vincent, et S. Bourrin. 2019. « Investigation d'une épidémie de gastro-entérites aiguës d'origine hydrique à Vif-Le Gua, Isère, mars 2016 ». Études et enquêtes. Consulté le 23 octobre 2025. <https://www.santepubliquefrance.fr/import/investigation-d-une-epidemie-de-gastro-enterites-aigues-d-origine-hydrique-a-vif-le-gua-isere-mars-2016>.
- Zahid, M., G. Mustafa, R. Sajid, A. Razzaq, M. Waheed, M. Ali Khan, J. Hwang, Y. Kwon Park, W. J. Chung, et B. Jeon. 2024. « Surviving chlorinated waters : bleaching sensitivity and persistence of free-living amoebae ». *Environmental Science and Pollution Research* 31 (35) : 48073-84. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34379-3>.
- Zahran, S., S. P. McElmurry, P. E. Kilgore, D. Mushinski, J. Press, N. G. Love, . C. Sadler, et M. S. Swanson. 2018. « Assessment of the Legionnaires' disease outbreak in Flint, Michigan ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (8) : E1730-39. <https://doi.org/10.1073/pnas.1718679115>.
- Zhang, C., et J. Lu. 2021. « Optimizing Disinfectant Residual Dosage in Engineered Water Systems to Minimize the Overall Health Risks of Opportunistic Pathogens and Disinfection By-Products ». *The Science of the total environment* 770 (mai) : 145356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145356>.
- Zhang, H., L. Zhao, D. Liu, J. Wang, X. Zhang, et C. Chen. 2020. « Early period corrosion and scaling characteristics of ductile iron pipe for ground water supply with sodium hypochlorite disinfection ». *Water Research* 176 (juin) : 115742. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115742>.
- Zhang, K., R. Pan, T. Zhang, J. Xu, X. Zhou, et Y. Yang. 2019. « A novel method: using an adenosine triphosphate (ATP) luminescence-based assay to rapidly assess the biological stability of drinking water ». *Applied Microbiology and Biotechnology* 103 (11) : 4269-77. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09774-3>.
- Zhang, Z., J. E. Stout, V. L. Yu, et R. Vidic. 2008. « Effect of pipe corrosion scales on chlorine dioxide consumption in drinking water distribution systems ». *Water Research* 42 (1) : 129-36. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.054>.
- Zhao, B., R. Liu, Y. Li, H. Xu, X. Li, J. Gu, X. Zhang, Y. Wang, et Y. Wang. 2024. « Changes of putative pathogenic species within the water bacterial community in large-scale drinking water

- treatment and distribution systems ». *Water Research* 249 (février) : 120947. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120947>.
- Zhao, J., H. Zhu, C. Tao, Z. Wang, N. Deng, et X. Huang. 2024. « A Combination of UV and Disinfectant for Inactivating Viable but Nonculturable State *Pseudomonas aeruginosa*: Efficiency and Mechanisms ». *Water (Switzerland)* 16 (9). <https://doi.org/10.3390/w16091302>.
- Zhong, H., Y. Tang, H. Yan, Y. Zhang, L. Dong, et B. Wang. 2023. « Corrosion of pipelines in urban water systems: Current research status and future trends based on bibliometric analysis ». *Journal of Water Process Engineering* 56 (décembre) : 104288. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104288>.
- Zmirou, D., S. Rey, X. Courtois, J-P. Ferley, J-F. Blatier, P. Chevallier, J. Boudot, J-L. Potelon, et R. Mounir. 1995. « Residual microbiological risk after simple chlorine treatment of drinking ground water in small community systems ». *European Journal of Public Health* 5 (2) : 75-81. <https://doi.org/10.1093/eurpub/5.2.75>.

8.2 Normes

- AFNOR. 1985. « T90-102. Essais des eaux - Guide pour la détermination du carbone organique total (COT) ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/t90102/essais-des-eaux-guide-pour-la-determination-du-carbone-organique-total-cot/fa033499/455331>.
- . 1995a. « XP T90-318. Essais des eaux - Évaluation en milieu aqueux du carbone organique dissous biodégradable - Méthode par bactéries en suspension ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/xp-t90318/essais-des-eaux-evaluation-en-milieu-aqueux-du-carbone-organique-dissous-bi/fa010369/13545>.
- . 1995b. « XP T90-319. Essais des eaux - Évaluation en milieu aqueux du carbone organique dissous biodégradable - Méthode par bactéries fixées ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/xp-t90319/essais-des-eaux-evaluation-en-milieu-aqueux-du-carbone-organique-dissous-bi/fa010368/13544>.
- . 1997. « NF EN 1484. Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD) ». 1997. <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-1484/analyse-de-leau-lignes-directrices-pour-le-dosage-du-carbone-organique-tota/fa038177/13522>.
- . 1999. « NF EN ISO 6222. Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-6222/qualite-de-leau-denombrement-des-microorganismes-revivifiables-comptage-des/fa046024/16471>.
- . 2013. « NF ISO 11352. Qualité de l'eau - Estimation de l'incertitude de mesure basée sur des données de validation et de contrôle qualité ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-iso-11352/qualite-de-leau-estimation-de-lincertitude-de-mesure-basee-sur-des-donnees-/fa158353/1312>.
- . 2015. « NF EN 16421. Influence des matériaux sur l'eau destinée à la consommation humaine - Stimulation de la croissance microbienne (SCM) ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-16421/influence-des-materiaux-sur-leau-destinee-a-la-consommation-humaine-stimula/fa177568/44834>.
- . 2018. « NF T90-210. Qualité de l'eau - Protocole d'évaluation initiale des performances d'une méthode dans un laboratoire ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf->

[t90210/qualite-de-leau-protocole-devaluation-initiale-des-performances-dune-method/fa190833/81632](https://www.iso.org/standard/18794.html).

- . 2021. « NF ISO 6107. Qualité de l'eau - Vocabulaire ». <https://cobaz.afnor.org/notice/norme/nf-iso-6107/FA200317?rechercheID=36628463&searchIndex=1&activeTab=all>.
- . 2022. « NF EN 14885. Antiseptiques et désinfectants chimiques - Application des Normes européennes sur les antiseptiques et désinfectants chimiques ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-14885/antiseptiques-et-desinfectants-chimiques-application-des-normes-europeennes/fa198554/331966>.
- . 2024a. « NF EN ISO 20236. Qualité de l'eau - Dosage du carbone organique total (COT), carbone organique dissous (COD), azote lié total (TNb) et azote lié dissous (DNb) après combustion catalytique oxydante à haute température ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-20236/qualite-de-leau-dosage-du-carbone-organique-total-cot-carbone-organique-dis/fa206278/429152>.
- . 2024b. « NF X50-110. Qualité en expertise - Prescriptions générales de compétence pour une expertise ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-x50110/qualite-en-expertise-prescriptions-generales-de-competence-pour-une-experti/fa199382/356305>.
- . 2025. « NF EN 1717. Protection contre la pollution de l'eau destinée à la consommation humaine dans les installations d'eau potable et exigences générales applicables aux dispositifs de protection contre la pollution par retour ». <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-1717/protection-contre-la-pollution-de-leau-destinee-a-la-consommation-humaine-d/fa198024/449266>.
- . 2025. « PR NF EN ISO 13647. Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiants - Comptage des colonies par ensemencement par étalement sur un milieu gélosé R2A ». <https://www.boutique.afnor.org/en-gb/standard/pr-nf-en-iso-13647/water-quality-enumeration-of-culturable-microorganisms-colony-count-by-spre/fa207681/443476>.
- ASTM. 2023. « Standard Test Method for Adenosine Triphosphate (ATP) Content of Microorganisms in Water ». <https://store.astm.org/d4012-15.html>.
- DVGW. 2007. « DVGW W 270-2007. Récupération microbienne des matériaux en contact avec l'eau potable – Test et évaluation. ». <https://www.dinmedia.de/en/technical-rule/dvgw-w-270/104264545>.
- ISO. 1995. « ISO 10705-1:1995. Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 1 : dénombrement des bactériophages ARN F spécifiques ». <https://www.iso.org/fr/standard/18794.html>.
- . 2000. « ISO 10705-2:2000. Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 2 : dénombrement des coliphages somatiques. » <https://www.iso.org/fr/standard/20127.html>.
- . 2003. « ISO 10705-3:2003. Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 3 : validation des méthodes de concentration des bactériophages dans l'eau ». <https://www.iso.org/fr/standard/27806.html>.

8.3 Législation et réglementation

8.3.1 Textes réglementaires relatifs à la chloration des EDCH et la notion de chlore résiduel pour les pays du réseau ENDWARE (données du tableau 1 ; cf. 3.2)

France : arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Allemagne : Ordinance on the Quality of Water Intended for Human Consumption, Trinkwasserverordnung vom 20. Juni 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 159). https://www.gesetze-im-internet.de/englisch_trinkwv/index.html.

Liste des agents de traitement et des méthodes de désinfection autorisés. Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß § 11 der Trinkwasserverordnung – 24. Änderung (Stand: November 2022).

<https://www.bundesanzeiger.de/pub/publication/b9neF4DY2U5fp9WSdnr?0>.

Autriche : Österreichische Lebensmittelbuch (Codex Alimentarius Austriacus) - B 1 Trinkwasser, 2024. <https://www.lebensmittelbuch.at/lebensmittelbuch/b-1-trinkwasser.html>.

Trinkwasserverordnung vom 07.02.2025/Ordonnance sur l'eau potable du 07.02.2025. Rechtsinformationssystem des bundes.

<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20001483&FassungVom=2025-02-07>.

Danemark : Order No. 1023 on water quality and supervision of water supply systems. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOLEX) Database. <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC218995/>.

Hongrie : 5/2023. (I. 12.) Korm. Rendelet - az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről (5/2023. (I. 12.) Government Decree on the quality requirements of drinking water and the inspection procedure).

<https://www.fao.org/faolex/results/details/fr/c/LEX-FAOC216163>.

Lettonie : Ministru kabineta noteikumi Nr. 547, Rīgā 2023. gada 26. septembrī (prot. Nr. 47 33. §), Dzeramā ūdens obligātās nekaitīguma un kvalitātes prasības, monitoringa un kontroles kārtība. <https://likumi.lv/ta/id/345861-dzerama-udens-obligatas-nekaitiguma-un-kvalitates-prasibas-monitoringa-un-kontroles-kartiba>.

Norvège : Regulations No. 1868 of 2016 on water supply and drinking water (Drinking Water Regulations). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOLEX) Database. <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC189642/>.

Pays-Bas : Decree no. BWBR0030111 of 23 May 2011, containing provisions on the production and distribution of drinking water and the organization of the public drinking water supply (Drinking Water Decree). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAOLEX) Database. <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC215874/>.

Portugal : Decreto-Lei n.º 69/2023, de 21 de agosto, 2023.

<https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/69-2023-220113533>.

Suède : Drinking water Regulation (LIVSFS 2022:12).

<https://www.fao.org/faolex/results/details/fr/c/LEX-FAOC214780/>.

Suisse : Ordonnance du DFI du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (OPBD). RO 2023 843. <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2023/843/fr>.

8.3.2 Textes réglementaires du rapport

Règlement (UE) n° 528/2012 du Parlement européen et du Conseil du 22 mai 2012 concernant la mise à disposition sur le marché et l'utilisation des produits biocides (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE (r. 167)).

Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).

Décision d'exécution (UE) 2024/368 de la Commission du 23 janvier 2024 portant modalités d'application de la directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les procédures et méthodes d'essai et d'acceptation des matériaux finaux utilisés dans les produits entrant en contact avec l'eau destinée à la consommation humaine.

Section 1 : Eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles (Articles R1321-1 A à D1321-64).

Décret n° 90-330 du 10 avril 1990 modifiant le décret n° 89-3 du 3 janvier 1989 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Arrêté du 15 mars 1962. Analyses périodiques de contrôle des eaux d'alimentation (prévues à l'article 5 du décret 61859 du 1 août 1961).

Arrêté du 11 janvier 2007 modifié relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

Arrêté du 14 mars 2007 relatif aux critères de qualité des eaux conditionnées, aux traitements et mentions d'étiquetage particuliers des eaux minérales naturelles et de source conditionnées ainsi que de l'eau minérale naturelle distribuée en buvette publique.

Arrêté du 1er février 2010 relatif à la surveillance des légionelles dans les installations de production, de stockage et de distribution d'eau chaude sanitaire.

Arrêté du 9 octobre 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et d'emploi des réacteurs équipés de lampes à rayonnements ultraviolets utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique.

Arrêté du 22 juin 2012 relatif aux conditions de mise sur le marché et de mise en œuvre des modules de filtration membranaire utilisés pour le traitement d'eau destinée à la consommation humaine pris en application de l'article R. 1321-50 (I et II) du code de la santé publique.

Arrêté du 10 septembre 2021 relatif à la protection des réseaux d'adduction et de distribution d'eau destinée à la consommation humaine contre les pollutions par retours d'eau.

Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique.

Arrêté du 30 décembre 2022 modifiant l'arrêté du 19 octobre 2017 relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux.

Arrêté du 30 décembre 2022 relatif à l'évaluation des risques liés aux installations intérieures de distribution d'eau destinée à la consommation humaine.

Arrêté du 30 décembre 2022 relatif au programme de tests et d'analyses à réaliser dans le cadre de la surveillance exercée par la personne responsable de la production ou de la distribution d'eau et aux conditions auxquelles doivent satisfaire les laboratoires réalisant ce programme, en application des articles R. 1321-23 et R. 1321-24 du code de la santé publique.

Circulaire n°170 du 24 novembre 1954 concernant les instructions générales relatives aux eaux d'alimentation.

Circulaire du 24 juillet 1989 relative aux eaux destinées à la consommation humaine.

Circulaire DGS/VS4/2000/166 du 28 mars 2000 relative aux produits de procédés de traitement des eaux destinées à la consommation humaine.

Circulaire DGS/EA4 n° 2010-448 du 21 décembre 2010 relative aux missions des agences régionales de santé dans la mise en œuvre de l'arrêté du 1er février 2010 relatif à la surveillance des légionelles dans les installations de production, de stockage et de distribution d'eau chaude sanitaire.

Note d'information n° DGS/EA4/2018/9 du 9 janvier 2018 relative aux plans de gestion de la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine (r. NOR : SSAP1800826N).

ANNEXES

Annexe 1 : Courrier de saisine

2023-SA-0002

**MINISTÈRE
DE LA SANTÉ
ET DE LA PRÉVENTION***Liberté
Égalité
Fraternité***Direction générale de
la santé**

SOUS-DIRECTION PRÉVENTION DES RISQUES LIÉS
À L'ENVIRONNEMENT ET À L'ALIMENTATION
BUREAU QUALITÉ DES EAUX
DGS/EA4 – N° 1
Personne chargée du dossier :
C. PROVINI
☎ : 01.40.56.70.89
Claire.provini2@sante.gouv.fr
N° D-22-025324

Paris, le 02 JAN. 2023

Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Directeur général de l'Agence
nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,
de l'environnement et du travail – Direction de
l'évaluation des Risques (DER) - UERE

Objet : Produit et procédé de traitement d'eau destinée à la consommation humaine
Suppression/diminution d'utilisation du chlore dans le traitement de l'eau destinée à la
consommation humaine

N/Réf. : DGS EA4 N° 220017 (Numéro de dossier à rappeler dans toute correspondance)

PJ : Recensements des projets en cours sur le territoire et documents techniques des projets

La Direction générale de la santé (DGS) est sollicitée sur plusieurs projets à l'étude sur le territoire visant à réduire, voire supprimer, la chloration des eaux destinées à la consommation humaine (EDCH).

Ces projets visent principalement à répondre à des enjeux sanitaires en diminuant les concentrations de sous-produits de désinfection mais également de répondre à une demande des consommateurs sur la qualité des EDCH en matière d'amélioration du goût notamment.

La DGS souhaite mener une réflexion nationale afin de répondre aux questions soulevées par cette pratique. Aussi, un recensement des projets suivis par les agences régionales de santé (ARS) a été réalisé par mes services afin d'avoir un état des lieux le plus exhaustif possible des pratiques actuelles et à venir et recueillir des informations relatives notamment au contrôle sanitaire et à la surveillance des eaux distribuées ainsi que sur l'existence d'éventuels procédés de désinfection alternatifs sur le réseau.

Un tableau compilant les retours des ARS est joint à la présente saisine, ainsi que les documents techniques transmis par les producteurs d'eau, que j'ai jugé pertinent de vous transmettre.

Aussi, je sollicite votre expertise afin d'identifier les risques sanitaires pouvant découler de cette pratique de diminution/suppression de la chloration et la pertinence de définir des paramètres supplémentaires à suivre dans le cadre du contrôle sanitaire. Cette réflexion est à mener également dans un contexte général de hausse des températures qui pourrait avoir un impact sur l'eau sans chlore distribuée (impact sur la ressource, augmentation de la température de l'eau dans le réseau, impact sur les paramètres bactériologiques et microbiologiques de l'eau, développement de légionelles...).

14 avenue Duquesne – 75350 Paris 07 SP
Tél. 01 40 56 60 00 - www.social-sante.gouv.fr

Le traitement de vos données est nécessaire à la gestion de votre demande et entre dans le cadre des missions confiées aux ministères sociaux.
Conformément au règlement général sur la protection des données (RGPD), vous pouvez exercer vos droits à l'adresse dgs-rsps@sante.gouv.fr ou par voie postale.
Pour en savoir plus : <https://solidarites-sante.gouv.fr/ministere/medecine-et-santepersonnelles-et-cookies>

Le dossier est enregistré par mes services sous le numéro DGS EA4 N° 220017 et intitulé comme suit :

**DEMANDE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES D'UNE DISTRIBUTION D'EAU SANS
CHLORE DESTINEE A LA CONSOMMATION HUMAINE**

Cette expertise est inscrite dans le programme de travail 2023 de l'Anses.

Je vous remercie de bien vouloir me transmettre, dans les meilleurs délais, votre proposition de contrat d'expertise comprenant notamment les modalités de traitement et de restitution des travaux, dont le rendu final est attendu pour le 30 juin 2023.


Jérôme SALOMON

Annexe 2. Caractéristiques de l'extraction réalisée à partir des données de la base SISE-Eaux et traitement appliqué à ces données

Une demande d'extraction de la base de données SISE-Eaux a été transmise le 18 novembre 2024 au service concerné de la DGS afin de collecter des informations sur les paramètres du chlore libre, du chlore total, des TTP et des UDI (tableau 8).

Tableau 7. Demande d'extraction des données de la base SISE-Eaux.

	Éléments de la requête (codes SISE-EAUX)
Zone	France : France métropolitaine et DROM
Période	Du 1 ^{er} octobre 2019 au 30 septembre 2024 (5 ans)
Paramètres	Chlore libre (CL2LIB) Chlore total (CL2TOT) <i>E. coli</i> (ECOLI) Coliformes totaux (CTF) Entérocoques (STRF) Bact. aér. revivifiables à 22 °C (GT22_68) Bact. aér. revivifiables à 36 °C (GT36_44) Bact. et spores sulfito-rédu./100ml (BSIR) Température de l'eau (TEAU) Carbone organique total (COT) Turbidité (TURBNFU)
Usage	Unités de distribution collectives publiques (AEP)
Types d'installation	Unité de distribution (UDI) ou, à défaut, installation amont de niveau 1 (équivalent UDI logique : UDL)
État des installations	Actives l'année du prélèvement (ACT)
Type d'eau	Eau distribuée sans désinfection (S) ; Eau distribuée après désinfection (T) ; Eau distribuée après traitement (T1, T2, T3)
Motif du prélèvement	Contrôle sanitaire (CS)
Représentativité	O (oui) et P (représentative du point uniquement)
Expression des résultats	Résultats individuels

■ Présentation du Système d'Information en Santé-Environnement Eau (SISE-Eaux)

L'ensemble des résultats des analyses réalisées dans le cadre du contrôle sanitaire de l'eau du robinet mis en œuvre par les ARS est géré depuis 1994⁹¹ dans la base de données nationale du Système d'Information en Santé-Environnement « SISE-Eaux d'alimentation » du Ministère chargé de la santé.

Dans SISE-Eaux, les réseaux d'EDCH, du captage (CAP) au point d'usage, sont modélisés en vue de la mise en œuvre, le suivi et l'exploitation du contrôle sanitaire analytique (figure 22). Le captage (CAP) représente le point de puisage de l'eau brute dans le milieu naturel ou une zone de prélèvement ayant vocation à caractériser la qualité de l'eau au point de puisage. Les installations de traitement et de production (TTP) d'EDCH caractérisent l'ensemble des traitements appliqués à l'eau brute du captage jusqu'à sa mise en distribution. Ainsi, un réservoir équipé d'un poste de chloration est considéré comme une TTP. Enfin, l'EDCH issue des TTP est acheminée jusqu'au lieu de consommation par un ensemble d'installations de distribution (par exemple, des canalisations, réservoirs, surpresseurs). L'unité de distribution (UDI) correspond à un ensemble de canalisations de distribution de l'EDCH au sein duquel la qualité de l'EDCH délivrée est considérée comme homogène. Tous les abonnés raccordés au réseau public d'eau potable sont ainsi associés à une UDI⁹².

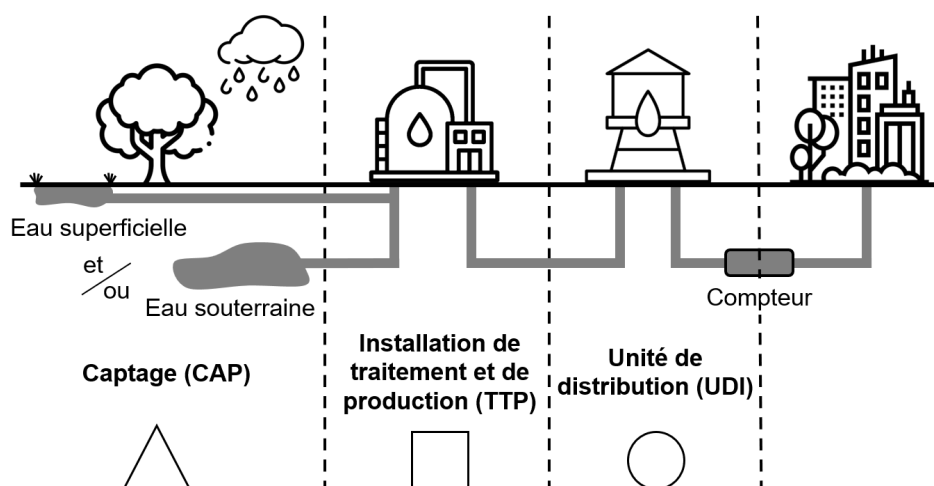


Figure 22. Schéma conceptuel d'un réseau dans SISE-Eaux.

Sur chaque installation (CAP, TTP, UDI) sont définis des points de surveillance (PSV) au niveau desquels sont réalisés des prélèvements (PLV) en vue d'analyse, dont le type et la fréquence sont définis par la programmation du contrôle sanitaire analytique sur la base de la réglementation en vigueur⁹³.

⁹¹ Ministère des Solidarités et de la Santé (data.gouv). « Description des fichiers. Résultats du contrôle sanitaire de l'eau distribuée, commune par commune » (2021). <https://www.data.gouv.fr/datasets/resultats-du-controle-sanitaire-de-leau-distribuee-commune-par-commune/>.

⁹² Ministère des Solidarités et de la Santé (data.gouv). <https://www.data.gouv.fr/datasets/resultats-du-controle-sanitaire-de-leau-du-robinet/>.

⁹³ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique.

Un réseau peut être :

- simple et comprendre uniquement un CAP alimentant une TTP desservant une UDI ;
- ou complexe avec un ou plusieurs CAP alimentant une ou plusieurs TTP desservant une ou plusieurs UDI, qui alimentent à leur tour d'autres UDI (figure 23).

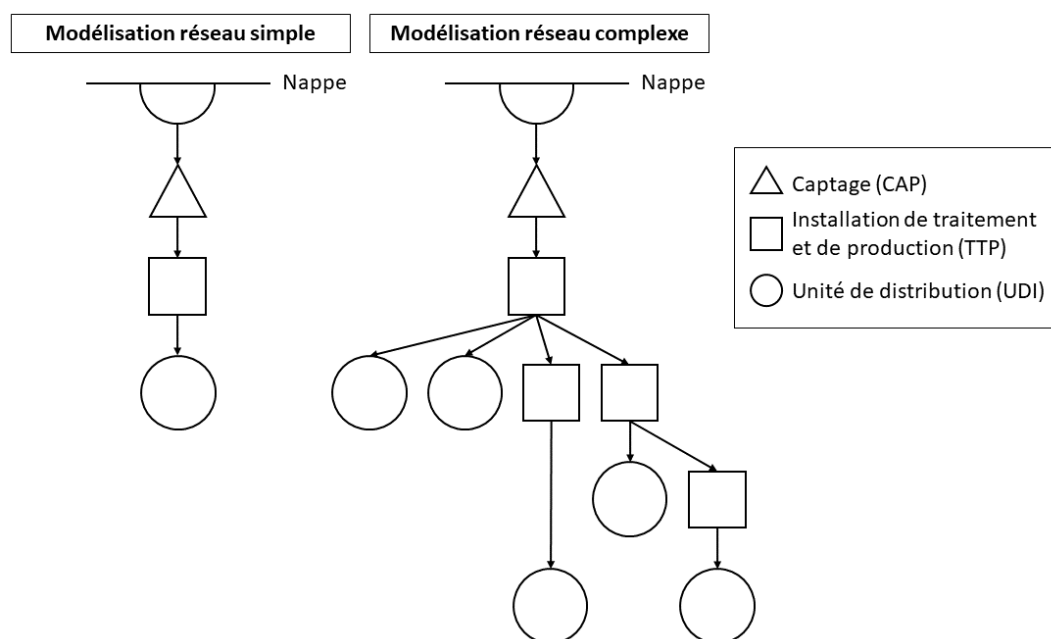


Figure 23. Exemples de modélisations de réseau simple et de réseau complexe dans SISE-Eaux.

■ Traitement des données

○ Modalités de traitement

Les données ont été transmises sous format Excel. Leur conformité par rapport à la demande d'extraction et leur cohérence ont été vérifiées. Le traitement des données a été réalisé grâce au logiciel R (version 4.4.1) et les cartographies ont été réalisées avec Excel (version de 2021). Le fichier brut contenait 1 556 819 données et 1 362 010 ont été conservées après nettoyage de la base (par exemple, valeurs incohérentes, cellules vides, résultats non numériques, données hors du champ de la demande).

○ Limites de quantification et données écartées

Pour certains paramètres, les valeurs des limites de quantification (LQ) peuvent varier en fonction de la méthode mise en œuvre par le laboratoire réalisant les analyses. Pour le chlore total et le chlore libre, la LQ de 0,05 mg.L⁻¹ indiquée dans l'arrêté du 19 octobre 2017 modifié⁹⁴ est la LQ maximale retenue pour accepter et traiter ces données. De ce fait, les résultats obtenus pour le département de la Haute-Vienne, qui ne respectaient pas la LQ de 0,05 mg.L⁻¹ sur la période étudiée, ont été considérés comme inexploitable par le GT et écartés du jeu de données.

⁹⁴ Arrêté du 19 octobre 2017 modifié relatif aux méthodes d'analyses utilisées dans le cadre de la réalisation du contrôle sanitaire des eaux.

Les concentrations en chlore libre ou chlore total supérieures à 5 mg.L⁻¹ dans le jeu de données ont été écartées car jugées aberrantes, cette valeur maximale étant recommandée par l'OMS pour le chlore libre résiduel (cf. 3.1).

Dans les calculs statistiques, les données exprimées sous la forme « < à » une LQ ont été remplacées par 0 (par exemple, « < 0,03 » mg.L⁻¹ a été traduit en 0 mg.L⁻¹).

Il est à noter qu'aucune donnée n'était disponible pour le chlore total en UDI pour le département de la Dordogne.

- Cas de la Lozère

Dans les figures 4 et 5 du rapport (cf. 4.3.1), il est constaté que la Lozère a des médianes de concentrations en chlore total de la gamme [0 ; 0,05[mg.L⁻¹ en sortie de TTP et d'UDI mais supérieures à 0,05 mg.L⁻¹ pour le chlore libre, or le chlore total correspond à la somme du chlore libre et du chlore combiné. L'ARS de la Lozère a été contactée et a expliqué que le chlore libre et le chlore total ne sont pas mesurés aux mêmes fréquences. En effet, à certains points de prélèvement, le chlore libre n'est mesuré que si la concentration en chlore total de l'échantillon prélevé est supérieure à 0,02 mg.L⁻¹ (LQ de l'appareil). La différence du nombre d'analyses effectuées pour le chlore libre et le chlore pourrait expliquer cette incohérence de résultats.

- Définition d'une statistique

La statistique retenue par le GT est la médiane des concentrations en chlore (libre ou total) mesurées par installation (TTP ou UDI) au cours des 5 ans.

Sur la période de production des données, la réglementation impose un contrôle sanitaire par an pour les plus petites installations⁹⁵. Pour n'écarter aucune installation et avoir la plus grande couverture possible de cette étude, aucun minimum de données n'a été fixé pour le calcul des médianes. En effet, l'exploitation des données SISE-Eaux a démontré que les petites installations représentent une part importante des installations produisant et distribuant de l'EDCH « sans chlore » actuellement (cf. 4.3.1.3), or ce sont également celles qui ont les fréquences annuelles du contrôle sanitaire les plus faibles.

- Limites de l'expertise

Le volume du jeu de données a rendu complexe son nettoyage, son traitement statistique et son exploitation. Dans le cadre de cette expertise, seuls les paramètres chimiques (chlore libre, chlore total) ont pu être exploités (cf. 4.3.1). Les membres du GT ont, un temps, envisagé d'exploiter le reste des données pour établir d'éventuelles corrélations entre les paramètres microbiologiques (*E. coli*, coliformes totaux, entérocoques, bactéries aéro-revivifiables à 22 °C et à 36 °C, bactéries et spores sulfito-réductrices) et les paramètres physico-chimiques de l'EDCH chlorée ou « non chlorée » (température, carbone organique total, turbidité) mais cela aurait nécessité de reprendre la base de donnée brute et d'établir un nouveau protocole de nettoyage et de traitement avant toute exploitation. Cette tâche n'étant pas compatible avec les échéances des travaux d'expertise, elle a été mise de côté. Le GT recommande cependant de poursuivre l'exploitation de ces données dans le cadre d'un projet d'étude (cf. 7.2.3).

⁹⁵ Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution.

Annexe 3 : Évolution des dispositions réglementaires concernant la chloration des eaux en France

■ Développement progressif et non réglementé des procédés de désinfection

À la fin du XIX^e siècle, les premières désinfections au chlore de l'EDCH ont lieu pour alimenter les réseaux urbains britanniques dans l'objectif de stopper les épidémies de choléra et de fièvre typhoïde. Face aux résultats probants, la chloration se popularise dans le monde (par exemple, en 1902 pour la Belgique, 1905 pour la Grande-Bretagne et 1908 aux États-Unis ; Centers for disease control and prevention, 2012 ; International Agency for Research on Cancer - IARC, 1991 ; Fair, 1963 ; American Public Health Association, 1921).

Avant 1916, trois procédés de désinfection sont étudiés pour la production et la distribution d'EDCH en France : la « javellisation », l'« ozonisation » et les rayonnements ultra-violets (UV). La « javellisation », procédé très largement employé et le moins coûteux, consiste à ajouter entre 1 et 4 mg.L⁻¹ d'hypochlorite de sodium ou de chlore gazeux dans des eaux préalablement filtrées, puis à ajouter de l'eau oxygénée ou de l'hyposulfite de soude pour rectifier le goût. En 1911, il est observé qu'une « *eau bien traitée [...] après trois heures, contenait encore 0,5 milligramme de chlore libre par litre* ». Le procédé d'« ozonisation », précurseur de l'ozonation, est mal maîtrisé, coûte cher en installations, surveillance et personnel qualifié, et s'avère peu concluant sur les premiers essais. Enfin, le traitement par rayonnements UV consiste à exposer sous une lampe à vapeur de mercure et enveloppe de quartz à une longueur d'onde « *égale à 2.550 U.A jusqu'à 3.130 U.A*⁹⁶ », soit 255-313 nm, une eau préfiltrée sur sable. Comme pour l'« ozonisation », le procédé est considéré comme trop technique et coûteux (Lecointre Patin, 1919 ; Bunau-Varilla, 1932).

Au cours de la Première Guerre mondiale, M. Philippe Bunau-Varilla, ingénieur et officier pendant la bataille de Verdun, adapte le procédé de « javellisation » et développe la « verdunisation » des eaux afin de fournir de l'eau potable rapidement, en grande quantité et à faible coût aux soldats. La dose de chlore est réduite à 0,10 mg.L⁻¹ sous « *agitation forte* » pendant cinq minutes. Comme indiqué dans son ouvrage « Quelques documents sur la verdunisation des eaux » (1932), le procédé sera rapidement adopté en France et à travers le monde, M. Bunau-Varilla n'ayant pas souhaité déposer de brevet. L'application passera de militaire à civile à partir de 1924 à Reims.

C'est également à cette période qu'est mise en place la « pré-verdunisation » (pré-chloration) de certaines eaux superficielles, comme à Paris : « *Son eau potable provenant de Seine ou de Marne sera deux fois verdunisée, avant filtration et après* ». Les eaux brutes distribuées « *pour le lavage des rues ou les usages industriels* » sont également « *verdunisées* » (Bunau-Varilla, 1932).

Le traitement au chlore en sortie d'usine de production et de distribution d'EDCH se généralise et les doses employées sont répertoriées dans les « Annales des Services Techniques d'Hygiène de la ville de Paris ». Celles de 1937 indiquent que pour les « *eaux de Seine filtrées à Ivry [...] la moyenne annuelle de la quantité de chlore actif ajoutée à 1 litre d'eau filtrée a été de 0,30 mg avec un maximum de 0,45 mg pendant quelques jours (fin mai, début juin) pour parer à toute éventualité à la suite d'une augmentation très importante de test d'absorption* ».

⁹⁶ « L'unité Angström désignée par U.A représente 1/10^e de milliardième de millimètre » (Bunau-Varilla, 1932).

La dose minimum, employée d'ailleurs pendant la plus grande partie de l'année, est 0,25 mg. [...] Grâce à ce traitement des eaux filtrées par le chlore, les analyses quotidiennes ont montré l'absence de germes dangereux ou seulement suspects dans les eaux refoulées (germes noircissant la gélose à l'acétate de plomb, B. coli, entérocoques), germes qui sont, par contre, fréquemment présents ou même abondants dans l'eau filtrée » (Direction de l'hygiène, du travail et de la prévoyance sociale, 1937).

Il est également mentionné qu'après l'étape de désinfection, un « *contrôle de la stérilisation* » est mené pour s'assurer de la présence de chlore libre résiduel dans les réseaux reliant l'usine aux réservoirs : « *Surveillance des eaux de Marne filtrées à Saint-Maur – Le contrôle du traitement a été assuré en vérifiant la présence du chlore dans l'eau refoulée par l'usine et en dosant cet élément dans les prélèvements effectués toutes les 2 heures à cet effet. Pendant son trajet vers le réservoir de Ménilmontant, l'eau est soumise à l'action stérilisante du réactif. À son débouché à l'air libre, la présence de minimes quantités de chlore est un sûr garant de l'efficacité du traitement* ».

■ Dispositions réglementaires mises en place depuis 1954

La circulaire n°170 du 24 novembre 1954 concernant les instructions générales relatives aux eaux d'alimentation (ministère de la Santé Publique et de la Population) est, *a priori*, la première disposition réglementaire à mentionner le traitement par le chlore des EDCH : « *En ce qui concerne le traitement de l'eau par le chlore ou par ses composés, on ne devrait pas, dans des conditions normales d'exploitation, laisser subsister au départ de la distribution plus de 0,10 mg de chlore libre par litre* ». Il n'est pas indiqué dans la circulaire si des traitements sont obligatoires, en particulier concernant la désinfection. Le décret indique uniquement que « *lorsque le traitement chimique d'une eau s'impose, il faut éviter que l'introduction des produits nécessaires à ce traitement n'influe défavorablement sur la composition initiale, sauf évidemment dans le cas où cette modification serait elle-même recherchée* ». Cette valeur de référence à 0,10 mg.L⁻¹ de chlore libre résiduel est maintenue dans l'arrêté du 15 mars 1962.

La circulaire du 24 juillet 1989 du Ministère de la solidarité, de la santé et de la protection sociale, relative aux EDCH, ajoute des précisions sur la désinfection par le chlore, notamment en cas d'urgence : « *En distribution, en fonctionnement normal, la teneur ne devrait pas dépasser 0,1 milligramme par litre en chlore libre résiduel. La disparition imprévue du chlore résiduel indique qu'une pollution, peut-être d'origine organique, a pu pénétrer dans le réseau. Elle doit déclencher l'intervention de l'exploitant et des agents chargés du contrôle. En cas d'urgence, il peut être indispensable d'accroître la désinfection à la source ou de rechlorer en distribution. Dans ce cas, une teneur résiduelle en chlore libre d'au moins 0,2 milligramme par litre doit subsister aux différents points de puisage* ».

L'article 11 du décret n° 90-330 du 10 avril 1990 (modifiant le décret n° 89-3 du 3 janvier 1989) relatif aux EDCH à l'exclusion des eaux minérales naturelles, introduit une annexe I-2 « *Autres références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine* » qui précise qu'« *en cas de circonstances accidentelles graves et lorsque l'approvisionnement en eau destinée à la consommation humaine ne peut être assuré d'aucune autre façon* » alors « *la teneur en chlore résiduel est supérieure à 0,1 mg/L* ».

Par la suite, ce décret est modifié par le décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux EDCH à l'exclusion des eaux minérales naturelles. La mention « *Lorsque la préparation ou la distribution des eaux destinées à la consommation comprend un traitement de*

désinfection... » à l'article 18 confirme que ce procédé n'est pas obligatoire pour produire et distribuer une EDCH. L'annexe I-2 n'indique pas de référence de qualité pour le chlore libre et total mais mentionne une « *absence d'odeur ou de saveur désagréable et pas de changement anormal* ». Ce commentaire sera repris dans toutes les dispositions réglementaires suivantes et jusqu'à l'arrêté du 11 janvier 2007 (modifié par l'arrêté du 30 décembre 2022) qui est la référence actuelle (cf. 3.3).

Annexe 4 : Inconvénients de l'utilisation du chlore en production / distribution d'EDCH

Les deux principaux inconvénients de l'emploi de la chloration, mis en avant notamment lors des auditions réalisées dans le cadre de cette expertise et qui constituent souvent des arguments pour la recherche d'approches alternatives à la chloration, sont la toxicité des sous-produits de chloration (SPC) et l'impact négatif de la chloration sur les qualités organoleptiques de l'EDCH.

■ Les sous-produits de chloration

Les sous-produits de désinfection sont des composés indésirables ou toxiques qui se forment dans l'eau à l'étape de désinfection. Certains sont formés du fait de l'emploi de produits chlorants et sont qualifiés de sous-produits de chloration (SPC). Ils sont les produits de l'interaction entre le chlore libre ou le dioxyde de chlore et diverses molécules organiques ou inorganiques présentes dans les eaux à désinfecter, précurseurs de la formation de SPC, avec une participation possible des ions bromure et iodure présents dans l'eau. Ces précurseurs de SPC sont de natures chimiques diverses, de sorte que les SPC formés sont aussi de structures très variées directement liées à celles des précurseurs présents. Leur quantité générée dépend principalement de la quantité de précurseurs, de la concentration en chlore actif et du temps de contact entre le chlore actif et les précurseurs (temps de séjour hydraulique) (Mouly *et al.*, 2008). Leur formation est associée à l'étape de désinfection par le chlore en usine mais peut se poursuivre dans le réseau de distribution si l'eau distribuée contient du chlore libre résiduel et surtout si des unités de rechloration sont employées en cours de distribution.

Les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA) représentent actuellement les familles les plus étudiées de SPC. Les principales autres familles de SPC décrites sont les haloacétonitriles, les oxyhalides, les halonitrométhanés, les iodoacides, les iodoTHM, le MX, les haloamides, les nitrosamines, divers aldéhydes. Plus de 700 SPC sont aujourd'hui identifiés (Richardson et Plewa, 2020) et cette liste s'allonge au cours des années (Costet-Deiber, 2013).

Si les chloramines, dans les EDCH, sont responsables d'une dégradation organoleptique, la toxicité chronique des THM (OMS, 2022 et 2004 ; Anses, 2010)⁹⁷ et des AHA (Anses, 2023 et 2011) est avérée chez l'animal pour la plupart des composés appartenant à ces deux familles, mais les jeux de données disponibles relatives à une exposition chronique par voie orale sont très variables d'une molécule à l'autre. Chez l'Homme, plusieurs études épidémiologiques ont rapporté un risque de cancer de la vessie, de cancer colorectal, de fausses couches et de malformations congénitales (Richardson et Plewa, 2020). En France, une étude réalisée par Santé Publique France (2017) conclut que la part des cas de cancers de la vessie attribuables aux SPC présents dans l'EDCH en France serait de 16 % [5 % ; 28 %], soit près de 1 500 cas annuels attribuables [410 ; 2 500]. Ces études comportent toutefois des limites méthodologiques qui concernent notamment le choix du paramètre « THM » comme indicateur de toxicité de l'ensemble des SPC et la précision de la mesure de l'exposition (existence ou non de mesures de THM, prise en compte des différentes voies d'exposition possibles, etc.). Une controverse provient également du fait que les résultats les plus fréquents chez l'Homme

⁹⁷ Des travaux Anses sont en cours sur la détermination de valeurs guides sanitaires dans les EDCH pour les trihalométhanes.

concernent le cancer de la vessie alors que les études animales mettent en évidence principalement des effets cancérogènes sur le foie. De plus, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC)⁹⁸ classe actuellement dans le groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'Homme - absence de données sur la cancérogénicité pour l'Homme et de preuves suffisantes de cancérogénicité pour des animaux de laboratoire) certains SPC, en particulier les acides bromochloroacétique, dichloroacétique, trichloroacétique et dibromoacétique, le chloroforme et le bromodichlorométhane.

■ Impact de la chloration sur les qualités organoleptiques de l'EDCH

Selon l'enquête nationale 2022 « Les français et l'eau » du Centre d'information sur l'eau⁹⁹, 54 % des français reprocheraient à l'« eau du robinet » son goût et son odeur « de chlore ». La flaveur de l'EDCH est, de manière générale, le premier motif de non-consommation de cette eau. Les goûts et odeurs de l'EDCH liés à la chloration peuvent être dus aux composés désinfectants eux-mêmes (acide hypochloreux, ion hypochlorite) ou à de très nombreuses molécules formées par réaction du désinfectant chloré avec des composés chimiques présents dans l'eau à traiter (Proulx *et al.*, 2010). Si les plus connus sont des chloramines, de très nombreux composés organochlorés sont impliqués, en particulier des chlorophénols, des trihalométhanes iodés (flaveur « médicale ou pharmacie ») (Cancho *et al.*, 2001) ou des dérivés d'acides aminés (nitriles, aldéhydes). Le recours au dioxyde de chlore permet un contrôle de la qualité organoleptique mais a cependant été associé à la description d'odeurs s'apparentant à celle du kérosène et à celle de l'urine de chat (Dietrich *et al.*, 1992).

Le « goût de chlore » peut parfois masquer d'autres mauvais goûts de l'eau (goût de terre, de moisi) qui deviendront perceptibles en cas de suppression de la chloration de l'eau à traiter. Des épisodes de fortes flaveurs ont été observés par l'interaction du chlore libre résiduel avec des matériaux et notamment ceux pouvant libérer des phénols conduisant à des chlorophénols très odorants. Des phénols naturels peuvent également apparaître par période dans l'eau brute conduisant à des goûts de chlorophénols dans l'eau produite après chloration.

Néanmoins, lorsque la chloration est pratiquée sur une eau débarrassée de la majorité de ses matières organiques dissoutes, il est possible d'éviter ou minimiser l'apparition de flaveurs perceptibles. Ceci se produit aussi parfois en changeant le type d'agent chlorant. Ainsi, une EDCH distribuée avec une forte flaveur de chlore n'est pas une situation normale et peut être corrigée.

■ Impact de la chloration sur les matériaux au contact de l'eau

De nombreux travaux mettent en évidence que la présence d'agent chlorant dans l'EDCH favorise la corrosion des matériaux métalliques et la dégradation des matériaux organiques.

En ce qui concerne les métaux, Cantor *et al.* (2003) ont montré, dans une étude sur pilote, que la corrosion du cuivre et de l'acier galvanisé augmente si une EDCH est chlorée à

⁹⁸ IARC monographs on the identification of carcinogenic hazards to human. International Agency for Research on Cancer. <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications>.

⁹⁹ Enquête nationale 2022 - 26^e édition. Centre d'information sur l'eau.

https://www.cieau.com/documents/barometre/C6fKYKpP9aM4eWl_Barometre_National_2022.pdf?vgo_ee=zDIKHh83fJgTouAYdhUbjhPkXVZdjwUYtjJy2Kn3HE2KqnQUXHUXsIlhQ%3D%3D%3APIwbhmLhkoL9uxAmGTuUjNsEuJWGRwt.

0,2 mg.L⁻¹ de chlore libre par rapport à une EDCH « non chlorée ». La corrosion des éléments en plomb n'est pas significativement modifiée. La corrosion est moindre en présence de chlore libre lorsque le pH de l'eau est alcalin (7,8) par comparaison à un pH neutre (7,0). Des constats similaires sont établis par d'autres auteurs (Zhong *et al.*, 2023 ; Hu *et al.*, 2018). Dans le cas des aciers, la sensibilité à la corrosion par le chlore varie en fonction de la nature des alliages (Costa *et al.*, 2023). La fonte ductile est aussi sensible à la corrosion (Eisnor et Gagnon, 2004 ; Tuthill *et al.*, 1998). Pour ce matériau, Zhang *et al.* (2020) ont montré que la vitesse de corrosion varie en fonction de la nature du désinfectant chloré utilisé.

Atlas *et al.* (1982) ont montré que la corrosion du cuivre due au chlore est maximale si le pH de l'eau est inférieur à 7, constat qu'ils attribuent à la présence majoritaire de l'acide hypochloreux sous forme non dissociée à pH acide. Sous cette forme, l'acide hypochloreux est un oxydant plus puissant que sa base conjuguée, l'anion hypochlorite. García-Ávila *et al.* (2018) confirment que la corrosion du cuivre est accélérée si la concentration en chlore libre augmente.

Si les travaux précédents concernent l'emploi de chlore gazeux ou d'hypochlorites, des constats similaires sont établis pour le dioxyde de chlore. Celui-ci favorise les phénomènes de corrosion des métaux constitutifs des canalisations de distribution d'EDCH, notamment le cuivre (Liu *et al.*, 2019 ; Vertova *et al.*, 2019 ; Liu *et al.*, 2013), l'acier (Vertova *et al.*, 2019 ; Liu *et al.*, 2019 ; Zhang *et al.*, 2008 ; Bohner et Bradley, 1991), l'aluminium et la fonte (Liu *et al.*, 2019).

La corrosion des éléments métalliques constitutifs du réseau de distribution a pour conséquence une dégradation de ces éléments, avec perturbation possible du fonctionnement du réseau (défauts d'étanchéité, blocage de vannes, etc.), qui peut être associée à une coloration de l'EDCH et à la présence d'éléments traces métalliques toxiques pour le consommateur (Zhang *et al.*, 2020). Cependant, le chlore n'est que l'un des paramètres influant sur les phénomènes de corrosion (Cantor *et al.*, 2003). Si sa présence dans l'EDCH peut être considérée en général comme un facteur favorisant la corrosion des éléments métalliques des réseaux de distribution, chaque situation est spécifique du fait de la concentration en chlore libre ou dioxyde de chlore, de la nature des alliages métalliques mis en œuvre, des caractéristiques de l'EDCH (composition minérale, alcalinité¹⁰⁰, pH, oxygène dissous en particulier) et de facteurs environnementaux (notamment, température de l'EDCH, configuration du réseau, temps de séjour hydraulique). En l'absence de données comparatives, il est difficile de prévoir l'impact que peut avoir la suppression de la chloration sur les phénomènes de corrosion des éléments constitutifs des réseaux.

Par ailleurs, l'absence de résiduel de désinfectant dans l'EDCH constitue un facteur favorable au développement de biofilms, dont la croissance peut entraîner des phénomènes de corrosion biologique. En conséquence, l'absence de chlore dans l'EDCH pourrait, dans certains cas, favoriser les réactions de corrosion (Jia *et al.*, 2025 ; Song *et al.*, 2023). Une dégradation de certains matériaux organiques (polyéthylène, polypropylène) par le dioxyde de chlore a aussi été décrite par de nombreux auteurs (Ghadami Karder *et al.*, 2025 ; Vertova *et al.*, 2019 ; Colin *et al.*, 2009 ; Ifwarson *et al.*, 1998). Le même constat est établi avec les hypochlorites (Mikdam *et al.*, 2017 ; Kowalska *et al.*, 2016 ; Devilliers *et al.*, 2011). Khan *et al.* (2022) ont caractérisé les modifications des matériaux polymères (polyéthylène, polychlorure de vinylidène) sous l'effet de désinfectants (hypochlorite de sodium, dioxyde de chlore) dans l'eau. Ils ont montré en particulier des modifications chimiques de ces matériaux (formation de groupements carbonyle par oxydation des groupements méthylène), plus marquées avec le

¹⁰⁰ En France, on utilise la mesure du Titre Alcalimétrique Complet (TAC) qui dépend de la concentration totale en ions hydrogénocarbonate HCO_3^- (aq), carbonate CO_3^{2-} (aq) et hydroxyde (HO^-) dans l'eau.

dioxyde de chlore qu'avec l'hypochlorite de sodium (à dose et temps de contact égaux). À ces modifications chimiques, sont associées des propriétés mécaniques altérées, en particulier une perte de ductilité¹⁰¹ et une diminution de l'allongement à la rupture¹⁰². Ces dégradations des matériaux plastiques peuvent donc, à terme, aboutir à des dysfonctionnements des installations, liées en particulier à des ruptures de canalisations (Stefan *et al.*, 2023). Swietlik et Magnucka (2025) ont montré qu'elles étaient aussi associées à la libération de microplastiques dans l'EDCH.

En conclusion, si de nombreuses données permettent de démontrer que le recours à la chloration des eaux peut favoriser une dégradation des matériaux utilisés dans les installations de distribution d'EDCH, de nombreux autres paramètres influent sur ces phénomènes et, en l'absence d'études comparatives, il importe de ne pas considérer que la suppression de la chloration aura nécessairement un effet bénéfique significatif sur les matériaux et la longévité des installations.

■ Impact environnemental de l'emploi du chlore

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil utilisé pour comprendre les impacts environnementaux d'un produit (ISO 2006). La littérature montre que les études sur l'ACV du processus de désinfection de l'EDCH sont limitées. Elles sont souvent intégrées aux analyses globales d'une filière de traitement de l'eau. Il existe peu d'études comparant la désinfection par rayonnements UV à la désinfection chimique. Un plus grand nombre d'articles portent sur l'ACV de la désinfection des eaux usées. Cependant, Jachimowski et Nitkiewicz (2019) ont comparé le chlore gazeux à une combinaison de rayonnements UV et d'hypochlorite de sodium en production d'EDCH. Mo *et al.* (2018) ont analysé les impacts environnementaux de quatre méthodes de désinfection alternatives pour réduire les sous-produits de désinfection (SPD). Une récente étude de Demir *et al.* (2024) compare les impacts environnementaux de quatre méthodes de désinfection de l'eau : la chloration (par chlore gazeux), l'ozonation, les lampes UV basse pression (BP) et les lampes UV LED, en se concentrant uniquement sur la phase opérationnelle pour une usine traitant 9 072 m³.h⁻¹. Les consommations énergétiques sont très contrastées : chlore gazeux (0,000314 kWh.m⁻³), UV BP (0,007 kWh.m⁻³), ozone (0,03744 kWh.m⁻³) et UV LED (0,054 kWh.m⁻³). L'ACV montre que la consommation d'énergie est le principal contributeur aux impacts environnementaux pour tous les procédés, sauf pour certaines catégories (écotoxicité terrestre, rareté minérale) où la production de chlore gazeux domine. L'ozonation présente les impacts les plus élevés, principalement liés à la production d'ozone et d'air comprimé. Les systèmes UV sont fortement influencés par leur consommation électrique et, dans une moindre mesure, par les produits chimiques de nettoyage. La fabrication des lampes UV LED génère des impacts supérieurs à celle des lampes BP.

En conclusion, malgré une consommation énergétique 22 fois supérieure à celle du chlore gazeux, les systèmes UV BP apparaissent comme les technologies les plus respectueuses de l'environnement, tandis que l'ozonation est la plus impactante. Ces résultats confirment que l'énergie reste le facteur déterminant dans l'empreinte environnementale des procédés de désinfection (Demir *et al.*, 2024).

¹⁰¹ Résistance à l'élongation.

¹⁰² L'allongement à la rupture définit la capacité d'un matériau à s'allonger avant de rompre lorsqu'il est sollicité en traction.

Annexe 5 : Paramètres microbiologiques de la réglementation des Pays-Bas

Tableau 8. Paramètres microbiologiques de la réglementation des Pays-Bas¹⁰³.

		Valeur maximale (sauf indication contraire)	Unité	Remarques
Annexe A-I. Paramètres microbiologiques	<i>E. coli</i>	0	kve/100 mL (Kve= UFC = unités formant des colonies)	/
	Entérocoques intestinaux	0	kve/100 mL	/
	<i>Cryptosporidium</i>	/	/	Note
	(Entéro)virus	/	/	
	<i>Giardia</i>	/	/	
	<i>Campylobacter</i>	/	/	
	Bactériophages	/	pve/L (pve = unités formant des plaques)	
Annexe A-III. Indicateurs – paramètres de fonctionnement	<i>Aeromonas</i> (30 °C)	1 000	kve/100 mL	/
	Bactéries « du groupe coli » ¹⁰⁴	0	kve/100 mL	/
	<i>Clostridium perfringens</i> (spores inclus)	0	kve/100 mL	/
	Dénombrement des colonies de flore totale aérobie à 22 °C	100	kve/100 mL	Moyenne annuelle géométrique

¹⁰³ Decree no. BWBR0030111 of 23 May 2011, containing provisions on the production and distribution of drinking water and the organisation of the public drinking water supply (Drinking Water Decree).

¹⁰⁴ Dénomination issue de la réglementation néerlandaise.

Note : « Conformément à l'article 21, paragraphe 1, et à l'article 25 de la loi, les micro-organismes ne peuvent être présents dans l'eau potable à une concentration telle qu'ils risquent d'avoir des effets néfastes sur la santé publique. Pour certains micro-organismes, tels que les virus et les protozoaires (y compris *Cryptosporidium* et *Giardia*), il n'est pas possible de mesurer les concentrations à un niveau très bas, auquel l'exposition est pertinente pour la santé de l'utilisateur. Le propriétaire qui utilise de l'eau de surface comme matière première pour la préparation d'eau potable doit donc préparer une analyse quantitative des risques pour l'eau potable préparée, basée sur les mesures des micro-organismes pertinents dans la matière première et sur les données relatives à la capacité d'élimination des différents processus de traitement (y compris pour les passages dans le sol), en consultation avec l'inspecteur. Le guide de l'ILT intitulé *Analyse de la sécurité microbiologique de l'eau potable/Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD)* peut être utilisé à cette fin.

Une valeur limite d'une infection pour 10 000 personnes par an s'applique au risque d'infection théorique calculé au moyen de cette analyse de risque. Si le risque d'infection calculé dépasse la limite fixée, le propriétaire doit consulter l'inspecteur au sujet des mesures à prendre. L'inspecteur peut exiger que la même analyse de risque soit effectuée pour les captages d'eau souterraine vulnérables. À cette fin, il convient d'utiliser le guide de l'ILT intitulé « *Analyse de la sécurité microbiologique de l'eau potable/Analyse microbiologische veiligheid drinkwater* ».

Le groupe des bactériophages comprend au moins les coliphages somatiques et les bactériophages F-spécifiques. »¹⁰⁵.

¹⁰⁵ Traduit du néerlandais.

Annexe 6. Recommandations, moyens mis en place et données épidémiologiques du réseau ENDWARE

Ce tableau synthétise les données recueillies lors de la sollicitation du réseau ENDWARE.

Tableau 9. Recommandations, moyens mis en place et données épidémiologiques du réseau ENDWARE.

	Allemagne	Danemark	Hongrie	Lettonie
Recommandations pour mise en place d'un réseau d'EDCH « sans chlore »	Absence de recommandations spécifiques.	Une « bonne hygiène » ¹⁰⁶ des réseaux de distribution pour éviter les contaminations microbiologiques.	Absence de recommandations spécifiques.	Adapter les traitements à la qualité des eaux brutes. Ne pas utiliser d'agents chlorants pour la désinfection. Nettoyer, rincer et désinfecter les réseaux de distribution et les réservoirs 2x/an
Réseaux d'EDCH non chlorés : quels risques sanitaires ou difficultés rencontrées ? Y a-t-il eu des épisodes de contamination ?	Absence d'étude menée.	Absence de risque spécifique identifié. Occasionnellement, de faibles concentrations de bactéries coliformes sont retrouvées.	Absence de risque spécifique identifié.	Une baisse du débit d'eau dans le réseau peut contribuer à la détérioration de la qualité de l'EDCH. Quelquefois des instabilités microbiologiques dans le réseau.

¹⁰⁶ Le terme n'a pas été explicité par l'homologue danois.

	Allemagne	Danemark	Hongrie	Lettonie
Réseaux d'EDCH non chlorés : quels moyens de suivi ?	Absence de paramètres additionnels de suivi par rapport aux EDCH chlorées. Avoir des procédures en cas de contamination microbienne (avertir les autorités locales, informer les consommateurs et donner des consignes, prendre des mesures correctives).	Absence de paramètres additionnels de suivi par rapport aux EDCH chlorées. En cas de détection d'E. coli, le consommateur est informé que l'eau doit être bouillie avant consommation.	Absence de paramètres additionnels de suivi par rapport aux EDCH chlorées. En cas de non-conformité microbiologique, une désinfection <i>ad hoc</i> peut être mise en place si nécessaire. Si le problème persiste, l'autorité sanitaire locale peut imposer une désinfection permanente.	Deux publications lettones sont consacrées à l'élaboration de méthodes d'alerte précoce de la contamination de l'EDCH¹⁰⁷.
Données épidémiologiques liées à l'EDCH	Sans réponse.	Absence d'étude spécifique car pas d'observation d'épidémies majeures liées à la contamination de l'eau.	Les infections liées à l'eau potable sont indiquées dans une base de données nationale et demeurent très rares. Le dernier cas d'étude d'épidémie hydrique date de 2006.	Absence d'étude spécifique. 1 seul cas de maladie infectieuse liée à l'EDCH en 30 ans (pollution du captage par des eaux usées agricoles) et 20 personnes malades.

¹⁰⁷ Urbanovičs, Valts, Sergei Parshutin, Jānis Rubulis, Mārtiņš Bonders, Katrīna Dambeniece, Roberts Ozols, Dāvids Štēbelis, et Sandis Dejus. 2024. « Performance Evaluation of Machine Learning Methods for Drinking Water Contamination Detection ». Engineering Proceedings 69 (1): 110. <https://doi.org/10.3390/engproc2024069110>.

	Norvège	Pays-Bas	Portugal	Suède	Suisse
Recommandations pour mettre en place d'un réseau d'EDCH non chloré	Absence de recommandations spécifiques.	Utiliser une ressource de la meilleure qualité possible, avoir une désinfection efficace monitorée par un outil d'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA-Quantitative microbiological risk assessment), produire une EDCH biologiquement stable, avoir un réseau de distribution robuste (peu de fuites, ne favorisant pas la recroissance bactérienne).	Aucune car le chlore libre résiduel en réseau est obligatoire, sauf dérogation obtenue par les autorités sanitaires. Dans ce cas, il doit être présenté un historique analytique exempt de non-conformités microbiologiques.	Absence de recommandations spécifiques.	Absence de recommandations spécifiques mais un guide général (SVGW – « W12 f Guide des bonnes pratiques pour la distribution d'eau potable »).
Réseaux d'EDCH non chlorés : quels risques sanitaires ou difficultés rencontrées ? Y a-t-il eu des épisodes de contamination ?	Absence de données à fournir.	Sans réponse.	Non concerné.	Absence de risque spécifique identifié.	La Suisse présente un des plus hauts taux de cas de légionellose en Europe mais il n'a pas été établi de lien formel avec la distribution d'EDCH sans chlore.
Réseaux d'EDCH non chlorés : quels moyens de suivi ?	Absence de données à fournir.	Utiliser l'outil QMRA. Avoir des procédures établies en cas de dépassements de seuils de type : informer le consommateur et lui donner des consignes, faire des recontrôles, prendre des mesures correctives.	Non concerné.	Sans réponse.	Sans réponse.

	Norvège	Pays-Bas	Portugal	Suède	Suisse
Données épidémiologiques liées à l'EDCH	Absence de données à fournir.	Il n'existe pas de système spécifique de surveillance des épidémies pour l'EDCH ¹⁰⁸ .	Absence de surveillance spécifique.	Sans réponse.	Conformément à l'ordonnance du DFI sur la déclaration d'observations en rapport avec les maladies transmissibles de l'Homme (RS 818.101.126), il est obligatoire en Suisse de déclarer les maladies infectieuses (EHEC, hépatite A, légionellose, shigellose et typhus) à l'Office fédéral de la santé publique (OFSP). Les laboratoires de diagnostic sont tenus de déclarer la mise en évidence de l'agent pathogène chez l'Homme. Les médecins sont également tenus de déclarer les cas, à l'exception de la shigellose. Il n'existe pas de vue d'ensemble, à l'échelle de la Suisse, du nombre de foyers épidémiques liés à l'eau ¹⁰⁹ .

¹⁰⁸ Cependant, il existe un rapport annuel sur la surveillance des infections gastro-intestinales et des zoonoses aux Pays-Bas (néerlandais). RIVM, Jaarrapportage surveillance gastro-intestinale infecties en zoönosen. 2021. <https://www.rivm.nl/publicaties/jaarrapportage-surveillance-gastro-intestinale-infecties-en-zoonosen>. Il existe également un rapport annuel des résultats de la surveillance de la légionellose, de la reconnaissance des clusters et de la recherche des sources (néerlandais). RIVM, Surveillance van legionellose in Nederland. Overzicht van clusters, bronnen en omgevingsfactoren tussen 2013-2022, 2024. <https://rivm.openrepository.com/entities/publication/eb9fa086-11dd-43d5-9a88-aa1b11d5df72>.

¹⁰⁹ Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires. « Rapport de situation 2019-2021 : Mise en œuvre du Protocole Eau et Santé en Suisse ». <https://www.blv.admin.ch/blv/fr/home/lebensmittel-und-ernaehrung/lebensmittelsicherheit/verantwortlichkeiten/sicheres-trinkwasser.html>.

Annexe 7. Synthèse de 32 épidémies hydriques associées à l'EDCH survenues en France entre 2010 et 2024 (données de Santé publique France)

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2010	Apprieu, Colombe et Rives (38)	Souterrain	Injection d'eau de Javel	Ressource / traitement	Dysfonctionnement du dispositif de chloration. Fortes pluies, forte contamination microbiologique du puits, d'origine incertaine. Captage connu pour être vulnérable aux contaminations de la rivière	Norovirus et rotavirus	ND	7	100
2010	Pérignat Lès Sarlièves (63)	ND	Injection d'eau de Javel	Ressource / traitement	Inondation du répartiteur à partir duquel une partie de la ville est alimentée en eau accompagnée d'une panne de chloration (système de chloration - flip flop - noyé). Inondation résultant de l'apparition conjointe des fortes pluies et du colmatage du trop-plein d'évacuation.	<i>Campylobacter</i>	ND	22	120 (cohorte, 81 cas certains) / 280 (estimation, 190 cas certains)
2010	St Julien Beycheville (33), 2 épisodes cumulés	Souterrain	Désinfection au chlore gazeux et déferrisation	UDI	Probable contamination par retour d'eau usées au niveau de la STEP (interconnexion (réseau d'eau potable/réseau d'eaux usées) non réglementaire au niveau de la STEP avec contamination à <i>E. coli</i> du réseau d'eau potable de la STEP), possible retour d'eau de forages privés connectés au réseau public	<i>Giardia duodenalis</i> , Staphylocoque doré, Adenovirus, <i>E. Coli</i> , <i>Cryptosporidium hominis</i>	Adenovirus, <i>E. coli</i> et entérocoques	24	94 (cohorte)

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2010	St Alban du Rhône (38)	ND	ND	UDI	Anomalie dans le fonctionnement de la STEU : eaux de process issues du traitement des boues et réutilisées pour des rinçages internes introduites dans le réseau d'eau potable (erreur humaine et clapet anti-retour défectueux).	Norovirus (génogroupes I-Chiba et Musgrove, II-Bristol) et Aichi (groupe B)	Forte contamination bactériologique localisée dans une partie du réseau	5	85
2011	Lachalade (55)	Superficiel	Injection de chlore par système automatique réalisée sur la canalisation de refoulement vers le réservoir	Ressource / traitement	Contamination du réseau liée aux fortes précipitations associées à un défaut du système de chloration.	ND	Forte contamination bactériologique	12	12 (cohorte, 10 cas certains)
2012	Pleaux et communes associées à la même UDI (St Christophe-les-Gorges, Tourniac, et une partie de Loupiac) (15)	Superficiel	Chloration	Ressource / traitement	Orage localisé et défaillance du traitement	Norovirus	ND	15	129 (cohorte) / 477 (estimation)
2012	Bourg Saint-Andéol (07)	Souterrain	Chloration	UDI	Approvisionnement du réseau à partir de deux sources, dont l'une est sensible aux fortes pluies et travaux sur le réseau quelques jours avant le signal (ayant entraîné la distribution d'une eau de couleur marron).	<i>Campylobacter</i> , adénovirus et rotavirus	Négatif	ND	> 300

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2013	Taninges (74)	Souterrain	ND	Ressource / traitement	Introduction d'eaux usées par débordement ou rupture de canalisation dans le captage	Adénovirus et rotavirus, <i>Campylobacter</i>	ND	ND	113
2014	Laruns (64), un collège de la commune en particulier	Superficiel	Aucun ou rayonnement UV et chloration	UDI	Concomitance d'une fuite du réseau d'EDCH en zone polluée avec l'existence de branchements avec des installations pouvant favoriser des retours d'eaux polluées (STEU) et mise en dépression partielle du réseau	Norovirus, adénovirus, rotavirus, sapovirus et virus Aichi	<i>E. coli</i> , entérocoques, coliformes, spores ASR ; Adénovirus	60 (environ)	68
2014	Saint Julien Chapeuil (43)	Superficiel	Aucun	Ressource / traitement	Vulnérabilité ressource et fortes précipitations, absence de désinfection	Négatif	Contamination mais agents non identifiés	8	65 (cohorte) / 80 (estimation)
2014	Prades, Los Masos, Marquixanes, Eus, Codalet et Clara (66)	Superficiel	Filtration sur sable et désinfection au chlore gazeux	Ressource / traitement	Perturbation possible des ressources et les installations de distributions suite inondations récentes	Norovirus	Négatif	7	> 200 (enquête) / 3 000 (estimation)
2015	Pierrefort (15)	ND	Rayonnement s UV	Ressource / traitement	Défaillance traitement UV suite coupure électricité provoquée par orage	Négatif	Entérocoque et <i>E. coli</i> (autres probable)	5	> 73
2015	Bellevue la Montagne, Ceaux, Monlet (43)	Souterrain		Ressource / traitement	Fortes précipitations, ressource à vulnérabilité importante aux sources de pollution (captages peu profonds, faible pouvoir filtrant des sols). Absence de traitement de désinfection	ND	Entérocoque et <i>E. coli</i> (autres probable)	7	126
2015	Saint Firmin (05)	Souterrain	Chloration manuelle et discontinuée au niveau des réservoirs	UDI	Obstruction du réseau d'assainissement ayant fait remonter les eaux usées dans le trop -plein d'un brise charge placé sur le réseau d'EDCH.	ND	<i>E. coli</i> et entérocoques fécaux	40	30

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2016	Capbreton (40)	Souterrain	ND	UDI	Mauvaise utilisation de poteaux à incendie pouvant être responsable d'une mise en dépression du réseau. Non confirmé	Sept genres de virus entériques (genres : Norovirus génotype I et II, Sapovirus, Enterovirus, Astrovirus, Rotavirus, Adénovirus, virus Aichi) et <i>Campilobacter</i> , bactérie à pathogénicité entérique	Bactéries aérobies et spores de bactérie anaérobies sulfito-réductrices	6	143
2016	Vif et Le Gua (38)	ND	Chloration et rayonnements UV	Ressource / traitement	Contamination de l'eau par pollution fécale d'origine humaine	Rotavirus, norovirus	Rotavirus, norovirus	21 (environ)	> 1 500
2016	Tuchan (11)	ND	Rayonnements UV	UDI	Travaux sur le réseau d'eau à une période compatible avec la survenue des cas, renforçant l'hypothèse d'une contamination ponctuelle de ce réseau.	Norovirus	ND	7	101 (enquête) / entre 150 et 220 (estimation)
2017	Bonifacio (2A)	ND	ND	UDI	Retour d'eau, suite à des travaux sur la station d'eau usée et l'absence de disconnecteur	ND	ND	7	7
2017	Aranc, Evosges, Nivollet-Montgriffon (01)	Souterrain	ND	Ressource / Traitement	Pollution bactérienne de la nappe phréatique / fort épisode pluvieux avant l'apparition des 1 ^{ers} cas, réseau connu pour être « sensible »	Rotavirus	ND	ND	ND
2017	Caylus, camp militaire (82), 2 épisodes cumulés	ND	ND	Ressource / Traitement	Pollution de l'eau du captage par des déjections animales	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Cryptosporidium</i>	11	100

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2017	Entre-Deux-Guiers (38)	Souterrain	Chloration	Ressource / Traitement	Introduction de la pollution au niveau de la ressource (connue pour sa vulnérabilité - karstique) qui n'était plus censée alimenter l'UDI => basculement vers une autre ressource et arrêt du traitement au chlore de la ressource vulnérable en avril 2017 mais vanne defectueuse donc eau distribuée venant encore de la ressource karstique sans traitement	ND	ND	11	> 60
2017	Monlet et Bellevue la Montagne (43)	Souterrain	ND	ND	Fortes pluies précédant le signal, hypothèse introduction de la pollution au niveau de la ressource	ND	Non conformités	6	ND
2018	La Bridoire (73)	Surface	Chloration (chlore gazeux)	UDI suspectée	Retour d'eaux usées suspecté mais non identifié	Norovirus, Rotavirus, Astrovirus	Rotavirus	9	123
2019	Breuil le sec (60)	ND	ND	UDI	Retour eau usée STEU	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> , enterocoques, coliformes	10	267
2019	Saint-Georges-d'Espéranche et Carantonay (38)	ND	ND	ND	ND	<i>Salmonella enteritidis</i>	ND	14	59
2019	Grasse (06)	Canal	ND	Ressource	Élevage sur BV du captage, absence de PP, pluies	<i>Cryptosporidium parvum</i>	<i>Cryptosporidium parvum</i>	60	13 000
2020	La Chapelle-Longueville, Saint-Marcel (27)	ND	ND	STEP	Un tuyau de type « tuyau d'arrosage », branché sur le réseau d'eau potable, était resté connecté accidentellement au réseau des eaux traitées par la station	<i>Shigella sonnei</i>	ND	15	32

Année	Commune (département)	Captage	Traitements	Point d'entrée de la contamination	Circonstances / causes	Analyse des selles	Analyse de l'eau	Durée de l'épidémie (en jours)	Nombre de cas
2020	La Balme Silingy (74)	Souterrain	Traitement UV mais seulement sur une partie des UDI	Ressource	Contamination d'origine animale (élevage) au niveau des captages favorisée par des orages	<i>Salmonella enteritidis</i>	<i>Salmonella</i>	14	59
2021	Rouffiac (15)	Surface	Chloration	Ressource / Traitement	Fortes pluies, captage vulnérable, système de chloration inadapté au débit d'eau	<i>Campylobacter</i>	ND	5	15
2021	Hermonville (51)		Chloration	Retour d'eau au niveau de la Step	Interconnexion accidentelle au niveau de la STEP avec un retour d'eau industrielle dans le réseau AEP, erreur humaine associée à l'absence de dispositif antiretour	<i>Giardia-Campylobacter-Shigatoxine-</i>	<i>E. coli</i> , enterocoques, coliformes	15	243
2024	Saint-Didier-en-Velay (43)		Ozonation	ND	ND	Norovirus GII 17	ND	7	659

Annexe 8. Modalités de surveillance applicables pour le suivi de l'évolution des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le cadre du passage à une EDCH « sans chlore »

Tableau 10. Modalités de surveillance applicables pour le suivi de l'évolution des paramètres microbiologiques d'intérêt dans le cadre du passage à une EDCH « sans chlore »

CONTEXTE	DUREE	FREQUENCE D'ECHANTILLONNAGE	STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE	PARAMETRES**	METHODES DE REFERENCE	VOLUME ANALYTIQUE	CRITERE ETUDE INITIALE	CRITERE ETUDE DE SUIVI	OBJECTIF DE QUALITE	REFERENCE DE QUALITE	LIMITE D QUALITE
Etude comparative initiale réalisée par la PRPDE à destination de l'ARS	12 mois en amont 12 mois en aval	A minima mensuelle	L'échantillonnage devra intégrer : - la sortie de production ; - a minima deux points pour chacune des différentes zones hydrauliques du réseau en ciblant les zones critiques qui devront être identifiées à partir de la modélisation du réseau (ex : sur la base du temps de séjour, de la température de l'eau)	Escherichia coli	NF EN ISO 9308-1 : 2014	100 ml	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)			X
				Entérocoques intestinaux	NF EN ISO 7899-2	100 ml	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)			X
	Bactéries coliformes			NF EN ISO 9308-1 : 2014	100 ml	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)		X		
	Spore de bactéries anaérobies sulfitoréductrices			NF EN 26461	50 ml	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)		X		
	Legionella spp*			NF T 90-431	Multiples (Cf norme)	< 10 UFC/L (1000 UFC/l)	< 10 UFC/L (1000 UFC/l)	X	(X)		
	Legionella pneumophila*					< 10 UFC/L (1000 UFC/l)	< 10 UFC/L (1000 UFC/l)	X		(X)	
	Coliphages somatiques			NF EN ISO 10705-2 et 3	100 ml	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Non détecté (< 1 UFC/100 ml)	Maitrise du risque viral associé aux virus entériques			
	Bactériophages ARN-f spécifiques			NF EN ISO 10705-1 et 3	100 ml	Non détecté (< 1 UFP/100 ml)	Non détecté (< 1 UFP/100 ml)				
	ATP-métrie			Kit commercial	minimum 10 ml	Historique des mesures sur le réseau : valeur médiane	Moins de 10 fois la concentration de la valeur médiane habituellement observée avant basculement				
	Micro-organismes revivifiables sur milieu PCA			NF EN ISO 6222	1 ml						
	Micro-organismes revivifiables sur milieu R2A			PR NF EN ISO 13647	Normatif						
	Pseudomonas aeruginosa			NF EN ISO 16266	100 ml						
	Mycobactéries non tuberculeuses			Projet de norme AFNOR en cours	100 ml						
* Pour Legionella, les objectifs de qualité, références de qualité et limites de qualité indiqués sont ceux retenus dans le cadre des eaux froides sanitaires en réseau intérieur.											
** En complément des paramètres microbiologiques, une analyse du COT et/ou du CODB et/ou du COA est nécessaire.											

Annexe 9. Exemples de scénarios des risques liés au passage d'une filière de production et de distribution d'EDCH chlorée vers une EDCH « sans chlore »

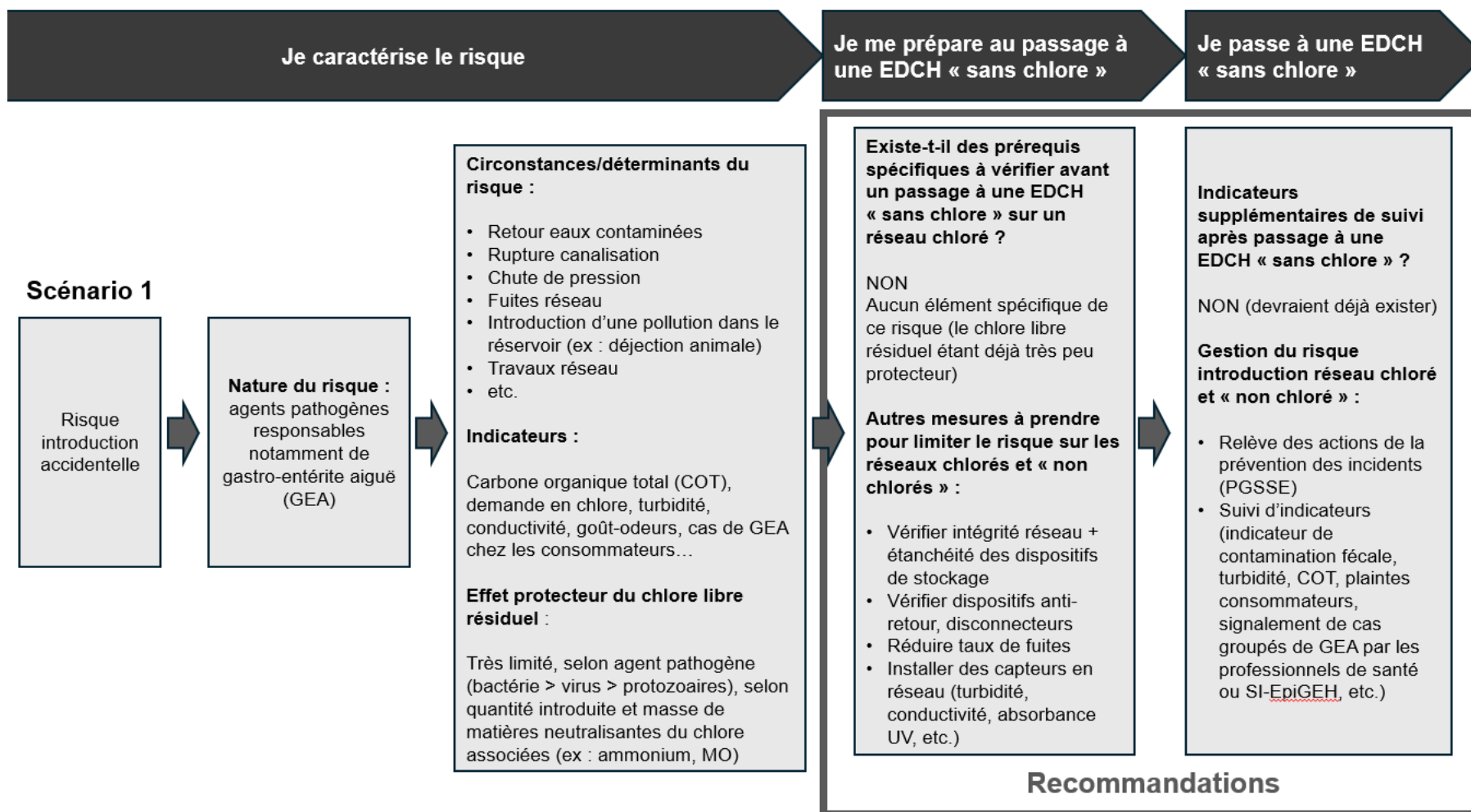


Figure 24. Exemple de scénario d'un risque d'introduction accidentelle d'agents microbiens et de sa gestion dans le cas de réseau visant à supprimer le chlore résiduel.

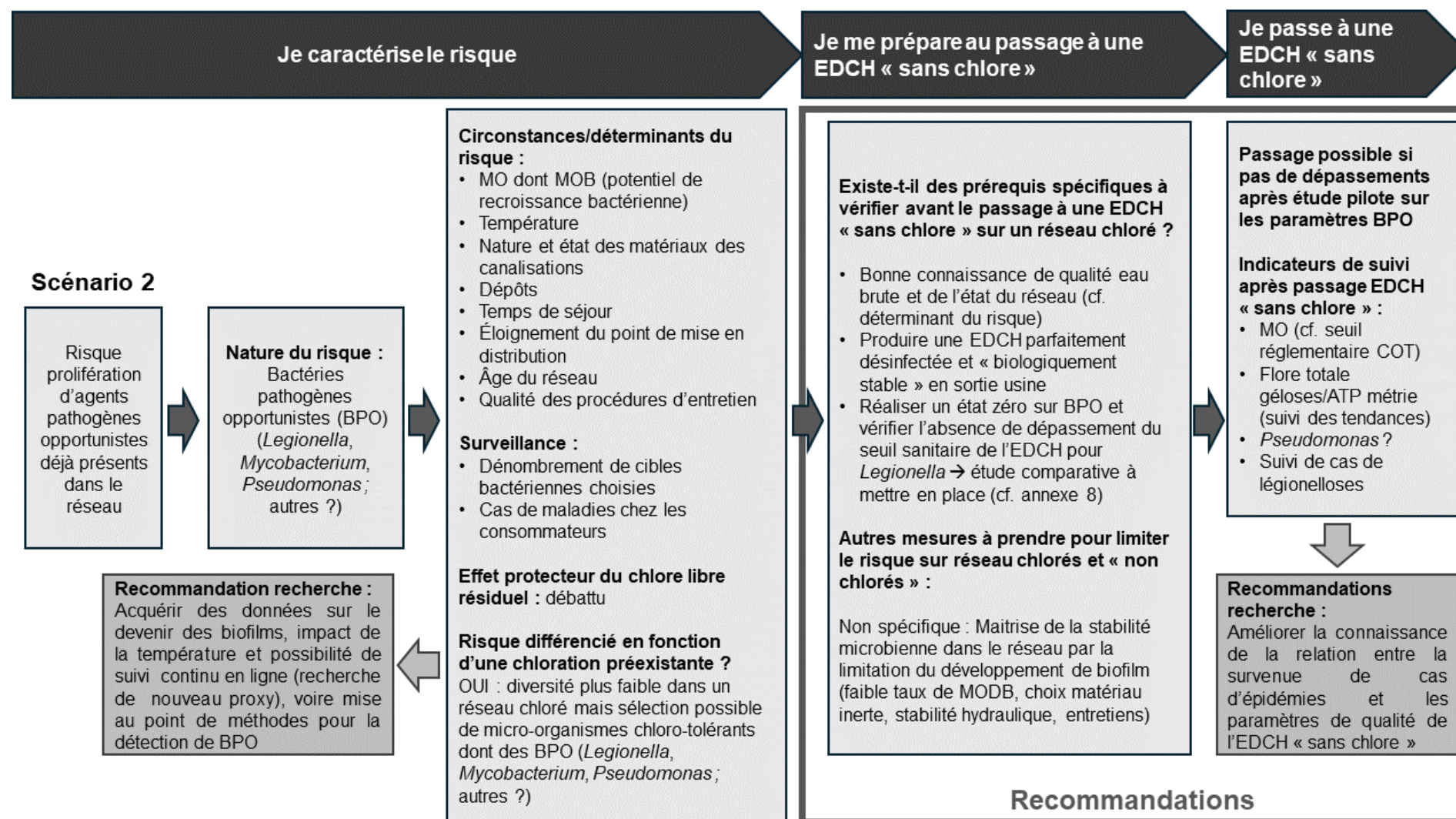


Figure 25. Exemple de scénario d'un risque de prolifération d'agents pathogènes opportunistes déjà présents dans les biofilms du réseau de distribution d'EDCH.



AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr