



Health
Canada

Santé
Canada

*Your health and
safety... our priority.*

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion

Document de conseils pour consultation publique

Fin de la période de consultation :
15 février 2023

Canada 

Objectif de la consultation

Le présent document a été élaboré dans le but de fournir aux organismes de réglementation et aux décideurs des conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable.

Ce document est mis à la disposition du public pour une période de consultation de 60 jours. Le but de cette consultation est d'obtenir des commentaires sur le document de conseils proposé. Veuillez faire parvenir vos commentaires accompagnés d'une justification, au besoin, à Santé Canada par courriel à water-eau@hc-sc.gc.ca.

Au besoin, vous pouvez envoyer vos commentaires par la poste à l'adresse suivante :

Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Santé Canada
269, avenue Laurier Ouest, IA 4903D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Tous les commentaires doivent reçus avant le 15 février 2023. Les commentaires reçus dans le cadre de cette consultation seront transmis aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP), accompagnés du nom et de l'affiliation de leurs auteurs. Les personnes ne souhaitant pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP doivent joindre à leurs commentaires une déclaration à cet égard.

Il est à noter que ce document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion sera révisé à la suite de l'évaluation des commentaires reçus et que le document final sera publié. Le présent document doit donc être considéré uniquement comme une ébauche à des fins de consultation.

Renseignements généraux sur les documents de conseils

Il existe deux cas dans lesquels Santé Canada peut décider d'élaborer un document de conseils en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Le premier cas est pour fournir des recommandations sur les activités ou les mesures de gestion liées à des questions précises qui concernent l'eau potable (p. ex. avis d'ébullition de l'eau, contrôle de la corrosion), auquel cas le document ne fournirait que des renseignements scientifiques restreints ou une évaluation des risques pour la santé.

Le deuxième cas est pour fournir des renseignements sur l'évaluation des risques lorsqu'une recommandation n'est pas jugée nécessaire. Des recommandations sont formulées dans le cadre des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* expressément pour les contaminants qui satisfont à tous les critères suivants :

1. l'exposition au contaminant pourrait mener à des effets nocifs pour la santé;
2. le contaminant est fréquemment détecté dans un grand nombre de sources d'eau potable au Canada ou on pourrait s'attendre à ce qu'il le soit;
3. la concentration à laquelle il est détecté ou à laquelle on pourrait s'attendre à le détecter est susceptible d'avoir des effets sur la santé.

Si un contaminant d'intérêt ne satisfait pas à tous ces critères, Santé Canada peut décider de ne pas établir de recommandation chiffrée ou rédiger de document technique. Dans ce cas, un document de conseils peut être rédigé.

Les documents de conseils passent par un processus semblable à celui des documents techniques de recommandation, y compris des consultations publiques affichées dans le site Web de Santé Canada. Ils sont proposés à titre d'information pour les autorités responsables de l'eau potable et, dans certains cas, pour fournir des conseils en cas de déversement ou d'autres situations d'urgence.

Ce document vise à compléter les renseignements fournis dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Le plomb*. La partie A de ce document fournit des conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution. Dans le présent document, on entend par « contrôle de la corrosion » l'ensemble des mesures prises pour contrôler ou réduire le relargage de métaux, essentiellement le plomb, dû à la corrosion des matériaux présents dans les réseaux de distribution d'eau potable. On trouvera notamment de l'information sur les volets d'un programme de contrôle de la corrosion; toutefois, les détails relatifs aux aspects opérationnels, comme l'élaboration d'un plan de contrôle de la corrosion ou l'enlèvement des entrées de service en plomb, ne sont pas abordés dans le présent document. La biocorrosion est brièvement abordée, mais la présentation de renseignements détaillés à ce sujet dépasse la portée du présent document.

La partie B présente les informations scientifiques et techniques sur lesquels se fondent les conseils donnés, la partie C présente les abréviations ainsi que les références, et la partie D offre certains outils requis pour élaborer des programmes et des activités particulières en matière de contrôle de la corrosion, ainsi que les renseignements nécessaires à cette fin.

Sommaire

La corrosion constitue un problème courant des approvisionnements en eau potable au Canada. La corrosion est la détérioration d'un matériau, habituellement un métal, due à une réaction de celui-ci avec son environnement. Dans les réseaux de distribution d'eau potable, parmi les matériaux qui pourraient être affectés par la corrosion et relarguer des concentrations croissantes de contaminants (en particulier des métaux, comme le plomb), on retrouve les tuyaux (p. ex. entrées de service en plomb) et les raccords métalliques. Il n'existe aucun effet sur la santé directement lié à la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable. Toutefois, la corrosion peut entraîner le relargage de contaminants qui seraient préoccupants pour la santé des Canadiens. Le contaminant le plus préoccupant est le plomb, dont l'effet critique à la santé sur la santé est la réduction du quotient intellectuel (QI) chez les enfants. La concentration de plomb sert d'élément déclencheur pour la mise en œuvre de programmes de contrôle de la corrosion visant à contrôler ou à réduire le relargage du plomb. Le contrôle de la corrosion est une méthode de traitement efficace pour minimiser les concentrations de plomb au point de consommation. Toutefois, si l'eau est distribuée par une entrée de service en plomb, le contrôle de la corrosion à lui seul ne suffira peut-être pas à ramener le plomb à des concentrations inférieures à la concentration maximale acceptable (CMA) de Santé Canada, soit 0,005 mg/L (5 µg/L). Par conséquent, l'enlèvement complet de l'entrée de service en plomb est probablement la solution la plus efficace et la plus permanente.

Dans le présent document, le terme « corrosion » désigne la corrosion interne du réseau de distribution et non la corrosion externe des infrastructures. De plus, on entend par « contrôle de la corrosion » l'ensemble des mesures prises pour contrôler ou réduire le relargage de métaux, essentiellement le plomb, dû à la corrosion des matériaux présents dans les réseaux de distribution d'eau potable. Le document présente par ailleurs de l'information sur les volets d'un programme de contrôle de la corrosion; toutefois, les détails relatifs aux aspects opérationnels, comme l'élaboration d'un plan de contrôle de la corrosion ou l'enlèvement des entrées de service en plomb, ne sont pas abordés dans le présent document. Les ressources relatives à ces aspects sont énumérées à la partie G. La biocorrosion est brièvement abordée, mais la présentation de renseignements détaillés à ce sujet dépasse la portée du présent document.

Bien qu'il n'y ait pas de méthode simple et fiable permettant de mesurer la corrosion proprement dite, il est possible de déterminer la concentration de plomb au robinet du consommateur et de s'en servir comme indice de corrosion. Les programmes de contrôle de la corrosion peuvent varier selon l'autorité responsable. Ces programmes peuvent aller de programmes exhaustifs à l'échelle du réseau mis en œuvre par les responsables de systèmes de distribution d'eau potable à des programmes locaux mis en œuvre par un propriétaire d'immeuble qui sont responsables de la santé et sécurité des occupants d'immeubles résidentiels et non résidentiels.

Le présent document de conseils, rédigé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable, évalue toutes les données disponibles sur le contrôle de la corrosion dans le contexte de la qualité et de la salubrité de l'eau potable.

Évaluation

L'objectif du présent document est de fournir aux autorités responsables, comme les municipalités et les fournisseurs d'eau, des conseils pour évaluer la corrosion et mettre en œuvre un plan de contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution en milieu résidentiel, afin de réduire au minimum l'exposition au plomb. Il fournit également des protocoles d'échantillonnage et des mesures correctives pour les immeubles à logements multiples, les

écoles, les services de garde et les immeubles à bureaux à l'intention des autorités (conseils scolaires, propriétaires d'immeubles ou employeurs) qui sont responsables de la santé et de la sécurité des personnes occupant ces bâtiments.

Le présent document souligne les étapes à suivre pour réduire l'exposition de la population au plomb, lesquelles peuvent aussi permettre de réduire l'exposition du consommateur à d'autres contaminants liés à la corrosion, comme le cuivre. Il aborde brièvement les inquiétudes soulevées par d'autres contaminants dont les concentrations peuvent être affectées par la corrosion, comme le fer.

Ce document vise à compléter les renseignements fournis dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Le plomb*.

Considérations internationales

Bien que diverses organisations nationales et internationales aient établi des valeurs en ce qui concerne la présence de plomb dans l'eau potable, peu d'entre elles ont émis des recommandations ou adopté des règlements sur le contrôle de la corrosion dans l'eau potable. L'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA) a établi un seuil d'intervention de 0,015 mg/L (15 µg/L) dans le *Lead and Copper Rule*, et la révision proposée de cette règle, publiée en 2019, ramène le seuil d'intervention à 10 µg/L. Avec un tel seuil d'intervention, les responsables des réseaux qui font l'objet d'un traitement visant à contrôler la corrosion devront réoptimiser le traitement utilisé. Quant aux réseaux qui ne font l'objet d'aucun traitement, il devra y avoir une étude de contrôle de la corrosion. De plus, si le seuil d'intervention est dépassé, les responsables des réseaux devront se donner comme objectif annuel de remplacer les entrées de service en plomb.

L'Organisation mondiale de la santé, l'Union européenne et le National Health and Medical Research Council de l'Australie n'ont pas établi de recommandations sur le contrôle de la corrosion.

Table des matières

Objectif de la consultation.....	2
Renseignements généraux sur les documents de conseils.....	3
Partie A. Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion.....	9
A.1 Introduction et contexte.....	9
A.2 Protocoles et programmes de contrôle de la corrosion	10
A.2.1 Protocole de surveillance pour les habitations résidentielles : option 1 – RDT + stagnation (en deux volets).....	15
A.2.2 Protocole de surveillance pour les habitations résidentielles : option 2 – 30 MS + stagnation (en deux volets).....	19
A.2.3 Échantillonnage de suivi (démonstration de l'optimisation du TCC).....	23
A.2.4 Fréquence de l'échantillonnage pour la surveillance des immeubles résidentiels	23
A.2.5 Nombre et choix des sites pour la surveillance des résidences	24
A.2.6 Protocole de surveillance pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (en deux volets).....	27
A.2.7 Considérations pour les petits réseaux.....	32
A.3 Protocoles d'échantillonnage pour le plomb	35
A.3.1 Surveillance des habitations résidentielles – option 1 : RDT et stagnation (en deux volets)	35
A.3.2 Surveillance des habitations résidentielles – option 2 : 30 MS et stagnation (en deux volets)	36
A.3.3 Protocole de surveillance pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (en deux volets).....	37
Partie B. Renseignements à l'appui	38
B.1 Principes de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable	38

B.1.1	Principaux contaminants découlant de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable	39
B.1.2	Sources des contaminants dans les réseaux de distribution	39
B.2	Défis en matière de mesure de la corrosion.....	42
B.2.1	Concentrations de contaminants dans l'eau du robinet	42
B.2.2	Facteurs influant sur les concentrations de contaminants dans l'eau du robinet	48
B.3	Méthodes de mesure de la corrosion	66
B.3.1	Indices de corrosion.....	66
B.3.2	Coupons et bancs d'essai de tuyaux	67
B.3.3	Surveillance au robinet	68
B.4	Mesures de traitement et de contrôle de la corrosion ayant trait au plomb, au cuivre et au fer 68	
B.4.1	Mesures d'intervention ciblant les réseaux de distribution d'eau potable.....	69
B.4.2	Ajustement du pH et de l'alcalinité	72
B.4.3	Inhibiteurs de corrosion	72
B.4.4	Purge et entretien.....	77
B.4.5	Filtres pour le traitement de l'eau potable	79
B.4.6	Autres approches	80
B.5	Justification des programmes de surveillance visant à évaluer la corrosion	80
B.5.1	Programmes de surveillance résidentielle.....	80
B.5.2	Détermination des protocoles d'échantillonnage pour un programme de surveillance résidentielle	82
B.5.3	Détermination des protocoles d'échantillonnage pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels.....	89
B.5.4	Détermination des sites de surveillance non résidentiels et résidentiels	92

Partie C. Références et abréviations	95
C.1 Références	95
C.2 Abréviations.....	113
Partie D. Tableaux	114
D.1 Principaux facteurs influant sur la corrosion et le relargage du plomb, du cuivre, du fer et du ciment	114
D.2 Conditions favorisant le relargage du plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable et les systèmes de plomberie et indicateurs correspondants.....	115
D.2.1 À l'usine de traitement.....	115
D.2.2 À l'intérieur du réseau de distribution.....	115
D.2.3 À l'intérieur du système de plomberie.....	116
D.2.3 Au robinet	116
Partie E. Figure E1 – Cadre d'un programme de contrôle de la corrosion dans des sites résidentiels	117
Partie F. Protocole de surveillance de rechange pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (stagnation en deux volets).....	118
F.1 Protocole d'échantillonnage	118
F.2 Justification : Protocole d'échantillonnage de rechange après une période de stagnation.....	121
Partie G. Ressources sur la planification du contrôle de la corrosion et considérations opérationnelles	124

Partie A. Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion

A.1 Introduction et contexte

La corrosion constitue un problème courant des approvisionnements en eau potable au Canada. La corrosion est la détérioration d'un matériau, habituellement un métal, due à une réaction de celui-ci avec son environnement. Dans les réseaux de distribution d'eau potable, parmi les matériaux qui pourraient être affectés par la corrosion (interne) et relarguer des concentrations croissantes de contaminants, on retrouve les tuyaux (p. ex. entrées de service en plomb) et les raccords métalliques. La corrosion tend à provoquer une augmentation de la concentration de nombreux métaux (des sous-produits de la corrosion) dans l'eau du robinet du consommateur. Les dépôts de corrosion dans les tuyaux constituent également un réservoir important d'une grande variété d'éléments, dont certains sont préoccupants pour la santé.

On utilise aussi couramment le terme « corrosion » pour désigner les réactions de dissolution et de carbonatation (c.-à-d. la précipitation du CaCO_3) des matériaux à base de ciment. Ces réactions entraînent souvent une augmentation du pH, ce qui peut nuire à la désinfection et à la qualité esthétique de l'eau, et réduire l'efficacité des produits chimiques utilisés pour le contrôle de la corrosion. Dans certains cas, l'attaque chimique subie par les tuyaux au contact de l'eau peut provoquer une diminution de l'intégrité structurelle des tuyaux et leur défaillance ultérieure.

La corrosion des réseaux de distribution d'eau potable peut être causée par plusieurs facteurs, dont le type de matériau utilisé, l'âge des conduites et des raccords, la durée de stagnation de l'eau et la qualité de l'eau dans le réseau, y compris son pH. Les propriétés ayant le plus d'importance en ce qui concerne la corrosion des matériaux et le relargage de contaminants dans les réseaux de distribution sont le pH et l'alcalinité. La température et les teneurs en calcium, en chlore libre résiduel, en chloramines, en chlorure, en sulfate ou en matière organique naturelle (MON) constituent d'autres paramètres d'intérêt pour la qualité de l'eau potable. Les modifications du procédé de traitement de l'eau potable et les altérations de la qualité de l'eau (y compris en cas de mélange) peuvent avoir un impact sur la corrosion dans le réseau de distribution et les systèmes de plomberie résidentiels.

Dans le présent document, on entend par « contrôle de la corrosion » l'ensemble des mesures prises pour contrôler ou réduire le relargage de métaux, spécifiquement le plomb, dû à la corrosion des matériaux présents dans les réseaux de distribution d'eau potable. Bien qu'il n'y ait pas de méthode simple et fiable permettant de mesurer la corrosion proprement dite, il est possible de déterminer la concentration de plomb au robinet du consommateur et de s'en servir comme indice de corrosion. La surveillance des concentrations de plomb au robinet peut permettre de déterminer les sources du plomb et aider à choisir des stratégies de contrôle efficaces de la corrosion pour réduire ces concentrations.

Il n'existe aucun effet sur la santé directement lié à la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable. Toutefois, la corrosion peut entraîner le relargage de contaminants à des concentrations qui seraient préoccupantes pour la santé des Canadiens. Le principal contaminant d'intérêt est le plomb, que l'on utilise comme élément déclencheur pour la mise en œuvre de programmes de contrôle de la corrosion comprenant notamment des mesures d'intervention. La concentration maximale acceptable (CMA) actuelle pour le plomb dans l'eau potable, établie sur base d'effets sur la santé chez les enfants, est fixée à 0,005 mg/L. Le contrôle de la corrosion est

une méthode de traitement efficace pour minimiser les concentrations de plomb au point de consommation. Toutefois, si l'eau est distribuée par une entrée de service en plomb, le contrôle de la corrosion à lui seul ne suffira peut-être pas à réduire la teneur de plomb à la CMA. Par conséquent, l'enlèvement complet de l'entrée de service en plomb est probablement la solution la plus efficace et la plus permanente.

Parmi les autres contaminants pouvant être relargués dans les réseaux de distribution d'eau potable sous l'effet de la corrosion, on retrouve le cuivre et le fer. La recommandation pour le cuivre est de 2,0 mg/L. La recommandation pour le fer dans l'eau potable est de $\leq 0,3$ mg/L et constitue un objectif esthétique. Ces recommandations visent à compléter les renseignements fournis sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Le plomb*. Le présent document ne traite pas de la biocorrosion.

Bien que les protocoles décrits dans le présent document représentent la meilleure approche pour traiter des problèmes de corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable, d'après les données de surveillance et les données scientifiques disponibles, ils peuvent être peu pratiques ou irréalisables dans certains réseaux. Dans de tels cas, une version à échelle réduite de cette approche peut contribuer à une amélioration de la protection de la santé et de la qualité de l'eau (voir la section A.2.7).

Dans le présent document, le terme « réseau de distribution » sera utilisé dans un sens large, comprenant le réseau de conduites d'un système d'approvisionnement en eau potable, ainsi que les tuyaux, raccords et autres équipements adjacents ou à l'intérieur d'un immeuble ou d'un logement et servant à l'alimentation en eau aux consommateurs.

A.2 Protocoles et programmes de contrôle de la corrosion

Tout réseau de distribution d'eau potable peut être sujet à la corrosion, quelle que soit sa taille. Il est donc important pour les autorités responsables de mettre en place un programme de surveillance afin d'évaluer si un réseau est sujet à de la corrosion, et à quel degré, et de prendre des mesures correctives appropriées. Un programme de contrôle de la corrosion pour un réseau de distribution d'eau potable devrait être fondé sur les concentrations de contaminants spécifiques détectées au robinet du consommateur. Bien que la corrosion entraîne le relargage de divers contaminants, la cible principale devrait être le plomb, puisqu'il s'agit du contaminant dont la présence risque le plus d'entraîner des effets nocifs pour la santé aux concentrations habituellement mesurées dans les résidences et les réseaux de distribution. La figure E.1 présente un cadre qui porte sur les activités et les étapes à entreprendre afin de mettre en œuvre une approche holistique du contrôle de la corrosion et du traitement de contrôle de la corrosion (c.-à-d. chimiques). Ce cadre décrit l'interconnexion entre les différents éléments du Plan de contrôle de la corrosion d'un système (PCCS) et ceux des protocoles de surveillance. La figure 1 illustre certains des éléments à inclure dans le PCCS relativement au plomb. Le présent document ne traite toutefois pas du PCCS même.

Figure 1. Exemple d'éléments à inclure dans un PCCS

Plan de contrôle de la corrosion d'un système (PCCS) – plomb (Pb)
<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation des risques associés au plomb <ul style="list-style-type: none"> ○ Types et emplacement des sources de plomb ○ Inventaire des entrées de service en plomb (ESP) et échéancier de l'inventaire initial et de la mise à jour ○ Échantillonnage du plomb et surveillance des paramètres de qualité de l'eau ○ Perturbations potentielles (travaux routiers ou réparations/améliorations du réseau de distribution [RD], prévus ou urgents, etc.) • Mesures d'intervention <ul style="list-style-type: none"> ○ Plan de remplacement des ESP ○ Notification avant la réalisation des réparations ○ Mise en place d'un filtre au point d'utilisation ou utilisation d'eau en bouteille après les perturbations ○ Purge (mesure temporaire) après les perturbations <ul style="list-style-type: none"> • Construction, réparation du réseau de distribution/site • Remplacement partiel des ESP ○ Traitement de contrôle de la corrosion (TCC) • Évaluation des contraintes sur l'optimisation des concentrations de plomb • Études d'optimisation des installations de traitement en vue d'une conformité simultanée • Cibles de qualité de l'eau dans les installations de traitement (plages opérationnelles définies) • Définition de plages et de limites pour les objectifs importants en matière de qualité de l'eau dans les RD (désinfectant et inhibiteur résiduels, pH, etc.) • Caractérisation du RD et fonctionnement par rapport au relargage de Pb (ou de Cu) • Réduction des sédiments, des dépôts, des biofilms et des épisodes d'eau colorée (c.-à-d. nettoyage) avant la mise en œuvre du TCC ou l'optimisation • Réparation et remise en service des entrées comme mesure supplémentaire visant le Pb dans le cadre du TCC

Protocoles de contrôle de la corrosion

L'une des premières étapes de la mise en œuvre d'un programme de contrôle de la corrosion consiste à surveiller les concentrations de plomb au robinet du consommateur et à caractériser la qualité de l'eau. Cette surveillance fournira aux autorités responsables des renseignements sur la corrosivité de l'eau en ce qui a trait au plomb. Étant donné qu'une des principales sources de métaux dans l'eau potable est reliée à la corrosion des réseaux de distribution et de la plomberie, la mesure du contaminant au robinet constitue le meilleur outil pour évaluer la corrosion et refléter l'exposition de la population. Un programme de surveillance fournit les renseignements nécessaires pour déterminer les mesures correctives à prendre lorsque des concentrations de plomb supérieures à la CMA sont détectées dans le système, ainsi que des renseignements sur le niveau de surveillance qui devrait être mis en œuvre dans le futur. La surveillance de certains paramètres de qualité de l'eau, comme le pH et l'alcalinité, est essentielle pour évaluer les problèmes de corrosion et établir l'efficacité d'un programme de contrôle de la corrosion. Les protocoles d'échantillonnage varieront selon l'objectif visé (voir le tableau 1). Comme la surveillance du plomb au robinet peut se faire au moyen de différents protocoles d'échantillonnage, il est important que le protocole choisi soit le bon pour l'objectif visé et pour le

type d'habitation.

Tableau 1. Types d'échantillons, protocoles et objectifs de l'échantillonnage

Objectif	Type d'échantillon	Protocole
Conformité à la réglementation relative au plomb ou	Premier jet (U.S. EPA)	6+ h de stagnation Prélèvement de 1 L
	Aléatoire (RDT) (R.-U./UE)	Échantillonnage aléatoire sans purge préalable Prise en compte d'une stagnation variable Prélèvement de 1 L
Efficacité du contrôle de la corrosion	30 MS (Ontario)	2 à 5 min de purge 30 min de stagnation Prélèvement des deux premiers litres
Détermination des sources de plomb (conduites/entrée de service en plomb) a) longueur = $\frac{\text{volume du tuyau}}{\pi \times \text{rayon}^2}$ -longueur liée à l'emplacement de la source de Pb Identification du type de plomb	Séquentiel ^a – classique	Durée de stagnation déterminée 10 à 20 échantillons séquentiels d'un volume déterminé (125 mL, 250 mL, 1 L, etc.)
	Séquentiel, stimulant la libération de particules	Échantillonnage séquentiel classique à débit croissant (faible, moyen et élevé)
	Après purge complète	5 min de purge Prélèvement de 1 L et comparaison pour valider le seuil indiquant la présence d'une ESP
	<i>3Ts for schools and childcare facilities: revised manual,</i> U.S. EPA	Stagnation durant une nuit Prélèvement des 250 premiers millilitres de tous les robinets et fontaines Comparaison des résultats de l'échantillonnage mené dans chaque installation afin d'établir un ordre de priorité pour l'échantillonnage de suivi et l'assainissement (en consultation avec l'autorité responsable en matière d'eau potable de l'État)

Les protocoles d'échantillonnage présentés dans ce document permettent de déterminer si l'eau distribuée est corrosive pour les matériaux présents dans le réseau de distribution et dans les systèmes de plomberie résidentiels, et de déterminer si les mesures de contrôle de la corrosion sont efficaces.

Si la surveillance réalisée dans le cadre d'un programme de contrôle de la corrosion montre que les concentrations de plomb sont supérieures à la CMA, soit 0,005 mg/L, une ou plusieurs des mesures correctives suggérées doivent être prises. Il faut établir l'efficacité de ces mesures par la suite, en mettant sur pied une surveillance appropriée. Ceci est important pour s'assurer que le programme de contrôle de la corrosion est optimisé de manière à réduire le plus possible les concentrations de plomb, ainsi que l'exposition au plomb et à d'autres contaminants connexes.

Types d'immeubles

Lors de la surveillance des concentrations de plomb dans le cadre d'un programme de

contrôle de la corrosion, il faut tenir compte de deux contextes différents :

- 1) les habitations résidentielles (comptant jusqu'à six logements);
- 2) les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels, notamment les écoles, les immeubles à logements multiples et les grands immeubles.

Dans un contexte résidentiel, c'est-à-dire les habitations résidentielles, comme les maisons unifamiliales et les immeubles résidentiels (comptant jusqu'à six logements), on cherchera à déterminer les concentrations de plomb à travers du système et à identifier les sources de plomb dans le réseau de distribution et dans les systèmes de plomberie résidentiels. Les objectifs des programmes de surveillance résidentiels sont généralement d'identifier les problèmes de corrosion, d'établir la cause du problème et de déterminer les meilleures mesures correctives à prendre si nécessaire. Une surveillance ultérieure doit être effectuée pour évaluer l'efficacité des programmes de contrôle de la corrosion à l'échelle du réseau et pour déterminer si le contrôle de la corrosion a été optimisé.

En raison de la nature complexe des immeubles, les activités de surveillance visant les écoles, les immeubles à logements multiples (comptant plus de six logements) et les grands immeubles seront principalement axées sur les sources de plomb dans le système de plomberie des immeubles. L'objectif d'un programme de surveillance dans les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels est de localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb et de déterminer les endroits où il convient d'intervenir ainsi que les mesures correctives à prendre. Étant donné que les protocoles d'échantillonnage s'appliquant aux habitations résidentielles et les protocoles d'échantillonnage s'appliquant aux immeubles non résidentiels et aux immeubles résidentiels ont des objectifs différents, le nombre d'échantillons à prélever, la fréquence de l'échantillonnage et les mesures correctives à prendre seront également différents.

Traitements de contrôle de la corrosion

La mise en œuvre de traitements de contrôle de la corrosion a pour objectif de réduire le plus possible le relargage de contaminants par les matériaux des réseaux de distribution, afin de protéger la santé des consommateurs. Parmi les autres avantages de ces traitements, on retrouve le prolongement de la durée de vie des conduites, ainsi qu'une réduction des fuites et du nombre de réparations et de remplacements de conduites à effectuer. On s'attend généralement à ce que les coûts de mise en œuvre des traitements de contrôle de la corrosion protègent la santé humaine et prolongent la durée de vie du réseau de distribution.

Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent veiller à ce que les modifications apportées aux processus de traitement de l'eau et à ce que les changements de source d'approvisionnement ne rendent pas l'eau plus corrosive et ne contribuent donc pas à faire augmenter sa concentration de plomb. La gestion de la qualité de l'eau en contrôlant les sources d'approvisionnement (p. ex. mélange) et les autres contaminants (p. ex. Fe, Mn) est essentielle pour assurer l'efficacité d'un traitement de contrôle de la corrosion. Bien qu'il soit reconnu que les systèmes de plomberie résidentiels ne relèvent généralement pas de la responsabilité des responsables de systèmes de distribution d'eau potable, la plupart des recommandations (CMA) établies sont conçues de manière à s'appliquer au robinet du consommateur. En tant que tels, les programmes de contrôle de la corrosion doivent permettre de s'assurer que l'eau distribuée n'est pas corrosive pour les composants du réseau de distribution et du système de plomberie.

Pour les besoins du présent document, l'expression « réseau de distribution » comprend la conduite d'amenée qui relie la conduite principale à l'habitation et/ou à l'immeuble et à son système de plomberie. Les programmes de contrôle de la corrosion peuvent varier selon l'autorité

responsable. Ces programmes peuvent aller de programmes exhaustifs à l'échelle du réseau mis en œuvre par les responsables de systèmes de distribution d'eau potable à des programmes locaux mis en œuvre par un propriétaire d'immeuble qui sont responsables de la santé et sécurité des occupants d'immeubles résidentiels et non résidentiels.

Échantillonnage au robinet

Étant donné que les concentrations de plomb au robinet du consommateur peuvent être considérablement plus élevées qu'à l'usine de traitement ou que dans les conduites principales, les stratégies visant à réduire l'exposition au plomb devront être axées sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution et sur l'enlèvement des composants contenant du plomb, comme les entrées de service en plomb. Bien qu'il soit reconnu que les systèmes de plomberie résidentiels ne relèvent généralement pas de la responsabilité des responsables de systèmes de distribution d'eau potable, la plupart des CMA sont conçues de manière à s'appliquer au robinet du consommateur. L'échantillonnage à des fins de conformité se fait par la collecte d'échantillons représentatifs de la population desservie dans une zone d'approvisionnement définie (échantillonnage par zones). Il faut échantillonner toutes les zones, de manière à évaluer le réseau de distribution au complet et à recenser toutes les zones à problèmes à travers du réseau.

Inventaire des entrées de service en plomb

Un inventaire des entrées de service en plomb est un outil important pour le choix des sites de vérification de la conformité et des sites sentinelles lors de la mise en œuvre de mesures de contrôle de la corrosion. De plus, un tel inventaire sera essentiel pour la gestion des entrées de service en plomb, pour la planification de leur enlèvement et pour la réalisation des travaux nécessaires. Les sites sentinelles sont généralement utilisés lorsque des collectivités sont potentiellement aux prises avec des problèmes de relargage de plomb ou pour évaluer l'efficacité des programmes de contrôle de la corrosion. Ces sites doivent être concentrés dans les endroits où l'on a pu confirmer qu'il y a des entrées de service en plomb et doivent comprendre les zones alimentées par de l'eau potentiellement corrosive (p. ex. cul-de-sac dans les réseaux chloraminés) ainsi que les réseaux consécutifs (c.-à-d. les réseaux de distribution publics dont l'approvisionnement se fait à partir d'un autre réseau public). Il peut être utile de recourir à un cadre fondé sur l'échantillonnage (p. ex. échantillonnage séquentiel ou avec purge) pour déterminer si des entrées de service en plomb sont présentes et dresser ainsi un inventaire des entrées de service en plomb.

Mesures correctives

Lorsque les concentrations dépassent la CMA, il faut mener une enquête puis prendre les mesures correctives appropriées. Ces mesures englobent notamment le rééchantillonnage, l'enlèvement des entrées de service en plomb, l'éducation du public, l'installation de filtres temporaires aux points d'utilisation et/ou des traitements de contrôle de la corrosion. Bien que le contrôle de la corrosion soit une méthode de traitement efficace pour minimiser les concentrations de plomb aux points de consommation, ce traitement à lui seul sera peut-être insuffisant si l'eau est distribuée par des entrées de service en plomb. Pour cette raison, l'enlèvement complet des entrées de service en plomb est probablement la solution la plus efficace et la plus permanente.

Certaines de ces mesures correctives pourraient également comprendre l'entretien des réseaux de distribution, comme l'élimination du fer, du manganèse et de l'aluminium, qui nuisent au traitement de contrôle de la corrosion et peuvent aussi favoriser le relargage du plomb. Il ne faut pas oublier que le fait de purger le robinet d'eau froide ne s'est pas avéré suffisamment efficace pour réduire de façon systématique l'exposition au plomb dans les écoles, les immeubles à logements multiples et les grands immeubles. Ces mesures doivent être fondées sur une évaluation de la cause

du dépassement au moyen de protocoles adéquats.

A.2.1 Protocole de surveillance pour les habitations résidentielles : option 1 – RDT + stagnation (en deux volets)

L'échantillonnage dans les sites résidentiels est une approche en deux volets qui vise à évaluer la corrosion de divers matériaux contenant du plomb dans les réseaux de distribution résidentiels. Ce protocole consiste en un échantillonnage aléatoire réalisé de jour (RDT). Le premier volet (volet 1) d'échantillonnage donne une indication des concentrations de plomb à travers du réseau et de la nécessité de prendre des mesures pour contrôler la corrosion et réduire l'exposition au plomb. Un sous-ensemble de sites sentinelles est inclus dans le volet 1, afin qu'il soit possible de caractériser les zones/secteurs les plus préoccupants et d'évaluer l'efficacité des mesures de contrôle de la corrosion prévues. Une fois le programme de contrôle de la corrosion mis en place, il fournit aussi les données appropriées pour évaluer si les mesures correctives ont été efficaces pour réduire la corrosion des divers matériaux contenant du plomb à travers du réseau. Lorsque la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (soit l'objectif du réseau/secteur – SG) dans plus de 10 % des sites¹, il faut passer au deuxième volet.

Le deuxième volet (volet 2) se déroule dans moins de sites que le premier. Il permettra cependant d'obtenir des renseignements plus détaillés sur la contribution de différents matériaux contenant du plomb à la concentration totale de plomb dans le réseau de distribution (profil des concentrations de plomb). Les autorités responsables pourront ainsi déterminer les sources probables de contamination au plomb et les éléments contribuant le plus à cette contamination, de façon à pouvoir choisir des mesures correctives adéquates et optimiser le contrôle de la corrosion. L'analyse d'autres métaux (p. ex. Cu, Cd, Fe, Mn) dans les échantillons prélevés peut faciliter la recherche de la source de plomb (p. ex. du laiton, de l'acier galvanisé) ou révéler des éléments interférents qui nuisent au traitement de contrôle de la corrosion (p. ex. orthophosphate) et qui doivent être éliminés.

Dans certains cas, l'autorité responsable peut juger souhaitable de prélever les échantillons pour les deux volets à l'occasion d'une même visite sur un site. Cette étape élimine le besoin de retourner dans une résidence si l'objectif du réseau (SG)² n'est pas atteint dans le cadre du volet 1, mais elle pourrait être irréalisable dans certaines situations (p. ex. échantillonnage avec 6 h de stagnation). Les analyses à faire dans le cadre du volet 2 se limiteront aux échantillons appropriés, déterminés d'après les résultats du volet 1.

A.2.1.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1 (RDT)

L'échantillonnage aléatoire de jour (RDT) permet de mesurer l'exposition typique d'une population, y compris son exposition potentielle aux particules de plomb. Il permet d'identifier les endroits où il faut réduire les concentrations de plomb en priorité et d'évaluer la conformité à travers du réseau.

On prélève un échantillon de premier jet de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille), de façon aléatoire durant la journée, dans

¹ D'après le 90^e centile des concentrations les plus élevées de plomb dans les échantillons prélevés au robinet pendant la période de surveillance.

² SG = 90^e centile [Pb] = 0,005 mg/L ([Pb] > 0,005 mg/L dans plus de 10 % des sites).

chaque résidence. Les échantillons doivent être prélevés sans purge préalable ni période de stagnation, afin de mieux refléter l'utilisation typique du consommateur. Si la concentration de plomb dépasse 0,005 mg/L dans moins de 10 % des sites, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent fournir aux consommateurs occupant les habitations présentant une concentration supérieure à 0,005 mg/L des renseignements sur les moyens de réduire leur exposition au plomb (comme ceux indiqués au point n° 1 ci-après). On recommande aussi que les responsables de systèmes de distribution d'eau potable effectuent des prélèvements de suivi sur ces sites afin d'évaluer l'efficacité des mesures correctives prises par les consommateurs.

Lorsque la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (soit l'objectif du réseau/secteur – SG) dans plus de 10 % des sites², il est recommandé que les responsables de systèmes de distribution d'eau potable prennent les mesures suivantes :

1. Communiquer les résultats des analyses aux consommateurs et les informer des mesures correctives appropriées qu'ils peuvent prendre pour réduire leur exposition au plomb, et en particulier l'exposition des enfants et des nourrissons alimentés au lait maternisé. Parmi les mesures correctives que les consommateurs peuvent prendre, on retrouve les mesures suivantes, qui peuvent être prises individuellement ou en combinaison :
 - purger les conduites après une période de stagnation prolongée;
 - utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
 - remplacer leur portion de l'entrée de service en plomb (idéalement en coordination avec le remplacement de la portion appartenant aux services publics);
 - remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne;
 - remplacer les tuyaux galvanisés ou les tuyaux en cuivre qui ont des soudures au plomb.
2. Lancer un programme d'éducation du public afin d'encourager les consommateurs à purger leurs conduites après une période de stagnation, pendant que des mesures correctives appropriées sont évaluées ou prises. Cette purge devrait être réalisée de manière à ce que toute l'eau stagnante ayant été en contact avec du plomb présent dans les robinets, les raccords et les soudures connexes, ainsi que l'entrée de service en plomb, soit éliminée. Envisager de fournir des filtres certifiés pour l'élimination du plomb dans l'eau potable ou recommander l'utilisation de tels filtres.
3. Faire d'autres prélèvements (tel qu'indiqué au protocole d'échantillonnage du volet 2) dans 10 % des sites échantillonnés lors du volet 1 pour lesquels on a observé les concentrations de plomb les plus élevées (plus de 0,005 mg/L).
4. Mettre en œuvre des mesures correctives appropriées afin de contrôler la corrosion dans l'ensemble de la collectivité. Les résultats de l'échantillonnage réalisé dans le cadre du volet 2 doivent servir à déterminer les mesures correctives à prendre pour le réseau. Ces mesures peuvent être les suivantes, prises individuellement ou en combinaison :
 - remplacer les entrées de service en plomb (ainsi que les raccords en queue de cochon et les cols-de-cygne, le cas échéant);

2. D'après le 90^e centile des concentrations les plus élevées de plomb dans les échantillons prélevés au robinet pendant la période de surveillance.

- ajuster le pH et l'alcalinité;
 - ajuster le pH (au besoin) et ajouter des inhibiteurs de la corrosion;
 - remplacer les raccords en laiton, les dispositifs en ligne et/ou les tuyaux galvanisés.
5. Encourager les propriétaires à éliminer périodiquement les débris retenus dans les grilles ou les aérateurs des robinets d'eau. Si une quantité substantielle de débris est enlevée de la grille ou de l'aérateur, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats de ces nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient chercher à savoir si le plomb particulière contribue de manière importante aux concentrations élevées observées et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille constitue une mesure corrective appropriée.

A.2.1.2 Protocole d'échantillonnage séquentiel pour le volet 2

Ce protocole d'échantillonnage est un outil qui peut aider à trouver les sources de plomb. Il permet d'obtenir un profil des contributions du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et de l'entrée de service en plomb. Ce type d'échantillonnage est nécessaire uniquement si l'échantillonnage réalisé dans le cadre du volet 1 révèle la présence, dans plus de 10 % des sites, d'une concentration de plomb supérieure à 0,005 mg/L. L'échantillonnage séquentiel est effectué dans 10 % des sites échantillonnés dans le cadre du volet 1, et plus précisément dans les sites où l'on a observé les concentrations les plus élevées de plomb. Dans le cas d'un réseau de petite taille (desservant 500 personnes ou moins), il faut prélever des échantillons dans au moins deux sites afin d'obtenir des données suffisantes pour dresser le profil des concentrations de plomb de l'eau de ce réseau.

On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une période de stagnation prédéterminée, soit a) 30 minutes de stagnation (30 MS); ou b) au moins 6 h. Le choix de la période de stagnation dépend de considérations d'ordre pratique et de la volonté de générer des concentrations accrues de plomb afin de faciliter l'évaluation des éventuels changements.

On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L pour déterminer la concentration totale de plomb afin d'obtenir un profil de la contribution du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et de l'entrée de service en plomb. À noter : il peut être avantageux de prélever de plus petits volumes cumulatifs pour chaque échantillon de 1 L afin de trouver la source de plomb avec plus de précision. Étant donné qu'il est possible que quatre échantillons consécutifs de 1 L ne permettent pas de déterminer la contribution de l'entrée de service en plomb dans les grands systèmes de plomberie, le prélèvement d'échantillons supplémentaires de 1 L peut s'avérer utile.

Volet 2 a) échantillonnage séquentiel 30 MS

Ce protocole d'échantillonnage a pour but de mesurer la concentration de plomb dans l'eau qui a été en contact pendant une brève période transitoire (30 min) avec l'entrée de service en plomb et la plomberie interne (soudure au plomb, raccords en laiton, etc.). On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après avoir purgé la plomberie pendant 5 minutes, puis avoir laissé l'eau stagner pendant 30 minutes. On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L afin d'obtenir un profil des contributions du robinet, de la plomberie et d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée

de service en plomb à la concentration totale en plomb. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent choisir de prélever quatre échantillons de 1 L lors des visites effectuées pour le volet 1 et analyser ces échantillons lorsque l'analyse du premier échantillon prélevé dans le cadre du volet 1 aura permis de déterminer quelles résidences sont concernées (c.-à-d. celles où les concentrations de plomb sont les plus élevées).

Volet 2 b) échantillonnage séquentiel après stagnation de 6 h (au minimum)

On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une période de stagnation d'au moins 6 h. On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L afin d'obtenir un profil de la contribution du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et de l'entrée de service en plomb.

Résultats de l'échantillonnage séquentiel

Les résultats obtenus avec l'une ou l'autre des méthodes d'échantillonnage séquentiel ci-dessus permettront de déterminer quelles mesures d'intervention les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent mettre en œuvre ou recommander du consommateur. Voici quelques exemples :

1. Communiquer les résultats des analyses aux consommateurs et les informer des mesures correctives appropriées qu'ils peuvent prendre pour réduire leur exposition au plomb, et en particulier l'exposition des enfants et des nourrissons alimentés au lait maternisé. Parmi les mesures correctives que les consommateurs peuvent prendre, on retrouve les mesures suivantes, qui peuvent être prises individuellement ou en combinaison :
 - purger les conduites après une période de stagnation prolongée;
 - utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
 - remplacer leur portion de l'entrée de service en plomb (idéalement en coordination avec le remplacement de la portion appartenant aux services publics);
 - remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne;
 - remplacer les tuyaux galvanisés ou les tuyaux en cuivre qui ont des soudures au plomb.
2. Lancer un programme d'éducation du public afin d'encourager les consommateurs à purger leurs conduites après une période de stagnation, pendant que des mesures correctives appropriées sont évaluées ou prises. Cette purge devrait être réalisée de manière à ce que toute l'eau stagnante ayant été en contact avec du plomb présent dans les robinets, les raccords et les soudures connexes, ainsi que l'entrée de service en plomb, soit éliminée.
3. Envisager de fournir des filtres certifiés pour l'élimination du plomb dans l'eau potable ou recommander l'utilisation de tels filtres.
4. Mettre en œuvre des mesures correctives appropriées afin de contrôler la corrosion dans l'ensemble de la collectivité. L'analyse des échantillons individuels du volet 2 fournira des données sur la source du plomb dans le réseau. Toutefois, si la source du plomb ne peut être identifiée au moyen du profil des concentrations de plomb dans les quatre échantillons de 1 L, d'autres études peuvent s'avérer nécessaires. Selon la source du plomb et le nombre de résidences touchées, les mesures suivantes peuvent être prises, individuellement ou en combinaison :

- remplacer les entrées de service en plomb (ainsi que les raccords en queue de cochon et les cols-de-cygne, le cas échéant);
 - ajuster le pH et l'alcalinité;
 - ajuster le pH (au besoin) et ajouter des inhibiteurs de la corrosion;
 - remplacer les raccords en laiton, les dispositifs en ligne et/ou les tuyaux galvanisés.
5. Encourager les propriétaires à éliminer périodiquement les débris retenus dans les grilles ou les aérateurs des robinets d'eau. Si une quantité substantielle de débris est enlevée de la grille ou de l'aérateur, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats de ces nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient chercher à savoir si le plomb particulaire contribue de manière importante aux concentrations élevées observées et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille constitue une mesure corrective appropriée.

A.2.2 Protocole de surveillance pour les habitations résidentielles : option 2 – 30 MS + stagnation (en deux volets)

L'échantillonnage dans les sites résidentiels est une approche en deux volets qui vise à évaluer la corrosion de divers matériaux contenant du plomb dans les réseaux de distribution résidentiels. Ce protocole consiste en un échantillonnage réalisé après 30 minutes de stagnation (30 MS). Puisque la purge a lieu avant le temps de stagnation, elle ne capturera vraisemblablement pas d'éventuelles particules de plomb relarguées.

Le premier volet (volet 1) d'échantillonnage donne une indication des concentrations de plomb à travers du réseau et de la nécessité de prendre des mesures pour contrôler la corrosion et réduire l'exposition au plomb. Un sous-ensemble de sites sentinelles est inclus dans le volet 1, afin qu'il soit possible de caractériser les zones/secteurs les plus préoccupants et d'évaluer l'efficacité des mesures de contrôle de la corrosion prévues. Une fois le programme de contrôle de la corrosion mis en place, il fournit aussi les données appropriées pour évaluer si les mesures correctives ont été efficaces pour réduire la corrosion des divers matériaux contenant du plomb à travers du réseau. Lorsque la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (SG) dans plus de 10 % des sites³, il faut passer au deuxième volet.

Le deuxième volet (volet 2) se déroule dans moins de sites que le premier. Il permettra cependant d'obtenir des renseignements plus détaillés sur la contribution de différents matériaux contenant du plomb à la concentration totale de plomb dans le réseau de distribution (profil des concentrations de plomb). Les autorités responsables pourront ainsi déterminer la source de la contamination au plomb et les concentrations de plomb potentiellement les plus élevées, de façon à pouvoir choisir les mesures correctives et optimiser le contrôle de la corrosion.

Dans certains cas, l'autorité responsable peut juger souhaitable de prélever les échantillons pour les deux volets à l'occasion d'une même visite sur un site. Cette étape élimine le besoin de retourner dans une résidence si l'objectif du réseau n'est pas atteint dans le cadre du volet 1, mais elle pourrait être irréalisable dans certaines situations. Les analyses à faire dans le cadre du volet 2

³ D'après le 90^e centile des concentrations les plus élevées de plomb dans les échantillons prélevés au robinet pendant la période de surveillance.

se limiteront aux échantillons appropriés, déterminés d'après les résultats du volet 1.

A.2.2.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1 (30 MS)

Ce protocole d'échantillonnage a pour but de mesurer la concentration de plomb dans l'eau qui a été en contact pendant une brève période transitoire (30 min) avec l'entrée de service en plomb et la plomberie interne (soudure au plomb, raccords en laiton, etc.). On prélève un échantillon de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après avoir purgé la plomberie pendant 5 minutes, puis avoir laissé l'eau stagner pendant 30 minutes. Si la concentration de plomb dépasse 0,005 mg/L dans moins de 10 % des sites, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent fournir aux consommateurs occupant les résidences présentant une concentration supérieure à 0,005 mg/L des renseignements sur les moyens de réduire leur exposition au plomb (comme ceux indiqués au point n° 1 ci-après). On recommande aussi que les responsables de systèmes de distribution d'eau potable effectuent des prélèvements de suivi sur ces sites afin d'évaluer l'efficacité des mesures correctives prises par les consommateurs.

Lorsque la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (SG) dans plus de 10 % des sites, il est recommandé que les responsables de systèmes de distribution d'eau potable prennent les mesures suivantes :

1. Communiquer les résultats des analyses aux consommateurs et les informer des mesures correctives appropriées qu'ils peuvent prendre pour réduire leur exposition au plomb. Parmi les mesures correctives que les consommateurs peuvent prendre, on retrouve les mesures suivantes, qui peuvent être prises individuellement ou en combinaison :
 - purger les conduites après une période de stagnation prolongée;
 - utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
 - remplacer leur portion de l'entrée de service en plomb (idéalement en coordination avec le remplacement de la portion appartenant aux services publics);
 - remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne;
 - remplacer les tuyaux galvanisés ou les tuyaux en cuivre qui ont des soudures au plomb.
2. Lancer un programme d'éducation du public afin d'encourager les consommateurs à purger leurs conduites après une période de stagnation, pendant que des mesures correctives appropriées sont évaluées ou prises. Cette purge devrait être réalisée de manière à ce que toute l'eau stagnante ayant été en contact avec du plomb présent dans les robinets, les raccords et les soudures connexes, ainsi que l'entrée de service en plomb, soit éliminée. Envisager de fournir des filtres certifiés pour l'élimination du plomb dans l'eau potable ou recommander l'utilisation de tels filtres.
3. Faire d'autres prélèvements (tel qu'indiqué au protocole d'échantillonnage du volet 2) dans 10 % des sites échantillonnés lors du volet 1 pour lesquels on a observé les concentrations de plomb les plus élevées (plus de 0,005 mg/L).
4. Mettre en œuvre des mesures correctives appropriées afin de contrôler la corrosion dans le réseau. Les résultats de l'échantillonnage réalisé dans le cadre du volet 2 doivent servir à déterminer les mesures correctives à prendre pour le réseau. Ces mesures peuvent être les suivantes, prises individuellement ou en combinaison :
 - remplacer les entrées de service en plomb (ainsi que les raccords en queue de cochon

- et les cols-de-cygne, le cas échéant);
 - ajuster le pH et l'alcalinité;
 - ajuster le pH (au besoin) et ajouter des inhibiteurs de la corrosion;
 - remplacer les raccords en laiton, les dispositifs en ligne et/ou les tuyaux galvanisés.
5. Encourager les propriétaires à éliminer périodiquement les débris retenus dans les grilles ou les aérateurs des robinets d'eau. Si une quantité substantielle de débris est enlevée de la grille ou de l'aérateur, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats de ces nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient chercher à savoir si le plomb particulière contribue de manière importante aux concentrations élevées observées et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille constitue une mesure corrective appropriée.

A.2.2.2 Protocole d'échantillonnage séquentiel pour le volet 2

Ce type d'échantillonnage est nécessaire uniquement si l'échantillonnage réalisé dans le cadre du volet 1 révèle la présence, dans plus de 10 % des sites, d'une concentration de plomb supérieure à 0,005 mg/L.

On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une période de stagnation prédéterminée (30 minutes [30 MS] ou au moins 6 h). Le choix de la période de stagnation dépend de considérations d'ordre pratique et de la volonté de générer des concentrations accrues de plomb afin de faciliter l'évaluation des éventuels changements.

On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L afin d'obtenir un profil de la contribution du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et de l'entrée de service en plomb. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent choisir de prélever quatre échantillons de 1 L lors des visites effectuées pour le volet 1, mais il pourrait être impossible de le faire dans certaines situations (p. ex. échantillonnage avec 6 h de stagnation). Les analyses à faire dans le cadre du volet 2 se limiteront aux échantillons appropriés, déterminés d'après les résultats du volet 1 (les résidences où les concentrations de plomb sont les plus élevées). À noter : il peut être avantageux de prélever de plus petits volumes cumulatifs pour chaque échantillon de 1 L afin de trouver la source de plomb avec plus de précision. Dans certains cas, il est également utile de prélever plus de quatre échantillons consécutifs de 1 L pour déterminer s'il y a une entrée de service en plomb.

Volet 2 a) échantillonnage séquentiel 30 MS

Ce protocole d'échantillonnage a pour but de mesurer la concentration de plomb dans l'eau qui a été en contact pendant une brève période transitoire (30 min) avec l'entrée de service en plomb et la plomberie interne (soudure au plomb, raccords en laiton, etc.). On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après avoir purgé la plomberie pendant 5 minutes, puis avoir laissé l'eau stagner pendant 30 minutes. On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L afin d'obtenir un profil des contributions du robinet, de la plomberie et d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée de service en plomb à la concentration totale en plomb. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent choisir de prélever quatre échantillons de 1 L lors des visites effectuées pour le volet 1 et analyser ces échantillons lorsque l'analyse du premier échantillon prélevé dans le cadre

du volet 1 aura permis de déterminer quelles résidences sont concernées (c.-à-d. celles où les concentrations de plomb sont les plus élevées).

Volet 2 b) échantillonnage séquentiel après stagnation de 6 h (au minimum)

Ce type d'échantillonnage est nécessaire uniquement si l'échantillonnage réalisé dans le cadre du volet 1 révèle la présence, dans plus de 10 % des sites, d'une concentration de plomb supérieure à 0,005 mg/L. L'échantillonnage est effectué dans 10 % des sites échantillonnés dans le cadre du volet 1, et plus précisément dans les sites où l'on a observé les concentrations les plus élevées de plomb. On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une période de stagnation d'au moins 6 h. On analyse individuellement chaque échantillon de 1 L afin d'obtenir un profil de la contribution du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et de l'entrée de service en plomb.

Les résultats obtenus avec l'une ou l'autre des méthodes d'échantillonnage séquentiel ci-dessus permettront de déterminer quelles mesures d'intervention les responsables de systèmes de distribution d'eau potable prendront ou recommanderont. Voici quelques exemples :

1. Communiquer les résultats des analyses aux consommateurs et les informer des mesures correctives appropriées qu'ils peuvent prendre pour réduire leur exposition au plomb. Parmi les mesures correctives que les consommateurs peuvent prendre, on retrouve les mesures suivantes, qui peuvent être prises individuellement ou en combinaison :
 - purger les conduites après une période de stagnation prolongée;
 - utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
 - remplacer leur portion de l'entrée de service en plomb (idéalement en coordination avec le remplacement de la portion appartenant aux services publics);
 - remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne;
 - remplacer les tuyaux galvanisés ou les tuyaux en cuivre qui ont des soudures au plomb.
2. Lancer un programme d'éducation du public afin d'encourager les consommateurs à purger leurs conduites après une période de stagnation, pendant que des mesures correctives appropriées sont évaluées ou prises. Cette purge devrait être réalisée de manière à ce que toute l'eau stagnante ayant été en contact avec du plomb présent dans les robinets, les raccords et les soudures connexes, ainsi que l'entrée de service en plomb, soit éliminée.
3. Envisager de fournir des filtres certifiés pour la réduction du plomb dans l'eau potable ou recommander l'utilisation de tels filtres.
4. Mettre en œuvre des mesures correctives appropriées afin de contrôler la corrosion dans le réseau. L'analyse des échantillons individuels du volet 2 fournira des données sur la source du plomb dans le réseau. Toutefois, si la source du plomb ne peut être identifiée au moyen du profil des concentrations de plomb dans les quatre échantillons de 1 L, d'autres études peuvent s'avérer nécessaires. Selon la source du plomb et le nombre de résidences touchées, les mesures correctives suivantes peuvent être prises, individuellement ou en combinaison :
 - remplacer les entrées de service en plomb (ainsi que les raccords en queue de cochon et les cols-de-cygne, le cas échéant);
 - ajuster le pH et l'alcalinité;
 - ajuster le pH (au besoin) et ajouter des inhibiteurs de la corrosion;
 - remplacer les raccords en laiton, les dispositifs en ligne et/ou les tuyaux galvanisés.

5. Encourager les propriétaires à éliminer périodiquement les débris retenus dans les grilles ou les aérateurs des robinets d'eau. Si une quantité substantielle de débris est enlevée de la grille ou de l'aérateur, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats de ces nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient chercher à savoir si le plomb particulière contribue de manière importante aux concentrations élevées observées et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille constitue une mesure corrective appropriée.

A.2.3 Échantillonnage de suivi (démonstration de l'optimisation du TCC)

Les données de surveillance recueillies au fil du temps peuvent être utilisées par les responsables de systèmes de distribution d'eau potable pour évaluer l'efficacité du contrôle de la corrosion et optimiser leurs programmes. La fréquence et la durée de l'échantillonnage de suivi dépendront du type de mesures de contrôle de la corrosion retenues. On trouvera à la section A.2.4 un guide général sur la fréquence et la durée de la surveillance pour différentes mesures correctives. L'échantillonnage de suivi, destiné à montrer que les concentrations de plomb à travers du réseau ont été réduites de manière adéquate et que le traitement de contrôle de la corrosion a été optimisé, doit être effectué jusqu'à ce qu'au moins deux séries consécutives de prélèvements démontrent que l'objectif est atteint. Selon la source de plomb la plus importante dans un réseau, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent devoir compléter l'échantillonnage du volet 1 par un deuxième volet d'échantillonnage afin d'évaluer si le contrôle de la corrosion est optimisé.

La comparaison des concentrations de plomb les plus élevées dans les sites sentinelles et le réseau avant et après la mise en place du programme de contrôle de la corrosion constitue la meilleure approche pour quantifier avec précision les effets du traitement de contrôle de la corrosion et démontrer que le traitement a été optimisé. Une fois qu'on aura déterminé que le contrôle de la corrosion est optimisé, la surveillance annuelle pourra reprendre.

A.2.4 Fréquence de l'échantillonnage pour la surveillance des immeubles résidentiels

Pour des raisons de conformité, les concentrations de plomb au robinet doivent faire l'objet d'une surveillance au moins une fois par an, afin qu'il soit possible de déterminer si le réseau de distribution d'eau potable présente un problème de corrosion. Lorsqu'un programme de contrôle de la corrosion est mis en œuvre, la surveillance doit se faire plus souvent qu'une fois par an, en fonction des mesures de contrôle retenues; cette fréquence de surveillance accrue doit être maintenue jusqu'à ce que les mesures de contrôle aient été optimisées. Étant donné que la corrosion du plomb et les concentrations de plomb varient facilement suite à des modifications mineures de la qualité de l'eau distribuée, un échantillonnage annuel devrait être réalisé même une fois le programme de contrôle de la corrosion optimisé. Il est recommandé d'augmenter la fréquence de la surveillance lorsqu'une altération de la qualité de l'eau est notée dans le réseau de distribution (p. ex. nitrification) ou lorsque des modifications apportées au processus de traitement (p. ex. changement de désinfectant, d'oxydant ou d'agent de coagulation) risquent d'altérer des paramètres de la qualité de l'eau ayant une incidence sur la corrosion, comme le pH et l'alcalinité. Dans

certaines circonstances, un échantillonnage supplémentaire peut être requis lorsqu'on procède à des modifications localisées du réseau de distribution et/ou de la plomberie.

Lorsqu'on utilise des ajustements du pH et de l'alcalinité ou des ajustements du pH (au besoin) et des inhibiteurs de corrosion pour contrôler la corrosion à l'échelle du réseau, il faut surveiller la qualité de l'eau au moins une fois par semaine au point d'entrée du réseau de distribution et une fois par mois dans le réseau de distribution, y compris au robinet. La mise en œuvre d'un programme de contrôle de la corrosion doit être effectuée de manière à tenir compte des conditions qui sont représentatives des variations de la qualité de l'eau (p. ex. température, pH, alcalinité). Si le contrôle de la corrosion est effectué sur une période de moins d'un an, il faut démontrer que les variations saisonnières de certains paramètres (p. ex. température, couleur, pH, alcalinité) ont été prises en compte dans l'analyse de l'efficacité des mesures de contrôle de la corrosion. Il faut envisager d'effectuer une surveillance en ligne et en temps réel de tous les paramètres de contrôle du processus pour être en mesure de détecter les éventuelles variations de la qualité de l'eau.

Les paramètres de qualité de l'eau, comme le pH, l'alcalinité, la concentration de plomb et les résidus d'inhibiteurs de la corrosion (s'il y a lieu) doivent être surveillés pendant au moins 6 mois en cas d'ajustements du pH et de l'alcalinité et pendant 18 mois en cas d'utilisation d'inhibiteurs de corrosion. Selon les meilleures pratiques, il faut continuer à surveiller les paramètres qui influent sur le contrôle de la corrosion et ceux qui mesurent l'efficacité du contrôle de la corrosion. Pendant l'étape de mise en œuvre, il faut également surveiller les concentrations de cuivre, de fer et de résidus de désinfectants, ainsi que les indicateurs microbiologiques, dans le réseau de distribution.

En règle générale, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent viser le remplacement de l'entrée de service en plomb en entier afin de réduire au minimum l'exposition du consommateur au plomb. Toutefois, dans les faits, les mesures d'intervention peuvent prévoir un remplacement total ou partiel des entrées de service en plomb, en fonction d'un certain nombre de facteurs. Lorsque les entrées de service en plomb sont remplacées, il faut encourager le consommateur à faire couler l'eau froide pendant une longue période et effectuer un échantillonnage une ou deux fois par semaine jusqu'à ce que les concentrations de plomb se stabilisent. Il est particulièrement important de le faire lorsqu'on ne peut procéder qu'à un remplacement partiel des entrées de service en plomb. Une fois qu'on aura déterminé que le contrôle de la corrosion est optimisé, la surveillance annuelle pourra reprendre.

L'échantillonnage annuel de routine (conformité) devrait être réalisé tous les ans à la même période, étant donné que le relargage du plomb, ainsi que celui d'autres matières, dans le réseau de distribution est influencé par les changements de température et les variations saisonnières. La saison la plus chaude, de mai à octobre, est retenue pour des raisons pratiques au Canada et parce qu'on s'attend à ce que les concentrations de plomb soient plus élevées au cours de ces mois.

A.2.5 Nombre et choix des sites pour la surveillance des résidences

Le nombre de résidences à surveiller est déterminé en fonction de la taille du réseau de distribution d'eau potable, tel qu'indiqué dans le tableau 2. Le nombre suggéré de sites de surveillance est le nombre minimal de sites requis pour pouvoir caractériser le profil des concentrations de plomb dans un système. Il faut prélever un minimum de 20 échantillons par an dans une zone d'approvisionnement en eau donnée (secteur géographique où la qualité de l'eau potable est considérée comme étant à peu près uniforme), quelle que soit la méthode

d'échantillonnage. En général, il faut de 20 à 60 échantillons (par an) pour une zone d'approvisionnement en eau donnée afin que la robustesse statistique soit suffisante. Toutefois, dans le cas des petits systèmes d'approvisionnement en eau, il peut être approprié de prélever un nombre inférieur d'échantillons, selon les circonstances locales.

L'échantillonnage RDT peut être utilisé à travers du réseau alors que l'échantillonnage 30 MS est normalement utilisé dans les sites sentinelles. En raison du caractère aléatoire de l'échantillonnage RDT, il faut prélever de 2 à 5 fois plus d'échantillons que dans le cas de l'échantillonnage 30 MS pour que la robustesse statistique soit suffisante. Alors que l'échantillonnage RDT est relativement peu coûteux, plus pratique à mettre en application et généralement mieux accepté par le consommateur que l'échantillonnage 30 MS, cette dernière méthode d'échantillonnage peut également être utilisée pour déterminer la cause des dépassements et pour identifier des mesures d'intervention appropriées.

Les résidences à haut risque devraient être retenues comme sites sentinelles afin de refléter les problèmes potentiels de plomb dans la collectivité et de réduire adéquatement l'exposition au plomb de la population. Les sites sentinelles servent aussi à évaluer l'efficacité du contrôle de la corrosion. De façon générale, on recommande un minimum de 6 sites sentinelles et un échantillonnage hebdomadaire pour évaluer le contrôle de la corrosion. Un inventaire des entrées de service en plomb permettra d'identifier les zones d'approvisionnement en eau ou les résidences les plus susceptibles de présenter des concentrations élevées de plomb. Les sites de surveillance doivent être choisis en fonction du protocole d'échantillonnage retenu.

Les programmes de surveillance associés à l'échantillonnage aléatoire sont effectués dans des zones d'approvisionnement en eau définies, dont la taille peut varier, mais qui ne doivent généralement pas dépasser 50 000 habitants. Il est possible d'augmenter la taille de l'échantillon soit en prélevant davantage d'échantillons soit en regroupant les données recueillies sur plusieurs années. Dans ces cas, l'échantillonnage des propriétés à l'aide d'autres approches (p. ex. des sites sentinelles) fournira une estimation plus fiable de l'exposition du public ainsi que de l'efficacité et de l'optimisation des mesures de contrôle de la corrosion. Il peut également être utile de connaître l'utilisation qui est faite de l'eau dans les sites d'échantillonnage (faibles volumes, longues périodes sans utilisation, etc.) pour déterminer les répercussions possibles sur les concentrations de plomb et l'efficacité du traitement de contrôle de la corrosion.

Quel que soit le protocole utilisé, tous les échantillons doivent être prélevés dans des flacons à échantillons à grande ouverture sans retirer l'aérateur. Les échantillons doivent être acidifiés avec une solution d'acide nitrique à 2 % (par volume), et un délai d'attente d'au moins 16 heures est ensuite requis avant de procéder à l'analyse. Chaque échantillon doit être bien mélangé avant l'analyse à l'aide d'une méthode appropriée.

Tableau 2 : Nombre minimal suggéré de sites de surveillance

Taille de la zone d'approvisionnement (nombre de personnes desservies)	Nombre de sites par zone d'approvisionnement ^a (surveillance annuelle)	Nombre minimal de sites de surveillance par zone d'approvisionnement ^b (surveillance et contrôle de la corrosion)
5 000 à 100 000	8	20
100 à 5 000	4	20

< 100	1	< 20
-------	---	------

^a Adapté de l'Union européenne (2015)

^b Adapté de Baron (2001)

Il est à noter que d'autres études peuvent s'avérer nécessaires pour identifier le problème de plomb dans certains cas. Ces études supplémentaires pourraient par exemple consister en la collecte de plusieurs échantillons séquentiels de 1 L (ou de plus petits volumes cumulatifs, par exemple 4 × 250 mL, 2 × 500 mL, selon la configuration de la plomberie) afin qu'il soit possible de déterminer le profil des concentrations de plomb dans une résidence avec plus de précision.

Il est important que les autorités responsables dressent un inventaire des sites de surveillance où il est probable que des matériaux contenant du plomb soient présents. Les registres historiques, comme les codes de la plomberie, les permis de construction et les registres de compteurs, peuvent fournir aux autorités des renseignements utiles sur les matériaux utilisés à certaines périodes ou dans certaines zones du réseau de distribution. Ceci peut être utile pour identifier les sites potentiels de surveillance. Il est bien connu que ces registres historiques peuvent être limités et/ou incorrects. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable pourraient donc devoir évaluer les résultats de l'échantillonnage pour déterminer si des sites supplémentaires de surveillance sont nécessaires et s'assurer que le réseau a été correctement évalué. Il peut être utile de recourir à un cadre fondé sur l'échantillonnage pour déterminer si des entrées de service en plomb sont présentes et dresser ainsi un inventaire des entrées de service. Il est aussi bien connu que lorsque les concentrations de contaminants sont hautement variables, comme dans le cas du plomb, il est impossible de concevoir un protocole de surveillance sélectif qui reflète, avec certitude, les concentrations à travers du réseau.

Dans le tableau 2, on indique le nombre suggéré de sites de surveillance réduite dans lesquels on devrait poursuivre la surveillance annuellement une fois le programme de contrôle de la corrosion optimisé. Dans le cas des plus petits systèmes, il n'est pas possible d'avoir un plus petit nombre de sites de surveillance, puisqu'un nombre minimal de sites est requis pour qu'il soit possible de caractériser adéquatement les concentrations de plomb dans le réseau. Si, à un moment quelconque, un réseau ne satisfait pas à l'objectif donné aux sections A.2.1 ou A.2.2 dans le cadre d'un programme de surveillance annuelle réduite, les mesures correctives doivent être réévaluées et des mesures appropriées doivent être prises. Un échantillonnage ultérieur doit être réalisé sur un certain nombre de sites inclus dans la surveillance annuelle jusqu'à ce qu'au moins deux périodes d'échantillonnage consécutives montrent que le programme de contrôle de la corrosion a été efficace.

Lorsque les responsables de systèmes de distribution d'eau potable procèdent déjà à un échantillonnage du plomb ou ont mis en œuvre des mesures de contrôle de la corrosion, l'option d'un nombre réduit de sites ne devrait être retenue que si les critères du protocole sont satisfaits pendant au moins deux périodes consécutives d'essais, selon les résultats du protocole d'échantillonnage. La création d'un inventaire des entrées de service en plomb aidera à identifier les zones d'approvisionnement en eau (secteurs géographiques où la qualité de l'eau potable est considérée comme étant à peu près uniforme) dans lesquelles les concentrations de plomb sont probablement élevées. Les programmes de surveillance sont effectués dans des zones d'approvisionnement en eau définies, dont la taille peut varier, mais qui ne doivent généralement pas dépasser 50 000 habitants. On recommande de mesurer le plomb total dans chaque zone

d'approvisionnement en eau au moins une fois par année, au robinet d'au moins 20 résidences choisies au hasard.

A.2.6 Protocole de surveillance pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (en deux volets)

Les objectifs des protocoles d'échantillonnage et le SG pour les immeubles non résidentiels, comme les services de garde et les écoles, les immeubles résidentiels (de plus de six logements) et les grands immeubles, sont destinés à localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb dans les immeubles, à déterminer les endroits où il faut intervenir et à déterminer quelles mesures il convient de prendre. L'objectif est de réduire le plus possible les concentrations de plomb aux sorties d'eau froide (p. ex. raccords ou appareils comme les robinets et les fontaines) utilisées pour la boisson et la cuisine et de protéger ainsi la santé des occupants contre une exposition au plomb. Les protocoles d'échantillonnage se fondent sur les variations observées dans les concentrations de plomb aux sorties d'eau de ces immeubles, variations qui dépendent des sources de plomb dans la plomberie ainsi que des modes d'utilisation de l'eau.

Un plan d'échantillonnage devrait être élaboré afin de tenir compte du type d'immeuble et de cibler des sites prioritaires pour les prélèvements. On recommande de dresser un profil de la plomberie de l'immeuble afin de déterminer les sources potentielles de plomb et les zones de stagnation et d'évaluer le potentiel de contamination par le plomb de chaque fontaine et de chaque robinet d'eau froide utilisé pour la boisson ou la cuisine.

Les périodes de stagnation dépendront de facteurs tels que la fréquence d'utilisation d'un robinet, la distribution ou non d'eau en bouteille, la durée d'occupation de l'immeuble (24 heures ou 8 heures par jour) et le nombre d'occupants. La détermination de la source du problème dans un immeuble spécifique est critique pour évaluer les mesures à prendre afin de réduire l'exposition au plomb. Les endroits posant des problèmes particuliers sont déterminés par la mesure des concentrations de plomb aux fontaines et aux robinets d'eau froide. Lorsque des concentrations élevées de plomb sont détectées dans une sortie d'eau, elles peuvent provenir de matériaux contenant du plomb présents au niveau de la sortie d'eau elle-même (p. ex. robinet, fontaine à jet vertical, refroidisseur d'eau), de la plomberie en amont de la sortie d'eau ou de l'eau entrant dans l'immeuble. On suit une approche à deux volets pour identifier la source de cette concentration élevée de plomb.

Étant donné qu'il est possible de trouver dans un immeuble des concentrations élevées de plomb dans l'eau potable dues à un relargage par des matériaux du système de plomberie (raccords et appareils de plomberie entre autres), le présent protocole devrait être suivi par les autorités responsables, comme les propriétaires ou les gestionnaires d'immeubles, les conseils scolaires et les employeurs, dans le cadre de la gestion globale de la santé et de la sécurité des occupants. Ce protocole peut également être suivi par les responsables de systèmes de distribution d'eau potable qui voudraient inclure des immeubles non résidentiels ou des immeubles résidentiels, comme des écoles et des immeubles à logements multiples, dans leurs programmes de surveillance et de contrôle de la corrosion. L'ampleur de l'échantillonnage réalisé dans un immeuble par une autorité responsable peut varier selon l'objectif de l'échantillonnage et de l'autorité procédant à ce dernier.

L'échantillonnage avec une période de stagnation déterminée est difficile à mettre en œuvre, en particulier dans les habitations à logements multiples et les grands immeubles. L'échantillonnage dans les grands immeubles représente un défi particulier pour diverses raisons, soit la complexité

des profils d'utilisation, la variabilité de l'âge de la plomberie, les différences de configuration de la plomberie d'une pièce à l'autre et l'absence d'un inventaire détaillé des produits de plomberie installés dans les immeubles. Il peut être très difficile d'assurer la stagnation de l'eau dans les grands immeubles. Ainsi, un protocole d'échantillonnage aléatoire (RDT) est recommandé dans un tel contexte. Le protocole de stagnation inspiré du programme de surveillance exposé dans le document d'orientation 3Ts de l'U.S. EPA est présenté à la partie F. On prélève les échantillons de préférence dans des flacons à grande ouverture, à un débit moyen à élevé, sans retirer l'aérateur ou la grille.

A.2.6.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1

L'objectif du protocole d'échantillonnage pour le volet 1 est d'identifier les sorties d'eau potable froide où la concentration de plomb est élevée après un échantillonnage aléatoire. Ce protocole d'échantillonnage permet de mesurer l'exposition typique, y compris l'exposition potentielle aux particules de plomb. Il permet d'identifier les endroits prioritaires où il faut réduire les concentrations de plomb et l'exposition au plomb.

La collecte d'un plus petit volume d'échantillon aide à préciser si la source du plomb provient de la sortie d'eau elle-même et à proposer des mesures correctives appropriées. L'échantillonnage pour le volet 1 doit être réalisé aux sorties d'eau potable froide identifiées dans le plan d'échantillonnage établi pour les immeubles non résidentiels ou résidentiels. De plus, un échantillon représentatif de l'eau arrivant dans l'immeuble (échantillon de la conduite d'eau principale) doit être prélevé lors de chaque échantillonnage de surveillance. Les échantillons d'eau de la conduite principale doivent être prélevés à un robinet d'eau potable situé à proximité de l'entrée de service, en observant une période de purge d'environ 5 minutes (une purge plus longue peut être nécessaire pour s'assurer que l'échantillon est représentatif de l'eau qui circule dans la conduite principale). Tous les autres échantillons dans l'immeuble devraient être prélevés en suivant le protocole décrit ci-après.

On prélève un échantillon de premier jet de 250 mL aux sorties d'eau potable froide identifiées dans le plan d'échantillonnage (sans retirer l'aérateur ou la grille, le cas échéant) de façon aléatoire durant la journée, dans chaque résidence. Les échantillons doivent être prélevés sans purge préalable ni période de stagnation, afin de mieux refléter l'utilisation typique du consommateur. Afin que les échantillons prélevés soient représentatifs, il faut éviter de retirer, le cas échéant, l'aérateur ou la grille de la sortie d'eau avant l'échantillonnage. Il est recommandé de séparer les échantillons en plus petits volumes (de préférence 2×125 mL). Il s'agit d'une forme d'échantillonnage séquentiel qui facilite la phase d'enquête si l'analyse des échantillons révèle la présence de plomb. Ces petits échantillons sont représentatifs de l'eau des raccords (fontaine ou robinet) et d'une plus petite section du système de plomberie et permettent aussi de repérer plus efficacement la source de plomb associée à une sortie d'eau. La collecte d'échantillons pour le volet 2 permet d'éviter de devoir retourner sur les lieux pour prélever d'autres échantillons afin d'identifier la source de plomb.

L'utilisation de flacons à grande ouverture permet à l'échantillonneur de remplir le flacon à un débit moyen à élevé (c.-à-d. usuel), ce qui donne un résultat plus précis. Les flacons à échantillons dont l'ouverture est plus petite seront difficiles à remplir à un débit usuel et fourniront des résultats inexacts pour le calcul de l'exposition potentielle et pour les besoins des enquêtes et des mesures correctives. Lorsque deux volumes de 125 mL sont prélevés, la concentration de plomb correspond à la moyenne des résultats des deux échantillons.

Si la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (CMA) à l'un des endroits surveillés, il est recommandé de prendre les mesures suivantes :

1. Informer les occupants (professeurs, personnel des services de garde, élèves, etc.) de l'immeuble et les autres parties intéressées (parents, comités de santé et de sécurité au travail, etc.) des résultats de l'échantillonnage et des mesures provisoires qui ont été prises, ainsi que des plans pour un échantillonnage supplémentaire.
2. Faire des prélèvements supplémentaires aux robinets où la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L afin de déterminer la source du plomb, tel qu'indiqué dans le protocole du volet 2.
3. Mettre immédiatement en œuvre des mesures correctives provisoires pour réduire l'exposition des occupants au plomb dans l'eau du premier jet. Les mesures suivantes peuvent être prises, individuellement ou en combinaison :
 - mettre hors service la sortie d'eau potable;
 - éliminer les débris de l'aérateur ou de la grille de la sortie d'eau potable;
 - purger la plomberie après une période de stagnation;
 - installer des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
 - fournir une autre source d'alimentation en eau.
4. Lorsqu'une quantité importante de débris a été éliminée de l'aérateur ou de la grille, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats des nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les autorités devraient chercher à savoir si le plomb particulaire contribue de manière importante aux concentrations élevées observées et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille devrait être fait dans le cadre d'un programme d'entretien ou d'un programme de purge rigoureuse (eau froide).

A.2.6.2 Protocole d'échantillonnage pour le volet 2

L'échantillonnage pour le volet 2 est réalisé en combinaison avec les résultats obtenus au volet 1 afin de déterminer la source du plomb dans la plomberie interne de l'immeuble. L'échantillonnage séquentiel aidera à déterminer la concentration de plomb dans l'eau qui a stagné dans la plomberie en amont de la sortie d'eau. Ce protocole d'échantillonnage a pour but de mesurer la concentration de plomb dans l'eau qui a été en contact pendant une brève période (30 min) avec la plomberie interne (soudure au plomb, raccords en laiton, etc.). Il s'agit d'une forme d'échantillonnage séquentiel qui facilite la phase d'enquête si l'analyse des échantillons révèle la présence de plomb. Ces petits échantillons sont représentatifs de l'eau des raccords (fontaine ou robinet) et d'une plus petite section du système de plomberie et permettent aussi de repérer plus efficacement la source de plomb associée à une sortie d'eau.

Après avoir effectué une purge complète pendant 5 minutes puis avoir laissé l'eau stagner 30 minutes, on prélève un minimum de deux échantillons consécutifs de 125 mL aux sorties d'eau potable froide pour lesquelles la concentration de plomb avait dépassé le seuil de 0,005 mg/L au volet 1 (sans que l'aérateur ou la grille ait été retiré). On analyse individuellement chaque échantillon de 125 mL afin de déterminer la contribution du robinet et de la plomberie à la concentration de plomb. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent choisir de prélever un plus grand nombre d'échantillons de volumes variables pendant la visite du site afin d'être en mesure de mieux caractériser les sources de plomb.

Lorsque la concentration de plomb dans l'un de ces seconds échantillons dépasse le seuil de 0,005 mg/L, il convient de prendre immédiatement l'une ou l'autre des mesures correctives suivantes, ou une combinaison de celles-ci, jusqu'à ce qu'une solution permanente puisse être mise en œuvre :

- purger la sortie d'eau avant l'arrivée des occupants (pendant au moins 5 minutes afin d'obtenir de l'eau froide de la conduite principale);
- mettre les sorties d'eau hors service;
- utiliser des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées;
- fournir une autre source d'alimentation en eau.

De plus, selon les résultats de l'échantillonnage effectué pour le volet 1 et le volet 2, il conviendra de prendre une ou plusieurs des mesures suivantes de contrôle de la corrosion :

1. informer les occupants (professeurs, personnel des services de garde, élèves, etc.) de l'immeuble et les autres parties intéressées (parents, comités de santé et de sécurité au travail, etc.) des résultats de l'échantillonnage et des mesures correctives qui seront prises provisoirement et à long terme.
2. Comparer les résultats obtenus lors du volet 1 et du volet 2 afin de déterminer si la source de la contamination au plomb est un raccord, un appareil de plomberie ou la plomberie interne elle-même. Si les résultats des deux volets indiquent une contamination au plomb, faire des prélèvements supplémentaires dans la plomberie interne de l'immeuble afin de déterminer de façon plus précise les sources du plomb.
3. Purger les sorties d'eau.
4. Installer des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés (pour l'élimination du plomb) jusqu'à ce que les sources de plomb puissent être remplacées.
5. Remplacer les robinets, les fontaines ou les conduites.
6. Mettre les sorties d'eau hors service.
7. Remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne.
8. Travailler en collaboration avec le fournisseur d'eau pour s'assurer que l'eau distribuée dans l'immeuble n'est pas corrosive.
9. Fournir une autre source d'alimentation en eau.

A.2.6.3 Sélection des sites de surveillance et fréquence de la surveillance

Le nombre de sites de prélèvement dans un immeuble peut varier selon l'objectif de l'échantillonnage, l'autorité responsable procédant aux prélèvements et le type d'occupation de l'immeuble. Lorsque des écoles, des services de garde ou d'autres immeubles non résidentiels ou résidentiels relèvent des responsables de systèmes de distribution d'eau potable, la priorité pour l'échantillonnage devrait être accordée aux écoles et aux services de garde.

Les autorités responsables de l'entretien et de la surveillance de la qualité de l'eau dans des immeubles non résidentiels devront faire un échantillonnage plus poussé aux sorties d'eau individuelles, en se basant sur le plan d'échantillonnage élaboré pour ces immeubles. Le plan d'échantillonnage doit donner la priorité aux fontaines à eau et aux robinets d'eau froide utilisés pour la boisson et la cuisine en se fondant sur les renseignements obtenus dans le profil de plomberie, y compris dans les zones comprenant des soudures au plomb ou des raccords en laiton contenant du plomb, les zones de stagnation, les zones desservies par des entrées de service en plomb et les zones qui desservent des populations à haut risque, comme les bébés, les enfants et les

personnes enceintes.

Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable, les propriétaires d'immeubles et autres autorités responsables (p. ex. conseils scolaires) devraient travailler en collaboration afin de s'assurer que les programmes d'échantillonnage sont conçus de manière à protéger la santé des occupants, y compris des populations à haut risque comme les jeunes enfants et les personnes enceintes. Il convient de noter qu'il faut prévoir de grandes variations dans les concentrations de plomb mesurées d'un robinet à l'autre dans un immeuble et que les programmes d'échantillonnage doivent être conçus et mis en œuvre avec soin de manière à identifier correctement les sorties d'eau susceptibles de présenter des concentrations élevées de plomb.

Après avoir identifié les sorties d'eau présentant des concentrations élevées de plomb, il faut mettre en œuvre des mesures correctives. Selon le type de mesure corrective retenue (remplacement des robinets, purge de routine, etc.), d'autres prélèvements doivent être effectués pour s'assurer que les concentrations de plomb ont effectivement été réduites. Lorsque des programmes de purge de routine sont mis en œuvre comme mesure corrective, des prélèvements doivent être réalisés de manière à pouvoir démontrer que la purge est efficace pour réduire les concentrations de plomb pendant toute la période d'occupation de l'immeuble durant la journée. De même, lorsque des robinets sont remplacés, il convient de faire des prélèvements pendant une période allant jusqu'à 3 mois après le remplacement afin de s'assurer que les concentrations de plomb ont été adéquatement réduites.

Après la mise en place des mesures correctives appropriées, des échantillonnages ultérieurs doivent être faits sur les sites utilisés pour la surveillance initiale, jusqu'à ce qu'au moins deux échantillonnages consécutifs indiquent que le programme de contrôle de la corrosion est efficace. Une fois que l'échantillonnage a été effectué dans tous les sites identifiés dans le plan d'échantillonnage d'un immeuble non résidentiel et qu'un programme de contrôle de la corrosion a été mis en œuvre efficacement, seuls les sites prioritaires (à haut risque) devront faire l'objet d'une surveillance annuelle. On devrait aussi procéder à une surveillance supplémentaire en cas de modifications locales du réseau de distribution, comme une modification des conduites, des robinets ou des raccords à la suite de réparations ou de nouvelles constructions, ainsi qu'en cas de modification des modes d'utilisation de l'eau.

On recommande également de faire des prélèvements à un robinet proche du point d'entrée de l'eau dans l'immeuble lors de chaque série d'échantillonnage, afin de déterminer la contribution de l'entrée de service et du réseau de distribution d'eau potable (conduite principale) à la concentration de plomb dans l'eau de l'immeuble. Idéalement, les échantillons devraient être prélevés après un temps de purge suffisant pour qu'ils soient représentatifs de l'eau provenant de l'entrée de service et de la conduite principale. Le volume d'eau à purger dépendra des caractéristiques de la plomberie de l'immeuble, à savoir la distance entre l'entrée de service et la conduite principale.

a) *Écoles et services de garde*

Le plan d'échantillonnage pour les écoles publiques, les écoles privées et les services de garde doit prendre en compte le fait que les types d'occupants de ces immeubles sont parmi les plus vulnérables aux effets néfastes du plomb sur la santé. Les plans d'échantillonnage de ces installations doivent donc accorder la priorité à toutes les fontaines et tous les robinets d'eau potable froide utilisés pour la boisson ou la cuisine plutôt qu'aux sorties d'eau moins souvent utilisées. Les concentrations totales de plomb devraient être mesurées au moins une fois l'an. Il est

recommandé de procéder à l'échantillonnage en juin ou en octobre dans le cas des écoles; dans le cas des autres immeubles, il est recommandé de procéder à l'échantillonnage entre juin et octobre lorsque les immeubles sont entièrement occupés et fonctionnels. Les administrations peuvent choisir de réduire la fréquence d'échantillonnage lorsqu'elles jugent que les problèmes de plomb ont été identifiés et résolus.

On pourrait procéder les années suivantes à un échantillonnage d'autres sites, comme les robinets situés dans les classes qui ne sont utilisés qu'occasionnellement pour la boisson, ou ceux dans les salles pour premiers soins qui ne sont pas identifiés comme prioritaires, de manière à ce que tous les sites identifiés dans le plan d'échantillonnage aient fait l'objet d'une analyse au cours d'une période de 5 ans.

b) Autres immeubles non résidentiels ou résidentiels

Dans d'autres types d'immeubles, les plans d'échantillonnage devraient également cibler les fontaines et les sorties d'eau froide utilisées pour la boisson ou la cuisine, mais le nombre de sites échantillonnés devrait être fonction de la taille de l'immeuble et du nombre d'occupants. Tout site identifié comme prioritaire dans le plan d'échantillonnage doit être échantillonné au cours de la première année. Les autres sites devraient être soumis à un échantillonnage les années suivantes, de manière à ce que tous les sites identifiés dans le plan aient fait l'objet d'une analyse au cours d'une période de 5 ans.

Dans les immeubles à logements multiples (c.-à-d. de plus de six logements) ou les grands immeubles, il est recommandé de surveiller les concentrations totales de plomb en échantillonnant dans un délai précis chaque fontaine et une proportion des robinets d'eau froide utilisés pour la boisson ou la cuisine. Dans le cas de l'échantillonnage des immeubles à logements multiples, la priorité doit être accordée aux sites où l'on sait ou soupçonne que les entrées de service sont faites en plomb, en partie ou en totalité.

A.2.7 Considérations pour les petits systèmes

Bien que les mesures décrites dans le présent document représentent la meilleure approche pour traiter des problèmes de corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable, elles peuvent être peu pratiques ou irréalisables dans les petits systèmes. Dans de tels cas, une approche différente pourrait être nécessaire pour améliorer la protection de la santé et la qualité de l'eau. Par exemple, dans le cas des petits systèmes, il pourrait être plus raisonnable de remplacer le matériel plutôt que d'entreprendre un traitement de contrôle de la corrosion. La mise en œuvre d'un TCC exige que l'on mène des études et que l'on surveille la qualité de l'eau ainsi que les concentrations de plomb, ce qui peut nécessiter des ressources trop importantes et complexes pour les capacités ou le budget d'un petit système. Les études et les essais avec tuyaux en boucle et coupons qu'il faudrait mener pourraient entraîner un engagement de longue durée, alors que l'affectation de ressources similaires sur une plus courte période pourrait donner des résultats tout aussi efficaces si l'on éliminait les sources de plomb (p. ex. les entrées de service en plomb).

Sinon, les opérateurs disposent d'un certain nombre d'options pour mettre en œuvre un TCC qui réduirait la complexité opérationnelle et diminuerait certaines difficultés liées à la manipulation de produits chimiques et aux conditions de travail. Par exemple, lorsqu'on utilise du silicate de sodium, il faut respecter des protocoles de santé et de sécurité au travail qui sont plus exigeants que ceux dont il faut tenir compte lorsqu'on a recours à l'aération et à des contacteurs au calcaire, qui produiraient le même résultat. L'utilisation d'un logiciel comme WaterPro peut également

simplifier le TCC dans les systèmes pour lesquels les exigences en matière de qualité de l'eau sont relativement simples. L'on trouvera ci-dessous une liste de difficultés, de points essentiels à vérifier et de stratégies concernant les TCC dans les petits systèmes.

1) Difficultés

- Moins de ressources pour régler les problèmes :
 - un consultant peut s'avérer nécessaire.
- La taille de la station de traitement peut limiter :
 - les stratégies pouvant être mises en œuvre.
- La disponibilité, le niveau et la formation des opérateurs peuvent limiter :
 - les produits chimiques pouvant être utilisés dans le traitement;
 - les ajustements de la qualité de l'eau pouvant être mis en œuvre;
 - la capacité d'échantillonnage.

2) Points essentiels à vérifier

- La caractérisation de la qualité de l'eau est essentielle :
 - pH*;
 - alcalinité;
 - cations (p. ex. calcium, magnésium);
 - anions (p. ex. chlorure, sulfate);
 - Fe;
 - Mn.

*Mesurer le pH sur place pour une plus grande précision.
- Qualité de l'eau :
 - donne des renseignements sur les problèmes possibles;
 - aider à définir les meilleures stratégies de réduction des concentrations de plomb (et de cuivre).
- Connaissance des matériaux utilisés dans le réseau :
 - Y a-t-il des entrées de service en plomb?
 - S'agit-il d'une maison récente (de moins de 10 ans) avec des tuyaux en cuivre?
 - Y a-t-il des connexions galvaniques?

3) Stratégies

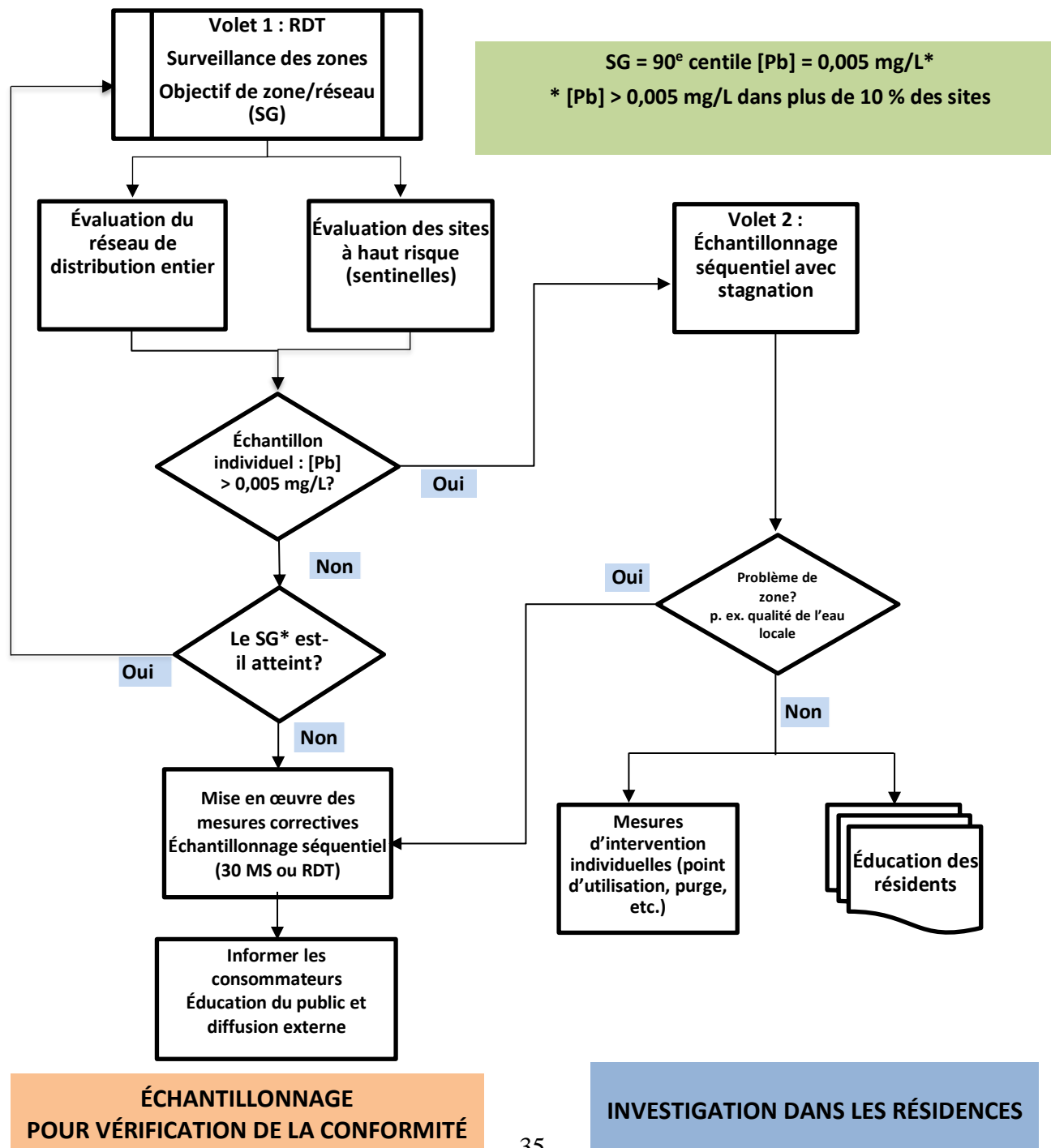
- L'élimination du manganèse et du fer présente de nombreux avantages :
 - elle facilite l'ajustement du pH;
 - elle réduit l'accumulation et le relargage de métaux dans les RD;
 - elle peut réduire la quantité d'oxydants / de désinfectants nécessaires;

- elle peut réduire l'interférence avec le traitement de contrôle de la corrosion.
- Le ratio chlorure/sulfate (RCS) peut révéler un risque de corrosion galvanique :
 - il faut connaître les concentrations des anions chlorure et sulfate.
- La détection des entrées de service en plomb peut se faire avec des méthodes d'échantillonnage plus simples :
 - l'échantillonnage séquentiel est idéal, mais l'échantillonnage après une purge demeure un bon outil;
 - il faut déterminer le seuil concernant le plomb.

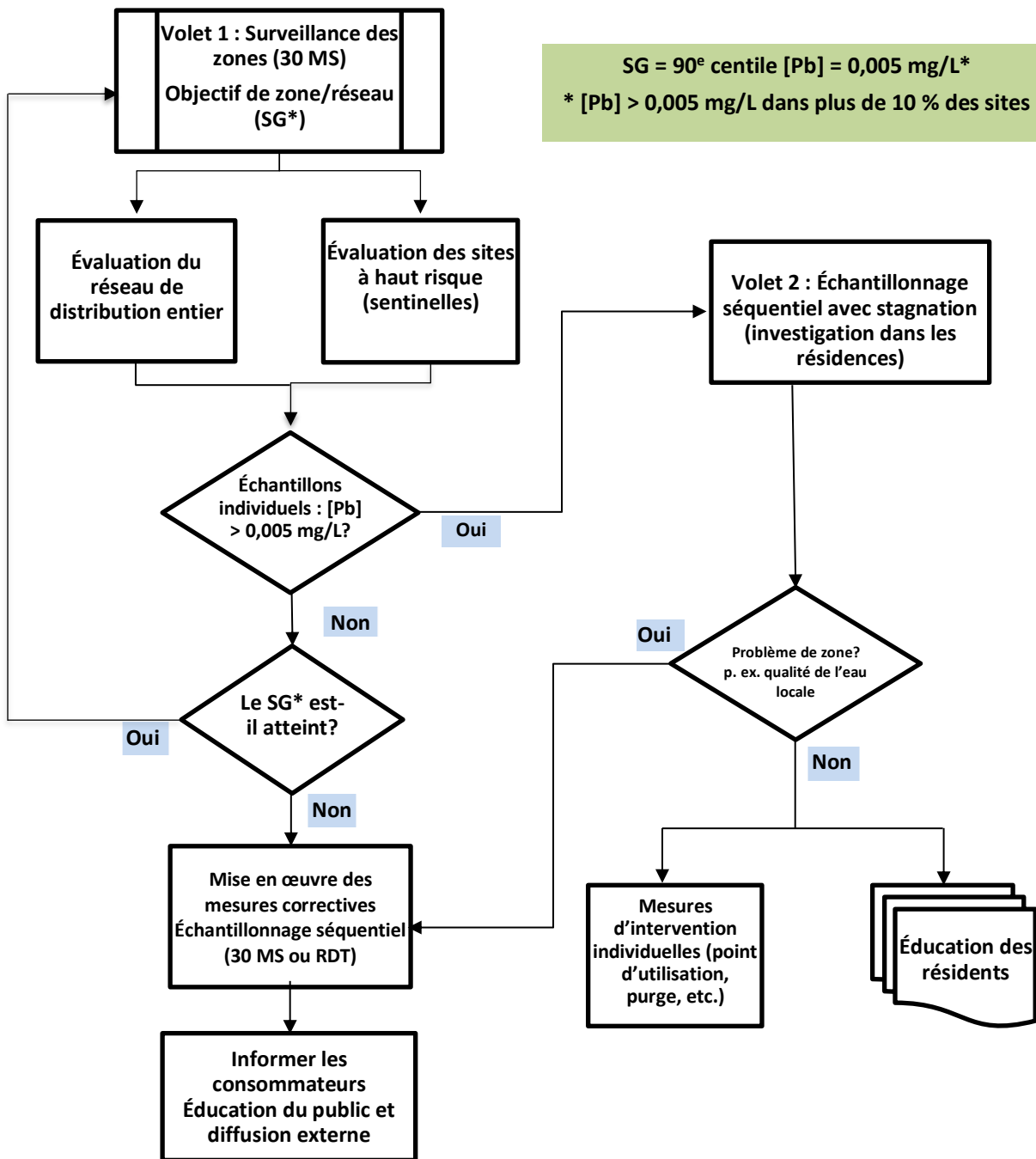
A.3 Protocoles d'échantillonnage pour le plomb

Les diagrammes de flux décrivant les protocoles d'échantillonnage du plomb pour les habitations résidentielles et les bâtiments non résidentiels/résidentiels se trouvent ci-dessous.

A.3.1 Surveillance des habitations résidentielles – option 1 : RDT et stagnation (en deux volets)



A.3.2 Surveillance des habitations résidentielles – option 2 : 30 MS et stagnation
(en deux volets)

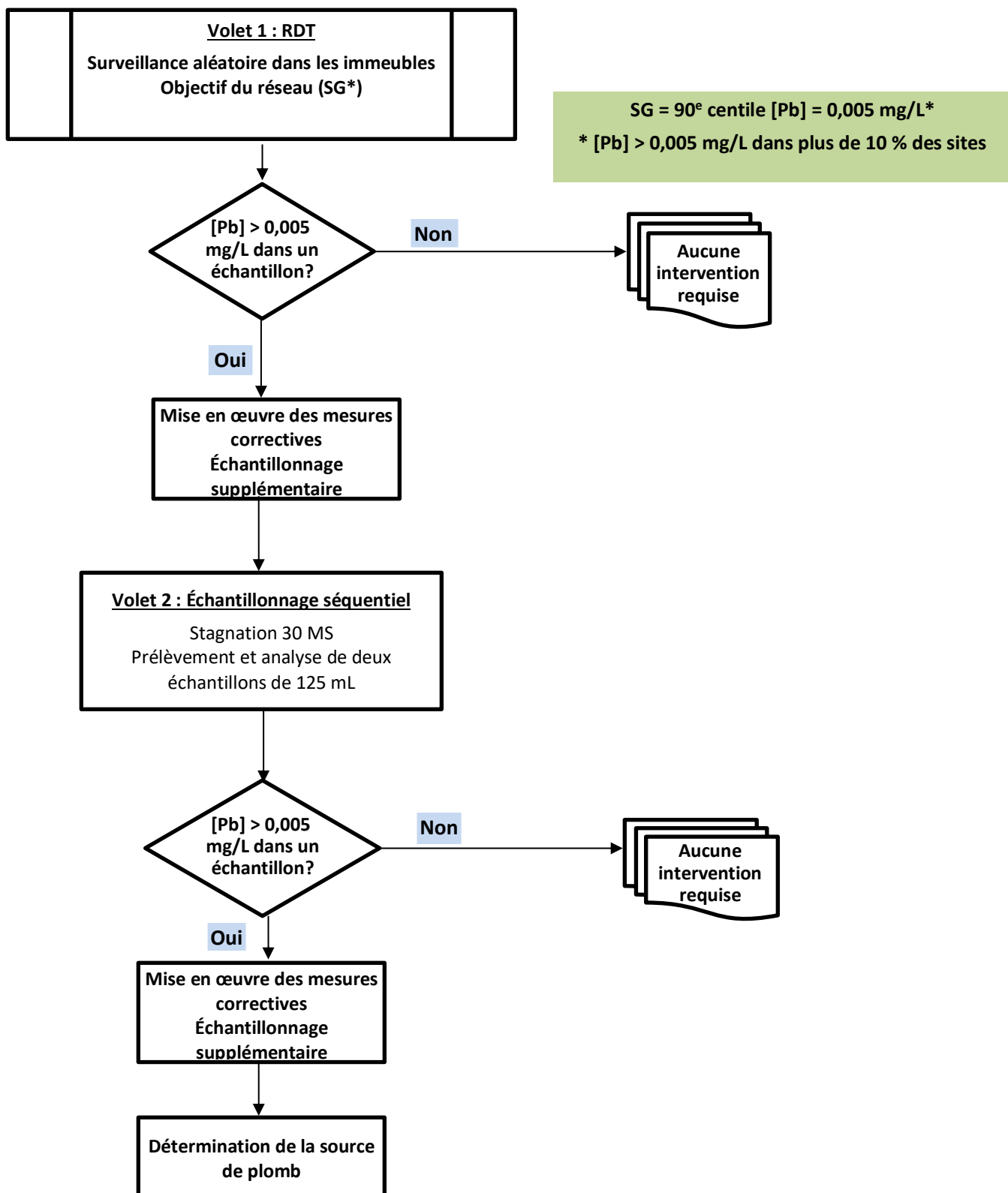


SG = 90^e centile [Pb] = 0,005 mg/L*
* [Pb] > 0,005 mg/L dans plus de 10 % des sites

ÉCHANTILLONNAGE
POUR VÉRIFICATION DE LA CONFORMITÉ

INVESTIGATION DANS LES RÉSIDENCES

A.3.3 Protocole de surveillance pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (en deux volets)



Partie B. Renseignements à l'appui

B.1 Principes de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable

Le relargage de contaminants dans les réseaux de distribution d'eau potable peut être dû à la corrosion interne des matériaux de ces réseaux ou de la plomberie.

L'efficacité des mesures destinées à contrôler la corrosion et le relargage de contaminants dans un réseau donné peut être évaluée en mesurant les concentrations des contaminants dans l'eau du robinet au fil du temps et en établissant une corrélation entre ces concentrations et les activités de contrôle.

Le présent document met principalement l'accent sur la corrosion de matériaux à base de plomb, de cuivre et de fer et sur le relargage en résultant. Il aborde aussi brièvement le relargage à partir des conduites galvanisées et en ciment, mais n'inclut pas la biocorrosion.

La corrosion des matériaux métalliques est électrochimique par nature; elle se définit comme la destruction d'un métal par le biais de réactions de transfert d'électrons (Snoeyink et Wagner, 1996). Ce type de corrosion se produit uniquement en présence des quatre composantes typiques d'une cellule électrochimique, c'est-à-dire : 1) une anode, 2) une cathode; 3) une connexion entre l'anode et la cathode permettant le transfert des électrons et 4) une solution électrolytique qui conduira les ions entre l'anode et la cathode. Dans le cas de la corrosion interne des réseaux de distribution d'eau potable, l'anode et la cathode sont des sites à la surface du métal qui présentent un potentiel électrochimique différent; la connexion électrique est assurée par le métal, et l'eau sert d'électrolyte.

La réaction principale de la corrosion est l'oxydation ou la dissolution anodique du métal pour produire des ions métalliques et des électrons :



où :

- M est le métal;
- e^{-} est un électron;
- n est la valence et le nombre correspondant d'électrons.

Pour que cette réaction anodique se poursuive, il faut une seconde réaction utilisant les électrons produits. Les accepteurs d'électrons les plus communs dans l'eau potable sont l'oxygène dissous et les espèces chlorées en solution aqueuse.

Les ions issus de la réaction ci-dessus peuvent être libérés dans l'eau potable en tant que produits de corrosion, ou réagir avec les substances présentes dans l'eau pour former à la surface de la conduite une incrustation dont la nature peut varier de très soluble et friable à adhérente et protectrice. Les incrustations protectrices se forment habituellement lorsque le cation métallique se combine avec un hydroxyde, un oxyde, un carbonate, un phosphate ou un silicate pour former un précipité.

La concentration d'un métal donné dans l'eau potable dépend du taux de corrosion et des propriétés de dissolution et de précipitation des incrustations formées. Au départ, lorsque le métal est nu, le taux de corrosion dépasse de loin le taux de dissolution. À mesure que les produits de corrosion s'accumulent à la surface, le taux de corrosion diminue et se rapproche graduellement du taux de dissolution (Snoeyink et Wagner, 1996).

B.1.1 Principaux contaminants découlant de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable

Les matériaux présents dans le réseau de distribution déterminent la nature des contaminants qui aboutiront le plus vraisemblablement dans l'eau du robinet. Les contaminants les plus inquiétants qui peuvent être relargués du fait de la corrosion des matériaux dans les réseaux de distribution d'eau potable sont l'antimoine, le cadmium, le cuivre, le fer, le plomb et le zinc. Il est important de déterminer si ces contaminants sont présents à des concentrations supérieures à celles jugées sécuritaires pour la consommation humaine. Il est important de souligner que des épisodes d'eau colorée (eau rouge) pourraient vraisemblablement être accompagnés de la libération de contaminants accumulés, y compris de plomb. L'eau colorée ne doit pas être considérée comme propre à la consommation ou comme un simple problème d'ordre esthétique. Au contraire, la présence d'une eau colorée devrait déclencher un processus d'échantillonnage pour détecter la présence de métaux et, possiblement, une opération d'entretien supplémentaire pour supplémentaire du réseau de distribution (Friedman et coll., 2016).

B.1.2 Sources des contaminants dans les réseaux de distribution

Au Canada, le plomb a été largement utilisé dans les conduites jusqu'en 1975. En raison de la durabilité de ces conduites, elles sont souvent encore présentes aujourd'hui. Les tuyauteries en cuivre avec soudures plomb-étain (d'utilisation courante jusqu'en 1989) et les robinets et raccords en laiton sont prédominants dans les systèmes de plomberie résidentiels au Canada (Churchill et coll., 2000).

Historiquement, on a utilisé des tuyaux en fonte et en fonte ductile comme conduites principales au Canada. Le revêtement des tuyaux en fonte ductile et des conduites en fonte avec du mortier de ciment pour les protéger contre la corrosion demeure une pratique courante (AWWA, 2017a). L'acier galvanisé était couramment utilisé dans la fabrication des tuyaux de plomberie et des composants des puits pour les systèmes de plomberie jusqu'en 1980 (NRCC, 2015). Les matériaux à base de ciment sont également couramment utilisés pour la fabrication des tuyaux de diamètre plus grand. Dans les nouvelles installations, les tuyaux en polychlorure de vinyle (PVC) remplacent souvent les tuyaux en cuivre et les entrées de service et de distribution en plomb.

B.1.2.1 Tuyaux et soudures en plomb

L'eau potable peut être contaminée par le relargage du plomb présent dans les vieilles conduites principales, les entrées de service, la pâte à joints et les soudures, les raccords en laiton et en bronze, ainsi que dans les cols-de-cygne et les éléments de soupape ou les joints d'étanchéité utilisés dans les usines de traitement ou les conduites principales. Pendant de nombreuses années, le plomb a été une composante courante des réseaux de distribution d'eau.

Les entrées de service en plomb demeurent une source très élevée de plomb sur de nombreuses années et elles sont responsables de 50 % à 75 % du plomb total au robinet après des périodes de stagnation prolongées. Les entrées de service en plomb libèrent du plomb sous forme dissoute et particulaire dans diverses conditions (Santé Canada, 2019a). Un certain nombre d'études ont révélé qu'il y avait relargage de fer après le remplacement total ou partiel des entrées de service en plomb. Ces études ont permis d'établir une corrélation entre le plomb particulaire au robinet et des métaux comme le fer, le zinc, l'étain et le cuivre (Deshommes et coll., 2010a; McFadden et

coll., 2011; Camara et coll., 2013). On trouvera des renseignements plus détaillés sur le relargage de plomb par les entrées de service en plomb auprès d'autres sources (Santé Canada, 2019a).

La réglementation de la plomberie de l'ensemble des provinces et des territoires se fonde sur le Code national de la plomberie – Canada (CNP). Le CNP a accepté jusqu'en 1975 l'utilisation du plomb dans la fabrication des tuyaux (entrées de service) (CNRC, 2015).

La version de 1990 du CNP interdit officiellement l'utilisation des soudures à base de plomb pour réaliser ou réparer des systèmes de plomberie servant à distribuer de l'eau potable (CNRC, 2015). Les produits de rechange les plus communément utilisés sont les soudures étain-antimoine, étain-cuivre et étain-argent. Selon le CNP, les composants (à savoir les raccords) utilisés dans les applications servant à l'eau potable doivent être conformes aux normes pertinentes qui s'appliquent aux raccords de plomberie (CNRC, 2015). Ces normes, soit la norme ASME A112.18.1/CSA B125.1 et la norme CSA B125.3 (CSA, 2018a, 2018b), limitent la teneur en plomb des soudures à 0,2 % et exigent la conformité aux normes NSF/ANSI/CAN 61 et NSF/ANSI/CAN 372 (NSF International, 2020a, 2020b).

Les appareils tels que les refroidisseurs d'eau et les fontaines à jet vertical couramment utilisés dans les écoles et les autres immeubles non résidentiels peuvent contenir du plomb. Certains composants des refroidisseurs d'eau, comme les joints soudés ou le revêtement du réservoir, peuvent contenir des alliages à base de plomb (U.S. EPA, 2006b). Certains de ces appareils sont encore utilisés au Canada et peuvent être à l'origine de concentrations élevées de plomb dans l'eau potable (McIlwain et coll., 2015).

B.1.2.2 Tuyaux en cuivre et raccords et appareils en laiton

Le cuivre est utilisé dans les tuyaux et les alliages des systèmes de plomberie résidentiels. Les alliages en cuivre utilisés dans les réseaux de distribution d'eau potable sont le laiton (pour les raccords) et le bronze (pour les robinets). Le laiton est essentiellement composé de cuivre et de zinc, auxquels s'ajoutent d'autres composants mineurs comme le plomb. Les raccords en laiton sont aussi souvent enduits d'un mélange de chrome et de nickel. Le bronze (appelé également laiton rouge) est un alliage de cuivre, d'étain et de zinc, avec ou sans plomb. Auparavant, le laiton contenait généralement entre 2 % et 8 % de plomb, mais il en contient actuellement moins de 4 % (NSF International, 2020a). Un aspect important dont il faut tenir compte pour réduire l'exposition au plomb est de régler ce problème de relargage en exigeant que ces matériaux soient conformes aux normes sanitaires et aux normes relatives à la plomberie. De nombreuses études ont démontré que l'utilisation de composants comme des robinets et d'autres raccords à faible teneur en plomb peut entraîner une réduction de la concentration de plomb au robinet (Santé Canada, 2019a; Pieper et coll., 2016). La norme NSF/ANSI/CAN 61 (Drinking Water System Components – Health Effects) limite le relargage du plomb dans l'eau potable. Pour être conformes à la norme NSF/ANSI/CAN 372 (Drinking Water System Components – Lead Content) (NSF International, 2020a, 2020b), les composants, comme les matériaux et les raccords de plomberie, doivent avoir une teneur moyenne pondérée en plomb ne dépassant pas 0,25 %.

Selon Pieper et coll. (2015), la corrosion peut être un problème important pour les propriétaires de puits, et les composants en laiton sont la source la plus probable de plomb. Une autre étude a révélé que le relargage de plomb à partir du laiton C36000 augmentait lorsque le pH et l'alcalinité diminuaient (Pieper et coll., 2016). On trouvera des renseignements plus détaillés sur le

relargage de plomb à partir des composants en laiton auprès d'autres sources (Santé Canada, 2019a).

B.1.2.3 Tuyaux de fer

Les matériaux suivants constituent les principales sources de fer dans les réseaux de distribution d'eau potable : fonte, fonte ductile, fer et acier galvanisés. Le fer peut être libéré directement, à partir des matériaux à base de fer, ou indirectement, par les sous-produits de la corrosion du fer, ou tubercules de rouille, qui se forment pendant le processus de corrosion, ce qui cause les épisodes d'eau colorée (eau rouge). Comme on trouve souvent de la fonte et de la fonte ductile dans les réseaux canadiens de distribution d'eau potable, il n'est pas surprenant de constater que l'eau rouge soit le problème de corrosion le plus souvent signalé par les consommateurs. Lorsque la concentration de fer dépasse l'objectif esthétique, elle peut tacher la lessive et les raccords de plomberie, conférer un goût désagréable aux boissons et donner à l'eau une couleur qui va du jaune au rouge brunâtre.

Dans les réseaux de distribution, les contaminants peuvent s'accumuler sur ou dans les produits de corrosion du fer et du plomb et sur ou dans les dépôts d'incrustations (Lytle et coll., 2004; Schock, 2005; Schock et coll., 2008a, 2014; Friedman et coll., 2010). Ces incrustations peuvent ensuite se déloger et être relarguées dans l'eau des réseaux de distribution avec des contaminants accumulés, comme le plomb et l'arsenic (Schock, 2005; U.S. EPA, 2006; Lytle et coll., 2014). Le relargage de fer a également été corrélé au plomb particulière au robinet (Deshommes et coll., 2010a; McFadden et coll., 2011; Camara et coll., 2013, Schock et coll., 2014; Trueman et Gagnon, 2016; Trueman et coll., 2017; Deshommes et coll., 2017; Deshommes et coll., 2018).

B.1.2.4 Tuyaux galvanisés

Les tuyaux galvanisés libèrent du zinc puisqu'ils sont fabriqués par trempage de tuyaux d'acier dans un bain de zinc en fusion. Ils peuvent aussi libérer du cadmium et du plomb, présents sous forme d'impuretés (Leroy et coll., 1996). Jusqu'en 1980, le CNP a accepté l'utilisation d'acier galvanisé dans la fabrication des tuyaux pour les systèmes de plomberie (CNRC, 2005). Le plomb et le cadmium sont corrélés au zinc lorsque le relargage de plomb est dû à des tuyaux en acier galvanisé (Clark et coll., 2015). Ainsi, la présence de cadmium peut indiquer que le plomb proviendrait de tuyaux en acier galvanisé. Dans une étude, on a exposé du laiton et de l'acier galvanisé à de l'eau plus agressive que les eaux souterraines. L'étude a permis de constater que l'acier galvanisé peut libérer des concentrations importantes de plomb en raison de la sorption du plomb sur la plomberie. Les auteurs ont conclu que l'acier galvanisé demeurerait un problème pour les systèmes sans contrôle de la corrosion et qu'il est important que les propriétaires de puits privés fassent faire une analyse du plomb (Pieper et coll., 2016). On trouvera des renseignements plus détaillés sur le relargage de plomb et de cadmium à partir des tuyaux galvanisés auprès d'autres sources (Santé Canada, 2019a, 2020a).

B.1.2.5 Tuyaux en ciment

Les matériaux à base de ciment utilisés pour la distribution de l'eau potable comprennent les tuyaux en béton armé, les revêtements en mortier de ciment et les tuyaux en amiante-ciment. Outre les agrégats (sable, gravier ou amiante) qui forment la structure de base du ciment, le liant, qui assure la cohésion du matériau et lui confère ses propriétés mécaniques, est constitué principalement

de silicates de calcium et d'aluminates de calcium utilisés en diverses proportions (Leroy et coll., 1996). La dégradation des matériaux à base de ciment entraîne une dégradation importante de la qualité de l'eau, en particulier dans les longues conduites ou les zones à faible débit et dans le cas des eaux faiblement à moyennement tamponnées. Cette dégradation peut libérer de l'hydroxyde de calcium dans l'eau distribuée, ce qui risque d'augmenter le pH et l'alcalinité. La dégradation peut également entraîner la précipitation d'une variété de minéraux, ce qui rend l'eau trouble ou turbide et lui donne un mauvais goût. Dans des cas extrêmes, l'eau agressive peut réduire la résistance des tuyaux et provoquer une perte de charge accrue (Schock et Lytle, 2011). La dégradation des matériaux à base de ciment peut également libérer de l'aluminium et de l'amiante dans l'eau potable. On signale des cas où des revêtements en mortier de ciment nouvellement réalisés *in situ* auraient causé des problèmes de qualité de l'eau dans des conditions de débit d'eau faible ou des culs-de-sac, lorsque l'alcalinité est faible (Douglas et Merrill, 1991).

B.1.2.6 Tuyaux en plastique

Les tuyaux en PVC, en polyéthylène ou en PVC chloré utilisés dans les réseaux de distribution peuvent libérer des contaminants dans l'eau distribuée. On utilise des stabilisants pour protéger le PVC contre la décomposition lorsqu'il est exposé à une chaleur extrême pendant la production. Au Canada, les composés d'organoétain sont les stabilisants les plus couramment employés dans la production de tuyaux en PVC utilisés pour la distribution d'eau potable, et un relargage de ces composés dans l'eau potable est possible. On trouvera des renseignements plus détaillés sur le relargage de contaminants à partir des tuyaux en PVC auprès d'autres sources (Santé Canada, 2013). Les raccords conçus pour les tuyaux en PVC peuvent être faits de laiton, qui contient du plomb et en constitue une source potentielle en cas d'utilisation de tuyaux en PVC. Selon le CNP, tous les tuyaux en plastique doivent être conformes à la série de normes CSA B137 sur les tuyaux en plastique, ces normes exigeant que les tuyaux et leurs raccords soient conformes aux exigences de la norme NSF/ANSI/CAN 61 (NSF International, 2020a) concernant le relargage des contaminants.

B.2 Défis en matière de mesure de la corrosion

Il n'existe pas de méthode ou d'indice universel fiable pour mesurer la corrosivité de l'eau et évaluer ainsi le degré d'exposition des populations aux contaminants relargués dans les réseaux de distribution. Comme la corrosion des matériaux des réseaux de distribution et des systèmes de plomberie constitue une source importante de métaux dans l'eau potable, la mesure des contaminants dans l'eau du robinet constitue le meilleur moyen d'évaluer la corrosion et, par là, l'exposition de la population.

B.2.1 Concentrations de contaminants dans l'eau du robinet

La documentation scientifique indique que le plomb, le cuivre et le fer sont les contaminants dont les concentrations risquent le plus de dépasser les valeurs recommandées à cause de la corrosion des matériaux des réseaux de distribution d'eau potable. La CMA pour le plomb dans l'eau potable concerne la concentration totale en plomb et elle est fondée sur les effets de cet élément sur la santé de la population la plus sensible (c'est-à-dire les enfants). Cependant, la CMA est établie en fonction de la faisabilité plutôt qu'uniquement en fonction de la protection de la santé

puisque les connaissances scientifiques dont on dispose à l'heure actuelle ne permettent pas de déterminer un seuil sous lequel le plomb ne serait plus associé à des effets néfastes sur la santé (Santé Canada, 2019a). La recommandation pour le cuivre est fondée sur les bébés nourris au biberon (Santé Canada, 2019b) et la recommandation pour le fer est fondée sur un objectif esthétique (Santé Canada, 1978). Le cuivre et le fer sont considérés comme des éléments essentiels pour la santé des humains. Étant donné ce qui précède, on a retenu la concentration de plomb au robinet comme déclencheur des programmes de contrôle de la corrosion.

Une étude a été réalisée afin d'évaluer les concentrations de cadmium, de calcium, de chrome, de cobalt, de cuivre, de plomb, de magnésium, de nickel et de zinc dans l'eau potable distribuée au Canada (Méranger et coll., 1981). En s'appuyant sur des échantillons représentatifs prélevés d'un robinet qui a coulé pendant 5 minutes au débit maximal, l'étude a conclu que seules les concentrations de cuivre augmentaient de façon importante dans l'eau potable du robinet, comparativement à l'eau brute.

Par ailleurs, diverses autres études ont montré que les concentrations de métaux-traces mesurées dans des échantillons d'eau du robinet prélevés après une période de stagnation pouvaient atteindre des valeurs supérieures à celles recommandées (Wong et Berrang, 1976; Lyon et Lenihan, 1977; Nielsen, 1983; Samuels et Méranger, 1984; Birden et coll., 1985; Neff et coll., 1987; Schock et Neff, 1988; Gardels et Sorg, 1989; Schock, 1990a; Singh et Mavinic, 1991; Lytle et coll., 1993; Viraraghavan et coll., 1996).

Un certain nombre de contaminants peuvent s'accumuler dans les réseaux de distribution d'eau et être relargués dans ces réseaux. Les incrustations qui se sont formées dans les tuyaux des réseaux de distribution et ont atteint un équilibre dynamique peuvent ensuite libérer des contaminants tels que l'aluminium, l'arsenic, d'autres métaux-traces et des radionucléides (Valentine et Stearns, 1994; Reiber et Dostal, 2000; Lytle et coll., 2004; Schock, 2005; Copeland et coll., 2007; Morris et Lytle, 2007; Schock et coll., 2008a; Friedman et coll., 2010; Wasserstrom et coll., 2017). Les effets des changements apportés aux processus de traitement, en particulier ceux qui ont une incidence sur les paramètres de la qualité de l'eau, comme le pH, l'alcalinité et le potentiel d'oxydoréduction (POR); le mélange; et le changement de la source d'approvisionnement en eau doivent être surveillés de près dans l'eau distribuée (Schock, 2005).

B.2.1.1 Entrées de service en plomb

Les entrées de service en plomb demeurent une source très élevée de plomb sur de nombreuses années et elles sont responsables de 50 % à 75 % du plomb total au robinet après des périodes de stagnation prolongées. La majeure partie du plomb libéré dans des conditions stagnantes est du plomb dissous, mais le débit de l'eau peut accroître la libération du plomb dissous et du plomb particulaire qui se trouvent dans les incrustations des tuyaux par un phénomène de transfert de masse et par le délogement physique de ces incrustations. La contribution relative du plomb sous les formes dissoute et particulaire n'est pas bien comprise et varie probablement selon la chimie de l'eau, la configuration de la plomberie, la durée de stagnation, le régime d'écoulement, l'âge des matériaux de plomberie contenant le plomb et les habitudes d'utilisation. La présence de plomb particulaire dans l'eau potable est sporadique, imprévisible et souvent associée à des perturbations mécaniques du réseau; on a découvert qu'elle était aussi causée par la corrosion galvanique (Santé Canada, 2019a) et qu'elle se poursuivait, voire s'aggravait, pendant de longues périodes (St. Clair et coll., 2015).

Le remplacement d'une entrée de service en plomb peut perturber ou déloger les incrustations de plomb existantes ou les sédiments contenant du plomb et entraîner une augmentation importante des concentrations de plomb au robinet. Cette augmentation peut durer trois mois ou plus après le remplacement de l'entrée de service en plomb (Santé Canada, 2019a). Del Toral et coll. (2013) ont constaté que les perturbations dans l'entrée de service en plomb augmentaient les concentrations de plomb dans l'eau. Ces perturbations englobaient notamment l'installation ou le remplacement de compteurs, l'installation de compteurs automatisés, les fuites d'entrées de service ou la réparation de robinets d'arrêt de la conduite externe, ainsi que d'importants travaux d'excavation dans la rue à proximité de la résidence.

Le plomb était fortement corrélé au fer en raison de l'adsorption du plomb dissous sur les dépôts de fer dans l'entrée de service en plomb et dans la plomberie en place (Santé Canada, 2019a; Trueman et Gagnon, 2016; Deshommes et coll., 2017; Pieper et coll., 2017; Trueman et coll., 2017; Pieper et coll., 2018; Bae et coll., 2020). La libération persistante du plomb après le remplacement complet des entrées de service en plomb pourrait être attribuable à l'adsorption du plomb sur des incrustations résultant de la corrosion du fer provenant de vieilles installations de plomberie en fer galvanisé (McFadden et coll., 2011). Le relargage de quantités importantes de plomb particulaire pendant quatre ans après le remplacement complet des entrées de service en plomb était lié à l'accumulation de manganèse et de fer sur les parois des tuyaux de la plomberie en place, qui agissait comme un puits pour le plomb. L'accumulation de manganèse sur les tuyaux en plomb peut empêcher la formation d'incrustations plus stables dues à la corrosion du Pb(IV), ce qui augmente le risque de relargage de plomb par des incrustations qui peuvent dissoudre aisément (Schock et coll., 2014).

Les revêtements de manganèse et de fer sont fréquents sur les tuyaux en plomb et les autres types de tuyaux; ils peuvent prolonger le temps nécessaire à la formation de films passivants avec des inhibiteurs de la corrosion. Ils ont également tendance à augmenter la probabilité de pics sporadiques de la concentration de plomb qui seraient dus au relargage de particules. L'accumulation de manganèse dans les conduites de distribution d'eau et les réservoirs est une situation probablement beaucoup plus courante que ce qui a été signalé (Schock et Lytle, 2011).

Des concentrations élevées de plomb ont été observées après le remplacement complet et partiel des entrées de service en plomb et ont été associées au relargage de fer dans l'eau fournie par une conduite principale faite en fer sans revêtement (Santé Canada, 2019c). Le plomb peut s'accumuler dans la tuyauterie en fer galvanisé ou les dépôts de fer formés dans la tuyauterie des bâtiments par adsorption et être relargué même après l'élimination de la source primaire de plomb (McFadden et coll., 2011; Schock et coll., 2014).

B.2.1.2 Soudures au plomb

Une étude sur le relargage du cuivre, du fer, du plomb et du zinc dans la plomberie de cuivre avec des soudures au plomb a été menée dans le district régional du Grand Vancouver (Singh et Mavinic, 1991). On a pu observer que, dans le cas d'une eau généralement corrosive (pH : 5,5-6,3; alcalinité : 0,6-3,7 mg/L de CaCO₃), le premier litre d'eau prélevé au robinet après une période de stagnation de 8 heures dépassait les valeurs fixées par les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada concernant le plomb et le cuivre dans 43 % (plomb) et 62 % (cuivre) des échantillons prélevés dans les tours d'habitation, et dans 47 % (plomb) et 73 % (cuivre) des

échantillons prélevés dans les maisons unifamiliales. Les échantillons prélevés dans les tours d'habitation après une période de purge prolongée de l'eau du robinet présentaient toujours des concentrations trop élevées dans 6 % des cas pour le plomb et dans 9 % des cas pour le cuivre. En ce qui concerne les maisons unifamiliales, il a été possible dans tous les cas de ramener les teneurs en plomb et en cuivre de l'eau du robinet à une concentration inférieure aux valeurs des recommandations en faisant couler l'eau froide pendant 5 minutes.

Subramanian et coll. (1991) ont étudié le relargage de l'antimoine, de l'argent, du cadmium, du cuivre, de l'étain, du plomb et du zinc à partir de tuyaux de cuivre neufs à soudures sans plomb exposés à l'eau du robinet. Les concentrations de cuivre étaient dans certains cas supérieures à 1 mg/L. Les chercheurs ont conclu que les soudures utilisées dans les tuyaux de cuivre ne provoquaient pas de relargage d'antimoine, d'argent, de cadmium, d'étain, de plomb ou de zinc dans l'eau potable (toutes les concentrations étaient inférieures aux limites de détection), même dans les échantillons d'eau qui avaient reposé dans les tuyaux pendant 90 jours.

B.2.1.3 Robinets et composants en laiton

Samuels et Méranger (1984) ont étudié le relargage des métaux-traces à partir des robinets de cuisine en contact avec l'eau de la Ville d'Ottawa. L'eau a été prélevée après une période de stagnation de 24 heures à partir de robinets neufs non rincés. En règle générale, les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre et de zinc relargués ne dépassaient pas les valeurs fixées à l'époque par les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Toutefois, les concentrations de plomb relarguées à partir des robinets contenant des joints en cuivre soudés au plomb étaient très supérieures à la valeur recommandée.

Une étude similaire de Schock et Neff (1988) a révélé que les robinets neufs en laiton chromé pouvaient libérer dans l'eau potable des quantités importantes de cuivre, de plomb et de zinc, notamment après une période de stagnation. Les chercheurs ont également conclu que les robinets et les raccords en laiton des plomberies résidentielles constituaient une source continue de plomb, même lorsque les tuyaux de cuivre étaient raccordés avec de la soudure et du flux sans plomb. Maas et coll. (1994) ont procédé à une analyse statistique des échantillons d'eau prélevés dans des immeubles non résidentiels après une période de stagnation nocturne à partir de plus de 12 000 fontaines, fontaines à jet vertical, refroidisseurs, robinets et machines à glaçons. L'analyse a révélé que plus de 17 % des échantillons avaient des concentrations de plomb supérieures à 15 µg/L. Plus particulièrement, plus de 25 % des échantillons d'eau potable provenant des fontaines à jet vertical, des refroidisseurs et des robinets avaient des concentrations de plomb supérieures à 15 µg/L. D'autres études ont révélé qu'entre 5 % et 21 % des fontaines ou des robinets d'eau potable présentaient des concentrations de plomb supérieures à 20 µg/L après une période de stagnation de plus de 8 heures (Gnaedinger, 1993; Bryant, 2004; Sathyanarayana et coll., 2006; Boyd et coll., 2008a).

Des études réalisées à Copenhague (Danemark) ont décelé un relargage de nickel à partir du laiton nickelé et chromé après une période de stagnation de l'eau (Anderson, 1983). Les concentrations de nickel mesurées dans les premiers 250 mL variaient de 8 à 115 µg/L, et n'étaient plus que de 9 à 19 µg/L après une purge de 5 minutes. D'autres études ont révélé la présence de concentrations élevées de nickel (jusqu'à 8 700 µg/L dans un cas) dans l'eau provenant d'installations nouvelles nickelées, en laiton nickelé et chromé ou en bronze

industriel contenant du nickel au bout d'une période de stagnation de 12 heures (Nielsen et Andersen, 2001). Selon Kimbrough (2001), le laiton constitue une source possible de nickel dans l'eau du robinet. On a trouvé du nickel dans le premier litre d'eau prélevé après une période de stagnation (concentrations moyennes variant entre 4,5 et 9,2 µg/L, et concentrations maximales variant entre 48 et 102 µg/L). Les résultats ont aussi montré que le nickel se trouvait presque entièrement dans les 100 premiers millilitres prélevés.

B.2.1.4 Tuyaux de fer

Lorsque des tuyaux de fer sont exposés à de l'eau aérée ou chlorée, le fer métallique est oxydé et des produits de corrosion du fer se forment (p. ex. des tubercules). Bien que l'oxydant dominant dans la plupart des sources d'approvisionnement en eau soit l'oxygène dissous, le chlore accélère lui aussi la corrosion; toutefois, les concentrations de chlore sont généralement inférieures à celles de l'oxygène dissous. Le taux de corrosion du fer dépend de la concentration d'oxygène dissous et du taux de transport vers la surface du métal. Les ions ferreux produits par la réaction d'oxydation peuvent se dissoudre dans l'eau ou se déposer sur la surface de fer corrodée, sous la forme d'incrustations. En prenant de l'ampleur, ces incrustations diminuent le taux de corrosion du fer, mais la dissolution des sous-produits de la corrosion contribue au relargage de fer dans l'eau. L'ampleur de ce processus dépend de la qualité de l'eau et des conditions hydrauliques (Benjamin et coll., 1996; McNeill et Edwards, 2001). Le débit d'eau dans le tuyau, la température, ainsi que l'épaisseur et la porosité des incrustations accumulées à la surface du métal affectent tous le transport de l'oxygène. Les paramètres de qualité de l'eau, comme l'alcalinité, le pH et la concentration d'ions inorganiques, ont un effet minime sur le taux de corrosion; toutefois, ils peuvent avoir une incidence sur la formation d'incrustations de corrosion puis, à un stade ultérieur, sur le taux de corrosion (Benjamin et coll., 1996).

Selon de nombreux travaux de recherche, les incrustations constituées de fer peuvent servir de puits ou de source persistante de plomb dans l'eau potable (Friedman et coll., 2010; Schock et coll., 2014). Plus particulièrement, une corrélation a été observée entre les concentrations de fer au robinet et le plomb (Santé Canada, 2019a; Trueman et Gagnon, 2016; Deshommes et coll., 2017; Pieper et coll., 2017; Trueman et coll., 2017; Pieper et coll., 2018). Des concentrations élevées de plomb ont été observées après le remplacement complet et partiel des entrées de service en plomb et ont été associées au relargage de fer dans l'eau fournie par une conduite principale faite en fer sans revêtement (Santé Canada, 2019c). Le plomb peut s'accumuler dans la tuyauterie en fer galvanisé ou les dépôts de fer formés dans la tuyauterie des bâtiments par adsorption et être relargué même après l'élimination de la source primaire de plomb (McFadden et coll., 2011; Schock et coll., 2014).

Les hydroxydes de fer peuvent également provoquer l'adsorption et la concentration d'autres contaminants, comme le manganèse, l'arsenic et l'aluminium. La chloration de l'eau dans un réseau de distribution d'eau souterraine aux États-Unis a provoqué une hausse marquée des concentrations d'arsenic au robinet. La chloration a induit la formation d'hydroxyde ferrique solide, ce qui a provoqué la sorption et la concentration de l'arsenic qui se trouvait dans les eaux souterraines pourtant à des concentrations inférieures à 10 µg/L. La chloration a également entraîné la libération d'oxydes de cuivre, qui ont eux aussi provoqué la sorption et la concentration de l'arsenic. Les concentrations d'arsenic mesurées dans l'eau ont atteint jusqu'à

5 mg/L (Reiber et Dostal, 2000). De plus, les incrustations peuvent se déloger ultérieurement si la qualité de l'eau distribuée est modifiée (Reiber et Dostal, 2000; Lytle et coll., 2004) ou si les conditions hydrauliques sont modifiées (Santé Canada, 2019c). Triantafyllidou et coll. (2019) ont signalé des concentrations moyennes d'arsenic au robinet allant de 0,5 à 51 µg/L dans des réseaux où les concentrations élevées étaient attribuées en partie à une désorption à partir d'oxydes de fer, à la dissolution d'oxydes de fer ou à une remise en suspension avec des oxydes de fer. Du manganèse, du cadmium, du chrome, du baryum, du radium, du thorium, de l'uranium ainsi que du fer ont été détectés dans les solides évacués lors de la purge de bornes d'incendie. Les changements dans l'approvisionnement en eau peuvent également causer des épisodes d'eau rouge et une augmentation concomitante des concentrations de contaminants inorganiques. Le manganèse s'accumule dans les dépôts qui se forment dans les tuyaux de distribution et qui peuvent se détacher; dans les tuyaux de fer, le manganèse est associé aux tubercules (Santé Canada, 2019d). Le manganèse s'accumule moins dans les incrustations qui se forment sur la surface des tuyaux de fer que dans les tuyaux de PVC (Imran et coll., 2005; Friedman et coll., 2016). L'aluminium peut s'accumuler sur les tuyaux de fer et être libéré avec d'autres contaminants lorsque la qualité de l'eau change. Des perturbations physiques ou hydrauliques peuvent également provoquer le détachement des dépôts d'aluminium (Santé Canada, 2020b).

Les produits de la corrosion du fer dans le réseau de distribution favorisent la croissance microbienne, et les incrustations de corrosion constituent un habitat favorable pour les microorganismes, tout comme les produits de corrosion en suspension. La corrosion libre du fer ferreux, qui est oxydé par le chlore en fer ferrique, ce qui provoque l'épuisement des résidus de désinfectants et favorise la croissance microbienne. Le fer corrodé fournit un milieu propice à la croissance bactérienne, protégeant ainsi les bactéries du biofilm contre l'inactivation par le chlore libre. Même un faible taux de corrosion (p. ex. 1 mm/an) permet aux tuyaux de fer de soutenir une plus grande biomasse bactérienne que les tuyaux non corrodés. Un taux de corrosion élevé réduit par ailleurs la capacité de désinfection des monochloramines (Santé Canada, 2019c).

B.2.1.5 Tuyaux en ciment

Des concentrations élevées d'aluminium ont été détectées dans l'eau potable de Willemstad, à Curaçao (Antilles néerlandaises), après l'installation de 2,2 km de nouveaux tuyaux à revêtement de mortier de ciment ayant une teneur en aluminium élevée (18,7 % d'oxyde d'aluminium) (Berend et Trouwborst, 1999). Les concentrations d'aluminium dans l'eau distribuée sont passées de 5 à 690 µg/L dans les deux mois qui ont suivi cette installation, et elles étaient toujours supérieures à 100 µg/L deux ans plus tard. Ces concentrations anormalement élevées ont été attribuées à la faible dureté de l'eau (15 à 20 mg/L de CaCO₃), à sa faible alcalinité (18 à 32 mg/L de CaCO₃), à son pH élevé (8,5 à 9,5), au temps de contact prolongé (2,3 jours) de l'eau distribuée et à l'utilisation de polyphosphates en guise d'inhibiteurs de la corrosion.

Une série d'essais effectués sur le terrain dans diverses régions du Royaume-Uni où l'eau présentait des caractéristiques différentes (Conroy, 1991) a permis d'observer un relargage d'aluminium à partir de tuyaux à revêtement de ciment portland appliqué *in situ*. On a mesuré des concentrations d'aluminium supérieures à la concentration de 0,2 mg/L prévue par la norme de la Communauté européenne (CE) après l'installation de tuyaux dans une zone où l'eau présentait une très faible alcalinité (environ 10 mg/L de CaCO₃) et un pH élevé (> 9,5), avec un

temps de contact de 6 heures; les concentrations d'aluminium sont passées sous le seuil de 0,2 mg/L après deux mois d'utilisation. Par ailleurs, dans les zones où l'eau était légèrement plus alcaline (environ 50 mg/L de CaCO₃), les concentrations d'aluminium ne dépassaient pas la valeur prévue par la norme de la CE. La recommandation canadienne pour l'aluminium dans l'eau potable est de 2,9 mg/L, et cette valeur est fondée sur des effets neurologiques (Santé Canada, 2020b).

On a observé la présence de fibres d'amiante dans l'eau distribuée par des tuyaux en amiante-ciment (Leroy et coll., 1996). Cependant, selon le document technique de la Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada concernant l'amiante, « il n'existe pas d'ensemble cohérent de données convaincantes indiquant que l'ingestion d'amiante est dangereuse. Par conséquent, il n'est pas nécessaire de fixer une concentration maximale acceptable (CMA) pour l'amiante dans l'eau potable » (Santé Canada, 1989).

B.2.2 Facteurs influant sur les concentrations de contaminants dans l'eau du robinet

De nombreux facteurs contribuent à la corrosion et au relargage de contaminants dans les réseaux de distribution d'eau potable, mais les principaux sont le type de matériau utilisé, l'âge de la plomberie, la période de stagnation de l'eau et la qualité de l'eau dans le réseau. Les concentrations de toutes les matières corrosives ou solubles présentes dans le réseau de distribution dépendront de certains ou de l'ensemble des facteurs. Toutefois, l'incidence de ces facteurs sur chacun des contaminants variera d'un contaminant à l'autre.

La biocorrosion est le résultat d'une réaction entre le matériau des tuyaux et les organismes qui s'y trouvent, leurs sous-produits métaboliques, ou les deux (Schock et Lytle, 2011). L'activité microbienne peut influencer le pH, la solubilité du métal, le potentiel d'oxydoréduction et le microenvironnement. On trouvera des renseignements plus détaillés sur ce type de corrosion dans d'autres documents de référence [AWWA, 2017a; Santé Canada (2019)].

Les facteurs qui influent sur la corrosion et le relargage du plomb, du cuivre, du fer et du ciment sont examinés ci-après, puisque ces matériaux sont ceux qui risquent le plus de produire des contaminants en concentrations supérieures aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, de poser des risques pour la santé publique et d'être à l'origine de plaintes des consommateurs.

B.2.2.1 Âge de la plomberie

Les concentrations de plomb mesurées au robinet et provenant des soudures au plomb et des raccords en laiton diminuent avec le temps (Sharrett et coll., 1982; Birden et coll., 1985; Boffardi, 1988, 1990; Schock et Neff, 1988; Neuman, 1995). Les chercheurs ont conclu que les concentrations de plomb les plus élevées s'observent au cours de la première année qui suit l'installation des plomberies et qu'elles diminuent ensuite pour marquer un palier au bout d'un certain nombre d'années (Sharrett et coll., 1982; Boffardi, 1988). Toutefois, contrairement aux joints soudés au plomb et aux raccords en laiton, les tuyaux en plomb demeurent une source constante et importante de plomb même après plusieurs années d'utilisation (Britton et Richards, 1981; Schock et coll., 1996). L'analyse d'échantillons d'eau du robinet prélevés dans le cadre

d'une étude sur le terrain (Maas et coll., 1991) a montré que les habitations de tous âges présentaient des risques importants de contamination par le plomb.

L'âge des matériaux, des raccords et des dispositifs de plomberie est particulièrement important en ce qui concerne le cuivre et le laiton (Schock et Lytle, 2011). La libération du cuivre dans l'eau potable dépend en grande partie du type d'incrustations formées par la corrosion dans le système de plomberie. On peut supposer qu'à un âge donné, un sous-produit de la corrosion déterminera les concentrations de cuivre libérées dans l'eau potable. La solubilité dépend de la nature des incrustations prédominantes et peut être classée par ordre décroissant comme suit : hydroxyde cuivreux $[\text{Cu}(\text{OH})_2]$ > brochantite $[\text{Cu}_4(\text{SO}_4)(\text{OH})_6]$ >> phosphate cuivrique $[\text{Cu}_3(\text{PO}_4)_2]$ > ténorite $[\text{CuO}]$ et malachite $[\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3]$ (Schock et coll., 1995). Les concentrations de cuivre continuent de diminuer avec l'âge des matériaux de plomberie même après 10 ou 20 ans d'utilisation, lorsque les incrustations de ténorite ou de malachite tendent à prédominer (Sharrett et coll., 1982; Neuman, 1995; Edwards et McNeill, 2002). Dans certains cas, les sulfates et les phosphates peuvent d'abord réduire les concentrations de cuivre en formant de la brochantite et du phosphate cuivrique, mais ils risquent à plus long terme d'empêcher la formation d'incrustations de ténorite et de malachite plus stables (Edwards et coll., 2002).

L'âge des tuyaux en fer influe sur leur corrosion. En règle générale, la concentration de fer dans l'eau et le taux de corrosion augmentent avec le temps à partir de la première exposition à l'eau, et diminuent ensuite graduellement à mesure que les incrustations s'accumulent (McNeill et Edwards, 2001). Toutefois, la plupart des problèmes d'eau rouge actuels sont causés par de vieux tuyaux en fonte sans revêtement, à la surface recouverte de très nombreux tubercules, qui présentent une stagnation de l'eau dans les culs-de-sac. Sarin et coll. (2003) ont récupéré des tuyaux en fonte sans revêtement vieux de 90 à 100 ans dans des réseaux de distribution et ont constaté que l'accumulation d'incrustations dans ces tuyaux était telle qu'elle réduisait le diamètre interne des tuyaux dans une proportion qui pouvait atteindre 76 %. Les tuyaux dans cet état sont sujets à l'abrasion et présentent de grandes surfaces de contact qui favorisent la libération du fer.

Un matériau à base de ciment nouvellement installé libère d'ordinaire de l'hydroxyde de calcium qui contribue à augmenter le pH, l'alcalinité et la teneur en calcium de l'eau (Holtshulte et Schock, 1985; Douglas et Merrill, 1991; Conroy et coll., 1994; Douglas et coll., 1996; Leroy et coll., 1996).

Les expériences de Douglas et Merrill (1991) ont montré qu'après 1, 6 et 12 années d'exposition à un débit peu élevé d'eau faiblement alcaline, le relargage d'hydroxyde de calcium à partir du revêtement de mortier de ciment persistait, mais diminuait toutefois de façon importante dans les tuyaux de 6 et de 12 ans comparativement aux tuyaux d'un an. Le relargage d'hydroxyde de calcium diminue naturellement avec l'épuisement du calcium de la surface des tuyaux, et les dépôts formés au fil du temps protègent le mortier contre un relargage supplémentaire.

B.2.2.2 Temps de stagnation, âge de l'eau et débit

Plomb

Les concentrations de plomb et de cuivre mesurées dans l'eau potable provenant de diverses sources de plomb, notamment les entrées de service en plomb, les soudures au plomb et les raccords en laiton, peuvent augmenter de façon importante après quelques heures de

stagnation de l'eau dans les réseaux de distribution. De nombreux facteurs, comme la qualité de l'eau et l'âge, la composition, le diamètre et la longueur des tuyaux de plomb, ont des répercussions sur la forme des courbes de stagnation et sur le temps requis pour atteindre un état d'équilibre (Lytle et Schock, 2000).

À l'examen des courbes de stagnation établies par divers auteurs, Schock et coll. (1996) ont conclu que les concentrations de plomb augmentaient de façon exponentielle lorsqu'il y avait stagnation, mais qu'elles atteignaient une valeur d'équilibre assez constante au bout d'une nuit de stagnation. Lytle et Schock (2000) ont montré que les concentrations de plomb augmentaient rapidement avec la stagnation de l'eau, et que les 20 à 24 premières heures constituaient une période critique pour les tuyaux de plomb et les raccords en laiton. Ils ont constaté que l'augmentation de la concentration de plomb était plus rapide au cours des 10 premières heures, atteignant environ 50 % à 70 % de la valeur maximale observée. La concentration du plomb continuait ensuite d'augmenter légèrement, même jusqu'à une période de 90 heures de stagnation.

Kuch et Wagner (1983) ont représenté graphiquement les concentrations de plomb par rapport à la durée de stagnation pour deux qualités d'eau et deux diamètres de tuyaux en plomb. Les concentrations de plomb dans un tuyau de 1/2 po (1,3 cm), dont l'eau présentait un pH de 6,8 et une alcalinité de 10 mg/L (carbonate de calcium [CaCO₃]), étaient sensiblement plus élevées que celles mesurées dans un tuyau de 3/8 po (0,95 cm), dont l'eau présentait un pH de 7,2 et une alcalinité de 213 mg/L (CaCO₃). D'autres données produites par Kuch et Wagner (1983) indiquent que les concentrations de plomb atteignent un niveau presque maximal ou d'équilibre après une période de stagnation de plus de 300 minutes (5 heures) dans un tuyau de 1/2 po (entrée de service en plomb de 1,3 cm) et de plus de 400 minutes (6,7 heures) dans un tuyau de 3/8 po (1,0 cm). Le diamètre des tuyaux ou des entrées de service en plomb au Canada varie de 1/2 po (1,3 cm) à 3/4 po (1,9 cm), mais se situe le plus souvent entre 5/8 po (1,6 cm) et 3/4 po (1,9 cm). En outre, on a démontré que les concentrations de plomb sont très sensibles à la durée de stagnation durant les trois premières heures de repos de l'eau dans des tuyaux dont le diamètre se situe entre 1/2 po (1,3 cm) et 3/4 po (1,9 cm). Selon les caractéristiques de la qualité de l'eau et le diamètre des tuyaux, des différences dans la durée de stagnation aussi peu importantes que 30 ou 60 minutes ont permis d'observer des écarts dans les concentrations de plomb allant de 10 % à 30 % (Kuch et Wagner, 1983; Schock, 1990a). Les tuyaux de plomb et les tuyaux de cuivre longs et de faible diamètre produisent respectivement les plus fortes concentrations de plomb et de cuivre sous l'effet de la stagnation (Kuch et Wagner, 1983; Ferguson et coll., 1996).

Le plomb est également libéré à partir des joints soudés et des raccords en laiton pendant les périodes de stagnation (Birden et coll., 1985; Neff et coll., 1987; Schock et Neff, 1988). Wong et Berrang (1976) ont conclu que les concentrations de plomb de l'eau prélevée dans un système de plomberie résidentiel installé depuis un an et constitué de tuyaux de cuivre avec soudures étain-plomb pouvait dépasser 0,05 mg/L après une période de stagnation de 4 à 20 heures, et que l'eau en contact avec des tuyaux de plomb pouvait dépasser cette valeur en 10 à 100 minutes. Dans une étude sur les effets de la durée de stagnation sur la libération de plomb à partir de coupons en laiton, Schock et coll. (1995) ont observé que les concentrations de plomb issues de coupons en laiton contenant 6 % de plomb ont augmenté lentement pendant la première heure pour atteindre finalement une concentration maximale de 0,08 mg/L après 15 heures de stagnation. Après 6 heures de stagnation, la concentration de plomb était supérieure à 0,04 mg/L.

De plus, les auteurs de l'étude ont observé que la quantité de plomb libérée des raccords en laiton variait selon la composition de l'alliage et la durée de stagnation.

On sait que la période de stagnation, le régime d'écoulement et la chimie de l'eau influent sur la libération du plomb particulaire provenant des incrustations formées dans les entrées de service en plomb. On a observé que la teneur en plomb particulaire augmentait dans des conditions d'eau en mouvement et d'eau stagnante, de même que dans des conditions de faible débit; en présence d'orthophosphate, en présence d'orthophosphate avec une période de stagnation croissante, et à un pH élevé dans des conditions d'eau en mouvement. Fait particulièrement intéressant, ces études ont invariablement montré que les débits modérés à élevés typiques d'un écoulement turbulent ou de perturbations d'écoulement peuvent accroître la mobilisation du plomb et entraîner des contributions importantes du plomb particulaire à la concentration totale de plomb (Santé Canada, 2019a).

Cuivre

Le cuivre affiche un comportement plus complexe que le plomb en eau stagnante. Les concentrations de cet élément augmentent au début de la stagnation, mais elles peuvent ensuite diminuer ou continuer d'augmenter selon les teneurs de l'eau en oxydant. Lytle et Schock (2000) ont montré que les concentrations de cuivre augmentent rapidement avec la stagnation de l'eau dans les tuyaux, mais qu'elles retombent rapidement dès que la concentration d'oxygène dissous passe sous le seuil de 1 mg/L. Ce comportement est également démontré dans une étude sur les effets de la stagnation et de la température sur la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution (Zlatanovic et coll., 2017). Les auteurs ont constaté que les concentrations de cuivre augmentaient avec le temps de stagnation en hiver et en été. Des échantillons prélevés au robinet ont permis de constater que les concentrations de cuivre culminaient à 1 370 mg/L après 48 h de stagnation en hiver et à 1 140 mg/L après 24 h de stagnation en été. Les concentrations de cuivre ont diminué après le pic dans les deux saisons (données sur le pH et l'alcalinité non fournies). Sorg et coll. (1999) ont également observé que lorsque l'eau est adoucie, les concentrations de cuivre augmentent jusqu'à atteindre des valeurs maximales de 4,4 et de 6,8 mg/L après environ 20 à 25 heures de stagnation, et qu'elles retombent ensuite à 0,5 mg/L après 72 à 92 heures. Les concentrations maximales correspondent au moment où la teneur en oxygène dissous est réduite à 1 mg/L ou moins. Dans l'eau non adoucie, la concentration maximale est atteinte en moins de 8 heures, puisque la concentration d'oxygène dissous diminue plus rapidement dans les tuyaux en boucle exposés à ces conditions. Les vitesses d'écoulement élevées peuvent parfois être associées à la corrosion par érosion ou au retrait mécanique de l'incrustation protectrice dans les tuyaux en cuivre. Une vitesse d'écoulement élevée, combinée à des propriétés corrosives de l'eau, peut rapidement altérer les matériaux des tuyaux (Santé Canada, 2019b).

Fer

La plupart des épisodes d'eau rouge sont causés par de vieux tuyaux en fonte sans revêtement, à la surface recouverte de très nombreux tubercules, qui présentent une stagnation de l'eau dans les culs-de-sac. On a indiqué que les périodes cycliques d'écoulement et de stagnation de l'eau constituaient la principale cause des problèmes d'eau rouge découlant de la corrosion du fer dans les réseaux de distribution (Benjamin et coll., 1996). On a également montré que la concentration du fer augmentait pendant les périodes plus longues de stagnation qui caractérisent les culs-de-sac (Beckett et coll., 1998; Sarin et coll., 2000). Le fer peut

également se corroder dans un réseau de distribution d'eau lorsque la concentration d'oxygène dissous est limitée (eau stagnante). Pendant la stagnation, la concentration d'oxygène dissous est réduite près de la surface du métal, et les oxydes ferriques présents dans les incrustations de corrosion peuvent agir comme oxydant. Le fer ferrique sert ainsi d'oxydant, ce qui entraîne la production de fer ferreux. Le fer ferreux peut se précipiter ou se diffuser dans l'eau libre et être ensuite oxydé en fer ferrique (insoluble) par l'oxygène dissous, conférant ainsi à l'eau une coloration rouge (Benjamin et coll., 1996; Sarin, 2004). Il peut y avoir des plaintes au sujet d'épisodes d'eau rouge lorsque des périodes d'écoulement et de stagnation de l'eau se succèdent de façon cyclique (Santé Canada, 2019c).

Ciment

On a établi une corrélation entre la période de contact de l'eau distribuée avec les matériaux en ciment et la détérioration de la qualité de l'eau, qui augmente avec un contact prolongé (Holtschulte et Schock, 1985; Conroy, 1991; Douglas et Merrill, 1991; Conroy et coll., 1994; Douglas et coll., 1996; Berend et Trouwborst, 1999). À l'issue d'une étude effectuée aux États-Unis sur 33 réseaux de distribution dotés de nouveaux tuyaux à revêtement de mortier de ciment *in situ* et qui transportaient de l'eau de faible alcalinité, Douglas et Merrill (1991) ont conclu que la dégradation de la qualité de l'eau était plus évidente dans les culs-de-sac ou dans les sections à débit faible ou intermittent. De façon analogue, Conroy (1991) et Conroy et coll. (1994) ont constaté que plus l'eau restait en contact avec le revêtement en mortier, plus les hydroxydes relargués s'accumulaient et, par conséquent, plus le pH était élevé.

B.2.2.3 pH

L'effet du pH sur la solubilité des sous-produits de la corrosion est souvent un facteur clé permettant de comprendre la concentration des métaux dans l'eau du robinet. Il est important de souligner à cet égard que la solubilité des sous-produits de la corrosion formés dans les réseaux de distribution diminue habituellement lorsque le pH de l'eau augmente. La libération de métaux à partir des matériaux utilisés dans les réseaux de distribution et la plomberie des bâtiments est influencé par le pH, mais aussi par l'alcalinité et la concentration de carbone inorganique dissous (CID) de l'eau, puisque ces derniers influent sur la formation d'incrustations à la surface des matériaux. La présence d'incrustations sur la surface interne des tuyaux aide à prévenir la libération de plomb ou de cuivre dans l'eau (Schock et Lytle, 2011).

Plomb

La passivation du plomb résulte généralement de la formation d'un film de surface composé de particules d'hydroxycarbonate ou d'orthophosphate de Pb(II). La solubilité des principaux sous-produits bivalents de la corrosion du plomb (cérusite [PbCO₃], hydrocérusite [Pb₃(CO₃)₂(OH)₂] et hydroxyde de plomb [Pb(OH)₂]) a un effet déterminant sur les concentrations de plomb dans l'eau du robinet (Schock, 1980, 1990b; Sheiham et Jackson, 1981; De Mora et Harrison, 1984; Boffardi, 1988, 1990; U.S. EPA, 1992; Leroy, 1993; Peters et coll., 1999).

Pour des raisons ayant trait à la thermodynamique, la solubilité des sous-produits de la corrosion du plomb dans les réseaux de distribution diminue à mesure que le pH augmente (Britton et Richards, 1981; Schock et Gardels, 1983; De Mora et Harrison, 1984; Boffardi, 1988; Schock, 1989; U.S. EPA, 1992; Singley, 1994; Schock et coll., 1996). Les modèles de

solubilité montrent que les concentrations de plomb sont au plus bas lorsque le pH se situe autour de 9,8. Toutefois, ces relations avec le pH de l'eau risquent de ne pas se vérifier dans le cas du dioxyde de plomb tétravalent insoluble solide (PbO_2), découvert dans les dépôts de tuyaux en plomb de plusieurs réseaux de distribution où le potentiel d'oxydoréduction est élevé (conditions hautement oxydantes) (Schock et coll., 1996, 2001; Schock et Lytle, 2011). Selon le pH et l'alcalinité de l'eau, les incrustations des tuyaux peuvent comprendre de l'hydrocérusite [$(\text{Pb}_3\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$] (faible pH, faible alcalinité), de la cérusite (PbCO_3) et du massicot (PbO) (alcalinité élevée) (McNeill et Edwards, 2004).

Du dioxyde de plomb a aussi été trouvé dans des eaux à pH faible, et souvent dans des eaux à forte alcalinité (Schock et coll., 2001, 2005b). Selon une compilation de données thermodynamiques, la relation observée entre le pH et le PbO_2 pourrait être l'inverse de celle observée avec les solides du plomb bivalent (p. ex. cérusite, hydrocérusite) (Schock et coll., 2001; Schock et Giani, 2004). Lytle et Schock (2005) ont démontré que le PbO_2 se formait facilement à un pH de 6 à 6,5 dans de l'eau contenant de chlore libre résiduel persistant, en quelques semaines à quelques mois.

Le relargage de plomb à partir des soudures au plomb est principalement contrôlé par la corrosion galvanique, et l'augmentation du pH est associée à une diminution de la corrosion des soudures au plomb (Oliphant, 1983a; Schock et Lytle, 2011).

On a constaté par expérience dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable que les concentrations les plus faibles de plomb dans l'eau du robinet étaient associées à un pH supérieur à 8 (Karalekas et coll., 1983; Lee et coll., 1989; Dodrill et Edwards, 1995; Douglas et coll., 2004). En se fondant sur des expériences menées en laboratoire et des expériences pilotes, ainsi que sur l'analyse d'un certain nombre de critères, la Ville d'Ottawa a choisi d'utiliser de l'hydroxyde de sodium et du dioxyde de carbone pour maintenir un pH de 9,2 et une alcalinité minimale cible de 35 mg/L de CaCO_3 afin de contrôler la corrosion. Pendant la phase initiale du passage à l'hydroxyde de sodium, le pH a été maintenu à 8,5. Toutefois, en mesurant la concentration de plomb, on a découvert une zone de la ville où la teneur en plomb de l'eau du robinet était élevée (de 10 à 15 $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons prélevés après une période de purge). Le problème a été attribué à un phénomène de nitrification dans le réseau de distribution, qui a réduit le pH de 8,5 à 7,8-8,2, et a entraîné le relargage du plomb à partir des entrées de service en plomb. On a augmenté le pH de l'eau à 9,2, et cette hausse a presque immédiatement réduit les concentrations de plomb à 6 à 8 $\mu\text{g/L}$ dans les échantillons prélevés après une période de purge. Une surveillance continue a montré que, après l'augmentation du pH, les concentrations de plomb dans l'eau du robinet étaient systématiquement inférieures à la norme de 10 $\mu\text{g/L}$ (soit 1,3 à 6,8 $\mu\text{g/L}$) (Douglas et coll., 2007).

L'étude de données fournies par 365 systèmes d'approvisionnement en eau potable a révélé que les teneurs moyennes en plomb de l'eau du robinet au 90e centile dépendaient à la fois du pH et de l'alcalinité de l'eau (Dodrill et Edwards, 1995). Dans la catégorie du niveau le plus bas de pH (pH < 7,4) et d'alcalinité (< 30 mg/L de CaCO_3), la probabilité pour les systèmes d'approvisionnement en eau potable de dépasser le niveau d'intervention prescrit par la *Lead and Copper Rule* (LCR) de la U.S. EPA pour le plomb, soit 0,015 mg/L, s'établissait à 80 %. Dans cette catégorie de faible alcalinité, seul un pH supérieur à 8,4 semblait capable de réduire les concentrations de plomb dans l'eau du robinet. Toutefois, lorsqu'on combine

une alcalinité supérieure à 30 mg/L de CaCO₃ et un pH supérieur à 7,4, l'eau distribuée peut dans certains cas satisfaire au niveau d'intervention relatif au plomb.

Une enquête a été menée auprès de 94 systèmes d'approvisionnement en eau potable, dans le cadre de laquelle on a échantillonné 1 484 sites comportant des entrées de service en plomb et des entrées de service sans plomb après une période de stagnation d'au moins 6 heures pendant la nuit, afin d'évaluer les facteurs qui influent sur les concentrations de plomb au robinet des consommateurs (Lee et coll., 1989). Les chercheurs ont démontré que le maintien d'un pH d'au moins 8,0 permettait de contrôler efficacement les concentrations de plomb (< 10 µg/L) dans le premier litre d'eau recueilli au robinet.

Une étude de 5 ans a été menée pour réduire les concentrations de plomb dans le réseau de distribution d'eau potable de la région métropolitaine de Boston, au Massachusetts (Karalekas et coll., 1983). Les chercheurs ont surveillé les concentrations de plomb dans l'eau du robinet, dans les entrées de service en plomb et dans le réseau de distribution connexe de quatorze ménages. Les concentrations moyennes ont été calculées en combinant des échantillons prélevés au robinet 1) après une nuit de stagnation; 2) après avoir laissé couler l'eau jusqu'à ce qu'elle devienne froide; 3) après une purge du réseau pendant trois minutes supplémentaires. Même si l'alcalinité est toujours restée très faible (12 mg/L de CaCO₃ en moyenne), l'élévation du pH de 6,7 à 8,5 a réduit les concentrations moyennes de plomb de 0,128 à 0,035 mg/L.

Cuivre

Même si l'ion hydrogène ne joue pas un rôle de réduction direct sur les surfaces de cuivre, le pH peut influencer sur la corrosion du cuivre en modifiant le potentiel d'équilibre de la demi-réaction de réduction de l'oxygène, ainsi que l'espèce de cuivre en solution (Reiber, 1989). La libération de cuivre dépend en grande partie du pH. Lorsque le cuivre se corrode, il est oxydé en espèces de cuivre Cu(I) (cuivreux) et Cu(II) (cuivrique) qui peuvent former des incrustations protectrices à base de carbonate de cuivre (passivation) à la surface des matériaux de plomberie en cuivre, en fonction du pH et des concentrations de CID et d'agents oxydants dans l'eau (Atlas et coll., 1982; Pisigan et Singley, 1987; Schock et coll., 1995; Ferguson et coll., 1996). La corrosion du cuivre augmente rapidement lorsque le pH est inférieur à 6, et les taux de corrosion uniformes peuvent être élevés lorsque le pH est faible (inférieur à 7, environ), ce qui provoque un amincissement du métal. À des valeurs de pH plus élevées (supérieures à 8, environ), les problèmes de corrosion du cuivre se manifestent presque toujours par des piqûres de corrosion ou par une corrosion inégale (Edwards et coll., 1994a; Ferguson et coll., 1996). Edwards et coll. (1994b) ont observé que, dans le cas de surfaces de cuivre neuves exposées à des solutions simples contenant du bicarbonate, du chlorure, du nitrate, du perchlorate ou du sulfate, l'augmentation du pH de 5,5 à 7,0 réduisait environ de moitié le taux de corrosion, mais que des hausses additionnelles du pH n'entraînaient que des changements mineurs.

Pour prévoir les concentrations de cuivre dans l'eau potable, on s'appuie sur la solubilité et les propriétés physiques de l'oxyde et de l'hydroxyde cuivriques ainsi que des carbonates solides dont sont constituées les incrustations dans la plupart des réseaux de distribution d'eau faits de cuivre (Schock et coll., 1995). Le modèle à l'hydroxyde cuivrique de Schock et coll. (1995) montre clairement qu'une augmentation du pH entraîne une réduction de la solubilité du cuivre. Lorsque le pH atteint une valeur supérieure à environ 9,5, le modèle prédit une augmentation de la solubilité de l'hydroxyde cuivrique causée par les complexes de carbonates

et d'hydroxydes. L'examen des données sur les concentrations de cuivre dans l'eau potable communiquées par 361 systèmes d'approvisionnement en eau potable révèle que les valeurs moyennes du 90^e centile sont plus élevées dans l'eau dont le pH est inférieur à 7,4, et qu'aucun des services dont l'eau présentait un pH supérieur à 7,8 n'a dépassé le niveau d'intervention de 1,3 mg de cuivre par litre d'eau prescrit par la U.S. EPA (Dodrill et Edwards, 1995). On a toutefois signalé que les problèmes liés à la solubilité du cuivre persistaient jusqu'à un pH d'environ 7,9 lorsqu'on utilise de l'eau souterraine froide, très alcaline et riche en sulfates (Edwards et coll., 1994a).

En général, la solubilité du cuivre augmente (c.-à-d. que la concentration du cuivre augmente) à mesure que la concentration de CID augmente et que le pH diminue (Ferguson et coll., 1996; Schock et coll., 1995). Il est possible de contrôler les concentrations de cuivre aux faibles pH. Toutefois, les eaux souterraines qui sont très alcalines et qui ont une forte concentration de CID entraînent généralement des problèmes de corrosion du cuivre, et il peut être impossible d'ajuster le pH en raison du potentiel de précipitation du CaCO₃.

Fer

La libération de fer à partir des matériaux à base de fer utilisés dans les réseaux de distribution d'eau potable, comme la fonte, l'acier et la fonte ductile, a été modélisé à partir de la formation d'incrustations protectrices composées de solides ferreux (FeCO₃). À l'intérieur de la plage de pH de 7 à 9, le taux de corrosion et le degré de formation de tubercules dans les réseaux de distribution en fer augmentent généralement avec la valeur du pH (Larson et Skold, 1958; Stumm, 1960; Hatch, 1969; Pisigan et Singley, 1987). Toutefois, la solubilité des sous-produits de la corrosion du fer et, donc, la concentration de fer diminuent à mesure que le pH augmente (Karalekas et coll., 1983; Kashinkunti et coll., 1999; Broo et coll., 2001; Sarin et coll., 2003). Dans une étude à l'échelle de banc d'essai de tuyaux en boucle fabriqué à l'aide de tuyaux en fonte sans revêtement vieux de 90 à 100 ans récupérés d'un réseau de distribution d'eau de Boston, les concentrations de fer ont diminué de façon constante lorsqu'on a augmenté le pH de 7,6 à 9,5 (Sarin et coll., 2003). De même, on a constaté une nette tendance à la baisse des concentrations de fer mesurées sur deux ans dans un réseau de distribution où le pH de l'eau avait été augmenté de 6,7 à 8,5 (Karalekas et coll., 1983). Le taux d'oxydation du fer ferreux augmente avec le pH et, en général, tant la solubilité que les taux de dissolution des oxydes de fer – et des autres composés du fer – diminuent à mesure que le pH augmente (Schwertmann, 1991; Silva et coll., 2002; Sarin et coll., 2003; Duckworth et Martin, 2004). Le pH de l'eau traitée a été abaissé de 10,3 à 9,7, ce qui a permis de réduire le relargage de plomb soluble. Cependant, les concentrations de fer ont augmenté à un pH de 9,7, et il y avait une corrélation avec une augmentation du relargage de plomb particulaire (Masters et Edwards, 2015).

Les eaux dont le pouvoir tampon est élevé atténuent les changements de pH. Un pH relativement stable favorise la formation de solides à base de fer, ce qui a un effet protecteur et diminue le relargage de fer. Le maintien d'un pH stable peut être important pour empêcher la désorption des contaminants inorganiques associés aux oxydes de fer.

Ciment

L'eau acide, faiblement alcaline et à faible teneur en calcium est particulièrement corrosive pour les matériaux en ciment. Les problèmes de qualité de l'eau qui peuvent se présenter sont liés à la chimie du ciment. La chaux du ciment libère dans l'eau potable des ions

calcium et hydroxydes qui peuvent entraîner une hausse importante du pH, selon le pouvoir tampon de l'eau (Leroy et coll., 1996). Des essais à l'échelle pilote ont été réalisés pour simuler des conditions de faible débit dans des tuyaux récemment revêtus de mortier de ciment distribuant une eau de faible alcalinité (Douglas et coll., 1996). Dans une eau dont le pH initial était de 7,2, l'alcalinité était de 14 mg/L (CaCO_3) et la teneur en calcium était de 13 mg/L (CaCO_3), le pH mesuré pouvait être aussi élevé que 12,5. De même, dans une eau dont le pH initial était de 7,8, l'alcalinité était de 71 mg/L (CaCO_3) et la teneur en calcium était de 39 mg/L (CaCO_3), le pH mesuré pouvait être aussi élevé que 12. Les augmentations les plus importantes du pH ont été observées pendant la première semaine de l'expérience, et le pH a ensuite diminué lentement avec le vieillissement du revêtement. Dans une série d'essais sur le terrain et de montages à l'échelle de banc d'essai, visant à déterminer l'incidence du revêtement de mortier de ciment *in situ* sur la qualité de l'eau, Conroy et coll. (1994) ont observé que, dans des conditions de faible débit et de faible alcalinité de l'eau (environ 10 mg/L de CaCO_3), le pH pouvait rester supérieur à 9,5 plus de deux ans après la pose du revêtement. Les tuyaux en amiante-ciment sont particulièrement sensibles aux eaux à faible pH (inférieur à 7,5-8,0) ayant une forte alcalinité calcique et des concentrations élevées de silicate (Schock et Lytle, 2011).

Des expériences réalisées sur le terrain dans des régions du Royaume-Uni ayant diverses qualités d'eau ont permis de conclure qu'un pH élevé de l'eau dans les tuyaux en ciment pouvait rendre le plomb soluble. On a observé une hausse importante des concentrations de plomb avec l'augmentation du pH, lorsque celui-ci était supérieur à 10,5. Les concentrations de plomb variaient d'un peu moins de 100 $\mu\text{g/L}$ à un pH de 11 à plus de 1 000 $\mu\text{g/L}$ à un pH supérieur à 12 (Conroy, 1991). Ce résultat nous incite à nous interroger sur l'exactitude des modèles de solubilité dans des conditions de pH élevé et sur le niveau à partir duquel un ajustement du pH risque de devenir préjudiciable. Les valeurs de pH élevées provoquées par le relargage du ciment risquent aussi de favoriser le relargage d'aluminium à partir des matériaux en ciment, puisque le pH élevé risque d'augmenter la solubilité de l'aluminium (Berend et Trouwborst, 1999). L'aluminium peut perturber la passivation des orthophosphates utilisée pour le contrôle de la corrosion en empêchant la formation d'incrustations protectrices (AWWA, 2017a; Wasserstrom et coll., 2017).

Zinc

Les revêtements de zinc sur l'acier galvanisé se corrodent de façon semblable au fer, mais les réactions de corrosion sont habituellement plus lentes. La corrosion des tuyaux galvanisés peut provoquer le relargage de métaux à l'état de traces, comme le cadmium et le plomb, dans les réseaux de distribution d'eau potable. Si les tuyaux sont neufs, la corrosion dépend fortement du pH. Pisigan et Singley (1985) ont trouvé qu'à un pH inférieur à 7,5, la présence du zinc augmente dans l'eau potable (concentration de CID de 50 mg de carbone par litre [C/L]). À des pH de 7,5 à 10,4, l'hydrozincite, le sous-produit de corrosion le plus stable, prédomine. Les eaux dont le pH est supérieur à 10,4 peuvent être agressives pour le zinc et vont souvent éliminer les revêtements galvanisés (les hydroxydes de zinc dominant).

B.2.2.4 Alcalinité

L'alcalinité sert à contrôler l'intensité du pouvoir tampon dans la plupart des réseaux de distribution d'eau. Il convient donc de maintenir une valeur minimale d'alcalinité pour stabiliser

le pH afin de contrôler la corrosion du plomb, du cuivre et du fer et d'assurer la stabilité des revêtements et des tuyaux à base de ciment.

Plomb

Selon les modèles thermodynamiques, la solubilité minimale du plomb s'observe à un pH relativement élevé (9,8) et à une alcalinité faible (30 à 50 mg/L de CaCO₃) (Schock, 1980, 1989; Schock et Gardels, 1983; U.S. EPA, 1992; Leroy, 1993; Schock et coll., 1996). Ces modèles montrent que le niveau à partir duquel l'alcalinité influe sur la solubilité du plomb dépend de la forme de carbonate de plomb présente à la surface du tuyau. Ces modèles s'appliquent à des incrustations uniformes de minéraux de plomb, mais pas à des phases minérales de dépôts mixtes, et ils ne sont pas de bons prédicteurs des incrustations formées dans les entrées de service en plomb utilisées pour transporter de l'eau potable dans des conditions réelles (Tully et coll., 2019). Lorsque la cérusite est stable, une augmentation de l'alcalinité réduit la solubilité du plomb; lorsque l'hydrocérusite est stable, une augmentation de l'alcalinité augmente la solubilité du plomb (Sheiham et Jackson, 1981; Boffardi, 1988, 1990). La cérusite est moins stable aux valeurs du pH auxquelles l'hydrocérusite est stable et peut se former. L'hydrocérusite est au final convertie en cérusite, substance que l'on trouve dans beaucoup de dépôts qui se forment dans les tuyaux de plomb. On a observé une libération élevée du plomb dans des tuyaux où la cérusite était censée être stable compte tenu des conditions de pH et d'alcalinité. Toutefois, lorsque ces conditions sont ajustées pour permettre la stabilité thermodynamique de l'hydrocérusite, la libération du plomb devient moins élevée que dans tous les endroits où la cérusite est stable (Schock, 1990a).

Des expériences en laboratoire ont également révélé qu'à un pH variant de 7 à 9,5, l'alcalinité optimale pour le contrôle de la corrosion du plomb se situait entre 30 et 45 mg/L de CaCO₃, et que des ajustements visant à augmenter l'alcalinité au-delà de cette plage de valeurs ne procuraient que peu d'avantages supplémentaires (Schock, 1980; Sheiham et Jackson, 1981; Schock et Gardels, 1983; Edwards et McNeill, 2002) et pouvaient même être nuisibles dans certains cas (Sheiham et Jackson, 1981).

Schock et coll. (1996) ont fait état de l'existence de quantités importantes de dioxyde de plomb tétravalent insoluble dans les dépôts de tuyaux de plomb de plusieurs réseaux de distribution d'eau. Toutefois, on ignore s'il existe un rapport entre l'alcalinité de l'eau et la solubilité du dioxyde de plomb, puisqu'on n'a signalé la présence d'aucun complexe ni d'aucun carbonate solide. L'existence de quantités importantes de dioxyde de plomb insoluble dans les dépôts des tuyaux en plomb pourrait expliquer la variabilité de la libération du plomb dans l'eau des entrées de service en plomb et le rapport médiocre entre la concentration totale de plomb et l'alcalinité (Lytle et Schock, 2005).

Cuivre

L'alcalinité ne devrait pas influencer sur la libération du plomb à partir des soudures au plomb, puisque cette libération dépend surtout de la corrosion galvanique des soudures, par opposition à la solubilité des sous-produits de la corrosion qui sont formés (Oliphant, 1983b). Toutefois, Dudi et Edwards (2004) ont avancé que l'alcalinité pourrait jouer un rôle dans le relargage du plomb à partir des connexions galvaniques entre les éléments de plomberie contenant du plomb et ceux contenant du cuivre. Aucun lien net n'a encore été établi, d'après l'expérience des systèmes d'approvisionnement en eau potable, entre l'alcalinité de l'eau et la

solubilité du plomb. Des données recueillies dans 47 municipalités des États-Unis ont donné à penser que les cibles les plus prometteuses en matière de chimie de l'eau pour le contrôle de la corrosion du plomb étaient un pH variant entre 8 et 10, et une alcalinité de 30 à 150 mg/L de CaCO_3 (Schock et coll., 1996). Une étude ultérieure réalisée aux États-Unis auprès de 94 sociétés et districts d'approvisionnement en eau n'a révélé aucun lien entre la solubilité du plomb et l'alcalinité (Lee et coll., 1989). Une étude menée auprès de 365 systèmes d'approvisionnement en eau potable visés par la LCR de la U.S. EPA a permis de constater que la libération du plomb était beaucoup moins élevée lorsque l'alcalinité était maintenue entre 30 et 74 mg/L de CaCO_3 que lorsqu'elle était inférieure à 30 mg/L de CaCO_3 . On a également relevé des teneurs en plomb inférieures dans les réseaux des services dont l'eau présentait une alcalinité située entre 74 et 174 mg/L, ou supérieure à 174 mg/L, lorsque le pH était de 8,4 ou moins (Dodrill et Edwards, 1995). Des expériences effectuées en laboratoire et sur le terrain ont démontré que le relargage du cuivre est plus important lorsque l'alcalinité est plus élevée (Edwards et coll., 1994b, 1996; Schock et coll., 1995; Ferguson et coll., 1996; Broo et coll., 1998) et que cette hausse est vraisemblablement due à la formation de complexes de bicarbonates et de carbonates de cuivre solubles (Schock et coll., 1995; Edwards et coll., 1996). L'examen des données recueillies auprès de 361 systèmes d'approvisionnement en eau potable a également montré que les effets de l'alcalinité évoluaient d'une manière à peu près linéaire et qu'ils étaient plus importants à un pH peu élevé : la combinaison d'un pH faible ($< 7,8$) et d'une alcalinité élevée (> 74 mg/L de CaCO_3) a donné les concentrations de cuivre les plus élevées du 90^e centile (Edwards et coll., 1999). Toutefois, une faible alcalinité (< 25 mg/L de CaCO_3) peut elle aussi causer des problèmes selon le pH (Schock et coll., 1995). Dans le cas d'eaux fortement alcalines, la seule solution pratique pour réduire la solubilité du cuivre consiste à adoucir l'eau à la chaux, à éliminer le bicarbonate ou à ajouter des quantités relativement élevées d'orthophosphate (U.S. EPA, 2003).

Des concentrations de cuivre peu élevées peuvent cependant être observées avec une alcalinité élevée lorsque les conditions favorisent la formation de malachite et de ténorite moins solubles (Schock et coll., 1995). Une expérience réalisée en laboratoire par Edwards et coll. (2002) a permis d'observer que, dans le cas des tuyaux relativement neufs, à un pH de 7,2, il y avait un rapport pratiquement linéaire entre la concentration maximale du cuivre libéré et l'alcalinité. Toutefois, à mesure que les tuyaux vieillissaient, la concentration de cuivre libéré dans l'eau était moins élevée à une alcalinité de 300 mg/L de CaCO_3 , favorisant la formation de malachite, qu'à une alcalinité de 15 et 45 mg/L de CaCO_3 , qui favorisait plutôt la formation d'hydroxyde cuivrique relativement soluble.

Fer

On a attribué des taux de corrosion du fer plus faibles (Stumm, 1960; Pisigan et Singley, 1987; Hedberg et Johansson, 1987; Kashinkunti et coll., 1999) et des concentrations de fer plus faibles (Horsley et coll., 1998; Sarin et coll., 2003) à l'alcalinité élevée de l'eau dans les réseaux de distribution.

Des études réalisées à l'échelle de banc d'essai de tuyaux en boucle fabriqué à l'aide de tuyaux en fonte sans revêtement vieux de 90 à 100 ans récupérés d'un réseau de distribution d'eau de Boston ont démontré qu'une réduction de l'alcalinité de 30-35 mg/L à 10-15 mg/L de CaCO_3 à un pH constant provoquait une augmentation immédiate de 50 % à 250 % de la libération du fer dans l'eau. En augmentant l'alcalinité de l'eau de 30-35 mg/L

à 58-60 mg/L de CaCO_3 et en la ramenant ensuite à 30-35 mg/L, on a aussi démontré que l'augmentation de l'alcalinité réduisait la libération de fer, mais que le changement n'était pas aussi important que les changements observés dans la plage inférieure des valeurs de l'alcalinité (Sarin et coll., 2003). On a réalisé une analyse des paramètres de la qualité de l'eau traitée (pH, alcalinité, dureté, température et teneurs en chlorures et en sulfates) et des plaintes des consommateurs ayant trait à des épisodes d'eau rouge en utilisant des données allant de 1989 à 1998. La plupart des épisodes d'eau rouge étaient liés à l'utilisation de tuyaux en fonte sans revêtement âgés de 50 à 70 ans. Pendant cette période, le pH annuel moyen de l'eau distribuée a varié entre 9,1 et 9,7; son alcalinité a varié de 47 à 76 mg/L de CaCO_3 , et sa dureté totale a varié de 118 à 158 mg/L de CaCO_3 . Les chercheurs ont conclu que le rapport entre l'alcalinité de l'eau et sa coloration rouge était le plus net, et que l'on pouvait réduire de façon importante le nombre de plaintes des consommateurs en maintenant l'alcalinité de l'eau traitée à un niveau supérieur à 60 mg/L de CaCO_3 (Horsley et coll., 1998).

Ciment

L'alcalinité est un des principaux paramètres influant sur la détérioration de la qualité de l'eau due aux matériaux à base de ciment. Lorsque de l'eau faiblement tamponnée entre en contact avec du ciment, les substances alcalines solubles du ciment passent rapidement dans l'eau potable. Conroy et coll. (1994) ont observé que l'alcalinité jouait un rôle important dans la détérioration de la qualité de l'eau prélevée dans les culs-de-sac de conduites principales à revêtement de mortier *in situ* où le débit d'eau est faible. Lorsque l'alcalinité se maintient aux alentours de 10 mg/L de CaCO_3 , les valeurs du pH restent au-dessus de 9,5 pendant une période pouvant aller jusqu'à deux ans, et les concentrations d'aluminium demeurent supérieures à 0,2 mg/L pendant un mois ou deux après l'installation du revêtement. Par contre, lorsque l'alcalinité atteint environ 35 mg/L de CaCO_3 , les problèmes de qualité de l'eau se limitent à une hausse du pH à un niveau supérieur à 9,5 pendant un mois ou deux après l'installation du revêtement. Lorsque l'alcalinité est supérieure à 55 mg/L de CaCO_3 , on ne relève aucun problème de qualité de l'eau.

La nature du film de passivation formé sur le tuyau d'acier galvanisé change en fonction de divers facteurs. Les eaux dont la concentration de CID est modérée et dont le pouvoir tampon est élevé semblent produire de bons films de passivation (Crittenden et coll., 2012).

B.2.2.5 Température et variations saisonnières

Il n'existe pas de rapport simple entre la température et les processus de corrosion, puisque la température influe sur plusieurs paramètres de la qualité de l'eau, comme la solubilité de l'oxygène dissous, la viscosité, les taux de diffusion, les coefficients d'activité, l'enthalpie des réactions, la solubilité des composés, les taux d'oxydation et l'activité biologique (McNeill et Edwards, 2002).

Ces paramètres influent à leur tour sur le taux de corrosion, les propriétés des incrustations formées et le relargage des substances dans les réseaux de distribution. On s'attend à ce que le taux de corrosion du plomb et du fer augmente en fonction de la température. L'eau chaude est souvent plus corrosive que l'eau froide (Schock et Lytle, 2011). Ainsi, il y a un effet plus direct sur la solubilité du plomb au robinet lorsque la température est élevée. La solubilité de plusieurs sous-produits de la corrosion diminue à mesure que la température augmente (Schock, 1990a; Edwards et coll., 1996; McNeill et Edwards, 2001, 2002).

On a établi une corrélation entre les variations saisonnières (été-hiver) de la température et les concentrations de plomb dans l'eau, ces dernières étant plus élevées en été (Britton et Richards, 1981; Karalekas et coll., 1983; Colling et coll., 1987, 1992; Douglas et coll., 2004; Ngueta et coll., 2014). Douglas et coll. (2004) ont fait état d'une importante variation saisonnière des concentrations de plomb, les valeurs les plus élevées s'observant de mai à novembre. Dans une étude sur l'exposition au plomb à partir de l'eau potable, Jarvis et coll. (2018) ont observé que les concentrations de plomb étaient considérablement plus élevées en été qu'en hiver, à la fois dans les propriétés qui avaient une entrée de service en plomb et dans celles qui n'en avaient pas, et avec ou sans ajout d'orthophosphate. Dans presque tous les cas, la concentration moyenne de plomb dans l'eau pour chaque participant était plus élevée en été qu'en hiver. Masters et coll. (2016) ont également constaté que les concentrations de plomb étaient trois fois plus élevées en été qu'en hiver dans 50 % des foyers échantillonnés. En général, dans les réseaux de distribution et les entrées de service, les fluctuations de température sont limitées à de courtes périodes, de sorte que tout effet serait faussé par d'autres facteurs. Les changements saisonniers de température s'accompagnent souvent de changements importants d'autres paramètres (p. ex. la matière organique naturelle [MON]) (Masters et coll., 2016).

Masters et coll. (2016) ont constaté que les concentrations de cuivre étaient 2,5 à 15 fois plus élevées en hiver par rapport à l'été dans cinq des huit foyers échantillonnés. Dans une étude portant sur la libération de cuivre dans des tours d'habitation et des maisons unifamiliales, Singh et Mavinic (1991) ont observé que les concentrations de cuivre mesurées au robinet d'eau froide n'atteignaient généralement que le tiers de celles mesurées au robinet d'eau chaude. On a comparé en laboratoire la teneur en cuivre d'une eau douce et de faible alcalinité à des températures de 4 °C, 20 °C, 24 °C et 60 °C. L'eau à 60 °C contenait plus de cuivre, mais la différence observée entre 4 °C et 24 °C était minime (Boulay et Edwards, 2001). On a toutefois indiqué que la solubilité de l'hydroxyde de cuivre diminuait à mesure que la température augmentait (Edwards et coll., 1996; Hidmi et Edwards, 1999). Une étude réalisée auprès de 365 systèmes d'approvisionnement en eau potable n'a révélé aucune tendance significative entre la température et les concentrations mesurées de plomb et de cuivre (Dodrill et Edwards, 1995).

Horsley et coll. (1998) ont analysé le nombre de plaintes relatives à des épisodes d'eau rouge en fonction de la température de l'eau. Ils n'ont observé aucune corrélation directe entre la température et le nombre de plaintes enregistrées, mais ils ont constaté que ce nombre était plus élevé en été. Par ailleurs, une corrélation très étroite a été relevée entre les taux de corrosion mesurés dans des réacteurs annulaires faits de tuyaux de fonte neufs et les variations saisonnières de la température (Volk et coll., 2000). Les taux de corrosion mesurés au début de l'étude (mars) s'établissaient à environ 2,5 millièmes de pouce par an (0,064 mm par an) à une température inférieure à 13 °C. Ils ont commencé à augmenter en mai et ont enregistré leurs valeurs les plus élevées de juillet à septembre (5 à 7 millièmes de pouce par an [0,13 à 0,18 mm par an] et > 20 °C).

Aucune information n'a été trouvée dans la littérature scientifique sur la relation entre la température et la dégradation des tuyaux en ciment.

B.2.2.6 Calcium

On croyait par le passé que le calcium entravait la corrosion des métaux en formant à leur surface un film de carbonate de calcium (également appelé couche de passivation). Toutefois, de

nombreux auteurs ont réfuté cette idée (Stumm, 1960; Nielsen, 1983; Lee et coll., 1989; Schock, 1989, 1990b; Leroy, 1993; Dodrill et Edwards, 1995; Lyons et coll., 1995; Neuman, 1995; Reda et Alhajji, 1996; Rezanian et Anderl, 1997; Sorg et coll., 1999). Aucune étude publiée n'a réussi à démontrer, en utilisant des techniques d'analyse propres au composé, la formation d'une couche protectrice de carbonate de calcium dans les tuyaux de plomb, de cuivre ou de fer (Schock, 1989). Leroy (1993) a démontré que, dans certains cas, le calcium pouvait augmenter légèrement la solubilité du plomb. Enfin, des études réalisées auprès de sociétés et districts d'approvisionnement en eau aux États-Unis n'ont laissé constater aucun lien entre les concentrations de plomb ou de cuivre et les concentrations de calcium (Lee et coll., 1989; Dodrill et Edwards, 1995).

S'agissant du fer, de nombreux auteurs ont fait état de l'importance du calcium dans diverses situations, y compris la formation d'incrustations de carbonate de calcium ou de mélanges solides de carbonate de fer et de carbonate de calcium, et la formation d'une couche de passivation sur les sites cathodiques (Larson et Skold, 1958; Stumm, 1960; Merrill et Sanks, 1978; Benjamin et coll., 1996; Schock et Fox, 2001). Toutefois, le carbonate de calcium ne forme pas en soi d'incrustations protectrices sur les matériaux en fer (Benjamin et coll., 1996).

Le calcium constitue le principal composé chimique des matériaux en ciment. Les types primaires de ciment utilisés pour la distribution d'eau potable renferment de 38 % à 65 % d'oxyde de calcium (Leroy et coll., 1996). Tant que l'état d'équilibre n'est pas atteint entre la teneur en calcium du ciment et celle de l'eau distribuée, on présume qu'il y aura relargage du ciment dans l'eau, ou précipitation du calcium de l'eau dans les pores du ciment, selon le potentiel de précipitation du carbonate de calcium présent dans l'eau.

B.2.2.7 Chlore libre résiduel

L'acide hypochloreux est un agent oxydant fort utilisé pour la désinfection de l'eau potable; il s'agit de la forme prédominante de chlore libre à un pH inférieur à 7,5. Les espèces de chlore libre (acide hypochloreux et ion hypochlorite) peuvent également servir d'oxydants primaires du plomb et donc en augmenter la corrosion (Boffardi, 1988, 1990; Schock et coll., 1996; Lin et coll., 1997). Le chlore gazeux peut abaisser le pH de l'eau en réagissant avec l'eau pour former de l'acide hypochloreux, des ions hydrogène et des ions chlorure. Dans les eaux faiblement tamponnées, le chlore peut augmenter la corrosivité en réduisant le pH et, en général, en augmentant le taux de corrosion et le POR (Schock et Lytle, 2011). Une étude des effets du chlore sur la corrosion réalisée à l'échelle de banc d'essai de tuyaux en boucle a démontré que l'ajout de chlore libre (0,2 mg/L) n'augmentait pas les concentrations de plomb (Cantor et coll., 2003). Une étude réalisée auprès de 94 sociétés et districts d'approvisionnement en eau aux États-Unis n'a pas non plus décelé de lien entre les concentrations de plomb et les concentrations résiduelles de chlore libre (entre 0 et 0,5 mg/L) (Lee et coll., 1989).

La présence de dépôts importants de dioxyde de plomb dans les incrustations de corrosion a été signalée pour la première fois par Schock et coll. (1996), dans les tuyaux de différents réseaux de distribution d'eau potable. Les chercheurs ont formulé des suggestions concernant les conditions chimiques qui favoriseraient les dépôts de plomb tétravalent (dioxyde de plomb – PbO_2) ainsi que les modifications des conditions de traitement (notamment de la désinfection) qui pourraient rendre les incrustations de PbO_2 plus vulnérables à une déstabilisation. Schock et coll. (2001) ont trouvé dans des tuyaux en plomb des dépôts dont la phase solide protectrice principale était constituée de

dioxyde de plomb. À la suite de ces résultats, ils ont également examiné diverses caractéristiques de la chimie de la solubilité théorique du dioxyde de plomb, notamment son association avec un chlore libre résiduel élevé et une faible demande en oxydants. Les faibles concentrations de plomb observées dans la majeure partie de ce réseau de distribution se sont avérées être le résultat de films de passivation en PbO_2 presque pur (Schock et coll., 2001). Les concentrations élevées de plomb à Washington (DC) ont été liées à un changement de désinfectant secondaire (remplacement du chlore par la chloramination) et à des travaux réalisés antérieurement en lien avec la formation de PbO_2 (Schock et coll., 2001; Renner, 2004). Les résultats de l'analyse des solides présents dans les incrustations des tuyaux à Washington (DC) ont confirmé que la dégradation du PbO_2 se fait par dissolution réductrice (Schock et coll., 2001). De nombreuses études ont exploré divers aspects de la cinétique de la formation et de la dégradation du PbO_2 (Lytle et Schock, 2005; Switzer et coll., 2006; Lin et Valentine, 2008a,b; Liu et coll., 2008; DeSantis et coll., 2020). D'autres études ont montré que la réaction est réversible en l'espace de quelques semaines seulement (Giani et coll., 2005; Lytle et Schock, 2005). Edwards et Dudi (2004) et Lytle et Schock (2005) ont confirmé que les dépôts de dioxyde de plomb pouvaient se former facilement et être par la suite déstabilisés en quelques semaines ou en quelques mois dans des conditions réalistes de pH, de POR et d'alcalinité du réseau de distribution.

Lorsqu'on ajoute de l'acide hypochloreux dans un approvisionnement en eau, il devient l'oxydant dominant des surfaces en cuivre (Atlas et coll., 1982; Reiber, 1987, 1989; Hong et Macauley, 1998). On a démontré que la présence de chlore libre résiduel favorisait la corrosion du cuivre à un pH moins élevé (Atlas et coll., 1982; Reiber, 1989). Par contre, il réduisait le taux de corrosion du cuivre à un pH de 9,3 (Edwards et Ferguson, 1993; Edwards et coll., 1999). Toutefois, Schock et coll. (1995) ont conclu que le chlore libre affecte le produit de solubilité du cuivre en stabilisant les phases solides du $Cu(II)$, ce qui a pour effet d'augmenter la libération de cuivre. Les auteurs n'ont observé aucun effet direct du chlore libre sur la solubilité du cuivre(II), si ce n'est le changement de valence et son effet indirect sur le potentiel de solubilité du cuivre.

Lors de l'exposition au désinfectant pendant le traitement et la distribution de l'eau, le $Fe(II)$ est oxydé en $Fe(III)$, un état d'oxydation relativement insoluble qui est responsable de la coloration de l'eau. Plusieurs auteurs ont fait état d'une augmentation du taux de corrosion du fer en présence de chlore libre (Pisigan et Singley, 1987; Cantor et coll., 2003). Toutefois, la consommation rapide du chlore libre résiduel par les sous-produits de la corrosion du fer est plus inquiétante (Frateur et coll., 1999). De plus, lorsque la corrosion du fer subit l'effet de microorganismes, la présence d'une concentration plus élevée de chlore libre résiduel peut en fait réduire les problèmes de corrosion (LeChevallier et coll., 1993). Aucune information établissant une corrélation entre les concentrations de fer et la présence de chlore libre résiduel n'a été trouvée dans la littérature scientifique.

La documentation scientifique consultée n'établit par ailleurs aucune corrélation entre la présence de chlore libre résiduel et la dégradation des tuyaux en ciment.

B.2.2.8 Chloramines

Des rapports ont fait état de l'incidence des chloramines sur les concentrations de plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable. Comme mentionné plus tôt, la Water and Sewer Authority de Washington (DC) a commencé à utiliser des chloramines au lieu du chlore pour la

désinfection secondaire. Or, par la suite, on a détecté dans plus de 1 000 foyers de Washington (DC) des concentrations de plomb supérieures au niveau d'intervention de 0,015 mg/L prescrit par l'U.S. EPA, et mesuré dans plus de 157 foyers des concentrations de plomb supérieures à 300 µg/L dans l'eau du robinet (Renner, 2004; U.S. EPA, 2007). Le chlore est un oxydant puissant, et les incrustations d'oxyde de plomb qui s'étaient formées dans les tuyaux au fil des années étaient parvenues à un état d'équilibre dynamique dans le réseau de distribution. Le passage du chlore aux chloramines a réduit le potentiel d'oxydation de l'eau distribuée et a déstabilisé les incrustations d'oxyde de plomb, augmentant ainsi le relargage du plomb (Schock et Giani, 2004; Lytle et Schock, 2005; DeSantis et coll., 2020). Les travaux de Edwards et Dudi (2004) ont également montré que les chloramines ne formaient pas de solides de faible solubilité sur les surfaces de plomb. Le POR de l'eau traitée par chloramination favorise la formation de solides du plomb bivalent, plus solubles. Une étude de Treweek et coll. (1985) indique également que, dans certaines conditions, l'eau chloraminée a un pouvoir de solubilisation plus grand que l'eau chlorée, même si la corrosion apparente du plomb est plus lente.

La documentation scientifique renseigne peu sur les effets des chloramines sur le cuivre ou sur le fer. Certains auteurs indiquent que les chloramines sont moins corrosives pour le fer que le chlore libre (Treweek et coll., 1985; Cantor et coll., 2003). Hoyt et coll. (1979) font par ailleurs état d'une hausse des plaintes concernant des épisodes d'eau rouge à la suite du remplacement des chloramines par du chlore libre résiduel pour le traitement de l'eau.

Aucune information n'a été trouvée dans la documentation scientifique examinée sur l'existence d'un lien possible entre l'utilisation des chloramines et la dégradation des tuyaux en ciment.

B.2.2.9 Chlorure et sulfate

Des études ont montré que les effets du chlorure sur la corrosion du plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable étaient négligeables (Schock, 1990b). Le chlorure ne devrait pas non plus avoir d'effet appréciable sur la solubilité du plomb (Schock et coll., 1996). Toutefois, Oliphant (1993) a constaté que cette substance augmentait la corrosion galvanique des soudures à base de plomb dans les systèmes de plomberie en cuivre.

Le chlorure a toujours été considéré comme étant corrosif pour le cuivre (Edwards et coll., 1994b). Toutefois, des chercheurs ont démontré que des concentrations élevées de chlorure (71 mg/L) réduisaient en fait le taux de corrosion du cuivre à un pH de 7 à 8 (Edwards et coll., 1994a,b, 1996; Broo et coll., 1997, 1999). Edwards et McNeill (2002) avancent que cette dichotomie peut s'expliquer si on prend en compte les effets à long terme au lieu des effets à court terme : le chlorure augmente le taux de corrosion du cuivre à court terme, mais les sous-produits de cette corrosion protègent la surface de cuivre à plus long terme.

Des études ont démontré que les effets du sulfate sur la corrosion du plomb dans l'eau potable sont généralement négligeables (Boffardi, 1988; Schock, 1990b; Schock et coll., 1996). Le sulfate réduirait en fait la corrosion galvanique des soudures à base de plomb (Oliphant, 1993). En effet, il modifie la forme physique du produit normal de la corrosion, qui se transforme en plaques cristallines plus protectrices.

Le sulfate est un puissant catalyseur de la corrosion qui participe à la piqûration du cuivre (Schock, 1990b; Edwards et coll., 1994b; Ferguson et coll., 1996; Berghult et coll., 1999). On a

montré qu'il réduisait les concentrations de cuivre dans les matériaux de cuivre neufs. Toutefois, lorsque ces matériaux vieillissent, des concentrations élevées de sulfate font augmenter les concentrations de cuivre dans l'eau (Edwards et coll., 2002). Les auteurs ont conclu que ce phénomène était dû à la propriété du sulfate de prévenir la formation d'incrustations de malachite et de ténorite, plus stables et moins solubles. Toutefois, Schock et coll. (1995) signalent que les complexes de sulfate aqueux n'auront vraisemblablement pas d'effet notable sur la solubilité du cuivre dans l'eau potable.

Une étude des concentrations de plomb signalées par 365 systèmes d'approvisionnement en eau potable a révélé que des ratios chlorure/sulfate (RCS) plus élevés entraînaient des valeurs plus élevées des concentrations de plomb dans l'eau du robinet au 90^e centile. Cette étude a montré que 100 % des systèmes d'approvisionnement en eau potable qui fournissent une eau potable dont le RCS est inférieur à 0,58 satisfont au niveau d'intervention de 0,015 mg/L prescrit par la U.S. EPA pour le plomb. Toutefois, seuls 36 % des systèmes d'approvisionnement en eau potable fournissant une eau dont le RCS est supérieur à 0,58 satisfont à ce critère (Edwards et coll., 1999). Dudi et Edwards (2004) démontrent également d'une manière concluante que des RCS plus élevés augmentent le relargage du plomb à partir du laiton à cause des connexions galvaniques. Des études ont permis de déterminer que les concentrations élevées de plomb dans l'eau potable de Durham, en Caroline du Nord, étaient dues à un changement de coagulant (remplacement du sulfate d'aluminium par du chlorure ferrique), ce qui avait entraîné une augmentation du RCS et provoqué le relargage de plomb à partir de la plomberie (Renner, 2006; Edwards et Triantafyllidou, 2007).

Il s'est avéré impossible d'établir un rapport clair entre les teneurs en chlorure ou en sulfate et la corrosion du fer. Larson et Skold (1958) ont démontré que le ratio entre la somme du chlorure et du sulfate et le bicarbonate (que l'on a par la suite appelé l'indice de Larson) jouait un rôle important (un ratio élevé indiquant une eau plus corrosive). Des chercheurs ont signalé que le chlorure (Hedberg et Johansson, 1987; Velveva, 1998) et le sulfate (Velveva, 1998) favorisaient la corrosion du fer. L'exposition en laboratoire de sections de tuyaux de fonte de 90 ans à de l'eau contenant 100 mg de chlorure par litre a provoqué une augmentation immédiate des concentrations de fer dans l'eau (de 1,8 à 2,5 mg/L). Par contre, on a constaté que le sulfate inhibait la dissolution des oxydes de fer et réduisait ainsi les concentrations de fer dans l'eau (Bondietti et coll., 1993). Les résultats d'autres études ont constaté que la présence de sulfate ou de chlorure favorisait la formation d'incrustations protectrices (Feigenbaum et coll., 1978; Lytle et coll., 2003). Dans une autre étude, ni le sulfate ni le chlorure ne semblaient avoir d'effet sur la corrosion du fer (Van Der Merwe, 1988).

Lytle et coll. (2020) ont évalué les effets du chlorure, du sulfate et de la concentration de CID sur la libération du fer dans une section d'un tuyau en fonte de 90 ans dans une eau à pH 8,0 dans des conditions de stagnation. Les résultats ont révélé que l'ajout de 150 mg/L de sulfate dans l'eau a provoqué une augmentation de la concentration moyenne de fer total, qui est passée de 0,54-0,79 mg/L dans de l'eau avec 10 mg C/L de CID, à 1,13-2,68 mg/L. Des résultats similaires ont été observés lorsque le chlorure était ajouté seul et lorsque le sulfate et le chlorure étaient ajoutés ensemble. En revanche, les concentrations moyennes de fer total ont été réduites de 53 % à 80 % dans les eaux présentant des concentrations de CID plus élevées (50 mg C/L).

Des concentrations élevées de sulfate peuvent dans certains cas provoquer une dégradation rapide des matériaux à base de ciment. Il est possible que le sulfate réagisse avec les aluminates de calcium présents dans le ciment hydraté, produisant ainsi des sulfoaluminates de calcium fortement

hydratés, ce qui peut provoquer l'apparition de fissures et réduire la résistance mécanique des matériaux. Cet effet du sulfate pourrait être atténué en présence de concentrations élevées de chlorure (Leroy et coll., 1996).

B.2.2.10 Matière organique naturelle

La matière organique naturelle (MON) peut affecter la corrosion de diverses façons. Certaines matières organiques peuvent recouvrir les tuyaux et réduire la corrosion, tandis que d'autres matières organiques peuvent favoriser la corrosion. Il est généralement recommandé d'éliminer les MON pour réduire au minimum les concentrations de plomb et de cuivre.

Certaines MON réagissent avec la surface des métaux et forment un film protecteur qui réduit la corrosion sur de longues périodes (Campbell, 1971). D'autres réagissent avec les produits de corrosion et augmentent la corrosion du plomb (Korshin et coll., 1996, 1999, 2000, 2005; Dryer et Korshin, 2007; Liu et coll., 2009; Masters et Lin, 2009; Zhou et coll., 2015; Masters et coll., 2016). Au Royaume-Uni, la MON est l'une des principales difficultés du contrôle de la dissolution du plomb à l'aide d'orthophosphate (Colling et coll., 1987; Hayes et coll., 2008). La MON peut former des complexes avec des ions calcium et les empêcher de former une couche protectrice de CaCO_3 . Lors de simulations du remplacement partiel d'entrées de service en plomb, Zhou et coll. (2015) ont observé qu'une augmentation de la MON entraînait une augmentation importante du relargage de plomb. Dans des essais au banc, Trueman et coll. (2017) ont observé un relargage accru de plomb à partir de coupons en raison d'une corrosion uniforme et galvanique en présence d'acide humique. L'ajout d'orthophosphate a permis de réduire le relargage de plomb, mais les substances humiques ont eu une incidence sur l'efficacité de cette mesure. Zhao et coll. (2018) ont constaté que la MON retardait l'agrégation des particules de phosphate de plomb après la déstabilisation du PbO_2 .

Des études portant sur la piqûration de la plomberie de cuivre ont donné à conclure que certaines MON pourraient prévenir ce type de corrosion (Campbell, 1954a, b, 1971; Campbell et Turner, 1983; Edwards et coll., 1994a; Korshin et coll., 1996; Edwards et Sprague, 2001). Toutefois, les MON contiennent des groupes complexants puissants et elles peuvent augmenter la solubilité des produits de la corrosion du cuivre (Korshin et coll., 1996; Rehring et Edwards, 1996; Broo et coll., 1998, 1999; Berghult et coll., 1999, 2001; Edwards et coll., 1999; Boulay et Edwards, 2001; Edwards et Sprague, 2001). Néanmoins, on n'a pas démontré de façon concluante l'importance des MON dans la solubilité du cuivre par rapport à celle des ligands concurrents (Schock et coll., 1995; Ferguson et coll., 1996). Un relargage de cuivre supérieur à 6 mg/L et de l'eau bleue ont été observés dans un nouveau système de plomberie en cuivre. L'élimination des MON a augmenté la concentration d'oxygène dissous et, par conséquent, la formation d'incrustations. Les auteurs ont avancé qu'en l'absence de MON, le taux de corrosion diminue, ce qui accélère le processus de vieillissement naturel (Arnold et coll., 2012). On trouvera des renseignements plus détaillés sur les MON, le plomb et le cuivre auprès d'autres sources (Santé Canada, 2019a,b, 2020c).

Plusieurs auteurs ont démontré que les MON diminuaient le taux de corrosion du fer dans les tuyaux d'acier galvanisé et de fonte (Larson, 1966; Sontheimer et coll., 1981; Broo et coll., 1999). Toutefois, des expériences réalisées par Broo et coll. (2001) ont révélé que

les MON favorisaient la corrosion à un pH faible, mais la réduisaient à un pH élevé. Cet effet opposé a été attribué aux différents complexes qui se forment à la surface sous différentes conditions de pH. On a également constaté que les MON stimulaient la formation d'incrustations protectrices dans les tuyaux en fer en réduisant les colloïdes ferriques en fer ferreux soluble (Campbell et Turner, 1983). Toutefois, elles ont la faculté de complexer les ions métalliques (Benjamin et coll., 1996), ce qui pourrait conduire à une augmentation des concentrations de fer dans l'eau. Peng et coll. (2013) ont observé que la libération de fer augmentait en présence de MON et d'autres matières inorganiques.

Dans certains cas, les matières organiques peuvent servir de nourriture aux organismes qui se développent dans le réseau de distribution ou sur la surface des tuyaux. Ainsi, le taux de corrosion peut augmenter lorsque ces organismes attaquent la surface. La documentation scientifique examinée contenait peu d'information sur le lien entre les MON et la dégradation des tuyaux en ciment.

B.3 Méthodes de mesure de la corrosion

Comme nous l'avons indiqué plus haut, il n'existe pas de méthode de mesure simple et directe de la corrosion interne des réseaux de distribution d'eau potable. Au fil des ans, diverses méthodes ont été proposées pour évaluer indirectement cette corrosion. L'indice de Langelier a servi par le passé à déterminer la corrosivité de l'eau distribuée pour les métaux. Des méthodes utilisant des études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux et des coupons ont été mises au point pour comparer diverses méthodes de contrôle de la corrosion. Lorsque les effets du relargage de métaux dans les réseaux de distribution sur la santé des consommateurs ont commencé à susciter des préoccupations, mesurer la concentration des métaux dans l'eau du robinet est devenue la méthode la plus appropriée pour évaluer l'exposition de la population aux métaux et les résultats du contrôle de la corrosion.

B.3.1 Indices de corrosion

Les indices de corrosion ne devraient pas être utilisés pour évaluer l'efficacité des programmes de contrôle de la corrosion puisqu'ils ne donnent qu'un aperçu de la tendance du carbonate de calcium à se dissoudre ou à précipiter. Ces indices ont servi historiquement à évaluer la corrosivité de l'eau distribuée pour les métaux et à contrôler la corrosion. Ils étaient fondés sur l'hypothèse selon laquelle la formation d'une mince couche de carbonate de calcium à la surface d'un tuyau métallique protégeait contre la corrosion. Un certain nombre de ratios semi-empiriques et empiriques comme l'indice de Langelier, l'indice de Ryzner, l'indice d'agressivité, l'excès momentané et le potentiel de précipitation du carbonate de calcium ont été élaborés pour évaluer l'équilibre carbonate-bicarbonate de calcium. Toutefois, un dépôt de carbonate de calcium ne forme pas un film protecteur adhérent à la surface du métal. D'importantes preuves empiriques viennent contredire l'existence présumée d'un lien entre la corrosion et l'indice de Langelier, de sorte qu'il ne faudrait pas utiliser les indices de corrosion à des fins de contrôle de la corrosion (Benjamin et coll., 1996). Les travaux d'Edwards et coll. (1996) ont démontré que, dans certaines conditions, l'utilisation des indices de corrosion pouvait conduire à la prise de mesures susceptibles d'augmenter la libération de sous-produits de la corrosion.

B.3.2 Coupons et études à l'échelle de banc d'essai

Pour obtenir une approximation raisonnablement fiable des conditions réelles étudiées, il est primordial de porter la plus grande attention au choix des matériaux des essais. L'utilisation de matériaux neufs dans les simulateurs (p. ex. études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux) doit convenir à l'étude du problème de corrosion en question. Ainsi, le recours à des tuyaux neufs en cuivre sera approprié si le réseau à l'étude approvisionne des bâtiments neufs qui utilisent ce type de tuyaux. Les robinets en laiton au plomb conviennent lorsque leur utilisation est autorisée par la réglementation en vigueur et qu'ils sont disponibles sur le marché. Par contre, l'utilisation de tuyaux en plomb neufs ne convient pas lorsqu'il s'agit de reproduire les conditions d'un réseau comportant de vieilles entrées de service en plomb ou des raccords en queue de cochon et cols-de-cygne ou dont l'intérieur est recouvert d'incrustations contenant ou non du plomb. En fait, la prédiction de la réaction de ces matériaux à divers traitements ou changements de la qualité de l'eau risque d'être erronée si le choix des matériaux utilisés pour la simulation n'est pas approprié.

Les coupons et les études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux constituent des outils utiles pour comparer les diverses techniques de contrôle de la corrosion avant de mettre en place des programmes de contrôle de la corrosion à l'échelle du réseau. Ils permettent de simuler efficacement les conditions des réseaux de distribution sans modifier l'intégrité de ceux-ci à la grande échelle. Les études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux peuvent être utiles dans le cadre d'une stratégie globale d'optimisation du contrôle de la corrosion, en tenant compte de la qualité de l'eau, de la formation d'incrustations et de la surveillance du traitement de la corrosion. L'efficacité de cette approche intégrée a été démontrée dans plusieurs réseaux de distribution d'eau (Cantor, 2009). Le système de tuyauterie en boucle à faible coût décrit par Lytle et coll. (2012) pourrait servir d'instrument évaluatif aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable. Toutefois, même lorsqu'on a recours à de longues périodes d'exposition des matériaux à l'eau des réseaux à l'étude, les coupons testés sur le terrain ou en laboratoire et les bancs d'essai de tuyaux ne fournissent pas une évaluation exacte de la corrosion qui peut survenir à plus grande échelle. Ces essais ne reflètent pas d'une manière fiable l'exposition des populations aux contaminants présents dans les réseaux de distribution, vu le nombre considérable de facteurs pouvant influencer sur la concentration des contaminants dans l'eau du robinet. On utilise habituellement des coupons insérés dans les réseaux de distribution pour déterminer le taux de corrosion correspondant à un métal particulier. Ces coupons fournissent une bonne estimation du taux de corrosion ainsi que des informations visuelles sur la morphologie des incrustations.

Il n'existe actuellement aucune norme universelle régissant la géométrie des coupons, les matériaux les composant ou les protocoles d'exposition dans les réseaux de distribution d'eau potable (Reiber et coll., 1996). Les coupons utilisés doivent être représentatifs des matériaux dont sont faits les tuyaux à l'étude. Ils sont généralement insérés dans le réseau de distribution pour une période donnée, et le taux de corrosion est déterminé par une mesure de la perte de masse par unité de surface. La durée du test doit permettre la formation d'incrustations de corrosion, et peut donc varier de 3 à 24 mois selon le type de métal testé (Reiber et coll., 1996).

La piètre reproductibilité des résultats (haut degré de variation entre les mesures effectuées sur différents coupons) constitue le principal inconvénient de la méthode. Ce manque de précision est dû à la fois à la séquence complexe des procédures de manipulation, de préparation et de restauration de la surface, qui comporte un risque d'erreurs induites par l'analyse, et au haut degré de variabilité qui caractérise les propriétés métallurgiques ou les conditions chimiques de la surface

du coupon pendant la période d'exposition (Reiber et coll., 1996).

Les études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux sont plus complexes que les coupons et peuvent être conçus de manière à reproduire diverses conditions de qualité de l'eau. Ils peuvent également servir à évaluer la corrosion des métaux en laboratoire. En plus de servir à mesurer la perte de masse par unité de surface, les techniques électrochimiques permettent de mesurer le taux de corrosion. Les bancs d'essai peuvent enfin simuler un réseau de distribution ou un système de plomberie et permettre ainsi de mesurer le relargage des contaminants en fonction de la stratégie de contrôle de la corrosion utilisée. Les bancs d'essai de tuyaux, qui peuvent être faits de matériaux neufs ou de sections de tuyaux usagés, sont exposés à des conditions propices à la formation d'incrustations de corrosion ou de couches de passivation qui influenceront à la fois sur le taux de corrosion et sur la libération du métal sous-jacent. La période de préparation doit permettre la formation d'incrustations de corrosion et peut donc durer de 3 à 24 mois selon le type de métal étudié. Étant donné cette variabilité, on recommande de prévoir au moins six mois pour la réalisation de ce type d'études (Eisnor et Gagnon, 2003).

Comme dans le cas des tests sur coupons, il n'existe actuellement aucune norme universelle régissant l'utilisation des études à l'échelle de banc d'essai de tuyaux pour évaluer la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable. Cependant, diverses publications peuvent renseigner les chercheurs sur les concepts et les facteurs opérationnels à prendre en compte lorsqu'ils entreprennent ce type d'études (AwwaRF, 1990, 1994). Eisnor et Gagnon (2003) ont élaboré un cadre pour concevoir et utiliser des réseaux pilotes de distribution d'eau afin de combler cette lacune. Ce cadre définit huit facteurs importants à prendre en considération pour la conception des bancs d'essai de tuyaux : 1) catégorie de la section d'essai (installation permanente ou amovible), 2) matériau de la section d'essai, 3) diamètre de la section d'essai, 4) longueur de la section d'essai, 5) configuration de l'écoulement, 6) temps de rétention, 7) vitesse d'écoulement et 8) période de stagnation.

B.3.3 Surveillance au robinet

L'exposition des consommateurs à des contaminants provenant de la corrosion interne des réseaux d'eau potable peut provenir de la corrosion du réseau de distribution aussi bien que de la plomberie. La mesure des contaminants au robinet, et en particulier du plomb, demeure le meilleur moyen de déterminer l'exposition de la population à ces contaminants. On peut également évaluer l'efficacité du programme de contrôle de la corrosion en mesurant les concentrations du contaminant étudié dans l'eau du robinet au fil du temps et en établissant une corrélation entre ces concentrations et les activités de contrôle de corrosion.

B.4 Mesures de traitement et de contrôle mesure de contrôle ayant trait au plomb, au cuivre et au fer

Dans le cadre du présent document, les concentrations de plomb dans l'eau du robinet constituent la seule mesure pour mettre en place ou optimiser un programme de contrôle de la corrosion. Des mesures de contrôle ayant du cuivre et du fer sont cependant examinées dans ce qui suit, vu que la corrosion et les concentrations de ces métaux dépendent étroitement des méthodes de contrôle de la corrosion choisies.

La corrosion des réseaux d'eau potable et la libération de contaminants dans l'eau

distribuée dépendent à la fois des matériaux exposés à la corrosion et de l'eau qui entre en contact avec ces derniers. La durée du contact de l'eau avec les matériaux a une incidence considérable sur les concentrations de métaux dans l'eau potable. Par conséquent, le fait de purger les matériaux de plomberie après une période de stagnation et avant de consommer de l'eau aide à réduire l'exposition au plomb. On peut également réduire l'exposition des consommateurs aux métaux lourds en utilisant, comme mesure provisoire, des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés.

On peut également réduire la corrosivité de l'eau potable en ajustant son pH ou son alcalinité ou en y ajoutant des inhibiteurs de corrosion. Les ajustements du pH ou de l'alcalinité ou l'utilisation d'inhibiteurs de corrosion pour contrôler les concentrations de plomb, de cuivre ou de fer dans l'eau potable doivent être effectués avec prudence. Des études pilotes devraient être effectuées pour déterminer l'efficacité de la méthode de contrôle de la corrosion retenue, compte tenu des conditions particulières prévalant dans le réseau de distribution. Même si une méthode permet de réduire efficacement les concentrations de plomb, de cuivre ou de fer lors d'essais pilotes, elle ne donnera pas nécessairement les mêmes résultats en conditions réelles, dans le réseau de distribution. Il convient donc de procéder à une surveillance rigoureuse à la grande échelle avant, pendant et après la mise en œuvre ou l'optimisation d'un programme de contrôle de la corrosion.

Le recours à certains procédés de traitement peut modifier la qualité de l'eau et entraîner une augmentation de la concentration de plomb.

B.4.1 Mesures d'intervention ciblant les réseaux de distribution d'eau potable

Un choix judicieux des matériaux (contenant peu de plomb, comme les soudures sans plomb, les raccords et éléments de plomberie en ligne à faible teneur en plomb) constitue un des moyens de réduire l'exposition de la population aux contaminants inquiétants. Par exemple, l'utilisation de soudures sans plomb et de raccords en laiton à faible teneur en plomb réduit la concentration de plomb dans l'eau potable causée par la corrosion des soudures.

B.4.1.1 Remplacement des entrées de service en plomb

Le remplacement complet des entrées de service en plomb (c.-à-d. la portion appartenant aux services publics et celle appartenant au propriétaire de la résidence) peut réduire considérablement les concentrations de plomb dans l'eau du robinet du consommateur. En règle générale, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient encourager les consommateurs à remplacer leur portion de l'entrée de service de service en plomb lorsque les responsables de systèmes de distribution d'eau potable entreprennent de remplacer la portion publique. De cette façon, on se trouve à réaliser un remplacement complet de l'entrée de service en plomb et on réduit au minimum l'exposition au plomb du consommateur. Le remplacement partiel de ces conduites (c.-à-d. la portion des services publics ou celle du consommateur) peut également réduire les concentrations de plomb, mais cette réduction n'est pas proportionnelle si on la compare à la réduction observée après un remplacement complet (Santé Canada, 2019a).

Le remplacement (complet ou partiel) d'une entrée de service en plomb peut perturber ou déloger les incrustations de plomb existantes ou les sédiments contenant du plomb et entraîner une augmentation importante des concentrations de plomb au robinet. Cette augmentation peut durer

trois mois ou plus après le remplacement de l'entrée de service en plomb (Trueman et Gagnon, 2016; Deshommes et coll., 2017; Pieper et coll., 2017; Trueman et coll., 2017; Pieper et coll., 2018; Doré et coll., 2019; Santé Canada, 2019a). Doré et coll. (2019) ont constaté que le traitement optimal de contrôle de la corrosion varie selon que le remplacement de l'entrée de service en plomb est complet ou partiel. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient donc déterminer quel traitement de contrôle de la corrosion serait efficace pour toutes les configurations d'entrées de service en plomb. De façon générale, dans le cas d'un remplacement complet, le meilleur traitement contre la corrosion s'est avéré être l'ajout d'orthophosphate, tandis que dans le cas d'un remplacement partiel, c'est la diminution du RCS qui a donné les meilleurs résultats.

Lorsqu'on entreprend le remplacement d'une entrée de service en plomb, il faut procéder à une purge appropriée après le remplacement, puis nettoyer les débris des grilles ou des aérateurs des sorties d'eau (Santé Canada, 2019a). Il faut encourager le consommateur à faire une purge initiale complète, et les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient envisager d'autres mesures de réduction du plomb, comme la filtration au point d'utilisation, l'éducation du public et un échantillonnage une ou deux fois par semaine jusqu'à ce que les concentrations de plomb se stabilisent. La qualité de l'eau au robinet du consommateur doit être étroitement surveillée à la suite d'un remplacement complet ou partiel, et ce, pendant plusieurs mois. Les consommateurs doivent être informés de l'importance de procéder à un nettoyage régulier des aérateurs de sorties d'eau pour s'assurer que l'on élimine les particules de plomb dans le cadre de l'entretien continu (Santé Canada, 2019a). L'on trouvera une série de procédures et de meilleures pratiques concernant le remplacement complet ou partiel des entrées de service en plomb (notamment en ce qui concerne les outils à utiliser, les purges à réaliser, les renseignements à fournir aux clients et les vérifications à entreprendre) dans la norme C-810-17 de l'AWWA (AWWA, 2017b).

B.4.1.2 Mesures d'intervention visant la corrosion galvanique

Un remplacement partiel peut également provoquer une corrosion galvanique à l'endroit où la nouvelle tuyauterie en cuivre est rattachée à la tuyauterie en plomb. Lors du raccordement de deux métaux dissemblables, il convient d'utiliser un raccord diélectrique pour éviter la corrosion galvanique (Wang et coll., 2012; Clark et coll., 2014; AWWA, 2017b). De la même manière, on suppose que le branchement d'une conduite en PVC à l'entrée de service en plomb lors d'un remplacement partiel empêcherait également la corrosion galvanique. La consignation de tous les travaux de remplacement des entrées de service en plomb est une étape importante permettant aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'avoir des dossiers complets sur les programmes de remplacement des entrées de service en plomb et sur l'évolution des travaux (AWWA, 2017b).

B.4.1.3 Mesures d'intervention visant la corrosion du cuivre

Étant donné la variation des conditions relatives à la qualité de l'eau, aux microorganismes et à l'écoulement qui peuvent causer une corrosion par piqûres, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient envisager l'utilisation d'outils comme ceux figurant dans l'étude de Sarver et coll. (2011). Ces outils aident les responsables de systèmes de distribution d'eau potable à adopter d'importants changements de qualité de l'eau, notamment le retrait des MON, des phosphates et du silicate, de même que le traitement des eaux contenant du chlorure ou présentant un pH élevé ou une faible alcalinité, afin d'éviter ou d'atténuer la corrosion du cuivre par piqûres.

Le système de tuyauterie en boucle à faible coût décrit par Lytle et coll. (2012) pourrait servir d'instrument évaluatif aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable. Toutefois, une eau à faible concentration de chlorure et à forte alcalinité est associée à une diminution de la dézincification (Sarver et coll., 2011). Lytle et Schock (1996) ont découvert que l'orthophosphate ne présentait pas d'avantages clairs à un pH de 7 et de 8,5, mais ils ont laissé entendre que l'orthophosphate pourrait être plus efficace pour prévenir le relargage du cuivre provenant du laiton.

B.4.1.4 Utilisation de produits certifiés

Santé Canada recommande aux consommateurs et aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'utiliser, autant que possible, des produits certifiés conformes aux normes applicables de NSF et de l'ANSI en matière de santé et de teneur en plomb (NSF International, 2020a, b) (voir B.1.2.1). Ces normes visent à préserver la qualité de l'eau potable en aidant à assurer l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec elle.

B.4.1.5 Stratégie d'intervention pour les réseaux de distribution

Des épisodes d'eau colorée (eau rouge) seront probablement accompagnés par le relargage de contaminants accumulés, notamment de plomb, parce que le plomb dissous est adsorbé sur les dépôts de fer dans les conduites en plomb. Par conséquent, de tels épisodes devraient déclencher des mesures d'entretien du réseau de distribution, comme le rinçage unidirectionnel systématique du réseau de distribution, pour s'assurer que toutes les particules sont éliminées avant que l'eau ne parvienne au consommateur (Vreeburg, 2010; Friedman et coll., 2016). Friedman et coll. (2010) ont recensé plusieurs conditions essentielles de la qualité de l'eau qui devraient être contrôlées afin de maintenir la stabilité de l'eau et ne pas remobiliser les dépôts de matières inorganiques, notamment le pH, le POR et les mesures de contrôle de la corrosion, et afin d'éviter le mélange non contrôlé des eaux de surface avec les eaux souterraines et de l'eau chlorée avec de l'eau chloraminée. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable peuvent déterminer les paramètres de base d'une eau de qualité de façon à fixer des limites à l'extérieur desquelles il y aurait un événement de relargage (Friedman et coll., 2016). Par ailleurs, des stratégies visant à réduire au minimum les perturbations physiques et hydrauliques devraient être élaborées.

Les autres mesures qui contribuent à maintenir des conditions stables dans le réseau de distribution comprennent le nettoyage des conduites (p. ex. rinçage unidirectionnel, ramonage des conduites), le remplacement des conduites et l'exécution d'un traitement conçu pour réduire au minimum la charge des autres puits de contaminants (p. ex. fer, manganèse) et la diminution des concentrations de contaminants entrant dans le réseau (p. ex. arsenic, baryum, chrome et manganèse) (Friedman et coll., 2010; Cantor, 2017).

Dans les réseaux utilisant l'orthophosphate pour contrôler la corrosion, on devrait appliquer l'inhibiteur à tous les points d'entrée du réseau, et une concentration résiduelle devrait être maintenue dans tout le réseau de distribution pour favoriser la stabilité des incrustations contenant des phosphates (Friedman et coll. 2010).

La biostabilité du réseau de distribution est une autre importante condition à surveiller pour réduire au minimum l'accumulation et le relargage de contaminants, en particulier ceux qui découlent de l'activité microbienne. Il est possible de maintenir la biostabilité en réduisant au minimum la présence d'éléments nutritifs dans l'eau (p. ex. carbone organique, ammoniac,

nitrate/nitrite, phosphore total), en surveillant la durée de séjour de l'eau dans le réseau et en maintenant une concentration suffisante de désinfectant résiduel (Cantor, 2017; Santé Canada, 2020d).

B.4.1.6 Atténuation des répercussions découlant des traitements

Certaines techniques de traitement peuvent augmenter les concentrations de plomb dans l'eau potable en changeant les caractéristiques de l'eau qui affectent le relargage de plomb. Dans le processus d'échange d'anions, utilisé pour l'enlèvement de contaminants comme l'uranium, la résine échangeuse d'ions récemment régénérée enlève les ions bicarbonate, ce qui diminue le pH et l'alcalinité totale pendant les 100 premiers volumes de lit (VL) d'un cycle. Il peut être nécessaire d'augmenter le pH de l'eau traitée au début d'un cycle (100 à 400 VL) afin d'éviter la corrosion (Clifford, 1999; Wang et coll., 2010; Clifford et coll., 2011). La régénération fréquente d'une résine échangeuse d'ions peut aussi avoir un impact sur la corrosion. Dans une étude de cas effectuée dans l'État du Maine, on a effectué des régénérations fréquentes de la résine échangeuse d'ions afin de diminuer les concentrations d'uranium dans les flux de déchets (résidus). Ces actions ont entraîné une diminution importante et continue du pH suivie d'une libération de cuivre et de plomb dans l'eau potable (Lowry, 2009, 2010). Puisque l'osmose inverse (OI) enlève continuellement et complètement l'alcalinité de l'eau, elle entraînera sans cesse une diminution du pH et une augmentation de la corrosivité de l'eau traitée. Par conséquent, le pH de l'eau produite doit être ajusté pour éviter les problèmes de corrosion, comme la libération de plomb et de cuivre, dans le réseau de distribution (Schock et Lytle, 2011; U.S. EPA, 2012).

B.4.2 Ajustement du pH et de l'alcalinité

L'ajustement du pH à l'usine de traitement de l'eau est la méthode la plus communément employée pour réduire la corrosion et le relargage des contaminants dans les réseaux de distribution d'eau potable. L'augmentation du pH demeure l'une des méthodes les plus efficaces pour réduire la corrosion du plomb et du cuivre et limiter les concentrations de plomb, de cuivre et de fer dans l'eau potable. L'expérience a montré que le pH optimal pour le plomb et le cuivre se situe entre 7,5 et 9,5. Les valeurs les plus élevées de cette plage peuvent permettre de réduire les concentrations de fer, mais elles pourraient également favoriser la corrosion de ce métal et la formation de tubercules. Même si on a eu tendance par le passé à recommander d'augmenter l'alcalinité de l'eau pour lutter contre la corrosion, il n'est pas certain que cette méthode soit la meilleure pour réduire les concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau potable. La documentation scientifique semble indiquer que l'alcalinité optimale pour limiter le relargage du plomb et du cuivre se situe entre 30 et 75 mg/L de CaCO₃. Une alcalinité plus élevée (> 60 mg/L de CaCO₃) est également préférable pour réduire la corrosion et le relargage du fer et limiter les problèmes d'eau rouge. De plus, l'alcalinité sert à réguler l'intensité du pouvoir tampon de la plupart des réseaux de distribution d'eau et il est donc nécessaire de maintenir une alcalinité suffisante pour assurer la stabilité du pH à travers du réseau de distribution afin de contrôler la corrosion du plomb, du cuivre et du fer et stabiliser les revêtements et tuyaux à base de ciment.

B.4.3 Inhibiteurs de corrosion

Il existe deux principaux types d'inhibiteurs de la corrosion pour le traitement de l'eau

potable : les composés à base de phosphate et ceux à base de silicate. Les produits les plus communément utilisés sont des orthophosphates, des polyphosphates (généralement, des polyphosphates mélangés) et le silicate de sodium, tous disponibles avec ou sans zinc.

L'utilisation des inhibiteurs de corrosion est un processus par essais successifs et son efficacité dépend à la fois de la qualité de l'eau et des conditions qui caractérisent le réseau de distribution. L'efficacité dépend aussi largement du maintien d'une concentration résiduelle de ces produits à travers du réseau de distribution, ainsi que du pH et de l'alcalinité de l'eau.

La mesure de la concentration d'inhibiteurs présents dans le réseau de distribution fait partie des bonnes pratiques de contrôle de la corrosion. D'une manière générale, il est impossible d'établir une corrélation directe entre la concentration d'inhibiteur résiduel présente dans le réseau de distribution et les concentrations de plomb, de cuivre ou de fer dans l'eau du robinet.

Santé Canada recommande aux consommateurs et responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'utiliser, autant que possible, des additifs, tels que les inhibiteurs de corrosion, certifiés comme étant conformes à la norme de santé NSF/ANSI appropriée ou à une norme équivalente. Les inhibiteurs à base de phosphate et de silicate sont inclus dans la norme NSF/ANSI/CAN 60 intitulée Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé (NSF International, 2020c). Ces normes ont été conçues pour préserver la qualité de l'eau potable en assurant que les additifs respectent les exigences minimales quant à leurs effets sur la santé et leur innocuité dans l'eau potable. Le chlorure stanneux a été utilisé comme inhibiteur de corrosion, mais il existe très peu de données expérimentales sur cet inhibiteur. Sous certaines conditions, cet inhibiteur réagit avec le métal à la surface du tuyau ou avec les sous-produits de la corrosion déjà présents pour former un dépôt moins soluble sur la paroi interne des tuyaux. Cette réduction de la solubilité des dépôts conduit à une diminution de la concentration des métaux dans l'eau du robinet. Plusieurs études ont été menées sur le chlorure stanneux, mais elles n'ont pas réussi à démontrer que l'utilisation de cette substance était un traitement viable de contrôle de la corrosion. Le chlorure stanneux peut stabiliser le pH dans le réseau de distribution en inhibant la croissance du biofilm, ce qui contribue à réduire les concentrations de plomb. Le chlorure stanneux ne s'est pas révélé efficace pour contrôler la corrosion du cuivre dans un système d'eau souterraine où les concentrations de CID et la dureté de l'eau étaient élevées (AWWA, 2017b).

B.4.3.1 Inhibiteurs à base de phosphate

L'orthophosphate et l'orthophosphate de zinc sont les inhibiteurs dont on signale le plus souvent l'efficacité dans la documentation scientifique pour la réduction des concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau potable (Santé Canada, 2019a,b; Cantor et coll., 2017). Dans des conditions chimiques appropriées, les formulations d'orthophosphate contenant du zinc peuvent diminuer le taux de dézincification du laiton et provoquer le dépôt d'une couche protectrice de zinc (probablement du silicate de zinc ou du carbonate de zinc basique) à la surface des tuyaux en ciment ou en amiante-ciment. Les travaux de recherche ont généralement montré qu'il n'est pas nécessaire que la formulation utilisée pour contrôler la corrosion dans les tuyaux en plomb contienne du zinc (Schock et Lytle, 2011).

Des essais sur le terrain et en laboratoire ont montré que l'orthophosphate réduit considérablement la solubilité du plomb par la formation de Pb(II). L'orthophosphate réagit avec le métal du tuyau lui-même (notamment avec le plomb, le fer et l'acier galvanisé) dans des plages

de pH et de doses restreintes. L'efficacité de l'orthophosphate dépend d'un contrôle adéquat du pH et de la concentration de CID, de l'ajout d'une quantité suffisante d'orthophosphate, et de la présence de concentrations résiduelles d'orthophosphate suffisamment élevées dans le réseau de distribution et la plomberie en place. En raison de la solubilité, des doses beaucoup plus élevées d'orthophosphate sont nécessaires dans les eaux à forte teneur en carbonate (Schock et Lytle, 2011).

Au Royaume-Uni, les doses d'orthophosphate qui se sont avérées très efficaces pour contrôler la solubilité du plomb sont généralement de 2 à 4 fois supérieures aux doses couramment utilisées aux États-Unis (Hayes et coll., 2008; Cardew, 2009). Cardew (2009) a fait état du succès à long terme de l'utilisation de doses élevées d'orthophosphate pour atténuer à la fois la libération de plomb particulaire et la solubilité du plomb dans les eaux difficiles.

Dans les réseaux de distribution dont l'eau présente de faibles concentrations de CID, il s'est avéré difficile de bien contrôler le relargage de plomb en utilisant du phosphate à un pH supérieur à 8. Ce phénomène a également été observé dans des expériences en laboratoire menées avec de l'eau présentant de faibles concentrations de CID et environ 1 mg PO₄/L d'orthophosphate (Schock, 1989; Schock et coll., 1996, 2008b). Le taux de formation des couches de passivation d'orthophosphate de plomb semble être plus lent que le taux de formation des couches de carbonate ou d'hydroxycarbonate. Il faut prévoir un temps considérable pour que les réactions aient lieu. Selon certaines études, plusieurs mois voire plusieurs années sont nécessaires pour ramener le taux de relargage de plomb à des concentrations essentiellement constantes (Lyons et coll., 1995; Cook, 1997). Le taux et le degré de réduction semblent être proportionnels à la dose d'orthophosphate utilisée.

Les modèles de solubilité du plomb et du cuivre indiquent que le pH optimal pour la formation d'un film d'orthophosphate se situe entre 6,5 et 7,5 sur les surfaces de cuivre (Schock et coll., 1995) et entre 7 et 8 sur les surfaces de plomb (Schock, 1989). Une étude portant sur 365 systèmes d'approvisionnement en eau potable visés par la LCR de la U.S. EPA a également révélé que les services utilisant de l'orthophosphate avaient des concentrations de cuivre sensiblement réduites seulement lorsque le pH était inférieur à 7,8, et des concentrations réduites de plomb seulement lorsque le pH était inférieur à 7,4 et que l'alcalinité était inférieure à 74 mg/L de CaCO₃ (Dodrill et Edwards, 1995). Il a été signalé que l'orthophosphate peut toujours réduire le plomb dans la plage de pH de 7,0 à 8,0 (AWWA, 2017a). Schock et Fox (2001) ont obtenu une réduction concluante de la corrosion du cuivre dans de l'eau très alcaline en utilisant de l'orthophosphate dans des conditions où les ajustements du pH et de l'alcalinité ne donnaient pas de bons résultats. Les teneurs résiduelles typiques d'orthophosphate varient entre 0,5 et 3,0 mg/L (équivalent d'acide phosphorique) (Vik et coll., 1996). Plusieurs auteurs ont signalé que l'orthophosphate réduisait les concentrations de fer (Benjamin et coll., 1996; Lytle et Snoeyink, 2002; Sarin et coll., 2003), les taux de corrosion du fer (Benjamin et coll., 1996; Cordonnier, 1997) et la fréquence des épisodes d'eau rouge (Shull, 1980; Cordonnier, 1997). Reiber (2006) a constaté que l'orthophosphate était efficace pour durcir les incrustations de fer existantes à un pH de 7,4 à 7,8, réduisant ainsi la fréquence des épisodes d'eau rouge. Lytle et coll. (2003) ont observé que le fer total libéré demeurait faible après l'arrêt de l'ajout d'orthophosphate en raison de la formation de solides fer-phosphore dans les incrustations, ce qui réduisait la solubilité du fer ferreux et/ou diminuait la perméabilité des incrustations.

Les inhibiteurs à base de phosphate, en particulier l'orthophosphate, peuvent également

réduire les populations de bactéries hétérotrophes évaluées par numération sur plaque ainsi que le nombre de coliformes dans les réseaux de distribution en fonte en réduisant la corrosion. Dans le cadre d'une étude de 18 mois réalisée sur 31 réseaux de distribution d'eau en Amérique du Nord, on a observé que les réseaux de distribution utilisant des inhibiteurs à base de phosphate contenaient moins de coliformes que ceux qui n'utilisaient aucune méthode de contrôle de la corrosion (LeChevallier et coll., 1996). De même, l'ajout d'orthophosphate à raison de 1 mg/L dans un réacteur de fonte très corrodé a immédiatement réduit la libération d'oxyde de fer et le nombre de bactéries présentes dans l'eau (Appenzeller et coll., 2001). L'ajout d'orthophosphate en recourant à des mélanges de phosphates pose le problème de la forme chimique précise du composant polyphosphate et de sa capacité à former des complexes ou à séquestrer des substances. Par conséquent, bien que la plupart des études montrent un certain avantage à ce que le rapport orthophosphate/polyphosphate soit élevé, il n'y a pas toujours un avantage si le composant polyphosphate est un agent complexant fort et stable contre une éventuelle réversion. Les caractéristiques chimiques générales de l'eau, notamment les concentrations de fer, de calcium et de magnésium, jouent également un rôle important dans l'efficacité des mélanges de phosphates.

Les polyphosphates ont été fréquemment utilisés pour contrer la formation de tubercules et restaurer l'efficacité hydraulique des conduites principales. Les polyphosphates peuvent parfois modifier le type de corrosion. Par exemple, au lieu d'une corrosion par piqûres ou par cellules de concentration, on obtient un type de corrosion plus uniforme, ce qui réduit les fuites et les plaintes liées à l'esthétique. Les parois des tuyaux sont généralement suffisamment épaisses pour que l'augmentation du taux de dissolution n'ait aucune incidence pratique. Les polyphosphates jouent un rôle important dans la séquestration du manganèse et du fer dans les sources d'eau, dans l'atténuation des épisodes d'eau colorée et dans la réduction de la formation de certains types d'incrustations dans les eaux dures ou adoucies à la chaux. Bien que la séquestration réduise la coloration de l'eau due à la présence de métaux, elle ne les élimine pas. Ainsi, l'on serait exposé aux métaux séquestrés si l'on consommait l'eau. Plusieurs auteurs ont indiqué que l'utilisation du polyphosphate pouvait prévenir la corrosion du fer et réduire les concentrations de fer dans l'eau (McCauley, 1960; Williams, 1990; Facey et Smith, 1995; Cordonnier, 1997; Maddison et Gagnon, 1999). Toutefois, le polyphosphate n'agit pas comme un inhibiteur de la corrosion, mais plutôt comme un agent qui séquestre le fer et réduit la coloration rouge de l'eau (Lytle et Snoeyink, 2002). Selon McNeill et Edwards (2001), un tel effet a conduit de nombreux chercheurs à conclure à une réduction des concentrations de sous-produits du fer alors qu'en fait, les concentrations de fer et les taux de corrosion du fer pourraient avoir augmenté.

Certaines études ont conclu à l'utilité du polyphosphate pour réduire les concentrations de plomb dans l'eau (Boffardi, 1988, 1990, 1993; Lee et coll., 1989; Hulsmann, 1990; Boffardi et Sherbondy, 1991). Par contre, d'autres ont conclu qu'il était inefficace et pouvait même dans certains cas aggraver le problème du plomb (Holm et coll., 1989; Schock, 1989; Holm et Schock, 1991; Maas et coll., 1991; Boireau et coll., 1997; Cantor et coll., 2000; Edwards et McNeill, 2002). McNeill et Edwards (2002) ont montré que le polyphosphate pouvait conduire à une augmentation importante de la concentration de plomb dans des tuyaux de trois ans après une période de stagnation de 8 et de 72 heures. Ils ont mesuré des augmentations des concentrations de plomb atteignant jusqu'à 591 %, comparativement à celles mesurées dans les mêmes conditions sans inhibiteur. Ils ont donc déconseillé l'utilisation du polyphosphate pour le contrôle de la corrosion du plomb. Les données concernant l'incidence du polyphosphate sur la solubilité du cuivre sont

limitées. Cantor et coll. (2000) indiquent que l'utilisation du polyphosphate augmente la concentration de cuivre dans l'eau du robinet. Une autre étude réalisée sur banc d'essai de tuyaux de cuivre (Edwards et coll., 2002) montre par ailleurs que, même si le polyphosphate réduit généralement les concentrations de cuivre soluble, les concentrations de cuivre augmentent de façon importante à un pH de 7,2 et à une alcalinité de 300 mg/L de CaCO₃, puisque le polyphosphate nuit à la formation d'incrustations de malachite, plus stables.

B.4.3.2 Inhibiteurs à base de silicate

Les données disponibles concernant l'effet du silicate de sodium sur la solubilité du plomb et du cuivre sont limitées. Comme il s'agit d'un composé basique, sa présence est toujours associée à une augmentation du pH, et il est donc difficile de mesurer l'effet qu'il produit à lui seul en matière de réduction des concentrations de plomb et de cuivre puisque l'augmentation du pH pourrait donner le même résultat.

Une étude de Schock et coll. (2005a) portant sur un système de taille moyenne portait sur un problème de fer dans la source d'approvisionnement en eau et sur un problème de relargage de plomb et de cuivre dans le système de plomberie. Les problèmes ont été résolus simultanément par l'ajout de silicate de sodium dans les trois puits qui présentaient des concentrations élevées de fer et de manganèse et qui approvisionnaient des habitations équipées d'entrées de service en plomb. Un quatrième puits n'avait besoin que d'une chloration et d'un ajustement du pH à l'aide d'hydroxyde de sodium. Dans les trois premiers puits, une dose initiale de silicate de 25 à 30 mg/L a causé l'augmentation du pH de 6,3 à 7,5 et entraîné une réduction immédiate de 55 % et de 87 % des concentrations de plomb et de cuivre, respectivement. L'augmentation de la dose de silicate à 45-55 mg/L a fait monter le pH à 7,5 et a entraîné une nouvelle réduction des concentrations de plomb et de cuivre (0,002 mg/L et 0,27 mg/L, respectivement). La qualité de l'eau traitée sur le plan de la couleur et de la teneur en fer était égale ou supérieure à celle mesurée avant le traitement. Toutefois, selon la littérature scientifique, l'utilisation du silicate de sodium ne réduit pas à elle seule de manière concluante les concentrations de plomb et de cuivre.

Entre 1920 et 1960, plusieurs auteurs ont indiqué que l'utilisation de silicate de sodium permettait de réduire les épisodes de coloration rouge de l'eau (Tresh, 1922; Texter, 1923; Stericker, 1938, 1945; Loschiavo, 1948; Lehrman et Shuldener, 1951; Shuldener et Sussman, 1960). Toutefois, selon une étude réalisée sur le terrain dans un réseau de distribution canadien, l'utilisation de silicate de sodium (4 à 8 mg/L; pH de 7,5 à 8,8) pour réduire les concentrations de fer dans de vieux tuyaux de fonte ou de fonte ductile n'a eu aucun effet bénéfique. Une inspection visuelle au moyen d'une caméra insérée dans un tuyau de fonte avant l'injection de silicate de sodium, puis immédiatement après l'élimination mécanique des tubercules, et enfin après 5 mois de traitement au silicate de sodium, a permis de conclure que ces faibles concentrations ne permettaient pas de réduire la formation de tubercules ni d'en prévenir la formation (Benard, 1998). Très peu d'études ont prouvé l'efficacité du silicate de sodium dans l'inhibition de la corrosion ou ont réussi à en élucider le véritable mode d'action.

Les expériences qui ont porté sur les effets de concentrations élevées de silice à différentes valeurs de pH ont révélé qu'à un pH de 8, cette substance pouvait jouer un rôle dans le processus de stabilisation de la matrice de ciment des tuyaux, en intervenant dans la formation de couches protectrices de fer ferrique qui ralentissent le relargage du calcium (Holtschulte et Schock, 1985).

Li et coll. (2021) ont constaté qu'en comparaison avec de l'orthophosphate (avec zinc et sans zinc) à une concentration de 0,3 mg/L de phosphate, l'utilisation de 20 mg/L de silicate de sodium ne permettait pas de contrôler la corrosion du plomb dans des entrées de service partiellement ou entièrement en plomb, dans une eau de faible alcalinité à un pH constant de 7,4. Une dose de 48 mg/L de silicate de sodium s'est avérée disperser les incrustations de corrosion dans les sections en fonte des tuyaux et dans les entrées de service en plomb, ce qui a considérablement accru le relargage de plomb et de fer. Les auteurs ont conclu que l'inhibition de la corrosion due à des interactions directes entre le plomb et le silicate était peu probable. Aghasadeghi et coll. (2021) ont comparé les silicates de sodium, l'orthophosphate et l'ajustement du pH dans des conditions de pH identiques avec une eau dont l'alcalinité était de 79 mg/L de CaCO_3 . Les auteurs ont constaté que le traitement à raison de 20 mg/L de silicate de sodium était moins efficace pour réduire le relargage de plomb que l'ajustement du pH (à 7,9), et que l'augmentation de la dose de silicate à 25 mg/L provoquait en fait un relargage accru de plomb et une déstabilisation des incrustations de corrosion. Les auteurs ont conclu que les silicates n'offraient aucun avantage autre que l'augmentation du pH pour réduire le relargage de plomb à partir des ESP.

Lintereur et coll. (2011) ont comparé trois doses de silicate de sodium (3 mg/L, 6 mg/L et 12 mg/L) et ont découvert que le silicate de sodium entraînait effectivement une réduction de la libération de cuivre comparativement aux témoins (aucun traitement et augmentation du pH). La réduction semblait dépendre de la dose : les libérations de cuivre les plus faibles ont été observées avec les doses de silicate de sodium les plus élevées. L'analyse des incrustations a révélé la présence d'incrustations de silicate-cuivre, ce qui indique que des incrustations de silicate peuvent être en partie responsables de l'action inhibitrice. Woszczyński et coll. (2015) ont constaté que les silicates de sodium (18 mg Si/L, pH 7,3 et pH 6,3) ne permettaient pas de contrôler les concentrations de cuivre, comparativement au phosphate (0,8 mg PO_4 /L, pH 7,3). Les auteurs ont constaté que le pH avait une incidence sur l'efficacité des silicates et que les conditions de qualité de l'eau pouvaient également avoir une incidence.

B.4.4 Purge et entretien

Comme les concentrations des métaux-traces augmentent avec la stagnation de l'eau, la purge de la plomberie peut réduire de façon importante les concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau potable. Cette pratique peut être assimilée à une mesure de contrôle de l'exposition. Gardels et Sorg (1989) ont démontré que de 60 % à 75 % du plomb relargué des robinets de cuisine se trouvaient dans les 125 premiers millilitres recueillis au robinet. Ils ont en outre conclu qu'en laissant couler de 200 à 250 mL d'eau, on évacuait 95 % ou plus du plomb relargué dans l'eau (en supposant l'absence d'autres sources de plomb en amont du robinet). Dans des études canadiennes au cours desquelles les robinets d'eau froide étaient purgés pendant 5 minutes, aucune des concentrations mesurées des métaux-traces ne dépassait les recommandations correspondantes pour la qualité de l'eau potable en vigueur à ce moment-là (Méranger et coll., 1981; Singh et Mavinic, 1991). Toutefois, la purge des robinets d'eau froide dans les immeubles, en particulier dans les grands bâtiments ou établissements, risque de ne pas suffire pour abaisser les teneurs de l'eau en plomb et en cuivre sous les seuils prescrits (Singh et Mavinic, 1991; Murphy, 1993; Deshommes et coll., 2012; McIlwain et coll., 2016; Miller-Schulze et coll., 2019).

Murphy (1993) a démontré que la concentration médiane de plomb contenue dans des

échantillons prélevés aux fontaines et aux robinets d'eau potable dans des écoles avait augmenté sensiblement à l'heure du dîner après une purge de 10 minutes le matin. Les auteurs en ont conclu à la nécessité de procéder à des purges périodiques durant la journée afin de réduire les concentrations de plomb. Les purges sont considérées comme une approche qui permet de réduire les concentrations de plomb à court terme (Deshommes et coll., 2012; McIlwain et coll., 2016; Doré et coll., 2018; Katner et coll., 2018; Miller-Schulze et coll., 2019). Doré et coll. (2018) ont observé qu'une purge partielle (30 sec) et une purge complète (5 min) permettaient de réduire les concentrations de plomb de 88 % et de 92 %, respectivement. Cependant, après seulement 30 min de stagnation, les concentrations médianes de plomb ont augmenté à > 45 % des concentrations observées après une stagnation prolongée (> 8 h). Les auteurs ont recommandé de purger les robinets en laissant couler les 250 premiers millilitres d'eau stagnante avant la consommation, même après une courte période de stagnation. D'après les auteurs, il faudrait de 2 à 20 sec pour éliminer ce volume d'eau avec la plupart des fontaines.

Lorsque le plomb relargué dans l'eau provient des entrées de service en plomb, il ne suffit pas de laisser couler l'eau jusqu'à ce qu'elle devienne froide, puisque c'est généralement à ce point que l'eau qui reposait dans l'entrée de service atteint le robinet. L'échantillonnage séquentiel de plusieurs litres peut aider à déterminer si la purge suffira à elle seule à réduire les concentrations de plomb, ainsi que la durée de purge requise. À Washington (DC), les concentrations de plomb atteignaient parfois leur maximum dans des échantillons prélevés après une purge d'une minute. En effet, des concentrations de plomb aussi élevées que 48 mg/L ont été observées après une purge. Dans certains cas, les concentrations de plomb étaient encore élevées après 10 min de purge (Edwards et Dudi, 2004).

Les activités de remplacement (complet ou partiel) ou de construction des entrées de service en plomb (Sandvig et coll., 2008; Cartier et coll., 2013; Del Toral et coll., 2013) peuvent perturber ou déloger les incrustations de plomb existantes ou des sédiments contenant du plomb, ce qui entraîne une augmentation importante des concentrations de plomb au robinet. Il faut encourager le consommateur à effectuer une purge initiale élaborée, et les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent suivre les meilleures pratiques en matière de purge (AWWA, 2017b). Dans certains cas, la purge ne peut suffire à réduire les concentrations de plomb dans l'eau du robinet. Par conséquent, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent procéder à une surveillance appropriée pour s'assurer que la purge constitue une mesure adéquate avant de la recommander aux consommateurs. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient également veiller à ce que des purges adéquates soient effectuées et communiquer les limites pratiques de ces purges (Katner et coll., 2018).

Des activités d'entretien, comme un nettoyage régulier des aérateurs et des grilles des robinets pour en déloger les débris, peuvent également jouer un rôle important dans la réduction des concentrations de plomb dans l'eau du robinet. Parmi les débris des aérateurs ou des grilles, on trouve parfois des particules de plomb, qui peuvent être abrasées et franchir les grilles pendant les périodes de consommation d'eau. Ceci peut entraîner une augmentation notable, de façon variable et sporadique, du plomb particulaire dans l'eau du robinet. Il est important de veiller à ce que l'échantillonnage soit réalisé avec l'aérateur ou la grille en place afin de détecter toute contribution possible du plomb particulaire. Les meilleures pratiques prévoient aussi que l'on procède régulièrement à la purge des réseaux de distribution de grande envergure, et notamment des culs-de-sac, pour évacuer les sous-produits de la corrosion qui se détachent des parois et les

microorganismes qu'ils pourraient contenir.

B.4.5 Filtres pour le traitement de l'eau potable

Il est possible de réduire provisoirement l'exposition au plomb en utilisant des dispositifs de traitement de l'eau potable. Il importe cependant de signaler que, dans les situations où le remplacement d'entrées de service peut entraîner des concentrations élevées de plomb, la capacité des dispositifs de traitement est susceptible de diminuer, et il faut parfois remplacer ces dispositifs plus fréquemment. Comme l'exposition au plomb par l'eau potable ne devient inquiétante qu'en cas d'ingestion du contaminant, on juge que l'installation aux robinets de dispositifs de traitement certifiés pour l'élimination du plomb constitue le meilleur moyen de réduire les concentrations à des niveaux sûrs immédiatement avant la consommation. Des études ont démontré que l'installation de dispositifs de filtration au point d'utilisation peut constituer une mesure provisoire efficace pour réduire l'exposition au plomb soluble et au plomb particulaire (Deshommes et coll., 2010, 2012; Bosscher et coll., 2019; CDM Smith, 2019; Pan et coll., 2020; Purchase et coll., 2020). Deshommes et coll. (2012) ont montré que l'installation de dispositifs de filtration au point d'utilisation dans un complexe pénitentiaire fédéral a considérablement diminué les concentrations de plomb dissous et de plomb particulaire, même lorsque la fraction particulaire était deux fois plus importante que la fraction soluble. Certains dispositifs de filtration au point d'utilisation éliminaient le plomb pendant une période pouvant aller jusqu'à 6 mois sans qu'il soit nécessaire de remplacer la matière filtrante (Mulhern et Macdonald Gibson, 2020).

Santé Canada ne recommande pas de marques particulières de dispositifs de traitement de l'eau potable, mais conseille vivement aux consommateurs de n'acheter que des dispositifs certifiés par un organisme de certification accrédité comme étant conformes aux normes appropriées de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à préserver la qualité de l'eau potable en aidant à assurer l'innocuité des matériaux et l'efficacité des produits qui entrent en contact avec elle. Les organismes de certification accrédités par le Conseil canadien des normes testent les dispositifs de traitement destinés à réduire les concentrations de plomb (et d'autres contaminants) et certifient qu'ils sont conformes aux normes NSF/ANSI pertinentes. Au Canada, le Conseil canadien des normes (www.scc.ca/fr) a accrédité les organismes suivants, qu'il autorise ainsi à homologuer les dispositifs de traitement de l'eau potable qui satisfont aux normes NSF/ANSI susmentionnées :

- CSA International (www.csa-international.org);
- NSF International (www.nsf.org) (en anglais seulement);
- Water Quality Association (www.wqa.org) (en anglais seulement);
- Underwriters Laboratories Inc. (canada.ul.com/fr/);
- Quality Auditing Institute (qai.org/fr/accueil/);
- International Association of Plumbing and Mechanical Officials (www.iapmo.org) (en anglais seulement);
- Truesdail Laboratories Inc. (www.truesdail.com) (en anglais seulement).

L'adsorption (c.-à-d. charbon en bloc/résine), l'osmose inverse et la distillation sont des techniques de traitement efficaces à l'échelle résidentielle pour éliminer le plomb au robinet. Il existe à l'heure actuelle des dispositifs résidentiels certifiés pour la réduction du plomb (dissous et particulaire) dans l'eau potable par un traitement d'adsorption et d'osmose inverse. Par contre, il

n'y a aucun système de distillation certifié.

Pour qu'un dispositif de traitement de l'eau potable soit certifié pour l'élimination du plomb, il doit être en mesure de réduire une concentration de plomb de 150 µg/L (particulaire et dissous) dans l'influent à une concentration finale maximale (effluent) de moins de 5 µg/L (NSF International, 2020d,e,f).

B.4.6 Autres approches

Les revêtements, enduits et peintures sont généralement appliqués mécaniquement lors de la fabrication des tuyaux, ou sur le terrain avant l'installation. Certains revêtements peuvent être appliqués après l'installation des tuyaux. Les revêtements les plus courants sont la peinture époxy, le mortier de ciment et le polyéthylène. L'utilisation de revêtements doit faire l'objet d'une surveillance attentive, car ils peuvent être à l'origine de plusieurs problèmes relatifs à la qualité de l'eau (Schock et Lytle, 2011). Les revêtements doivent répondre aux exigences de la norme NSF/ANSI/CAN 61 et des normes pertinentes de l'AWWA.

On a mis au point des produits de revêtement pouvant être appliqués *in situ*, constitués de tubes affaissés insérés dans des tuyaux de petit diamètre, qui prennent de l'expansion sous l'effet de la chaleur et de la pression et rendent la surface intérieure des tuyaux étanche à l'eau. De même, on envisage aussi d'utiliser des revêtements époxydiques pour les entrées de service en plomb. Peu d'articles scientifiques ont été publiés sur l'utilisation de ces revêtements, mais s'ils sont efficaces, ils pourraient contribuer à réduire les perturbations et les temps d'arrêt (UK WIR, 2012). Cependant, on dispose de peu de données pour étayer leur durabilité à long terme et leur efficacité dans des tuyaux très déformés ou endommagés ou dans des raccords en ligne (p. ex. vannes, raccords en T) (UK WIR, 1997; Tarbet et coll., 1999). Il convient donc d'être prudent au moment d'envisager de tels revêtements, car tout problème risque d'exposer involontairement le consommateur au plomb.

B.5 Justification des programmes de surveillance visant à évaluer la corrosion

Les protocoles d'échantillonnage et les objectifs liés aux protocoles de surveillance ci-dessous tiennent compte de la variabilité des concentrations de plomb mesurées au robinet, qui dépendent de la période de stagnation, de l'âge et de la source du plomb, ainsi que d'autres facteurs. La surveillance du plomb au robinet peut se faire au moyen de différents protocoles d'échantillonnage, mais le protocole choisi doit tenir compte de l'objectif souhaité. Ces protocoles peuvent servir à repérer les sources de plomb, à contrôler efficacement la corrosion ou à estimer l'exposition au plomb. Ils varieront selon divers facteurs, comme la durée de stagnation souhaitée, le volume à prélever, les sites d'échantillonnage choisis et la fréquence d'échantillonnage (Schock, 1990a; van den Hoven et Slaats, 2006; Schock et Lemieux, 2010). Le choix de la période de stagnation dépend de considérations d'ordre pratique et de la volonté de générer des concentrations accrues de plomb pour faciliter l'évaluation des éventuels changements (Jackson et Ellis, 2003).

B.5.1 Programmes de surveillance résidentielle

Des programmes de surveillance résidentielle mis en œuvre dans le passé aux États-Unis et en Europe ont permis de démontrer que les concentrations de plomb au robinet varient de façon importante à travers du système et d'un même site d'échantillonnage (Karalekas et coll., 1978;

Bailey et Russell, 1981; AwwaRF, 1990; Schock, 1990a, b; U.S. EPA, 1991). La concentration de plomb dans l'eau du robinet dépend d'un éventail de facteurs physiques et chimiques, notamment la qualité de l'eau (le pH, l'alcalinité, la température, le chlore résiduel, etc.), la durée de stagnation ainsi que l'âge, le type, la taille et l'étendue des matériaux à base de plomb. Le mode d'utilisation de l'eau et le volume prélevé sont également des facteurs ayant une importante influence sur la concentration de plomb au robinet (Deshommes et coll., 2016; Doré et coll., 2018). Sur le plan statistique, plus le degré de variation est important, plus le nombre de sites d'échantillonnage doit être grand pour que les résultats soient représentatifs du réseau de distribution. En outre, lorsqu'on effectue un échantillonnage dans le but d'évaluer l'efficacité de modifications apportées à une méthode de traitement de la corrosion, il est important de réduire le degré de variabilité des concentrations de plomb mesurées dans l'eau du robinet (AwwaRF, 1990). Pour obtenir des résultats représentatifs et reproductibles, il est donc essentiel d'intégrer à tout programme de surveillance des mesures destinées à contrôler les facteurs qui causent la variation (Schock, 1990a; AwwaRF, 2004; Commission européenne, 1999).

En ce qui concerne les programmes de surveillance résidentielle, il faut veiller à ce que les échantillons soient prélevés à partir du robinet de la cuisine, en gardant l'aérateur ou la grille en place, et en respectant un débit correspondant à celui normalement utilisé (environ de 4 à 5 L/min) par les consommateurs (van den Hoven et Slaats, 2006). Ces précautions contribuent à garantir que les échantillons prélevés sont représentatifs des concentrations de plomb habituelles dans l'eau du robinet.

L'approche retenue prévoit un échantillonnage aléatoire de jour (RDT) qui serait assorti d'un seuil à partir duquel une enquête serait déclenchée. L'approche, fondée sur la CMA de plomb, orienterait les mesures devant être prises par le consommateur et réduirait ainsi les risques pour les personnes vulnérables (c.-à-d. les nourrissons, les enfants et les personnes enceintes). Cette approche est complémentaire au protocole décrit dans la recommandation concernant le plomb. Elle est facile à mettre en œuvre, elle est informative et elle constitue une solution de rechange éprouvée qui peut également être utilisée dans les grands immeubles et les habitations à logements multiples (Cardew, 2003). S'il est permis de le faire, la surveillance dans le cadre de cette approche peut porter sur des échantillons prélevés par le consommateur ou les responsables de systèmes de distribution d'eau potable.

Si un problème est lié à un échantillon prélevé à partir d'un robinet dans un domicile ou dans autre type d'immeuble non public, il n'est pas nécessaire de prélever d'autres échantillons; il faut alors mener une enquête approfondie pour déterminer si le plomb est présent dans la tuyauterie appartenant au propriétaire. Les protocoles d'échantillonnage RDT et 30 MS peuvent tous deux être utilisés dans les sites résidentiels, car ils permettent d'identifier les endroits prioritaires où réduire les concentrations de plomb et évaluer la conformité. Bien que ces deux protocoles conviennent à l'évaluation de l'efficacité des stratégies de contrôle de la corrosion, l'échantillonnage RDT peut être utilisé dans l'ensemble du système alors que l'échantillonnage 30 MS est normalement utilisé dans les sites sentinelles (Hayes, 2010). En raison du caractère aléatoire de l'échantillonnage RDT, il faut prélever de 2 à 5 fois plus d'échantillons que dans le cas de l'échantillonnage 30 MS pour que la robustesse statistique soit suffisante. Alors que l'échantillonnage RDT est relativement peu coûteux, plus pratique à mettre en application et généralement mieux accepté par le consommateur que l'échantillonnage 30 MS, cette dernière méthode d'échantillonnage peut également être utilisée

pour déterminer la cause des dépassements et pour identifier des mesures d'intervention appropriées.

L'échantillonnage devrait être effectué tout au long de l'année pour tenir compte de la variabilité du plomb en fonction des effets saisonniers. L'échantillonnage devrait être effectué au robinet d'eau froide de la cuisine ou d'un autre endroit approprié où l'eau est utilisée pour la boisson ou la cuisine. Quel que soit le protocole utilisé, tous les échantillons doivent être prélevés dans des flacons à échantillons à grande ouverture sans retirer l'aérateur.

B.5.2 Détermination des protocoles d'échantillonnage pour un programme de surveillance résidentielle

L'option 1 (RDT + stagnation) du programme de surveillance résidentielle (protocole en deux volets) a pour objectifs : d'identifier les systèmes présentant de corrosion du plomb provenant de divers matériaux et d'établir la cause du problème; d'estimer le risque d'une exposition des consommateurs à des concentrations élevées de plomb; et d'évaluer la qualité et l'efficacité des programmes de contrôle de la corrosion. Le choix de l'option 1 du programme de surveillance résidentielle a tenu compte des protocoles d'échantillonnage utilisés dans différentes études sur les concentrations de plomb au robinet et sur les facteurs de variation de ces concentrations. Une approche en deux volets constitue une méthode efficace pour évaluer la corrosion dans l'ensemble d'un réseau de distribution et pour déterminer les concentrations de plomb potentiellement élevées. Elle permet également de recueillir de façon efficace les renseignements nécessaires pour décider des meilleures mesures correctives à prendre et pour évaluer l'efficacité du contrôle de la corrosion dans les réseaux résidentiels au Canada.

Dans certains cas, l'autorité responsable peut juger souhaitable de prélever les échantillons pour les deux volets à l'occasion d'une même visite sur un site. Elle élimine ainsi le besoin de retourner dans une résidence au cas où les concentrations mesurées dépassent l'objectif du réseau fixé pour le volet 1. Les analyses à faire dans le cadre du volet 2 se limiteront aux échantillons appropriés, déterminés d'après les résultats du volet 1.

B.5.2.1 Échantillonnage RDT pour le volet 1 (option 1)

L'échantillonnage effectué lors du volet 1 sert à déterminer la contribution de la plomberie interne à la concentration de plomb au robinet, à la suite d'une période de stagnation et du contact transitoire de l'eau avec l'entrée de service en plomb. Un échantillon de 1 L est recueilli à n'importe quel moment de la journée d'un robinet d'eau potable de chacune des résidences. Les échantillons doivent être prélevés directement au robinet du consommateur sans purge préalable; aucune période de stagnation n'est prescrite afin de mieux correspondre à l'utilisation des consommateurs (sans retirer l'aérateur ou la grille). Lorsque plus de 10 % des sites (90^e centile) présentent une concentration de plomb supérieure à 0,005 mg/L (CMA/objectif), il est recommandé que les responsables de systèmes de distribution d'eau potable prennent des mesures correctives, notamment le prélèvement d'échantillons supplémentaires selon les indications du protocole d'échantillonnage établi pour le volet 2. Largement utilisé pour évaluer les concentrations de plomb à l'échelle du réseau, le protocole d'échantillonnage du volet 1 s'est révélé être une méthode efficace pour identifier les réseaux munis ou non d'entrées de service en plomb qui nécessitent un contrôle de la corrosion. Au Royaume-Uni, on a documenté l'efficacité d'un programme

d'échantillonnage RDT effectué à l'échelle du réseau pour surveiller la conformité et pour évaluer la performance et l'optimisation du contrôle de la corrosion (Jackson, 2000; Santé Canada, 2019a). L'échantillonnage à des fins de conformité se fait par la collecte d'un certain nombre d'échantillons, selon une fréquence donnée, en fonction de la population desservie dans une zone d'approvisionnement définie (zone). Cette fréquence peut être réduite s'il ne survient aucun problème pendant la période définie. Toutefois, un échantillonnage accru peut être nécessaire lorsqu'un problème de plomb est important. Une telle situation s'est produite dans le nord-ouest de l'Angleterre, où il fallait prélever 50 échantillons par année dans chaque zone d'approvisionnement en eau (Cardew, 2003). Cardew (2009) a analysé les répercussions de la taille d'échantillon et du nombre de sites ayant des entrées de service en plomb. Selon le chercheur, de manière générale, 25 échantillons avaient été prélevés par zone desservant moins de 50 000 personnes à des fins de vérification de la conformité. Le chercheur était en mesure de distinguer les résidences n'ayant pas de problème de plomb lié à leur entrée de service des résidences qui étaient touchées par un problème de plomb (soluble ou particulaire) en évaluant les données de conformité recueillies sur une période de six ans dans trois zones d'approvisionnement en eau. Les variations de la qualité de l'eau ont une incidence sur la variabilité des concentrations de plomb, car certains effets sont de nature saisonnière (p. ex. température, alcalinité, matière organique). D'autres facteurs contribuent également à la variabilité des concentrations de plomb, notamment le type de logement, le mode d'utilisation de l'eau et le comportement du consommateur comme l'ouverture complète des robinets, ainsi que le protocole d'échantillonnage utilisé pour vérifier la conformité (Cardew, 2003). Il est important de concevoir un programme d'échantillonnage qui tient compte des effets saisonniers, afin que les programmes de contrôle de la corrosion tiennent compte de la variabilité qui en découle (Cardew, 2000, 2003).

Le Royaume-Uni a maintenant réduit le nombre d'échantillons à prélever par année pour chaque zone d'approvisionnement en eau (voir le tableau 2) (Cardew, 2003; DWI, 2010). Cependant, l'utilisation des données de conformité pour prioriser des interventions peut nécessiter une taille d'échantillon accrue lorsque le nombre de sites ayant une entrée de service en plomb diminue dans une zone précise, étant donné la réduction de la signification statistique des résultats. Il est possible d'augmenter la taille de l'échantillon soit en prélevant davantage d'échantillons soit en regroupant les données recueillies sur plusieurs années. Dans ces cas, l'utilisation d'approches complémentaires (p. ex. des sites sentinelles pour les ESP) fournira une estimation plus fiable de l'exposition du public ainsi que de l'efficacité du contrôle de la corrosion (Cardew, 2003). Selon Baron (2001), il faut jusqu'à 60 échantillons pour obtenir une évaluation exacte et statistiquement valide des concentrations de plomb dans une zone d'approvisionnement (population > 500). Dans une zone d'approvisionnement dont l'eau présente des caractéristiques de qualité similaires, le nombre minimal d'échantillons est de 20. Il convient d'augmenter le nombre d'échantillons lorsque le degré de conformité est élevé (c.-à-d. 90 %), pour s'assurer que la zone est bien caractérisée.

Dans un certain nombre d'études, on a comparé l'échantillonnage RDT à l'échantillonnage après une purge complète (PC) et après une période de stagnation fixe de 30 minutes (30 MS) pour trouver des méthodes qui permettraient d'estimer la concentration hebdomadaire moyenne de plomb au robinet du consommateur (en comparaison avec un échantillonnage proportionnel composite) (Baron, 1997, 2001; Commission européenne, 1999; van den Hoven et Slaats, 2006). L'étude de la Commission européenne (1999) visait à déterminer lequel de ces trois protocoles d'échantillonnage courants était le plus représentatif de la quantité hebdomadaire moyenne de

plomb ingéré par les consommateurs. Cette étude à grande échelle a été menée dans cinq pays membres et a porté sur de l'eau de divers degrés de qualité. Chaque pays a effectué un échantillonnage à au moins deux endroits, où au moins 50 % des sites d'échantillonnage devaient être dans des résidences équipées d'une entrée de service en plomb. Selon cette étude, mesurer la concentration moyenne de plomb dans deux échantillons de 1 L prélevés après une purge complète de 5 minutes (soit l'équivalent de trois volumes de plomberie selon les auteurs) suivie d'une période de stagnation de 30 minutes constitue une méthode efficace pour estimer la concentration moyenne de plomb au robinet du consommateur.

Baron (2001) a confirmé ces résultats lors d'une étude menée en France qui comparait les trois types d'échantillonnage, mais sans échantillonnage proportionnel composite. L'auteur a constaté qu'à l'échelle des zones (la taille de la population n'était pas définie), l'échantillonnage RDT et l'échantillonnage 30 MS donnaient des résultats très similaires lorsque le nombre de ménages était suffisant. Il a été établi que la sélection aléatoire des propriétés semblait être une bonne solution pour évaluer la situation dans une zone et pour pouvoir déterminer et hiérarchiser les types de mesures à mettre en place. L'échantillonnage RDT a été jugé plus pratique et plus acceptable pour les consommateurs, tandis que l'échantillonnage 30 MS s'est avéré davantage reproductible et tout aussi représentatif. Toutefois, il a été déterminé que l'échantillonnage PC n'était pas représentatif des concentrations moyennes et qu'il ne fournissait qu'une indication des teneurs minimales en plomb au robinet (Baron, 2001; van den Hoven et Slaats, 2006).

Il a été déterminé que l'échantillonnage RDT était représentatif et permettait de déceler une grande proportion des sites ayant des problèmes de plomb. De plus, l'échantillonnage RDT était relativement peu coûteux, pratique à mettre en œuvre et acceptable du point de vue du consommateur. L'échantillonnage RDT s'est avéré moins reproductible que l'échantillonnage 30 MS et était généralement associé à une surestimation de l'exposition au plomb (Union européenne, 1999; Jackson, 2000; Cardew, 2003; van den Hoven et Slaats, 2006).

Cardew (2003) a constaté que l'efficacité du TCC pouvait être évaluée à l'aide des données de conformité obtenues par échantillonnage RDT. Il a par ailleurs établi que l'optimisation pourrait être modélisée pour permettre l'évaluation du point de décroissance en ce qui concerne l'effet des concentrations de phosphate sur les taux de plomb, et il a entrepris de comparer les protocoles d'échantillonnage RDT et 30 MS dans des conditions précises.

B.5.2.2 Échantillonnage 30 MS pour le volet 1 (option 2)

Selon les études mentionnées en B.5.2.1 concernant l'échantillonnage RDT pour le volet 1 (option 1), le protocole d'échantillonnage 30 MS est à la fois reproductible et représentatif des expositions typiques, et il est également représentatif du temps moyen de stagnation entre deux utilisations dans un contexte résidentiel (Bailey et coll., 1986; van den Hoven et Slaats, 2006). Il a été déterminé que l'on pouvait prendre la concentration moyenne de plomb de deux échantillons de 1 L prélevés selon le protocole 30 MS pour refléter l'exposition typique. La reproductibilité de l'échantillonnage 30 MS en fait un bon outil pour surveiller les changements dans la teneur en plomb au fil du temps et pour évaluer l'efficacité d'un traitement correctif aux sites sentinelles (Jackson, 2000). On sait qu'une purge effectuée avant une période de stagnation permet d'éliminer les particules accumulées (van den Hoven et Slaats, 2006; Deshommes et coll., 2010a, 2012). Toutefois, l'écoulement turbulent observé à des débits élevés est associé à la présence de plomb

particulaire (Cartier et coll., 2012a; Clark et coll., 2014). À la lumière de ces observations, l'échantillonnage 30 MS devrait être réalisé à un débit moyen à élevé (> 5 L/minute) pour qu'il soit possible de capter la libération de plomb particulaire. Cependant, ce protocole d'échantillonnage s'avère plus coûteux, plus difficile à mettre en application et moins acceptable pour du consommateur que l'échantillonnage RDT. Cela étant, le protocole d'échantillonnage 30 MS est considéré comme étant moins variable et plus reproductible que le protocole RDT en raison du temps de stagnation fixe (Union européenne, 1999; Jackson, 2000; Cardew, 2003).

Il est important de noter que la méthode d'échantillonnage peut contribuer à la variabilité des concentrations de plomb. De nombreux facteurs contribuent à cette variabilité, et ceux-ci ont été étudiés à l'aide d'une simulation de Monte Carlo évaluant les fluctuations de la qualité de l'eau et leur incidence sur la variabilité globale des concentrations de plomb. Cardew (2003) a constaté que le coefficient de variation (CV) associé aux protocoles 30 MS et RDT dans différentes conditions d'échantillonnage et de qualité de l'eau augmentait en raison des fluctuations de la qualité de l'eau. Les fluctuations de la qualité de l'eau entraînent une augmentation considérable du nombre d'échantillons nécessaires pour le protocole 30 MS, de sorte qu'il serait suffisant de prélever deux fois plus d'échantillons pour le protocole RDT que pour le protocole 30 MS. De même, Jackson (2000) a déterminé qu'il faudrait prélever de 3 à 5 fois plus d'échantillons dans le cas du protocole d'échantillonnage RDT que dans le cas du protocole 30 MS pour obtenir des données équivalentes. Par conséquent, l'avantage réel associé à l'échantillonnage selon le protocole 30 MS est moins important que ce à quoi l'on pourrait s'attendre.

On sait qu'une purge effectuée avant une période de stagnation permet d'éliminer les particules accumulées (van den Hoven et Slaats, 2006; Deshommes et coll., 2010a, 2012). Toutefois, l'écoulement turbulent observé à des débits élevés est associé à la présence de plomb particulaire (Cartier et coll., 2012a; Clark et coll., 2014). À la lumière de ces observations, l'échantillonnage devrait être réalisé à un débit moyen à élevé (> 5 L/minute) afin qu'il soit possible de capter la libération de plomb particulaire pour le protocole d'échantillonnage 30 MS auquel on a habituellement recours dans les sites sentinelles. Le protocole d'échantillonnage 30 MS peut également être utilisé pour déterminer la cause des dépassements et pour identifier des mesures d'intervention appropriées.

Le choix de ce protocole en tant que méthode de recharge pour la surveillance résidentielle s'appuie sur une adaptation d'un protocole d'échantillonnage utilisé par diverses études européennes dans le but d'estimer l'exposition hebdomadaire moyenne du consommateur au plomb par l'eau du robinet (Baron, 1997, 2001; Commission européenne, 1999). Bien qu'il ait servi dans ces études à estimer l'exposition hebdomadaire moyenne, ce protocole peut se révéler utile pour obtenir de l'information sur la corrosivité de l'eau pour les tuyaux en plomb. Il peut donc être utilisé afin d'identifier les sites résidentiels équipés d'une entrée de service en plomb qui pourraient présenter des concentrations élevées de plomb. Lorsqu'il est associé au prélèvement d'échantillons séquentiels, le protocole d'échantillonnage 30MS peut être utilisé à des fins d'investigation dans des résidences (Cartier et coll., 2011). Comme nous l'expliquons en détail ci-dessous, le protocole a été adapté afin de pouvoir également être utilisé comme outil pour déterminer la cause de la corrosion.

B.5.2.3 Volet 2 a) échantillonnage 30 MS (options 1 et 2)

Ce protocole vise à mesurer la concentration de plomb de l'eau qui a été en contact avec l'entrée de service en plomb et la plomberie interne (p. ex. les soudures au plomb, les raccords en laiton au plomb) durant une courte période transitoire (30 min). On prélève consécutivement quatre échantillons de 1 L d'eau potable au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une purge de 5 minutes suivie de 30 minutes de stagnation. Chaque échantillon de 1 L est ensuite analysé séparément afin d'obtenir un profil des contributions du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée de service en plomb.

L'objectif du réseau pour le volet 1 est le seuil à partir duquel des mesures correctives doivent être prises, notamment le prélèvement d'échantillons supplémentaires. Si les concentrations de plomb dépassent 0,005 mg/L dans moins de 10 % des sites (correspondant au 90^e centile), les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent fournir aux occupants des résidences des renseignements sur les moyens de réduire leur exposition au plomb. Ces moyens peuvent comprendre la purge d'un volume donné d'eau avant d'en consommer après une période de stagnation, la vérification des grilles et des aérateurs afin de déterminer s'il s'y trouve des débris pouvant contenir du plomb, comme des soudures au plomb, et le remplacement de la portion des entrées de service en plomb qui appartient aux consommateurs. On recommande également aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'effectuer un échantillonnage de suivi dans ces sites afin d'évaluer l'efficacité des mesures correctives prises par les consommateurs.

Ce protocole d'échantillonnage permettra aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'obtenir l'information nécessaire sur la qualité de l'eau pour déterminer s'il faut inciter les consommateurs à purger leur réseau d'eau potable après des périodes de stagnation, afin de protéger les populations les plus sensibles contre les concentrations dangereuses de plomb. Les échantillons prélevés servent également, sur le plan opérationnel, à déterminer si l'eau distribuée a tendance ou non à être corrosive pour le plomb et, dans l'affirmative, à établir les prochaines étapes à entreprendre pour mettre en œuvre un programme de contrôle de la corrosion.

On estime que la méthode d'échantillonnage préconisée pour le volet 1 renseigne davantage sur les concentrations de plomb que les autres méthodes d'échantillonnage courantes. Elle devrait par conséquent être utilisée afin d'accroître les chances de déceler correctement les problèmes de contamination par le plomb à l'échelle d'un réseau de distribution, notamment la présence de concentrations élevées de plomb attribuables au contact de l'eau avec divers matériaux contenant du plomb durant une période de stagnation de 30 minutes.

On préconise le prélèvement de quatre échantillons de 1 L à analyser séparément, car une telle démarche permettra d'établir le profil des contributions du robinet, de la plomberie du foyer et, dans de nombreux cas, d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée de service en plomb, aux concentrations de plomb. Des études antérieures ont montré que 95 % du plomb provenant du robinet est évacué avec les premiers 200 à 250 mL d'eau. En outre, le plomb provenant des soudures au plomb se trouve généralement dans les deux premiers litres d'eau évacués des tuyaux de plomberie. Le prélèvement de quatre échantillons de 1 L à analyser séparément permettra donc aux fournisseurs d'eau d'obtenir des renseignements à la fois sur les concentrations de plomb au robinet potentiellement les plus élevées et sur la source de la contamination par le plomb. Ces renseignements pourront ensuite servir à déterminer les meilleures mesures correctives à prendre

pour le réseau et fourniront des données qui faciliteront l'évaluation visant à déterminer si le contrôle de la corrosion a été optimisé.

B.5.2.4 Volet 2 b) stagnation de 6 h (options 1 et 2)

L'échantillonnage du volet 2 est nécessaire uniquement si le volet 1 révèle la présence, dans plus de 10 % des sites (90^e centile), de concentrations de plomb supérieures à 0,005 mg/L (SG). Les prélèvements sont effectués dans 10 % des sites échantillonnés dans le cadre du volet 1, plus précisément dans les sites où on a observé les concentrations les plus élevées. Dans le cas d'un réseau de petite taille (desservant 500 personnes ou moins), il faut prélever des échantillons dans au moins deux sites afin d'obtenir des données suffisantes pour dresser le profil des concentrations de plomb de l'eau de ce réseau.

On prélève quatre échantillons consécutifs de 1 L au robinet d'eau froide du consommateur (sans retirer l'aérateur ou la grille) après une période de stagnation d'au moins 6 h. Chaque échantillon de 1 L est ensuite analysé séparément afin d'obtenir un profil des contributions du robinet, de la plomberie (plomb présent dans les soudures, les raccords en laiton ou en bronze, les compteurs d'eau en laiton, etc.) et d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée de service en plomb.

L'échantillonnage du volet 2 a pour objectif de fournir des renseignements sur la source de la contamination au plomb et sur les concentrations de plomb potentiellement les plus élevées, afin d'aider les responsables de systèmes de distribution d'eau potable à déterminer les meilleures mesures correctives à prendre. Il permet également d'obtenir les meilleures informations pour évaluer l'efficacité et l'optimisation du programme de contrôle de la corrosion.

Pour obtenir des renseignements sur les concentrations potentiellement les plus élevées, il est important de réaliser l'échantillonnage après une période de stagnation. Le protocole d'échantillonnage du volet 2 vise notamment à prélever des échantillons de l'eau qui a reposé non seulement dans la plomberie de la résidence, mais également dans une portion ou dans l'ensemble de l'entrée de service en plomb, s'il y a présence d'une telle conduite. Les concentrations de plomb dans l'eau ayant reposé dans des tuyaux de plomb augmentent de façon considérable avec le temps, durant une période pouvant aller jusqu'à 8 heures, semblables aux concentrations provenant d'autres matériaux à base de plomb (soudures au plomb et raccords en laiton). Plusieurs facteurs influent sur la pente des courbes de stagnation de l'eau potable dans un tuyau de plomb. Généralement, la concentration de plomb augmente rapidement durant les 300 premières minutes. La pente de la courbe de stagnation pour un tuyau de plomb est habituellement très abrupte pour les périodes de stagnation inférieures à 6 heures. Par conséquent, de petites différences dans la durée de stagnation de l'eau peuvent entraîner des variations importantes dans les concentrations de plomb mesurées (Kuch et Wagner, 1983; AwwaRF, 1990, 2004; Schock, 1990a).

Le volume d'eau qui a été en contact avec l'entrée de service en plomb après une période de stagnation constitue un autre facteur important qui influe sur les concentrations de plomb au robinet. Des études établissant les profils des concentrations de plomb de réseaux de distribution au Canada et aux États-Unis ont indiqué que parmi les échantillons prélevés au robinet de résidences équipées d'une entrée de service en plomb, ce sont les échantillons correspondant à l'eau ayant reposé dans une telle conduite qui présentent la concentration de plomb la plus élevée (Campbell et Douglas, 2007; Huggins, 2007; Kwan, 2007; U.S. EPA, 2007; Craik et coll., 2008). Selon les résultats de ces études, lorsque l'eau a reposé dans une entrée de service en plomb durant 6 heures, la concentration maximale de plomb peut être mesurée dans les échantillons se situant entre le

quatrième et le douzième litre du volume d'eau recueilli. Dans de nombreuses études, on a souvent mesuré des concentrations de plomb très élevées dans le quatrième, le cinquième ou le sixième litre du volume d'échantillon (Campbell et Douglas, 2007; Douglas et coll., 2007; Sandvig, 2007; Craik et coll., 2008). L'établissement de profils complets des concentrations de plomb dans l'eau de résidences de Washington (DC) équipées d'une entrée de service en plomb, effectué après le remplacement de l'ancienne méthode de traitement par un traitement aux chloramines, a montré que la quantité moyenne de plomb libéré dans l'eau (concentration ajustée au volume réel) attribuée à l'entrée de service était de 470 µg (73 µg/L), comparativement à 26 µg (26 µg/L) dans le premier litre d'échantillon et à 72 µg (31 µg/L) dans les échantillons provenant des autres éléments de tuyauterie des résidences et des composantes en amont de l'entrée de service en plomb (U.S. EPA, 2007).

Déterminer la possibilité de concentrations élevées de plomb dans l'eau ayant reposé dans une entrée de service en plomb constitue donc un élément essentiel de tout protocole d'échantillonnage servant à évaluer la corrosion interne des réseaux de distribution résidentiels et l'optimisation consécutive du contrôle de la corrosion. Une comparaison des échantillons présentant les concentrations de plomb les plus élevées avant et après la mise en œuvre de mesures de contrôle de la corrosion permettra aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'obtenir les données nécessaires pour déterminer si la méthode de traitement utilisée a été optimisée. Cette comparaison contribuera en dernier ressort à démontrer que les concentrations les plus élevées ont été réduites le plus possible. Au Canada, on estime que le prélèvement d'au moins quatre échantillons de 1 L après une période de stagnation de 6 heures accroîtra les chances de détection des concentrations de plomb les plus élevées. Étant donné que le volume d'échantillon requis pour recueillir de l'eau ayant reposé dans l'entrée de service en plomb dépendra de la configuration propre à la plomberie de chaque site, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient effectuer une caractérisation générale des différents types de sites à haut risque dans le but de déterminer si le prélèvement de quatre échantillons de 1 L sera suffisant.

On préconise le prélèvement de quatre échantillons de 1 L à analyser séparément, car une telle démarche permettra d'établir le profil des contributions du robinet, de la plomberie du foyer et, dans de nombreux cas, d'une portion ou de l'ensemble de l'entrée de service en plomb, aux concentrations de plomb. Des études antérieures ont montré que 95 % du plomb provenant du robinet est évacué avec les premiers 200 à 250 mL d'eau. En outre, le plomb provenant des soudures au plomb se trouve généralement dans les deux premiers litres d'eau évacués des tuyaux de plomberie. Le prélèvement de quatre échantillons de 1 L à analyser séparément permettra donc aux fournisseurs d'eau d'obtenir des renseignements à la fois sur les concentrations de plomb au robinet potentiellement les plus élevées et sur la source de la contamination par le plomb. Ces renseignements pourront ensuite servir à déterminer les meilleures mesures correctives à prendre pour le réseau et fourniront des données qui faciliteront l'évaluation visant à déterminer si le contrôle de la corrosion a été optimisé.

B.5.2.5 Limites

En général, un programme de surveillance résidentielle a pour objectifs d'identifier les systèmes dans lesquels la corrosion du plomb provenant de divers matériaux constitue un problème et de déterminer la cause du problème; d'estimer la possibilité d'une exposition des consommateurs à des concentrations élevées de plomb; et d'évaluer la qualité et l'efficacité des programmes de

contrôle de la corrosion. Destinée aux résidences équipées d'une entrée de service en plomb, la deuxième option du programme de surveillance résidentielle n'a pas été évaluée en fonction de ces objectifs. Elle est plutôt destinée à déceler les concentrations élevées de plomb dans l'eau des résidences équipées d'une entrée de service en plomb. Il est également important de signaler que ce protocole n'a fait l'objet d'aucune évaluation visant à déterminer s'il est efficace pour déceler la corrosion d'autres matériaux utilisés en plomberie, et qu'il ne permet pas de mesurer les concentrations potentiellement plus élevées qui pourraient être présentes dans l'eau ayant reposé durant une période prolongée dans les entrées de service en plomb et les systèmes de plomberie des résidences.

Selon une étude de Kuch et Wagner (1983), les concentrations de plomb atteignent une valeur d'équilibre assez constante après 5 à 7 heures de stagnation, selon le diamètre des tuyaux (correspondant à 1/2 po et à 3/8 po [1,3 cm et 1,0 cm]). De plus, la concentration de plomb augmente de façon exponentielle durant les 300 premières minutes de stagnation dans un tuyau en plomb. On a également constaté que la contribution à la concentration de plomb des autres matériaux, comme les raccords en laiton au plomb et les soudures à base de plomb, augmente de façon considérable après 4 à 20 heures de stagnation. Il existe peu de données de terrain comparant les différentes concentrations de plomb dans l'eau du robinet après diverses périodes de stagnation. Il est par conséquent difficile de déterminer si une période de stagnation de 30 minutes est suffisante pour évaluer la corrosion. Un petit nombre d'études avancent que, pour des volumes d'échantillon équivalents prélevés à un même robinet, les concentrations de plomb mesurées après une période de stagnation de 30 minutes sont beaucoup moins importantes que celles mesurées après une période de stagnation de 6 heures (AwwaRF, 1990; Douglas et coll., 2007; Craik et coll., 2008). Il semble donc y avoir un risque notable de sous-estimer la concentration maximale de plomb au robinet lorsqu'on utilise une période de stagnation de 30 minutes.

B.5.3 Détermination des protocoles d'échantillonnage pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels

Les objectifs des protocoles d'échantillonnage pour les sites non résidentiels et les sites résidentiels, comme les services de garde, les écoles, les immeubles résidentiels et les immeubles à bureaux, sont de localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb dans les bâtiments et de déterminer les endroits où il doit intervenir ainsi que les mesures correctives à prendre. L'objectif est de réduire le plus possible les concentrations de plomb aux sorties d'eau froide (p. ex. raccords ou appareils comme les robinets et les fontaines) utilisées pour la boisson et la cuisine et de protéger ainsi la santé des occupants contre une exposition au plomb. Les protocoles d'échantillonnage se fondent sur les variations observées dans les concentrations de plomb aux sorties d'eau des immeubles non résidentiels, variations qui dépendent des sources de plomb dans la plomberie ainsi que des modes d'utilisation de l'eau (Deshommes et coll., 2012; McIlwain et coll., 2016; Katner et coll., 2018; Miller-Schulze et coll., 2019).

Dans certains cas, les autorités responsables peuvent juger souhaitable de prélever les échantillons pour les volets 1 et 2 en même temps afin de ne pas avoir à retourner sur un site. Il faut cependant savoir que le niveau de confiance dans les résultats de l'analyse de certains échantillons sera moindre, puisque le fait de purger une sortie d'eau peut influencer sur les échantillons prélevés après la purge à d'autres sorties situées à proximité.

B.5.3.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1

On prélève un échantillon de premier jet de 250 mL aux endroits désignés dans le plan d'échantillonnage, après stagnation de l'eau pendant au moins 8 heures, mais généralement pas plus de 24 heures. Pour que les échantillons recueillis soient représentatifs, l'aérateur ou la grille de la sortie d'eau ne doivent pas être retirés avant le prélèvement. Si la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (CMA pour le plomb) à l'un des endroits surveillés, des mesures correctives doivent être prises.

Le protocole d'échantillonnage du volet 1 a été utilisé dans des cadres non résidentiels pour localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb, pour déterminer les méthodes d'intervention requises et pour démontrer l'efficacité de mesures correctives. Il existe de nombreuses études publiées portant sur la mise en œuvre de programmes complets d'échantillonnage visant à mesurer les concentrations de plomb au robinet dans des écoles et d'autres immeubles non résidentiels. Ces études démontrent que le prélèvement d'échantillons de 250 mL après une période de stagnation d'au moins 8 heures, mais généralement pas plus de 24 heures, constitue un moyen efficace pour identifier les sorties d'eau qui présentent des concentrations élevées de plomb (Gnaedinger, 1993; Murphy, 1993; Maas et coll., 1994; Bryant, 2004; Boyd et coll., 2008a, b). Les auteurs de nombreuses études sont arrivés à déterminer au moyen de cette méthode d'échantillonnage la source du plomb dans les écoles et à élaborer des plans d'intervention (Boyd et coll., 2008a,b).

Tout comme dans le cadre d'un programme de surveillance résidentielle, chacun des éléments d'un protocole d'échantillonnage en milieu non résidentiel, comme la période de stagnation, le volume d'eau prélevé et le SG, a une incidence importante sur l'utilité des données recueillies. Étant donné que les objectifs du prélèvement d'échantillons dans des immeubles non résidentiels sont distincts de ceux du prélèvement d'échantillons dans un cadre résidentiel, les volumes d'eau prélevés sont également différents.

Les protocoles d'échantillonnage en milieu non résidentiel des volets 1 et 2 sont établis en fonction d'un prélèvement d'un volume d'échantillon de 250 mL. Des études ont démontré que lors de l'évaluation de la quantité de plomb relarguée à partir de sorties d'eau comme les robinets de cuisine, plus de 95 % du plomb présent peut être mesuré dans les premiers 200 à 250 mL d'eau provenant d'un robinet (Gardels et Sorg, 1989). On a également constaté que les concentrations de plomb dans les immeubles non résidentiels diminuent généralement de façon importante après une purge de 30 secondes. Cette diminution laisse supposer que les fontaines et les robinets d'un immeuble non résidentiel, de même que les éléments de plomberie qui y sont raccordés, peuvent contribuer de façon importante aux concentrations élevées de plomb observées (Bryant, 2004; Boyd et coll., 2008a,b; Pieper et coll., 2015). Le prélèvement d'un volume plus important d'eau, un litre par exemple, toucherait ainsi une portion plus grande des éléments de plomberie en amont des sorties d'eau. Ces éléments de plomberie peuvent comprendre des vannes, des raccords en T et des joints soudés pouvant contribuer à la concentration de plomb de l'échantillon de 1 L. Il ne serait cependant pas possible de déterminer le matériau responsable de la libération du plomb. En outre, on suppose que le prélèvement d'une telle quantité d'eau à partir d'une fontaine d'eau potable pourrait diluer la concentration initialement mesurée à la sortie d'eau. Cette situation n'est pas souhaitable, car l'eau prélevée des sections de la plomberie situées plus loin de la sortie d'eau

présente généralement des concentrations moins élevées (U.S. EPA, 2004). On considère donc qu'il est important lors de la prise d'échantillons dans un immeuble non résidentiel de prélever des volumes d'eau moins grands (250 mL) que ceux normalement utilisés pour évaluer la corrosion interne des réseaux résidentiels (un litre ou plus). On préconise ainsi, pour l'échantillonnage dans les immeubles non résidentiels, un volume d'échantillon de 250 mL, puisqu'un tel volume correspond à l'eau provenant à la fois de l'appareil de plomberie (la fontaine ou le robinet) et d'une section plus courte de la plomberie, et qu'il permet par conséquent d'identifier avec une plus grande efficacité la source du plomb présent à la sortie d'eau (U.S. EPA, 1994, 2006).

Comme mentionné à la section B.5.2.1, des études cherchant à déterminer les sources du plomb dans l'eau du robinet ont montré que les soudures au plomb et les raccords en laiton contribuent de façon notable aux concentrations élevées de plomb mesurées après une période de stagnation (Lee et coll., 1989; Singh et Mavinic, 1991; AwwaRF, 2004; U.S. EPA, 2007). Ces études indiquent que, selon l'âge et le type des matériaux, les concentrations de plomb augmentent de façon importante après des périodes de stagnation de 4 à 20 heures (Lytle et Schock, 2000). Le mode d'utilisation de l'eau dans un immeuble constitue donc un facteur important dans la détermination des concentrations de plomb au robinet. Étant donné que l'utilisation de l'eau est généralement intermittente dans les bâtiments non résidentiels, comme les services de garde, les écoles et les immeubles à bureaux, il est important d'effectuer un prélèvement d'échantillons après une période de stagnation. La période de stagnation la plus prudente avant la prise d'échantillons se situe entre 8 et 18 heures, puisqu'il s'agit de la période la plus susceptible de permettre la mesure des concentrations maximales de plomb dans l'eau. Les échantillons précédés d'une première purge devraient donc être prélevés à la suite d'une période de stagnation de 8 heures au moins, et de 24 heures au plus, pour qu'ils soient représentatifs des périodes les plus longues durant lesquelles, au cours de la plupart des jours de la semaine, les robinets et les fontaines d'un immeuble non résidentiel ne sont pas utilisés pour boire.

Lorsqu'on observe des concentrations supérieures au SG de 0,005 mg/L, des mesures correctives provisoires doivent être prises afin de protéger la santé des populations qui sont sensibles dans des conditions d'exposition comme celles qu'on retrouve dans les immeubles non résidentiels. Les occupants du bâtiment ainsi que toute autre partie intéressée, comme les parents, devraient être informés des résultats des échantillonnages effectués dans ce bâtiment.

B.5.3.2 Protocole d'échantillonnage pour le volet 2

Afin de faciliter l'identification de la source du plomb aux sorties d'eau qui présentent des concentrations de plomb supérieures à 0,005 mg/L pour le volet 1, on prélève des échantillons de suivi de l'eau qui a reposé dans la plomberie en amont et non de l'eau présente dans la sortie d'eau elle-même. Les résultats peuvent ensuite être comparés afin d'évaluer les sources des concentrations élevées de plomb et de déterminer les mesures correctives qui s'imposent. Dans le but d'effectuer une comparaison des résultats, un deuxième échantillon de 250 mL est prélevé après une période de stagnation équivalente. L'eau qui a reposé dans la plomberie en amont d'une sortie d'eau peut être recueillie en prenant un échantillon de 250 mL après une période de stagnation minimale de 8 heures, mais ne dépassant généralement pas 24 heures, suivie d'une purge de 30 secondes. Les fontaines d'eau et les robinets d'eau froide qui présentent des concentrations dépassant le SG du volet 1 sont échantillonnés de nouveau à la

même saison durant la même année. On préconise une purge de 30 secondes, puisqu'une telle purge devrait normalement permettre l'évacuation de l'eau présente dans la sortie d'eau.

Si la concentration de plomb du deuxième échantillon de 250 mL est inférieure à 0,005 mg/L, on pourra conclure que le plomb provient de la fontaine d'eau, du robinet d'eau potable froide ou de la plomberie à proximité. Si des concentrations de plomb supérieures à 0,005 mg/L sont mesurées dans les échantillons prélevés dans le cadre du volet 2, les sources du plomb peuvent inclure la plomberie qui se trouve derrière le mur, la sortie d'eau et la plomberie de l'immeuble combinées, ou l'entrée de service. Lorsque les concentrations de plomb dépassent 0,005 mg/L dans les échantillons prélevés dans le cadre du volet 2, il faut prendre des mesures correctives immédiates, déterminer les sources du plomb et mettre en œuvre les mesures visant à remédier au problème.

Les résultats de l'échantillonnage effectué dans le cadre des volets 1 et 2 doivent être interprétés en fonction du profil de la plomberie, de manière à ce qu'il soit possible de déterminer les sources du plomb et de prendre les mesures correctives provisoires et à long terme qui s'imposent. Les autorités compétentes peuvent dresser le profil de la plomberie d'un bâtiment à l'aide des questions présentées dans le guide technique 2006 de l'EPA des États-Unis sur le plomb dans l'eau potable (U.S. EPA, 2006). Il est possible de consulter une autre source de référence pour obtenir de l'information sur un type différent d'échantillonnage permettant d'établir la source du plomb, si elle n'a pas été déterminée, ainsi que des renseignements détaillés sur la façon d'interpréter les résultats de l'échantillonnage réalisé dans le cadre des volets 1 et 2 (U.S. EPA, 2006).

B.5.4 Détermination des sites de surveillance non résidentiels et résidentiels

La teneur en plomb de l'eau potable acheminée aux immeubles non résidentiels par un réseau de distribution est généralement faible. On recommande de prélever lors de chaque visite de surveillance des échantillons à une sortie d'eau située près du point d'entrée de l'eau dans le bâtiment non résidentiel. Ces échantillons permettront de déterminer la concentration de plomb attribuable à l'entrée de service ou au réseau de distribution (conduite principale). Idéalement, les échantillons devraient être prélevés après un temps de purge suffisant pour qu'ils soient représentatifs de l'eau provenant de l'entrée de service et de la conduite principale. Le volume d'eau à purger dépendra des caractéristiques de la plomberie du bâtiment, à savoir la distance entre l'entrée de service et la conduite principale. Dans certains cas, par exemple lorsque le bâtiment est équipé d'une entrée de service en plomb, il peut être difficile d'obtenir un échantillon représentatif de l'eau arrivant de la conduite principale en raison de l'apport de plomb provenant de l'entrée de service. Dans une telle situation, il faut choisir un emplacement de rechange pour effectuer l'échantillonnage.

La présence de concentrations élevées de plomb dans l'eau de bâtiments comme les écoles est habituellement attribuable à un relargage du plomb à partir des matériaux et des raccords de plomberie ainsi qu'aux modes d'utilisation de l'eau (U.S. EPA, 2006; Boyd et coll., 2007; Pinney et coll., 2007). Diverses études évaluant les concentrations de plomb dans l'eau potable des fontaines et des robinets d'écoles au Canada et aux États-Unis ont démontré que les concentrations mesurées dans un même bâtiment peuvent varier de façon importante et présenter une distribution aléatoire (Boyd et coll., 2007; Pinney et coll., 2007). Une évaluation des concentrations de plomb dans l'eau

d'écoles de Seattle (Washington) a montré que les échantillons de premier jet de 250 mL de 19 % des fontaines d'eau potable présentaient des concentrations supérieures à 0,015 mg/L (objectif du réseau) (Boyd et coll., 2008a). La contamination au plomb était attribuable à la présence de tuyaux en acier galvanisé, de soudures plomb-étain (50/50) et de pièces en laiton, comme des têtes de fontaine, des vannes, des bagues d'extrémité et des raccords flexibles. Il est donc important de mesurer les concentrations de plomb de l'eau des fontaines et des autres sorties d'eau destinée à la consommation dans les immeubles non résidentiels afin de déterminer s'il y a des concentrations élevées et de localiser les endroits où des mesures correctives s'imposent pour protéger la santé des occupants.

Bien qu'il existe peu de données sur la variabilité des teneurs en plomb dans l'eau des fontaines et des robinets des immeubles non résidentiels, des études ont montré qu'il est impossible de prédire la présence de concentrations élevées. Le nombre de sites à échantillonner dans un immeuble non résidentiel doit être établi dans le cadre de l'élaboration d'un plan d'échantillonnage. Un profil de la plomberie du bâtiment doit également être effectué afin d'estimer le potentiel de contamination par le plomb pour chaque fontaine et robinet d'eau potable froide, ainsi que chaque robinet utilisé pour la cuisine. Les autorités compétentes peuvent dresser le profil de la plomberie d'un bâtiment à l'aide des questions présentées dans le document d'orientation 3Ts de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2006). Les renseignements sur le profil de la plomberie d'un bâtiment pourront ensuite servir à l'élaboration d'un plan d'échantillonnage approprié pour le type de bâtiment évalué (p. ex. un service de garde, une école ou un immeuble à bureaux).

Les autorités responsables de l'entretien de la qualité de l'eau dans des immeubles non résidentiels devront faire un échantillonnage plus poussé aux sorties d'eau individuelles, en se basant sur le plan d'échantillonnage élaboré pour ces immeubles. Le plan d'échantillonnage doit accorder la priorité aux fontaines à eau et aux robinets d'eau froide utilisés pour la boisson et la cuisine en fonction des renseignements obtenus dans le profil de plomberie concernant notamment les zones comprenant des tuyaux de plomb, des soudures au plomb ou encore des raccords ou des appareils de plomberie en laiton, les zones de stagnation et les zones d'approvisionnement en eau qui desservent des consommateurs, dont des bébés, des enfants et des personnes enceintes.

Lorsqu'on prélève des échantillons aux robinets d'une cuisine d'un immeuble non résidentiel, il faut laisser les aérateurs et les grilles en place, et le débit de l'eau doit correspondre à celui normalement utilisé (environ 4 à 5 L/min). Toutefois, dans le cas des autres sorties d'eau, comme les fontaines, le débit est habituellement moins grand et doit par conséquent être également moins grand durant l'échantillonnage. Ces précautions contribuent à garantir que chaque échantillon est représentatif de la qualité moyenne de l'eau provenant de la fontaine ou du robinet où il a été prélevé. Il est également important de signaler qu'une étude a permis de montrer que l'ouverture et la fermeture des robinets d'arrêt associés aux raccords et aux appareils de plomberie (robinets et fontaines) avant le prélèvement des échantillons contribuent à accroître les concentrations de plomb de façon notable (Seattle Public Schools, 2005). Après l'ouverture d'un robinet d'arrêt, les sorties d'eau doivent être complètement purgées avant qu'on puisse laisser reposer l'eau dans les tuyaux pour la période de stagnation requise.

L'apport moyen en plomb chez une personne varie considérablement en raison de plusieurs facteurs, notamment le comportement du consommateur, la configuration de la plomberie (p. ex. habitation unifamiliale, immeuble à logements, immeuble de bureaux, école), les profils d'utilisation

de l'eau (c.-à-d. le régime d'écoulement), le temps de contact de l'eau avec la plomberie, les effets saisonniers et la chimie de l'eau (Cardew, 2000, 2003; van den Hoven et Slaats, 2006; Schock et Lytle, 2011; Deshommes et coll., 2016). Les méthodes d'échantillonnage servant à évaluer l'exposition devraient idéalement tenir compte de ces variations. Des études ont montré que la méthode d'échantillonnage proportionnel composite permet de saisir la variabilité inhérente de l'exposition au plomb provenant de l'eau potable et qu'elle est représentative de cette exposition (Anjou Recherche, 1994; van den Hoven et Slaats, 2006; Schock et Lytle, 2011). L'échantillonnage proportionnel composite est réalisé au moyen d'un dispositif actionné par le consommateur qui est raccordé au robinet d'eau potable et qui détourne une petite proportion constante de chaque volume d'eau prélevé, généralement pendant une semaine. Ce type d'échantillonnage requiert un équipement qui est peu pratique pour la surveillance courante et qui convient mieux à l'échantillonnage à long terme.

Il est impossible d'établir un site d'échantillonnage qui soit représentatif de la majorité des écoles, de sorte qu'il devient nécessaire d'échantillonner chaque point d'eau potable pour évaluer l'exposition des enfants dans les écoles. Selon le site d'échantillonnage (école ou immeuble à logements multiples), il peut s'avérer nécessaire de prélever de plus petits échantillons et des volumes totaux plus faibles (Santé Canada, 2009b; Schock et Lytle, 2011; U.S. EPA, 2018).

Partie C. Références et abréviations

C.1 Références

Aghasadeghi, K., Peldszus, S., Trueman, B.F., Mishra, A., Cooke, M.G., Slawson, R.M., Giammar, D.E., Gagnon, G.A. et Huck, P.M. (2021). Pilot-scale comparison of sodium silicates, orthophosphate and pH adjustment to reduce lead release from lead service lines. *Water Res.*, 195:116955. Disponible à : DOI: 10.1016/j.watres.2021.116955.

Anderson, K.E. (1983). Nickel in tap water. *Contact Dermatitis*, 9: 140–143.

Appenzeller, B.M.R., Batté, M., Mathieu, L., Block, J.C., Lahoussine, V., Cavard, J. et Gatel, D. (2001) Effect of adding phosphate to drinking water on bacterial growth in slightly and highly corroded pipes. *Water Res.*, 35(4): 1100–1105.

Arnold, R.B., Griffin, A. et Edwards, M. (2012). Controlling copper corrosion in new construction by organic matter removal. *J. Am. Water Works Assoc.*, 104(5): E310–E317.

Atlas, D., Coombs, J. et Zajcek, O.T. (1982). The corrosion of copper by chlorinated drinking waters. *Water Res.*, 16: 693–698.

AWWA (2017a). Internal corrosion control in water distribution systems: Manual of water supply practices M58. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO.

AWWA (2017b). Standard ANSI/AWWA C810-17: Replacement and flushing of lead service lines. American Water Works Association, Denver, CO.

AwwaRF (1990). Lead control strategies. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO.

AwwaRF (1994). Development of a pipe loop protocol for lead control. AWWA Research Foundation, Denver, CO.

AwwaRF (2004). Post optimization lead copper control monitoring strategies. AWWA Research Foundation, Denver, CO (Report 90996F).

Bae, Y., Pasteris, J.D. et Giammar, D.E. (2020). Impact of iron-rich scale in service lines on lead release to water. *AWWA Water Sci.peng* 2(4). Disponible à : DOI: 10.1002/aws2.1188

Bailey, R.J. et Russell, P.F. (1981). Predicting drinking water lead levels. *Sci. Technol. Lett.*, 2: 57–66.

Bailey, R.J., Holmes, D., Jolly, P.K. et Lacey, R.F. (1986). Lead concentration and stagnation time in water drawn through lead domestic pipes. Water Research Centre, Medmenham, UK. (Environment Report TR 243).

Baron, J. (1997). La mesure du plomb au robinet de l'utilisateur. Étude des méthodes d'échantillonnage. *Tech. Sci. Meth. Gen. Urbain Gen. Rural*, 92(5): 47–54.

Baron, J. (2001). Monitoring strategy for lead in drinking water at consumer's tap: field experiments in France. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 1(4): 193–200.

Beckett, M.A., Snoeyink, V.L. et Jim, K. (1998). A pipe loop system for evaluating iron uptake in distribution systems. In: *Proceedings of the 1998 AWWA Water Quality Technology Conference*, San Diego, CA. American Water Works Association, Denver, CO.

Benard, I. (1998). Évaluation de l'effet du silicate comme inhibiteur de corrosion dans un réseau de distribution de l'eau potable. École polytechnique de Montréal, Montreal, QC (Master's thesis).

Benjamin, M.M., Sontheimer, H. et Leroy, P. (1996). Corrosion of iron and steel. In: Internal Corrosion of Water Distribution Systems. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. p. 46.

Berend, K. et Trouwborst, T. (1999). Cement-mortar pipes as a source of aluminum. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(7): 91–100.

Berghult, B., Hedberg, T. et Broo, A.E. (1999). Drinking water distribution: corrosion control in Swedish municipalities. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, 48(2): 44–52.

Berghult, B., Broo, A.E. et Hedberg, T. (2001). Corrosion control measures in Sweden and the effect of succession order. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 1(3): 47–58.

Birden, H.H., Calabrese, E.J. et Stoddard, A. (1985). Lead dissolution from soldered joints. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(11): 66–70.

Boffardi, B.P. (1988). Lead in drinking water—causes and cures. *Public Works*, 119(11): 67–70.

Boffardi, B.P. (1990). Minimization of lead corrosion in drinking water. *Mater. Perform.*, 29(8): 45–49.

Boffardi, B.P. (1993). The chemistry of polyphosphate. *Mater. Perform.*, 8: 50–53.

Boffardi, B.P. et Sherbondy, A.M. (1991). Control of lead corrosion by chemical treatment. *Corrosion*, 47(12): 966–975.

Boireau, A., Benezet-Toulze, M., Randon, G. et Cavard, J. (1997). Limitation de la solubilisation du plomb par ajout de produit filmogène. Transposition d'une étude sur pilote à un réseau réel. *Tech. Sci. Meth. Gen. Urbain Gen. Rural*, 92(5): 63–72.

Bondiatti, G., Sinniger, J. et Stumm, W. (1993). The reactivity of Fe(III) (hydr)oxides: effects of ligands in inhibiting the dissolution. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp.*, 79(2–3): 157.

Boscher, V., Lytle, D.A., Schock, M.R., Porter, A. et Del Toral, M. (2019). POU water filters effectively reduce lead in drinking water: a demonstration field study in Flint, Michigan. *J Environ. Sci. Health A*, 54:5, 484–493. Disponible à : DOI:10.1080/10934529.2019.1611141

Boulay, N. et Edwards, M. (2001). Role of temperature, chlorine, and organic matter in copper corrosion by-product release in soft water. *Water Res.*, 35(3): 683–690.

Boyd, G.R., Pierson, G.L., Kirmeyer, G.J., Britton, M.D. et English, R.J. (2007). Lead release from end-use plumbing components in Seattle public schools. In: *Proceedings of the 2007 AWWA Research Symposium – Distribution Systems: The Next Frontier*, March 2–3, 2007, Reno, NV. American Water Works Association, Denver, CO.

Boyd, G.R., Pierson, G.L., Kirmeyer, G.J. et English, R.J. (2008a). Lead variability testing in Seattle public schools. *J. Am. Water Works Assoc.*, 100(2): 53–64.

Boyd, G.R., Pierson, G.L., Kirmeyer, G.J., Britton, M.D. et English, R.J. (2008b). Lead release from new end-use plumbing components in Seattle public schools. *J. Am. Water Works Assoc.*, 100(3): 105–114.

Britton, A. et Richards, W.N. (1981). Factors influencing plumbosolvency in Scotland. *J. Inst. Water Eng. Sci.*, 35(4):

349–364.

Broo, A.E., Berghult, B. et Hedberg, T. (1997). Copper corrosion in drinking water distribution systems – The influence of water quality. *Corros. Sci.*, 39(6): 1119–1132.

Broo, A.E., Berghult, B. et Hedberg, T. (1998). Copper corrosion in water distribution systems – The influence of natural organic matter (NOM) on the solubility of copper corrosion products. *Corros. Sci.*, 40(9): 1479–1489.

Broo, A.E., Berghult, B. et Hedberg, T. (1999). Drinking water distribution – The effect of natural organic matter (NOM) on the corrosion of iron and copper. *Water Sci. Technol.*, 40(9): 17–24.

Broo, A.E., Berghult, B. et Hedberg, T. (2001). Drinking water distribution – Improvements of the surface complexation model for iron corrosion. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 1(3): 11–18.

Bryant, S.D. (2004). Lead contaminated drinking waters in the public schools of Philadelphia. *J. Toxicol.*, 42(3): 287–294.

Camara, E., Montreuil, K.R., Knowles, A.K. et Gagnon, G.A. (2013). Role of the water main in lead service line replacement: a utility case study. *J. Am. Water Works Assoc.*, 105(8): E423–E431.

Campbell, A. et Douglas, I. (2007). Corrosion control in Ottawa. In: *Proceedings of the Ontario Water Works Association Distribution System Workshop*, Toronto, ON. Ontario Water Works Association, Markham, ON.

Campbell, H.S. (1954a). The influence of the composition of supply waters, especially of traces of natural inhibitor on pitting corrosion of copper water pipes. *Proc. Soc. Water Treat. Exam.*, 3: 100–117.

Campbell, H.S. (1954b). A natural inhibitor of pitting corrosion of copper in tap waters. *J. Appl. Chem.*, 4: 633–647.

Campbell, H.S. (1971). Corrosion, water composition and water treatment. *Proc. Soc. Water Treat. Exam.*, 20: 11–34.

Campbell, H.S. et Turner, M.E.D. (1983). The influence of trace organics on scale formation and corrosion. *J. Inst. Water Eng. Sci.*, 37(1): 55–72.

Cantor, A.F. (2009). *Water Distribution System Monitoring: A Practical Approach for Evaluating Drinking Water Quality*. Boca Raton, FL: CRC Press.

Cantor, A.F., Denig-Chakroff, D., Vela, R.R., Oleinik, M.G. et Lynch, D.L. (2000). Use of polyphosphate in corrosion control. *J. Am. Water Works Assoc.*, 92(2): 95–102.

Cantor, A.F., Park, J.K. et Vaiyavatjamai, P. (2003). Effect of chlorine on corrosion. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(5): 112–123.

Cantor, A.F. (2017). Optimization of phosphorus-based corrosion control chemicals using a comprehensive perspective of water quality. Water Research Foundation and Water Environment and Reuse Foundation, Denver, Colorado. Report #4586.

Cardew, P. (2000). Simulation of lead compliance data. *Water Res.*, 34(8): 2241–2252.

Cardew, P. (2003). A method for assessing the effect of water quality changes on plumbosolvency using random daytime sampling. *Water Res.*, 37(12): 2821–2823.

Cardew, P.T. (2009). Measuring the benefit of orthophosphate treatment on lead in drinking water. *J. Water Health*,

7(1): 123–131.

Cartier, C., Laroche, L., Deshommes, E., Nour, S., Richard, G., Edwards, M. et Prévost, M. (2011). Investigating dissolved lead at the tap using various sampling protocols. *J. Am. Water Works Assoc.*, 103(3): 53–67.

Cartier, C., Arnold, R., Triantafyllidou, S., Prévost, M. et Edwards, M. (2012a). Effect of flow rate and lead/copper pipe sequence on lead release from service lines. *Water Res.*, 46(13): 4142–4152.

Cartier, C., Doré, E., Laroche, L., Nour, S., Edwards, M. et Prévost, M. (2013). Impact of treatment on Pb release from full and partially replaced lead service lines (LSLs). *Water Res.*, 47(2): 661–671.

CDM Smith. (2019). City of Newark Point-of-Use Filter Study (August–September 2019). Filter Results Report – Final. Newark, NJ.

Churchill, D.M., Mavinic, D.S., Neden, D.G. et MacQuarrie, D.M. (2000). The effect of zinc orthophosphate and pH-alkalinity adjustment on metal levels leached into drinking water. *Can. J. Civil Eng.*, 27(6): 33–43.

Clark, B., Masters, S. et Edward, M. (2014). Profile sampling to characterize particulate lead risks in potable water. *Environ. Sci. Technol.*, 48(12): 6836–6843. Disponible à : DOI: 10.1021/es501342j

Clark, B.N., Masters, S.V. et Edwards, M.A. (2015). Lead release to drinking water from galvanized steel pipe coatings. *Environ. Eng. Sci.*, 32(8): 713–721.

Clifford, D.A (1999). Ion exchange and inorganic adsorption. Chapter 9 in: Letterman, R.D. (ed.), *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. 5th edition. American Water Works Association, Denver, CO; McGraw-Hill, New York, New York.

Clifford, D., Sorg, T. et Ghurye, G. (2011). Ion exchange and adsorption of inorganic contaminants. Chapter 12 in: *Water quality and treatment: A handbook of drinking water*. 6th edition. Edzwald, J.K. (ed.). American Water Works Association, Denver, Colorado.

Colling, J.H., Whincup, P.A.E. et Hayes, C.R. (1987). The measurement of plumbosolvency propensity to guide the control of lead in tapwaters. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 1(3): 263–269.

Colling, J.H., Croll, B.T., Whincup, P.A.E. et Harward, C. (1992). Plumbosolvency effects and control in hard waters. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 6(6): 259–269.

Conroy, P.J. (1991). Deterioration of water quality in distribution systems – the effects of water quality arising from *in situ* cement lining (APP 9770). Water Research Centre, Swindon, Wiltshire, UK. (Report No. DoE 2435-SW (P)).

Conroy, P.J., Kings, K., Olliffe, T., Kennedy, G. et Blois, S. (1994). Durability and environmental impact of cement mortar linings. Water Research Centre, Swindon, Wiltshire, UK. (Report No. FR 0473).

Cordonnier, J. (1997). Protection des réseaux de distribution par les inhibiteurs de corrosion. Choix et optimisation. *Tech. Sci. Meth. Gen. Urbain Gen. Rural*, 5: 75–82.

Craik, S., Gammie, L., Gao, M., Melnychuk, P. et Bruineman, C. (2008). Lead at customer's taps: results of the 2007 sampling program. Final report by EPCOR Water Services (Quality Assurance), Edmonton, AB.

Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J. et Tchobanoglous, G. (2012). *Water Treatment: Principles and Design*, 3rd edition. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.

CSA (2018a). American Society of Mechanical Engineers/Canadian Standards Association ASME A112.18.1-2018/CSA B125.1-18 – Plumbing supply fittings. CSA Group, Mississauga, ON.

CSA (2018b). Canadian Standards Association CSA B125.3-18 – Plumbing supply fittings. CSA Group, Mississauga, ON.

Del Toral, M.A., Porter, A. et Schock, M.R. (2013). Detection and evaluation of elevated lead release from service lines: a field study. *Environ. Sci. Technol.*, 47(16): 9300–9307.

De Mora, S.J. et Harrison, R.M. (1984). Lead in tap water: contamination and chemistry. *Chem. Br.*, 20(10):900–904.

DeSantis, M.K., Schock, M.R., Tully, J. et Bennett-Stamper, C. (2020). Orthophosphate interactions with destabilized PbO₂ scales. *Environ. Sci. Technol.*, 54 (22), 14302–14311. DOI: 10.1021/acs.est.0c03027

Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S., Cartier, C. et Prévost, M. (2010a). Source and occurrence of particulate lead in tap water. *Water Res.*, 44(12): 3734–3744.

Deshommes, E., Zhang, Y., Gendron, K., Sauv , S., Edwards, M., Nour, S. et Prévost, M. (2010b). Lead Removal from Tap Water Using POU Devices. *J. Am. Water Works Assoc.* 2010, 102 (10), 91–105.

Deshommes, E., Nour, S., Richer, B., Cartier, C. et Prévost, M. (2012). POU devices in large buildings: lead removal and water quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 104(4): E282–E297.

Deshommes, E., Andrews, R., Gagnon, G., McCluskey, T., McIlwain, Doré, E., Nour, S. et Prévost, M. (2016). Evaluation of exposure to lead from drinking water in large buildings. *Water Res.*, 99: 46–55.

Deshommes, E., Laroche, L., Deveau, D., Nour, S. et Prévost, M. (2017). Short-and long-term lead release after partial lead service line replacements in a metropolitan water distribution system. *Environ. Sci. Technol.*, 51(17), 9507–9515.

Deshommes, E., Trueman, B., Douglas, I., Huggins, D., Laroche, L., Swertfeger, J., Spielmacher, A., Gagnon, G. A. et Prévost, M. (2018). Lead Levels at the Tap and Consumer Exposure from Legacy and Recent Lead Service Line Replacements in Six Utilities. *Environ. Sci. Technol.*, 52(16), 9451–9459.

Dodrill, D.M. et Edwards, M. (1995). Corrosion control on the basis of utility experience. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(7): 74–85.

Doré, E., Deshommes, E., Andrews, R.C., Nour, S. et Prévost, M. (2018). Sampling in schools and large institutional buildings: Implications for regulations, exposure and management of lead and copper. *Water Res.*, 140 (2018) 110–122.

Doré, E., Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S. et Prévost, M. (2019). Study of the long-term impacts of treatments on lead release from full and partially replaced harvested lead service lines. *Water Res.* 149: 566e577.

Douglas, B.D. et Merrill, D.T. (1991). Control of water quality deterioration caused by corrosion of cement-mortar pipe linings. AWWA Research Foundation, American Water Works Association, Denver, CO.

Douglas, B.D., Merrill, D.T. et Caitlin, J.O. (1996). Water quality deterioration from corrosion of cement-mortar linings. *J. Am. Water Works Assoc.*, 88(7): 99–107.

Douglas, I., Guthmann, J., Muylwyk, Q. et Snoeyink, V. (2004). Corrosion control in the City of Ottawa – Comparison of alternatives and case study for lead reduction in drinking water. In: W. Robertson and T. Brooks (eds.), 11th Canadian National Drinking Water Conference and 2nd Policy Forum, April 3–6, Calgary, AB. Canadian Water and Wastewater Association, Ottawa, ON.

Douglas, I., Lemieux, F. et Weir, D. (2007). Testing the waters: putting Canada's new corrosion control guideline into

practice. In: Proceedings of the 2007 AWWA Research Symposium—Distribution Systems: The Next Frontier, March 2–3, 2007, Reno, NV. American Water Works Association, Denver, CO.

Dudi, A. et Edwards, M. (2004). Galvanic corrosion of lead bearing plumbing devices. In: Reconsidering lead corrosion in drinking water: Product testing, direct chloramine attack and galvanic corrosion. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. pp. 69–105 (A. Dudi Master's Thesis).

Edwards, M. et Dudi, A. (2004). Role of chlorine and chloramine in corrosion of lead-bearing plumbing materials. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(10): 69–81.

Edwards, M. et Ferguson, J.F. (1993). Accelerated testing of copper corrosion. *J. Am. Water Works Assoc.*, 85(10): 105–113.

Edwards, M. et McNeill, L.S. (2002). Effect of phosphate inhibitors on lead release from pipes. *J. Am. Water Works Assoc.*, 94(1): 79–90.

Edwards, M. et Sprague, N. (2001). Organic matter and copper corrosion by-product release: a mechanistic study. *Corros. Sci.*, 43(1): 1–18.

Edwards, M. et Triantafyllidou, S. (2007). Chloride-to-sulfate mass ratio and lead leaching to water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(7): 96–109.

Edwards, M., Ferguson, J.F. et Reiber, S.H. (1994a). The pitting corrosion of copper. *J. Am. Water Works Assoc.*, 86(7): 74–90.

Edwards, M., Meyer, T.E. et Rehring, J.P. (1994b). Effect of selected anions on copper corrosion rates. *J. Am. Water Works Assoc.*, 86(12): 73–81.

Edwards, M., Schock, M.R. et Meyer, T.E. (1996). Alkalinity, pH, and copper corrosion by-product release. *J. Am. Water Works Assoc.*, 88(3): 81–94.

Edwards, M., Jacobs, S. et Dodrill, D.M. (1999). Desktop guidance for mitigating Pb and Cu corrosion by-products. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(5): 66–77.

Edwards, M., Hidmi, L. et Gladwell, D. (2002). Phosphate inhibition of soluble copper corrosion by-product release. *Corros. Sci.*, 44(5): 1057–1071.

Eisnor, J.D. et Gagnon, G.A. (2003). A framework for the implementation and design of pilot-scale distribution systems. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, 57(7): 501–520.

European Commission (1999). Developing a new protocol for the monitoring of lead in drinking water. Directorate General for Science, Research and Development, European Commission, Brussels (Report No. REPORT EUR 19087 EN).

European Commission (2015). Commission Directive (EU) 2015/1787 of 6 October 2015 amending Annexes II and III to Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. Annex II, part D. Disponible à : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32015L1787>.

Facey, R.M. et Smith, D.W. (1995). Soft, low-temperature water-distribution corrosion: Yellowknife, NWT. *J. Cold Reg. Eng.*, 9(1): 23–40.

Feigenbaum, C., Gal-Or, L. et Yahalom, J. (1978). Scale protection criteria in natural waters. *Corrosion*, 34(4): 133.

Ferguson, J.F., Franqué, O.V. et Schock, M.R. (1996). Corrosion of copper in potable water systems. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 231–268.

Fratureur, I., Deslouis, C., Kiene, L., Levi, Y. et Tribollet, B. (1999). Free chlorine consumption induced by cast iron corrosion in drinking water distribution systems. *Water Res.*, 33(8): 1781–1790.

Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L. et Korshin, G.V. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation, Denver, CO (Project No. 3118).

Friedman, M., Hill, A., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Sorensen, D., Hammer, T., De Haan, M., MacArthur, K. et Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: Evaluation and mitigation. Water Research Foundation, Denver, CO.

Gardels, M.C. et Sorg, T.J. (1989). A laboratory study of the leaching of lead from water faucets. *J. Am. Water Works Assoc.*, 81(7): 101–113.

Gnaedinger, R.H. (1993). Lead in school drinking water. *J. Environ. Health*, 55(6): 15–18.

Gregory, R. (1990). Galvanic corrosion of lead solder in copper pipework. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 4(2): 112–118.

Hatch, G.B. (1969). Polyphosphate inhibitors in potable water. *Mater. Prot.*, 8(11): 31–35.

Hayes, C.R., (2010). *Best Practice Guide on the Control of Lead in Drinking Water*. IWA Publishing, London, UK.

Hayes, C.R., Incedion, S. et Balch, M. (2008). Experience in Wales (UK) of the optimization of ortho-phosphate dosing for controlling lead in drinking water. *J. Water Health*, 6(2): 177–185.

Hedberg, T. et Johansson, E. (1987). Protection of pipes against corrosion. *Water Supply*, 5(3/4): SS20-1–SS20-7.

Hidmi, L. et Edwards, M. (1999). Role of temperature and pH in $\text{Cu}(\text{OH})_2$ solubility. *Environ. Sci. Technol.*, 33(15): 2607–2610.

Holm, T.R. et Schock, M.R. (1991). Potential effects of polyphosphate products on lead solubility in plumbing systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(7): 76–82.

Holm, T.R., Smothers, S.H., Xiaofeng, Z. et Schock, M.R. (1989). Polyphosphate water-treatment products: their effects on the chemistry and solubility of lead in potable water systems. In: *Proceedings of the 1989 AWWA Water Quality Technology Conference*, Philadelphia, PA. American Water Works Association, Denver, CO.

Holtshulte, H. et Schock, M.R. (1985). Asbestos–cement and cement-mortar-lined pipes. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Engler Bunte Institute, Denver, CO. pp. 417–512.

Hong, P.K.A. et Macauley, Y. (1998). Corrosion and leaching of copper tubing exposed to chlorinated drinking water. *Water Air Soil Pollut.*, 108(3–4): 457–471.

Horsley, M.B., Northup, B.W., O'Brien, W.J. et Harms, L.L. (1998). Minimizing iron corrosion in lime softened water. In: *Proceedings of the 1998 AWWA Water Quality Technology Conference*, San Diego, CA. American Water Works

Association, Denver, CO.

Hoyt, B.P., Kirmeyer, G.J. et Courchene, J.E. (1979). Evaluating home plumbing corrosion problems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 71(12): 720.

Huggins, D. (2007). City of London lead testing and remediation programs. In: *Proceedings of the Ontario Water Works Association Distribution System Workshop*, Toronto, ON. Ontario Water Works Association, Markham, ON.

Hulsmann, A.D. (1990). Particulate lead in water supplies. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 4: 19–25.

Imran, S. A., Dietz, J. D., Mutoti, G., Taylor, J. S., Randall, A. A. et Cooper, C.D. (2005). Red water release in drinking water distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(9), 93–100.

Jackson, P. (2000). Monitoring the performance of corrective treatment methods. WRc-NSF Ltd., Oakdale, Gwent, UK.

Jackson, P.J. et Ellis, J.C. (2003). Demonstration of optimisation of plumbosolvency treatment and control measures. Drinking Water Inspectorate, Buckinghamshire, UK. Report No. DWI 6173

Karalekas, P.C., Ryan, C.R., Larson, C.D. et Taylor, F.B. (1978). Alternative methods for controlling the corrosion of lead pipes. *J. N. Engl. Water Works Assoc.*, 92(2): 159–178.

Karalekas, P.C., Ryan, C.R. et Taylor, F.B. (1983). Control of lead, copper, and iron pipe corrosion in Boston. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75(2): 92–95.

Kashinkunti, R.D., Metz, D.H., Hartman, D.J. et DeMarco, J. (1999). How to reduce lead corrosion without increasing iron release in the distribution system. In: *Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality Technology Conference*, Tampa Bay, FL. American Water Works Association, Denver, CO.

Katner, A, Pieper, K., Brown, K., Lin H., Parks, J., Wang., X., Hu, C-H, Masters, S., Mielke, H. et Edwards, M.E. (2018). Effectiveness of Prevailing Flush Guidelines to Prevent Exposure to Lead in Tap Water. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, (15): 1537; DOI:10.3390/ijerph15071537

Kimbrough, D.E. (2001). Brass corrosion and the LCR monitoring program. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(2): 81–91.

Korshin, G.V., Pery, S.A.L. et Ferguson, J.F. (1996). Influence of NOM on copper corrosion. *J. Am. Water Works Assoc.*, 88(7): 36–47.

Korshin, G.V., Ferguson, J.F., Lancaster, A.N. et Wu, H. (1999). Corrosion and metal release for lead-containing materials: influence of NOM. Water Research Foundation, Denver, CO. (AWWA Research Foundation Project No. 90759. No. 4349).

Korshin, G.V., J.F. Ferguson, et A.N. Lancaster (2000). Influence of Natural Organic Matter on the Corrosion of Leaded Brass in Potable Water, *Corros. Sci.*, 42: 53–66.

Korshin, G.V., Ferguson, J.F. et Lancaster, A.N. (2005). Influence of natural organic matter on the morphology of corroding lead surfaces and behavior of lead-containing particles. *Water Res.*, 39(5): 811–818.

Kuch, A. et Wagner, I. (1983). A mass transfer model to describe lead concentrations in drinking water. *Water Supply*, 17(10): 1330–1307.

Kwan, P. (2007). Lead in water: release before and after a lead service line replacement. In: *Proceedings of the Ontario Water Works Association Distribution System Workshop*, Toronto, ON. Ontario Water Works Association, Markham,

ON.

Larson, T.E. (1966). Chemical corrosion control. *J. Am. Water Works Assoc.*, 49(12): 1581.

Larson, T.E. et Skold, R.V. (1958). Current research on corrosion and tuberculation of cast iron. *J. Am. Water Works Assoc.*, 50(11): 1429–1432.

LeChevallier, M.W., Lowry, C.D., Lee, R.G. et Gibbon, D.L. (1993). Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(7): 111–123.

LeChevallier, M.W., Welch, N.J. et Smith, D.B. (1996). Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(7): 2201–2211.

Lee, R.G., Becker, W.C. et Collins, D.W. (1989). Lead at the tap: sources and control. *J. Am. Water Works Assoc.*, 81(7): 52–62.

Lehrman, L. et Shuldener, H.L. (1951). The role of sodium silicate in inhibiting corrosion by film formation on water piping. *J. Am. Water Works Assoc.*, 43(3): 175–188.

Leroy, P. (1993). Lead in drinking water—Origins; solubility; treatment. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, 42(4): 223–238.

Leroy, P., Schock, M.R., Wagner, I. et Holtschulte, H. (1996). Cement-based materials. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 313–388.

Li, B., Trueman, B. F., Rahman, M. S., Gao, Y., Park, Y. et Gagnon, G. A. (2019). Understanding the impacts of sodium silicate on water quality and iron oxide particles. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 5(8), 1360-1370.

Lin, Y.-P. et Valentine, R.L. (2008a). The release of lead from the reduction of lead oxide (PbO₂) by natural organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, 42(3): 760–765.

Lin, Y.-P. et Valentine, R.L. (2008b). Release of Pb(II) from Monochloramine-Mediated Reduction of Lead Oxide (PbO₂). *Environ. Sci. Technol.*, 42 (24): 9137–9143.

Lin, N.-H., Torrents, A., Davis, A.P. et Zeinali, M. (1997). Lead corrosion control from lead, copper–lead solder, and brass coupons in drinking water employing free and combined chlorine. *J. Environ. Sci. Health A*, 32(4): 865–884.

Lintereur P.A., Duranceau S.J. et Taylor J.S. (2011). Sodium silicate impacts on copper release in a potable water comprised of ground, surface and desalted sea water supplies. *Desalin. Water Treat.* 30, 348-360 DOI: 10.5004/dwt.2011.2255

Loschiavo, G.P. (1948). Experiences in conditioning corrosive army water supplies in New England. *Corrosion*, 4(1): 1–14.

Lowry, J., (2009). Lakhurst Acres, ME: Compliance issues engineering problems and solutions. U.S. EPA Sixth annual drinking water workshop: Small drinking water system challenges and solutions. August 4-6, 2009. Cincinnati, Ohio.

Lowry, J., (2010). Corrosion control with air stripping. American Water Work Association. Inorganic Contaminants Workshop, Denver, Colorado.

Lyon, T.D.B. et Lenihan, M.A. (1977). Corrosion in solder jointed copper tubes resulting in lead contamination of

drinking water. *Br. Corros. J.*, 12(1): 41–45.

Lyons, J.J., Pontes, J. et Karalekas, P.C. (1995). Optimizing corrosion for lead and copper using phosphoric acid and sodium hydroxide. In: *Proceedings of the 1995 AWWA Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA. American Water Works Association, Denver, CO.

Lytle, D.A. et Schock, M.R. (2000). Impact of stagnation time on metal dissolution from plumbing materials in drinking water. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, 49(5): 243–257.

Lytle, D.A. et Schock, M.R. (2005). Formation of Pb(IV) oxides in chlorinated water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(11): 102–114.

Lytle, D.A. et Snoeyink, V.L. (2002). Effect of ortho- and polyphosphate on the properties of iron particles and suspensions. *J. Am. Water Works Assoc.*, 94(10): 87–99.

Lytle, D.A., Schock, M.R., Dues, N.R. et Clark, P.J. (1993). Investigating the preferential dissolution of lead from solder particulates. *J. Am. Water Works Assoc.*, 85(7): 104–110.

Lytle, D.A., Sarin, P. et Snoeyink, V.L. (2003). The effect of chloride and orthophosphate on the release of iron from a drinking water distribution system cast iron pipe. In: *Proceedings of the 2003 AWWA Water Quality Technology Conference*, Philadelphia, PA. American Water Works Association, Denver, CO.

Lytle, D.A., Sorg, T.J. et Frietch, C. (2004). Accumulation of arsenic in drinking water distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 38(20): 5365–5372.

Lytle, D.A., Williams, D. et White, C. (2012). A simple approach to assessing copper pitting corrosion tendencies and developing control strategies. *J. Water Supply Res. T. – Aqua*, 63(3): 164–175.

Lytle, D. A., Sorg, T., Wang, L. et Chen, A. (2014). The accumulation of radioactive contaminants in drinking water distribution systems. *Water Res.*, 50, 396–407.

Lytle, D.A., Tang, M., Francis, A.T., O'Donnell, A.J. et Newton, J.L. (2020). The effect of chloride, sulfate and dissolved inorganic carbon on iron release from cast iron. *Water Res.* 183:116037

Maas, R.P., Patch, S.C., Kucken, D.J. et Peek, B.T. (1991). A multi-state study of the effectiveness of various corrosion inhibitors in reducing residential lead levels. In: *Proceedings of the 1991 AWWA Annual Conference*, Philadelphia, PA. American Water Works Association, Denver, CO.

Maas, R.P., Patch, S.C. et Gagnon, A.M. (1994). The dynamics of lead in drinking water in US workplaces and schools. *J. Am. Ind. Hyg. Assoc.*, 55: 829–832.

Maddison, L.A. et Gagnon, G.A. (1999). Evaluating corrosion control strategies for a pilot scale distribution system. In: *Proceedings of the 1999 AWWA Water Quality Technology Conference*, Tampa Bay, FL. American Water Works Association, Denver, CO.

Masters, S. et Edwards, M. (2015). Increased Lead in Water Associated with Iron Corrosion. *Environ. Eng. Sci.*, Vol. 32 (5): 150127063128008. Disponible à : DOI: 10.1089/ees.2014.0400

Masters, S., Welter, G.J. et Edwards, M. (2016). Seasonal variations in lead release to potable water. *Environ. Sci. Technol.*, 50(10): 5269–5277.

McCauley, R.F. (1960). Use of polyphosphate for developing protective calcite. *J. Am. Water Works Assoc.*, 52(6): 721.

McFadden, M., Giani, R., Kwan, P. et Reiber, S.H. (2011). Contributions to drinking water lead from galvanized iron corrosion scales. *J. Am. Water Works Assoc.*, 103:4:76.

McIlwain, B., Park, Y. et Gagnon, G.A. (2015). Fountain autopsy to determine lead occurrence in drinking water. *J. Environ. Eng.*, 142(3):04015083. Disponible à : DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001047

McNeill, L.S. et Edwards, M. (2001). Iron pipe corrosion in distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 93(7): 88–100.

McNeill, L.S. et Edwards, M. (2002). Phosphate inhibitor use at US utilities. *J. Am. Water Works Assoc.*, 94(7): 57–63.

McNeill, L.S. et Edwards, M. (2004). Importance of Pb and Cu particulate species for corrosion control. *J. Environ. Eng.*, 130(2): 136-144.

Méranger, J.C., Subramanian, K.S. et Chalifoux, C. (1981). Survey for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 64(1): 44–53.

Merill, D.T. et Sanks, R.L. (1978). Corrosion control by deposition of CaCO₃ films. Part 3. A practical approach for plant operators. *J. Am. Water Works Assoc.*, 70(1): 12.

Miller-Schulze, J., Ishikawa, C. et Foran, J. (2019). Assessing lead-contaminated drinking water in a large academic institution: a case study. *J. Water Health*. 17 (5): 728–736. Disponible à : DOI: 10.2166/wh.2019.025.

Mulhern, R. et Macdonald Gibson, J. (2020). Under-sink activated carbon water filters effectively remove lead from private well water for over six months. *Water* 12(12):3584. Disponible à : DOI: 10.3390/w12123584

Murphy, E.A. (1993). Effectiveness of flushing on reducing lead and copper levels in school drinking water. *Environ. Health Perspect.*, 101(3): 240–241.

Neff, C.H., Schock, M.R. et Marden, J. (1987). Relationships between water quality and corrosion of plumbing materials in buildings. Vol. 1. Galvanized steel and copper plumbing systems. US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA/600/2-87/036A).

Neuman, W.E. (1995). AWWC experience with zinc orthophosphate treatment. *J. N. Engl. Water Works Assoc.*, 109: 57–60.

Ngueta, G., Prévost, M., Deshommes, E., Abdous, B., Gauvin, D. et Levallois, P. (2014). Exposure of young children to household water lead in the Montreal area (Canada): the potential influence of winter-to-summer changes in water lead levels on children's blood lead concentration. *Environ. Int.*, 73: 57–65.

Nielsen, K. (1983). Control of metal contaminants in drinking water in Denmark. *J. Water Supply Res. Technol. – Aqua*, 32(4): 173–182.

Nielsen, K. et Andersen, A. (2001). Metal release from domestic water installations. In: Proceedings of the 6th International CEOCOR Congress, Giardini/Naxos, Italy. European Committee for the Study of Corrosion and Protection of Pipes, Brussels.

NRCC (2015). National Plumbing Code. National Research Council of Canada, Ottawa, ON.

NSF International (2020a). NSF/ANSI/CAN Standard 61: Drinking water treatment components—health effects. Ann Arbor, MI.

NSF International (2020b). NSF/ANSI/CAN Standard 372: Drinking water system components—lead content. Ann Arbor, MI.

NSF International (2020c). NSF/ANSI/CAN 60 : Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé. Ann Arbor, MI.

NSF International (2020d). NSF/ANSI Standard 53: Drinking water treatments units—Health effects. NSF International, Ann Arbor, MI.

NSF International (2020e). NSF/ANSI 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International, Ann Arbor, MI.

NSF International (2020f). NSF/ANSI Standard 62: Drinking water distillation system. NSF International, Ann Arbor, MI.

Oliphant, R.J. (1983a). Summary report on the contamination of potable water by lead from soldered joints. Wrc Engineering, Swindon, Wiltshire, UK. (Report No. ER 125E).

Oliphant, R.J. (1983b). Lead contamination of potable water arising from soldered joints. *Water Supply*, 1(2/3): SS 18-5–SS 18-9.

Oliphant, R.J. (1993). Changing perception of the significance of potential sources of lead contamination in domestic water systems. *Water Supply*, 11(3/4): 339–412.

Pan, W., Johnson, E.R. et Giammar, D.E. (2020). Accumulation on and Extraction of Lead from Point-of-Use Filters for Evaluating Lead Exposure from Drinking Water. *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 6, 2734.

Peng, C.Y., Ferguson, J.F. et Korshin, G.V. (2013). Effects of chloride, sulfate and natural organic matter (NOM) on the accumulation and release of trace-level inorganic contaminants from corroding iron. *Water Res.*, 47(14), 5257–5269.

Peters, N.J., Davidson, C.M., Britton, A. et Robertson, S.J. (1999). The nature of corrosion products in lead pipes used to supply drinking water to the City of Glasgow, Scotland, UK. *Fresen. J. Anal. Chem.*, 363(5/6): 562–565.

Pieper, K.J., Krometis, L.A., Gallagher, D.L., Benham, B.L et Edwards, M. (2015). Incidence of waterborne lead in private drinking water systems in Virginia. *J. Water Health*, 13(3): 897–908.

Pieper, K.J., Krometis, L.A. et Edwards, M. (2016). Quantifying Lead-Leaching Potential from Plumbing Exposed to Aggressive Waters. *J. Amer. Water W Assoc.* 108:9m. pp. E458–E466.

Pieper, K.J., Tang, M. et Edwards, M. A. (2017). Flint water crisis caused by interrupted corrosion control: Investigating “ground zero” home. *Enviro. Sci. Technol.*, 51(4), 2007–2014.

Pieper, K.J., Martin, R., Tang, M., Walters, L., Parks, J., Roy, S., Devine, C. et Edwards, M.A. (2018). Evaluating water lead levels during the Flint water crisis. *Enviro. Sci. and Technol.*, 52(15), 8124–8132.

Pinney, K., Craik, S., Gamal El-Din, M., Kindzierski, W., Gammie, L., Emde, K. et Westergard, J. (2007). Opportunities for improving drinking water quality in large buildings. In: *Proceedings of the Western Canada Water and Wastewater Association Annual Conference*, Edmonton, AB. Western Canada Water and Wastewater Association, Calgary, AB.

Pisigan, R.A. et Singley, J.E. (1987). Influence of buffer capacity, chlorine residual, and flow rate on corrosion of mild steel and copper. *J. Am. Water Works Assoc.*, 79(2): 62–70.

Purchase, J.M., Rouillier, R., Kelsey J. Pieper, K.J. et Edwards, M. (2020). Understanding Failure Modes of NSF/ANSI 53 Lead-Certified Point-of-Use Pitcher and Faucet Filters. Disponible à : <https://dx.doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00709>

Reda, M.R. et Alhajji, J.N. (1996). Role of solution chemistry on corrosion of copper in tap water: effect of sulfate ion concentration on uniform and localized attack. *Corrosion*, 52(2): 232–239.

Rehring, J.P. et Edwards, M. (1996). Copper corrosion in potable water systems: impacts of natural organic matter and water treatment processes. *Corrosion*, 52(4): 301–317.

Reiber, S.H. (1987). Corrosion monitoring and control in the Pacific Northwest. *J. Am. Water Works Assoc.*, 71(2): 71–74.

Reiber, S.H. (1989). Copper plumbing surfaces: an electrochemical study. *J. Am. Water Works Assoc.*, 87(7): 114.

Reiber, S.H. et Dostal, G. (2000). Well water disinfection sparks surprises. *Opflow*, 26(3): 1, 4–6, 14.

Reiber, S.H., Ryder, R.A. et Wagner, I. (1996). Corrosion assessment technologies. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 445–486.

Renner, R. (2004). Leading to lead. *Sci. Am.*, 291(1): 22, 24.

Renner, R. (2006). Lead in water linked to coagulant. *Environ. Sci. Technol.*, 40(17): 5164–5165.

Rezania, L.W. et Anderl, W.H. (1995). Copper corrosion and iron removal plants. The Minnesota experience. In: *Proceedings of the 1995 AWWA Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA. American Water Works Association, Denver, CO.

Rezania, L.W. et Anderl, W.H. (1997). Corrosion control for high DIC groundwater phosphate or bust. In: *Proceedings of the 1997 AWWA Annual Conference*, Atlanta, GA. American Water Works Association, Denver, CO.

Samuels, E.R. et Méranter, J.C. (1984). Preliminary studies on the leaching of some trace metals from kitchen faucets. *Water Res.*, 18(1): 75–80.

Sandvig, A. (2007). Field evaluation of the impact of faucet replacement on lead levels measured at the tap. In: *Proceedings of the 2007 AWWA Research Symposium – Distribution Systems: The Next Frontier*, March 2–3, 2007, Reno, NV. American Water Works Association, Denver, CO.

Sandvig, A., Kwan, P., Kirmeyer, G., Maynard, B., Mast, D., Trussell, R.R., Trussell, S., Cantor, A. et Prescott, A. (2008). Contribution of service line and plumbing fixtures to lead and copper rule compliance issues. *Water Research Foundation*, Denver, Colorado (Awwa Research Foundation Project No. 90721).

Santé Canada (1978). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – fer*. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (1989). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – l'amiante*. Bureau des dangers des produits chimiques, Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2013). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le chlorure de vinyle. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2019a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le plomb. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2019b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique : Le cuivre. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2019c). Assessment of the Impacts of Iron in Drinking Water Distribution Systems. Prepared by Armview Engineering Limited for Health Canada, Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Ottawa, ON. Disponible sur demande.

Santé Canada (2019d). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le manganèse. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2020a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique : cadmium. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2020b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2020c). Document de conseils sur la matière organique naturelle dans l'eau potable. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2020d). Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution – Document de consultation publique. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada., Ottawa (Ontario).

Sarin, P., Bebee, J., Becket, M.A., Jim, K.K., Lytle, D.A., Clement, J.A., Kriven, W.M. et Snoeyink, V.L. (2000). Mechanism of release of iron from corroded iron/steel pipes in water distribution systems. In: Proceedings of the 2000 AWWA Annual Conference, Denver, CO. American Water Works Association, Denver, CO.

Sarin, P., Clement, J.A., Snoeyink, V.L. et Kriven, W.M. (2003). Iron release from corroded, unlined cast-iron pipe. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(11): 85–96.

Sathyanarayana, S., Beaudet, N., Omri, K. et Karr, K. (2006). Predicting children's blood lead levels from exposure to school drinking water in Seattle, WA. *Ambul. Pediatr.*, 6(5): 288–292.

Sarver, E., Zhang, Y. et Edwards, M. (2011). Copper pitting and brass dezincification: chemical and physical effects. Water Research Foundation, Denver, CO.

Schock, M.R. (1980). Response of lead solubility to dissolved carbonate in drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(12): 695–704.

Schock, M.R. (1989). Understanding corrosion control strategies for lead. *J. Am. Water Works Assoc.*, 81(7): 88–100.

Schock, M.R. (1990a). Causes of temporal variability of lead in domestic plumbing systems. *Environ. Monit. Assess.*, 15(1): 59–82.

Schock, M.R. (1990b). Internal corrosion and deposition control. In: *AWWA water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. McGraw-Hill, Inc., New York, NY (for the American Water Works Association).

Schock, M.R. (2005). Distribution systems as reservoirs and reactors for inorganic contaminants. In: *Distribution system water quality challenges in the 21st century: a strategic guide*. American Water Works Association, Denver, CO.

Schock, M.R. et Fox, J.C. (2001). Solving copper corrosion problems while maintaining lead control in a high alkalinity water using orthophosphate. In: *Proceedings of the 2001 AWWA Annual Conference*, Washington, DC. American Water Works Association, Denver, CO.

Schock, M.R. et Gardels, M.C. (1983). Plumbosolvency reduction by high pH et low carbonate–solubility relationships. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75(2): 87–91.

Schock, M.R. et Giani, R. (2004). Oxidant/disinfectant chemistry and impacts on lead corrosion. In: *Proceedings of the 2004 AWWA Water Quality Technology Conference*, San Antonio, TX. American Water Works Association, Denver, CO.

Schock, M. R. et Lemieux, F. G. (2010). Challenges in addressing variability of lead in domestic plumbing. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 10(5), 793–799.

Schock, M. et Lytle, D. (2011). Chapter 20: Internal corrosion and deposition control. In: J.K. Edzwald (ed.), *Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water*. 6th edition. McGraw Hill and American Water Works Association, Denver, CO.

Schock, M.R. et Neff, C.H. (1988). Trace metal contamination from brass fittings. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80(11): 47–56.

Schock, M.R., Lytle, D.A. et Clement, J.A. (1995). Effect of pH, DIC, orthophosphate, and sulfate on drinking water cuprosolvency. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH (Report No. EPA/600/R-95/085).

Schock, M.R., Wagner, I. et Oliphant, R.J. (1996). Corrosion and solubility of lead in drinking water. In: *Internal corrosion of water distribution systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 131–230.

Schock, M.R., Harmon, S.M., Swertfeger, J. et Lohmann, R. (2001). Tetravalent lead: a hitherto unrecognized control of tap water lead contamination. In: *Proceedings of the 2001 AWWA Water Quality Technology Conference*, Nashville, TN. American Water Works Association, Denver, CO.

Schock, M.R., Lytle, D.A., Sandvig, A.M., Clement, J.A. et Harmon, S.M. (2005a). Replacing polyphosphate with silicate to solve lead, copper, and source water iron problems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(11): 84–93.

Schock, M.R., Hyland, R.N. et Welch, M.M. (2008a). Occurrence of contaminant accumulation in lead pipe scales from domestic drinking-water distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 42(12): 4285–4291.

Schock, M.R., DeSantis, M.K., Metz, D.H., Welch, M.M. Hyland, R.N. and Nadagouda, M.N (2008b). Revisiting the pH Effect on the Orthophosphate Control of Plumbosolvency. *Proc. AWWA Annual Conference*, Atlanta, GA, June 8–12.

Schock, M.R., Cantor, A., Triantafyllidou, S., DeSantis, M.K. et Scheckel, K.G. (2014). Importance of pipe deposits to

Lead and Copper Rule compliance. *J. Am. Water Works Assoc.*, 106(7): E336–E349.

Seattle Public Schools (2005). Seattle Public Schools water quality remediation plan: results of special lead sampling at Decatur (AE II) School. Disponible à : www.seattleschools.org/area/ehs/drinkingwater/HDR/AttachmentE.pdf

Sharrett, A.R., Carter, A.P., Orheim, R.M. et Feinleib, M. (1982). Daily intake of lead, cadmium, copper, and zinc from drinking water: the Seattle study of trace metal exposure. *Environ. Res.*, 28: 456–475.

Sheiham, I. et Jackson, P.J. (1981). The scientific basis for control of lead in drinking water by water treatment. *J. Inst. Water Eng. Sci.*, 35(6): 491–515.

Shuldener, H.L. et Sussman, S. (1960). Silicate as a corrosion inhibitor in water systems. *Corrosion*, 16: 354–358.

Shull, K.E. (1980). An experimental approach to corrosion control. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(5): 280–285.

Singh, I. et Mavinic, D.S. (1991). Significance of building and plumbing specifics on trace metal concentrations in drinking water. *Can. J. Civil Eng.*, 18(6): 893–903.

Singley, J.E. (1994). Electrochemical nature of lead contamination. *J. Am. Water Works Assoc.*, 86(7): 91–96.

Snoeyink, V.L. et Wagner, I. (1996). Principles of corrosion of water distribution systems. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 1–28.

Sontheimer, H., Kollo, W. et Snoeyink, V.L. (1981). The siderite model of the formation of corrosion-resistant scales. *J. Am. Water Works Assoc.*, 71(11): 572–579.

Sorg, T.J., Schock, M.R. et Lytle, D.A. (1999). Ion exchange softening: effects on metal concentrations. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(8): 85–97.

St. Clair, J. Cartier, C., Triantafyllidou, S., Clark, B. et Edwards, M. (2015). Long-Term Behavior of Simulated Partial Lead Service Line Replacements. *Environ Eng Sci*. 2016 Jan 1; 33(1): 53–64. Disponible à : DOI: 10.1089/ees.2015.0337

Stericker, W. (1938). Sodium silicates in water to prevent corrosion. *Ind. Eng. Chem.*, 30(3): 348–351.

Stericker, W. (1945). Protection of small water systems from corrosion. *Ind. Eng. Chem.*, 37(8): 716–720.

Stumm, W. (1960). Investigation on the corrosive behavior of waters. *J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civil Eng.*, 86: 27–45.

Subramanian, K.S., Connor, J.W. et Méranger, J.C. (1991). Leaching of antimony, cadmium, lead, silver, tin, and zinc from copper piping with non-lead based solder joints. *J. Environ. Sci. Health*, 26(6): 911–928.

Switzer, J.A., Rajasekharan, V.V., Boonsalee, S., Kulp, E.A. et Bohannon, E.M.W. (2006). Evidence that monochloramine disinfectant could lead to elevated Pb levels in drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 40(10): 3384–3387.

Tarbet, N.K., Hegarty, B. et Jackson, P.J. (1999). Feasibility of using lining or coating techniques for reducing exposure to lead from water supply pipes. WRC, Swindon, UK. (DETR/DWI 4712)

Texter, C.R. (1923). The prevention of corrosion in hot water supply systems and boiler economizer tubes. *J. Am. Water Works Assoc.*, 10(9): 764–772.

Tresh, J.C. (1922). The action of natural waters on lead. *Analyst*, 47(560): 459–468, 500–505.

Treweek, G.P., Glicker, G., Chow, B. et Spinker, M. (1985). Pilot-plant simulation of corrosion in domestic pipe materials. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(10): 74–82.

Triantafyllidou, S., Lytle, D.A., Chen, A.S.C., Wang, L., Muhlen, C. et Sorg, T.J. (2019). Patterns of arsenic release in drinking water distribution systems. *AWWA Water Science*, 1 (4): e1149.

Trueman, B.F. et Gagnon, G.A. (2016). A new analytical approach to understanding nanoscale lead-iron interactions in drinking water distribution systems. *J. Hazard. Mater.* 311: 151–157.

Trueman, B.F., Sweet, G.A., Harding, M.D., Estabrook, H., Bishop, D.P. et Gagnon, G.A. (2017). Galvanic corrosion of lead by iron (oxyhydr) oxides: potential impacts on drinking water quality. *Environ. Sci. Technol.*, 51(12), 6812–6820.

Tully, J., DeSantis, M.K. et Schock, M.R. (2019). Water quality-pipe deposit relationships in Midwestern lead pipes. *AWWA Water Sci.* 2019 Mar 4; 1(2). Disponible à : <https://doi.org/10.1002/aws2.1127>

UK WIR (1997). Approaches for Controlling Plumbosolvency. Water Industry Research Limited, London, UK.

UK WIR (2012). Alternatives to Phosphate for Plumbosolvency Control. Water Industry Research Limited, London, UK.

US EPA (1991). 40 CFR Parts 141 et 142, Maximum Contaminant Level Goals and National Primary Drinking Water Regulations for Lead and Copper; Final Rule. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA (1992). Lead and Copper Rule guidance manual. US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA/811/B-92/002).

US EPA (1994). Lead in drinking water in schools and non-residential buildings. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA 812-B-94-002).

US EPA (2003). Revised guidance manual for selecting lead and copper control strategies. US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA-816-R-03-001).

US EPA (2004). Controlling lead in drinking water for schools and day care facilities: a summary of state programs. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA-810-R-04- 001; Disponible à : www.epa.gov/ogwdw000/lcmr/pdfs/report_lcmr_schoolsummary.pdf

US EPA (2006). 3Ts for Reducing Lead in Drinking Water in Schools: Revised Technical Guidance. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

US EPA (2007). Elevated Lead in D.C. Drinking Water – A Study of Potential Causative Events, Final Summary Report. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC (Report No. EPA 812-B-94-002).

US EPA (2012). Radionuclides in Drinking Water, Compliance Options: Treatment Technology Descriptions. Disponible à : <http://cfpub.epa.gov/safewater/radionuclides/radionuclides.cfm>

US EPA (2018). 3Ts for Reducing Lead in Drinking Water in Schools and Childcare Facilities: Revised Manual. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Valentine, R.L. et Lin, Y-P. (2009). The role of free chlorine, chloramines, and NOM on the release of lead into

drinking water. Report number 91243. Water Research Foundation, Denver, CO.

van den Hoven, T. et Slaats, N. (2006). Lead monitoring. In: P. Quevauviller and K.C. Thompson (eds.), *Analytical Methods for Drinking Water: Advances in Sampling and Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd., New York, NY.

Van Der Merwe, S.W. (1988). The effect of water quality variables on the corrosion behavior of water coagulated with a cationic polyelectrolyte and with lime/activated silica. *Water Supply*, 6(4): SS2.

Veleva, L. (1998). The corrosion performance of steel and reinforced concrete in a tropical humid climate. A review. *Corros. Rev.*, 16(3): 235.

Vik, E.A., Ryder, R.A., Wagner, I. et Ferguson, J.F. (1996). Mitigation of corrosion effects. In: *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd edition. American Water Works Association Research Foundation and DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, CO. pp. 389–444.

Viraraghavan, T., Subramanian, K.S. et Rao, B.V. (1996). Drinking water at the tap: impact of plumbing materials on water quality. *J. Environ. Sci. Health A*, 31(8): 2005–2016.

Volk, C., Dundore, E., Schiermann, J. et LeChevallier, M.W. (2000). Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system. *Water Res.*, 34(6): 1967–1974.

Vreeburg, J. (2010). *Discolouration in drinking water systems: the role of particles clarified*. IWA Publishing, London, UK.

Wang, L., Chen, A.S.C. et Wang, A. (2010). Arsenic removal from drinking water by ion exchange. U.S. EPA demonstration project at Fruitland, ID. Final performance evaluation report. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-10/152.

Wang, Y., Jing, H., Mehta, V., Welter, G.J. et Giammar, D.E. (2012). Impact of galvanic corrosion on lead release from aged lead service lines. *Water Res.*, 46: 5049–5060.

Wasserstrom, L., Miller, S. et Schock, M. (2017). Scale formation under blended phosphate treated for a utility with lead pipes. *J. Am. Water Works Assoc.* 109 (11): E464–478.

Williams, S.M. (1990). The use of sodium silicate and sodium polyphosphate to control water problems. *Water Supply*, 8: 195.

Wong, C.S. et Berrang, P. (1976). Contamination of tap water by lead pipe and solder. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 15(5): 530–534.

Woszczynski, M., Bergese, J., Payne, S.J. et Gagnon, G.A. (2015). Comparison of sodium silicate and phosphate for controlling lead release from copper pipe rigs. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 42: 953–959.

Zhao, J., Giammar, D.E., Pasteris, J.D., Dai, C., Bae, Y., et Hu, Y. (2018). Formation and aggregation of lead phosphate particles: implications for lead immobilization in water supply systems. *Environ. Sci. Technol.*, 52(21):12612-12623. DOI: 10.1021/acs.est.8b02788

Zhou, E., Payne, S.J.O., Hofmann, R. et Andrews, R.C. (2015). Factors affecting lead release in sodium silicate-treated partial lead service line replacements. *J. Environ. Sci. Health Part A Toxic Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 50(9): 922-930.

Zlatanovic, L., van der Hoek, J.P. et Vreeburg, J.H.G. (2017). An experimental study on the influence of water stagnation and temperature change on water quality in a full-scale domestic drinking water system. *Water Res.*, 123: 761–772.

C.2 Abréviations

30 MS	temps de stagnation de 30 minutes
ANSI	American National Standards Institute
ASME	American Society of Mechanical Engineers
ASTM	American Society for Testing and Materials
CCN	Conseil canadien des normes
CID	carbone inorganique dissous
CMA	concentration maximale acceptable
CNP	Code national de la plomberie – Canada
CSA	Association canadienne de normalisation
ESP	entrée de service en plomb
MON	matière organique naturelle
Pb	plomb
PCCS	Plan de contrôle de la corrosion dans les réseaux
POR	potentiel d'oxydoréduction
PVC	polychlorure de vinyle
RCS	ratio chlorure/sulfate
RD	réseau de distribution
RDT	échantillonnage aléatoire de jour
SG	objectif du réseau/secteur
U.S. EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)

Partie D. Tableaux

D.1 Principaux facteurs influant sur la corrosion et le relargage du plomb, du cuivre, du fer et du ciment

Facteurs	Principaux effets
Âge des tuyaux	Le relargage du plomb, du cuivre, du fer et du ciment diminue habituellement avec l'âge des éléments des réseaux de distribution. Cependant, les tuyaux de fer dont la paroi intérieure est recouverte de nombreux tubercules causent souvent des épisodes d'eau rouge et sont associés à des concentrations accrues de plomb au robinet.
Période de stagnation	Les concentrations de plomb et de fer dans l'eau du robinet augmentent rapidement en fonction de la période de stagnation de l'eau dans le système de plomberie, mais elles atteignent un niveau assez stable après 8 heures ou plus. Les concentrations de cuivre augmentent rapidement au début de la période de stagnation, mais elles peuvent ensuite diminuer ou continuer d'augmenter selon les taux d'oxydant. Un temps de résidence prolongé dans les tuyaux peut aussi accélérer la détérioration de la qualité de l'eau due aux matériaux à base de ciment.
pH	Les concentrations de plomb, de cuivre et de fer dans l'eau du robinet diminuent habituellement à mesure que le pH de l'eau augmente. Un pH plus élevé favorise la corrosion du fer et la formation de tubercules. Un pH plus bas favorise le relargage à partir du ciment, ce qui provoque en retour une augmentation du pH de l'eau.
Alcalinité	Les concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau du robinet augmentent généralement lorsque l'alcalinité est faible. Les concentrations de cuivre peuvent également augmenter lorsque l'alcalinité est très forte. Une faible alcalinité favorise le relargage du fer, ainsi que le relargage à partir du ciment qui, en retour, provoque une augmentation de l'alcalinité de l'eau.
Température	Il n'existe pas de rapport simple entre les concentrations de plomb, de cuivre et de fer dans l'eau du robinet et la température.
Calcium	La teneur en calcium n'a pas d'incidence significative sur les concentrations de plomb, de cuivre et de fer dans l'eau du robinet. Les faibles concentrations de calcium dans l'eau potable favorisent le relargage à partir du ciment. Ce relargage provoque en retour une augmentation de la concentration du calcium dans l'eau potable.
Chlore libre	La présence de chlore dans l'eau peut entraîner la formation d'incrustations stables de plomb IV. Le chlore libre peut accélérer la corrosion du cuivre à un faible pH et la réduire à un pH élevé. Les données indiquent également que le chlore libre peut par ailleurs accélérer la corrosion du plomb et du fer.
Chloramines	Les chloramines peuvent dissoudre les incrustations formées dans les tuyaux acheminant de l'eau chlorée et conduire à l'instabilité des incrustations de plomb. Peu d'informations sont disponibles sur les effets des chloramines sur le cuivre et le fer.
Chlorure et sulfate	Le chlorure à lui seul n'influe pas d'une manière concluante sur les concentrations de plomb dans l'eau du robinet. Il peut réduire le taux de corrosion du cuivre jusqu'à des concentrations relativement élevées, mais risque de provoquer une corrosion par piqûres du cuivre à de fortes concentrations. Le sulfate ne semble pas avoir une incidence importante sur les concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau du robinet. Il peut toutefois provoquer une corrosion par piqûres du cuivre. Un RCS supérieur à 0,58 peut entraîner des concentrations plus élevées de plomb dans l'eau du robinet. Des concentrations élevées de sulfate pourraient provoquer la formation de fissures dans les tuyaux en ciment.
Matières organiques naturelles (MON)	Les effets des MON sur les concentrations de plomb, de cuivre et de fer dans l'eau du robinet n'ont pas été démontrés de manière concluante. Les MON pourraient diminuer la corrosion par piqûres du cuivre et la corrosion du fer et augmenter la solubilité du plomb, du cuivre et du fer.

D.2 Conditions favorisant le relargage du plomb dans les réseaux de distribution d'eau potable et les systèmes de plomberie et indicateurs correspondants

D.2.1 À l'usine de traitement

Condition	Commentaire
Lorsque le pH est inférieur à 7,0 ou supérieur à 9,5	Le pH de l'eau est contrôlé dans les usines de traitement, mais il peut varier dans les réseaux de distribution. On a constaté l'existence d'une corrélation très étroite entre un pH faible et des concentrations élevées de plomb dans l'eau du robinet. Un pH supérieur à 9,5 peut conduire à une plus grande solubilité du plomb.
Lorsque l'alcalinité est inférieure à 30 mg/L	Même si l'alcalinité est contrôlée à l'usine de traitement, elle peut varier dans les réseaux de distribution. On a établi une corrélation entre la faible alcalinité de l'eau et des concentrations élevées de plomb dans l'eau du robinet. En outre, une eau de faible alcalinité a un faible pouvoir tampon et peut mettre en jeu la stabilité du pH.
Modification de la méthode de traitement	Toute modification apportée à la méthode de traitement de l'eau qui risque d'avoir des conséquences chimiques, biologiques et physiques sur l'eau distribuée devrait faire l'objet d'un suivi rigoureux dans le réseau de distribution. La corrosion et les concentrations de plomb dans l'eau sont facilement influencées par de petits changements de la qualité de l'eau distribuée. Les concentrations de plomb dans l'eau du robinet et dans le réseau de distribution devraient faire l'objet d'un suivi rigoureux lors d'une modification de la méthode de traitement, en particulier si on change de coagulant ou de désinfectant.
Remplacement du chlore par des chloramines	La modification du traitement au désinfectant résiduel aura une incidence sur le potentiel électrochimique et le pH de l'eau. Ces effets pourraient à leur tour déstabiliser les sous-produits de la corrosion présents dans le réseau de distribution et la plomberie. Les concentrations de plomb dans l'eau du robinet et dans le réseau de distribution devraient faire l'objet d'un suivi rigoureux lors d'une modification de la méthode de traitement, en particulier si on change de coagulant ou de désinfectant.

D.2.2 À l'intérieur du réseau de distribution

Condition	Commentaire
Raccords ou éléments de plomberie en ligne à base de plomb	Le plomb contenu dans les raccords en queue de cochon, cols-de-cygne, les éléments de soupapes ou les joints d'étanchéité utilisés dans les usines de traitement ou les conduites principales peut être libéré dans l'eau.
Vieux tuyaux de fonte sans revêtement	Les vieux tuyaux de fonte sans revêtement sont très corrodés. Les tubercules réduisent le diamètre intérieur et favorisent la prolifération des microorganismes. Le ratio élevé de la surface exposée pour une longueur de tuyau donnée, le temps de résidence prolongé et l'activité microbiologique plus intense risquent de modifier le pH, l'alcalinité et l'équilibre chimique de l'eau. Ces tuyaux peuvent également être connectés à des entrées de service en plomb. Le fer adsorbe le plomb et d'autres métaux et peut en augmenter la concentration au robinet.
Culs-de-sac	Les culs-de-sac allongent la période de stagnation de l'eau et le temps de contact de l'eau avec les contaminants et favorisent donc l'activité microbiologique et chimique.
Activité microbiologique	Les films biologiques se développent dans les réseaux de distribution et la plomberie. Les microorganismes qu'ils contiennent influent sur l'équilibre biochimique de l'eau et, par conséquent, sur la corrosion.

Condition	Commentaire
Nitrification	La nitrification pourrait jouer un rôle en abaissant le pH de l'eau et en favorisant la dissolution du plomb, en particulier lorsqu'on utilise la chloramine comme désinfectant secondaire.
Modification du débit	Un changement soudain du débit dans les tuyaux risque d'entraîner le détachement des sous-produits solides de la corrosion adhérant à la paroi interne de ces tuyaux.
Entrées de service en plomb	Le relargage du plomb à partir des entrées de service se poursuit même plusieurs années après leur installation. Il existe une corrélation étroite entre la période de stagnation et la libération du plomb à partir de ces conduites. Un remplacement partiel des entrées de service risque d'entraîner une augmentation temporaire des concentrations de plomb due aux limailles ou aux perturbations mécaniques ou hydrauliques qui entraînent le détachement des sous-produits accumulés de la corrosion.

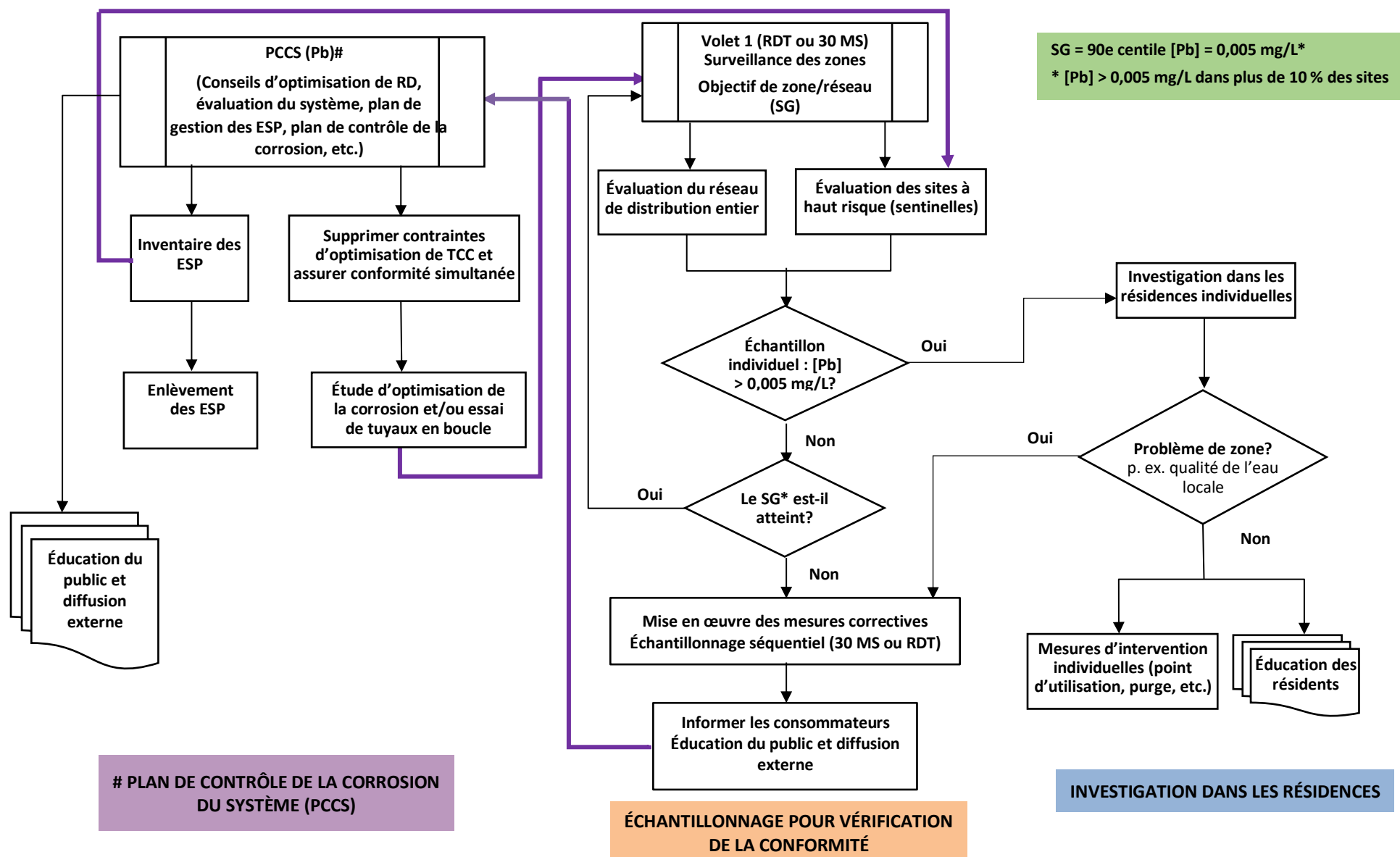
D.2.3 À l'intérieur du système de plomberie

Condition	Commentaire
Entrées de service en plomb	Le relargage du plomb à partir des entrées de service se poursuit même plusieurs années après leur installation. Il existe une corrélation étroite entre la période de stagnation et la libération du plomb à partir de ces conduites. Un remplacement partiel des entrées de service risque d'entraîner une augmentation temporaire des concentrations de plomb due aux limailles ou aux perturbations mécaniques ou hydrauliques qui entraînent le détachement des sous-produits accumulés de la corrosion.
Raccords et éléments de plomberie en laiton	Les raccords et les éléments de plomberie en laiton au plomb, y compris les compteurs d'eau résidentiels, peuvent toujours contenir du plomb et relarguer le plomb dans l'eau. Le laiton utilisé dans les éléments de plomberie fabriqués il y a un certain temps peut contenir jusqu'à 8 % de plomb et être une source de plomb pendant une certaine période. Les compteurs d'eau sont installés dans les résidences, mais c'est d'ordinaire la municipalité qui en est responsable.
Soudure au plomb	Les systèmes de plomberie installés avant 1990 sont soudés au plomb. Ces soudures constituent une source de plomb dans l'eau du robinet.
Période de stagnation	Il existe une corrélation très étroite entre la période de stagnation de l'eau et la libération du plomb.

D.2.3 Au robinet

Condition	Commentaire
Plaintes des consommateurs	Les plaintes des consommateurs constituent une source utile d'informations pour déterminer les endroits susceptibles d'être contaminés par le plomb. Elles peuvent découler directement des préoccupations relatives à la concentration de plomb dans l'eau ou être liées à des considérations esthétiques ayant un lien indirect avec la concentration de plomb.
Couleur, turbidité ou débris	La couleur, la turbidité ou la présence de débris dans l'eau du robinet peuvent nous renseigner sur la corrosion du réseau de distribution. Ces phénomènes sont la plupart du temps liés à la présence de fer dans l'eau, mais il peut également y avoir adsorption de plomb et d'autres métaux.
Concentrations de plomb	La mesure de la concentration de plomb demeure la seule méthode vraiment fiable d'évaluer l'exposition de la population au plomb dans l'eau potable.

Partie E. Figure E1 – Cadre d'un programme de contrôle de la corrosion dans des sites résidentiels



Partie F. Protocole de surveillance de recharge pour les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels (stagnation en deux volets)

F.1 Protocole d'échantillonnage

Les objectifs de ce protocole d'échantillonnage de recharge et cet objectif du réseau concernant les immeubles non résidentiels et les immeubles résidentiels, comme les services de garde, les écoles et les grands immeubles, visent à localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb dans les immeubles et à déterminer les endroits où il faut intervenir ainsi que les mesures correctives à prendre. L'objectif est de réduire le plus possible les concentrations de plomb aux sorties d'eau froide (p. ex. raccords ou appareils comme les robinets et les fontaines) utilisées pour la boisson et la cuisine et de protéger ainsi la santé des occupants contre une exposition au plomb. Les protocoles d'échantillonnage et les objectifs du réseau se fondent sur les variations observées dans les concentrations de plomb aux sorties d'eau des immeubles non résidentiels, variations qui dépendent des sources de plomb dans la plomberie ainsi que des modes d'utilisation de l'eau.

Les périodes de stagnation dépendront de facteurs tels que la fréquence d'utilisation d'un robinet, la distribution ou non d'eau en bouteille, la durée d'occupation de l'immeuble (24 heures ou 8 heures par jour) et le nombre d'occupants. La détermination de la source du problème dans un immeuble spécifique est critique pour évaluer les mesures à prendre afin de réduire l'exposition au plomb. Les endroits posant des problèmes particuliers sont déterminés par la mesure des concentrations de plomb aux fontaines et aux robinets d'eau froide. Lorsque des concentrations élevées de plomb sont détectées dans une sortie d'eau, elles peuvent provenir de matériaux contenant du plomb présent dans la sortie d'eau elle-même (p. ex. robinet, fontaine à jet vertical, refroidisseur d'eau), de la plomberie en amont de la sortie d'eau ou de l'eau entrant dans l'immeuble. On suit une approche à deux volets pour identifier la source de cette concentration élevée de plomb.

Étant donné qu'il est possible de trouver dans un immeuble des concentrations élevées de plomb dans l'eau potable dues à un relargage par des matériaux du système de plomberie (raccords et appareils de plomberie entre autres), le présent protocole devrait être suivi par les autorités responsables, comme les propriétaires ou les gestionnaires d'immeubles, les conseils scolaires et les employeurs, dans le cadre de la gestion globale de la santé et de la sécurité des occupants. Ce protocole peut également être suivi par les responsables de systèmes de distribution d'eau potable qui voudraient inclure des immeubles non résidentiels ou des immeubles résidentiels, comme des écoles et des immeubles à logements multiples, dans leurs programmes de surveillance et de contrôle de la corrosion. L'ampleur de l'échantillonnage réalisé dans un immeuble par une autorité responsable peut varier selon l'objectif de l'échantillonnage et de l'autorité procédant à ce dernier.

Dans certains cas, les autorités responsables peuvent juger souhaitable de prélever les échantillons pour les volets 1 et 2 en même temps afin de ne pas avoir à retourner sur un site. Il faut cependant savoir que le niveau de confiance dans les résultats de l'analyse de certains échantillons sera moindre, puisque le fait de purger une sortie d'eau peut influencer sur les échantillons prélevés après la purge à d'autres sorties situées à proximité.

F.1.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1

L'objectif du protocole d'échantillonnage pour le volet 1 est d'identifier les sorties d'eau potable froide où la concentration de plomb est élevée après une période de stagnation. La

collecte d'un plus petit volume d'échantillon aide à préciser si la source du plomb provient de la sortie d'eau elle-même et à proposer des mesures correctives appropriées. L'échantillonnage pour le volet 1 doit être réalisé aux endroits identifiés dans le plan d'échantillonnage établi pour les immeubles non résidentiels ou résidentiels. De plus, un échantillon représentatif de l'eau arrivant dans l'immeuble (échantillon de la conduite principale) doit être prélevé lors de chaque échantillonnage de surveillance. Les échantillons d'eau de la conduite principale doivent être prélevés à un robinet d'eau potable situé à proximité de l'entrée de service, en observant une période de purge d'environ 5 minutes (une purge plus longue peut être nécessaire pour s'assurer que l'échantillon est représentatif de l'eau qui circule dans la conduite principale). Tous les autres échantillons dans l'immeuble devraient être prélevés en suivant le protocole décrit ci-après.

On prélève un échantillon de premier jet de 250 mL aux endroits désignés dans le plan d'échantillonnage, après stagnation de l'eau pendant au moins 8 heures, mais généralement pas plus de 24 heures. Pour que les échantillons recueillis soient représentatifs, l'aérateur ou la grille de la sortie d'eau ne doivent pas être retirés avant le prélèvement. Il est recommandé de séparer les échantillons en plus petits volumes (p. ex. 2×125 mL). Il s'agit d'une forme d'échantillonnage séquentiel qui facilite la phase d'enquête si l'analyse des échantillons révèle la présence de plomb. Ces petits échantillons sont représentatifs de l'eau des raccords (fontaine ou robinet) et d'une plus petite section du système de plomberie et permettent aussi de repérer plus efficacement la source de plomb associée à une sortie d'eau. La collecte d'échantillons pour le volet 2 permet d'éviter de devoir retourner sur les lieux pour prélever d'autres échantillons afin d'identifier la source de plomb.

L'utilisation de flacons à grande ouverture permet à l'échantillonneur de remplir le flacon à un débit moyen à élevé (c.-à-d. usuel), ce qui donne un résultat plus précis. Les flacons à échantillons dont l'ouverture est plus petite seront difficiles à remplir à un débit usuel et fourniront des résultats inexacts pour le calcul de l'exposition potentielle et pour les besoins des enquêtes et des mesures correctives.

Si la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L (objectif du réseau) à l'un des endroits surveillés, il est recommandé de prendre les mesures suivantes :

1. Informer les occupants (professeurs, personnel des services de garde, élèves, etc.) de l'immeuble et les autres parties intéressées (parents, comités de santé et de sécurité au travail, etc.) des résultats de l'échantillonnage et des mesures provisoires qui ont été prises, ainsi que des plans pour un échantillonnage supplémentaire.
2. Faire des prélèvements supplémentaires aux robinets où la concentration de plomb est supérieure à 0,005 mg/L afin de déterminer la source du plomb, tel qu'indiqué dans le protocole du volet 2.
3. Mettre immédiatement en œuvre des mesures correctives provisoires pour réduire l'exposition des occupants au plomb dans l'eau du premier jet. Les mesures suivantes peuvent être prises, individuellement ou en combinaison :
 - éliminer les débris de l'aérateur ou de la grille de la sortie d'eau potable;
 - purger la plomberie après une période de stagnation;
 - mettre hors service la sortie d'eau potable;
 - utiliser un dispositif de traitement de l'eau potable certifié;
 - fournir une autre source d'alimentation en eau.
4. Lorsqu'une quantité importante de débris a été éliminée de l'aérateur ou de la grille, les autorités peuvent juger souhaitable de procéder à une nouvelle analyse de l'eau de

ces robinets en suivant le même protocole. Si les résultats des nouveaux tests indiquent des concentrations de plomb inférieures à 0,005 mg/L, les autorités devraient chercher à savoir si le plomb particulaire contribue de manière importante aux niveaux élevés observés et si un nettoyage régulier de l'aérateur ou de la grille devrait être fait dans le cadre du programme d'entretien ou de purge.

F.1.2 Protocole d'échantillonnage pour le volet 2

L'échantillonnage pour le volet 2 est réalisé en combinaison avec les résultats obtenus au volet 1 afin de déterminer la source du plomb dans la plomberie interne de l'immeuble. L'échantillonnage après une courte période de purge (30 s) permettra de déterminer la concentration de plomb dans l'eau qui a stagné dans la plomberie en amont de la sortie d'eau.

On prélève un deuxième échantillon de 250 mL aux fontaines et robinets d'eau froide qui présentaient une concentration en plomb supérieure à 0,005 mg/L lors du volet 1, après que l'eau ait stagné au moins 8 h (mais généralement pas plus de 24 h) et après une purge de 30 s. Il est recommandé de séparer les échantillons en plus petits volumes (p. ex. 2 × 125 mL). Il s'agit d'une forme d'échantillonnage séquentiel qui facilite la phase d'enquête si l'analyse des échantillons révèle la présence de plomb. Ces petits échantillons sont représentatifs de l'eau des raccords (fontaine ou robinet) et d'une plus petite section du système de plomberie et permettent aussi de repérer plus efficacement la source de plomb associée à une sortie d'eau.

Lorsque la concentration de plomb dans l'un de ces seconds échantillons dépasse 0,005 mg/L (CMA), il faut prendre immédiatement des mesures correctives. Ces mesures correctives peuvent comprendre des mesures provisoires, comme une purge de routine de la sortie d'eau avant l'arrivée des occupants (au minimum 5 minutes afin d'obtenir de l'eau provenant de la conduite principale), la mise hors service de la sortie d'eau, l'utilisation de dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés ou la fourniture d'une autre source d'alimentation en eau. Ces mesures provisoires resteront en vigueur jusqu'à ce qu'une solution permanente soit trouvée. De plus, selon les résultats de l'échantillonnage effectué pour le volet 1 et le volet 2, il conviendra de prendre une ou plusieurs des mesures suivantes de contrôle de la corrosion :

1. informer les occupants (professeurs, personnel des services de garde, élèves, etc.) de l'immeuble et les autres parties intéressées (parents, comités de santé et de sécurité au travail, etc.) des résultats de l'échantillonnage et des mesures correctives qui seront prises provisoirement et à long terme.
2. Comparer les résultats obtenus lors du volet 1 et du volet 2 afin de déterminer si la source de la contamination au plomb est un raccord, un appareil de plomberie ou la plomberie interne elle-même. Si les résultats des deux volets indiquent une contamination au plomb, faire des prélèvements supplémentaires dans la plomberie interne de l'immeuble afin de déterminer de façon plus précise les sources du plomb.
3. Autres mesures à prendre en compte :
 - Purger les sorties d'eau.
 - Installer des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés.
 - Remplacer les robinets, les fontaines ou les conduites.
 - Mettre les sorties d'eau hors service.
 - Remplacer les raccords en laiton ou les dispositifs en ligne.
 - Travailler en collaboration avec le fournisseur d'eau pour s'assurer que l'eau distribuée dans l'immeuble n'est pas corrosive.
 - Fournir une autre source d'alimentation en eau.

F.2 Justification : Protocole d'échantillonnage de recharge après une période de stagnation

Tout comme dans le cadre d'un programme de surveillance résidentielle, chacun des éléments d'un protocole d'échantillonnage en milieu non résidentiel, comme la période de stagnation, le volume d'eau prélevé et l'objectif du réseau, a une incidence importante sur l'utilité des données recueillies. Étant donné que les objectifs du prélèvement d'échantillons dans des immeubles non résidentiels sont distincts de ceux du prélèvement d'échantillons dans un cadre résidentiel, les volumes d'eau prélevés sont également différents.

Les protocoles d'échantillonnage en milieu non résidentiel des volets 1 et 2 prescrivent le prélèvement d'un volume d'échantillon de 250 mL. Des études ont démontré que lors de l'évaluation de la quantité de plomb relarguée à partir de sorties d'eau comme les robinets de cuisine, plus de 95 % du plomb présent peut être mesuré dans les premiers 200 à 250 mL d'eau provenant d'un robinet (Gardels et Sorg, 1989). On a constaté que les concentrations de plomb dans les immeubles non résidentiels et les grands immeubles résidentiels diminuent généralement de façon importante après une purge de 30 secondes. Cette diminution laisse supposer que les fontaines ou les robinets, de même que les éléments de plomberie qui y sont raccordés, peuvent contribuer de façon importante aux concentrations élevées de plomb observées aux sorties d'eau des immeubles non résidentiels et les immeubles institutionnels (Bryant, 2004; Boyd et coll., 2008a,b; McIlwain et coll., 2016; Doré et coll., 2018; Katner, et coll., 2018; Miller-Schulze et coll., 2019).

Le prélèvement d'un volume plus important d'eau, un litre par exemple, toucherait ainsi une portion plus grande des éléments de plomberie en amont des sorties d'eau. Ces éléments de plomberie peuvent comprendre des vannes, des raccords en T et des joints soudés pouvant contribuer à la concentration de plomb de l'échantillon de 1 L. Il ne serait cependant pas possible de déterminer le matériau responsable de la libération du plomb. En outre, on suppose que le prélèvement d'une telle quantité d'eau à partir d'une fontaine d'eau potable pourrait diluer la concentration initialement mesurée à la sortie d'eau. Cette situation n'est pas souhaitable, car l'eau prélevée des sections de la plomberie situées plus loin de la sortie d'eau présente généralement des concentrations moins élevées (U.S. EPA, 2004). On considère donc qu'il est important, lors de la prise d'échantillons dans des immeubles non résidentiels, de prélever des volumes d'eau moins grands (250 mL) que ceux normalement utilisés pour évaluer la corrosion interne des réseaux (1 L ou plus) dans les habitations résidentielles de six logements ou moins. On préconise ainsi, pour l'échantillonnage dans les immeubles non résidentiels, un volume d'échantillon de 250 mL, puisqu'un tel volume correspond à l'eau provenant à la fois de l'appareil de plomberie (la fontaine ou le robinet) et d'une section plus courte de la plomberie, et qu'il permet par conséquent d'identifier avec une plus grande efficacité la source du plomb présent à la sortie d'eau, et plus particulièrement si ce volume est décomposé en plus petits volumes (p. ex. 2×125 mL) de manière à fournir un profil de la plomberie (U.S. EPA, 1994, 2006). Toutefois, si des volumes d'eau supplémentaires sont prélevés après la prise du premier échantillon de 250 mL (des volumes de 250 à 1 000 mL, par exemple), l'analyse de cette quantité plus importante d'eau risque, si le calcul est effectué en fonction d'un échantillon de 1 L, d'indiquer une concentration moindre. Ceci s'explique par le fait que les volumes prélevés consécutivement au premier échantillon de 250 mL seront susceptibles de contenir des concentrations de plomb inférieures à celui-ci et, par conséquent, d'avoir un effet de dilution (U.S. EPA, 2004). Toutefois, des études ont également montré une augmentation de la concentration de plomb en fonction du volume (McIlwain et coll., 2016;

Miller-Schulze et coll., 2019).

Des études portant sur les sources du plomb dans l'eau du robinet ont montré que les soudures au plomb et les raccords en laiton contribuent de façon notable aux concentrations élevées de plomb mesurées après une période de stagnation (Lee et coll., 1989; Singh et Mavinic, 1991; AwwaRF, 2004; U.S. EPA, 2007). Ces études indiquent que, selon l'âge et le type des matériaux, les concentrations de plomb augmentent de façon importante après des périodes de stagnation de 4 à 20 heures (Lytle et Schock, 2000). Le mode d'utilisation de l'eau dans un immeuble constitue donc un facteur important dans la détermination des concentrations de plomb au robinet. Une période de stagnation permettra de tenir compte de l'utilisation généralement intermittente de l'eau dans les immeubles, comme les services de garde, les écoles, les immeubles résidentiels et les immeubles à bureaux. La période de stagnation la plus prudente avant la prise d'échantillons se situe entre 8 et 18 heures, puisqu'il s'agit de la période la plus susceptible de permettre la mesure des concentrations maximales de plomb dans l'eau. Les échantillons précédés d'une première purge devraient donc être prélevés à la suite d'une période de stagnation de 8 heures au moins, et de 24 heures au plus, pour qu'ils soient représentatifs des périodes les plus longues durant lesquelles, au cours de la plupart des jours de la semaine, les robinets et les fontaines d'un immeuble non résidentiel ne sont pas utilisés pour boire.

F.2.1 Protocole d'échantillonnage pour le volet 1

Le protocole d'échantillonnage du volet 1 a été utilisé dans des immeubles non résidentiels et des immeubles résidentiels pour localiser les problèmes particuliers de relargage de plomb, pour déterminer les méthodes d'intervention requises et pour démontrer l'efficacité de mesures correctives. Il existe de nombreuses études publiées portant sur la mise en œuvre de programmes complets d'échantillonnage visant à mesurer les concentrations de plomb au robinet dans des écoles et d'autres immeubles non résidentiels et résidentiels. Ces études démontrent que le prélèvement d'échantillons de 250 mL après une période de stagnation d'au moins 8 heures, mais généralement pas plus de 24 heures, constitue un moyen efficace pour identifier les sorties d'eau qui présentent des concentrations élevées de plomb (Gnaedinger, 1993; Murphy, 1993; Maas et coll., 1994; Bryant, 2004; Boyd et coll., 2008a,b). Les auteurs de nombreuses études sont arrivés à déterminer au moyen de cette méthode d'échantillonnage la source du plomb dans les écoles et à élaborer des plans d'intervention (Boyd et coll., 2008a,b; Deshommes et coll., 2016; Doré et coll., 2018).

F.2.2 Protocole d'échantillonnage pour le volet 2

Afin de faciliter l'identification de la source du plomb aux sorties d'eau qui présentent des concentrations de plomb supérieures à l'objectif du réseau pour le volet 1, on prélève des échantillons de suivi de l'eau qui a reposé dans la plomberie en amont et non de l'eau présente dans la sortie d'eau elle-même. Les résultats peuvent ensuite être comparés afin d'évaluer les sources des concentrations élevées de plomb et de déterminer les mesures correctives qui s'imposent. Dans le but d'effectuer une comparaison des résultats, un deuxième échantillon de 250 mL est prélevé après une période de stagnation équivalente. L'eau qui a reposé dans la plomberie en amont d'une sortie d'eau peut être recueillie en prenant un échantillon de 250 mL après une période de stagnation minimale de 8 heures, mais ne dépassant généralement pas 24 heures, suivie d'une purge de 30 secondes. On a choisi des fontaines et des robinets d'eau

froide ayant subi une purge de plus de 30 secondes, car une telle purge devrait normalement éliminer l'eau présente dans la sortie d'eau. Si la concentration de plomb du deuxième échantillon de 250 mL est inférieure à 0,005 mg/L (objectif du réseau), on pourra conclure que le plomb provient de la fontaine d'eau, du robinet d'eau froide ou de la plomberie à proximité. Si des concentrations de plomb supérieures à 0,005 mg/L (CMA) sont mesurées dans les échantillons prélevés dans le cadre du volet 2, les sources du plomb peuvent inclure la plomberie qui se trouve derrière le mur, la sortie d'eau et la plomberie de l'immeuble combinées, ou l'entrée de service.

Les résultats de l'échantillonnage effectué dans le cadre des volets 1 et 2 doivent être interprétés en fonction du profil de la plomberie, de manière à ce qu'il soit possible de déterminer les sources du plomb et de prendre les mesures correctives provisoires et à long terme qui s'imposent. Il est possible de consulter une autre source de référence (U.S. EPA, 2018) pour obtenir de l'information sur un type différent d'échantillonnage permettant d'établir la source du plomb, si elle n'a pas été déterminée, ainsi que des renseignements détaillés sur la façon d'interpréter les résultats de l'échantillonnage réalisé dans le cadre des volets 1 et 2.

Partie G. Ressources sur la planification du contrôle de la corrosion et considérations opérationnelles

L'on trouvera des conseils supplémentaires sur les plans de contrôle de la corrosion, la détection et l'enlèvement des entrées de service en plomb et les communications aux clients, de même qu'une série d'autres sujets, dans les références et les liens [en anglais] présentés ci-après.

AWWA (2005). Strategies to Obtain Customer Acceptance of Complete Lead Service Line Replacement. American Water Works Association, Denver, CO. Disponible à :
<https://www.awwa.org/Portals/0/AWWA/Government/StrategiesforLSLs.pdf?ver=2013-03-29-132027-193>

AWWA (2017a). Internal Corrosion Control in Water Distribution Systems: Manual of Water Supply Practices, M58. Second edition. American Water Works Association, Denver, CO.

AWWA (2017b). Standard ANSI/AWWA C810-17: Replacement and flushing of lead service lines. American Water Works Association, Denver, CO.

AWWA (2017c). Water Quality in Distribution Systems: Manual of Water Supply Practices, M68. First edition. American Water Works Association, Denver, CO.

Lead Service Line Replacement Collaborative. Ce site propose une série de ressources téléchargeables sur de nombreux sujets liés au remplacement des entrées de service en plomb, aux communications ainsi qu'aux écoles et aux services de garde. Ces ressources sont disponibles à : <https://www.lslr-collaborative.org/>

US EPA (2016). Optimal Corrosion Control Treatment Evaluation Technical Recommendations for Primacy Agencies and Public Water Systems. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington, DC. (Report No. EPA 816-B-16-003). Disponible à :
<https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-07/documents/occtmarch2016updated.pdf>