

Titre: Évaluation de l'exposition au plomb par l'eau potable par la mise en œuvre de robinets proportionnels
Title:

Auteur: Cécile Riblet
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Riblet, C. (2018). Évaluation de l'exposition au plomb par l'eau potable par la mise en œuvre de robinets proportionnels [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3722/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3722/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michèle Prévost
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DE L'EXPOSITION AU PLOMB PAR L'EAU POTABLE AVEC LA MISE
EN ŒUVRE DE ROBINETS PROPORTIONNELS

CÉCILE RIBLET

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CIVIL GÉOLOGIQUE ET DES MINES)

NOVEMBRE 2018

© Cécile Riblet, 2018.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

Évaluation de l'exposition au plomb par l'eau potable par la mise en œuvre de robinets
proportionnels

Présenté par : RIBLET Cécile

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. BARBEAU Benoit, ing., Ph.D., président

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., membre et directrice de recherche

Mme DESHOMMES Élise, ing., Ph.D., membre et codirectrice de recherche

M. VALCKE Mathieu, M. Env., Ph D, membre

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier ma directrice de recherche, Michèle Prévost et ma codirectrice Élise Deshommes qui m'ont accompagnée tout au long de ces deux années de maîtrise autant sur le plan technique que pour mon épanouissement dans le milieu de la recherche. Merci à elles aussi de m'avoir transmis leur goût pour l'eau potable, milieu qui m'était inconnu à mon arrivée mais dans lequel je vais assurément poursuivre ma carrière.

Je remercie toute l'équipe de la Chaire, Yves pour son expertise en plomberie, la fabrication de tous les robinets et les quelques fuites sans gravité et vite réparées, pour le temps passé chez les participants. À Gabriel pour son aide lors des visites et au laboratoire, les tests en eaux usées n'auraient jamais été réalisés sans ton aide et pour tes conseils savamment distillés (ou brassés plus exactement).

Je remercie aussi toute l'équipe technique de la Chaire, Jacinthe, Julie, Mireille, pour votre bonne humeur, vos bons conseils et votre culture québécoise, qui m'auront fait apprendre plein de choses, au-delà du simple cadre de ma maîtrise et de la science.

Un grand merci à tous les membres de la Chaire et du Credeau en général avec qui j'ai passé de bons moments autour d'un dîner, au détour d'une discussion, pour leur aide et leur soutien et cet esprit d'entraide qui existe dans notre équipe et avec les équipes d'eaux usées. Margot, et nos footings et nos discussions interminables, Émilie, Evelyne pour leur sourire et leur joie de vivre et la liste est loin d'être exhaustive.

Je voudrais, à nouveau, particulièrement remercier Élise, sans qui je ne serais pas allée jusqu'ici. Merci pour tes conseils, ta patience et ton expérience du plomb. Merci aussi d'avoir su juste me laisser suffisamment d'autonomie et d'avoir toujours été présente lorsque j'avais besoin d'aide, d'un conseil. J'ai beaucoup appris à tes côtés et je suis fière que tu sois ma codirectrice.

Enfin un grand merci à ma famille, mes sœurs, mes parents, Annie, Maryline pour leur visite, certaines plus longues et froides que d'autres mais toujours tellement appréciées. Merci pour votre soutien et vos encouragements durant ces deux années.

Et enfin Guillaume, merci de m'avoir soutenue et aidée tout au long de ces deux années.

RÉSUMÉ

Le plomb est un neurotoxique en particulier pour les jeunes enfants, les femmes enceintes et leur fœtus. En effet, une concentration de plomb dans le sang (plombémie) faible ($<5 \mu\text{g/dL}$) peut engendrer une baisse de QI et des retards de développement de certaines fonctions neuromotrices et neurologiques. Le contrôle, voire, l'interdiction du plomb dans une grande majorité de produits (e.g. essence, peinture, boîtes de conserve) a permis de réduire considérablement les niveaux de plombémie. Cependant, tel que démontré par les événements à Washington (DC) en 2001 ou Flint (MI) récemment, l'eau potable demeure une source d'exposition persistante considérant l'héritage d'entrées de service et de soudures en plomb encore présent dans la tuyauterie et la robinetterie alimentant les bâtiments construits avant l'interdiction du plomb. La contribution de l'eau à l'exposition est cependant mal caractérisée. Il est difficile d'estimer avec certitude l'exposition réelle des consommateurs au plomb dans l'eau du robinet. En effet, pour une même qualité d'eau, les concentrations varient selon la température de l'eau, le temps de stagnation, la localisation de la (des) source(s) de plomb par rapport au robinet de prélèvement, le régime d'écoulement, le diamètre de conduite ou encore la composition des dépôts dans la canalisation.

Les protocoles existants pour la mesure du plomb dans l'eau potable diffèrent d'une réglementation (ou recommandation) à l'autre. En effet, le temps de stagnation de l'eau appliqué avant le prélèvement, le rinçage préalable de la tuyauterie et le volume d'échantillon prélevé varient selon l'objectif visé (e.g. contrôle de corrosion). Pour ce projet, quatre types de protocoles réglementaires ont été ciblés, soit la collecte du premier jet après une nuit de stagnation tel que défini par le Lead and Copper Rule (USEPA, États-Unis), la collecte des deux premiers litres après 30 minutes de stagnation (MOECC, Ontario), la collecte d'un litre après 5 minutes d'écoulement (MDDELCC, Québec), et le prélèvement d'un échantillon à un moment aléatoire de la journée (Europe et Canada). Parmi ces protocoles, l'échantillonnage en mode aléatoire a été corrélé à la consommation au robinet dans les années 1990 en Europe. Cependant, les habitudes de consommation ont depuis lors changé, et ces études ne reflètent ni les modes de consommation ni les bâtiments canadiens. Afin d'évaluer l'exposition hebdomadaire au plomb dans l'eau, nous avons conçu puis installé un robinet dit « proportionnel » sur le robinet de la

cuisine de 21 maisons présentant différentes sources de plomb (entrée de service en plomb, soudures en plomb, acier galvanisé). Le robinet proportionnel consiste en un robinet double séparant l'eau en deux écoulements : 95% du débit total est utilisable par le consommateur et le 5% restant est prélevé dans une bouteille d'échantillonnage connectée au robinet, et ce sur une période d'une semaine. L'objectif était de prélever un échantillon composite de l'eau bue au robinet et utilisée pour la cuisson des aliments. En parallèle, des échantillons ont été prélevés ponctuellement selon les quatre protocoles réglementaires ou recommandations cités ci-haut. Le but de ce projet est de comparer les concentrations mesurées avec les robinets proportionnels à celles obtenues avec les protocoles réglementaires, et de recommander un protocole d'échantillonnage simple et représentatif de la quantité effective de plomb que le consommateur ingère chaque semaine.

Afin de caractériser les habitudes de consommations des personnes, en particulier les périodes de stagnation de l'eau dans l'entrée de service et au robinet de cuisine, des débitmètres et des capteurs de température ont été installés dans les maisons participantes. Ces appareils permettaient par ailleurs d'interpréter les concentrations de plomb mesurées au robinet. Le débitmètre (à ultrasons) était fixé sur l'entrée de service, et permettait de mesurer le profil de consommation totale de l'eau (volumes consommés dans le temps) dans la maison et d'avoir une première évaluation de la durée moyenne de stagnation de l'eau dans l'entrée de service en plomb. Le capteur de température était fixé sur l'alimentation générale en eau de la maison et en amont du robinet de la cuisine et permettait d'estimer la fréquence de consommation de l'eau au robinet, et par déduction les stagnations.

Les résultats des différentes campagnes d'échantillonnages ont confirmé en partie les hypothèses émises. À savoir, le prélèvement d'un échantillon en mode aléatoire reflète bien l'exposition, le prélèvement d'un échantillon après 6 heures de stagnation semble surestimer l'exposition, tandis que le prélèvement d'un échantillon après 5 minutes de rinçage sous-estime grandement l'exposition. Les concentrations de plomb mesurées après 6 heures de stagnation n'étaient cependant pas significativement différentes de celles mesurées selon le robinet proportionnel. Aussi, contrairement aux études européennes et malgré un temps de stagnation moyen de 36 minutes dans l'entrée de service, les échantillons prélevés après 30 minutes de stagnation précédée d'un rinçage sous-estimaient l'exposition mesurée au robinet de cuisine. Ces résultats

s'expliquaient par les habitudes de consommation mesurées au robinet de cuisine, incluant des temps de stagnation typiquement élevés (moyenne de 106 min), les petits volumes consommés au robinet de cuisine (insuffisants pour vidanger intégralement la plomberie interne), la contribution de la tuyauterie interne des maisons aux concentrations de plomb dans l'eau, et l'absence de périodes de rinçage de 5 minutes et plus. Pour un protocole réglementaire associé à un prélèvement après 5 minutes de rinçage, l'abaissement de la norme de 10 µg/L est préconisé pour détecter les maisons à risque d'exposition. Aussi, considérant l'absence de rinçage au robinet de cuisine mesuré dans cette étude, la recommandation de santé publique préconisant un rinçage avant d'utiliser l'eau devrait être révisée. Le rinçage de 5 minutes étant utilisé surtout pour s'assurer de la conformité d'un réseau d'eau au regard du RQEP, à savoir qu'il n'y a pas de source de plomb dans le réseau avant l'arrivée de l'eau dans l'entrée de service. Finalement pour compléter cette étude, l'échantillonnage d'un plus grand nombre de maisons autant pour le robinet proportionnel que pour les données de consommations à la cuisine permettrait de valider les tendances observées.

ABSTRACT

Lead is a neurotoxic especially for young children, pregnant women and their fetus. Low blood lead levels ($<5 \mu\text{g/dL}$) were related to a drop in IQ, and delayed development of the neuromotor and neurological functions. Controlling, or even, banning lead in several products (gasoline, paint, food cans, etc.) has resulted in blood lead levels reduction in the population. However, as shown by the events in Washington (DC) in 2001 and in Flint (MI) more recently, drinking water remain a source of exposure considering the legacy of lead service lines and lead solders in old distribution systems. The contribution of lead in drinking water to lead exposure is however still quite poorly characterized. It is indeed a challenge to estimate accurately consumers' exposure considering that, for a specific water quality, water lead levels will vary with the temperature, the stagnation time, the location of the lead source(s) in the piping with respect to the tap sampled, flow rate, pipe diameter or even the pipe scale's composition.

Prescribed sampling protocols to measure water lead levels vary with local regulations. The stagnation time, the flushing, and the volume of water sampled vary depending on the objective (e.g. corrosion control). In this project, four sampling protocols were tested, including: the collection of the first draw after overnight stagnation as defined by the Lead and Copper Rule; the collection of the two first liters after 30 minutes of stagnation as requested in Ontario; the collection of one liter after 5 minutes of flushing as regulated in Quebec; and the collection of a one-liter sample at a random time during the day as proposed by Health Canada recently. Among these protocols, the random daytime sampling is considered as representative of exposure according to studies conducted in the 90's in Europe. However, water consumption patterns may have changed since that and North-American water usage patterns may differ from European ones. In order to evaluate which one of these sampling protocols would best represent exposure to lead at the tap, a "proportional tap" was designed and installed at the kitchen tap of 21 houses built before 1970, with lead service lines and/or lead solders, brasses, etc.. The proportional tap consists in a double tap splitting the water in two different flows: 95% of the initial flow is still usable for consumption and the remaining 5% of the flow is collected in a sampling bottle over one week. This tool aims to collect a composite sample, fed only by water which was drank or used to cook. The objective was to sample a composite of the water consumed for direct ingestion

or for cooking. In parallel, samples were collected according to the four sampling protocols described earlier. The objective was to compare lead concentrations measured with the proportional tap with those obtained using regulatory protocols, and to recommend a sampling protocol representative of exposure.

In complement to water lead levels monitoring, flowmeters and temperature sensors were installed in participating houses to characterize water usage patterns, particularly the stagnation periods of the water in the service line and behind the kitchen tap. These tools allowed to have a better understanding of the water lead levels measured using proportional sampling and other sampling protocols. A flowmeter (ultrasounds) and/or a temperature sensor were installed on the service line and allowed to measure the volumes of water consumed over time in the households, and to get an estimate of the stagnation time distribution in the lead service line. The temperature sensors were also installed upstream of the kitchen tap to provide information on the stagnation time and consumption events at the kitchen tap, and compare it to the stagnations occurring in the service line.

Monitoring results confirmed partly the hypotheses of this project. The random daytime was confirmed as representative of exposure as water lead levels measured using this sampling protocol were consistent with those measured through proportional sampling. Water lead levels measured according to the LCR sampling protocol overestimated in general exposure, but were not significantly different from those measured through proportional sampling. Unexpectedly, results from sampling after 30 minutes of stagnation preceded by 5 minutes of flushing were significantly lower as compared to those from proportional sampling, although the average inter-use time in the lead service line was around 36 minutes. This was explained by the water usage patterns at the kitchen tap as, typically, long stagnation times were recorded (mean >1 h) and small volumes of water of about 1 L were consumed. Moreover, flushing event of 5 minutes or more nearly never occurred at the kitchen tap. Consistently with these observations, the sampling after 5 minutes of flushing was significantly underestimating the water lead levels of exposure.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE	4
2.1 Le plomb dans l'eau du robinet.....	4
2.1.1 Les entrées de service en plomb.....	5
2.1.2 Les soudures	6
2.1.3 La robinetterie en laiton	6
2.1.4 Les facteurs influençant la concentration du plomb dans l'eau potable	7
2.1.5 Les protocoles d'échantillonnage.....	8
2.2 La consommation d'eau domestique.....	12
2.2.1 La variabilité de la demande en eau domestique.....	13
2.2.2 Caractérisation des consommations d'eau	15
2.2.3 La consommation d'eau directe et pour la cuisson d'aliments	21
2.3 Les robinets proportionnels.....	24
2.4 Objectifs et hypothèses.....	28
2.4.1 Objectifs	28
2.4.2 Hypothèses	29

CHAPITRE 3	MÉTHODOLOGIE.....	31
3.1	L'échantillonnage du plomb dans l'eau potable	31
3.1.1	Suivi des concentrations de plomb dans l'eau du robinet	31
3.2	Mesure des données de consommation	37
3.3	Les profilages	38
3.4	La modélisation IEUBK.....	39
CHAPITRE 4	ARTICLE #1: PROPORTIONAL SAMPLING TO MEASURE TRUE EXPOSURE TO LEAD AT THE TAP.....	41
4.1	Introduction	42
4.2	Materials and Methods	45
4.2.1	Households sampled and monitoring periods	45
4.2.2	Water lead levels sampling	46
4.2.3	Online monitoring of water consumption	49
4.2.4	IEUBK modeling.....	50
4.3	Results and Discussion.....	51
4.3.1	Water lead levels	51
4.3.2	Drinking water consumption patterns	59
4.3.3	Impact of sampling protocols on the estimation of BLLs of young children	65
4.3.4	Implication for decision makers	67
4.4	Conclusion.....	68

CHAPITRE 5	CHAPITRE SUPPLÉMENTAIRE : ÉTUDE TECHNICO-ÉCONOMIQUE DE L'IMPLANTATION DES ORTHOPHOSPHATES ET DU REMPLACEMENT DES ENTRÉES DE SERVICE EN PLOMB POUR LE CONTRÔLE DU PLOMB DANS L'EAU POTABLE .	71
5.1	Situation actuelle de la municipalité : entrées de service en plomb.....	71
5.2	Le contrôle de la corrosion par les orthophosphates	74
5.2.1	Les usines de traitement de l'eau et qualité de l'eau desservie	76
5.2.2	Scénarios d'ajout des orthophosphates	91
5.2.3	Analyse du marché des orthophosphates	99
5.3	Impact des orthophosphates sur les eaux usées.....	103
5.3.1	L'enlèvement physico-chimique du phosphore	103
5.3.2	Validation expérimentale	109
5.3.3	Évaluation des surverses	116
5.4	Dépistage et remplacements des entrées de service en plomb.....	116
5.5	Conclusion.....	119
CHAPITRE 6	DISCUSSION GÉNÉRALE	126
CHAPITRE 7	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	130
ANNEXES	140

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Évolution des volumes consommés entre l'étude du WRF (Mayer et al., 1999; Water Research Foundation (WRF), 2016) et pourcentage de différence associé.....	17
Tableau 2-2: Statistiques sur les consommations d'eau domestique au robinet en 2016 en Amérique du Nord. Tiré de Water Research Foundation (WRF) (2016).....	18
Tableau 2-3: Volume d'eau consommé au total et au robinet, pour toute l'habitation et par personne, catégorisé selon la consommation en eau chaude ou en eau froide. (Water Research Foundation (WRF), 2016)	19
Tableau 2-4: Estimation des volumes d'eau consommés (directement ou indirectement) par personne et par jour en Amérique du Nord en fonction de la catégorie d'âge de l'individu. Résultats pour tous les répondants (colonne 2) et pour les consommateurs d'eau seulement (colonne 3). Tiré de Kahn and Stralka (2008).....	23
Tableau 2-5: Estimation des volumes d'eau du robinet consommés par personne et par jour en Amérique du Nord pour les femmes enceintes et les femmes qui allaitent (population à risque). Tiré de (Kahn & Stralka, 2008).....	24
Tableau 2-6: Tableau récapitulatif des hypothèses du projet, de la méthodologie adoptée et du produit de réponse pour chaque hypothèse	30
Tableau 3-1 : Tableau récapitulatif des protocoles pour la collecte des échantillons ponctuels (détail de la procédure et du volume à prélever).....	36
Tableau 5-1 : Paramètres physico-chimiques d'influence pour l'eau distribuée par les usines A et B	77
Tableau 5-2 : Évaluation du CID en fonction du pH et de l'alcalinité de l'eau	82
Tableau 5-3 : Choix de l'arbre décisionnel.....	83
Tableau 5-4: Tableau récapitulatif des scénarios envisagés.....	91
Tableau 5-5 : Gammes de doses d'orthophosphates en fonction de la qualité de l'eau (adapté de Hayes (2009)).....	93

Tableau 5-6: Évolution du coût d'implantation des orthophosphates en fonction du scénario envisagé.....	97
Tableau 5-7: Évolution de la charge et de la concentration en phosphore à l'eau usée avant et après implantation des orthophosphates.....	104
Tableau 5-8: Normes de rejet du phosphore au Québec	106
Tableau 5-9 : Évolution des doses de coagulant nécessaires et des volumes de boues produites en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée	112
Tableau 5-10 : Pourcentage d'augmentation dans le cas de l'interpolation de la dose de coagulant nécessaire par les courbes obtenues lors des essais en laboratoire	113
Tableau 5-11 : Estimation du coût annuel de coagulant en fonction du pourcentage d'augmentation de la dose de coagulant nécessaire.....	114
Tableau 5-12 : Estimation du coût d'implantation des orthophosphates en fonction du cas considéré. Estimation faite sur 12 ans (durée prévue pour le remplacement de toutes les entrées de service en plomb sur le réseau)	121

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Exemple de débit en fonction du temps avec les formes rectangulaires associées (Buchberger & Wells, 1996).	14
Figure 2-2: Organigramme résumant la méthode suivie par le WRF pour déterminer les volumes d'eau froide consommés par habitant en 2016 en Amérique du Nord (Water Research Foundation (WRF), 2016), et données associées (gphd : gallon per household per day – gpcd : gallon per capita per day)	20
Figure 3-1: Robinet proportionnel.....	33
Figure 3-2 : Profilage obtenu dans une maison avec entrée de service en plomb.....	35
Figure 4-1: Proportional tap device designed for the study: (A) proportional tap, (B) example of installation at the kitchen tap.....	47
Figure 4-2 : Temperature sensors: (A) location of their installation in the household (adapted from http://www.delta-confort.com), and (B) example of a water consumption daily pattern, at the service line and at the kitchen tap.....	50
Figure 4-3 : Water lead levels in households (A) with an LSL (n=14) or (B) without an LSL (n=7) depending on the sampling protocol; 10th-90th percentile box plot; dot: mean; bar: min-max; n=39 for 5MF; n=36 for 30MS-1 and 30MS-2; n=50 for RDT; n=24 for 6HS and n=32 for Prop. Red crosses correspond to one kitchen tap in one household without an LSL (excluded from mean, min-max, 10-90 th percentile calculations).....	52
Figure 4-4 : Fraction of samples exceeding 10 or 5 µg/L in households with or without an LSL as a function of the sampling protocol.....	55
Figure 4-5 : Water lead levels measured using profile sampling after 1-hour, 2-hour, 4-hour, and 6-hour stagnation preceded by a 5-minute pre-flush in two households in summer: raw profiles in (A) household #1 and (B) household #2, and (C) mean WLLs corresponding to the liters from the premise plumbing (green bars) or from the LSL (red bars) in the profile 58	
Figure 4-6 : Duration between use of drinking water in the service line and at the kitchen tap (n=20 households for service line monitoring, n=13 households for kitchen tap monitoring):	

(A) frequency of inter-use events of different time range, and (B) distribution of inter-use times (box-plots: 10th-90th percentile; vertical bar: min-max; horizontal bar: median; dot: mean).....	60
Figure 4-7 : Consumption volumes (L) per use at the kitchen tap and in the service line and corresponding frequency; n=20 households for service line monitoring, n=13 households for kitchen tap monitoring	62
Figure 4-8 : Distribution of the consumption events duration at the kitchen tap (seconds): (A) complete distribution; (B) zoom on the distribution corresponding to 0- to 1-minute duration events (96% of the events); n=13 households.....	64
Figure 4-9 : IEUBK modeling results as a function of the sampling protocol, using mean WLL or 90th percentile WLLs measured in households with an LSL for the concentration of exposure to lead in tap water: (A) GM BLLs for 0-7 yr old children, (B) fraction of children with a BLL exceeding 5 µg/dL. Note: drinking water intake of 0.742-0.910 Lpd	66
Figure 5-1: Évolution de la dureté totale et de l'alcalinité pour l'année 2017 (usines A et B).....	78
Figure 5-2: Évaluation du pH de saturation en fonction du CID et de la concentration en calcium	79
Figure 5-3 : Arbre décisionnel du risque de corrosion galvanique (Triantafyllidou & Edwards, 2011).....	81
Figure 5-4 : Arbre décisionnel pour le choix de la stratégie de traitement de la corrosion à adopter (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016).....	84
Figure 5-5 : Évolution du COT pour les usines A et B (2017)	85
Figure 5-6: Évolution du pH à l'eau traitée de l'usine B pour l'année 2017.....	87
Figure 5-7: Évolution du pH à l'eau traitée à l'usine A pour l'année 2017	87
Figure 5-8: Évolution du pH mesuré en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée. Note : pH initial de 7,96 avant dosage des orthophosphates (eau traitée provenant de l'usine B).....	88
Figure 5-9: Interface du logiciel RTW	89

Figure 5-10: Évolution du pH après ajout en fonction du pH avant ajout - Dose d'ajout = 2 mg/L de P.....	90
Figure 5-11: Schéma d'implantation du réservoir dans l'usine A.....	96
Figure 5-12: Coût des orthophosphates sur 10 ans pour les différents scénarios envisagés. Le scénario 1 correspondant à une dose de 2 mg/L de P pendant 3 ans puis 1 mg/L de P, le scénario 2, une dose de 1,5 mg/L de P pendant 2 ans puis 1 mg/L de P et enfin le scénario 3 correspond à une dose plus faible, de 1 mg/L de P pendant 2 ans puis 0,5 mg/l de P	98
Figure 5-13: Évolution du prix des phosphates depuis 1946 (Federal Reserve Bank of St Louis, 2018).....	102
Figure 5-14 : Prix de l'acide phosphorique depuis 2009 (Federal Reserve Bank of St Louis, 2018)	102
Figure 5-15 : Évolution prévisionnelle de la charge de phosphore à l'affluent de la station d'épuration pour différentes concentrations de phosphore ajouté (basé sur les mesures de phosphore pour l'année 2017)	105
Figure 5-16: Enlèvement du phosphore en fonction de la dose de coagulant ajoutée (essais 1 et 5 : pas d'ajout d'ortho-P, essais 2-6 : ajout d'ortho-P à 0,5 mg/L de P, essais 3-7 : ajout d'ortho-P à 1,0 mg /L de P, essais 4-8 : ajout d'ortho-P à 1,5 mg/L de P)	110
Figure 5-17: Enlèvement du phosphore organique avec la dose de coagulant résiduelle après l'enlèvement des orthophosphates (essais 1 et 5 : pas d'ajout d'ortho-P, essais 2-6 : ajout d'ortho-P à 0,5 mg/L de P, essais 3-7 : ajout d'ortho-P à 1,0 mg /L de P, essais 4-8 : ajout d'ortho-P à 1).	111
Figure 5-18: Réalisation des jar test.....	114
Figure 5-19: Boues restantes après coagulation puis décantation.....	115
Figure 5-20: Évolution et prévision des remplacements d'entrées de service en plomb (côté public) dans le réseau étudié	119
Figure 5-21: Évolution du coût des solutions sur 12 ans.	125

Liste des sigles et abréviations

30MS	30 minutes stagnation
30MS-1	30 minutes stagnation – 1 ^{er} litre
30MS-2	30 minutes stagnation – 2 ^{ème} litre
5MF	5 minutes flush
6HS	6 hours stagnation
AM	Arithmetic mean
BLL	Blood lead level
CID	Carbone inorganique dissous
CMA	Concentration maximale acceptable
COT	Carbone organique total
CSMR	Chloride-to-sulfate mass ratio
DBO	Demande biologique en oxygène
IEUBK	Integrated exposure uptake biokinetic
GM	Geometric mean
GPCD	Gallon per capita per day
GPHD	Gallon per household per day
LCR	Lead and Copper rule
LSL	Lead service line
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (Québec)
MOECC	Ministère de l'Ontario de l'environnement et du changement climatique
Prop	Échantillon proportionnel
RDT	Random daytime

RPESP	Remplacement partiel d'entrée de service en plomb
USEPA	United States environmental protection agency
WHO	World Health Organisation
WLL	Water lead level

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Macros de traitement des données	142
Annexe B - Étude thermodynamique	149
Annexe C : Évaluation de l'impact de l'ajout des orthophosphates sur le ph de l'eau traitée	159
Annexe D: Supporting information, article #1 : proportional sampling to measure true exposure to lead at the tap	167
Annexe E : Tests de coagulation pour les eaux usées après ajout d'acide phosphorique	174

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Avant 1975, l'installation d'entrées de service en plomb était autorisée pour acheminer l'eau de l'aqueduc municipal jusqu'au domicile du consommateur. Pour cette raison, on trouve encore beaucoup d'entrées de service en plomb en fonction, et celles-ci contribuent à des concentrations élevées de plomb dans l'eau. Le plomb est aussi présent dans certains éléments de plomberie tels que les robinets, les vannes en laiton et les soudures. Par conséquent la tuyauterie interne des maisons peut aussi contribuer à l'augmentation des concentrations de plomb dans l'eau du robinet.

Des études ont montré l'impact de l'exposition au plomb sur la santé humaine, en particulier chez les jeunes enfants âgés de moins de 7 ans. Les effets mesurés incluent une baisse de QI (European Commission, 2015; Jusko et al., 2008), des retards d'apprentissage et des tendances au caractère antisocial et à la délinquance (Wright et al., 2008). Le plomb a aussi une influence négative sur les fonctions neuro-motrices et neurologiques des individus exposés (Government of Canada, 2006). En dernier lieu, le plomb peut être à l'origine de pathologies cardiovasculaires et rénales. (Bruce P. Lanphear, Rauch, Auinger, Allen, & Hornung, 2018) Les recherches sur la toxicité du plomb pour l'homme ont beaucoup progressé ces dernières années, la première réglementation faisait état d'une plombémie seuil ayant un impact sur la santé de 60 µg/dL. Aujourd'hui le seuil de déclaration obligatoire de plombémie a été abaissé à 10 µg/dL (WHO, Government of Canada, 2006; Santé Canada, 1992; United States Department of Health and Human Services, 2007; 2011), cependant plusieurs études montrent qu'il n'existe pas de concentration d'exposition au plomb sans effets sur la santé (Canfield et al., 2003). Considérant cette absence de seuil, l'OMS a dernièrement retiré la dose hebdomadaire tolérable provisoire de 25 µg/kg p.c. (WHO, 2011). Aussi, le Centers for Disease Control (CDC) aux États-Unis a abaissé le seuil de déclaration obligatoire de plombémie à 5 µg/dL, basé sur le 97,5^e percentile de la distribution des plombémies dans le pays (CDC, 2012).

L'exposition au plomb par l'air et la nourriture a considérablement diminué avec l'interdiction de l'essence au plomb, des boîtes de conserve avec soudures de plomb et des peintures contenant du plomb. En revanche, la peinture reste une source persistante de plomb en raison de la poussière qu'elles génèrent, particulièrement dans les vieux bâtiments. Les autres

sources de plomb qui persistent à l'heure actuelle sont les sols contaminés dans les villes industrielles, et l'eau du robinet. La réduction du plomb dans l'eau de consommation est devenue un enjeu majeur pour les municipalités. La détection des résidences desservies par une entrée d'eau en plomb est une étape préalable à la sélection d'un plan d'action, consistant au remplacement des entrées de service en plomb, à l'implantation d'un programme de contrôle de corrosion, et/ou à la sensibilisation de la population aux effets du plomb et aux manières de minimiser les concentrations de plomb dans l'eau potable. Bien que les entrées de service en plomb représentent un enjeu majeur pour l'eau du robinet dans les résidences de particuliers pour les municipalités, les grands bâtiments tels que les écoles et les bâtiments administratifs peuvent aussi présenter des concentrations de plomb élevées et ce même en l'absence d'entrée d'eau en plomb. Ces concentrations s'expliquent par des temps de stagnation élevés (fins de semaine, vacances scolaires) propices à la corrosion galvanique des soudures et laiton contenant du plomb dans la tuyauterie interne des bâtiments. Le problème est particulièrement préoccupant dans le cas des écoles et des garderies car les jeunes enfants (de 0 à 7 ans) absorbent une plus grande fraction du plomb comparativement aux adultes (50% vs 10%) (Ziegler, Edwards, Jensen, Mahaffey, & Fomon, 1978).

L'exposition des consommateurs au plomb par l'eau du robinet reste cependant peu caractérisée, de par (i) l'absence d'études épidémiologiques ciblant spécifiquement et uniquement les maisons avec entrée de service en plomb, et (ii) l'absence de données de concentrations en plomb reflétant l'exposition par l'eau du robinet. En effet, les concentrations en plomb dans l'eau du robinet varient selon la localisation de la source de plomb par rapport au robinet, le temps de stagnation, la consommation d'eau précédant la stagnation, la température de l'eau, le diamètre et la longueur de conduite, etc. Par conséquent, le protocole d'échantillonnage a un grand impact sur les concentrations en plomb mesurées dans l'eau du robinet. Hors les protocoles d'échantillonnage varient d'un pays (province) à un autre et il existe peu d'études sur la capacité de ces protocoles à refléter l'exposition. Ce projet va donc s'intéresser à mieux caractériser les concentrations d'exposition au plomb dans l'eau du robinet, par la mise en place de robinets proportionnels dans des maisons avec entrée de service en plomb. Les concentrations mesurées seront comparées à celles obtenues avec divers protocoles d'échantillonnage réglementaire, afin d'identifier les protocoles reflétant mieux l'exposition du consommateur. L'interprétation des

résultats obtenus sera appuyée par des mesures de consommation de l'eau du robinet dans les maisons, permettant de caractériser les temps de stagnation typiques dans les entrées d'eau et au robinet de cuisine. Il sera ensuite possible de faire une évaluation critique des protocoles d'échantillonnage réglementaires actuels et d'émettre des recommandations.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Le plomb dans l'eau du robinet

Il est à présent établi que des plombémies faibles ($<5 \mu\text{g/dL}$) peuvent engendrer des retards de développement chez l'enfant et une diminution de QI (Canfield et al., 2003; Jusko et al., 2008; B.P. Lanphear et al., 2005). L'eau du robinet demeure une source persistante d'exposition au plomb dans les résidences construites avant l'interdiction du plomb, tout comme la peinture et les poussières générées par celle-ci. Le plomb a en effet longtemps été le matériau utilisé pour les conduites de petit diamètre reliant les résidences au réseau municipal. Le plomb était apprécié pour sa bonne malléabilité et sa bonne résistance à la corrosion. On l'utilisait aussi pour certaines composantes de la tuyauterie interne, incluant les soudures et certains raccords ou éléments en laiton et bronze (e.g. vannes, robinets, compteurs d'eau).

L'eau traitée en sortie d'usine et desservie par le réseau municipal ne contient du plomb que sous forme de traces. Les concentrations en plomb dissous augmentent dans l'eau du robinet lorsque l'eau stagne dans l'entrée de service et dans la tuyauterie interne des bâtiments. Bien que la forme dissoute du plomb soit la plus courante dans l'eau, la phase colloïdale/particulaire ($0,08 \mu\text{m}$ à $12 \mu\text{m}$) ne peut être négligée lors de l'évaluation des concentrations de plomb dans l'eau (Hulsmann, 1990). Pour bien mesurer ces concentrations, il est primordial d'utiliser une procédure d'acidification des échantillons rigoureuse au laboratoire, d'utiliser des bouteilles d'échantillonnage à large col, et d'appliquer un débit d'échantillonnage représentatif des débits utilisés par le consommateur (Triantafyllidou, Nguyen, Zhang, & Edwards, 2013; Triantafyllidou, Parks, & Edwards, 2007). L'occurrence du plomb particulaire est généralement sporadique mais peut correspondre à des concentrations très élevées comparativement au plomb dissous. Les facteurs influençant la présence de plomb particulaire dans l'eau incluent la corrosion galvanique et les perturbations hydrauliques (Cartier, Arnold Jr, Triantafyllidou, Prévost, & Edwards, 2012; Clark, Masters, & Edwards, 2014; Deshommes, Laroche, Nour, Cartier, & Prévost, 2010; Deshommes, Nour, Richer, Cartier, & Prévost, 2012).

2.1.1 Les entrées de service en plomb

Les entrées de service reliant le réseau d'aqueduc municipal aux résidences, lorsqu'elles sont en plomb, représentent la principale source de plomb dans l'eau du robinet. On estime en effet que les entrées de service contribuent à hauteur de 50% à 75% de la concentration en plomb dans l'eau du robinet après une période de stagnation prolongée (Sandvig et al., 2008). Les entrées de service en plomb présentent des diamètres et des longueurs variables. Les diamètres internes rapportés varient typiquement entre ½ po et 1 ½ po selon la taille de la résidence, tandis que la longueur peut varier de quelques mètres à 40 mètres selon la distance de la maison par rapport à la rue (Deshommes, Bannier, Laroche, Nour, & Prevost, 2016). L'élimination de ces conduites de plomb représente un enjeu majeur pour les municipalités. En effet, peu d'entre elles ont des registres détaillant la localisation des entrées de service en plomb, ce qui nécessite de les détecter au préalable au moyen d'échantillonnages ou d'excavations locales. Aussi, la propriété de ces entrées de service est en général partagée entre la municipalité et le citoyen, la limite de propriété étant typiquement déterminée par la vanne de raccordement. Le remplacement complet des entrées de service en plomb présente des enjeux techniques, financiers et juridiques importants de par cette double propriété. Par conséquent, les villes procédant au remplacement des entrées de service en plomb ne changent typiquement que la section publique de celles-ci (remplacement partiel) (Deshommes, Gagnon, Andrews, & Prévost, 2018).

Initialement, le plomb se trouve dans les conduites sous sa forme élémentaire, Pb(s). Le passage de l'eau, qui joue le rôle d'électrolyte, dans la conduite de plomb, oxyde celle-ci. Une fois oxydé, le plomb se dissout dans l'eau et se transforme en ions Pb^{2+} . La forme ionique peut aussi se complexer avec les ions présents dans l'eau naturellement pour former une couche de passivation à l'intérieur de la conduite (Schock, 1990b). Ces dépôts ralentissent la dissolution du plomb; cependant ils ne sont pas toujours homogènes, et peuvent même être friables et poreux selon la qualité de l'eau et l'historique de traitement de l'eau à l'usine. Aussi, lors d'un changement de la qualité de l'eau ou de perturbations hydrauliques, ces dépôts peuvent se détacher sous forme de particules ou se solubiliser de nouveau et causer une importante augmentation des concentrations de plomb dissous et particulaire dans l'eau (Deshommes et al., 2010; Hulsmann, 1990). Ces effets ont notamment été observés à Washington (DC) et Flint (MI),

où le changement de qualité d'eau a causé une déstabilisation des dépôts de plomb et une augmentation importante des concentrations de plomb dans l'eau, et des plombémies chez les jeunes enfants (Brown, Raymond, Homa, Kennedy, & Sinks, 2011; Hanna-Attisha, LaChance, Sadler, & Champney Schnepf, 2016).

2.1.2 Les soudures

Les soudures au plomb contiennent typiquement 50 à 60% de plomb, et 40 à 50% d'étain. Elles étaient typiquement utilisées pour braser les conduites de cuivre dans la tuyauterie interne des maisons et des grands bâtiments jusqu'en 1986 au Canada (Santé Canada, 2017). Dans le cas des soudures, le plomb se détache dans l'eau majoritairement par des phénomènes de corrosion galvanique (Santé Canada, 2009). En effet, une soudure se comporte comme une pile électrochimique dans laquelle le cuivre joue le rôle de la cathode (métal le plus noble), le plomb le rôle de l'anode et l'eau de la solution électrolytique. Ainsi, le plomb contenu dans la soudure se dissout dans l'eau et pourra, comme dans le cas des entrées de service en plomb, jouer un rôle passivateur en formant un film protecteur en surface des soudures (Sastri, Subramanian, Elboujdaini, & Perumareddi, 2006). Les mêmes facteurs influençant le relargage de plomb particulaire dans les entrées de service, notamment les perturbations hydrauliques, régissent le relargage du plomb particulaire des soudures (Deshommes et al., 2010).

2.1.3 La robinetterie en laiton

Les éléments et raccords de plomberie en laiton et bronze contribuent aussi aux concentrations en plomb dans l'eau du robinet (Elfland, Scardina, & Edwards, 2010). En effet, la teneur en plomb autorisée dans les éléments en laiton et bronze pour des utilisations reliées à l'eau potable était de 8% jusqu'à récemment. Cette teneur a été abaissée en 2014 à 0,25% aux États-Unis, et intégrée dans le Code national de la plomberie au Canada en 2013. Comme dans le cas des soudures, le phénomène principal régissant le relargage de plomb des alliages en laiton/bronze est la corrosion galvanique. De tels alliages sont constitués en effet d'un mélange de cuivre, de zinc, d'étain et de plomb. La dézincification est une forme de corrosion courante dans les éléments de tuyauterie et robinetterie en laiton (Oliphant, 1983). Le zinc, principalement, et le cuivre (à plus petite échelle) se dissolvent dans l'alliage et laissent apparaître les inclusions

de plomb. L'exposition de ces inclusions de plomb les rendent sujettes à la corrosion ou au détachement, et par conséquent à l'augmentation des concentrations en plomb dans l'eau du robinet (Lytle, Schock, & Sorg, 1996). Tout comme pour les soudures, ce problème est particulièrement préoccupant dans les écoles et les grands bâtiments en raison du très grand nombre d'éléments en laiton et des temps de stagnation atypiques comparativement à une maison (Cartier, Nour, Richer, Deshommes, & Prévost, 2012; Deshommes et al., 2016; Deshommes, Nour, et al., 2012; Elfland et al., 2010).

2.1.4 Les facteurs influençant la concentration du plomb dans l'eau potable

De nombreux facteurs peuvent avoir un impact sur les concentrations de plomb dans l'eau.

On peut diviser ces facteurs en deux catégories : les caractéristiques physiques des entrées de service en plomb et les propriétés chimiques de l'eau.

Les caractéristiques physiques de la canalisation ayant un impact sur les concentrations en plomb dans l'eau du robinet incluent l'âge de la conduite, son diamètre, sa longueur et le temps de stagnation de l'eau dans la conduite (Schock, 1990a). Les concentrations les plus élevées sont mesurées lors de la première année suivant l'installation de la canalisation en plomb et diminuent au cours des années pour atteindre un palier. Aussi, plus le diamètre est petit, plus les concentrations sont élevées. Par ailleurs, bien que la théorie suggère que la concentration de plomb dans l'eau ne dépende pas de la longueur de la conduite, on constate en pratique que plus cette longueur est grande, plus les concentrations sont importantes. On l'explique en raison d'une plus faible dilution par l'eau provenant de l'aqueduc municipal (Deshommes et al, 2016; Kuch & Wagner, 1983). Finalement, la concentration en plomb augmente exponentiellement en fonction du temps de stagnation jusqu'à atteindre un palier entre 8 et 24 heures de stagnation, dépendamment des caractéristiques physiques de la canalisation (diamètre, longueur) (Schock & Gardels, 1983).

Les paramètres chimiques jouant un rôle sur la solubilité du plomb et la corrosivité de l'eau incluent le pH, l'alcalinité de l'eau et la température. Il est admis que, en général, lorsque le pH augmente, la solubilité des sous-produits de corrosion présents dans la conduite diminue.

Suite à de nombreuses expériences, il a été montré que l'on obtenait les concentrations les plus faibles de plomb dans l'eau pour un pH supérieur à 8 (pH optimal autour de 9.8) et une alcalinité faible variant entre 30 et 50 mg/L CaCO₃ (Schock & Gardels, 1983). Pour ce qui est de la température, la solubilité du plomb augmente lorsque la température augmente, d'où l'intérêt de faire les campagnes d'échantillonnage durant l'été, lorsque les températures sont les plus élevées (Schock, 1990a).

2.1.5 Les protocoles d'échantillonnage

Les protocoles d'échantillonnage pour évaluer les concentrations en plomb dans l'eau du robinet et leurs seuils associés varient d'un pays à un autre, et parfois d'une province à une autre. Les seuils (normes, recommandation, niveau d'action) relatifs à la réglementation sur le plomb varient entre 5 et 15 µg/L, la valeur de référence étant typiquement de 10 µg/L. Cette valeur de référence a été calculée en tenant compte d'un seuil acceptable de plombémie chez les jeunes enfants de 10 µg/dL. Considérant cela, il apparaît hautement important d'utiliser un protocole d'échantillonnage ne sous-estimant pas l'exposition, et si possible reflétant le mieux possible l'exposition.

Aux États-Unis, l'échantillonnage du plomb dans l'eau du robinet des résidences est décrit par le Lead and Copper Rule (LCR) mis en place par la USEPA en 1991 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2007). L'échantillonnage consiste à prélever le premier jet (1 litre) au robinet d'eau froide de la cuisine après une période de stagnation d'au moins 6 heures (moins de 24 heures). La stagnation ne doit pas être précédée d'un rinçage de la conduite, et le prélèvement peut être effectué par un professionnel ou par le citoyen lui-même. Les résidences ciblées par ces échantillonnages incluent les résidences avec des sources de plomb (entrée de service en plomb, soudures, etc.) et le nombre requis de résidences à échantillonner varie selon la population desservie et les résultats préalables mesurés sur le réseau. Le niveau d'action est établi à 15 µg/L par un 90^e percentile. En cas de dépassement, le réseau doit implanter un contrôle de corrosion et/ou procéder au remplacement des sources de plomb.

Au Québec, l'échantillon réglementaire est prélevé au robinet de cuisine après 5 minutes d'écoulement, pour des maisons d'une, deux, ou trois familles avec probabilité (déterminée selon

l'âge de la maison) ou présence confirmée d'une entrée de service en plomb (Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). La norme est établie à 10 µg/L, et en cas de dépassement, un plan d'action doit être mis en place, incluant notamment l'implantation d'un programme de contrôle de corrosion et/ou de remplacement des entrées de service en plomb. Aussi, il est demandé de procéder à un deuxième échantillonnage dans les résidences montrant des concentrations supérieures à 10 µg/L, consistant en la collecte de 4 litres consécutifs d'eau au robinet après 30 minutes de stagnation (précédées d'un rinçage de 5 minutes). L'objectif de ce deuxième échantillonnage est de dépister les sources de plomb dans la maison, et de fournir plus d'information sur les concentrations de plomb dans l'eau du robinet des maisons jugées plus à risque aux autorités de santé publique locales.

En Ontario, le protocole consiste à prélever 2 litres consécutifs d'eau du robinet après 30 minutes de stagnation (précédées d'un rinçage de 5 minutes) (Government of Ontario, 2002). L'échantillonnage doit être ciblé dans les maisons avec probabilité de présence de plomb, et il peut se faire aussi bien dans des maisons unifamiliales que multifamiliales. Un plan d'action est requis (contrôle de corrosion et/ou remplacement des sources de plomb) si le 90^{ème} percentile des concentrations mesurées dépasse 10 µg/L. Ce 90^e percentile est calculé en utilisant la concentration maximale parmi les deux échantillons prélevés dans chaque maison.

La recommandation canadienne en vigueur jusqu'à présent, émise par Santé Canada, encourage de suivre un protocole similaire à celui du LCR, et consistant à prélever le premier litre au robinet après au moins 6 heures de stagnation. Si 10% des maisons échantillonnées ont une concentration supérieure à 15 µg/L, un deuxième échantillonnage est requis. Celui-ci consiste en la collecte de 4 litres consécutifs après au moins 6 heures de stagnation. Si la concentration se trouve toujours supérieure au seuil, alors il est recommandé de mettre en place des actions de correction. Toutefois, il existe une deuxième option dans les cas où il est difficile d'appliquer un temps de stagnation de 6 heures et plus. Cette deuxième option consiste à rincer la conduite pendant 5 minutes, à appliquer un temps de stagnation de 30 minutes puis à prélever 4 litres consécutifs d'eau au robinet. Si les concentrations moyennes de ce prélèvement sont supérieures à 10 µg/L dans au moins 10% des maisons il est recommandé d'utiliser la deuxième étape du

premier protocole (4 litres consécutifs après 6 heures de stagnation) afin de déterminer si des mesures correctrices doivent être appliquées ou non. On notera que cette méthode d'échantillonnage est surtout utilisée pour des fins de détection des sources de plomb, de vérification du contrôle de corrosion et d'étude de l'impact de la qualité de l'eau sur la dissolution du plomb. Depuis janvier 2017, Santé Canada a émis de nouvelles recommandations (en processus de consultation publique). Ces nouvelles recommandations préconisent un échantillonnage de type Random DayTime (RDT), c'est-à-dire aléatoire, afin d'obtenir un résultat représentatif de l'exposition du consommateur. En option alternative, il est proposé d'effectuer un échantillonnage après 30 minutes de stagnation. Le protocole aléatoire prévoit la collecte d'un litre d'eau au robinet d'eau froide de la cuisine, à n'importe quel moment de la journée, n'importe quel jour de l'année (pour prendre en considération les variations saisonnières), sans rinçage de la conduite ni stagnation supplémentaire. Santé Canada recommande de mener cette campagne tous les ans, dans 20 habitations sélectionnées aléatoirement dans chaque zone d'approvisionnement, sans spécifier si l'échantillon doit être collecté par le citoyen lui-même ou par du personnel municipal qualifié pour échantillonner le plomb dans l'eau potable. Le deuxième type d'échantillonnage se base sur le protocole pratiqué en Ontario (1^{er} et 2^e litre après 30 minutes de stagnation précédée d'un rinçage). On détermine la concentration de plomb dans la maison par la moyenne des concentrations obtenues dans les deux litres d'échantillons. Finalement, comparativement au protocole de type RDT, un nombre moindre d'échantillons est requis. La concentration maximale acceptable (CMA) proposée est fixée à 5 µg/L, considérant l'absence de seuil sans effet sur la santé et les limites analytiques des appareils utilisés par les municipalités pour évaluer les concentrations de plomb dans l'eau (Health Canada & Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water, 2017).

Finalement, le protocole européen, sur lequel se base en partie la recommandation de Santé Canada, préconise un échantillonnage de type Random DayTime (RDT). Ce protocole est considéré comme le plus représentatif de l'exposition moyenne hebdomadaire des consommateurs au robinet (European Commission, 2015). Selon ce protocole, un échantillon de premier jet est prélevé dans des maisons sélectionnées au hasard à l'arrivée dans la maison, indépendamment du temps de stagnation ou du rinçage de la conduite. La norme sanitaire est fixée à 10 µg/L Pb et son interprétation varie d'un pays membre à l'autre. Si une maison est

suspectée de posséder une entrée de service en plomb, selon Hoekstra (European Commission, 2003), un échantillonnage après 30 minutes de stagnation serait utile pour déterminer la source de plomb. Cependant, il est nécessaire d'échantillonner un très grand nombre de maisons pour que le protocole RDT soit statistiquement valide. Environ 5 fois plus d'échantillons aléatoires sont nécessaires pour parvenir à un résultat statistiquement aussi viable qu'avec le protocole 30MS (Santé Canada, 2017).

Tous ces protocoles sont différents et tous peuvent être critiqués en relation avec leur capacité à évaluer le contrôle de corrosion, à détecter les sources de plomb, ou à représenter l'exposition. En effet, nous connaissons peu les habitudes du consommateur et il est par conséquent difficile de statuer sur l'échantillonnage qui serait le plus représentatif de l'exposition moyenne du consommateur. Le premier jet consommé le matin au lever peut être assimilé à un échantillon prélevé après 6 heures de stagnation tandis qu'un verre d'eau consommé au robinet après le lavage de la vaisselle ou la prise d'une douche correspondrait plutôt à un échantillon prélevé après 5 minutes de rinçage.

En Europe, des études ont été réalisées dans les années 90 pour évaluer les protocoles reflétant le mieux l'exposition du consommateur, parmi l'échantillonnage aléatoire RDT, l'échantillonnage après 30 minutes de stagnation, et l'échantillonnage après 5 minutes de rinçage. Des études ont aussi été réalisées pour déterminer si le protocole RDT permettait de localiser les zones à risque de non-conformité (définies comme des zones avec des concentrations supérieures ou égales à 10 µg/L). Grâce à des modélisations informatiques, en combinant divers paramètres (diamètre, longueur de la conduite, courbe de stagnation, volume consommé, pourcentage des maisons alimentées par une entrée de service en plomb, etc.) dans une méthode Monte Carlo les chercheurs ont pu calculer le taux de non-conformité à la norme (10 µg/L) et ainsi prendre la décision d'implanter ou non un traitement correctif (Hayes, 2009; van der Leer, Hayes, & Weatherill, 2005; van der Leer, Weatherill, Sharp, & Hayes, 2002). Cependant, aucune étude de ce type n'a été réalisée en Amérique du Nord, et les évaluations de protocoles effectuées en Europe par le passé ne reflètent peut être plus les habitudes de consommation actuelles. Certaines formes d'échantillonnage pourraient donner des concentrations surévaluant l'exposition et pouvant potentiellement entraîner des dépenses de mise à la conformité onéreuses et non justifiées. Dans le cas contraire, les échantillonnages sous estimant les concentrations auxquelles

le consommateur est exposé ne permettraient pas de protéger les populations à risque (enfants, femmes enceintes et leur fœtus). En conséquence, il apparaît hautement important d'évaluer le(s) protocole(s) d'échantillonnage applicable(s) sur le terrain, permettant de refléter le plus fidèlement possible l'exposition du consommateur au plomb dans l'eau du robinet et par conséquent de le protéger. Dans l'optique d'évaluer un tel protocole, il apparaît essentiel d'avoir une bonne compréhension des habitudes de consommation dans les maisons, au robinet et dans l'entrée de service en plomb. En effet, les volumes d'eau consommés et la fréquence de consommation permettent d'évaluer la probabilité de consommer de l'eau ayant stagné ou non dans l'entrée de service, soit la probabilité d'être exposé à des concentrations en plomb plus ou moins élevées. Ces données permettraient donc de mieux comprendre l'exposition du consommateur et de corroborer les mesures de concentrations en plomb au robinet avec divers protocoles.

2.2 La consommation d'eau domestique

De nombreuses études ont déjà été réalisées pour évaluer les habitudes de consommation dans les résidences. Les premières études datent des années 1940, avec l'importante étude de Hunter (1940), précurseur en la matière, et qui mènera à l'établissement de courbes du même nom permettant de déterminer la demande en eau sur des réseaux de grande taille (réseaux municipaux, grands bâtiments etc.). Les études sur la consommation d'eau dans les maisons unifamiliales suivront peu de temps après. Depuis la fin du 19^{ème} siècle les premières villes s'équipent de compteurs d'eau, c'est le cas de la ville de Paris, où les premiers compteurs d'eau domestiques apparaissent vers 1880. Plus tard avec l'apparition des premiers débitmètres au milieu des années 1970 (Water Research Foundation (WRF), 2016), il sera possible de déterminer avec plus de précision les consommations journalières d'eau par personne et par foyer (American Water Works Association (AWWA), 2004). Au début du 20^{ème} siècle, dans les années 1920, la consommation d'eau était d'environ 227,1 L/personne/jour. L'apparition de nouveaux appareils électroménagers utilisant de l'eau (machine à laver, lave-vaisselle, etc.) fera augmenter la consommation d'eau domestique à environ 660 L/personne/jour en 1970.

Depuis, des politiques de conservation et d'économie de l'eau potable (American Water Works Association (AWWA), 2017) ont permis de faire baisser la consommation d'eau dès les

années 1980. En effet, de nombreux pays luttent pour réduire la consommation d'eau de leurs citoyens. Les changements climatiques (augmentation des périodes de sécheresses) ainsi que l'augmentation de la population poussent les municipalités à inciter les citoyens à réduire leur consommation. Cette réduction passe souvent par l'installation d'appareils à faible consommation d'eau (chasse d'eau de petits volumes, pommeau de douche réducteur de débit, etc.). Cependant, la stratégie d'économie de l'eau québécoise n'est pas encore appliquée aux maisons qui n'ont d'ailleurs pas de compteurs d'eau pour le suivi des consommations. Cette stratégie est en revanche plus appliquée pour les grands bâtiments au Québec. Les premiers débitmètres ne permettaient pas un suivi très précis des consommations, le pas de temps étant trop élevé pour retranscrire fidèlement les consommations. Il faudra attendre les années 1980-1990 pour voir apparaître les premiers débitmètres à haute précision. Ils permettront d'abaisser le pas de temps entre deux mesures à une dizaine de secondes, valeur qui permet de reproduire avec une meilleure précision la réalité. Cette valeur est encore utilisée dans des études récentes telles que celle de la Water Research Foundation (Water Research Foundation (WRF), 2016).

2.2.1 La variabilité de la demande en eau domestique

De nombreux aspects de la consommation ont été étudiés afin d'en comprendre les spécificités. La forme de la demande en eau compte parmi ces aspects. Selon (Buchberger and Wells 1996), toutes les demandes en eau ont une forme s'apparentant à un rectangle. Ainsi, lorsqu'un événement de consommation se produit, le débit atteint une valeur quasiment stable de façon presque immédiate. Il en va de même lorsque l'événement se termine, le retour à zéro du débit étant quasiment instantané. Cette information et l'approximation qui en découle seront utilisées pour les futurs calculs de volumes d'eau consommée lors des mesures de débits.

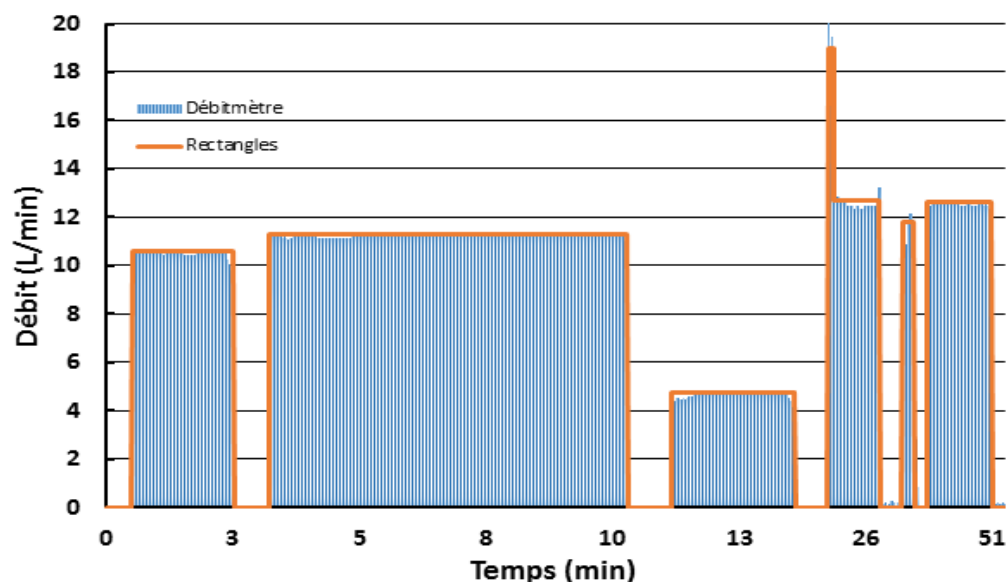


Figure 2-1: Exemple de débit en fonction du temps avec les formes rectangulaires associées (Buchberger & Wells, 1996).

La grande variabilité de la demande en eau peut s'expliquer par de nombreux facteurs (Xue, Hong, Dong, & Mak, 2017). Des études ont, en outre, remarqué que les maisons anciennes consommaient plus d'eau que les maisons construites récemment. Ce phénomène s'explique par l'apparition des appareils à faible consommation d'eau et à une plomberie plus récente et donc moins susceptible aux fuites (Water Research Foundation (WRF), 2016).

D'autres paramètres comme l'éducation, les revenus, le climat, la météo, le nombre de personnes vivant dans la maison, la taille de la maison et du jardin ajoutent de la variabilité aux consommations d'eau dans une résidence unifamiliale (Xue et al., 2017). Typiquement, les consommations d'eau sont plus grandes en été en raison notamment de l'irrigation des extérieurs de la maison (Buchberger & Wu, 1995; Water Research Foundation (WRF), 2016; Xue et al., 2017). La consommation aurait aussi tendance à augmenter avec les revenus et la taille de la maison et de son jardin. Aussi, plus le niveau d'éducation des résidents de la maison serait élevé et plus la consommation d'eau aurait tendance à diminuer. Finalement, le nombre de personnes habitant dans une maison est positivement corrélé avec la consommation d'eau totale de la

maison, cependant plus la maison serait peuplée et plus la consommation d'eau par personne serait réduite (Buchberger & Wu, 1995; Xue et al., 2017).

2.2.2 Caractérisation des consommations d'eau

Dans une résidence, l'eau peut être utilisée pour diverses applications dont plusieurs ne correspondent pas à une consommation directe de l'eau. L'eau potable utilisée pour la consommation directe, incluant l'eau ingérée directement ou utilisée pour la cuisson d'aliments, provient des robinets de la maison. Il y a quatre critères que la demande en eau doit respecter pour être considérée comme une demande pouvant mener à une consommation directe de l'eau (Buchberger & Wu, 1995). Ces quatre critères incluent la consommation intérieure, la demande aléatoire, la signature de consommation d'un robinet, et la consommation d'eau froide. Ces quatre exigences sont détaillées par la suite.

Critère n°1 : Consommation intérieure et extérieure

Les deux études majeures sur la consommation d'eau sont celles du Water Research Foundation (Mayer et al., 1999; Water Research Foundation (WRF), 2016). Un total de 762 maisons ont été suivies pour leur consommation d'eau entre février 2012 et janvier 2013. Des débitmètres enregistrant le débit toutes les 10 secondes étaient installés en moyenne 12,7 jours consécutifs par maison. Les mesures ont été réalisées principalement aux États-Unis, mais aussi dans deux villes canadiennes incluant Peel (60 maisons) et Waterloo (71 maisons) en Ontario (12,9 jours de suivi entre octobre et novembre 2012) (Water Research Foundation (WRF), 2016). Ces études distinguent deux types de consommation, soit la consommation intérieure et la consommation extérieure. La consommation extérieure a la particularité d'être extrêmement saisonnière (particulièrement au Canada où l'irrigation hivernale est théoriquement nulle). La consommation extérieure est hautement corrélée avec le climat et la météo. Cependant pour notre étude, nous n'y porterons que peu d'attention car l'eau utilisée à l'extérieur n'est, théoriquement, jamais consommée pour la boisson.

Contrairement à la consommation extérieure, la consommation intérieure est beaucoup moins sujette à la saisonnalité, elle suit cependant un motif journalier. Selon Mayer et al. (1999); Water Research Foundation (WRF) (2016), le schéma de consommation de l'eau intérieure se

caractérisé par deux pics de consommation, soit un le matin, entre 7 heures et 9 heures et un second le soir, entre 18 heures et 20 heures. Il peut donc y avoir potentiellement deux périodes de longue stagnation dans une période de 24 heures, la première pendant la journée (entre 9 h et 18 h) et la seconde pendant la nuit. Ces périodes de stagnation peuvent durer chacune plus de 6 heures, soit la durée nécessaire pour atteindre la concentration de dissolution maximale du plomb dans l'eau (Schock, 1990a). En plus de ce schéma diurne de consommation, 95 % du temps, il n'y a pas de consommation d'eau dans une maison unifamiliale. En conséquence, l'eau stagne beaucoup plus qu'elle ne circule dans une maison. Il apparaît donc essentiel de bien comprendre et de caractériser ces périodes de stagnation (Alcocer, Tzatchkov, Buchberger, Arreguin, & Feliciano, 2004; Buchberger & Li).

Selon Buchberger and Wells (1996), le nombre d'événements de consommation par personne durant la fin de semaine est plus important que durant les jours de semaine. Cette différence serait expliquée par la présence à la maison qui est plus importante durant les fins de semaine. Cependant, le volume moyen de chaque demande aléatoire serait similaire la semaine et la fin de semaine. Dans une étude plus récente, il semblerait que la présence dans la maison n'ait pas autant d'impact sur la demande en eau d'une résidence comparativement aux habitudes de consommation. En conséquence, l'augmentation des événements de consommation durant la fin de semaine ne serait pas significative par rapport aux jours de semaine (Xue et al., 2017). Cette même étude a par ailleurs montré que des pics de consommation apparaissaient après de longues périodes d'absence de la maison, indépendamment du jour de la semaine. Ces pics correspondaient typiquement au retour de vacances ou de congés et donc à l'accomplissement de tâches ménagères condensées sur une même période (lessive, arrosage, nettoyage des sols, douches etc.). Les habitudes de consommation, en dépit de leur variabilité, pourraient expliquer en partie les concentrations en plomb mesurées dans l'eau du robinet des consommateurs.

Dans le cas de villes canadiennes suivies dans l'étude du WRF (Peel et Waterloo), l'irrigation en hiver est quasiment nulle. La consommation d'eau à l'intérieur de la maison correspond à la consommation totale d'eau durant la période hivernale. En l'absence d'irrigation durant cette saison, les consommations enregistrées par les débitmètres ne peuvent donc correspondre qu'à des consommations à l'intérieur de la maison. La base de données fournie par la WRF étant très dense, nous porterons notre attention uniquement sur les données disponibles

pour les villes canadiennes et seulement sur certaines données de consommation. Les résultats généraux de cette étude sont cependant résumés dans le Tableau 2-1 ci-dessous.

Tableau 2-1: Évolution des volumes consommés entre l'étude du WRF (Mayer et al., 1999; Water Research Foundation (WRF), 2016) et pourcentage de différence associé

	REU 1999	REU 2016	Pourcentage de différence entre 1999 et 2016
Volume total consommé par maison et par jour	670 L	520 L	-22% - Significatif
Volume total consommé par personne et par jour	262,3 L	221,8 L	-15% - Significatif
Volume total consommé au robinet par maison et par jour	101 L	99,5 L	-1,5% - Non significatif
Volume total consommé au robinet par personne et par jour	10,9 L	11,1 L	+1,8% - Non significatif

Critère n° 2 : Demande déterministe ou aléatoire

Les mesures effectuées par Buchberger and Wells (1996) ont été réalisées entre juillet 1993 et juillet 1994, dans quatre maisons de Milford (Ohio), aux États-Unis. Les types de consommations ont été divisées en deux catégories, soit les demandes déterministes et les demandes aléatoires (Buchberger & Wells, 1996). Les demandes déterministes correspondent aux éléments qui consomment de l'eau de manière similaire à chaque utilisation. La durée, le volume consommé restent constants à chaque usage. L'utilisateur n'intervient que sur la fréquence d'utilisation (Buchberger & Wells, 1996). Contrairement aux demandes déterministes, les demandes aléatoires, incluant les robinets, les douches, etc. ne sont caractérisées par aucun paramètre fixe. À chaque utilisation d'eau, la durée, le volume consommé et l'intensité changent et ce avec une très grande variabilité. Les demandes en eau pour la boisson et pour la cuisson des aliments correspondent ainsi à des demandes aléatoires. Buchberger and Wells (1996) estime que seulement 2% des consommations en eau dans les résidences correspondent à des consommations simultanées dans la maison. Aussi, selon cette même étude 20% des demandes en eau sont déterministes et représentent 40% du volume d'eau consommée par un ménage (Buchberger & Wells, 1996).

Critère n°3 : Eau provenant d'un robinet

Le troisième critère permettant de déterminer si l'eau est directement consommée est que la demande en eau provienne d'un robinet. Grâce à la technique de la désagrégation des demandes, il est possible de reconnaître la signature de chaque consommation et de l'imputer à une demande en eau précise (douche, toilettes, lave-vaisselle, etc.). Cette technique a été utilisée pour les études du WRF en 1999 et en 2016 à l'aide du logiciel Trace Wizard (Aquacraft). Cette méthode a permis de caractériser les consommations uniquement dédiées aux robinets. Le Tableau 2-2 résume les données mesurées dans l'étude de 2016.

Tableau 2-2: Statistiques sur les consommations d'eau domestique au robinet en 2016 en Amérique du Nord. Tiré de Water Research Foundation (WRF) (2016)

	Volume ou temps de consommation
Nombre moyen d'événements par maison et par jour	51
Nombre moyen d'événements par personne et par jour	15
Volume moyen utilisé par jour et par maison	99,6 ± 5,7 L
Volume moyen utilisé par jour et par personne	42 L
Volume moyen de chaque utilisation	1,9 L
Durée moyenne de chaque utilisation	30 s

Critère n°4 : Eau chaude ou eau froide

La consommation d'eau dans une maison, en plus d'être répartie entre la consommation intérieure et extérieure, et la demande déterministe et aléatoire, peut aussi être catégorisée entre la consommation d'eau chaude et d'eau froide. En effet, les consommations d'eau chaude ne participent pas a priori à l'eau consommée directement ou pour la cuisson d'aliments par un résident d'une maison unifamiliale. Seule l'étude de Water Research Foundation (WRF) (2016) a mesuré au moyen de débitmètres les débits d'eau chaude consommés dans des maisons

unifamiliales. Une fois les données collectées, des statistiques sur l'utilisation d'eau chaude dans les 100 domiciles suivis (15 au Canada) ont pu en être calculées (suivi de 12,7 jours entre février 2012 et janvier 2013).

Tableau 2-3: Volume d'eau consommé au total et au robinet, pour toute l'habitation et par personne, catégorisé selon la consommation en eau chaude ou en eau froide. (Water Research Foundation (WRF), 2016)

	Volume	Pourcentage eau chaude	Pourcentage eau froide
Consommation totale par maison et par jour	172 L	33 %	67 %
Consommation totale par personne et par jour	79 L	33 %	66 %
Consommation au robinet par maison et par jour	58 L	57 %	43 %
Consommation au robinet par personne et par jour	27 L	57 %	43 %

Les critères énumérés ci-haut pour qualifier une demande en eau de consommation directe (consommation intérieure, demande aléatoire, eau consommée à partir d'un robinet, eau froide) peuvent être utilisés pour quantifier le volume moyen d'eau consommé et donc contribuant à l'exposition du consommateur (Figure 2-2). Selon les données de (Water Research Foundation (WRF), 2016), le volume moyen d'eau correspondant à ces critères est de 11,3 gphd (gallon per household per day) soit 42,8 L/maison/jour, et représente seulement 8,2% du volume total d'eau consommée dans une maison par jour.

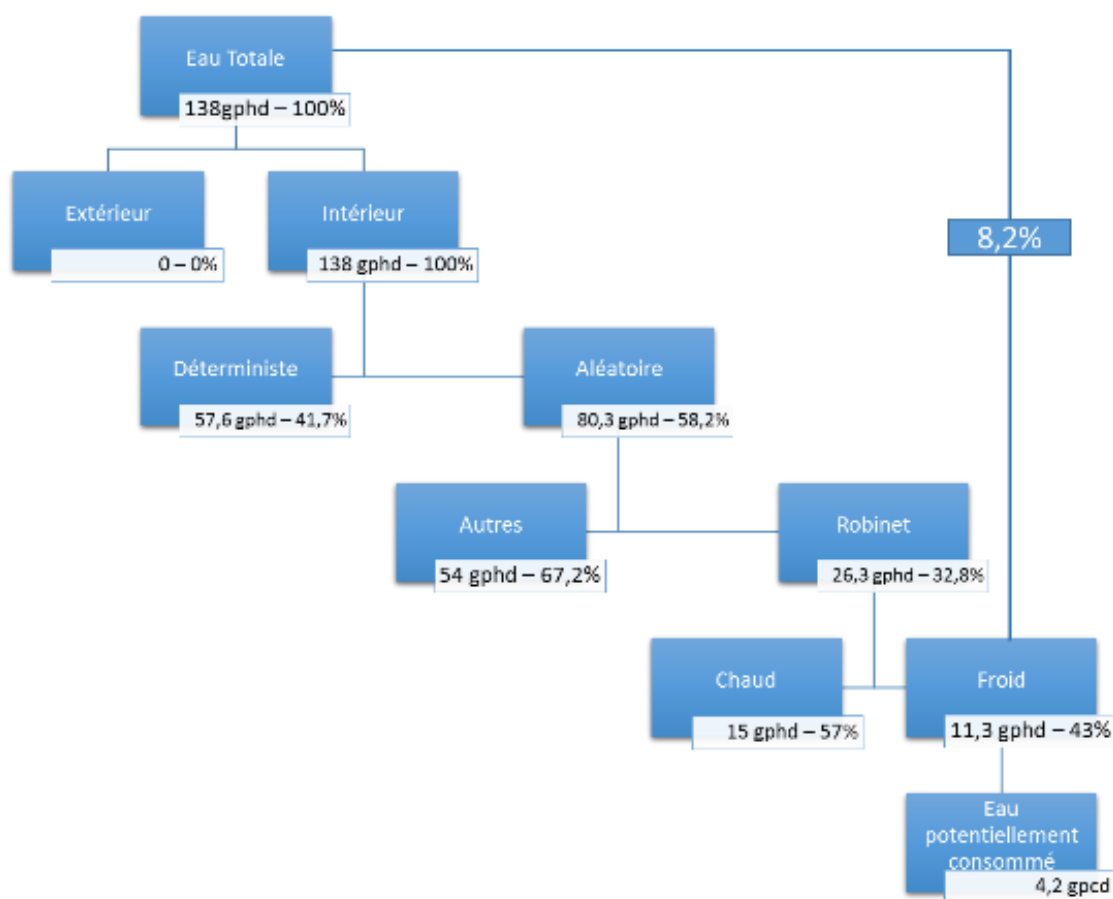


Figure 2-2: Organigramme résumant la méthode suivie par le WRF pour déterminer les volumes d'eau froide consommés par habitant en 2016 en Amérique du Nord (Water Research Foundation (WRF), 2016), et données associées (gphd : gallon per household per day – gpdc : gallon per capita per day)

Bien que les données de consommation d'eau au robinet mesurées par cette étude soient chiffrées, il n'est malheureusement pas exact de considérer que la totalité de l'eau froide provenant des robinets est consommée pour l'ingestion directe ou la cuisson d'aliments. Une fraction de cette eau sera en effet utilisée pour le lavage des mains, de la vaisselle, le nettoyage des légumes, etc. Il est impossible de savoir la séquence d'utilisation de l'eau, si le consommateur se lave les mains avant de boire ou inversement, hors cette séquence aura une influence non négligeable sur la teneur en plomb contenue dans l'eau ingérée.

En comparant les données de consommation des deux études du WRF, on remarque que la consommation d'eau totale d'une maison unifamiliale a significativement diminué en 15 ans.

En revanche, les consommations directement imputées au robinet n'ont pas évolué. Cette diminution de la consommation d'eau totale pourrait indiquer qu'en présence d'une entrée de service en plomb, le rinçage de la conduite est moins fréquent en 2016 comparativement à 1999. En conséquence, pour une même maison avec entrée d'eau en plomb les concentrations en plomb pourraient avoir augmenté de par la baisse de consommation d'eau.

Une des lacunes de ces études est le pas de temps utilisé de 10 secondes. En effet, même si ce pas de temps demeure assez faible il n'est pas suffisamment petit pour capter des événements très courts tels que le remplissage d'un verre d'eau ou d'un pichet par exemple. De plus, toutes ces études étudient les consommations globales de façon très approfondie (chaque consommation était ensuite attribuée à un type de consommation) mais aucune d'entre elles n'intègrent les périodes de stagnation à son étude. La stagnation est le paramètre déterminant pour expliquer les concentrations en plomb dans l'eau du robinet. Finalement, l'entrée de service en plomb étant le contributeur principal aux concentrations de plomb dans l'eau du robinet, il apparaît important de caractériser la consommation d'eau dans cette entrée de service en parallèle à la consommation d'eau du robinet, pour mieux comprendre la probabilité de consommer de l'eau ayant des concentrations élevées de plomb.

2.2.3 La consommation d'eau directe et pour la cuisson d'aliments

Pour bien estimer le risque d'exposition du consommateur au plomb dans l'eau du robinet, il est crucial de bien caractériser (i) les concentrations de plomb auxquelles le consommateur peut être exposé, et (ii) les volumes d'eau consommés. Aussi, le consommateur peut être exposé au plomb par l'eau du robinet soit par consommation directe, ou suite à l'ingestion de nourriture cuisinée avec de l'eau contenant du plomb. En effet, hormis l'utilisation d'eau du robinet pour des jus reconstitués ou autres breuvages (thé, café, etc.), il a été démontré que le plomb contenu dans l'eau du robinet pouvait être adsorbé en surface des aliments lors du processus de cuisson, le pourcentage d'adsorption variant selon le volume d'eau de cuisson, l'aliment cuisiné, et le type de casserole utilisé pour la cuisson (Baxter, Burrell, Crews, Smith, & Massey, 1992; Deshommes, Tachet, & Prévost, 2012; Little, Fleming, & Heard, 1981).

L'ingestion indirecte n'inclut pas l'eau naturellement présente dans les aliments ni l'eau ajoutée à la préparation d'aliments transformés par l'industrie agroalimentaire (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2011). L'USEPA préconise de considérer une consommation d'eau par jour de 1,3 litre pour un adulte et de 0,5 litre pour un enfant de 7 ans (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2011) par jour lors de l'évaluation de la consommation. Ces valeurs incluent l'eau contenue dans les jus ou autres boissons pouvant contenir de l'eau. Aussi, tel que suggéré par le Exposure Factors Handbook (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2011), ces valeurs sont sujettes à des variations en fonction de l'activité physique de chacun mais aussi des conditions climatiques, particulièrement la température et l'humidité ambiante.

Dans ces études, l'USEPA distingue les répondants consommant de l'eau pendant la durée de l'étude, et l'ensemble des répondants (incluant ceux qui ne consomment pas l'eau du robinet). Aussi, on distingue plusieurs sources d'approvisionnement en eau incluant :

- Eau municipale : eau du robinet desservie par le réseau municipal
- Eau embouteillée : eau conditionnée en bouteille et destinée à la consommation humaine
- Autres sources : eau provenant de puits, de sources ou de citernes privées
- Toutes les eaux : catégorie qui regroupe les trois catégories précédentes.

Dans les dernières années, une hausse de la consommation d'eau embouteillée a été enregistrée (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2011). Malgré cela, la majorité des américains privilégie l'eau municipale comme principale source d'eau de consommation. Dans le cas du présent projet, nous nous intéresserons particulièrement aux consommations directes et indirectes de l'eau municipale. Le Tableau 2-4 détaille les résultats de l'étude pour les répondants consommant de l'eau (colonne 3) et pour l'ensemble des répondants (colonne 2), considérant les sources d'approvisionnement municipales et d'eau embouteillée pour les deux groupes de répondants.

Tableau 2-4: Estimation des volumes d'eau consommés (directement ou indirectement) par personne et par jour en Amérique du Nord en fonction de la catégorie d'âge de l'individu. Résultats pour tous les répondants (colonne 2) et pour les consommateurs d'eau seulement (colonne 3). Tiré de Kahn and Stralka (2008)

Âge	Tous les répondants (mL/personne/jour)			Consommateur seulement (mL/personne/jour)		
	Moyenne	90 ^{ème} centile	95 ^{ème} centile	Moyenne	90 ^{ème} centile	95 ^{ème} centile
< 1 mois	301	846	839	511	858	986
1 à < 3 mois	368	889	896	555	946	1072
3 à < 6 mois	528	1025	1056	629	1064	1330
6 à < 12 mois	530	1029	1055	567	1050	1303
1 à < 2 ans	358	735	837	366	735	978
2 à < 3 ans	437	825	877	439	825	1001
3 à < 6 ans	514	980	1078	518	980	1206
6 à < 11 ans	600	1130	1235	603	1131	1409
11 à < 16 ans	834	1649	1727	837	1649	1961
16 à < 18 ans	964	1842	1983	983	1865	2346
18 à < 21 ans	1075	2117	2540	1094	2144	3002
> 21 ans	1466	2553	2811	1472	2559	3195
> 65 ans	1451	2323	2708	1453	2324	2708
Tous les âges	1233	2341	2908	1242	2345	2923

Les populations les plus à risques pour le plomb sont les enfants âgés de 0 à 7 ans, les femmes enceintes et celles qui allaitent. Il est donc aussi important de connaître leur consommation d'eau du robinet (Tableau 2-5). De plus en moyenne, un enfant de moins de 1 mois consomme entre 3,5 à 4,5 fois plus d'eau du robinet qu'un adulte par rapport à son poids (Kahn & Stralka, 2008). L'eau consommée par unité de masse est à son maximum lors des 6 premiers mois de la vie du nouveau-né et a tendance à diminuer avec l'augmentation de l'âge de l'individu concerné.

Cela montre qu'il est essentiel de porter l'attention sur les enfants en bas âge. En plus d'absorber une beaucoup plus grande part du plomb qu'ils ingèrent (Mushak, 1991), ils boivent aussi de l'eau en quantité bien plus grande par rapport à un adulte.

Peu d'études ont mesuré la consommation d'eau par jour et par personne utilisée pour la cuisson des aliments. Dans l'étude de Clement, Seux, and Rabarot (2000), il est assumé que le volume moyen d'eau utilisé pour la cuisson est d'environ 1,5 litre par jour et par personne. Dans l'étude, la mesure journalière de la quantité d'eau consommée était enregistrée. Les valeurs variaient de 0,7L à 3,3L par personne et par jour, avec toujours une grande variabilité. Clement et al. (2000) ont considéré une consommation de 3 litres par personne et par jour pour estimer les quantités quotidiennes de plomb ingérées, en répartissant de façon égale l'eau de consommation directe (boisson) et indirecte (cuisson).

Tableau 2-5: Estimation des volumes d'eau du robinet consommés par personne et par jour en Amérique du Nord pour les femmes enceintes et les femmes qui allaitent (population à risque).

Tiré de (Kahn & Stralka, 2008)

	Tous les répondants		Répondants consommant l'eau du robinet	
	mL/pers/jour	mL/kg/jour	mL/pers/jour	mL/kg/jour
Femmes enceintes	819	13	872	14
Femmes qui allaitent	1379	21	1665	26

2.3 Les robinets proportionnels

Les robinets proportionnels consistent en un système fixé sur le robinet existant, typiquement installé dans la cuisine du participant considéré comme le point principal de consommation d'eau dans le domicile. Cet équipement permet de séparer le débit d'eau en deux sorties distinctes. La première sortie (95% du débit initial) dessert le consommateur en eau du

robinet alors que la deuxième sortie (5% du débit) alimente une bouteille d'échantillonnage. De tels dispositifs ont déjà été utilisés par le passé pour prélever un échantillon représentatif de l'eau consommée au robinet et en estimer la concentration en plomb. En particulier, van den Hoven and Slaats (2006) ont échantillonné 294 maisons dans sept pays d'Europe au moyen d'un robinet proportionnel. En plus de l'échantillonnage proportionnel, d'autres échantillons étaient aussi prélevés, soit un échantillon prélevé après 5 minutes d'écoulement, un échantillon prélevé en mode aléatoire et deux échantillons consécutifs prélevés après 30 minutes de stagnation. Le choix des volumes prélevés a été fait en fonction des volumes consommés habituellement au robinet de la cuisine, à savoir environ 1,2 L en moyenne par utilisation (van den Hoven & Slaats, 2006). L'objectif de cette étude était de déterminer quel protocole représenterait le mieux l'exposition hebdomadaire au plomb par l'eau potable. Dans cette étude, l'échantillon prélevé après 30 minutes de stagnation était jugé comme représentatif de l'exposition car il se rapprochait de la stagnation moyenne de l'eau dans une maison. Aussi, l'échantillon prélevé après 5 minutes de rinçage était jugé comme l'échantillon représentant l'exposition minimale au plomb de par (i) l'absence de stagnation préalable à la prise de l'échantillon, et (ii) le débit constant d'écoulement appliqué pendant le rinçage.

Les concentrations mesurées par le robinet proportionnel montraient une grande variabilité. Cette variabilité s'expliquait, selon van den Hoven (van den Hoven & Slaats, 2006), par différents facteurs, incluant le type de maison, la configuration de la plomberie, les matériaux utilisés pour celle-ci et plus particulièrement les habitudes de consommation permettraient d'expliquer une partie de la variabilité. En théorie, l'usage d'un robinet proportionnel pour collecter un échantillon autoriserait à faire l'hypothèse que la concentration mesurée est le reflet exact de l'exposition hebdomadaire des consommateurs d'eau potable. Cette hypothèse est valide sous réserve que le robinet proportionnel soit utilisé correctement (non utilisé pour le lavage de la vaisselle par exemple). Cette technique est la seule permettant de capter toutes les variations qui peuvent apparaître au cours d'une semaine, c'est alors l'échantillon représentatif jugé « parfait » au niveau de la représentativité de l'exposition.

Les protocoles en mode aléatoire, après 30 minutes de stagnation, et après 5 minutes d'écoulement ont été comparés en tenant compte de la corrélation des concentrations mesurées avec celles obtenues par l'échantillonnage proportionnel, de la reproductibilité des résultats, de

l'acceptabilité par le consommateur, et du prix de revient de chaque échantillonnage. Les meilleures corrélations avec les concentrations mesurées par échantillonnage proportionnel ont été obtenues avec (i) le prélèvement après 30 minutes de stagnation, en considérant le 1^{er} litre ou le 2^e litre (coefficients de corrélation de respectivement 0,5 et 0,56 d'après l'étude européenne) ou la moyenne des deux (coefficient de corrélation de 0,63); et (ii) le prélèvement en mode aléatoire (RDT) (coefficient de corrélation de 0,61). Malgré un coefficient de corrélation relativement comparable, l'échantillonnage aléatoire aurait plutôt tendance à surestimer l'exposition tandis que l'échantillonnage après 30 minutes de stagnation (1^{er} ou 2^e litre, ou moyenne des deux premiers litres) aurait tendance à sous-estimer l'exposition. Finalement, les résultats mesurés après 5 minutes de rinçage étaient faiblement corrélés aux concentrations obtenues par échantillonnage proportionnel (coefficient de corrélation de 0,29), et sous-estimaient l'exposition.

Malgré la bonne corrélation de l'échantillonnage en mode aléatoire (RDT) avec l'échantillonnage proportionnel, cet échantillonnage était peu reproductible comparativement aux deux autres testés (30 minutes de stagnation ou 30MS, 5 minutes d'écoulement ou 5MF). En effet, les facteurs impactant les concentrations en plomb dans l'eau du robinet, tels que le temps de stagnation ou le rinçage ne sont pas contrôlés en échantillonnage RDT, ce qui implique une grande variabilité des résultats et une faible reproductibilité. En conséquence, un plus grand nombre d'échantillons était recommandé pour cet échantillonnage. Du fait du caractère aléatoire de cet échantillon, pour que les résultats soient statistiquement représentatifs de la réalité, on recommande le prélèvement de 20 échantillons par zone desservie par 50 000 habitants. Pour un échantillonnage après 30MS, le nombre d'échantillons à prélever pour obtenir la même robustesse des résultats est entre 2 et 5 fois moins élevé (Santé Canada, 2017). Les protocoles 30MS et 5MF bénéficient eux du contrôle de deux paramètres déterminant pour les concentrations de plomb qui sont la stagnation et le rinçage de la conduite. De ce fait, leur reproductibilité est meilleure.

Enfin en ce qui concerne le coût de chaque échantillon, les échantillonnages en mode RDT ou après 5 minutes d'écoulement sont relativement peu coûteux et bien acceptés par le consommateur considérant le peu de temps nécessaire sur place pour la prise de l'échantillon. Au contraire, l'échantillonnage après 30 minutes de stagnation était moyennement accepté par le

consommateur et était estimé plus coûteux de par le temps de présence nécessaire dans la maison pour prélever l'échantillon (35-40 minutes), et l'obligation de ne pas utiliser l'eau dans la maison durant la période de stagnation. Finalement, l'échantillonnage proportionnel correspondait à l'échantillonnage le plus coûteux et le moins facile à mettre en œuvre chez un particulier. Son installation nécessite en effet de l'espace et peut parfois nuire à la praticité des équipements de robinetterie.

L'aspect de la détection des maisons à risque par les différents protocoles testés a aussi été abordé dans cette étude. En particulier, les auteurs se sont penchés sur la détection des maisons montrant des concentrations significatives de plomb dans l'eau (définies comme ≥ 10 $\mu\text{g/L}$, soit la norme européenne) avec le robinet proportionnel et les différents protocoles testés. Dans le cas de l'échantillonnage aléatoire (RDT), 83% des maisons montrant une concentration de l'échantillon proportionnel supérieure à 10 $\mu\text{g/L}$ avaient des concentrations en mode RDT supérieures à 10 $\mu\text{g/L}$. Ce pourcentage diminuait à 76% pour les échantillons prélevés après 30 minutes de stagnation, et à 45% pour les échantillons prélevés après 5 minutes d'écoulement.

Clement et al. (2000) a eu recours à l'utilisation des robinets proportionnels pour la mesure des concentrations de plomb dans l'eau potable dans 9 maisons. L'auteur a notamment évalué la dose journalière de plomb ingérée par consommateur sur la base des concentrations en plomb mesurées par échantillonnage proportionnel, et comparé le résultat obtenu avec la dose calculée pour une concentration mesurée après stagnation (entre 3, 5 et 8 heures) et une eau fraîche n'ayant jamais stagné. Le volume consommé était fixé à environ 3 litres. Les résultats indiquent que l'exposition journalière au plomb calculée (au moyen d'une formule simple de calcul de masse en fonction du volume et de la concentration) sur la base des résultats d'échantillonnage proportionnel se situe entre la dose calculée pour une eau consommée après une longue stagnation et celle calculée pour une eau après écoulement. Par ailleurs, cette dose était proche, voire supérieure la dose hebdomadaire tolérable provisoire de 25 $\mu\text{g Pb/kg pc/semaine}$ en vigueur à l'époque. Clement et al. (2000) insiste, tout comme van den Hoven and Slaats (2006), que l'exposition est hautement dépendante de la configuration de la plomberie et des habitudes de consommation des usagers. La qualité d'eau et l'état de corrosion du réseau qui en découle sont aussi des paramètres influents lors de la comparaison de différentes zones

d'approvisionnement en eau. Finalement, d'une maison à une autre et pour une qualité d'eau identique, les concentrations montrent une grande gamme de variation selon le taux d'occupation de la maison (nombre de personnes qui y vivent) et le volume contenu dans la plomberie interne.

2.4 Objectifs et hypothèses

2.4.1 Objectifs

L'objectif principal de ce projet de maîtrise est de quantifier la capacité de différents protocoles réglementaires pour représenter l'exposition au plomb dans l'eau du robinet, dans un contexte nord-américain et considérant les modes de consommations actuels dans les résidences avec entrée d'eau en plomb. L'applicabilité des protocoles testés dans les résidences, et leur coût seront pris en compte dans l'analyse des résultats. Ultiment, les résultats permettront d'émettre des recommandations sur le(s) protocole(s) le(s) plus adapté(s) pour la surveillance et la détection du plomb dans l'eau.

Les objectifs spécifiques de ce projet sont les suivants :

1. Mettre en place une campagne d'échantillonnage dans des résidences unifamiliales impliquant des robinets proportionnels et des prélèvements réglementaires ou recommandés en Amérique du Nord
2. Mesurer les habitudes de consommation de l'eau au robinet de cuisine et dans l'entrée de service de résidences unifamiliales (volumes consommés et temps de stagnation) pour soutenir et corroborer les résultats de concentrations en plomb mesurées dans l'eau du robinet
3. Réaliser des profilages après différentes durées de stagnation dans des maisons unifamiliales avec entrée d'eau en plomb pour qualifier la contribution des différentes sources de plomb dans les maisons aux concentrations en plomb dans l'eau du robinet du réseau étudié, et corroborer les résultats obtenus à l'aide du robinet proportionnel, des protocoles réglementaires ou recommandés, et des données de consommation

4. Critiquer la représentativité des différents protocoles réglementaires par rapport à un échantillonnage proportionnel.

2.4.2 Hypothèses

Le Tableau 2-6 ci-dessous résume les hypothèses posées pour ce projet, la méthodologie proposée pour répondre à chacune d'elle et le produit de réponse obtenu pour valider ou non l'hypothèse.

Tableau 2-6: Tableau récapitulatif des hypothèses du projet, de la méthodologie adoptée et du produit de réponse pour chaque hypothèse

Hypothèse	Méthodologie	Produit de réponse
[1] Le protocole réglementaire américain (premier jet après 6-24 h de stagnation) surestime l'exposition au plomb	Prélèvement d'échantillons selon le LCR et par robinet proportionnel dans des maisons avec ou sans entrée de service en plomb	Comparaison des concentrations (distributions de fréquence) mesurées selon le protocole du LCR avec celles mesurées par robinet proportionnel
[2] Le protocole réglementaire au Québec (1 litre après 5 minutes d'écoulement) sous-estime l'exposition au plomb	Prélèvement d'échantillons selon le RQEP et par robinet proportionnel dans des maisons avec ou sans entrée de service en plomb	Comparaison des concentrations (distributions de fréquence) mesurées selon le protocole du RQEP avec celles mesurées par robinet proportionnel
[3] Le protocole réglementaire en Ontario (2 litres après 30 minutes de stagnation) est le plus représentatif de l'exposition	Prélèvement d'échantillons selon le règlement 170/03 du MOECC et par robinet proportionnel dans des maisons avec ou sans entrée de service en plomb	Comparaison des concentrations (distributions de fréquence) mesurées selon le protocole du MOECC avec celles mesurées par robinet proportionnel
[4] Les concentrations d'exposition au plomb sont une combinaison de différentes utilisations d'eau après rinçage et stagnation	Installation de débitmètres intelligents au niveau du robinet de cuisine et de l'entrée d'eau de maisons avec ou sans entrée de service en plomb et analyse des données	Calcul des volumes d'eau consommés après courte et longue stagnation, et après écoulement
[5] Le temps moyen de stagnation de l'eau dans l'entrée de service est d'environ 30 minutes	Installation de senseurs de température et de débitmètres intelligents au niveau de l'entrée d'eau de maisons avec ou sans entrée de service en plomb et analyse des données	Traitement des données et calcul des temps moyens de stagnation pour chaque maison
[6] Le temps moyen de stagnation de l'eau dans la tuyauterie en amont du robinet de cuisine est beaucoup plus long que dans l'entrée de service	Installation de senseurs de températures et de débitmètres intelligents au niveau du robinet de cuisine et de l'entrée d'eau de maisons avec ou sans entrée de service en plomb et analyse des données	Traitement des données et calcul des temps moyens de stagnation pour chaque maison dans l'entrée d'eau et en amont du robinet de cuisine
[7] Le volume d'eau consommé à chaque utilisation à la cuisine ne suffit pas à vidanger intégralement l'eau contenue dans la tuyauterie interne et dans l'entrée d'eau de la maison	Installation de débitmètres intelligents au niveau du robinet de cuisine de maisons avec ou sans entrée de service en plomb, mesure des volumes de tuyauterie interne et d'entrée de service des maisons et analyse des données	Calcul du volume moyen de chaque utilisation à la cuisine et comparaison avec le volume d'eau moyen contenu dans la tuyauterie interne et l'entrée d'eau des maisons
[8] L'utilisation de l'eau du robinet de la cuisine, pendant plus de 5 minutes et en continu est rare	Installation de senseurs de températures et de débitmètres intelligents au niveau du robinet de cuisine de maisons avec ou sans entrée de service en plomb et analyse des données	Traitement des données et calcul des durées de consommation d'eau par utilisation pour chaque maison

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Dans ce chapitre, la démarche expérimentale suivie pour collecter les données nécessaires à l'analyse et à la vérification des hypothèses est détaillée. L'ensemble des données de ce projet ont été mesurées directement sur le terrain, dans des résidences de particuliers.

3.1 L'échantillonnage du plomb dans l'eau potable

Comme évoqué plus haut, pour chaque participant, un robinet proportionnel était installé au robinet de cuisine durant une semaine. En parallèle, des échantillons étaient prélevés au robinet de cuisine selon divers protocoles réglementaires ou recommandations en vigueur en Amérique du nord. L'échantillonnage par robinet proportionnel était éventuellement répété deux fois dans la même maison selon le participant.

3.1.1 Suivi des concentrations de plomb dans l'eau du robinet

3.1.1.1 Sélection des participants

Pour les besoins du projet, des maisons participantes ont été recrutées. Afin d'avoir un jeu de données homogène et cohérent, des critères relativement restrictifs étaient demandés pour pouvoir participer à l'étude :

Critère n°1 : le participant devait habiter une maison unifamiliale.

Ce critère permettait de plus facilement contrôler les périodes de stagnation durant les échantillonnages. Aussi, du fait qu'une seule famille vive dans la maison en question, le volume d'eau consommé est généralement moins grand comparativement à un bâtiment partagé, les stagnations sont donc plus longues. Ces maisons représentent par conséquent un cas relativement critique d'exposition au plomb par l'eau du robinet.

Critère n°2 : la maison devait se situer sur le territoire desservi par l'eau de la Ville de Montréal.

Ce critère permettait d'avoir une qualité d'eau homogène d'une maison à l'autre, et donc un potentiel de corrosion et de dissolution similaire.

Critère n°3 : la maison devait être construite avant 1970 et être localisée dans un quartier de la Ville de Montréal connu pour avoir des entrées de service en plomb en fonction.

Ce critère permettait d'augmenter les chances d'échantillonner des maisons avec une entrée de service en plomb. Cependant des maisons construites avant 1970 et sans entrée de service en plomb ont aussi été échantillonnées pour des fins de comparaison.

Critère n°4 : Le robinet de la cuisine devait être un robinet simple (aérateur standard, absence de « douchette »).

Ce critère, purement technique, permettait de s'assurer que le robinet proportionnel pouvait facilement être installé dans la cuisine des maisons participantes. En effet, lors de la première campagne d'échantillonnage, aucun adaptateur n'avait été trouvé pour permettre l'installation du robinet proportionnel sur les robinets de style « douchette ». En conséquence, un robinet simple était requis pour permettre l'installation du robinet proportionnel. Lors de la seconde campagne d'échantillonnage, et en raison du grand nombre de robinets avec douchette rencontrés lors de la première campagne, un adaptateur a été développé pour fixer les robinets proportionnels sur les robinets douchettes présents dans les maisons échantillonnées. Ces ajustements n'étaient pas toujours optimaux et quelques petites fuites sans gravité ont été rapportées.

3.1.1.2 Robinet proportionnel

Le dispositif (robinet proportionnel) qui a été installé est composé de pièces en PVC et en acier inoxydable (Figure 3-1). Aucune pièce en laiton n'a été intégrée au robinet pour éviter la contamination de l'eau par le plomb contenu dans le laiton.



Figure 3-1: Robinet proportionnel

Le dispositif était fixé sur l'embout du robinet, à la place du brise-jet d'origine du robinet. Nous avons pris la précaution d'intégrer un aérateur directement dans le dispositif afin de conserver une barrière aux particules. Le débit était séparé en deux sorties. Une des sorties fournissait environ 95% du débit total du robinet au consommateur, et était utilisée par le consommateur pour sa consommation habituelle au robinet de cuisine. Un brise-jet était installé sur cette sortie afin d'assurer un écoulement quasiment identique à celui d'un robinet classique. La deuxième sortie était reliée à la bouteille d'échantillonnage au moyen d'un tube flexible, et recevait environ 5% du débit total du robinet. Une vanne de réglage installée directement sur le robinet permettait de calibrer le pourcentage du débit menant à cette sortie. Cette calibration était effectuée en laboratoire au préalable et le participant était sommé de ne pas modifier ce réglage.

Un clip en plastique permettait d'obstruer le flexible relié à la bouteille pour stopper l'écoulement si le robinet était utilisé pour d'autres fins que la consommation. Les conditions d'ouverture de la vanne en plastique incluaient l'eau consommée pour l'ingestion directe, la préparation de boissons à base d'eau (café, thé, jus reconstitué) ou la cuisson des aliments. Aussi, le flexible devait rester obstrué en cas d'utilisation d'eau chaude. Aucune consigne sur le débit n'était donnée au consommateur, celui-ci était fortement encouragé à ne pas modifier ses habitudes de consommation durant les semaines de suivi.

3.1.1.3 Caractérisation de la maison

Lors de la première visite, un profilage était effectué dans chaque maison afin d'évaluer si celle-ci était desservie par une entrée de service en plomb. Pour ce faire, une stagnation de 30 minutes précédée d'un rinçage de 5 minutes était appliquée dans la maison. Pendant la stagnation, les longueurs et volumes de tuyauterie de la maison (du robinet à l'entrée d'eau) et à l'extérieur de la maison (entrée d'eau à l'aqueduc) étaient mesurés. Après stagnation, huit échantillons consécutifs de 1 litre étaient prélevés. Une fois les 8 échantillons prélevés, la concentration en plomb dans chaque litre était mesurée. Si les niveaux de plomb étaient relativement élevés et qu'une forte augmentation des niveaux de plomb dans un ou plusieurs litres de la séquence étaient constatés alors nous considérions que la maison était desservie pas une entrée de service en plomb. En revanche, si les niveaux de plomb étaient relativement stables et peu élevés dans tous les échantillons collectés alors l'hypothèse de l'absence d'entrée de service en plomb était faite. Ci-dessous, la Figure 3-2 représente un profil obtenu dans une maison avec entrée de service en plomb. On constate que les niveaux de plomb obtenus sont relativement élevés et particulièrement pour le 5^{ème} et le 6^{ème} litre où les niveaux de plomb augmentent très fortement.

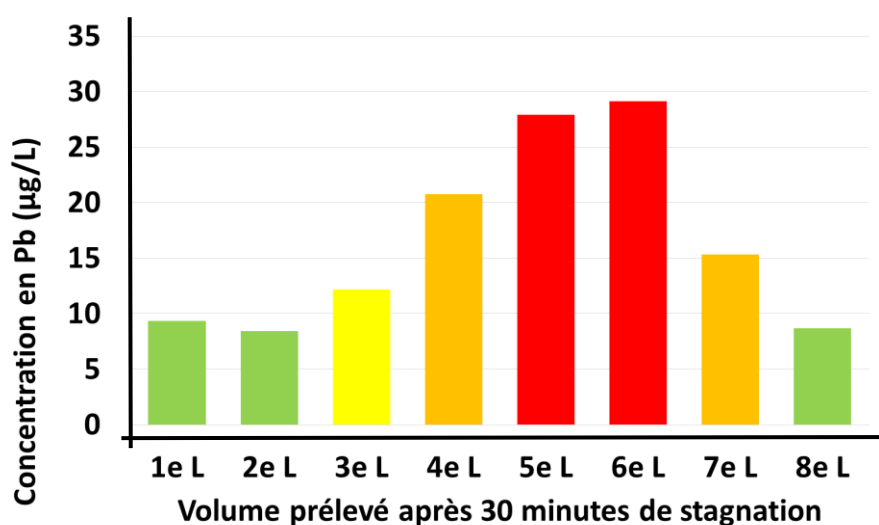


Figure 3-2 : Profilage obtenu dans une maison avec entrée de service en plomb.

3.1.1.4 Prélèvements d'eau du robinet selon les protocoles réglementaires et recommandations

Des échantillons étaient collectés en parallèle au robinet de cuisine des maisons suivies selon différents protocoles réglementaires et recommandations en vigueur au Québec, en Ontario, aux États-Unis, au Canada et en Europe. Le

Tableau 3-1 résume les différents prélèvements effectués dans chacune des maisons suivies avec un robinet proportionnel. Chaque semaine étaient prélevés, deux échantillons RDT, un échantillon 6HS, 1 à 2 échantillons proportionnels dépendamment de la consommation des citoyens. Les échantillons de type 5MF et 30MS (1^{er} et 2^{ème} litre) étaient prélevés lors de chacune des visites (3 en général par participant).

Les échantillons ont tous été prélevés au robinet d'eau froide de la cuisine des participants, à débit maximal et dans des bouteilles de polypropylène à large col, préalablement lavées dans un bain d'acide nitrique (10% v/v, durée >24h) puis rincées 4 fois l'eau déminéralisée puis de nouveau 4 fois à l'eau ultra pure. Le volume des échantillons était de 1L pour les échantillons prélevés ponctuellement (5MF, 30MS-1, 30MS-2, RDT, 6HS). Pour l'échantillon proportionnel, le volume dépendait de la consommation d'eau de la maison échantillonnée et variait entre 1L et 10L pour une semaine d'échantillonnage proportionnel.

Tableau 3-1 : Tableau récapitulatif des protocoles pour la collecte des échantillons ponctuels

Identification	Durée de stagnation/rinçage	Volume prélevé
5MF	5 minutes d'écoulement au robinet de cuisine	1L
30MS-1	5 minutes d'écoulement au robinet de cuisine suivi de 30 minutes de stagnation dans l'ensemble de la maison (1 ^{er} litre)	1L
30MS-2	5 minutes d'écoulement au robinet de cuisine suivi de 30 minutes de stagnation dans l'ensemble de la maison (2 ^e litre)	1L
6HS	6 heures minimum de stagnation dans l'ensemble de la maison (24 heures maximum) – Pas de pré-rinçage avant la stagnation	1L
RDT	Prélèvement à un moment aléatoire de la journée (temps de rinçage et de stagnation inconnu)	1L

Une fois collectés, les échantillons étaient acidifiés avec de l'acide nitrique OmniTrace à 0,5% du volume de l'échantillon, pour une durée d'au moins 24 heures et directement dans les bouteilles de prélèvement. Après 24 heures un échantillon de 50 mL était prélevé et à nouveau acidifié à 0,5% du volume avec de l'acide chlorhydrique (HCl) de grade OmniTrace. Un blanc pour contrôler le lavage des bouteilles et la qualité des acides était réalisé par lot de 25 échantillons. Les analyses ont été réalisées dans un laboratoire accrédité au Québec, selon la méthode de l'EPA 200.8 par spectrométrie de masse à couplage inductif (ICP-MS).

3.2 Mesure des données de consommation

En complément au suivi des concentrations de plomb dans l'eau potable, les habitudes de consommation des participants étaient mesurées, particulièrement la durée des périodes de stagnation et de consommation de l'eau dans les conduites. Les données de consommation étaient mesurées au moyen de deux appareils, soit des sondes de température (Datalogger Thermometer, 4 channels; modèle RDX L4SD; Omega) et des débitmètres à ultrasons (Transit Time Ultrasonic Flow meter; modèles FDT-31-C et FDT 32-C; Omega). Les senseurs de température détectent des variations de température de 0,1°C et plus, et l'analyse de ces variations permet de déterminer les périodes de stagnation et de consommation de l'eau dans les maisons. À l'inverse, les débitmètres à ultrasons détectent directement l'écoulement de l'eau dans les conduites et mesurent le volume écoulé pour chaque utilisation (consommation et stagnation). Le pas de temps appliqué pour les mesures était de 5 secondes (une mesure toutes les 5 secondes) pour les sondes de température, et de 1 seconde (une mesure par seconde) pour les débitmètres. Les sondes pouvaient être installées sur n'importe quelle canalisation sous réserve que le matériau de la canalisation soit un bon conducteur thermique (matériau métallique), tous les diamètres de canalisation étaient compatibles avec la sonde de température et peu d'espace était requis pour l'installation. Pour le débitmètre, la canalisation devait être en cuivre seulement et de diamètre intérieur 1/2 pouce ou 3/4 pouce. En effet, de tels débitmètres sont conçus pour un matériau et un diamètre précis de conduite, leur installation sur d'autres types de conduites aurait généré des mesures erronées. Contrairement aux senseurs de température, l'installation des débitmètres nécessitait plus d'espace et un environnement autour de la conduite plus dégagé. Lorsque l'espace autour de la conduite était suffisant, l'installation du débitmètre était privilégiée et dans le cas contraire, les sondes de températures étaient placées à la fois sur l'entrée d'eau principale et sur l'arrivée d'eau froide de la cuisine. Seule une prise de courant à proximité de la conduite suivie pour permettre l'alimentation du capteur de température était nécessaire.

Les données des sondes de température étaient ensuite traitées grâce à une macro Excel spécialement conçue pour ce projet. La macro permettait de détecter les périodes de stagnation et de consommation automatiquement en fonction des variations de température captées par la sonde. Trois paramètres ont été définis pour parvenir à une automatisation du traitement pour

l'intégralité des fichiers. Cela a permis de standardiser le traitement et de supprimer la subjectivité d'un traitement manuel. Dans certain cas, la macro ne permettait pas de bien détecter les changements d'état (stagnation vs consommation), il était parfois nécessaire de retoucher légèrement le traitement pour obtenir un ensemble cohérent.

Les trois paramètres définis pour l'automatisation des données incluent le « Gap » (écart minimal entre deux mesures consécutives pour déclencher automatiquement une consommation), la « Plage » (nombre de valeurs sur lesquelles était étudiée la tendance d'évolution de la température) et la température de référence « Tref ». Il est à noter que lorsque les écarts de température entre l'eau et l'environnement dans lequel était placée l'électrode de mesure étaient insuffisants, les données collectées étaient très difficilement, voire impossible à traiter. C'est pourquoi une partie du suivi des données de consommation a été réalisée au cours de l'hiver afin de maximiser l'écart de température entre l'eau fraîche venant de l'aqueduc et l'eau dans la canalisation située à l'intérieur de la maison chauffée.

Comme l'utilisation de sondes de température n'avait jamais été testée pour la mesure des périodes de stagnation et de consommation, une étude thermodynamique et des essais en laboratoire ont été réalisés au préalable pour valider la fiabilité de cette méthode de mesure. L'étude thermodynamique a été réalisée à l'aide du logiciel Ansys et avait pour but de déterminer le temps de réponse de la paroi externe d'une canalisation en cuivre lors du passage de l'eau froide, mais aussi de déterminer la durée de stagnation minimale de l'eau dans la conduite pour détecter la première variation positive de température mesurable sur l'extérieur de la paroi. Enfin, les tests en laboratoire ont pu confirmer le bon fonctionnement de cette méthode et d'attester la véracité de la mesure et de l'analyse même dans des cas critiques (consommations courtes de l'ordre de 5 secondes et très rapprochées). L'étude thermodynamique ainsi que la description et l'architecture de la macro développée sont expliqués à l'Annexe A.

3.3 Les profilages

Des profilages complémentaires, après de longues stagnations, ont aussi été réalisés dans deux maisons avec entrée de service en plomb. Ces profilages aideront pour expliquer les tendances observées grâce au robinet proportionnel et permettront aussi de quantifier l'impact des

différentes sources de plomb présentes dans une maison (soudures, laitons etc.). Comme pour les profilages réalisés lors de la première visite dans les maisons suivies, ils consistaient au prélèvement de plusieurs litres consécutifs (10 à 12 selon le volume de tuyauterie) après un temps de stagnation fixe. Les stagnations appliquées étaient de 1, 2, 4 et 6 heures de stagnation. Avant chaque stagnation un rinçage préalable de 5 minutes était effectué. L'objectif de ces profilages était d'évaluer la contribution de la tuyauterie interne et de l'entrée de service en plomb aux concentrations de plomb dans l'eau du robinet après différents temps de stagnation. Les mêmes bouteilles que pour les échantillonnages ponctuels au robinet étaient utilisées. La méthode de traitement des échantillons et de mesure du plomb au laboratoire était aussi identique à celle présentée précédemment.

3.4 La modélisation IEUBK

Afin de modéliser la plombémie des enfants en fonction des concentrations de plomb mesurées dans l'eau au cours de ce projet nous avons utilisé le logiciel IEUBK. Ce logiciel calcule les plombémies des enfants de 0 à 7 ans en prenant en compte de nombreux paramètres tels que le plomb dans l'air, la poussière, la nourriture, les sols et l'eau. La consommation d'eau pour un enfant de 0 à 7 ans a été ajustée à 0.742 – 0.910 L/jour selon Deshommes, Trueman, et al. (2018). Ces valeurs sont relativement hautes, d'autres modélisations ont été réalisées en utilisant des valeurs plus faibles, de 0.285 à 0.385 L/jour d'eau du robinet consommée. Les études utilisant les deux gammes de volume d'eau consommé ont permis de représenter une très grande part de la population, aussi bien les personnes buvant peu d'eau que les personnes ayant une consommation journalière d'eau élevée. IEUBK calcule une moyenne géométrique. Cela permet de représenter une population sans être tirée par les extrêmes. Lors de la modélisation IEUBK, nous avons fait le choix d'utiliser les moyennes et le 90^{ème} centile des concentrations de plomb mesurées au robinet de la cuisine. Les maisons étant relativement homogènes (maisons unifamiliales, entrée de service en plomb) l'utilisation de la moyenne permettait de représenter fidèlement cette population. L'utilisation de la moyenne reflète la variabilité intrinsèque des maisons mais permet de ne pas négliger les maisons les plus à risques (comme les maisons de type Wartime par exemple) qui peuvent tirer la moyenne vers le haut mais qui représentent tout de même un cas réel d'exposition et relativement usuel si l'on considère une ville telle que Montréal. L'utilisation

du 90^{ème} centile, quant à elle, permet de représenter la frange de la population la plus à risque, mais dont la proportion est non négligeable. C'est sur cette fraction de la population qu'il est très important d'agir et de diminuer les concentrations de plomb dans l'eau car les concentrations mises en jeu sont fortes et peuvent sensiblement et irrémédiablement affecter la santé des enfants

CHAPITRE 4 ARTICLE #1: PROPORTIONAL SAMPLING TO MEASURE TRUE EXPOSURE TO LEAD AT THE TAP

Ce chapitre présente les résultats des campagnes d'échantillonnage effectuées lors de ce projet. Les nombreux protocoles réglementaires qui existent pour mesurer les concentrations de plomb dans l'eau potable n'ont pas tous pour but de représenter l'exposition exacte des consommateurs d'eau potable. Entre autres, ils peuvent permettre de détecter les sources de plomb, l'efficacité d'un contrôle de la corrosion, etc. Les différents protocoles seront donc confrontés aux résultats obtenus par le robinet proportionnel afin de déterminer quel protocole représente le mieux l'exposition réelle au plomb des consommateurs par l'eau potable. Les résultats ont fait l'objet d'un article soumis dans le journal *Water Research* en octobre 2018.

Proportional sampling to measure true exposure to lead at the tap

Authors : Cécile Riblet¹, Elise Deshommes^{1*}, Laurent Laroche² and Michèle Prévost¹

¹Polytechnique Montreal, 2900 boulevard Edouard-Montpetit, Montreal, QC, H3T 1J4, Canada

²City of Montreal, Technical Expertise Division, Montreal, Quebec, H8N 2K2, Canada

*Corresponding author, e.deshommes@polymtl.ca, 514-340-4711 (2236)

Abstract

Twenty-nine single-family homes with or without a lead service line (LSL) were monitored for their water lead levels (WLLs) and water usage patterns. Lead concentrations were measured at the kitchen tap using proportional sampling to represent weekly exposure, and compared to the WLLs measured according to regulatory sampling protocols (5-minute flushing, 30-minute stagnation, 6-hour stagnation, random daytime). Random daytime samples provided WLLs closest to weekly exposure as compared to results from other sampling protocols. Sampling after 5 minutes of flushing underestimated true exposure by up to 88%. This was supported by water usage monitoring revealing that full flushing precedes only 3.4% of water usage at the service line and even less (0.26%) at the kitchen tap. Although 30 minutes was found to be representative of the inter-use time of water in the service line, WLLs measured after 30-minute stagnation tended to underestimate exposure. These differences were explained by the flushing prior to stagnation, which limited the contribution of the LSL to WLLs, and which was poorly represented

in water usage patterns. Besides, water consumption at the kitchen tap typically occurred after long stagnations (mean 106 minutes) and corresponded to volumes of water (mean 1.1 L) much smaller than households' premise plumbing. As a comparison and in agreement with the long stagnations at the kitchen tap, the first draw collected after 6-hour stagnation and not preceded by flushing was closer to exposure.

Keywords: lead exposure, regulatory sampling, proportional tap, mean exposure at the tap, water consumption patterns.

4.1 Introduction

Lead is a neurotoxic particularly for young children, pregnant women and their fetus (Jusko et al., 2008). Very low blood lead levels (BLLs), even less than the current reference level of 5 µg/dL, can contribute to a decline in children's IQ score and delayed neuro-behavioral development (Health Canada, 2013). Drinking water remains a significant source of lead exposure as shown by recent events in Washington (DC) in 2001 and Flint (MI) (Brown et al., 2011; Hanna-Attisha et al., 2016). Lead service lines (LSLs) connecting the premise plumbing to the water main in households built before 1950-1970 have been identified as the main contributor to lead in drinking water; although lead solders, brass fixtures and fittings can also increase water lead levels (WLLs) (Sandvig et al., 2008).

Regulated or recommended sampling protocols to measure WLLs vary from one country/state/province to another regarding flushing and stagnation before sampling, the volume of sample collected, and the analytical methods prescribed. The selected protocol must be adapted to meet the objectives of sampling such as: verifying compliance, investigating the sources of lead, assessing the efficacy of corrosion control, validating the impact of water quality changes, and estimating mean/peak exposure to lead. Regulated sampling protocols include the collection of: the first draw after at least 6 hours of stagnation with no pre-flush as defined by the Lead and Copper Rule (USEPA 2007); the two first liters after 30-minute stagnation preceded by flushing in Ontario (Canada) (Government of Ontario, 2002); one liter after 5-minute flushing in Quebec (Canada) (MDDELCC 2014) and in Australia (AS/NZS 56667.5:1998); and finally a random daytime one-liter sample recently prescribed across Europe and recommended by Health

Canada (European Commission, 2003, 2015; Health Canada 2017). The typical regulated reference WLL in households is 10 µg/L at the tap (15 µg/L for the LCR) that is either applied as a maximum acceptable concentration (MAC) or as an action level based on a percentile distribution of results. Recently, a lower reference level of 5 µg/L has been proposed in light of the increasingly compelling information on the health effects even at low exposure levels and the fact that drinking water is now recognized as a significant remaining source of environmental lead exposure (Health Canada 2017).

The EU drinking water directive clearly states that the sampling protocol for WLL must be representative of the weekly average value ingested by consumers raising the question of what is a representative sample (Official Journal of the European Communities, 1998). Weekly mean exposure at the tap can be best estimated from proportional composite sampling, which is only feasible as a research tool (van den Hoven & Slaats, 2006). A proportional tap is a device that can be fitted to the kitchen faucet, diverting a portion of the flow to a sub-sample bottle over a period of time for proportional sampling. A considerable number of field studies have shown that both random daytime (RDT) sampling (no preset stagnation time) and 30-minute stagnation sampling provide a reasonable estimate of the average weekly WLLs at the tap (Hoekstra et al., 2009; van den Hoven & Slaats, 2006). Both sampling protocols overestimated slightly the WLLs measured by proportional tap sampling. Results from RDT sampling were however poorly reproducible and required a large number of samples. Nonetheless, an assessment of the desirability of sampling strategies by the UK Drinking Water Inspectorate and the European Commission identified the RDT protocol appropriate for compliance assessment, and sampling after 30-minute stagnation for the evaluation of specific lead sources (DWI 2001; Hoekstra et al., 2009). Using the WLLs measured with proportional tap sampling and considering the volumes of water collected, Clement et al. (2000) estimated the daily lead intake from tap water in nine households. Depending on the household, the estimated daily lead intakes were either close or exceeded the United States Food Drug Administration tolerable lead intake for children <1-year-old (60 µg), 7-year-old children (150 µg), and pregnant women (250 µg) at the time of the study. In this study, the authors strongly emphasized that WLLs measured through proportional tap sampling are highly dependent on consumption habits and plumbing configuration. Apart from this study,

proportional tap sampling has never been tested in North America. Water consumption patterns may have changed since the 90', and will differ between North America and Europe.

The estimation of exposure to lead at the tap has been identified as a source of uncertainty in attempting to relate WLLs measured by regulated protocols to quantify the contribution of tap water to BLLs in the US (Zartarian, Xue, Tornero-Velez, & Brown, 2018). The relative contribution of environmental lead sources on young children's BLLs has been evaluated through epidemiological studies. Only the Levallois et al. (2013) study conducted in two groups of old households with or without LSLs proceeded to a characterization of lead household exposure including paint, dust and detailed WLLs based on profile sampling. Overall WLLs (AM 1.65 $\mu\text{g/L}$) and BLLs (GM 1.35 $\mu\text{g/dL}$) reported were quite low because of the cold water temperature, the prevalence of multi-unit dwellings in the study, and the low drinking water intakes reported. Nevertheless, a strong association was found between elevated BLL (75% centile) and WLLs exceeding 3.3 $\mu\text{g/L}$ (OR = 3.7 CI 95% 2.1-10.2). Higher WLLs and BLLs were expected in summer and in single-family homes in the same distribution system (Deshommes, Prévost, Levallois, Lemieux, & Nour, 2013; Ngueta et al., 2014).

Drinking water consumption has been characterized in many countries, including in North America. Water usage in American and some Canadian households was monitored using flowmeters to understand total water consumption in households, although the periods of stagnation were not investigated (WRF 2016). A mean and standard deviation of $520\pm 320\text{L}$ of water was consumed overall per household per day, 40% of this volume being dedicated to deterministic demands other than drinking water consumption (Buchberger & Wells, 1996). Overall, 19% of the water use in the households corresponded to the use of faucets in the households (51 events/day/house). Water usage was distributed between cold water (67%) and hot water (33%), however this proportion changed to 43% and 57% for cold and hot water for faucets only (WRF 2016). Considering the monitoring time step of 10 seconds in the WRF study, it is possible that shorter duration drinking water intakes at the kitchen tap were not measured. Water consumption patterns are highly variable and depend on different factors such as the size of the houses monitored, the number of inhabitants, the season, etc. Consumption peaks are typically measured after long stagnations, especially during week-end or holidays (Xue et al.,

2017). Although stagnation time in the LSL is a determinant parameter on WLLs, the stagnation at the kitchen tap may play an important role on lead exposure which was poorly investigated.

The main objectives of this project were to: (1) measure WLLs at the tap through proportional sampling in households with and without an LSL and (2) compare the mean weekly exposure estimates to WLLs measured using regulatory sampling protocols and to verify if these protocols protect consumers. A secondary objective was to monitor the dynamic of water usage in households by comparing water consumption patterns in the service line and at the kitchen tap. As the risk of exposure to elevated WLLs is driven by stagnated water in the LSL, it is important to understand how these elevated WLLs can be transported to the kitchen tap.

4.2 Materials and Methods

4.2.1 Households sampled and monitoring periods

Twenty-nine households were monitored in Montreal, Canada, between June 2017 and July 2018. About 69,000 households built before 1970 are supplied with water with an LSL. The average pH and alkalinity of the distributed water in this distribution system are of 8.0 and 90 mgCaCO₃/L. Households were selected based on meeting the following criteria: single-family home, built before 1970, and classified as house with LSL. Only single-family homes were sampled as they represent worst-case households for lead exposure, and their configuration allows to easily control stagnations in the LSL.

Households were monitored either for WLLs at the tap (n=7 households) or drinking water consumption patterns (n=8 households), or both WLLs and drinking water patterns (n=14 households) (Table S1). Within the households monitored for WLLs, 14/21 were served by an LSL. Sampling for WLLs was mostly performed in warm water temperature (>15 °C) as 83% of the samples (376/454) were collected in summer while 17% of the samples (78/454) were collected in winter (0-15 °C). Within the 22 households monitored for drinking water consumption patterns, 11 were monitored in summer (June-September) and the remaining 11 households in fall and winter (Table S1). During the first visit at each participating household, a profile sampling after 30-minute stagnation and a detailed premise plumbing evaluation (length and volume of piping) was performed as described in Deshommes et al. (2016) to establish the

presence of an LSL. Another important aspect of the first visit was the verification of the compatibility of the proportional tap with the kitchen tap in the household.

4.2.2 Water lead levels sampling

Figure 4-1 presents a schematic of the proportional tap designed for this study. The proportional tap consisted of a special PVC faucet splitting the water flow in two outlets. One of the outlets is a typical kitchen tap containing a stainless steel aerator calibrated to provide 95% of the flow to be used by the consumer as usual. The second outlet received 5% of the flow that is discharged to a 5-liter sampling bottle through plastic tubing. A manual shutdown valve was installed on the tubing connecting the proportional tap to the sampling bottle so that water used for dish or hand washing was not sampled. An aerator screen was installed at the device inlet (prior to flow splitting) to retain particles. Two 5-liter sampling bottles were provided per week of participation to the study, the use of the second bottle being determined by water consumption at the kitchen tap.

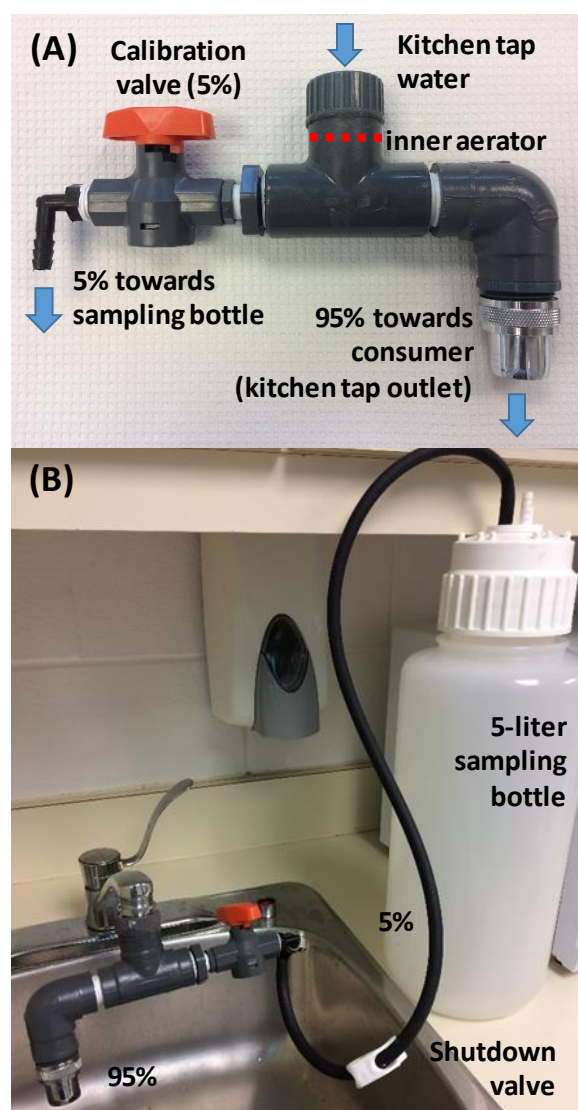


Figure 4-1: Proportional tap device designed for the study: (A) proportional tap, (B) example of installation at the kitchen tap

The proportional tap was installed for one week at the kitchen tap used for drinking water or cooking and which is typically sampled for regulatory purposes. Sampling was repeated for another week if participants agreed. Participants were asked not to modify their consumption habits during the study, and to open the manual valve installed on the tubing leading to the proportional tap sampling bottle when using water for drinking or cooking. In addition to proportional tap sampling (n=2 to 4 composite samples for two weeks of participation), the following one-liter samples were collected at the kitchen tap: first draw samples after at least 6-

hour stagnation with no pre-flush (6HS; n=1 for one week; n=2 for two weeks); two consecutive samples after 30-minute stagnation preceded by 5 minutes of flushing (30MS1, 30MS2; n=2 for one week, n=3 for two weeks); samples after 5 minutes of flushing (5MF, n=2 for one week, n=3 for two weeks); and random daytime samples (RDT, n=2 for one week, n=4 for two weeks). The 30MS1, 30MS2 and 5MF samples were collected by the project team during the first visit and/or at the beginning of each sampling week. The 6HS and RDT samples were collected by the participant to whom the tutorial documents and a support phone number were provided. The typical flow rate at the kitchen tap was 4 to 8 L/min. The RDT samples were collected at different time points over the week corresponding to drinking water consumption periods. Samples were collected in large-mouth polypropylene bottles prewashed with nitric acid for metals sampling. The bottles were then acidified with 0.5% nitric acid for at least 24 hours and analyzed for total metals with ICP/MS according to the USEPA 200.8 method as in Deshommes, Laroche, Deveau, Nour, and Prévost (2017). Blanks were performed every 25 samples for quality control.

In order to assess the contribution of the different parts of the piping in the household to WLLs, additional profiles were completed by collecting 10-12 consecutive liters at the kitchen tap in two households, after 1, 2, 4, and >6 hours of stagnation periods preceded by a pre-flush of 5 minutes (on the same day). As opposed to the 6HS one-liter sample collected in the 21 households monitored for WLLs (no pre-flush), flushing prior to stagnation provided a clearer estimate of the relative contribution of the premise plumbing and LSL. If pre-flushing is conducted, the 1st liter collected after 6-hour stagnation in these profiles represented mainly the contribution of the piping immediately upstream of the faucet, plus a background contribution from the LSL during flow. Conversely, a 6HS 1st draw with no pre-flush includes additional random contribution from the LSL (depending on the water use prior to stagnation). Those profiles were completed to support the interpretation of WLLs measured using the proportional tap and other regulatory sampling protocols.

4.2.3 Online monitoring of water consumption

Drinking water consumption habits overall in the household (service line) and at the kitchen tap were monitored using two different devices. The first device was a data logger thermometer or temperature sensor (Model RDX L4SD; Omega®) equipped with an electrode that can be fixed on the outer surface of piping to record temperature variations and deduct stagnation patterns. The step time between two successive measurements was set at five seconds. Temperature sensors were installed on the service line and on the cold water piping immediately upstream the kitchen tap, when the piping was accessible and in presence of a power outlet (Figure 4-2). The second device to record consumption habits was an ultrasonic transit time flowmeter designed to be installed onto the outside wall of 0.5 in or 0.75 in copper pipes (models FDT 31-C and FDT 32-C respectively; Omega®). Although a non-intrusive device, the flowmeter requested space around the pipe and was designed for specific diameters which limited its installation to a few households (Table S1). The time step between two consecutive measurements was set at 1 second. Data from both temperature sensors and flowmeters were collected once a week. Flowmeters provided directly the data on the stagnation periods and corresponding volumes used at the tap or in the service line for calibration of the temperature sensor readings. For this study An Excel VBA Macro was developed to analyze the temperature sensors' data and to automatically display stagnation times for the entire monitoring period (Figure 4-2 and Figure S1). The VBA macro processed data were validated in the laboratory, in the field, and using an Ansys thermodynamic study as detailed in Supporting Information (SI). Considering the challenges met in summer for temperature sensors data processing, consumption data collected during this project using temperature sensors were mainly gathered during the summer beginning/ending (June and September), fall and winter (see SI for details).

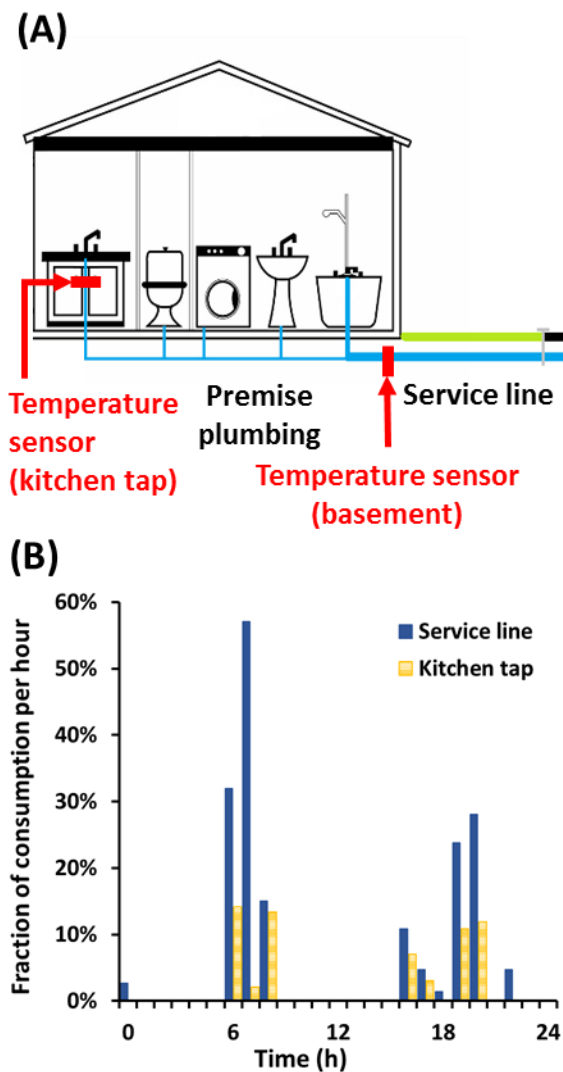


Figure 4-2 : Temperature sensors: (A) location of their installation in the household (adapted from <http://www.delta-confort.com>), and (B) example of a water consumption daily pattern, at the service line and at the kitchen tap

4.2.4 IEUBK modeling

Young children (0-7 yrs) BLLs were modeled using the IEUBK model with adjusted input parameters for soil, dust, air and diet, and 0.742-0.910 Lpd daily water intakes (Deshommes, Trueman, et al. (2018). Moreover, as in Deshommes, Trueman, et al. (2018), complementary modeling was performed using lower daily water intakes (0.285-0.385 Lpd) to represent the overall population of children in a distribution system, drinking small to large volumes of tap

water. Geometric mean (GM) BLLs, as well as the fraction of children with BLLs exceeding 5 $\mu\text{g/dL}$, were estimated considering the mean and the 90th percentile WLLs measured with each sampling protocol in the households.

4.3 Results and Discussion

4.3.1 Water lead levels

Figure 4-3 presents the WLLs measured using proportional (Prop) and regulatory sampling protocols in households with or without an LSL. Mean WLLs range from 5.5 to 14 $\mu\text{g/L}$ depending on the sampling protocol in households with an LSL, while these values vary from 1.0 to 3.8 $\mu\text{g/L}$ in households without an LSL. For both groups of households, it can be noticed that the highest WLLs were measured using 6HS, RDT, and Prop sampling, while the lowest WLLs were measured after 5MF. The 10th-90th percentile of WLLs in households with an LSL are 4.3-17.1 $\mu\text{g/L}$ and 6.2-22.1 $\mu\text{g/L}$ measured after RDT and 6HS respectively, while these values show less variability and range from 2.1-8.6, 3.4-10.2, and 3.5-10.2 $\mu\text{g/L}$ after 5MF, 30MS1, and 30MS2 respectively. The 30MS and 5MF sampling protocols appear to be more reproducible, because flushing is conducted prior to stagnation or sampling. As expected, results measured through proportional sampling in households with an LSL present smaller variability than 6HS and RDT sampling. These results are consistent with findings from Clement et al. (2000), and can be explained by the variability in consumption habits and plumbing configuration between households. In households with an LSL (Figure 4-3 A), the mean WLLs measured with the proportional tap is 10.5 $\mu\text{g/L}$ and the 10th - 90th percentile value range from 6.2 to 15.4 $\mu\text{g/L}$. The WLLs detected using RDT sampling are quite close to Prop sampling results, with mean WLLs of 10.4 $\mu\text{g/L}$ (0.08 $\mu\text{g/L}$ difference) and a 90th percentile value of 17.1 $\mu\text{g/L}$ (1.7 $\mu\text{g/L}$ difference). The minimum mean weekly WLL measured in a household with an LSL was found to be 4.9 $\mu\text{g/L}$.

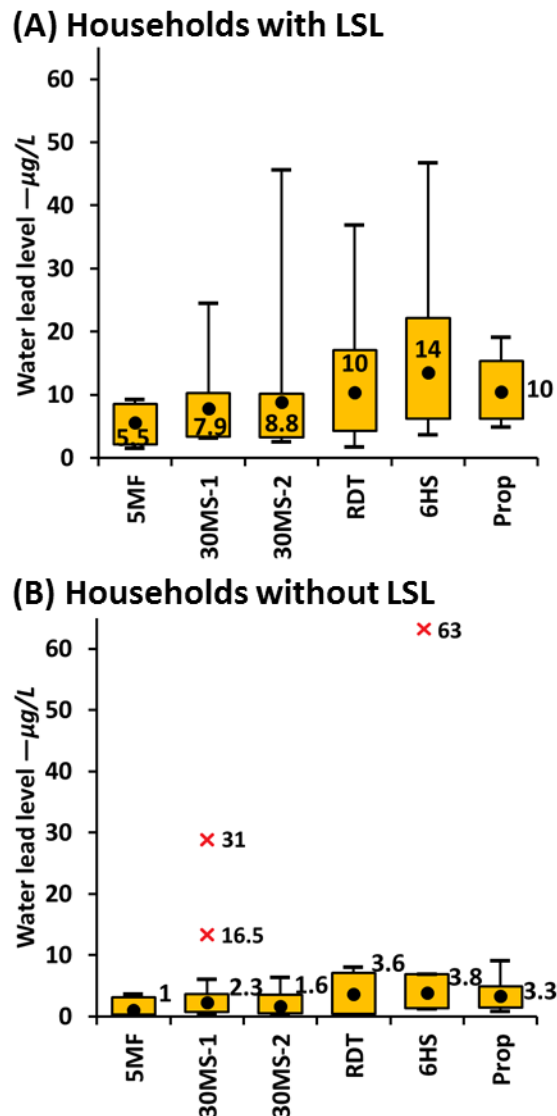


Figure 4-3 : Water lead levels in households (A) with an LSL (n=14) or (B) without an LSL (n=7) depending on the sampling protocol; 10th-90th percentile box plot; dot: mean; bar: min-max; n=39 for 5MF; n=36 for 30MS-1 and 30MS-2; n=50 for RDT; n=24 for 6HS and n=32 for Prop. Red crosses correspond to one kitchen tap in one household without an LSL (excluded from mean, min-max, 10-90th percentile calculations)

For the seven households without an LSL, the WLLs measured in the second liter collected after 30 minutes of stagnation are especially low as compared to other sampling protocols. This trend is not observed in households with an LSL, as water with elevated WLLs

coming from the LSL may be present after the 1st liter in a profile. As a consequence, the 2nd liter would present higher WLLs as compared to the 1st liter in such households (Deshommes et al., 2016). Although WLLs measured through proportional sampling in households without an LSL are generally low (mean 3.3 µg/L), these WLLs are close to the threshold of 5 µg/L recently proposed by Health Canada, and reach up to 9.1 µg/L in one household. Such WLLs indicate a significant contribution of the lead sources in the premise plumbing within these households, either under the dissolved form or particulate lead form. One kitchen tap presented systematically high WLLs in the first liter collected after 30MS or 6HS (31.3-63 µg/L) indicating a large contribution from the faucet and its immediate piping connection. The contribution of premise plumbing to WLLs in this system has already been investigated using RDT and high flow rate sampling and the results indicated a significant but sporadic contribution of particulate lead from solders and brass fitting/fixtures (Deshommes et al., 2010). These observations demonstrate that tap water consumption can increase background exposure to lead even in households without an LSL. Stagnation patterns upstream of the kitchen tap provide conditions for lead leaching from the sources of lead in the premise plumbing. Remediating lead release from premise plumbing would require the removal of lead-containing devices, the implementation of corrosion control in complement to LSL replacement, and, as a temporary solution, the flushing of the premise plumbing before consumption.

In reference to proportional sampling, the best estimate of true exposure, mean WLLs from 30MS samples in the 14 households with an LSL tend to underestimate exposure (Prop WLLs) in this group of households by 25%, as opposed to 6HS samples that overestimate them by +29%. The mean RDT concentration is equal to the mean proportional WLLs (-0.8%), while 5MF sampling results are drastically lower (-45%). Wilcoxon matched pairs tests partly confirm these trends, as WLLs measured after 5MF and 30MS (1st or 2nd liter) are significantly lower than WLLs from proportional sampling ($p < 0.05$) in the same household. Conversely, differences are non-significant considering results from RDT or 6HS one-liter samples ($p > 0.05$). These trends are consistent with reports by van den Hoven and Slaats (2006) and Hoekstra et al. (2009) for RDT and 5MF results. These authors found however that 30MS sampling results were representative of proportional sampling results (correlation $R^2 = 0.50-0.63$ for 30MS1, 30MS2 or the mean of both 30MS samples). Correlations between Prop WLL and other sampling results in

the same households with and without an LSL were investigated as performed in the European studies (Figure S2). Proportional sampling results were weakly correlated to RDT, 6HS, and 30MS2 results ($R^2=0.20-0.29$) as compared to 5MF and 30MS1 results ($R^2=0.45-0.53$) (Figure S2). These weak correlations were attributed to the small number of samples collected and households sampled, as in this study 21 households were sampled ($n=34-72$ paired samples) as compared to 294 households in the European studies ($n=294$ paired samples). The improved correlation for 5MF and 30MS1 samples may be explained by the background stable contribution of these samples to background WLLs, as these samples presented less variability from one household to another.

Another important aspect to address in assessing sampling protocols that are representative of true exposure is whether results are likely to exceed a reference threshold of WLL. There are two implications to consider. Firstly, the distribution of WLLs exceeding a reference threshold for a group of households; this has implications for assessing system wide compliance. Secondly, the production of false positive or negative results for a specific household provides information on the ability of a sampling protocol to detect households with elevated WLLs to direct consumer protection interventions. When considering all households, the fractions of samples exceeding the 10 $\mu\text{g/L}$ health-based standard or the lower new recommended level of 5 $\mu\text{g/L}$ can be seen on Figure 4-4. Excluding the three spikes from one problematic tap in one household, WLLs never exceeded 10 $\mu\text{g/L}$ in households without an LSL regardless of the sampling protocol used, while up to 63% of the after stagnation samples exceeded 10 $\mu\text{g/L}$ in households with an LSL. As expected, all samples collected after 5MF were below 10 $\mu\text{g/L}$, even when an LSL was present. It must be noted that flushed samples are still collected to assess compliance in several countries such as Canada and Australia. As for 30MS samples, 11-16% of the 30MS samples (1st and 2nd liter) exceeded 10 $\mu\text{g/L}$ in LSL households. Much larger fractions of samples exceeded 10 $\mu\text{g/L}$ with other protocols: 46% after RDT, 63% after 6HS, and 47% using proportional sampling.

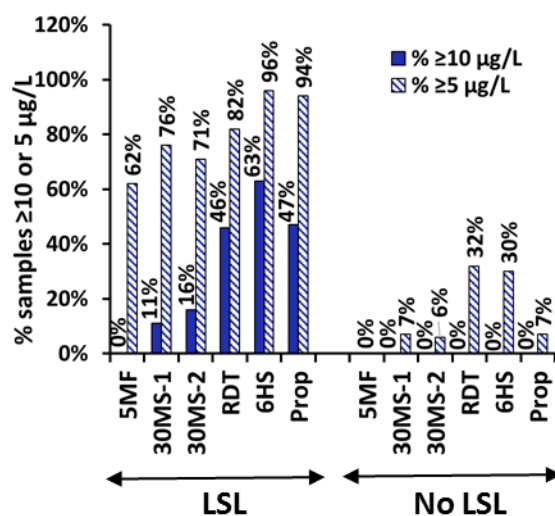


Figure 4-4 : Fraction of samples exceeding 10 or 5 $\mu\text{g/L}$ in households with or without an LSL as a function of the sampling protocol

If the lower reference Pb level is considered, 6-32% of households without an LSL would exceed 5 $\mu\text{g/L}$. Interestingly, 30MS sampling produces comparable fraction of exceedances as Prop (7%), as opposed to clear overestimations by RDT (32%) and 6HS (30%) sampling. In the absence of an LSL, WLL distributions are better estimated by 30MS than by RDT and 6HS. These differences may be attributed to the significant contribution of faucets and their immediate connecting piping which is better captured after extended stagnation by 6HS or RDT as shown by (Cartier, Nour, et al., 2012). These observations highlight the need to remove or control the leaching from all sources of lead present in premise plumbing, such as solders and brass fixtures/fittings (Deshommes et al., 2010) to avoid high level sporadic exposure. Different trends are observed for the 14 households with an LSL using the 5 $\mu\text{g/L}$ threshold. Exceedance rates (62-96%) increase significantly regardless of sampling protocols, even for the 5MF sampling (62%). In this case, 6HS (96%) and RDT (82%) provided assessments closer to the proportion of exceedances identified by proportional sampling (94%). This suggests that system wide compliance would be better estimated using RDT and 6HS sampling protocol when LSLs are present. Finally, it is important to be reminded that our observations apply to a system without corrosion control. Smaller differences between sampling protocols may be expected in a system with effective corrosion control (Deshommes, Trueman, et al., 2018).

The ability of a protocol to detect households exceeding a weekly mean exposure of 10 $\mu\text{g/L}$ can be assessed by verifying whether other protocols can identify these sites. If a 5 $\mu\text{g/L}$ reference level is used, 92% (RDT, 30MS and 5MF) to 100% (6HS) were successful in identifying households with elevated mean weekly WLL (i.e., Prop $>10 \mu\text{g/L}$) (Table S2). The number of false positive (regulatory sample $>5 \mu\text{g/L}$ when Prop sample is $<10 \mu\text{g/L}$) varies from 25% with 5MF to 91-92% with RDT and 6HS samples, and is around 50% for 30MS samples. The number of false negative is quite constant for all protocols (regulatory sample $>10 \mu\text{g/L}$ when Prop sample is $<5 \mu\text{g/L}$), around 8% for all protocols except for the 6HS first draw sampling for which there is no false negative recorded (Table S2). As a consequence, lowering the reference threshold of current regulated sampling protocols from 10 to 5 $\mu\text{g/L}$ WLLs would result in the identification of the majority of households at risk of elevated lead exposure.

As shown previously, WLLs measured using RDT sampling or 6HS first draw sampling present more variability than using other sampling protocols. This is to be expected as these WLLs are representative of a wider range of stagnation durations. Water age is determined by the water use in the home prior to collecting the sample (RDT) or prior to the period of stagnation (6HS). Furthermore, 6HS first draw sampling without any pre-flush includes a random contribution from the LSL and premise plumbing, plus a controlled contribution after >6 hours of stagnation from the piping immediately upstream of the kitchen tap. This is supported by controlled profiles collected in two households with an LSL after 1-hour, 2-hour, 4-hour, and 6-hour stagnation preceded by a pre-flush. WLLs measured from 6HS LCR sampling without pre-flushing do overestimate true exposure at the tap but still remain close to mean WLLs measured by proportional sampling overall.

To quantify the role of the random contribution of the LSL in 6HS samples, profiles after stagnation of 1-6 hours were completed in two households (Figure 4-5 A and B). From these profiles, and from the piping volume measurements, the liters corresponding to the water having stagnated in the premise plumbing or the LSL were extracted (Figure 4-5 C and Figure S3). Clearly, the contribution of premise piping and the background contribution of the LSL during flow to WLLs is quite stable after 1-hour, 2-hour, 4-hour or 6-hour of stagnation in this system (11-13 $\mu\text{g/L}$), while the contribution of the LSL increases with increasing stagnation from 45 to

80 µg/L. As a result, a 6HS first draw collected according to the LCR in such a system would include the contribution of the premise piping after 6-hour stagnation, around 11-13 µg/L, and a random contribution from the LSL which would vary from about 5.5 µg/L (mean WLL after 5MF) to 80 µg/L (mean WLL after 6HS) or more depending on the water use prior to stagnation. As such, considering the variability of plumbing configurations and water usage patterns, it is consistent that RDT and 6HS results are the closest to proportional sampling results among other sampling protocols in this study.

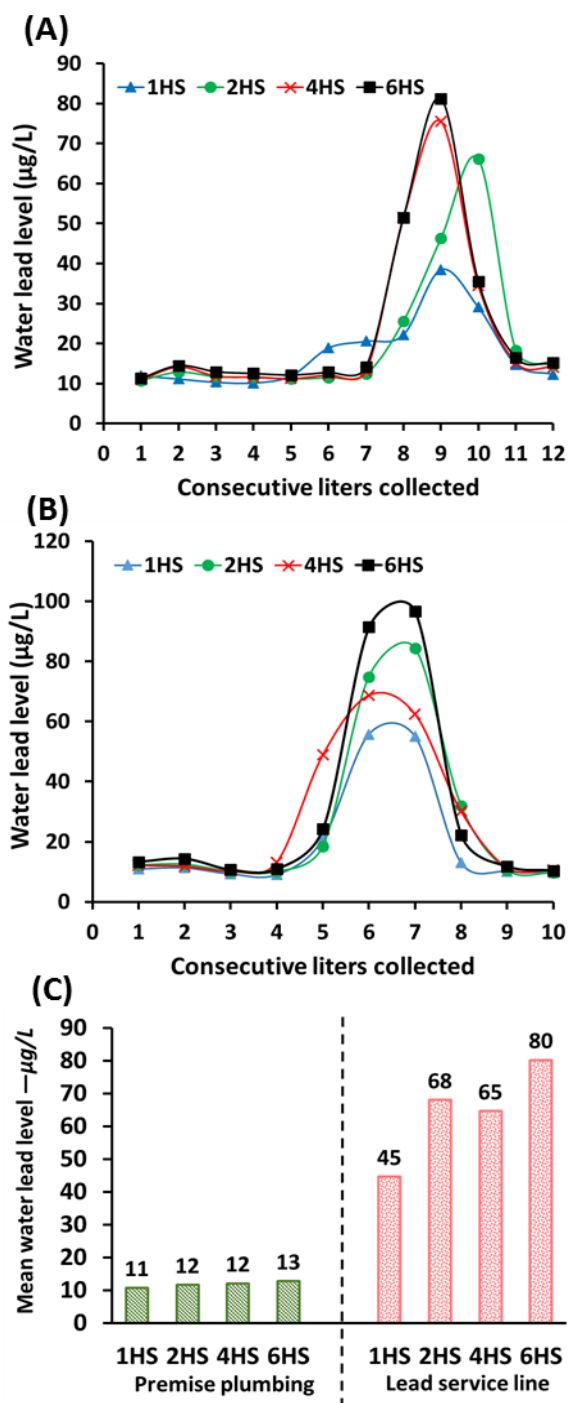


Figure 4-5 : Water lead levels measured using profile sampling after 1-hour, 2-hour, 4-hour, and 6-hour stagnation preceded by a 5-minute pre-flush in two households in summer: raw profiles in (A) household #1 and (B) household #2, and (C) mean WLLs corresponding to the liters from the premise plumbing (green bars) or from the LSL (red bars) in the profile

4.3.2 Drinking water consumption patterns

The duration of inter-use events and the volume of water consumed per usage event were monitored at the kitchen tap and in the service line to support the interpretation of WLLs measured through proportional sampling (Figure 4-6 and Figure 4-7). Overall, inter-use stagnation times at the kitchen tap are typically less than 45 minutes (68% of the events), and 47% of the stagnation events are less than 15 minutes. These short stagnation events are even more frequent in the service line, as 60% of the stagnation times are less than 15 minutes while 21% last 15-45 minutes (Figure 4-6 A). However, it can be noticed that long stagnations >6 hours are quite frequent at the kitchen tap (10% of the stagnation events) as compared to the service line (2% of the events). Consistent with this, mean and 90th percentile values of inter-use durations reach 106 minutes (1h45) and 394 minutes (6h30) at the kitchen tap, while these values drop to 36 and 72 minutes in the service line. These results are in agreement with the inter-use time of about 30 minutes reported in households by van den Hoven and Slaats (2006). They bring additional insights that inter-use time in the service line is not representative of the long stagnations occurring upstream of the kitchen tap. Finally, a short inter-use time of 0-45 minutes in the service line is not necessarily indicative of a full flushing of the LSL every 0-45 minutes, as a full flushing is dependent on the volume of water drawn for each use.

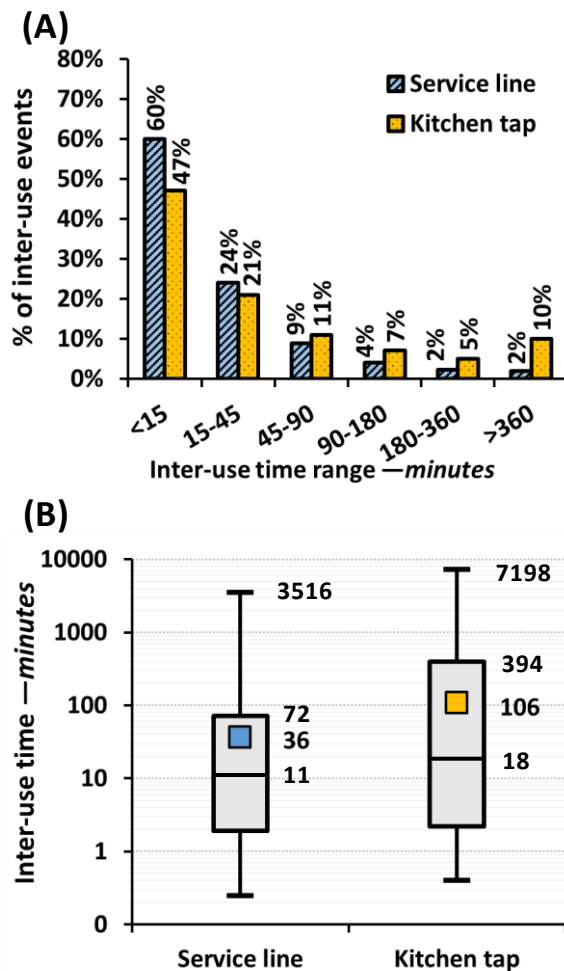


Figure 4-6 : Duration between use of drinking water in the service line and at the kitchen tap (n=20 households for service line monitoring, n=13 households for kitchen tap monitoring): (A) frequency of inter-use events of different time range, and (B) distribution of inter-use times (box-plots: 10th-90th percentile; vertical bar: min-max; horizontal bar: median; dot: mean)

In parallel to the inter-use duration monitoring, consumption volumes monitoring revealed that the volumes drawn at the kitchen tap are typically very small, with <1 liter consumed per use 50% of the time, <2 liter 80% of the time, <3 liter 92% of the time (Figure 4-7). Remaining consumption volumes at the kitchen tap (8%) varied between 3 to 6 liters per event. As a comparison, the volume drawn in the service line per use is <1 liter 19% of the time, <2 liter 36% of the time, and <3 liter 46% of the time. Moreover, and conversely to the kitchen tap, volumes of 6-12 liters are drawn in about 30% of consumption use events, and would

typically correspond to toilet flushing, whereas >22 liters are drawn about 6% of consumption use events, and typically correspond to a shower or to a washer cycle. These larger volumes would therefore not necessarily correspond to the simultaneous use of drinking water at the kitchen tap. In summary, small volumes <3 liters are typically consumed at the kitchen tap, and to a lesser degree in the service line. These volumes are smaller than the piping volumes reported in single-family homes in the same system, as the volumes reported to flush the premise plumbing and the service line in such households vary between 7.7 liters (median) and 15.7 liters (90th percentile) (Deshommes et al., 2016). As such, the inter-use stagnation times measured at the kitchen tap (1-6 hours) and the small volumes of water consumed at the tap per use (<1 to <3 liters) appear quite consistent with the fact that first draw samples collected after long stagnations at the kitchen tap are close to exposure (Prop results). Finally, the sequence of water use in the household (kitchen tap prior/after the toilet flushing for example) and the location of the kitchen tap in relation to the other taps used in the household can also explain the elevated WLLs at the tap using proportional sampling. The households monitored in this system typically have a kitchen tap in the back of the household. As a consequence, if the kitchen tap is the first tap to be used after a long stagnation, water with elevated WLLs will be brought upstream of the kitchen tap and not flushed even if other taps are used in the house afterwards.

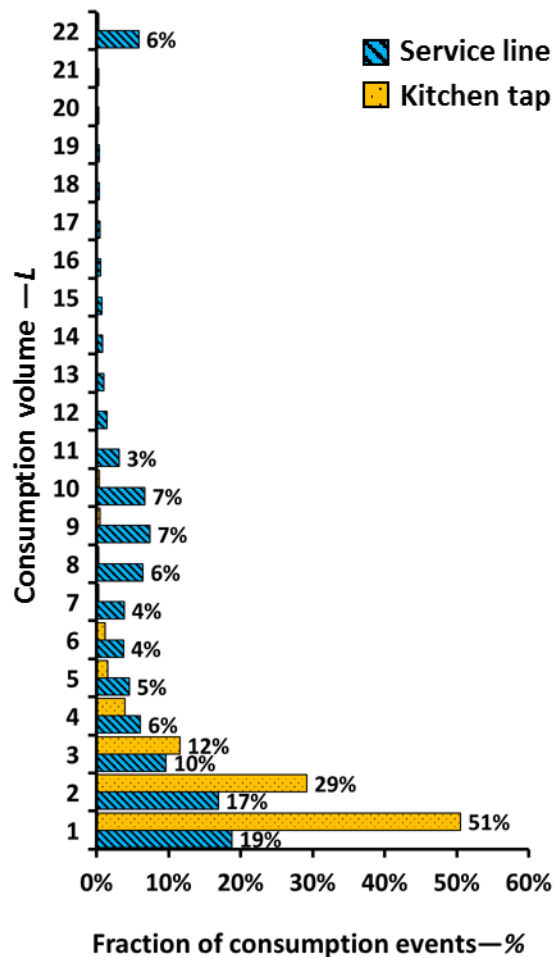


Figure 4-7 : Consumption volumes (L) per use at the kitchen tap and in the service line and corresponding frequency; n=20 households for service line monitoring, n=13 households for kitchen tap monitoring

Reflecting the small volumes of water drawn at the kitchen tap, the durations of consumption events at the kitchen tap are quite short. As observed in Figure 4-8, the mean consumption duration is around 18 seconds, while the 90th percentile stands at 34 seconds. Also, 96% of the consumption events last less than 1 minute, and within these <1-minute events half of it last less than 10 seconds. Considering an average flow rate of 7 Lpm at the kitchen tap, such results are consistent with the frequent volume <1 liter drawn at the kitchen tap per use (corresponding to <10 seconds at 7 Lpm) discussed previously, and with the maximum volume of 7 liters drawn at the kitchen tap per use (1 minute of flushing at 7 Lpm). Finally, and consistently

with the underestimation of WLLs of exposure using 5MF sampling (Figure 4-3), only 0.26% of the consumption events correspond to durations of at least 5 minutes. These results provide evidence that a 5MF sampling protocol is inadequate to represent exposure as it nearly never corresponds to a consumption event at the kitchen tap as shown by these results and by WLLs results (Figure 4-3).

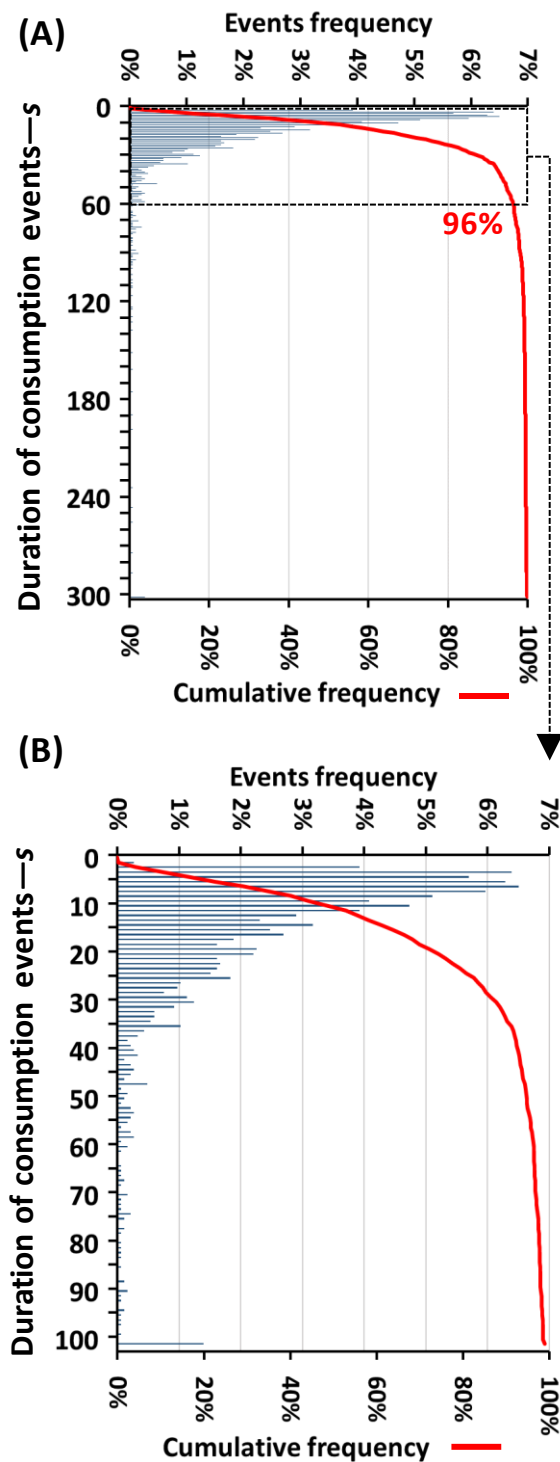


Figure 4-8 : Distribution of the consumption events duration at the kitchen tap (seconds): (A) complete distribution; (B) zoom on the distribution corresponding to 0- to 1-minute duration events (96% of the events); n=13 households

4.3.3 Impact of sampling protocols on the estimation of BLLs of young children

Young children (0-7 yr) BLLs are modeled using the WLLs measured through proportional sampling, sampling after 30MS (preflush), 6HS or RDT (no preflush), and after 5MF (Figure 4-9). A daily water intake of 0.742-0.910 Lpd is used, which is the approximate amount of tap water consumed by children (Deshommes et al., 2013; European Commission, 2011; Jones et al., 2006). The arithmetic mean and the 90th percentile of WLLs measured for each sampling protocol are considered to provide estimates in households with typical elevated WLLs. A modeled geometric mean (GM) BLLs of 1.1 µg/dL (0.0% with BLLs >5 µg/dL) is predicted when only the contribution from other sources of lead in young children's environment are considered (no contribution from tap water). When lead in tap water is considered using mean and 90th percentile WLL measured from proportional sampling, the GM BLL increase to 2.7 µg/dL and 3.4 µg/dL respectively, and the proportion of BLLs >5 µg/dL rise to 9.1 and 20%. As proportional sampling is most likely to represent true exposure, an increase of +1.6 to +2.3 µg/dL in GM BLL would therefore be expected in households with an LSL due to the contribution of WLLs. Consistent with the sampling results, BLLs modeled using RDT concentrations fit quite well with the GM BLLs modeled with proportional sampling, while those modeled with 6HS sampling overestimate GM BLLs by 0.4-1 µg/dL and the fraction of children with BLL >5 µg/dL by 7-18% (modeling with mean or 90th perc.). Conversely to RDT, WLLs from 30MS and 5MF sampling underestimated the GM BLLs modeled using proportional sampling, especially when using 90th percentile concentrations as input in the model (-0.8 to -1.0 µg/dL difference in GM BLL), and especially regarding the fraction of children estimated with a BLL >5 µg/dL (Figure 4-9 B).

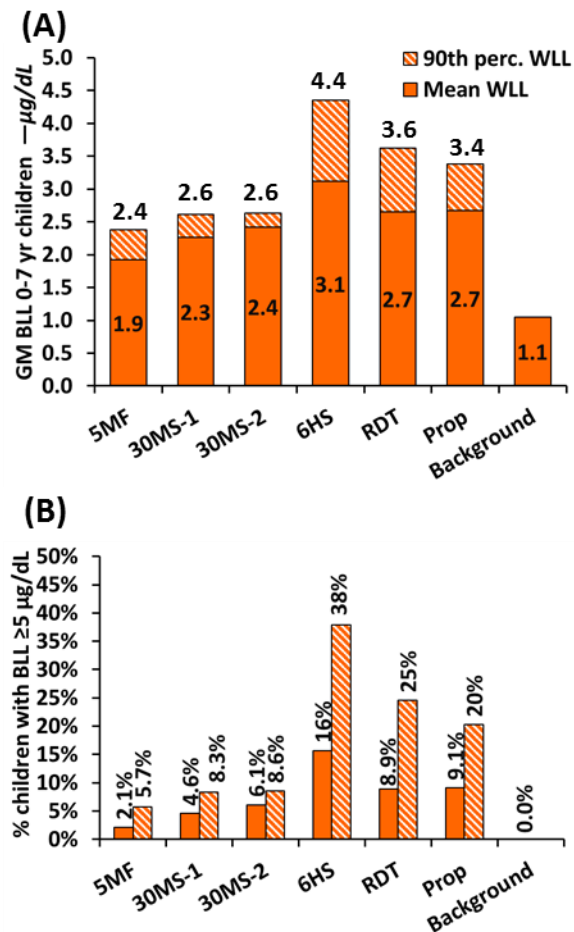


Figure 4-9 : IEUBK modeling results as a function of the sampling protocol, using mean WLL or 90th percentile WLLs measured in households with an LSL for the concentration of exposure to lead in tap water: (A) GM BLLs for 0-7 yr old children, (B) fraction of children with a BLL exceeding 5 µg/dL. Note: drinking water intake of 0.742-0.910 Lpd

This estimated BLLs to a GM of 2.7 µg/dL associated with the consumption of WLLs measured by proportional sampling is quite significant when considering the new CDC reference BLL of 5 µg/dL. It is also quite significant when considering the GM BLL of 1.5 µg/dL measured during an epidemiological study on young children (1-6 yr old) living in Montreal households with an LSL (Levallois et al., 2013). Two main reasons can explain these differences. First, the Levallois et al. (2013) study was conducted mostly during winter when WLLs are the lowest, and mainly in multi-unit households where the exposure is lower as compared to single-family homes tested in this study (Deshommes et al., 2016; Deshommes et al., 2013; Ngueta et al., 2014).

Moreover, the study included young children drinking tap water either occasionally or systematically as mean daily water intakes of 0.295-0.385 Lpd were reported. When using these daily water intakes in the IEUBK model, a GM BLL of 1.7 $\mu\text{g}/\text{dL}$ is estimated by the model (Figure S4), which is quite consistent with BLLs reported in Levallois et al. (2013). Notwithstanding the hypothesis added to the model regarding the exposure to lead in diet, dust and air, remaining differences can be explained by the difference of season, type of dwelling, and young children age range (62% >3 years old in Levallois et al. (2013)). As increasing the consumption of tap water is now identified as a major public health initiative to prevent obesity, considering higher values of water consumption appears highly justified.

4.3.4 Implication for decision makers

The 5MF and 30MS protocols specify flushing prior to sampling. The 5MF grossly underestimated exposure at the tap. It should not therefore be used in reference to a 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ health-based standard or even a lower 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ threshold. The recent Hong Kong Public Inquiry on Excess Lead in Tap Water recently concluded the use of a flushed protocol is inadequate, providing a false sense of public protection (COI and Hong Kong Government 2016). The 30MS-1 or 30MS-2 samples underestimated the WLLs exposure in households with an LSL. These observations differ from prior findings of European investigations conducted in the 90s. We attribute the different trends to water usage patterns at the kitchen tap, which were measured and shown to never include a full flushing. Typically, long stagnations (>30 minutes) and small volumes drawn per use were observed at the kitchen tap. More specifically, any form of pre-flushing before sampling limits the capture the typical contribution from the LSL, reducing it in the first draw volume to its minimum observed during flow. As the 90th percentile from 30MS sampling was quite close to the mean weekly WLL, it could be considered as protective system wide.

The timing of the RDT sampling should truly be random during the day which may prove a challenge if the sampling is conducted by utility personnel. Sampling can only be performed while homeowners are available. In this study, homeowners were asked to collect the RDT sample at the time they were drinking water. We purposely did not issue any guidance to proceed before or after using water. Although the sample collection by the homeowner may not appear

desirable for quality control concerns, it may better represent the random nature of exposure at the tap.

The 6HS first draw sampling according to the current LCR overestimated mean weekly exposure in households with and without an LSL. This was explained in part by the quite stable contribution of the premise plumbing regardless of stagnation duration, combined with the random contribution of the LSL to the WLLs at the tap. The 6HS sampling protocol was not meant to provide an estimate of exposure but chosen to determine if corrosion control and other protective actions must be initiated to lower WLLs. Because the system is not flushed before stagnation, this type of sampling may catch elevated WLLs from the premise plumbing and service line depending on prior water usage in the household. Indeed, Flint (Michigan) crisis demonstrated that flushing prior to stagnation significantly decreases first draw concentrations at the tap after extended stagnation. In this system, the 6HS protocol was quite protective. However, utilities are not endorsing this protocol as its application has suffered from difficulties in recruitment of participants and challenges in ensuring that the protocol is accurately applied.

Finally, the NDWAC report and recent European directive have clearly opted for protocols that provide some assessment of exposure and allow for the detection of households with elevated lead levels. In agreement with recent recommendations, the use of RDT in this study was most suited to determine system wide typical exposures. However, the 30MS stagnation, while underestimating exposure, offers an alternative to investigate sources of lead and treatment efficacy at the household level (DWI 2001; EPA National Drinking Water Advisory Council (EPA NDWAC), 2015; European Commission, 2018; Hoekstra et al., 2009).

4.4 Conclusion

This study provides insights on the ability of sampling protocols to measure exposure. Different trends are supported by water use monitoring results taking into account inter-use stagnation time, volume, and use patterns. Key messages can be drawn:

- Stagnation times at the kitchen tap were elevated and volume drawn were much smaller than anticipated, resulting in the persistence of water with high water age and mean WLLs.
- 30MS sampling (1st and 2nd liter) underestimated the consumer exposure, especially in households with LSLs. Using the 90th percentile of concentrations measured with this sampling protocol would be protective, as would the use of a lower reference level.
- The 5MF sampling protocol should not be used as it grossly underestimates exposure and cannot identify households at risk of elevated lead at the tap.
- 6HS sampling without prior flushing overestimated the mean weekly consumer exposure in a group of LSL households by about 29%. It provided a wider range of potential single exposure reflecting a wider range of stagnation prior to sampling.
- 6HS sampling can be considered protective of the consumers, although it has been shown to be difficult to implement correctly in practice.
- Results from RDT sampling for a group of households were the closest to mean weekly exposure measured by proportional sampling. This confirms prior studies showing its ability to provide a system-wide evaluation of compliance and exposure. However, it may not provide a good estimate at the household level unless repeated, because of its inherent greater variability caused by the range of stagnation duration prior to sampling.
- The WLLs measured in households without an LSL confirmed a significant contribution from the solders and brass fittings to WLLs and exposure. Considering the absence of a safe threshold of exposure to WLLs, corrosion control may be justified even in some systems without LSL.

- More sampling protocol comparison including proportional sampling is needed to validate findings in various systems with different water qualities. Moreover, more monitoring of the water usage patterns at the kitchen tap is highly desirable.

Supporting information. Supporting information (SI) is available including additional details regarding the profile samples collected, and IEUBK modeling.

Acknowledgments. The authors would like acknowledge the homeowners having participated to this study, the City of Montreal laboratory for ICP/MS analysis (Magalie Joseph), the NSERC and the NSERC Industrial Chair partners.

CHAPITRE 5 CHAPITRE SUPPLÉMENTAIRE : ÉTUDE TECHNICO-ÉCONOMIQUE DE L'IMPLANTATION DES ORTHOPHOSPHATES ET DU REMPLACEMENT DES ENTRÉES DE SERVICE EN PLOMB POUR LE CONTRÔLE DU PLOMB DANS L'EAU POTABLE

Ce chapitre est complémentaire au mémoire. Il constitue une étude de cas d'une municipalité possédant des entrées de service en plomb. La mise à disposition de toutes les informations nécessaires à l'élaboration de ce chapitre ont permis d'évaluer la possibilité d'implantation des orthophosphates sur un réseau existant. Pour les municipalités de grandes tailles et/ou ayant un fort pourcentage d'entrée de service en plomb, le coût de remplacement de la totalité des entrées de service en plomb peut être très élevé. C'est pourquoi, dans ces cas précis, la recherche d'une solution moins coûteuse pour contrôler les concentrations de plomb dans l'eau peut être envisagée. Cette étude aura donc pour but d'explorer à la fois la solution (i) des remplacements partiels des entrées de service en plomb et (ii) de l'implantation d'un traitement permettant le contrôle de la corrosion sur le réseau de distribution.

5.1 Situation actuelle de la municipalité : entrées de service en plomb

La municipalité produit de l'eau pour 1 942 044 citoyens, et dessert 315 000 résidences. Parmi ces résidences, les bâtiments construits après 1970 (date de l'interdiction de l'utilisation des canalisations en plomb pour les entrées de service, Conseil National de Recherches Canada (CNRC) (2005) et les bâtiments comportant plus de 8 logements ne sont, en général, pas desservis par une entrée de service en plomb. En écartant les bâtiments de plus de 8 logements et les bâtiments construits après 1970 du compte total, environ 139 000 maisons peuvent potentiellement être alimentées par une entrée de service en plomb. De plus, chaque arrondissement a établi un estimé du nombre d'entrées de service en plomb sur son territoire. En considérant l'ensemble des arrondissements, le nombre d'entrées de service en plomb était estimé à environ 69 000 pour l'ensemble de la ville en 2006-2007. Cela représentait environ 22% de toutes les habitations et presque 50% des maisons classées potentiellement à risque (construites avant 1970 et moins de 8 logements).

Depuis la publication de ces chiffres, la situation a un peu évolué. En effet, un total de 12 269 remplacements partiels ont été effectués, abaissant le nombre d'entrées de service en plomb côté public à environ 57 000, soit environ 41 % des maisons à risque (données 2017-2018). Il est à noter que la ville en question procède au remplacement de la portion publique de l'entrée de service en plomb, et non de la portion privée. Cependant, dans environ 50% des cas, la portion privée de l'entrée de service a déjà été remplacée, ou n'était pas à l'origine en plomb.

Depuis 2009, la ville mène des campagnes intensives de dépistage du plomb chez les particuliers. Environ 5000 mesures sont effectuées directement dans les maisons chaque année à l'aide d'un instrument d'analyse à balayage du plomb fonctionnant par voltamétrie (SA1100; PT430; Palintest). La sélection des maisons échantillonnées pour ce dépistage est effectuée selon les critères suivants :

- Résidence localisée dans une rue où des travaux de réhabilitation, de reconstruction des réseaux d'eau ou de la chaussée sont prévus dans les années à venir
- Résidence construite avant 1970
- Bâtiment comprenant moins de 8 logements
- Résidence qui n'est pas connue pour avoir une entrée de service en cuivre (côté public, dû à des travaux antérieurs).

Cette campagne a pour but de répertorier toutes les maisons, de la rue en question, qui ont probablement une entrée de service en plomb. Une fois la détermination faite, le remplacement des entrées de service en plomb (côté public seulement) peut être inclus dans la planification des travaux. L'échantillonnage dans chacune des maisons se fait en deux étapes :

- La mesure de la concentration en plomb du premier litre après 5 minutes d'écoulement
- La mesure de la concentration en plomb du deuxième litre après 15 minutes de stagnation.

Si une de ces deux mesures indique un niveau de plomb $\geq 3 \mu\text{g/L}$ alors la maison est considérée comme ayant une entrée de service en plomb (côté privé et/ou public). Des excavations seront alors réalisées le jour de travaux pour vérifier la présence d'une entrée de service au plomb et la changer si c'est le cas. Le pourcentage d'erreur de cette technique est assez faible, de l'ordre d'une dizaine de maisons pour cent maisons investiguées. Les résultats de l'ensemble des tests menés depuis 2006 indiquent une concentration en plomb moyenne de $4,8 \mu\text{g/L}$ après 5 minutes

d'écoulement, et de 5,5 µg/L après 15 minutes de stagnation. Ces résultats sont en moyenne inférieurs à la norme du Québec qui est de 10 µg/L après 5 minutes d'écoulement (Gouvernement du Québec, 2012). Cependant, 12,3 % des maisons échantillonnées dépassent la concentration de plomb admissible de 10 µg/L après 5 minutes d'écoulement.

Malgré les travaux effectués, il reste environ 57 000 entrées de service en plomb (côté public) et le remplacement de ces entrées de service est long et coûteux. Aussi, le remplacement partiel n'aurait que de faibles bénéfices en termes de réduction des concentrations en plomb. En effet, ce type de remplacement peut déstabiliser les dépôts déjà existants dans les conduites de plomb, ce qui peut entraîner d'importants détachements de particules de plomb et générer des concentrations élevées de plomb particulaire au robinet à court et moyen terme (Deshommes et al., 2017; Deshommes, Trueman, et al., 2018). Par ailleurs, la jonction d'une conduite de cuivre à une conduite de plomb dans de tels remplacements pourrait accélérer la corrosion du plomb. En effet, une zone dite de corrosion galvanique est créée localement au niveau de la jonction plomb-cuivre dans de tels remplacements. Selon plusieurs études-pilotes, cette corrosion peut générer, par mètre de conduite de plomb, des concentrations plus élevées de plomb comparativement à une entrée d'eau sans connexion galvanique, et ce à long terme (Cartier, Arnold Jr, et al., 2012; Cartier et al., 2013; Triantafyllidou & Edwards, 2011; Wang, Jing, Mehta, Welter, & Giammar, 2012).

De tels effets ont été évalués sur le terrain pour différentes qualités d'eau (Deshommes, Trueman, et al., 2018). Les résultats indiquent que les concentrations en plomb diminuent généralement après remplacement partiel, à l'inverse des tendances observées à l'échelle pilote. Toutefois ces diminutions sont faibles et insuffisantes pour diminuer significativement le risque d'exposition. Aussi, la stabilisation et la réduction des concentrations en plomb après un remplacement partiel peut requérir jusqu'à un an ou plus selon la méthode suivie pour les travaux, notamment le niveau de perturbations créé et les procédures de rinçage appliquées post-remplacement (Deshommes et al., 2017; Deshommes, Trueman, et al., 2018).

Considérant ces effets, la nouvelle recommandation de Santé Canada à 5µg/L et la difficulté de procéder à des remplacements complets d'entrée de service en plomb (Deshommes, Gagnon, et al., 2018), la municipalité a souhaité évaluer les avantages et effets anticipés de l'implantation d'un traitement de contrôle de corrosion par l'ajout d'orthophosphates pour

diminuer la dissolution du plomb et abaisser les concentrations de plomb dans le réseau de distribution.

5.2 Le contrôle de la corrosion par les orthophosphates

Certaines eaux sont plus ou moins susceptibles d'être corrosives et donc de favoriser la corrosion des métaux et leur relargage dans l'eau. Afin d'établir le degré d'agressivité de l'eau pour la corrosion, plusieurs indicateurs ont été développés. Il est primordial de considérer la qualité de l'eau à traiter lors de la sélection d'un traitement de contrôle de corrosion, puisque l'efficacité d'un tel traitement et sa faisabilité est dépendante de cette qualité d'eau. Deux paramètres, le potentiel de précipitation du carbonate de calcium et l'indice de Langelier, ont souvent été utilisés pour quantifier le pouvoir corrosif d'une eau par le passé (Benjamin, Sontheimer, & Leroy, 1996). Cependant, des études ont montré que ces deux indicateurs ne peuvent être utilisés pour prédire l'efficacité ou la nécessité d'un traitement de contrôle de la corrosion (Cantor, 2017). Ils prédisent et quantifient uniquement la proportion de calcium qui est susceptible de précipiter sur les parois internes des conduites. Ces paramètres sont aussi utilisés pour estimer les effets secondaires sur les dépôts et les potentielles précipitations qui peuvent avoir lieu après l'ajout d'un inhibiteur de corrosion (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016). Ces paramètres ne sont pas pertinents et ne doivent pas être utilisés lors de la réflexion autour de la mise en place d'un traitement de la corrosion par ajout d'un inhibiteur. Ces indicateurs ne seront donc pas utilisés dans la suite de la présente étude.

Une des solutions les plus couramment utilisées pour contrôler la corrosion et diminuer le relargage du plomb dans l'eau est l'ajout d'orthophosphates en fin de filière de traitement. L'ajout d'orthophosphates génère la formation d'un film passivateur et très peu soluble à l'intérieur des conduites, diminuant ainsi le potentiel de dissolution du plomb dans l'eau. Les carbonates de plomb déjà existants vont lentement se transformer en phosphates de plomb et ce pour une large gamme de pH (Schock, 1989). La solubilité des dépôts de phosphate de plomb sur les parois de la conduite est faible comparativement aux carbonates de plomb ce qui permet de diminuer les concentrations de plomb dans l'eau (Health Canada, 2006). Cependant, des conditions physico-chimiques favorables sont nécessaires pour atteindre un niveau de film passivateur uniforme et satisfaisant. De nombreux paramètres influencent la qualité des dépôts

formés à l'intérieur des conduites suite à l'ajout des orthophosphates. Les paramètres critiques incluent le pH, l'alcalinité et le CID (carbone inorganique dissous).

L'efficacité de ce traitement dépend de la qualité et des caractéristiques physico-chimiques de l'eau à la sortie de l'usine ainsi que de la configuration et la qualité du réseau de distribution. L'effet de l'addition d'orthophosphates sur la dissolution du plomb est bien documenté et son utilisation est reconnue comme la *Best Available Technology* par l'USEPA. L'ajout d'orthophosphates est largement utilisé aux États-Unis depuis de nombreuses années pour réduire la solubilité du plomb dans des réseaux (Trueman, Krkosek, & Gagnon, 2018; Wasserstrom, Miller, Triantafyllidou, Desantis, & Schock, 2017). En particulier, de très bons résultats ont été constatés au Royaume-Uni où l'utilisation des orthophosphates pour le contrôle de la corrosion est très répandue. Des réductions d'environ 90% des niveaux de plomb au robinet ont suivi l'application d'orthophosphates au niveau régional, et les réductions sont proportionnelles à la dose appliquée (Cardew, 2009). Pour une municipalité ayant près de 30% de maisons avec entrées de service en plomb et après dosage des orthophosphates, 99% des échantillons prélevés aléatoirement respectaient la norme de 10 µg/L (Hayes, 2011). Les résultats qui sont incombés aux orthophosphates sont en général très satisfaisants (respect des normes en vigueur) dans la mesure où les paramètres influençant l'efficacité du traitement sont bien contrôlés.

L'ajout des orthophosphates pour contrôler le plomb lorsqu'il y a un risque de corrosion galvanique dans l'entrée de service (remplacement partiel) est assez controversé. Les orthophosphates auraient un effet inverse à l'effet escompté en présence de corrosion galvanique. Plus récemment, des observations ont mis en évidence que l'utilisation d'orthophosphates n'est particulièrement pas indiquée pour contrôler le plomb particulaire. Or cette forme de plomb est dominante dans le cas de certaines entrées de service en plomb, et en général pour les entrées de services en plomb ayant subi un remplacement partiel. En fait, la prévention du relargage de concentrations parfois extrêmement élevées de plomb particulaire est la principale préoccupation liée à la corrosion galvanique présente après un remplacement partiel (Triantafyllidou & Edwards, 2011). Plusieurs études-pilotes convergent pour indiquer que l'utilisation d'orthophosphates après un remplacement partiel peut augmenter les concentrations de plomb particulaire et total provenant d'entrées de service partiellement en plomb (Arnold & Edwards,

2012; Cartier et al., 2013; Kogo, Payne, & Andrews, 2017; St. Clair et al., 2013) et de robinets (Cartier, Nour, et al., 2012).

L'effet de l'addition d'une faible dose d'orthophosphates dans le cas de cette municipalité a été validé pendant plus de trois ans à l'échelle pilote aux laboratoires de la CICEP. Ces essais pilotes ont été réalisés avec des conduites de plomb provenant du réseau de distribution et exposés à l'eau de la municipalité. Les résultats de ces essais permettent de conclure sur l'efficacité d'un traitement aux orthophosphates pour le contrôle du plomb provenant d'entrées de service en plomb complètes et partielles. Dans les conduites de plomb partielles, l'ajout d'orthophosphates a diminué les concentrations médianes de plomb dissous par un facteur de 4,1-5,8X. Cependant, les concentrations totales de plomb ont augmenté en raison d'un relargage sporadique majeur de plomb particulaire. Peu d'études terrain ont été effectuées pour quantifier l'impact des orthophosphates sur les remplacements partiels. Il est à noter que la Ville de Toronto qui possède sensiblement la même qualité d'eau que la municipalité de la présente étude de cas, et de nombreux remplacements partiels sur son territoire, semble obtenir de très bons résultats après l'implantation d'un traitement de la corrosion à base d'orthophosphates. En d'autres termes, les résultats mesurés sur le terrain contredisent les résultats mesurés à l'échelle pilote.

L'ajout d'orthophosphates soulève la question de son impact lors de son ingestion. L'ajout d'orthophosphates et donc de phosphore à l'eau potable a un impact très faible sur les quantités de phosphore journalières consommées. En effet, pour une dose de 2 mg/L-P ajoutée à l'eau potable et une consommation moyenne de 1,5 litre d'eau par jour, la quantité de phosphore supplémentaire ingérée est de 3 mg, soit 0,4% des apports journaliers en phosphore recommandés (1,250 mg/jour de P pour un enfant à 700 mg/jour de P pour un adulte) (Santé Canada). À titre de comparaison, une eau traitée pour la corrosion contiendrait environ 0,5 mg de phosphore par volume de 250 mL, comparativement à 43 mg et 245 mg pour 250 mL de Coca-Cola ou de lait respectivement. L'apport en phosphore par l'eau est donc considéré comme négligeable.

5.2.1 Les usines de traitement de l'eau et qualité de l'eau desservie

Dans le réseau étudié, l'eau potable est produite par deux usines différentes, l'usine A et l'usine B. Ces deux usines puisent leur eau brute dans le fleuve St-Laurent, la qualité de l'eau produite est par conséquent relativement similaire d'une usine à l'autre. Le débit de production est de 400 000 à 900 000 m³ par jour pour l'usine A (filtration, UV et chloration) et l'usine B

(filtration – ozonation – UV - chloration) respectivement. La production journalière de l'usine s'élève à 814 000 m³ par jour.

La fréquence et les points d'échantillonnage pour évaluer la qualité de l'eau traitée varient selon le paramètre. Par exemple, les concentrations en métaux sont en général mesurées une fois par an en sortie d'usine alors que pour le pH plus d'une dizaine de mesures sont effectuées par jour. Le tableau récapitulatif ci-dessous donne les valeurs des principaux paramètres influençant les concentrations de plomb dans l'eau pour les deux usines confondues. Dans la suite de l'étude, certains paramètres seront étudiés pour les deux usines séparément (pH par exemple).

Tableau 5-1 : Paramètres physico-chimiques d'influence pour l'eau distribuée par les usines A et B

Paramètre	Unité	Min	Moyenne	Max
Indice de Langelier	/	-0,61	-0,24	0,16
pH	/	7,7	7,93	8,2
Carbone organique total (COT)	/	1,56	2,16	2,95
Alcalinité	mg/L de CaCO ₃	72	88	96
Aluminium	mg/L de Al	0,0036	0,0171	0,0579
Calcium	mg/L de Ca	29,12	32,06	34,095
Chlorure	mg/L de Cl	23,8	26,68	28,83
Dureté totale	mg/L de CaCO ₃	107	116	123
Fer	mg/L de Fe	<0,00432	0,00835	0,0231
Manganèse	mg/L de Mg	0,00006	0,00014	0,00027
Sulfate	mg/L de SO ₄	19,76	23,21	25,39
CSMR	[Cl ⁻] / [SO ₄ ²⁻]	0,94	1,15	1,46

Au regard des caractéristiques physico-chimiques de l'eau potable (Tableau 5-1), notamment le pH de l'eau et son alcalinité, on peut supposer que l'implantation des orthophosphates serait possible en prenant quelques précautions, sur le contrôle du pH notamment.

L'eau distribuée présente un pH autour de 8 (moyenne de 7,93 pour l'année 2017) et une alcalinité relativement élevée (88 mg/L CaCO₃). Elle n'est pas jugée alarmante pour la corrosion

des métaux (Edwards, Jacobs, & Dodrill, 1999). Cependant, en présence d'entrées de service en plomb, toutes les eaux seraient considérées comme naturellement agressives au plomb indépendamment de leurs caractéristiques physico-chimiques. En effet, elles échoueraient toutes, sans traitement supplémentaire pour diminuer la corrosion, à la satisfaction des normes actuelles en présence d'entrées de service en plomb sur le réseau (Hayes, 2009).

L'alcalinité est assez élevée mais ne dépasse jamais 100 mg/L de CaCO_3 (Figure 5-1). Pour les eaux de faible alcalinité il est recommandé de conserver un pH entre 8,0 et 9,0 (Hayes, 2009). Considérant le pH de l'eau desservie par les usines A et B, un rehaussement de pH après l'ajout de l'acide phosphorique serait nécessaire en cas de dosage d'orthophosphates. La dureté est elle aussi assez élevée et dépasse rarement 120 mg/L de CaCO_3 (Figure 5-1), valeur qui est jugée comme la limite pour qualifier une eau de « dure ». Une eau particulièrement dure aurait une dureté totale supérieure à 180 mg/L de CaCO_3 . Les eaux de faible dureté ont tendance à corroder les conduites et à favoriser le relargage des métaux. Dans le cas du présent réseau, en raison de la dureté, les canalisations auraient plutôt tendance à s'entartrer. Pour trouver un bon équilibre entre corrosivité et entartrage la dureté doit se situer à 90 ± 10 mg/L de CaCO_3 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016).

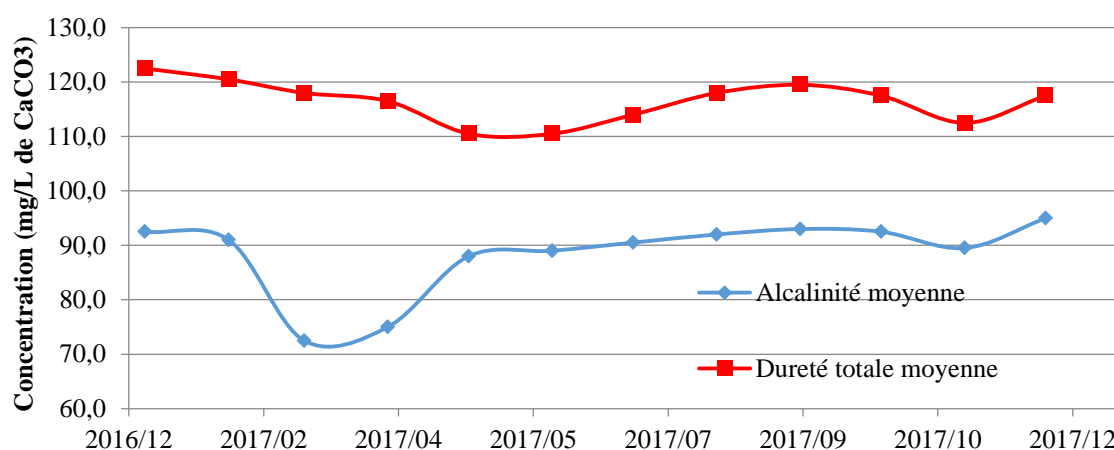


Figure 5-1: Évolution de la dureté totale et de l'alcalinité pour l'année 2017 (usines A et B)

Selon l'USEPA, pour diminuer le risque de précipitation des carbonates de calcium sur le réseau il faut maintenir le pH en dessous du pH de saturation. On évalue le pH de saturation grâce au graphique suivant, en fonction du CID et de la concentration en calcium à l'eau traitée (Figure 5-2).

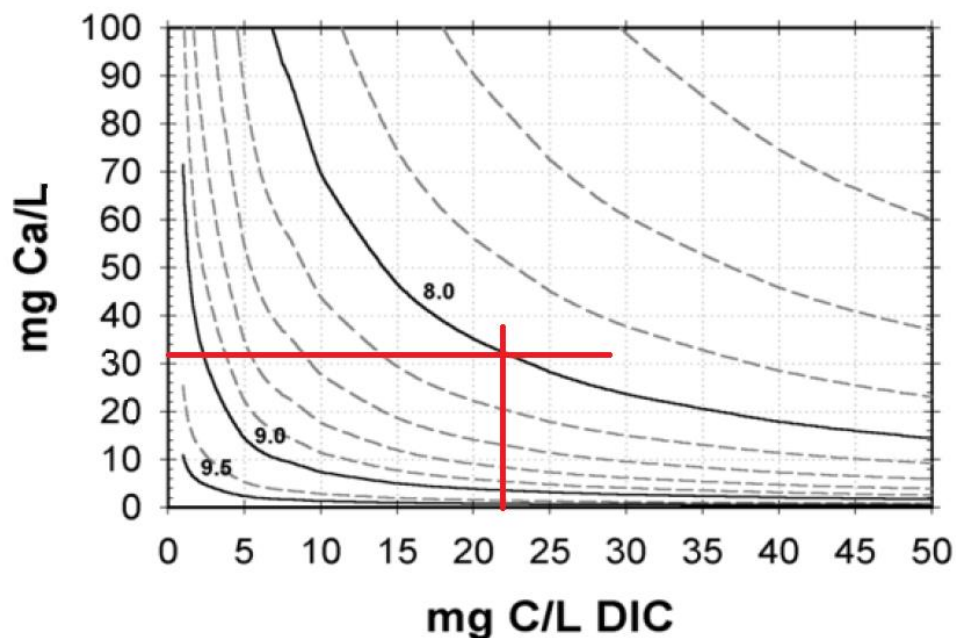


Figure 5-2: Évaluation du pH de saturation en fonction du CID et de la concentration en calcium

5.2.1.1 Précipitation des carbonates de calcium

Il est recommandé de maintenir un pH inférieur à 8 (Figure 5-2) pour diminuer le risque de précipitation des carbonates de calcium. Les carbonates de calcium précipitant sur les parois internes des conduites créent un film passivateur, cependant ces dépôts sont bien souvent poreux, fins, et non uniformes, ce qui les rend facilement sujets à déstabilisation. L'USEPA recommande par conséquent de ne pas se baser sur la précipitation des carbonates de calcium pour évaluer le degré de corrosivité et/ou de passivité de l'eau (Cantor, 2017; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016).

5.2.1.2 Le ratio chlorure-sulfate ou CSMR (Chloride-to-Sulfate Mass Ratio)

Le ratio chlorure sur sulfate, ou CSMR (Chloride-to-Sulfate Mass Ratio), est calculé en divisant la concentration en ions chlorures Cl^- par la concentration en ions sulfates SO_4^{2-} pour l'eau considérée :

$$CSMR = \frac{[Cl^-]}{[SO_4^{2-}]}$$

Les concentrations en chlorures et en sulfates sont de 26,68 mg/L et de 23,21 mg/L respectivement en moyenne pour le réseau étudié, ce qui correspond à un CSMR de 1,15 pour l'eau considérée.

Selon la littérature, si le CSMR est inférieur à 0,2, il n'y aura pas de problème de corrosion galvanique. En revanche une eau avec un CSMR est supérieur à 0,5 sera sujette à la corrosion galvanique (Figure 5-3). La corrosion galvanique peut avoir lieu à la jonction plomb-cuivre dans des remplacements partiels d'entrées de service en plomb, et au niveau des soudures au plomb présentes dans la tuyauterie interne. Cette forme de corrosion génère des détachements de particules dans l'eau et des concentrations élevées de plomb (Triantafyllidou & Edwards, 2011). Considérant les remplacements partiels existants sur le réseau, et la présence de soudures au plomb dans la tuyauterie interne des maisons, le niveau de CSMR de 1,15 de son eau est donc préoccupant vis-à-vis de la corrosion galvanique. Cependant, l'alcalinité supérieure à 50 mg/L CaCO_3 (90 mg/L CaCO_3 pour l'eau considérée) permettrait d'abaisser le niveau de risque pour la corrosion galvanique de « sérieux » à « significatif » (Nguyen, Stone, & Edwards, 2011) (Figure 5-3). La valeur du CSMR comme paramètre déterminant pour le relargage du plomb et comme indicateur du risque de corrosion galvanique est donc à prendre avec précaution. En effet bien que dans la littérature les valeurs de CSMR calculées favorisant le relargage du plomb et la corrosion galvanique sont bien connus, il reste toujours une incertitude quant à l'influence des autres paramètres de qualité d'eau sur le jugement d'une valeur de CSMR comme favorable ou non à la corrosion galvanique (Ontario Ministry of Environment, 2009). L'évaluation de la corrosivité de l'eau par le CSMR doit se faire au regard de tous les autres paramètres de qualité d'eau. Une vision globale de l'eau est à privilégier plutôt qu'une vision individuelle de chacun de ses paramètres pour la sélection adéquate d'un traitement de contrôle de la corrosion (Cantor, 2017).

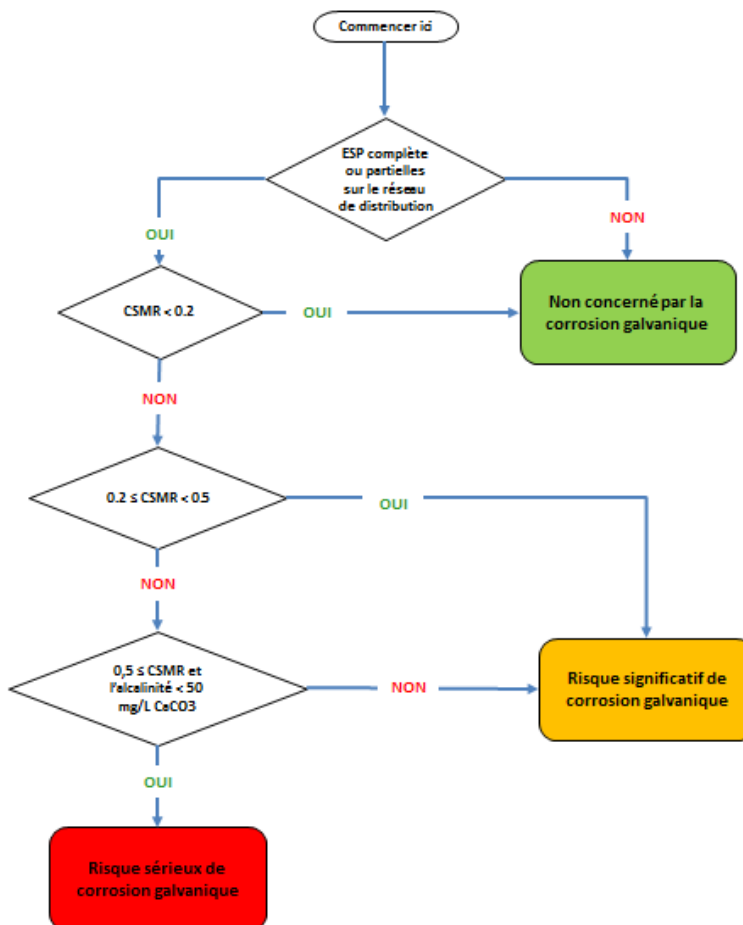


Figure 5-3 : Arbre décisionnel du risque de corrosion galvanique (Triantafyllidou & Edwards, 2011)

5.2.1.3 Carbone Inorganique Dissous (CID)

Le carbone inorganique dissous (CID) est défini par l'équation suivante :

$$CID = [CO_2] + [H_2CO_3] + [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-]$$

Avec le pH et l'alcalinité, le CID est considéré comme un bon indicateur de la faisabilité et de l'efficacité de l'implantation des orthophosphates. La valeur du CID de l'eau étudiée n'étant pas disponible, il a été possible de l'estimer en fonction du pH et de l'alcalinité de l'eau. En effet, l'USEPA a mis au point des abaques qui permettent cette estimation (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016). Considérant ces abaques, Tableau 5-2, on évalue le CID moyen de l'eau étudiée à 22 mg/L de C, avec une variation de ± 1 mg/L de C. Un CID variant entre 10 et 50 mg/L de C est important pour contrôler et diminuer la corrosion du

plomb et du cuivre. (Cantor, 2017). Selon Hayes (2009), pour une eau de CID inférieur à 1 mg/L de C, le pH optimal pour l'ajout des orthophosphates est de 8,0. Avec un CID de 22 mg/L de C, il est nécessaire d'abaisser le pH pour optimiser le rendement de l'ajout des orthophosphates. Le pH optimal serait de 7,4 avec une plage convenable de 7,2 à 7,8 (Brown, McTigue, & Cornwell, 2013).

Tableau 5-2 : Évaluation du CID en fonction du pH et de l'alcalinité de l'eau

Total Alkalinity	pH																				
	6.4	6.6	6.8	7.0	7.2	7.4	7.6	7.8	8.0	8.2	8.4	8.6	8.8	9.0	9.2	9.4	9.6	9.8	10.0	10.2	10.4
70	31	26	22	20	19	18	18	17	17	17	17	16	16	16	15	15	14	13	11	10	8
75	33	27	24	22	20	19	19	19	18	18	18	17	17	17	16	16	15	14	12	11	9
80	35	29	26	23	22	21	20	20	19	19	19	19	18	18	17	16	14	13	12	10	
85	37	31	27	25	23	22	21	21	21	20	20	20	20	19	19	18	17	15	14	12	11
90	40	33	29	26	24	23	23	22	22	22	21	21	21	20	20	19	18	16	15	13	11
95	42	35	30	28	26	25	24	23	23	23	23	22	22	22	21	20	19	17	16	14	12
100	44	37	32	29	27	26	25	25	24	24	24	24	23	23	22	21	20	18	17	15	13
125	55	46	40	36	34	32	31	31	30	30	30	29	29	28	27	26	25	23	21	19	17
150	66	55	48	43	41	39	38	37	37	36	36	35	35	34	33	32	30	28	25	23	20
175	77	64	56	51	47	45	44	43	43	42	42	41	41	40	39	37	35	32	30	27	24
200	88	73	64	58	54	52	50	49	49	48	48	47	46	45	44	42	40	37	34	31	28
225	99	82	72	65	61	58	57	56	55	54	54	53	52	51	50	48	45	42	38	35	32
250	110	91	80	72	68	65	63	62	61	60	60	59	58	57	55	53	50	47	43	39	36
275	121	100	88	80	75	71	69	68	67	66	66	65	64	63	61	58	55	51	47	43	39
300	132	110	96	87	81	78	76	74	73	72	72	71	70	68	66	64	60	56	52	47	43

L'USEPA a mis en place des arbres décisionnels, à l'intention des municipalités américaines afin de les aider dans leur démarche d'implantation d'une stratégie de contrôle de la corrosion. Ces arbres décisionnels se basent sur les valeurs de pH, d'alcalinité et de CID de l'eau considérée.

Dans cette étude, dans le but de faire une première estimation des paramètres à corriger pour implanter les orthophosphates, la méthode de ces arbres décisionnels a été suivie.

Tableau 5-3 : Choix de l'arbre décisionnel

Du fer et du manganèse sont-ils présents à l'eau traitée ?	Quel est le contaminant à traiter ?	Quel est le pH à l'eau traitée ?	Arbre décisionnel à utiliser
Non	Plomb seulement ou cuivre et plomb simultanément	pH < 7.2	1a
		7.2 < pH < 7.8	1b
		7.8 < pH < 9.5	1c
		9.5 < pH	1d
	Cuivre seulement	pH < 7.2	2a
		7.2 < pH < 7.8	2b
		7.8 < pH	2c
	Oui	Cuivre et/ou plomb	pH < 7.2
7.2 ≤ pH			3b

Les arbres décisionnels 3a et 3b proposent des solutions pour l'enlèvement du fer et du manganèse au cours du traitement. Pour le réseau concerné, les concentrations en fer sont susceptibles d'augmenter mais uniquement sur le réseau, en raison de la présence de canalisations en fonte parfois très corrodées.

Pour le choix de l'arbre décisionnel à considérer, le choix de se placer dans le cas où les concentrations en fer et en manganèse ne nécessitent pas de traitement pour abaisser ces valeurs a été fait. Ensuite, l'utilisation de cet arbre se destine à permettre l'enlèvement du plomb particulièrement et enfin la gamme de pH considérée est de 7,8 à 9,5. L'arbre décisionnel sélectionné est donc le 1c (Tableau 5-3) et donc présenté ci-dessous (Figure 5-4).

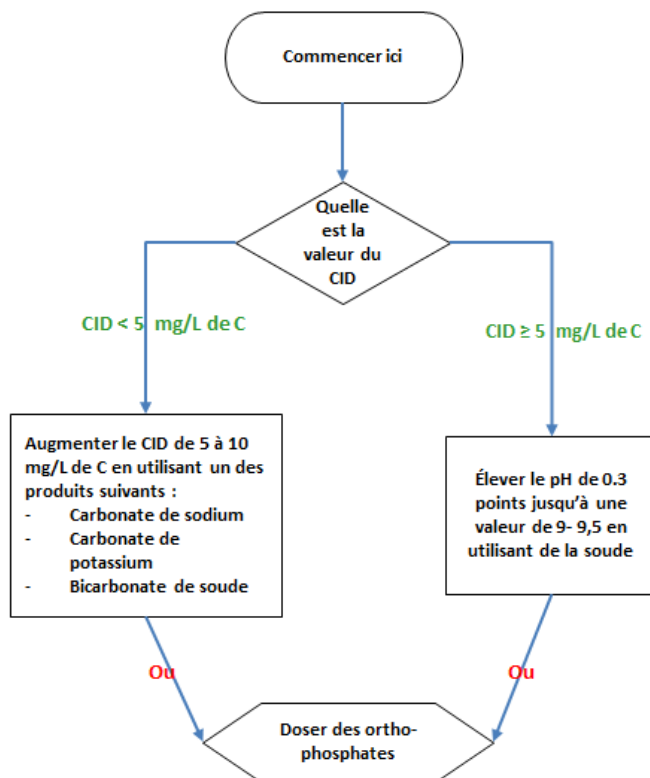


Figure 5-4 : Arbre décisionnel pour le choix de la stratégie de traitement de la corrosion à adopter (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016)

Après analyse de cet organigramme, la solution proposée par l'USEPA pour la qualité d'eau ciblée est d'augmenter le pH jusqu'à une valeur de 9,0-9,5 (Figure 5-6). Cette solution n'est pas applicable selon le RQEP au Québec à moins d'une demande de dérogation, la gamme de pH admissible pour l'eau distribuée étant de 6,5-8,5 (Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2017). Considérant la restriction sur le pH, l'organigramme de l'USEPA préconise alors de doser les orthophosphates (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2016) (Figure 5-6). La plage optimale de pH pour l'ajout des orthophosphates se situe entre des valeurs de pH de 7,2 à 7,8. La plage de pH de 8,0 à 8,5 est à éviter pour garantir une bonne efficacité des orthophosphates.

5.2.1.4 Carbone Organique Total (COT)

Un des autres paramètres pouvant influencer l'efficacité des orthophosphates est la présence de carbone organique total (COT). Le COT quantifie les composés organiques fixés ou volatils présents dans l'eau (cellulose, huiles etc.). Selon Hayes (2009), pour atteindre une efficacité égale

de contrôle de corrosion, les municipalités distribuant une eau ayant plus de 3 mg/L de COT sont susceptibles de devoir doser une plus grande quantité d'orthophosphates comparativement aux municipalités distribuant une eau avec un COT inférieur à 3 mg/L. Pour le réseau étudié, la valeur moyenne annuelle du COT est de 2,16 mg/L, ce qui est inférieur à 3,0 (Figure 5-5). Aussi, aucune des valeurs mensuelles ne dépasse 3 mg/L (Figure 5-7). Compte tenu des valeurs de COT à l'eau traitée, la dose d'orthophosphates ne serait pas majorée.

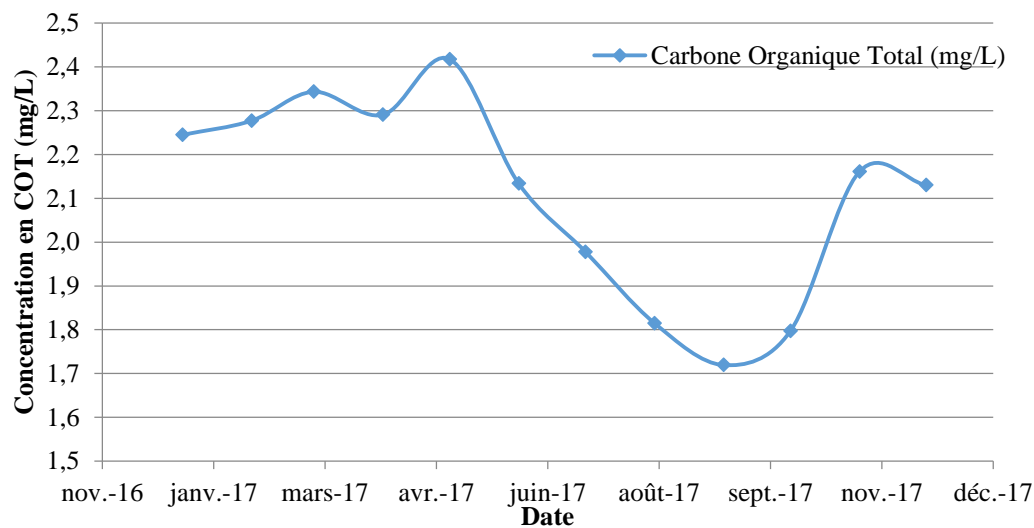


Figure 5-5 : Évolution du COT pour les usines A et B (2017)

5.2.1.5 Aluminium

Les usines A et B n'appliquent pas de coagulation annuelle pouvant générer des concentrations d'aluminium significatives dans l'eau traitée. L'usine A fait appel à une coagulation saisonnière mais les niveaux de coagulant dosés sont faibles. De l'aluminium particulaire compose aussi une partie de la turbidité de l'eau brute. Cet aluminium est issu des argiles et des silts présents dans les eaux du St-Laurent. L'aluminium dissous est quant à lui très faible dans l'eau brute. En utilisant un coagulant contenant de l'aluminium, l'aluminium particulaire va diminuer la turbidité grâce à la coagulation, mais l'aluminium dissous va augmenter en raison de l'ajout de ce coagulant. Dans l'eau traitée il y aura finalement moins d'aluminium total (le particulaire se trouvant dans la turbidité résiduelle) mais plus d'aluminium dissous qu'initialement. Il est conseillé de conserver une teneur en aluminium à l'eau traitée de moins de 200 µg/L. Dans le cas du réseau étudié, en 2017, la concentration moyenne en aluminium se situait autour de 17 µg/L. L'aluminium dissous restant peut réagir avec les

orthophosphates et faire compétition avec le plomb dans le processus de formation des dépôts. Le calcul de la dose d'orthophosphates devrait tenir compte de ce paramètre, un léger surdosage des orthophosphates permettant d'obtenir un contrôle de la corrosion efficace.

5.2.1.6 Fer

La présence de fer dans l'eau distribuée et dans les dépôts présents dans les conduites peut aussi avoir des conséquences sur l'efficacité des orthophosphates. Le réseau principal étant majoritairement en fonte, il est possible de mesurer des concentrations élevées en fer sur le réseau. Le fer dissous et le fer particulaire présents dans l'eau du réseau en raison de la corrosion dans les conduites principales en fonte contribuent aux dépôts formés sur les parois internes de l'entrée de service en plomb. Le fer se lie avec le plomb pour former les dépôts à l'intérieur des conduites. Ces dépôts peuvent se détacher des parois des conduites lors de perturbations hydrauliques ou de changements de qualité d'eau, et entraîner une hausse du plomb particulaire dans l'eau du robinet (Camara, Montreuil, Knowles, & Gagnon, 2013; Deshommes et al., 2010). Trueman, Camara, and Gagnon (2016) ont montré que l'ajout d'orthophosphates dans des réseaux fortement corrodés pourrait avoir un effet négatif sur le relargage du plomb, mais qu'en augmentant la dose d'ortho-phosphate les relargages seraient moins conséquents. Cependant, dans cette étude les doses d'orthophosphates testées étaient très faibles comparativement aux doses recommandées pour le contrôle du plomb (0,17 mg/L de P et 0,33 mg/L de P). De plus l'augmentation des concentrations en plomb observée immédiatement après l'ajout des orthophosphates était suivie d'une baisse progressive des concentrations en plomb. L'application d'une dose initiale élevée d'orthophosphates pourrait en partie permettre de diminuer les effets négatifs d'augmentation temporaire des concentrations de plomb et de fer, et de former les films passivateurs plus rapidement. En effet les orthophosphates ont aussi comme bénéfice de diminuer le relargage des oxydes de fer provenant de conduites en fonte très corrodées (Appenzeller et al., 2001). Cependant, les orthophosphates mobilisés pour le contrôle de la corrosion du fer ne seront plus disponibles pour le contrôle de la corrosion du plomb. La dose d'orthophosphates à ajouter devra donc être plus grande et le temps avant d'atteindre un état d'équilibre des films passivateurs formés par les orthophosphates sera aussi probablement allongé.

5.2.1.7 pH à l'eau traitée

La Figure 5-6 présente les variations annuelles du pH à l'eau traitée à l'usine B (Figure 5-8), pour l'année 2017. La Figure 5-7 présente les mêmes valeurs pour l'usine A. La ligne orange représente la valeur moyenne de pH pour l'année et pour chaque usine.

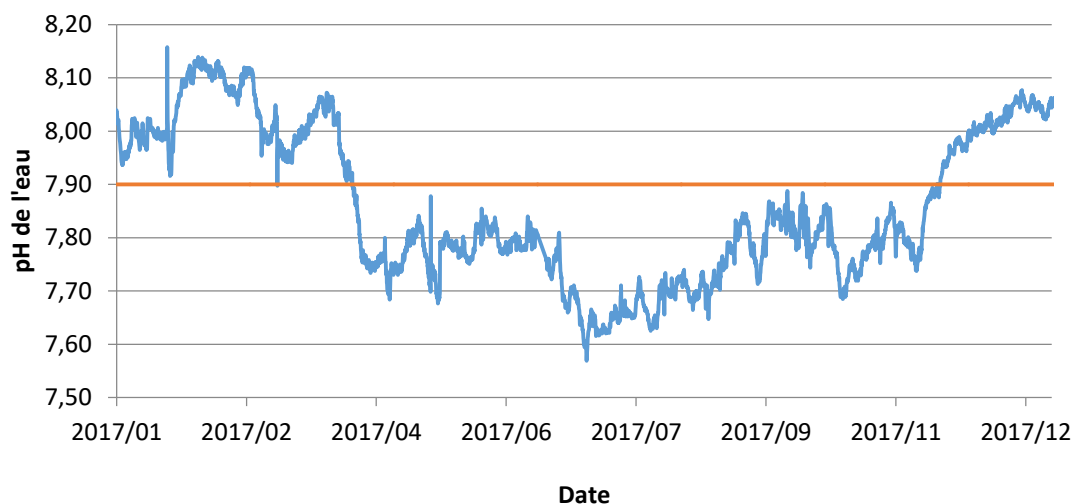


Figure 5-6: Évolution du pH à l'eau traitée de l'usine B pour l'année 2017

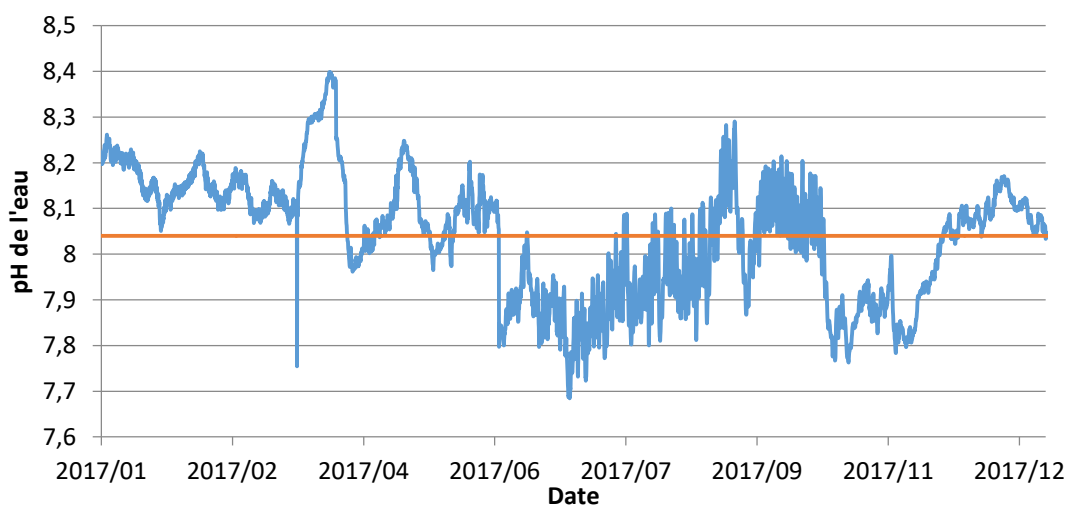


Figure 5-7: Évolution du pH à l'eau traitée à l'usine A pour l'année 2017

Pour l'usine A, comme pour B, le pH moyen se situe à 8,04 et varie entre 7,58 et 8,40 (Figure 5-7). Il est en moyenne un tout petit peu plus élevé que celui de l'eau traitée à l'usine B. L'amplitude entre le minimum et le maximum de pH est aussi plus importante. En conséquence,

le dosage d'orthophosphates pour cette usine demandera une plus grande attention au respect de la zone de pH optimale pour l'ajout des orthophosphates.

Le pH de l'eau pour les deux usines confondues est de 7,93 en moyenne. Ce pH est en dessous du pH de saturation et donc ne favorisera pas la précipitation des carbonates de calcium. L'important cependant dans cette étude est d'évaluer l'impact de l'ajout d'acide phosphorique sur le pH.

Comme vu précédemment, pour optimiser le contrôle de la corrosion par l'ajout d'orthophosphates et surtout garantir l'efficacité du traitement il est impératif de conserver un pH dans une gamme allant de 7,2 à 7,8. La valeur minimale de 7,2 doit en tous les cas être respectée, la tolérance pour des écarts par rapport à la valeur de 7,8 est un peu plus grande.

Pour estimer comment le pH va réagir à l'ajout de l'acide phosphorique nous avons utilisé deux méthodes. La première était d'évaluer l'impact de l'acide phosphorique sur le pH en utilisant le logiciel RTW. La deuxième méthode consistait à effectuer des tests en laboratoire avec de l'eau traitée provenant de l'usine B. Les résultats obtenus en appliquant ces deux méthodes sont présentés en Figure 5-8.

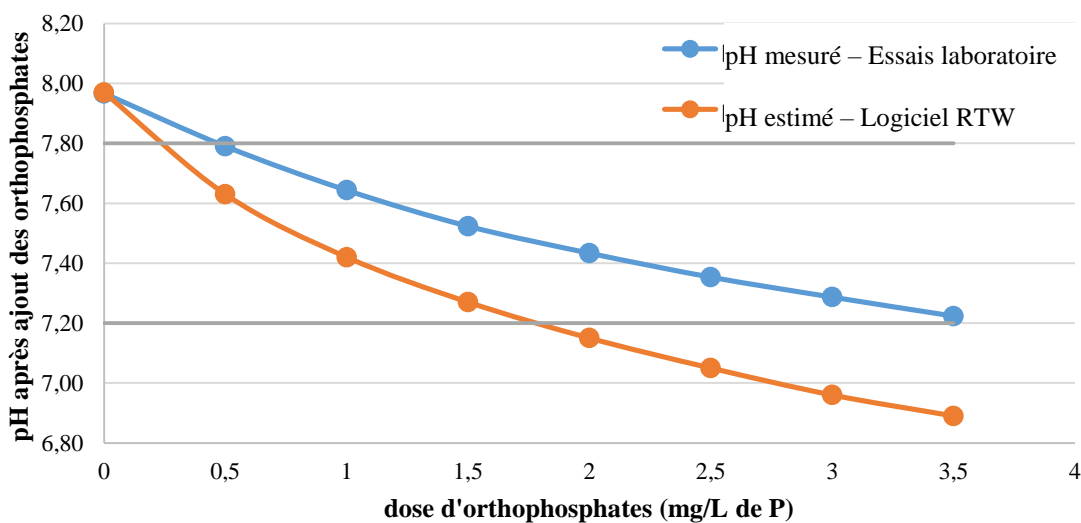


Figure 5-8: Évolution du pH mesuré en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée. Note : pH initial de 7,96 avant dosage des orthophosphates (eau traitée provenant de l'usine B)

On remarque que le logiciel RTW (Figure 5-8) a tendance à estimer un pH plus faible que les essais en laboratoire. En effet, à partir d'une dose de 0,5 mg/L de P, on entre dans la zone de pH

favorable (7,2-7,8) alors qu'une dose supérieure est requise selon les essais en laboratoire (autour de 1 mg/L de P). Aussi, il est nécessaire d'ajouter une dose de plus de 3,5 mg/L de P pour sortir de la zone de pH favorable selon les essais laboratoire, comparativement à 2 mg/L de P selon le logiciel RTW. En considérant les résultats obtenus par les deux méthodes on estime que pour rester dans la zone de pH, il ne faudrait pas dépasser une valeur de 2,5 voire 3 mg/L de P. Si une dose plus grande est nécessaire il faudrait envisager de rehausser le pH après ajout des orthophosphates. On rappelle qu'une dose de 2 mg/L de P est déjà considérée comme étant élevée. La dose typique se situe entre 0,5 et 1 mg/L de P aux États-Unis et entre 1 et 2 mg/L de P en Angleterre (Brown et al., 2013).

On estime qu'il n'y aura pas de problème avec le pH lorsque la valeur avant ajout se situe autour du pH moyen. En revanche si le pH lors de l'ajout est dans une gamme de valeurs faible (vers 7,5 – 7,6) il est possible que pour certaines doses d'acide phosphorique le pH après ajout soit légèrement inférieur à 7,2. Lors des essais en laboratoire, la différence entre le pH mesuré et le pH estimé avec RTW est d'environ 0,3. Pour une dose de 2 mg/L de P et un pH de 7,5, RTW prédit un pH après ajout de 7,03. Si on majore cette valeur par 0,3 on se situerait à la limite du pH acceptable mais tout de même un peu au-dessus (Voir Annexe A).

The RTW Model

Ver. 4.0

ID: XYZ Water Company, Sample Point 3b

STEP 1: Enter initial water characteristics.

Measured TDS	175	mg/L
Measured temperature	22	deg C
Measured pH	7,93	
Measured alk, as CaCO ₃	88	mg/L
Measured Ca, as CaCO ₃	78	mg/L
Measured Cl	26,68	mg/L
Measured SO ₄	23,21	mg/L

For CT and TTHM functions enter current:

Treated water pH	
Chlorine residual	mg/L
Chlorine or hypochlorite dose as chlorine equivalent	mg/L

STEP 2: Enter amount of each chemical to be added (expressed as 100% chemical). Press Ctrl+C to select chemicals for this list.

Carbon dioxide	0	mg/L
Chlorine gas	0	mg/L
Ferric chloride (anhydrous)	0	mg/L
Ferrous sulfate *7H ₂ O	0	mg/L
Hydrochloric acid	0	mg/L
Hydrofluosilicic acid	0	mg/L
Lime (slaked)	0	mg/L
Phosphoric acid	6,32	mg/L
Soda ash	0	mg/L
Sodium hypochlorite	0	mg/L

STEP 3: Adjust at Step 2 until interim water characteristics meet your criteria.

Theoretical interim water characteristics			Desired	Theoretical interim water characteristics			Desired
Interim alkalinity	78	mg/L	> 40 mg/L	Interim pH	7,15		6.8-9.3
Interim Ca, as CaCO ₃	78	mg/L	> 40 mg/L	Precipitation potential	-16,64	mg/L	4-10 mg/L
Alk/(Cl+SO ₄)	1,6		> 5.0	Langelier index	-0,78		>0

Press PAGE DOWN for additional initial, interim and final water characteristics if desired.

Figure 5-9: Interface du logiciel RTW

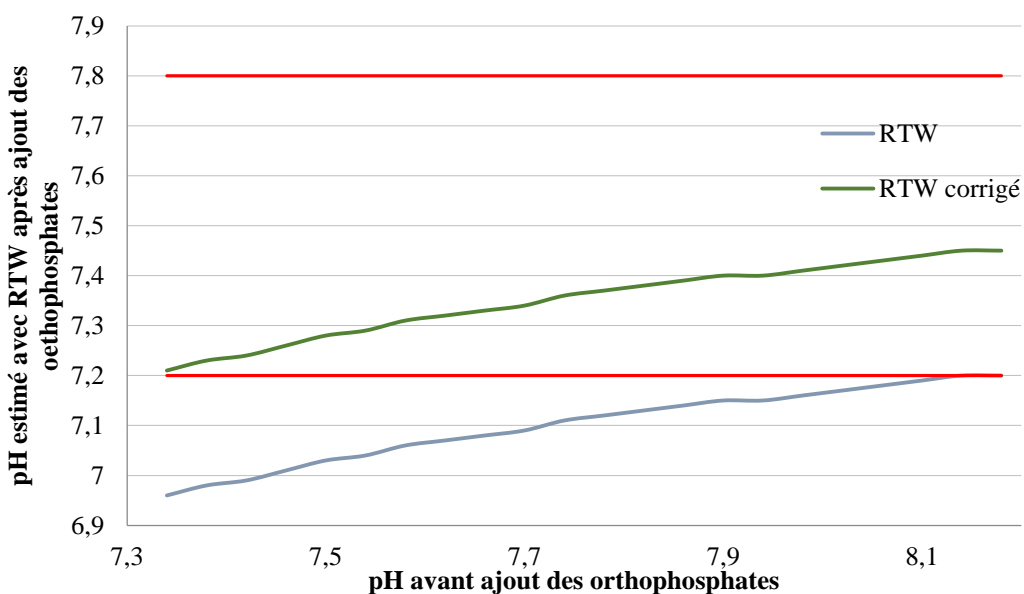


Figure 5-10: Évolution du pH après ajout en fonction du pH avant ajout - Dose d'ajout = 2 mg/L de P

Il est intéressant d'étudier le cas de la dose la plus critique envisagée pour la baisse de pH. Cette dose est de 2 mg/L de P, ce qui correspond à l'ajout de 6,32 mg/L de H_3PO_4 . En considérant cette dose critique et l'eau de l'usine B, on remarque que, indépendamment de la valeur de pH sur la plage considérée le pH serait inférieur à 7,2 selon les prédictions de RTW. En revanche, si on majore les valeurs estimées par 0,25 (écart entre les tests en laboratoire et RTW), toutes les valeurs de pH respecteraient le pH de 7,2 après ajout de l'acide phosphorique. (Figure 5-10)

Finalement la plage de pH 8,0 – 8,5 doit aussi être évitée lors de l'ajout des orthophosphates. Le pH de l'eau traitée étudiée étant rarement au-dessus de 8 et l'acide faisant diminuer le pH, il n'y a que très peu de risques que le pH après ajout se situe dans cette gamme de pH (Schock, Wagner, & Oliphant, 1996).

Pour le pH le plus élevé à l'usine A (8,4) et une dose de 2 mg/L de P, RTW prédit un pH de sortie à 7,25. En majorant ce pH à 7,5 environ (Figure 5-10), cela respecte la zone de pH optimale. Avec une dose de 1 mg/L de P le pH remonte à 7,6 et si on majore on atteint 7,8 – 7,85. Cela peut être acceptable si le cas n'est que très ponctuel.

Pour la suite de l'étude nous ne considérerons pas le cas où le pH doit être rehaussé une fois les orthophosphates dosés car pour l'eau considérée, car ce cas ne se produira pas ou très rarement.

5.2.1.8 Précipitation du calcium avec les phosphates

Un des risques de l'ajout des orthophosphates à l'eau potable est que le phosphate précipite avec le calcium présent dans l'eau. La précipitation formerait un dépôt d'orthophosphates de calcium appelé hydroxyapatite. Lorsque les orthophosphates sont dosés dans une gamme relativement usuelle (moins de 2 mg/L de P), peu de cas de précipitations excessives de phosphate de calcium sont rapportés et ce problème n'est pas considéré comme préoccupant ou nécessitant de quelconques précautions. Ce précipité se formerait uniquement pour des eaux très dures ayant subi une hausse de pH au cours du traitement (Schock, 1989). Dans l'étude de cas présente, l'eau présente une dureté moyenne autour de 116 mg/L de CaCO₃ et n'est pas considérée comme particulièrement dure. Les eaux dures sont en effet définies par une dureté minimale de 120 mg/L de CaCO₃. De plus le pH n'est pas rehaussé au cours du traitement pour l'eau distribuée et aura même tendance à être abaissé lors de l'ajout d'acide phosphorique (Economic and Engineering Services Inc. & Illinois State Water Survey, 1990).

5.2.2 Scénarios d'ajout des orthophosphates

5.2.2.1 Choix des doses d'orthophosphates

Pour la suite de l'étude, trois scénarios de dosage des orthophosphates ont été envisagés pour le calcul des coûts d'exploitation. Les différents scénarios ont été choisis en fonction de la qualité de l'eau. Chaque scénario est caractérisé par une dose plus élevée durant la période initiale de l'implantation des orthophosphates, suivie d'une dose moindre pour maintenir le contrôle de corrosion (Tableau 5-4).

Tableau 5-4: Tableau récapitulatif des scénarios envisagés

		Dose forte	Dose moyenne	Dose faible
		Scénario n° 1	Scénario n° 2	Scénario n° 3
Phase initiale	Dose (mg/L de P)	2	1,5	1
	Période (année)	3	2	2

Tableau 5-4: Tableau récapitulatif des scénarios envisagés (suite)

Phase de contrôle	Dose (mg/L de P)	1	1	0,5
	Période (année)	7	8	8

Les scénarios ont été sélectionnés en tenant compte de l'expérience du Royaume-Uni pour le contrôle de la corrosion avec les orthophosphates. Selon Hayes (2009), au Royaume-Uni, la dose nécessaire pour atteindre l'objectif de moins de 2% de dépassement de la valeur réglementaire de 10 µg/L (échantillonnage RDT) se situe entre 0,5 et 2,0 mg/L de P. L'eau considérée dans la présente étude ayant un CID relativement élevé, la quantité d'orthophosphates pour garantir un bon contrôle de la corrosion pourrait être un peu plus élevée. De plus les eaux de surface ont en général aussi besoin d'une dose d'orthophosphates plus élevée comparativement aux eaux souterraines pour atteindre un bon niveau de contrôle de la corrosion. Les valeurs d'aluminium ne sont en revanche pas très élevées pour l'eau considérée. Si ces valeurs avaient été élevées, une dose d'orthophosphates importante aurait sûrement été nécessaire pour palier à la compétition entre le plomb et l'aluminium. En effet, l'aluminium aurait consommé des orthophosphates pour former des précipités, la quantité disponible pour former des précipités plomb-phosphate aurait donc été diminué par cette compétition.

Hayes (2009) préconise différentes doses selon la qualité de l'eau, et distingue pour ce faire trois qualités d'eau. Les doses choisies sont celles qui ont permis d'abaisser les niveaux de plomb dans l'eau à moins de 10 µg/L après 30 minutes de stagnation (Tableau 5-4). Aussi, dans le cas des réseaux distribuant une eau de surface ayant une forte alcalinité (supérieure à 90 mg/L de CaCO₃) et dosant des orthophosphates pour le contrôle de la corrosion :

- 26,7 % de ces municipalités ajoutent une dose de 0,9 à 1,2 mg/L de P à l'eau potable.
- 73,3 % de ces municipalités ajoutent une dose de 1,4 à 2,0 mg/L de P à l'eau potable.

Considérant ces chiffres, le scénario 1 a été sélectionné comme le plus probable, avec une dose de 2,0 mg/L de P comme dose initiale et une dose de 1,0 mg/L de P pour le contrôle de corrosion subséquent. Le scénario 3 a été sélectionné en considérant les municipalités (26,7%) n'ayant besoin que d'une petite dose d'orthophosphates pour garantir un bon contrôle de la corrosion, soit une dose de 1,0 mg/L de P pour la phase initiale suivi d'une dose de 0,5 mg/L de P pour le contrôle de corrosion subséquent. Enfin, le deuxième scénario, correspond à un scénario

intermédiaire entre les scénarios 1 et 3. La dose envisagée est donc de 1,5 mg/L de P pour la phase initiale et de 1 mg/L de P pour le contrôle de corrosion subséquent.

Tableau 5-5 : Gammes de doses d'orthophosphates en fonction de la qualité de l'eau (adapté de Hayes (2009))

Plage de la dose d'orthophosphate (mg/L de P)	Pourcentage des municipalités distribuant une eau souterraine ayant une forte alcalinité	Pourcentage des municipalités distribuant une eau de surface ayant une forte alcalinité	Pourcentage des municipalités distribuant une eau de surface ayant une faible alcalinité
0,5 à 0,6	6,5	0	33,7
0,9 à 1,2	60,9	26,7	38,6
1,4 à 2,0	32,6	73,3	23,8
2,2 à 2,8	0	0	3,9

5.2.2.2 Choix des durées pour la période initiale et pour la période de maintien

Dépendamment de la source d'eau (eau de surface ou souterraine), l'établissement d'un film passivateur stable et de bonne qualité après l'ajout d'orthophosphates à l'eau potable peut prendre beaucoup de temps (2 à 3 ans pour certaines eaux de surface). Le COT ainsi que les métaux entrant en compétition avec le plomb pour la formation de composés phosphatés peuvent en être la raison (Hayes, 2009). L'établissement d'un état d'équilibre après l'ajout des orthophosphates est long par rapport à la formation d'une couche de carbonate de plomb. Cependant ce film de carbonates de plomb (et d'autres métaux) est souvent fin et la baisse de pH entraînée par l'ajout d'acide phosphorique peut déstabiliser et resolubiliser ces dépôts. Cela pourrait causer une forte augmentation des niveaux de plomb à l'eau du robinet. Cette augmentation peut durer jusqu'à ce que le nouveau film, issu de l'action des orthophosphates, soit suffisamment stable pour empêcher le relargage intempestif et la dissolution du plomb (Schock, 1989).

Le choix a donc été fait de considérer une période d'établissement de trois ans pour le scénario n°1, dans le cas où les dépôts mettraient beaucoup de temps à se stabiliser et donc une période de contrôle de 7 ans. Pour les deux autres scénarios, la durée d'établissement est fixée à deux ans et une durée de contrôle de 8 ans. Le calcul du coût d'exploitation a été fait sur dix ans,

cela permet d'englober à la fois la phase initiale (2-3 ans) ainsi que la phase de contrôle avec une dose réduite d'orthophosphates.

5.2.2.3 Étude des coûts d'implantation pour l'eau potable.

Le choix a été fait de doser uniquement des orthophosphates et de conserver le pH et l'alcalinité. Aucun traitement ne sera réalisé sur ces deux paramètres ni sur aucun autre paramètre physico-chimique de l'eau.

Trois doses ont été investiguées. Nous étudierons donc le coût pour chacune de ces doses sur une période de 10 ans. Les coûts sont divisés en deux catégories : les coûts fixes qui correspondent aux nouvelles installations et à la mise à niveau des infrastructures existantes afin d'entreposer et de doser l'acide phosphorique, et les coûts d'exploitation qui correspondent au prix des produits chimiques.

L'utilisation de l'acide phosphorique nécessite quelques précautions et aménagement spécifiques pour assurer la sécurité des employés des usines.

L'acide phosphorique utilisé peut être un acide de grade alimentaire avec une pureté pouvant aller jusqu'à 75%. Pour l'étude de cas présente, un acide phosphorique de grade alimentaire pur à 75% a été considéré. Le choix s'est porté sur un acide phosphorique à 75% du volume car, plus la concentration est importante plus le point de fusion est élevé. Un acide phosphorique à 85% du volume a un point de fusion à 21°C, comparativement, le point de fusion pour l'acide phosphorique à 75% est de -17°C. Le fait de choisir un acide phosphorique à 75% permet de trouver un compromis entre le volume à stocker et le point de congélation (Hayes, 2009). Cependant cela est valable dans des pays où l'hiver n'est pas aussi rigoureux que l'hiver québécois, il faudra donc prendre des précautions et entreposer l'acide dans un bâtiment chauffé pour éviter tout risque de gel. L'acide phosphorique peut être entreposé dans des barils de plastiques mais il faut penser à installer des bacs de rétention d'au moins 110% du volume total pour éviter les déversements en cas de fuite d'un des barils. En dernier lieu, des équipements de sécurité tels qu'une douche et un rince-œil doivent être installés pour des raisons de Santé Sécurité au Travail.

L'injection du produit chimique se fait sur une conduite principale d'acheminement de l'eau et le dosage devrait être automatisé en fonction du débit d'écoulement dans la conduite en question. Une pompe de secours est aussi à prévoir en cas de panne de la pompe principale.

Pour ce qui est de la place disponible dans les usines, l'usine B serait sûrement en mesure d'accueillir de telles installations dans sa configuration actuelle. Pour l'usine A, un problème de place disponible dans les bâtiments actuels se pose, il faudrait très certainement construire un nouveau local pour permettre à l'usine d'accueillir les équipements nécessaires au dosage des orthophosphates. La construction d'un nouveau bâtiment augmente considérablement l'investissement initial à réaliser pour l'implantation des orthophosphates (Hayes, 2009).

5.2.2.4 Prix d'un équipement de sécurité

Pour un équipement de sécurité, il faut compter 5000\$ pour la fourniture et l'installation d'une douche de sécurité et d'un rince-œil.

5.2.2.5 Estimation des coûts fixes

Les principaux postes de dépenses seront les équipements de sécurité, l'implantation des réservoirs et des pompes doseuses et la construction d'un bâtiment pour installer le réservoir d'acide phosphorique à l'usine A.

Pour les pompes doseuses et les réservoirs, l'estimation est basée sur les données fournies par une municipalité voisine.

Pour l'usine A :

Pompes : 123 000 \$

Tuyauterie : 86 000 \$

Réservoir : 62 000 \$

Équipement électrique : 3 000 \$

Pour l'usine B :

Pompes : 163 000 \$

Tuyauterie : 114 000 \$

Réservoir : 81 000 \$

Équipement électrique : 3 000 \$

La construction d'un bâtiment à l'usine A

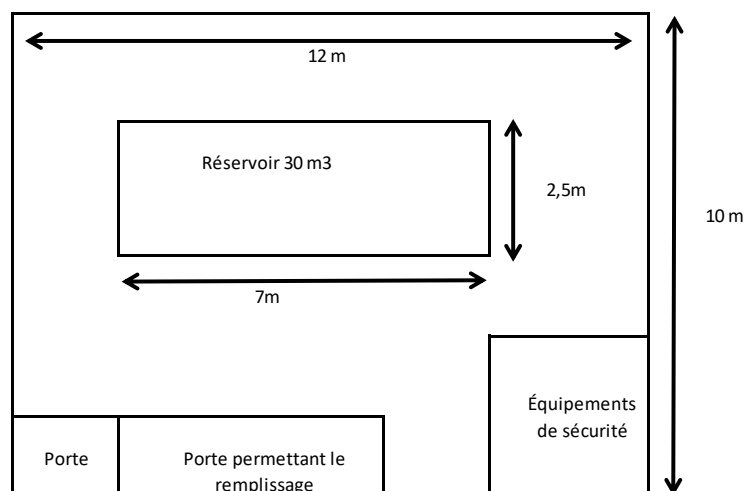


Figure 5-11: Schéma d'implantation du réservoir dans l'usine A

Pour un bâtiment de type industriel de base (structure acier), avec un réservoir de 30 m³ dimensionné pour la dose maximale (2 mg/L de P), la taille nécessaire serait d'environ 120 m² soit environ 1292 pi². En 2010, le pi² était estimé à 98\$ lors de la construction de bâtiment de type industriel. Considérant l'inflation entre 2010 et 2018 (en 2010, 100\$ correspondent à 114,91\$ en 2018 – Banque du Canada), le prix du pi² est estimé à 113\$. Par conséquent, on estime que pour un bâtiment de 1292 pi² le coût de construction serait d'environ 146 000\$. Il est à noter que l'usine A étant classée parmi les bâtiments du patrimoine architectural, des normes sur l'apparence du bâtiment seraient très certainement à respecter. L'utilisation de la brique par exemple et d'autres aménagements pour l'esthétique du bâtiment pourraient faire augmenter le prix de construction par rapport à un bâtiment industriel de base. Pour les équipements de sécurité (douche de secours et rince-œil), une somme totale de 5000\$ pour deux entités a été considérée.

5.2.2.6 Coût fixe total

Le coût total des installations est arrondi à 785 000\$ en considérant la somme des coûts suivants :

- 635 000 \$: Pompes doseuses, tuyauterie et stockage
- 145 000 \$: Bâtiment industriel de base à l'usine A (prévoir un surcoût pour les exigences patrimoniales)
- 5 000 \$: Équipements de sécurité.

Le remplissage des produits chimiques pour les usines peut se faire de façon hebdomadaire. Nous considèrerons cette solution pour évaluer la quantité requise pour une semaine de traitement en prenant un coefficient de sécurité de 150% en cas de problème d'approvisionnement.

5.2.2.7 Coûts fixes et coûts d'exploitation

Le Tableau 5-6 résume les coûts fixes et d'exploitation pour chacun des scénarios énoncés plus haut. Une fois la période initiale dépassée et le film passivateur stable, le coût d'exploitation est de 1 à 2 millions de dollar canadiens dépendamment de la dose de contrôle injecter sur le réseau.

Tableau 5-6: Évolution du coût d'implantation des orthophosphates en fonction du scénario envisagé

Coûts d'implantation	Scénario					
	2 mg/L de P – 1 mg/L de P		1.5 mg/L de P – 1 mg/L de P		1 mg/L de P – 0.5 mg/L de P	
Année	Annuel	Cumulatif	Annuel	Cumulatif	Annuel	Cumulatif
Coûts fixe	0.8 M\$		0.8 M\$		0.8 M\$	
1	6.60 M\$	7.4 M\$	4.95 M\$	5.75 M\$	3.3 M\$	4.1 M\$
2	6.60 M\$	13.99 M\$	4.95 M\$	10.66 M\$	3.3 M\$	7.40 M\$
3	6.60 M\$	20.59 M\$	3.3 M\$	13.96 M\$	1.65	9.05 M\$
4	3.3 M\$	23.89 M\$	3.3 M\$	17.26 M\$	1.65	10.70 M\$
5	3.3 M\$	27.19 M\$	3.3 M\$	20.56 M\$	1.65	12.35 M\$
6	3.3 M\$	30.49 M\$	3.3 M\$	23.86 M\$	1.65	13.99 M\$
7	3.3 M\$	33.79 M\$	3.3 M\$	27.17 M\$	1.65	15.65 M\$
8	3.3 M\$	38. M\$	3.3 M\$	30.47 M\$	1.65	17.3 M\$
9	3.3 M\$	41 M\$	3.3 M\$	33.77 M\$	1.65	18.95 M\$
10	3.3 M\$	42 M\$	3.3 M\$	37.07 M\$	1.65	20.6 M\$

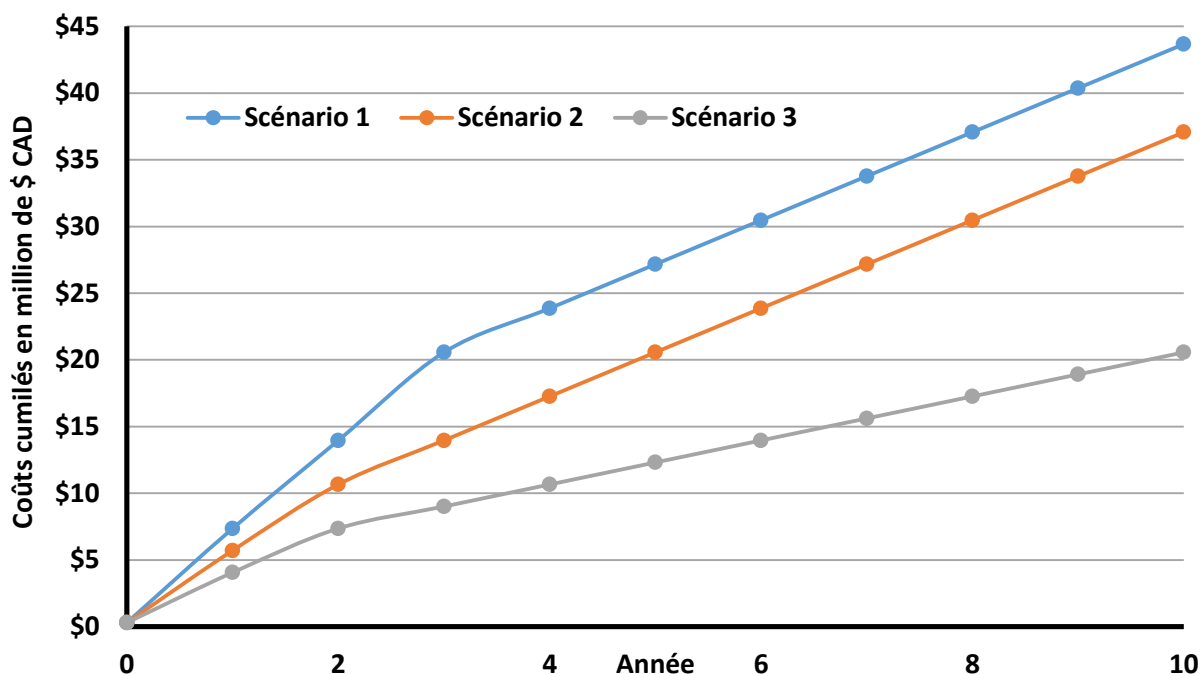


Figure 5-12: Coût des orthophosphates sur 10 ans pour les différents scénarios envisagés. Le scénario 1 correspondant à une dose de 2 mg/L de P pendant 3 ans puis 1 mg/L de P, le scénario 2, une dose de 1,5 mg/L de P pendant 2 ans puis 1 mg/L de P et enfin le scénario 3 correspond à une dose plus faible, de 1 mg/L de P pendant 2 ans puis 0,5 mg/l de P

5.2.2.8 Choix de la dose résiduelle

Pour assurer un bon contrôle de la corrosion, il est essentiel de maintenir un niveau d'orthophosphates résiduels dans l'eau du réseau de distribution et ce jusqu'au robinet du consommateur. Les doses résiduelles sont assez discutables et dépendent aussi fortement de la dose initialement injectée à l'eau potable.

Des villes comme Halifax et Winnipeg appliquent de faibles doses d'orthophosphates et ont donc une concentration faible d'orthophosphates à l'eau du robinet. Pour ces deux villes les doses initiales sont de 0,5 et 0,65 mg/L de P respectivement et le résiduel mesuré est d'environ 0,15 mg/L de P pour Halifax et 0,6 mg/L de P pour Winnipeg. Pourtant, des valeurs de résiduels aussi faibles que 0,15 mg/L de P sont rarement préconisées. En effet le Ontario Ministry of Environment (2009) préconise de maintenir un minimum d'orthophosphates au robinet du consommateur d'au moins 0,5 mg/L de P tout en précisant que même ce résiduel peut ne pas être suffisant pour contrôler le plomb dans l'eau potable. Ces valeurs sont cohérentes avec celles de

0,3 à 1,0 mg/L de P préconisées par l'USEPA (pour la plage de pH optimal 7,2-7,8 pour l'ajout des orthophosphates). Par ailleurs, une dose résiduelle plus élevée, située entre 1,0 et 1,2 mg/L de P serait nécessaire lorsque la dose ajoutée à la station de traitement est élevée ou dans certains cas particuliers (qui engendrent généralement une dose élevée à la station de traitement). Les cas nécessitant une dose résiduelle forte sont les suivants :

- Pour le contrôle du plomb issu des entrées de service en plomb
- Pour le contrôle de la corrosion induit par des conduites en cuivre nouvellement installées
- Lorsque l'eau contient un ou plusieurs des métaux suivants après traitement : aluminium, fer, magnésium ou manganèse.

La dose résiduelle typiquement recommandée aux États-Unis est de 0,5 mg/L de P, et si possible de 1 mg/L de P (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2003). Il est à noter qu'au Royaume-Uni, la dose résiduelle est très supérieure à celle observée en Amérique du Nord. Des résiduels aussi élevés que 2 mg/L de P peuvent être mesurés. En effet, Hayes (2009) recommande que les pertes en orthophosphates sur le réseau ne dépassent pas 10% de la dose initialement ajoutée à la station de traitement.

Dans le cas de la ville considérée, la dose injectée à la station de traitement à de grandes chances d'être élevée en raison des valeurs de paramètres de qualité d'eau énoncés plus haut. L'influence de la valeur du résiduel impacte principalement le coût du traitement des eaux usées. Pour évaluer l'impact qu'auront les orthophosphates sur les eaux usées nous avons donc fait le choix, comme pour la dose ajoutée, d'envisager trois scénarios possibles avec des doses différentes d'orthophosphates, à ajuster en fonction de la réaction du réseau à l'ajout des orthophosphates. Les trois doses résiduelles retenues sont de 0,5 mg/L, 1,0 mg/L et 1,5 mg/L de P. Selon le scénario de dose ajoutée à l'usine (1, 2, ou 3), ces trois doses résiduelles ne pourront pas être toutes appliquées (par exemple, si la dose d'ajout est de 1,0 mg/L de P, il ne peut pas y avoir un résiduel de 1,5 mg/L).

5.2.3 Analyse du marché des orthophosphates

Un des aspects à considérer avec l'ajout des orthophosphates est son prix et sa variabilité dans le temps. À l'heure actuelle, l'approvisionnement en acide phosphorique a un certain coût, mais son évolution dans le temps peut avoir un impact sérieux sur la mise en œuvre d'un contrôle

de la corrosion de qualité. Dans cette partie du rapport nous allons nous intéresser à l'évolution, les tendances et l'historique du prix de l'acide phosphorique et plus généralement des matières premières qui permettent de fabriquer l'acide phosphorique.

Les plus gros exportateurs de roches phosphatées (matière première à la fabrication de l'acide phosphorique) sont le Maroc et la Chine. Les phosphates sont utilisés en grande quantité dans l'agriculture et l'élaboration des engrais et des fertilisants. La part de la production totale des dérivés du phosphate est en grande majorité dédiée aux secteurs agricole et agroalimentaire. L'industrie et le secteur chimie sont des domaines secondaires pour l'utilisation des phosphates et de leurs dérivés. La proportion du marché des phosphates dédiée à la production d'engrais et de fertilisants pour l'agriculture s'élève à 80 %, le secteur alimentaire et des détergents compte pour 17% du marché et enfin le traitement de contrôle de la corrosion dans le secteur de l'eau ne représente que 3% du marché (Henderson et al., 2009). Les municipalités qui achètent des produits chimiques pour le traitement de l'eau potable se trouvent en compétition avec les industries qui utilisent ces mêmes produits chimiques et cet effet de compétition peut contribuer à l'élévation des coûts. Le rapport de force entre industries et municipalités pour les produits chimiques est largement inégal et en faveur des industries (plus gros consommateurs). L'affaiblissement plus important de la force de négociation vient du fait que chaque municipalité ne représente à elle-même qu'une petite part du marché global des produits chimiques pour le traitement de l'eau et elles ne peuvent donc pas rivaliser avec les industriels dans bien des cas (Henderson et al., 2009). Dépendamment de la localisation géographique de l'usine de traitement de l'eau et du producteur de produits chimiques, le coût du transport peut aussi être non négligeable et avoir un impact notable sur le coût final (Henderson et al., 2009).

Depuis 30 ans, les prix des phosphates (et des roches phosphatées) étaient relativement stables mais en 2008, une très forte augmentation a été enregistrée, les coûts ont été multipliés par 5 mais ont ensuite rapidement diminué après cette crise et restent, malgré tout, à un niveau plus élevé qu'avant cette crise. Le prix de l'acide phosphorique est quant à lui relativement constant voire légèrement en baisse depuis 2014 (Federal Reserve Bank of St Louis, 2018). Cela s'explique par le fait que les grands pays importateurs ont produit plus que nécessaire en raison de la demande relativement faible (Tohry, 2017). Une offre abondante et une demande faible entraîne donc une baisse des prix. Les prévisions émises cette année prévoient une légère hausse du prix de la tonne de roche phosphatée à 105\$ américains (contre 100\$ américains à l'heure

actuelle) et à plus long terme à environ 110\$ américains. Cependant, la conjoncture agricole et démographique du monde à l'heure actuelle pose de nombreuses interrogations sur le devenir de l'agriculture. L'urbanisation rapide et le développement des industries ont entraîné une baisse des terres agraires alors que la population continue de s'accroître. Avec la hausse de la demande en nourriture, l'agriculture devra être en mesure de nourrir 9 milliards de personnes en 2050. Fatalement les rendements doivent augmenter et cette augmentation passe, entre autres, par l'utilisation d'engrais et de fertilisants. Une augmentation de la demande en phosphates et de ses dérivés est donc à prévoir dans les années à venir. Ces prévisions peuvent toutefois être nuancées. L'apparition et surtout la prolifération des cultures génétiquement modifiées risquent de modifier un peu cette prévision de hausse. Les OGM sont conçus pour être plus résistants aux parasites mais aussi, comme ils sont produits avec un rendement plus élevé, la nécessité d'ajouter des engrais et des fertilisants serait donc théoriquement moins grande. Environ 180 millions d'hectares sont cultivés avec des semences OGM dans le monde et ce chiffre augmente de 4% chaque année. Une baisse de 15% de la demande en fertilisants est attendue d'ici 2020 en suivant cette théorie (Brillant, 2016).

Les roches phosphatées sont une ressource non renouvelable et qui s'épuise à mesure que la production augmente. Les prédictions sur l'épuisement des ressources en roches phosphatées sont de l'ordre de 50 ans pour les plus pessimistes à près de 300 ans pour les plus optimistes ("Pénurie de phosphore, une bombe à retardement," 2014).

Pour évaluer le coût des différents scénarios envisagés nous considèrerons le prix de la tonne métrique d'acide phosphorique de grade alimentaire (pur à 75%) à 1500 \$ (Echemi, 2018)

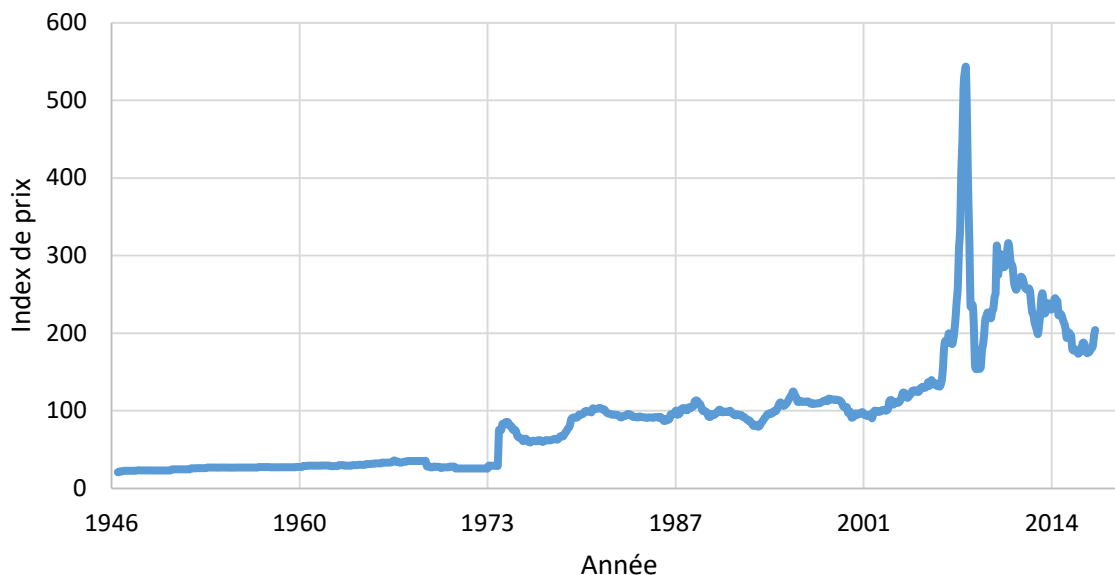


Figure 5-13: Évolution du prix des phosphates depuis 1946 (Federal Reserve Bank of St Louis, 2018)

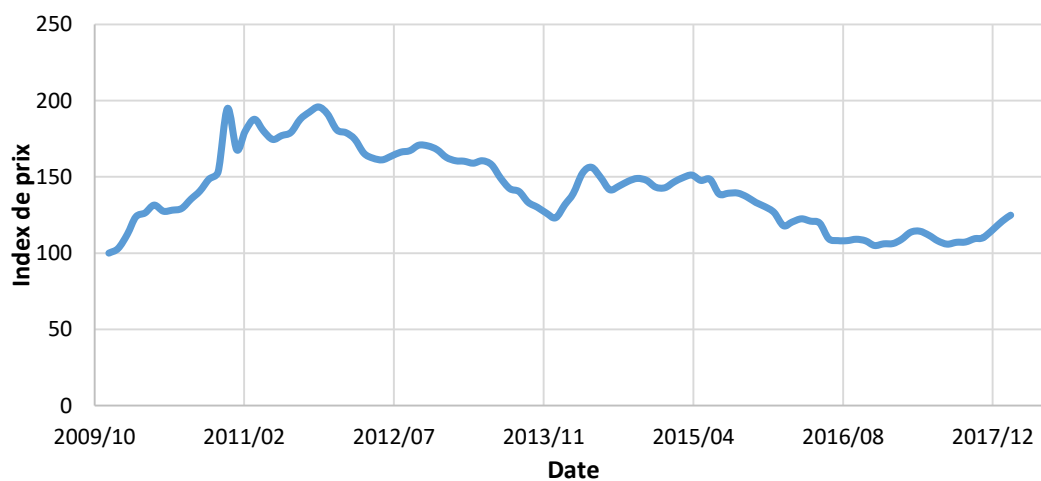


Figure 5-14 : Prix de l'acide phosphorique depuis 2009 (Federal Reserve Bank of St Louis, 2018)

Finalement, lors de l'année 2008, année de très forte augmentation du prix des phosphates une étude a été réalisée auprès de municipalités aux États-Unis et au Royaume-Uni afin de répertorier les municipalités ayant eu des problèmes d'approvisionnement en phosphate au cours de l'année 2008. En ce qui concerne les États-Unis, sur les 47 municipalités interrogées, 11 utilisaient de l'acide phosphorique pour le contrôle de la corrosion, 3 d'entre elles ont rapportées des problèmes d'approvisionnement au cours de l'année 2008 (27%). Pour ce qui est de la situation

au Royaume-Uni, les 7 municipalités interrogées avaient recours à l'acide phosphorique pour le contrôle de la corrosion et 3 ont rapportées des problèmes d'approvisionnement (43%) (Henderson et al., 2009). L'année 2008 est une année particulière pour le phosphate, avec la très forte augmentation des prix. Cela peut être à l'origine de certains problèmes d'approvisionnement. De plus, les pourcentages de municipalités ayant eu des problèmes peut paraître élevé mais le nombre de municipalités interrogées est relativement peu élevé surtout pour le Royaume-Uni où l'ajout d'acide phosphorique est une pratique très répandue.

5.3 Impact des orthophosphates sur les eaux usées

Le fait de traiter la corrosion du plomb par l'ajout d'orthophosphates à l'eau traitée a un impact sur le traitement des eaux usées : l'augmentation du phosphore à l'affluent de la station d'épuration. En effet, il n'est pas permis de rejeter le phosphore sans le traiter. Le phosphore étant un nutriment son augmentation dans le milieu récepteur peut favoriser la croissance d'algues qui peuvent ensuite poser des problèmes à la faune et la flore environnante (Ontario Ministry of Environment, 2009). Il est donc primordial de traiter l'excédent de phosphore qu'engendre un contrôle de la corrosion par l'ajout d'un inhibiteur à base de phosphates.

5.3.1 L'enlèvement physico-chimique du phosphore

On distingue le phosphore organique et le phosphore inorganique. On considère que tout l'acide phosphorique injecté lors du traitement est transformé en orthophosphates, qui est considéré comme étant du phosphore inorganique et dissous. Les orthophosphates participent à l'augmentation du phosphore total qui devra être traité à la station d'épuration. Seul le phosphore dissous est précipité lors de l'ajout du coagulant (chlorure de fer ou alun). Cependant une partie du phosphore total est aussi capté puis éliminé sous forme de matières en suspension (MES). De nombreuses autres réactions font aussi compétition à la précipitation du phosphore dissous. Pour cette raison, il est difficile de calculer la dose nécessaire pour palier à l'augmentation du phosphore engendrée par l'implantation des orthophosphates aux usines A et B.

Les niveaux de phosphore total dans l'affluent de la station d'eau usée du réseau étudié (usine M) sont assez faibles, avec en moyenne de 1,51 mg/L de P soit 3680 kg/jour de P. L'ajout des orthophosphates à l'eau traitée fera augmenter de manière significative les niveaux de phosphore à l'affluent. Pour un débit moyen de 1,43 Mm³/jour d'eau traitée dans les usines d'A

et B (pour l'année 2017), la dose résiduelle dans l'eau va avoir un impact plus ou moins fort sur la charge de phosphore à l'affluent de la station d'épuration. Comme évoqué plus haut, les doses résiduelles considérées sont de 0,5 mg/L de P, 1,0 mg/L de P et 1,5 mg/L de P. Pour simplifier cet exercice, nous avons considéré un transfert de la charge complète des orthophosphates ajoutés dans l'eau potable vers la station d'épuration, ce scénario surestime la charge transmise aux eaux usées en raison des pertes d'eau par fuites et autres utilisations non raccordées.

On rappelle qu'actuellement, c'est-à-dire sans l'ajout d'orthophosphates, la charge quotidienne en phosphore est en moyenne de 3 680 kg/jour de P. Le pourcentage d'augmentation du phosphore à l'affluent varie de 19% à 58% pour la dose la plus forte considéré (Tableau 5-7). L'évolution sur l'année 2017 en fonction des doses journalières montre que la charge de phosphore à l'affluent varie tout au long de l'année, il faut donc adapter la dose de coagulant en conséquence (Figure 5-15).

Tableau 5-7: Évolution de la charge et de la concentration en phosphore à l'eau usée avant et après implantation des orthophosphates

Dose d'ortho-P ajoutée (en mg/L de P)	0	0.5	1	1.5
Charge sans ortho-P (kg/jour de P)	3680	3680	3680	3680
Charge supplémentaire (kg/jour de P)	0	716	1432	2148
Charge totale (kg/jour de P)	3680	4396	5112	5828
Augmentation	0%	19%	39%	58%
Charge à l'effluent (kg/jour de P)	970	970	970	970
P enlevé (kg/jour de P)	2710	3426	4142	4858
Augmentation de l'enlèvement	0%	26%	53%	79%

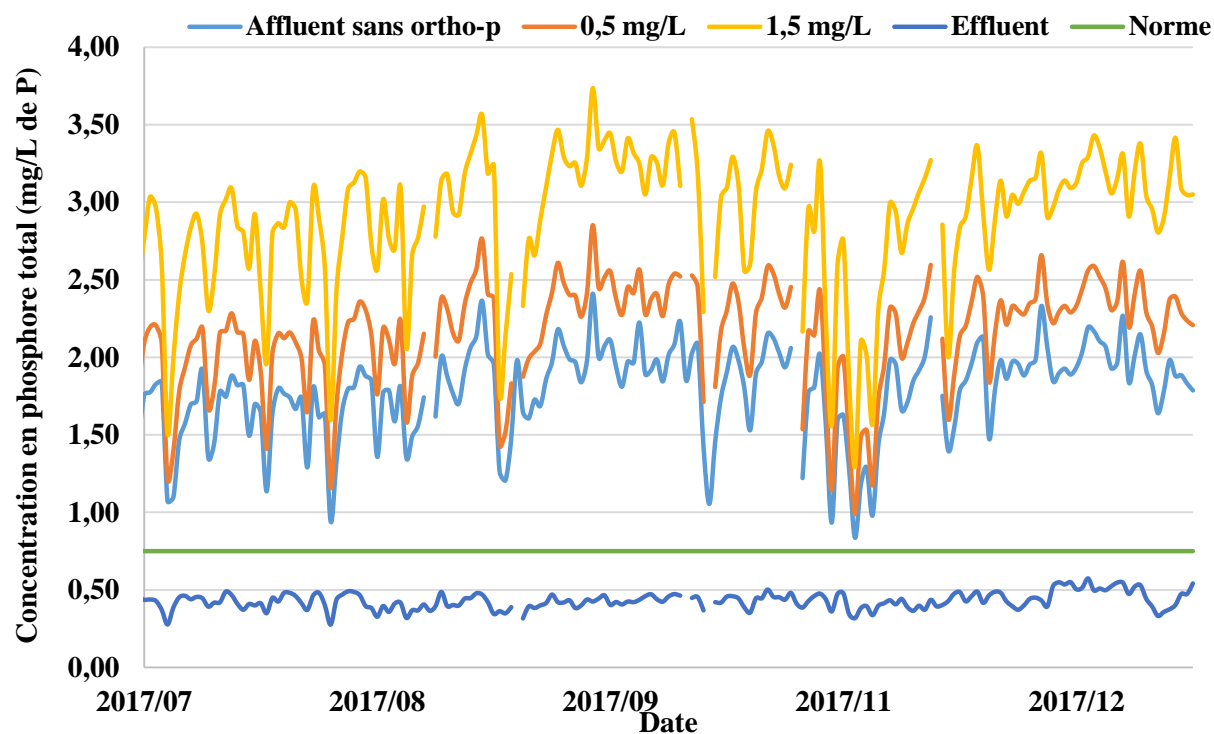


Figure 5-15 : Évolution prévisionnelle de la charge de phosphore à l'affluent de la station d'épuration pour différentes concentrations de phosphore ajouté (basé sur les mesures de phosphore pour l'année 2017)

Rappel des normes :

Les normes de rejet en matière de phosphore pour les stations d'épuration québécoises sont indiquées dans le Tableau 5-8.

Tableau 5-8: Normes de rejet du phosphore au Québec

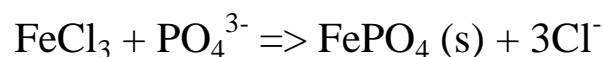
		Norme 1	Norme 2
Fréquence d'échantillonnage		Quotidien	Quotidien
Périodicité du calcul de la moyenne		Quotidien (utilisation de la valeur journalière)	Annuel (moyenne sur toutes les valeurs de l'année)
Norme de rejet	Concentration maximale	0,75 mg/L	0,5 mg/L
	Charge	2090 kg/jour	1393 kg/jour
	Rendement minimum	50%	65%

Sur l'année 2017, aucune des normes (Tableau 5-8) n'ont été dépassées. Il est important de maintenir le respect des normes lors de l'ajout des orthophosphates.

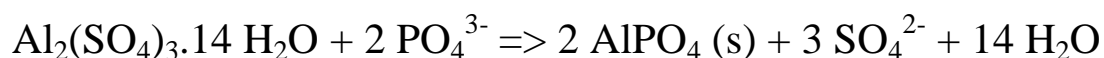
L'enlèvement du phosphore à l'usine M dans le réseau étudié se fait uniquement par un traitement physico-chimique. Du chlorure ferrique, de l'alun ou un mélange de ces deux produits est injecté dans le réacteur ce qui aura pour effet de faire précipiter le phosphore. Lors de la décantation, les boues composées des précipités de phosphore se déposeront au fond du bassin, elles seront ensuite déshydratées, incinérées puis enfouies. L'usine travaille aussi sur une solution qui permettrait de valoriser les boues pour les réutiliser dans le secteur agricole.

Les réactions qui régissent ce processus sont les suivantes.

Lors de l'ajout de chlorure ferrique – FeCl₃ :

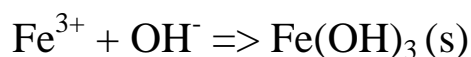


Lors de l'ajout d'alun – Al₂(SO₄)₃ . 14 H₂O:

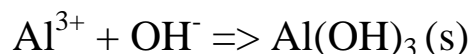


En théorie, lors de l'ajout de l'alun, du chlorure ferrique ou d'un mélange de ces deux produits, une mole de coagulant devrait réagir avec une mole de phosphore (PO_4^{3-}). En pratique ce ratio coagulant/ PO_4^{3-} n'est pas de 1, il peut être bien supérieur à 1 en fonction de la qualité de l'eau à traiter. Les phosphores entrent en compétition avec les ions hydroxydes (OH^-) qui forment aussi des précipités, aussi bien avec les ions ferriques qu'avec les ions aluminium. Cela explique pourquoi le ratio pratique coagulant : P est plus élevé qu'il ne devrait l'être théoriquement. Les réactions qui régissent ce phénomène sont les suivantes :

Lors de l'ajout du chlorure ferrique – FeCl_3 :



Lors de l'ajout d'alun – $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$



La quantité de boues issue de l'enlèvement du phosphore se calcule grâce aux formules précédentes. Il reste tout de même toujours un résiduel de phosphore à l'effluent de la station d'épuration, pour la ville il est d'en moyenne 0,40 mg/L pour une charge d'environ 970 kg/jour.

Pour parvenir à respecter les normes en matière de rejet du phosphore, il faudra donc augmenter les doses d'alun et de chlorure ferrique pour traiter l'excédent de phosphore amené par les orthophosphates. Le contrôle de la dose de coagulant injectée pour l'enlèvement du phosphore est automatisé en fonction de la quantité de phosphore à l'affluent. Cependant, il n'est pas possible de prévoir comment la dose de coagulant va réagir lors de l'augmentation des orthophosphates à l'eau usée. La réaction risque de ne pas être linéaire, et vu les quantités mises en jeu, l'évaluation de la dose nécessaire pour l'enlèvement du phosphore est une donnée essentielle de l'évaluation du surcoût de traitement à la station d'épuration. Pour comprendre comment la dose de coagulant va réagir, des essais en laboratoire ont été réalisés. La démarche expérimentale sera détaillée en annexe.

Les coûts des coagulants nécessaires pour éliminer la charge supplémentaire en phosphore apportée par le dosage des orthophosphates seront augmentés de manière significative. L'évaluation du coût en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée ainsi que la production supplémentaire de boues sont les deux impacts majeurs à l'eau usée. La suite de l'étude nous permettra de chiffrer ces augmentations.

Les données concernant les doses actuelles de coagulants ajoutés pour traiter le phosphore ont été évaluées par l'équipe de la station d'épuration. Le choix a été fait de travailler avec la dose moyenne de coagulant calculée sur les 5 dernières années, les données sont les suivantes :

- Enlèvement moyen du phosphore : 1,17 mg/L de P
- Facteur d'influence de Al^{3+} par rapport à Fe^{3+} = 2,5 (1 mg/L de Al^{3+} a la même efficacité d'enlèvement que 2.5 mg/L de Fe^{3+})
- L'usine utilise le $FeCl_3$ seul, l'alun seul ou un mélange de ces deux composés.

On considère que 1 mg de Al^{3+} est aussi efficace que 2,5 mg de Fe^{3+} pour l'enlèvement du phosphore. En moyenne sur les 5 dernières années, si on émet l'hypothèse que le coagulant était toujours un mélange, le mélange se compose de 0,97 mg de Al^{3+} qui correspondent donc à 2,43 mg équivalent Fe^{3+} et de 2,15 mg de Fe^{3+} .

Si on calcule la dose en équivalent Fe^{3+} , en moyenne pour traiter un litre d'eau usée, 4,6 mg de Fe^{3+} équivalent sont nécessaires. Les calculs ont été réalisés sur la base de l'année 2017, autant pour le traitement des eaux usées que pour la production d'eau potable. Nous avons considéré les valeurs quotidiennes de production d'eau potable, le débit à l'affluent de la station et les charges de phosphore total à l'affluent, à l'effluent et enlevée au cours du traitement.

Nous avons fait l'hypothèse que toute l'eau traitée dans les usines A et B finissait par être traitée à la station de traitement des eaux usées. On explique ce choix par le fait que même si le rendement du réseau d'eau potable de la ville se situe autour de 70%, les infiltrations dans le réseau d'égout font que la grande majorité de l'eau qui fuit du réseau d'eau potable s'infiltré dans le réseau d'eau usée.

Le respect de la même valeur quotidienne de rejet en phosphore total avant et après l'implantation des orthophosphates est la base des calculs. En effet, nous avons décidé de calculer l'enlèvement et la dose nécessaire pour atteindre le même enlèvement quotidien afin de respecter la norme (norme actuellement respectée tous les jours de l'année). Ce choix aura pour impact de faire augmenter le rendement. Cependant, la norme exigeant un rendement minimal et le choix de calcul ne pouvant que faire augmenter le rendement, il est sûr que la norme du rendement sera aussi respectée avec ce mode de calcul. En revanche, si nous avons décidé de travailler sur le rendement, c'est-à-dire, calculer l'enlèvement et la dose nécessaire après ajout

des orthophosphates pour respecter le même rendement quotidien que pour les valeurs sans ajout d'orthophosphates, les doses résiduelles de phosphore total auraient pu dépasser la norme de rejet quotidienne de 0,5 mg/L de P. Le fait de conserver le rendement ne nous permettait pas d'assurer le respect de la norme alors que le contraire nous le permet.

Dépendamment de la dose résiduelle, la charge en phosphore à l'affluent de la station augmenterait de 19% pour la plus petite dose résiduelle (0,5 mg/L de P) pour atteindre 58% avec la dose résiduelle la plus forte (1,5 mg/L de P).

5.3.2 Validation expérimentale

Afin de déterminer l'impact de l'ajout des orthophosphates sur le traitement des eaux usées des essais en laboratoire ont été réalisés. Le protocole associé aux tests réalisés se trouve à l'annexe B

La Figure 5-16 présente l'enlèvement du phosphore en fonction de la dose d'alun ajoutée, pour les différents scénarios de concentration résiduelle en phosphore considérés. Contrairement à ce qui était attendu, l'augmentation du phosphore engendrée par l'ajout d'orthophosphates à la station d'épuration n'a eu que très peu d'impact sur l'enlèvement du phosphore total. En effet, comme le phosphore ajouté est du phosphore inorganique, l'alun précipite facilement les orthophosphates ajoutés (phosphate inorganique). On a pu constater que dès les premières doses d'alun (doses faibles), tous les orthophosphates étaient coagulés. Le phosphore restant est alors uniquement du phosphore organique, qui est plus difficile à capter. C'est la raison pour laquelle, la dose nécessaire pour abattre ce type de phosphore beaucoup plus grande que la stœchiométrie. On constate que l'enlèvement des orthophosphates respecte globalement la stœchiométrie, c'est-à-dire qu'une mole d'alun permet d'enlever une mole de PO_4^{3-} . Cependant il est difficile de déterminer si la stœchiométrie est rigoureusement respectée. En effet, lors de l'ajout de la première dose d'alun, tous les orthophosphates ont été consommés mais la première dose d'alun était toujours supérieure à la quantité d'orthophosphates présente dans les eaux usées. Les nombreuses réactions en compétition ne nous permettent pas de savoir exactement si la stœchiométrie est strictement respectée. Pour la suite de l'analyse nous considérerons que les rapports stœchiométriques sont respectés pour l'enlèvement des orthophosphates par l'alun.

Enlèvement chimique du phosphore total par ajout d'alun - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$

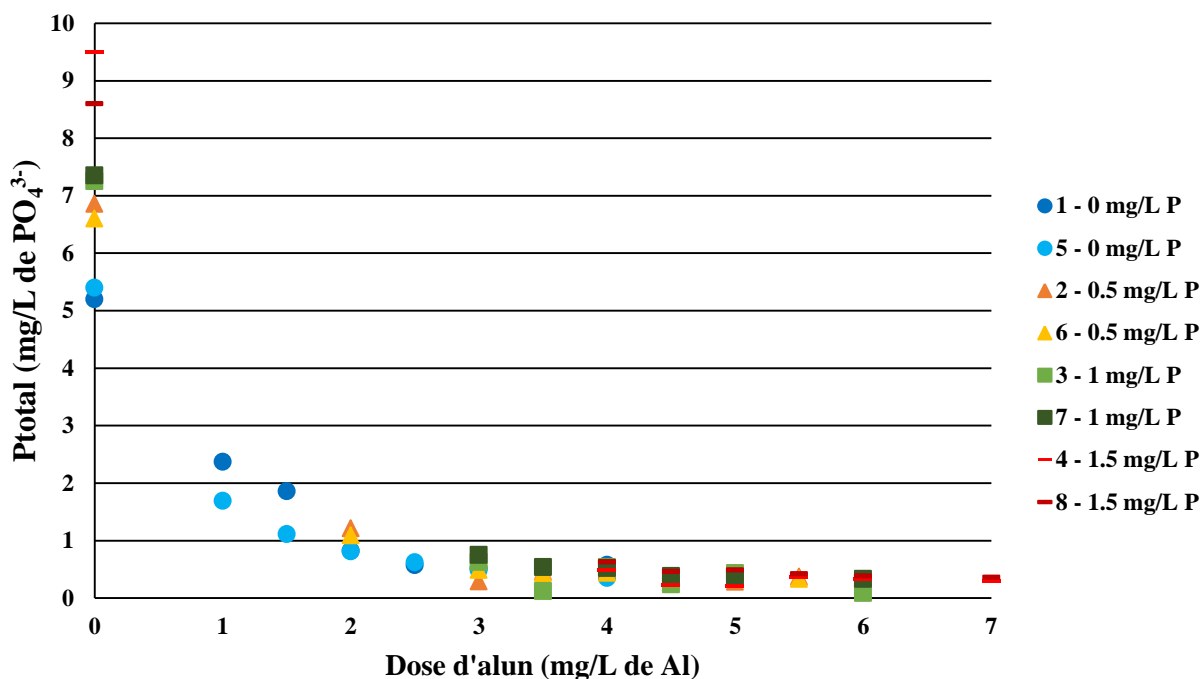


Figure 5-16: Enlèvement du phosphore en fonction de la dose de coagulant ajoutée (essais 1 et 5 : pas d'ajout d'ortho-P, essais 2-6 : ajout d'ortho-P à 0,5 mg/L de P, essais 3-7 : ajout d'ortho-P à 1,0 mg/L de P, essais 4-8 : ajout d'ortho-P à 1,5 mg/L de P)

On constate aussi que l'ajout d'orthophosphates n'a que très peu d'impact sur l'élimination du phosphore organique. Pour montrer ce résultat, nous avons fait le choix de « corriger » chaque dose d'alun en fonction de la quantité d'orthophosphates présente dans l'eau. En considérant la stœchiométrie et le fait que tous les orthophosphates sont consommés dès la première dose d'alun (la dose la plus faible), nous avons soustrait la quantité d'alun consommé à chacune des doses suivantes afin de calculer la dose restante d'alun disponible pour l'enlèvement du phosphore organique. Le constat est que pour chaque séquence de jar-tests, l'enlèvement du phosphore organique était relativement similaire indépendamment de la dose d'orthophosphates ajoutée avant la coagulation. Ces résultats sont présentés par la Figure 5-17.

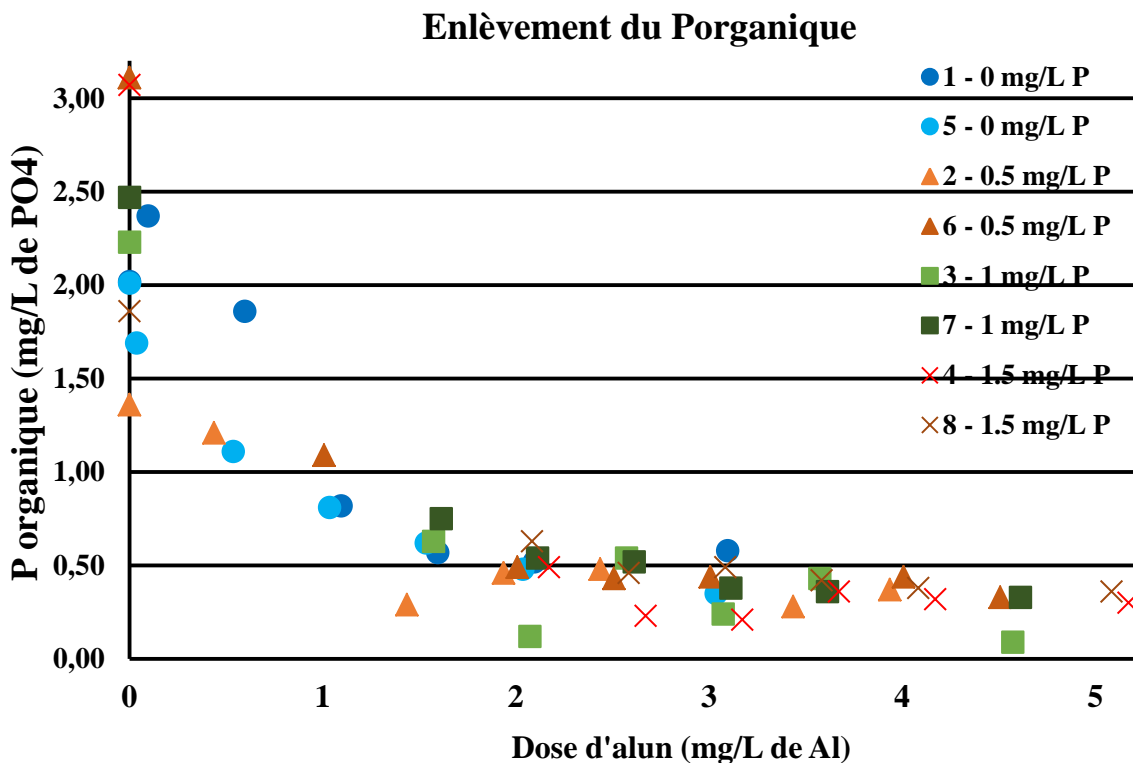


Figure 5-17: Enlèvement du phosphore organique avec la dose de coagulant résiduelle après l'enlèvement des orthophosphates (essais 1 et 5 : pas d'ajout d'ortho-P, essais 2-6 : ajout d'ortho-P à 0,5 mg/L de P, essais 3-7 : ajout d'ortho-P à 1,0 mg/L de P, essais 4-8 : ajout d'ortho-P à 1).

Enfin, l'impact sur les boues de l'ajout des orthophosphates est à considérer. Comme la concentration résiduelle d'orthophosphates est enlevée par la dose de coagulant strictement nécessaire (selon la stœchiométrie), l'augmentation du volume de boues produites sera relativement modérée. De plus, comme tout le coagulant supplémentaire ajouté sera consommé par les orthophosphates, il n'y aura pas plus de Fe^{3+} (ou Al^{3+} restant qui pourrait réagir avec les OH^-), le volume de boues de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et/ou $\text{Al}(\text{OH})_3$ ne sera donc pas augmenté. En revanche, le fait d'ajouter des phosphates à l'affluent aura pour effet de faire augmenter le volume de boues FePO_4 et AlPO_4 une fois la coagulation effectuée.

Tableau 5-9 : Évolution des doses de coagulant nécessaires et des volumes de boues produites en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée

Dose d'orthophosphates ajoutée (mg/L de P)		Augmentation			
		0	0,5	1,0	1,5
Coagulant	Quantité annuelle de Fe ³⁺ nécessaire (tonnes)	4415	10%	21%	31%
	Dose moyenne Fe ³⁺ (mg/L)	5,07	10%	21%	31%
	Quantité annuelle de Fe ³⁺ résiduel (tonnes)	2681	0%	0%	0%
	Dose de Fe ³⁺ résiduel (mg/L)	3,08	0%	0%	0%
Boues produites	FePO ₄ (tonnes par an)	4675	26%	53%	79%
	Fe(OH) ₃ (tonnes par an)	5122	0%	0%	0%
	Total boues (FePO ₄ et Fe(OH) ₃) (tonnes par an)	9797	13%	25%	38%
Rendement		73%	6%	10%	14%

On remarque que l'augmentation des besoins en coagulant est au maximum de 30% supplémentaire en considérant la dose résiduelle la plus élevée de l'inhibiteur de corrosion. Pour une dose moyenne d'orthophosphates la hausse de coagulant est estimée à environ 20% alors que pour une dose faible, l'augmentation est seulement de 10%. Pour ce qui est des boues, comme énoncé plus haut, la quantité de Fe(OH)₃ n'augmentera pas, seules les boues de FePO₄ verront leur volume croître. Pour les FePO₄ la hausse se situe entre 26% et 79%. Pour les boues en général (FePO₄ et Fe(OH)₃), la hausse se situera entre 13% et 38%, hausse qui pourra sûrement être absorbée par l'incinérateur de boues, au moins pour certaines périodes de l'année mais cela n'a pas pu être approfondi (déterminer les périodes où le volume de boues sera trop grand pour être incinéré complètement, chiffrage du coût supplémentaire de l'incinération et de l'enfouissement des boues). Lorsque l'incinérateur ne sera pas capable d'absorber la hausse du volume de boues produites par la station, ces boues seront enfouies comme cela est déjà actuellement le cas durant certaines périodes de l'année. Pour finir, le rendement de l'enlèvement augmentera de +5% à +10% (pour passer de 73% à 83%). Ces chiffres peuvent paraître élevés, mais étant donné la nature du phosphore ajouté lors de l'ajout d'acide phosphorique à l'eau potable, l'enlèvement de ce type de phosphore est plus aisé d'où la forte augmentation du

rendement sans pour autant contraindre la station d'épuration à fortement augmenter ses doses de coagulants pour y parvenir.

Étant donné que (i) la zone de faible concentration en coagulant n'a pas été couverte lors des essais en laboratoire, et (ii) la dose de coagulant suffisante pour atteindre la norme est susceptible de se trouver dans cette zone de faible concentration, il est possible de procéder par interpolation des courbes d'enlèvement afin de déterminer les concentrations minimales de coagulant pour respecter la norme. Le résultat, présenté au Tableau 5-10, est légèrement différent. La dose de coagulant nécessaire pour atteindre l'enlèvement voulu serait légèrement plus haute, entre 17,5% et 52,5% d'augmentation selon la dose d'orthophosphates ajoutée. Cependant, cette interpolation de la courbe est faite sur la zone manquante des valeurs d'enlèvement (zone de faible dose de coagulant) qui selon la pratique devrait avoir une forme courbe. L'interpolation linéaire fonctionne lorsque les données expérimentales sont proches les unes des autres mais dans notre cas, l'interpolation pourrait mener à une surestimation de la dose de coagulant nécessaire. Le volume de boues produites serait aussi revu à la hausse avec un pourcentage d'augmentation variant entre +19% et +56% pour les boues totales (contre une augmentation de 13% à 38% avec l'hypothèse de l'enlèvement stœchiométrique) (Tableau 5-10).

Tableau 5-10 : Pourcentage d'augmentation dans le cas de l'interpolation de la dose de coagulant nécessaire par les courbes obtenues lors des essais en laboratoire

Dose d'ajout (mg/L de P)	Augmentation du coagulant	Augmentation des boues
0,5	17,5%	19%
1	35%	37%
1,5	52,5%	56%

Maintenant que l'augmentation de la quantité de produits nécessaire au traitement de l'excédent de phosphore a été évaluée, il est possible de chiffrer le coût de cette augmentation. Pour l'année 2017, le coût associé à l'ajout de coagulant à l'usine s'élevait à 6,1M \$. Pour ne négliger aucun cas et prendre en compte toutes les éventualités, l'augmentation de coagulant a été chiffrée avec une augmentation de dose de 10%, 20%, 30% et 50% (cas le plus défavorable).

Les résultats sont présentés dans le Tableau 5-11. Selon l'augmentation de la dose de coagulant, on estime une augmentation du coût annuel en coagulant de +0,6 M\$ (10%) à +3,2 M\$ (52,5%).

Tableau 5-11 : Estimation du coût annuel de coagulant en fonction du pourcentage d'augmentation de la dose de coagulant nécessaire

Augmentation du coagulant	Coût annuel en coagulant estimé
0	6,1 M\$
10%	6,7 M\$
20%	7,3 M\$
30%	7,9 M\$
52,5%	9,3 M\$



Figure 5-18: Réalisation des jar test

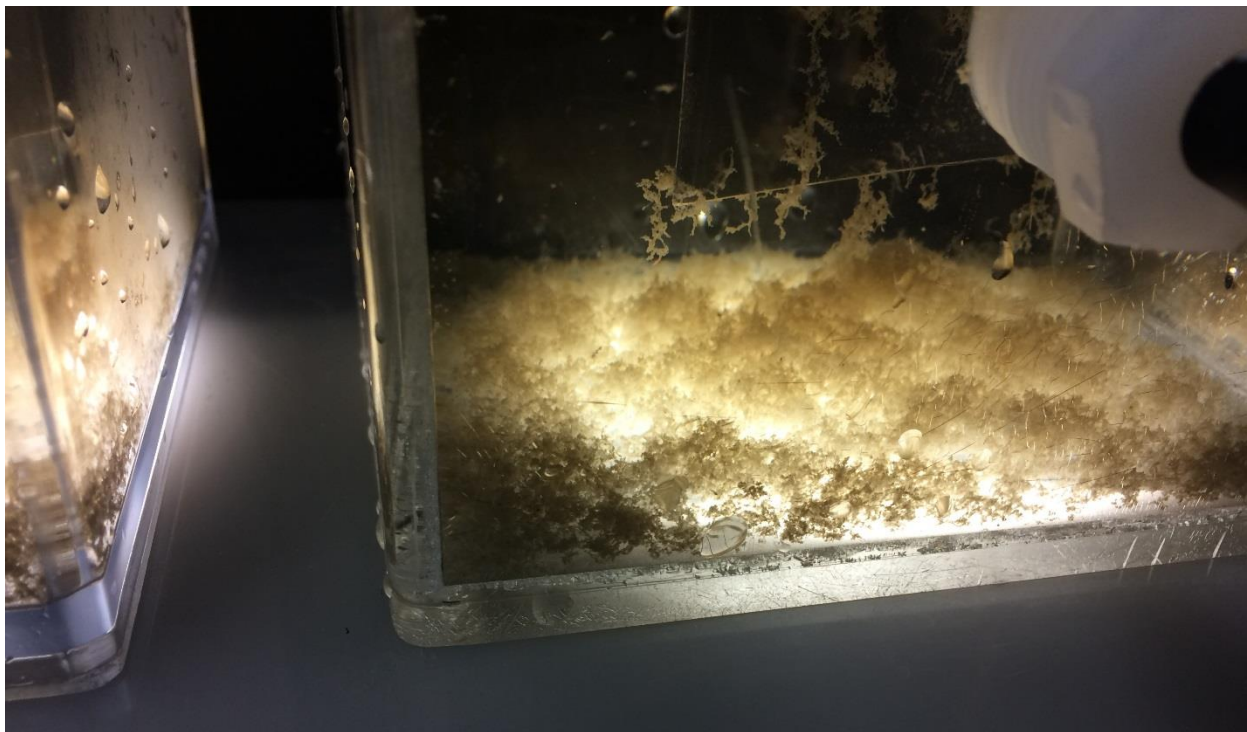


Figure 5-19: Boues restantes après coagulation puis décantation

Lors du choix des doses de coagulants à ajouter pendant les jar tests (Figure 5-18, Figure 5-19), nous avons fait l'hypothèse que l'effort pour enlever le phosphore était proportionnel à l'augmentation de sa concentration. En d'autres termes, si la concentration de phosphore total est multipliée par deux, la dose de coagulant nécessaire pour enlever le phosphore serait, elle aussi, multipliée par deux. Cependant, cela était sans compter sur le fait que le phosphore inorganique (qui était rajouté lors de nos tests) était beaucoup plus facile à enlever que le phosphore organique (qui ne précipite pas avec le coagulant mais qui est emprisonné dans les MES au moment de la coagulation). Les doses de coagulant choisies lors des tests où une forte concentration d'acide phosphorique était ajoutée se sont révélées trop élevées. En effet, dès la première dose de coagulant (la dose la plus faible), l'enlèvement était tel que la norme était largement respectée. Il aurait été intéressant de faire des tests supplémentaires en recalculant les doses de coagulant à la baisse afin de mieux décrire la courbe de décroissance du phosphore à l'eau usée. Par manque de temps, il n'a pas été possible de réaliser ces tests.

En plus d'augmenter le coût des produits chimiques de 10% à 30%, d'autres dépenses sont à prévoir dans le secteur des eaux usées si le choix d'implanter les orthophosphates est retenu. Les réservoirs de coagulant, de boues doivent permettre d'absorber l'augmentation de volume

liée à l'ajout des orthophosphates, si ce n'est pas le cas, de nouveaux réservoirs devront être installés. La capacité de l'incinérateur est aussi à contrôler. Incinérer de plus gros volumes de boues a un coût (énergétique, de main d'œuvre, de maintenance) et si toutes les boues ne peuvent pas être incinérées il faudra chiffrer l'augmentation du coût d'enfouissement en fonction du volume supplémentaire de boues à enfouir (Cantor, 2017).

5.3.3 Évaluation des surverses

Un autre point pouvant être problématique sont les événements de surverse. Lorsqu'une surverse se produit, l'eau est rejetée dans le milieu naturel sans aucun traitement. Si des surverses se produisent et que les orthophosphates sont déjà implantés, la quantité de phosphore qui sera rejetée dans le milieu sera plus élevée que pour les eaux usées sans orthophosphates. Il est donc important de vérifier si cet impact sera grand ou non sur le milieu récepteur.

On estime que 4,58 Mm³ d'eaux usées ont été déversées directement dans le milieu naturel, sans traitement, au cours de l'année 2017. Ce qui représente environ 0,50% des eaux usées annuellement traitées par la station. Si on applique ce coefficient à l'eau potable, à savoir 0,50 % de l'eau potable produite, on estime à 2,73 Mm³ d'eau potable qui seraient contenus dans l'eau usée des surverses. Selon la dose, encore une fois, la charge de phosphore irait de 1370 kg/an à 4110 kg/an de phosphore supplémentaire non traité rejeté dans le milieu, ce qui reviendrait à entre 3,75 à 11,25 kg/J de plus reversé dans le milieu sans traitement. Au regard des 970 kg/jour (348 t par an) à l'effluent même la valeur la plus élevée de 11,25 kg/J (4110 kg/an) ne représente que 1,2% de rejet supplémentaire. On considère ce résultat négligeable et on suppose que le milieu récepteur serait capable d'absorber cette très légère hausse.

5.4 Dépistage et remplacements des entrées de service en plomb

Un contrôle de la corrosion optimisé permet de diminuer considérablement les concentrations de plomb dans l'eau du robinet. Un tel traitement demande toutefois de la vigilance, notamment lors de changement de qualité de l'eau ou dans la filière de traitement (Brown et al., 2011; Hanna-Attisha et al., 2016). Bien que non immédiate, la méthode la plus fiable et efficace pour remédier au plomb dans l'eau potable reste le remplacement complet des entrées de service en plomb.

Tel qu'énoncé plus haut, dans le réseau étudié, une campagne de dépistage est effectuée chaque été afin de détecter les entrées de service en plomb et d'en planifier le remplacement lorsque des travaux d'aqueduc ou de chaussée sont prévus. Fin 2017, environ 19 000 maisons ont été dépistées au total, l'objectif étant de dépister 5000 maisons supplémentaires chaque année. Suite à cette campagne de dépistage, des remplacements partiels (côté public uniquement) sont effectués. Fin 2017, 12 269 entrées de service en plomb ont été remplacées par une entrée de service en cuivre (côté public). Lors de ces remplacements, les équipes techniques de la ville ont évalué que dans 50% des cas, lors de l'excavation, le côté privé de l'entrée de service avait déjà été remplacé par une canalisation de cuivre (source provenant des équipes municipales). Les estimations indiquent qu'environ 57 000 maisons sont encore desservies par une entrée de service en plomb et qui seront donc à remplacer. La municipalité prévoit remplacer 5000 entrées de service par an pour les années à venir pour atteindre l'objectif des 57 000 remplacements en 2026 (Figure 5-17).

Pour l'année 2017, le coût d'un remplacement partiel s'élevait à en moyenne 7 000\$. Si on reste sur la base de 5 000 remplacements par an, la totalité des entrées de service en plomb seront remplacées en 2028 et si le coût moyen pour le remplacement d'une entrée de service reste à 7000 \$, le changement des 57000 entrées de service en plomb restantes coûterait environ 400 millions de \$.

Lors de ces remplacements, seule la portion publique de l'entrée de service en plomb est remplacée par une conduite en cuivre. L'introduction d'une portion en cuivre ainsi que la déstabilisation des dépôts présents dans les conduites peuvent avoir des effets sur les concentrations en plomb au robinet du consommateur. Durant une période pouvant aller de quelques jours à plusieurs mois suivant un remplacement partiel de l'entrée de service en plomb (RPESP), des concentrations très élevées en plomb ont été enregistrées. Ces concentrations sont généralement plus importantes qu'avant le remplacement (Sandvig et al., 2008). Après cette période transitoire les niveaux de plomb dans l'eau diminuent et se stabilisent, cependant cette baisse est relativement faible et ne permet pas toujours de respecter la norme de 10 µg/L (Deshommes et al., 2017). La déstabilisation des dépôts lors d'un remplacement entraîne une forte augmentation du plomb particulaire et donc du plomb total en général (Deshommes et al., 2010; McFadden, Giani, Kwan, & Reiber, 2011). Si on considère que 50% des particuliers ont

déjà remplacé leur portion de l'entrée de service avant l'intervention de la municipalité dans le cas d'étude présent, on dénombrerait environ 34 500 remplacements partiels potentiellement problématiques pour la ville considérée. Une autre explication de la faible diminution des niveaux de plomb après un RPESP se trouve dans le fait que durant toutes les années où la canalisation en plomb était en activité, de nombreux co-précipités se sont formés et attachés sur les parois de la plomberie interne, pas uniquement à l'intérieur de la conduite en plomb. L'adsorption de plomb dissous dans les dépôts et l'emprisonnement de particules de plomb dans certaines surfaces poreuses peut être une source importante de plomb après le remplacement et cela même si celui-ci est un remplacement complet (Deshommes et al., 2017).

En plus de déstabiliser les dépôts (augmentation du plomb particulaire) le fait d'apporter une portion de cuivre lors du remplacement partiel va créer une zone de corrosion galvanique. Cette zone, à elle seule peut contribuer de façon très significative à l'augmentation des niveaux de plomb dans l'eau potable (DeSantis, Welch, & Schock, 2009; Triantafyllidou & Edwards, 2010). Ces effets aggravés ont été mesurés à l'échelle pilote mais sont cependant moins flagrant à l'échelle du réseau de distribution (Deshommes et al., 2017). Il est cependant important de rester vigilant face à ce risque. Le contrôle de la corrosion apparaît comme la méthode la plus efficace pour satisfaire les normes selon Sandvig et al. (2008). Cependant, le comportement des entrées de service en plomb après un remplacement partiel dépend de la qualité d'eau et du réseau de distribution.

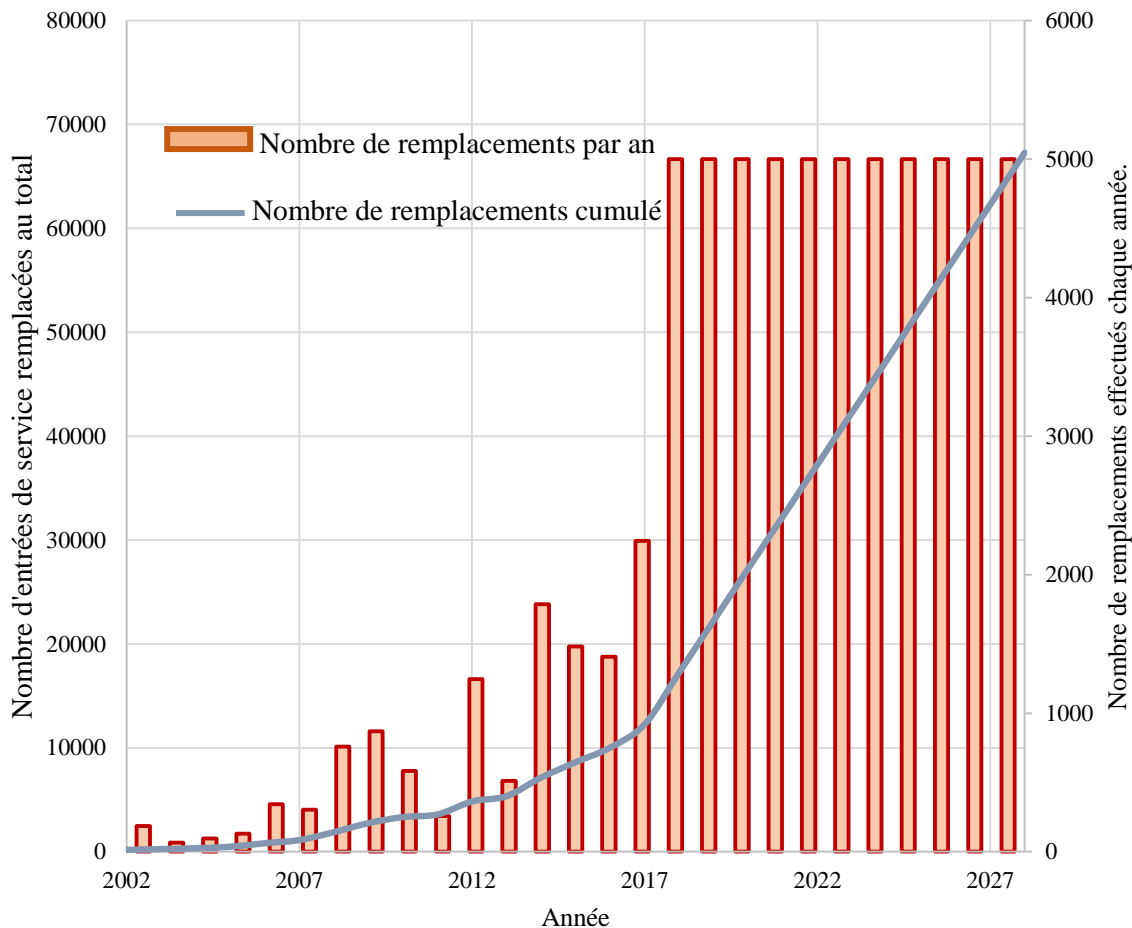


Figure 5-20: Évolution et prévision des remplacements d'entrées de service en plomb (côté public) dans le réseau étudié

5.5 Conclusion

Pour chacune des solutions, les principaux avantages et inconvénients sont énumérés ci-dessous. Aussi, le récapitulatif total du coût d'implantation de chaque solution est détaillé.

Solution n°1 : ajout d'un inhibiteur de corrosion (l'acide phosphorique)

Avantages :

- Peu de travaux à réaliser pour l'implantation
- Permet de contrôler aussi bien le plomb venant de la partie publique de l'entrée de service que de la partie privée.

- Résultats et efficacité déjà prouvés dans de nombreuses villes (solution couramment utilisée en Amérique du Nord et en Europe)

Inconvénients :

- Nécessité de mise en place sur une très longue période (durée indéterminée) et, si discontinuité du traitement, risque de déstabilisation des dépôts de plomb des conduites lors de l'arrêt du traitement
- Probable problème de qualité d'eau lors de la mise en place du traitement (changement de la qualité pouvant déstabiliser les dépôts existants – nécessité de mettre en place des purges réseaux régulières avant et après l'implantation et de contrôler la qualité du réseau régulièrement)
- Difficile de savoir si les orthophosphates vont être efficaces avant d'avoir réalisé des tests sur une portion du réseau
- Augmentation du relargage du plomb par les entrées de service partielles pouvant mener à une augmentation de l'exposition pour les sites ayant des remplacements partiels.

Impact sur les eaux usées :

- Augmentation de la charge en phosphore et obligation de traiter cette surcharge
- Augmentation de la quantité de coagulant nécessaire
- Augmentation du volume de boues produites éventuellement au-delà de la capacité de l'incinérateur, volume de boues enfouies en augmentation.

Coût :

- Eau potable : Entre 1,65 M\$ et 6,6 M\$ annuellement en fonction de la dose ajoutée
- Eaux usées : augmentation de +10% à +52,5 % de la quantité de coagulant nécessaire (et donc du prix du traitement de coagulation), soit un coût total annuel variant entre 6,71 M\$ et 9,3 M\$
- Surcoût lié au traitement des boues : non chiffré

Coût total :

Selon les cas :

- Cas le plus favorable : plus petite dose d'orthophosphates ajoutée à l'eau potable (scénario n°3), plus petite dose à traiter à la station d'épuration (0,5 mg/L d'orthophosphates), et enlèvement des orthophosphates selon la stœchiométrie.
- Cas le plus défavorable : dose d'orthophosphates la plus élevée ajoutée à l'eau potable (scénario n°1), dose à traiter à la station d'épuration la plus élevée (1,5 mg/L d'orthophosphates), enlèvement selon l'interpolation des courbes d'enlèvement obtenues en laboratoire.
- Cas intermédiaire : moyenne des deux cas précédents

Tableau 5-12 : Estimation du coût d'implantation des orthophosphates en fonction du cas considéré. Estimation faite sur 12 ans (durée prévue pour le remplacement de toutes les entrées de service en plomb sur le réseau)

En M\$	Cas favorable	Cas moyen	Cas défavorable
Année			
1	10,3	13,3	16,2
2	20,3	26,2	32,1
3	28,7	38,3	48,0
4	37,0	48,8	60,6
5	45,4	59,3	73,2
6	53,8	69,8	85,8
7	62,1	80,3	98,4
8	70,5	90,8	111,0
9	78,8	101,2	123,6
10	87,2	111,7	136,2
11	95,6	122,2	148,8
12	103,9	132,7	161,4

Solution n°2 : remplacement de la section publique des entrées de service en plomb

Avantages :

- Élimination définitive du plomb du côté public - seul moyen pour définitivement bannir le plomb dans l'eau causé par les entrées de service en plomb – On estime que dans 50 % des cas, lors du remplacement effectué par la Ville, la section privée de l'entrée de service a déjà été remplacée par une canalisation en cuivre. Dans ce cas-là, la totalité de la canalisation de plomb a été retirée. De plus, d'après les informations fournies par la municipalité, il est estimé que 5% à 10 % des particuliers remplacent le côté privé de l'entrée de service après l'intervention des équipes de remplacement de la ville (côté public).
- Ne nécessite aucune modification de qualité d'eau. Aucun aménagement nécessaire ni aux usines de traitement de l'eau potable ni à la station d'épuration

Inconvénients :

- Remplacement systématique uniquement du côté public, le côté privé de l'entrée de service reste en plomb dans la grande majorité des cas (5% à 10 % de remplacement après l'intervention des services de la ville et 50% des remplacements du côté privé déjà effectués lors de l'intervention de la ville).
- Faible bénéfice d'un remplacement partiel sur la baisse des concentrations en plomb dans l'eau, et risques reliés à la corrosion galvanique
- Solution coûteuse, nécessitant d'importants travaux, du temps et de la logistique
- Possible problème de qualité d'eau immédiatement et dans les jours qui suivent le remplacement (en raison de la déstabilisation des dépôts lors des travaux).

Impact sur les eaux usées :

- Aucun impact sur le traitement et la qualité des eaux usées.

Coûts :

- 57 000 remplacements à réaliser pour un coût de 7000\$ chaque, soit un cout total de 399 000 000\$ sur 12 ans (en considérant 5 000 remplacements annuels)

Pour compléter cette étude, il aurait été bénéfique de compléter une enquête auprès des villes ayant déjà implanté un inhibiteur de corrosion. Cela aurait permis de mieux appréhender les défis en terme de logistique et de contrôle de la qualité d'eau lors des premiers mois de l'implantation des orthophosphates (perturbations pouvant entraîner de forts relargages de métaux) ainsi que pour les ajustements à effectuer à la station d'épuration et les coûts associés à cette solution. Une étude auprès des citoyens pour répertorier les mesures incitatives qui permettraient de les convaincre à effectuer le remplacement complet de l'entrée de service aurait pu aussi être envisagée. L'étude des coûts engendrés par la mise en place de ces mesures incitatives serait à ajouter également.

En ce qui concerne le traitement du phosphore supplémentaire ajouté à la station d'épuration, en plus de l'étude de la variation de la dose de coagulant que nous avons réalisé, une étude approfondie du traitement des boues serait pertinente. En effet, la composition des boues produites et leur traitabilité seront modifiées (augmentation de la part de FePO_4 par rapport au $\text{Fe}(\text{OH})_3$), il serait intéressant d'en mesurer l'impact. De plus, la capacité de l'incinérateur étant limitée, il aurait été intéressant de quantifier l'impact du volume de boues sur l'incinérateur et d'estimer les volumes qui devront être enfouis pour ensuite chiffrer le coût de l'augmentation de l'enfouissement des boues. Le coût éventuel relatif à l'installation d'un réservoir de coagulant et/ou de stockage des boues de plus grande capacité permettrait aussi de donner une estimation plus précise du coût total supplémentaire lié à l'implantation d'un traitement de la corrosion par l'ajout d'un inhibiteur à base de phosphate (Cantor, 2017).

Pour finir, si la solution d'implanter les orthophosphates est retenue, il serait bénéfique de réaliser des tests au préalable pour déterminer comment l'eau distribuée réagira lors de l'ajout d'un inhibiteur de corrosion. De tels essais pilote ont été réalisés, cependant les doses appliquées n'étaient pas les mêmes et le chlore résiduel dans l'eau avait été éliminé avant dosage des orthophosphates (Cartier et al., 2013; Doré, 2018). Aussi, des changements dans le traitement à l'usine pourraient avoir un impact sur l'efficacité des orthophosphates et sur les concentrations en plomb dans l'eau. Même si théoriquement les caractéristiques physico-chimiques de l'eau semblent convenir pour l'implantation des orthophosphates, un montage pilote avec des canalisations en plomb en place à l'usine permettrait de suivre l'impact d'éventuels changements de qualité d'eau ou de traitement sur le plomb dans l'eau du robinet. Pour que les tests soient les plus complets possibles l'étude Hayes préconise d'installer quatre bancs d'essais, deux à la

station de traitement, soit un juste avant l'ajout d'orthophosphates et un juste après l'ajout. Les deux autres bancs d'essais seraient directement implantés sur le réseau, un se situant proche de la station de traitement et le deuxième placé à un endroit éloigné de la station de traitement. L'installation de ces deux bancs d'essais supplémentaires permettra de mesurer l'efficacité des orthophosphates au regard du temps de séjour de l'eau dans le réseau et de toutes les réactions en compétition qui peuvent y avoir lieu (réaction avec le fer par exemple). Cela permettra aussi de contrôler si les concentrations en orthophosphates sont suffisantes pour contrôler la dissolution du plomb et ce même aux extrémités du réseau de distribution (Hayes, 2009). Pour ce qui est des tests sur une portion du réseau (qui peuvent se faire en parallèle des essais pilote pour une plus grande représentativité), ils doivent se faire sur une portion du réseau qui peut être isolée hydrauliquement et que la portion de réseau choisie soit relativement peu étendue. Cela permettra de mieux maîtriser le coût de ces tests. Il est à noter que si la municipalité de ce cas d'étude décide d'implanter les orthophosphates et compte tenu du temps que peuvent prendre les tests avant de donner les premiers résultats (minimum 6 mois à environ un an), la prochaine étape serait de monter les pilotes, d'implanter les orthophosphates sur une fraction du réseau et de commencer les tests rapidement.

Finalement, pour garantir un bon maintien de la qualité microbiologique, un contrôle du biofilm et du relargage des métaux, des rinçages complets du réseau sont préconisés. Cela aura aussi pour effet d'aider à contrôler le relargage du plomb et du cuivre ainsi que de maintenir une bonne efficacité du traitement de la corrosion (Cantor, 2017). Il sera aussi impératif de bien contrôler la qualité de l'eau durant toute la période transitoire suite à l'ajout des orthophosphates. Les changements de qualité d'eau dus à l'ajout des orthophosphates peuvent apporter des changements à la désinfection, aux sous-produits de désinfection et des problèmes de croissances microbiennes dans certains cas. Il est par conséquent important de procéder à des rinçages du réseau réguliers (Ontario Ministry of Environment, 2009).

Comparatif financier :

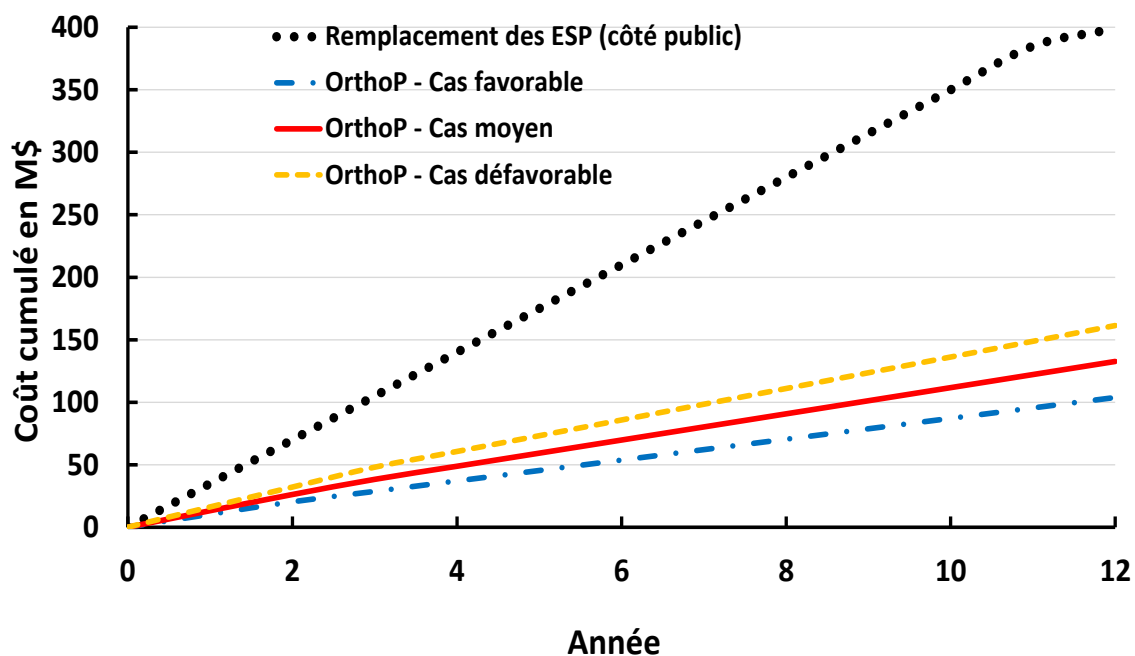


Figure 5-21: Évolution du coût des solutions sur 12 ans.

Avec les estimations réalisées tout au long de cette étude, on remarque que la solution de procéder aux remplacements des entrées de service en plomb (côté public seulement) est bien plus coûteuse que l'ajout des orthophosphates (Figure 5-21). Cependant certains paramètres n'ont pas été pris en compte lors de l'évaluation financière de l'ajout des orthophosphates, le traitement des boues notamment. De plus, ni pour une solution ni pour l'autre l'inflation n'a été prise en compte, cela pourrait modifier un peu les résultats mais pas la tendance générale. Enfin, une dernière incertitude demeure sur l'évolution du coût de l'acide phosphorique dans les prochaines années, même si à court terme une augmentation importante du coût de la matière première est peu probable, étant une ressource non renouvelable, le coût du phosphore à long terme pourrait augmenter de façon significative.

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

Lors de cette étude nous avons pu constater l'ampleur des différences qui existent entre les différents protocoles réglementaires. Alors que le prélèvement après 5 minutes de rinçage sous-estime grandement l'exposition et ne représente pas la réalité des habitudes de consommation, le prélèvement après 6HS pourrait représenter l'exposition plus fidèlement. Le fait de ne pas rincer la conduite avant la période de stagnation fait du 6HS un échantillon aléatoire additionné à une longue période de stagnation dans la tuyauterie interne directement en amont du robinet. Le caractère aléatoire de cet échantillon permet d'approcher l'exposition exacte qui, comme vu précédemment, est relativement bien décrite par l'échantillon purement aléatoire. En effet, le RDT semble très bien représenter l'exposition exacte. Malgré le relativement petit nombre d'échantillons, nous ne nous attendions pas à une si bonne adéquation. En général, les consommations au robinet de la cuisine sont inférieures à 2 litres. Étant donné ces faibles volumes, la contribution de la plomberie interne peut apporter une contribution non négligeable à l'exposition au plomb. Finalement, en raison du temps moyen de stagnation très élevée au robinet de cuisine et au relativement faible volume moyen de consommation à ce même robinet, le 30MS ne représente pas un cas de consommation usuelle au robinet de la cuisine, d'où la sous-estimation de l'exposition obtenue avec ce protocole. Le 30MS représente bien la consommation à l'entrée de service (temps moyen de stagnation de l'ordre de la demi-heure) mais pas au robinet de cuisine, où les stagnations sont, en moyenne, plus de trois fois plus longues. Les habitudes de consommation grandement variables et la complexité de la configuration de la plomberie rendent très difficile le traçage de l'eau dans une maison et donc la détermination exacte de l'exposition au plomb.

Malgré ces résultats intéressants, nous souhaitons mettre en évidence quelques limitations et source d'incertitudes de l'étude:

- Variabilité intrinsèque aux maisons. Au cours de ce projet, nous avons été amenés à échantillonner l'eau potable chez plusieurs particuliers. Le fait d'échantillonner dans des maisons différentes apporte de la variabilité dans les données récoltées. Chaque maison à une configuration de plomberie différente et il est parfois difficile de déterminer si l'entrée de service est partagée avec une maison voisine mais aussi d'en estimer la

longueur totale. Cette variabilité est bien représentée par l'utilisation de la moyenne lors des calculs de plombémie. Le 90^{ème} centile permet de mettre en évidence les populations les plus à risque mais dont la proportion est non négligeable par rapport à la population totale.

- Variabilité relative à la participation des résidents. En plus de la grande variabilité intrinsèque aux maisons, certains échantillons étaient prélevés par le participant lui-même. Principalement l'échantillon après 6 heures de stagnation (6HS) et l'échantillon aléatoire (RDT). Lors de la prise de l'échantillon 6HS, il était alors essentiel de faire confiance aux participants pour le contrôle de la longue stagnation et de surtout d'expliquer précisément les enjeux de la mesure et les précautions à prendre pour y parvenir. Pour l'échantillon aléatoire, sciemment, aucune recommandation n'était faite. Nous leur disions juste de prendre les échantillons à deux moments distincts de la semaine, à deux instants quelconques. Cette longue stagnation était difficile à contrôler surtout lorsque plusieurs personnes (dont des enfants) vivaient dans la maison. Même si le participant attestait que la stagnation était bien respectée, il n'était pas, lui-même, à l'abri d'une consommation non déclarée au cours de la nuit par exemple.
- Variabilité du caractère aléatoire du RDT. Il en va de même pour l'échantillon aléatoire qui, selon van den Hoven and Slaats (2006), n'est réellement aléatoire que s'il est prélevé par une personne agréée. Si le particulier le collecte, il n'est pas strictement aléatoire pour van den Hoven. Or dans cette étude, pour des raisons de praticité et de logistique, l'échantillon RDT était collecté par le participant lui-même. Cela peut amener un biais sachant que le participant était sensibilisé et préoccupé par la problématique du plomb dans l'eau potable. Ce point de vue peut alors être nuancé, le fait qu'une personne extérieure vienne faire le prélèvement de l'échantillon aléatoire sous-entend que les habitants de la maison soient présents. Dans ce cas, il sera alors fréquent que l'échantillon soit prélevé proche des heures de retour du travail par exemple, et ce n'est donc pas non plus rigoureusement un moment aléatoire de la journée. L'avantage lié au prélèvement de l'échantillon aléatoire par le consommateur est que la gamme de temps couverte et disponible pour la collecte est plus étendue et donc l'échantillon plus susceptible d'être aléatoire.

- Variabilité associée au dispositif technique de prélèvement proportionnel. Le robinet proportionnel lui-même peut aussi être une source d'erreur et d'approximation. En effet, même si le participant était fortement encouragé de ne pas modifier ses habitudes de consommation, le simple fait d'avoir un dispositif sur le robinet, qui pouvait parfois gêner la consommation, peut inconsciemment modifier le comportement du participant.
- Modification du comportement de consommation attribuable à l'intervention quantifiable. Malgré cela, il a été considéré que les habitudes de consommation n'étaient pas significativement différentes dès lors que le robinet proportionnel était installé, et donc que le robinet proportionnel représentait l'exposition du consommateur sur la période considérée.
- Enfin l'utilisation d'une pince manuelle pour permettre la collecte uniquement de l'eau directement consommée peut être l'origine d'erreurs supplémentaires sur les résultats de l'échantillon proportionnel. Le participant pouvait en effet oublier de fermer la pince lors du lavage de la vaisselle par exemple (dilution de l'échantillon), de l'ouvrir lors d'une consommation. Finalement, une mauvaise fermeture du clip pouvait laisser passer une certaine quantité d'eau en position fermée.
- le défi de concordance des stagnations dans l'entrée de service et dans la tuyauterie en amont du robinet de cuisine: quoique les données de consommation aient été collectées durant la période d'échantillonnage au robinet de cuisine et sur l'entrée d'eau, la pluralité des points d'eau dans une maison et la variabilité des volumes consommés ne permettent pas de déterminer si l'eau consommée au robinet de cuisine a stagné longtemps ou non dans l'entrée de service. Les données collectées sous-entendent cependant que l'eau consommée au robinet de cuisine correspond à de l'eau ayant stagné pour plus de 30 minutes dans l'entrée de service en plomb. Une amélioration clé pour ce projet serait de pouvoir tracer l'eau dans la maison et de connaître les antécédents de stagnation de chaque verre d'eau consommé. Ainsi, cela permettrait de comprendre précisément l'exposition et de pouvoir donner des recommandations pertinentes pour réduire l'exposition au plomb par l'eau potable.
- le type et le nombre des sites de cette étude: finalement, la présente étude s'est concentrée sur les maisons les plus à risque, soit les maisons unifamiliales avec une entrée de service

en plomb. Les résultats obtenus ne représentent donc que cette tranche de la population la plus exposée, mais pour laquelle il est nécessaire de faire de la prévention et d'agir pour réduire leur exposition au plomb. Le relativement petit nombre de maisons échantillonnées pourrait être une source de critique des résultats obtenus, il serait donc bon de réaliser une étude à plus grande échelle pour valider les tendances observées. Cependant la difficulté de recruter des participants de confiance qui acceptent l'installation du robinet proportionnel, les visites et la collecte des échantillons rendent les études de ce type complexes à mettre en place. Par conséquent obtenir un nombre de maisons participantes représentatif de la réalité reste difficile à atteindre.

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le but principal de ce projet était de comparer les différents protocoles réglementaires pour la mesure du plomb dans l'eau aux résultats d'exposition réelle obtenus grâce au robinet proportionnel. Pour compléter l'étude et donner des pistes d'explication aux différents phénomènes observés, des collectes de données de consommation et de stagnation de l'eau ont été réalisées dans les maisons participantes. Les différents résultats ont permis d'appuyer ou dans certain cas de remettre en question les hypothèses initialement énoncées.

Pour faciliter l'énonciation des conclusions, les différentes hypothèses ont été regroupées selon leur thématique :

La première conclusion sera relative aux résultats de plomb et aux protocoles réglementaires, elle permettra de statuer sur les quatre premières hypothèses.

Hypothèse n°1: le protocole réglementaire américain (premier jet après 6-24 h de stagnation) surestime l'exposition au plomb

Hypothèse n°2: le protocole réglementaire au Québec (1 litre après 5 minutes d'écoulement) sous-estime l'exposition au plomb

Hypothèse n°3: le protocole réglementaire en Ontario (2 litres après 30 minutes de stagnation) est le plus représentatif de l'exposition

Hypothèse n°4: les concentrations d'exposition au plomb sont une combinaison de différentes utilisations d'eau après rinçage et stagnation

La deuxième conclusion, sera en rapport avec les données de stagnation, pour répondre aux hypothèses 5 et 6.

Hypothèse n°5: le temps moyen de stagnation de l'eau dans l'entrée de service est d'environ 30 minutes

Hypothèse n°6: le temps moyen de stagnation de l'eau dans la tuyauterie en amont du robinet de cuisine est beaucoup plus long qu'à l'entrée de service

Et enfin, la dernière conclusion, examinera les résultats des données de consommation, pour valider les deux dernières hypothèses, à savoir 7 et 8.

Hypothèse n°7: le volume d'eau consommé à chaque utilisation à la cuisine ne suffit pas à vidanger intégralement l'eau contenue dans la tuyauterie interne et dans l'entrée d'eau de la maison

Hypothèse n°8: l'utilisation de l'eau du robinet de la cuisine, pendant plus de 5 minutes et en continu est rare

Conclusion n°1: Le protocole américain (6HS) surestime l'exposition, le protocole québécois (5MF) sous-estime l'exposition, le protocole de l'Ontario (30MS-1 et 30MS-2) représente bien l'exposition réelle et enfin les concentrations en plomb sont une combinaison d'utilisation de l'eau après un rinçage ou après une stagnation

Les résultats de concentrations de plomb traités et analysés ont permis de valider que le protocole québécois sous-estime l'exposition réelle. En effet, les concentrations en plomb mesurées après 5 minutes de rinçage (5MF) étaient inférieures et significativement différentes de celles mesurées avec le robinet proportionnel (Prop). En revanche, et contrairement à ce qui était attendu, les concentrations en plomb après 6 heures de stagnation (6HS) sont en moyenne plus élevées de 29% par rapport à celles mesurées avec le robinet proportionnel mais non significativement différentes. Aussi, le 90^{ème} percentile des concentrations mesurées par le robinet proportionnel était inférieur à celui mesuré par le protocole 6HS (>15 µg/L). Ainsi, l'échantillonnage selon le LCR serait protecteur pour les citoyens. Par ailleurs, les concentrations mesurées après 30 minutes de stagnation (30MS) étaient significativement différentes et en dessous de celles mesurées par le robinet proportionnel. Aussi, le 90^{ème} percentile des concentrations mesurées après 30 minutes de stagnation était inférieur mais très proche de la moyenne des concentrations mesurées par le robinet proportionnel (10,2 µg/L contre 10,5 µg/L respectivement). Ainsi, et contrairement aux études européennes, l'échantillonnage 30MS sous-estimerait l'exposition et mais du fait du 90^{ème} centile proche de la moyenne du proportionnel, il permettrait tout de même de protéger la population. Finalement, considérant le fait que les concentrations mesurées avec le proportionnel se situent entre celles mesurées après 6HS et 30MS, il est possible de valider l'hypothèse que les concentrations de plomb sont bien un assemblage de concentrations obtenues après rinçage et de concentrations obtenues après des périodes de stagnation de durées diverses et qui peuvent être bien supérieures à 30 minutes.

Conclusion n° 2 : Les stagnations au robinet de cuisine sont beaucoup plus longues que celles dans l'entrée de service, le temps moyen de stagnation est de l'ordre de 30 minutes dans l'entrée de service.

Au regard des données de stagnation mesurées avec les sondes de températures, il est possible de valider ces deux hypothèses. Le temps moyen de stagnation à l'entrée de service est d'environ 36 minutes, soit du même ordre de grandeur que celui émit dans l'hypothèse. La déviation standard est quant à elle très grande ce qui nous indique que malgré un temps moyen de 36 minutes, la variabilité est très grande et les stagnations peuvent à la fois être très petites mais aussi très grandes, longues de plusieurs journées dans les cas les plus critiques. Au robinet de cuisine, le temps moyen de stagnation est de 106 minutes, soit 3 fois plus long en moyenne que dans l'entrée de service. Comme pour l'entrée de service la variabilité est très élevée et les données de consommations varient très amplement d'une maison à l'autre. Il est par ailleurs à noter que, en cohérence avec les concentrations en plomb mesurées avec le robinet proportionnel (intermédiaires entre les échantillons prélevés après 30MS et 6HS), le temps de stagnation moyen se situe entre 30 minutes et 6 heures. La corrosion a ici un impact relativement faible car la qualité d'eau est similaire pour toutes les maisons échantillonnées et l'eau est relativement peu corrosive.

Conclusion n°3 : Les volumes d'eau consommés à la cuisine à chaque utilisation sont insuffisants pour vidanger le volume de tuyauterie interne et d'entrée de service, et les consommations de plus de 5 minutes au robinet de la cuisine sont extrêmement rares.

Les données de consommation ont montré que le volume moyen consommé à la cuisine est de 1,1 litre, soit un volume largement inférieur au volume de 7 litres en moyenne contenu dans la tuyauterie entre le robinet de cuisine et l'aqueduc municipal. En fonction des configurations des maisons, de l'agencement des pièces, et de la distance de la maison par rapport à la rue, le volume contenu dans la tuyauterie interne et dans l'entrée de service peut varier mais pour la plupart des maisons, ce volume est passablement plus grand. En effet, typiquement dans le réseau étudié les cuisines sont localisées à l'arrière de la maison, soit à l'opposé de l'entrée d'eau. Le rinçage de ce volume de tuyauterie par la consommation au robinet de cuisine est donc rare.

Enfin, seulement 0,27% des événements de consommation au robinet de la cuisine sont supérieurs à 5 minutes, ce qui correspond à environ 3 consommations sur 1000. Considérant qu'environ 50 événements de consommation sont enregistrés par jour au robinet de cuisine, cela correspond à moins d'un rinçage de plus de 5 minutes par semaine. Ainsi, les recommandations fournies au citoyen dans ce système de laisser couler l'eau 5 minutes avant de la consommer (pour les résidences avec entrée de service en plomb) ne sont pas appliquées en réalité. De telles recommandations ne permettent par conséquent pas de protéger adéquatement le consommateur. Le volume d'eau contenu dans la plomberie interne est un facteur déterminant lors du rinçage des conduites. En effet, plus ce volume est grand, plus la durée de rinçage doit être grande afin de purger plusieurs fois l'équivalent du volume contenu dans la plomberie. De plus pour bien protéger les citoyens, en plus de préconiser de rincer abondamment la plomberie interne, rincer à point d'eau utilisé spécifiquement est très important. Comme nous avons pu le voir, la contribution de la plomberie interne apparaît non négligeable dans certains cas. C'est pourquoi rincer la conduite au point d'utilisation permettrait d'évacuer l'eau qui a subi les relargages de plomb dû à la plomberie interne.

Les recommandations en lien avec les conclusions précédentes sont les suivantes :

- L'échantillonnage après 5 minutes d'écoulement (5MF) sous-estime largement l'exposition. Cependant, d'autres travaux ont démontré que le 5MF est un protocole rapide et peu contraignant pour détecter les maisons ayant une entrée de service en plomb si un niveau d'action beaucoup plus faible ($\leq 5 \mu\text{g/L}$) est utilisé. De plus, le protocole 5MF ne permet pas de détecter les contributions significatives des différentes sources de plomb dans le domicile autres que les entrées de service en plomb. En aucun cas, les résultats avec le 5MF ne devraient être comparés à un niveau sanitaire, comme la norme de $10 \mu\text{g/L}$ en vigueur au Québec.
- Les recommandations de santé publique de laisser couler l'eau du robinet au moins 5 minutes avant de la consommer, et leur communication au citoyen, devraient être révisées car elles ne semblent pas être appliquées en pratique. Par conséquent elles ne permettent pas de protéger le consommateur à l'exposition au robinet. De plus, les recommandations faisant référence à l'utilisation de la douche ou de la toilette pour effectuer un rinçage

avant de consommer l'eau, ne permettent pas de diminuer les valeurs au robinet de la cuisine. Seul un rinçage effectué au point de consommation aurait un effet protecteur.

- Des études effectuées dans un plus grand nombre de maisons dans différents réseaux ayant des qualités d'eau variables sont nécessaires pour valider les tendances observées.
- Le suivi de la consommation d'eau au robinet de cuisine pour un plus grand nombre de maisons est aussi hautement souhaitable, sachant que les stagnations au robinet de cuisine sont un bon indicateur du risque d'exposition à des concentrations de plomb élevées.
- La révision de la conception du robinet proportionnel pour le rendre plus attrayant, pratique, plus discret et surtout simple à installer et à contrôler est recommandée pour faciliter le recrutement des participants et éviter un changement dans les habitudes de consommation des participants.

BIBLIOGRAPHIE

- Alcocer, Y. V. H., Tzatchkov, V. G., Buchberger, S. G., Arreguin, F. I., & Feliciano, D. (2004). *Stochastic residential water demand characterization*. Salt Lake City, UT, USA: World Water and Environmental Resources Congress.
- American Water Works Association (AWWA). (2004). *Manual of water supply practices -M22, second edition. Sizing water service lines and meters*. Denver, CO, USA: American Water Works Association (AWWA).
- American Water Works Association (AWWA). (2017). *Water conservation programs – A planning manual*.
- Appenzeller, B. M. R., Batté, M., Mathieu, L., Block, J.-C., Lahoussine, V., Cavard, J., & Gatel, D. (2001). Effect of adding phosphate to drinking water on bacterial growth in slightly and highly corroded pipes. *Water Research*, 35(4), 1100-1105.
- Arnold, R. B., & Edwards, M. (2012). Potential reversal and the effects of flow pattern on galvanic corrosion of lead. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 10941-10947.
- Baxter, M. J., Burrell, J. A., Crews, H. M., Smith, A., & Massey, R. C. (1992). Lead contamination during domestic preparation and cooking of potatoes and leaching of bone-derived lead on roasting, marinating and boiling beef. *Food Additives and Contaminants*, 9(3), 225-235.
- Benjamin, M. M., Sontheimer, H., & Leroy, P. (1996). Corrosion of iron and steel (Chapter 2). In *Internal corrosion of water distribution systems* (pp. 29-70). Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser.
- Brillant, R. (2016). La fin du phosphore et la prévisible crise agricole. *Radio-Canada*.
- Brown, M. J., Raymond, J., Homa, D., Kennedy, C., & Sinks, T. (2011). Association between children's blood lead levels, lead service lines, and water disinfection, Washington, DC, 1998-2006. *Environmental Research*, 111(1), 67-74.
- Brown, R. A., McTigue, N. E., & Cornwell, D. A. (2013). Strategies for assessing optimized corrosion control treatment of lead and copper. *Journal - American Water Works Association*, 105(5).
- Buchberger, S. G., & Wells, G. J. (1996). Intensity, duration, and frequency of residential water demands. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 122(1), 11-19.
- Buchberger, S. G., & Wu, L. (1995). Model for instantaneous residential water demands. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 121(3), 232-246.
- Buchberger Steven, G., & Li, Z. (May 15-19). *PRPsym: A modeling system for simulation of stochastic water demands*. Paper presented at the World Environmental and Water Resources Congress 2007, Tampa, FL, USA.
- Camara, E., Montreuil, K. R., Knowles, A. K., & Gagnon, G. A. (2013). Role of the water main in a lead service line replacement program: a utility case study. *Journal - American Water Works Association*, 105(8), E423-E431.
- Canfield, R. L., Henderson Jr., C. R., Cory-Slechta, D. A., Cox, C., Jusko, T. A., & Lanphear, B. P. (2003). Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 microg per deciliter. *The New England Journal of Medicine*, 348(16), 1517-1526.
- Cantor, A. F. (2017). *Optimization of phosphorus-based corrosion control chemicals using a comprehensive perspective of water quality* (Project #4586).

- Cardew, P. T. (2009). Measuring the benefit of orthophosphate treatment on lead in drinking water. *Journal of Water and Health*, 7(1), 123-131.
- Cartier, C., Arnold Jr, R. B., Triantafyllidou, S., Prévost, M., & Edwards, M. (2012). Effect of flow rate and lead/copper pipe sequence on lead release from service lines. *Water Research*, 46(13), 4142-4152.
- Cartier, C., Doré, E., Laroche, L., Nour, S., Edwards, M., & Prévost, M. (2013). Impact of treatment on Pb release from full and partially replaced harvested lead service lines (LSLs) *Water Research*, 47(2), 661-671.
- Cartier, C., Nour, S., Richer, B., Deshommes, E., & Prévost, M. (2012). Impact of water treatment on the contribution of faucets to dissolved and particulate lead release at the tap. *Water Research*, 46(16), 5205-5216.
- CDC. (2012, May 16, 2012). CDC Accepts Advisory Committee Recommendations to Replace "Level of Concern" for Lead Poisoning with New Reference Value. *Media* p. 1.
- Clark, B., Masters, S., & Edwards, M. (2014). Profile sampling to characterize particulate lead risks in potable water. *Environmental Science & Technology*, 48(12), 6836-6843.
- Clement, M., Seux, R., & Rabarot, S. (2000). A practical model for estimating total lead intake from drinking water. *Water Research*, 34(5), 1533-1542.
- Conseil National de Recherches Canada (CNRC). (2005). *Code national de la plomberie* (47668F).
- DeSantis, M. K., Welch, M. M., & Schock, M. R. (2009, November 15-19, 2009). *Mineralogical evidence of galvanic corrosion in domestic drinking water pipes/drinking pipes*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Seattle, Washington, USA.
- Deshommes, Bannier, A., Laroche, L., Nour, S., & Prevost, M. (2016). Monitoring-based framework to detect and manage lead water service lines. *Journal - American Water Works Association*, 108(11), E555-E570.
- Deshommes, E., Andrews, R. C., Gagnon, G., McCluskey, T., McIlwain, B., Dore, E., . . . Prévost, M. (2016). Evaluation of exposure to lead from drinking water in large buildings. *Water Research*, 99, 46-55.
- Deshommes, E., Gagnon, G., Andrews, R. C., & Prévost, M. (2018). Lead service lines: Management and public perception in 21 utilities. *Journal - American Water Works Association*, 13.
- Deshommes, E., Laroche, L., Deveau, D., Nour, S., & Prévost, M. (2017). Short- and long-term lead release after partial lead service line replacements in a metropolitan water distribution system. *Environmental Science & Technology*, 51(17), 9507-9515.
- Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S., Cartier, C., & Prévost, M. (2010). Source and occurrence of particulate lead in tap water. *Water Research*, 44(12), 3734-3744.
- Deshommes, E., Nour, S., Richer, B., Cartier, C., & Prévost, M. (2012). POU devices in large buildings: Lead removal and water quality. *Journal - the American Water Works Association*, 104(4), E282-E297.
- Deshommes, E., Prévost, M., Levallois, P., Lemieux, F., & Nour, S. (2013). Application of lead monitoring results to predict 0-7 year old children's exposure at the tap. *Water Research*, 7(1), 2409-2420.
- Deshommes, E., Tachet, A., & Prévost, M. (2012, Nov 4-8). *Does food prepared with tap water contribute more than tap water to children's exposure to lead?* Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference and Exposition (WQTC), Toronto, ON, Canada.

- Deshommes, E., Trueman, B., Douglas, I., Huggins, D., Laroche, L., Swertfeger, J., Prévost, M. (2018). Lead levels at the tap and consumer exposure from legacy and recent lead service line replacements in six utilities. *Environmental Science & Technology*.
- Doré, E. (2018). *Identifying causes of particulate Pb and Cu release from galvanic corrosion in drinking water*. (Ph.D.), Polytechnique Montreal, Montréal, QC, Canada.
- Drinking Water Inspectorate (DWI). (2001). *Further guidance on requirements to meet new lead standards* (Letter 3/2001).
- Echemi. (2018). Phosphoric Acid Price Analysis.
- Economic and Engineering Services Inc., & Illinois State Water Survey. (1990). *Lead control strategies* (90559).
- Edwards, M., Jacobs, S., & Dodrill, D. (1999). Desktop guidance for mitigating Pb and Cu corrosion by-products. *Journal - American Water Works Association*, 91(5), 66-77.
- Elfland, C., Scardina, P., & Edwards, M. (2010). Lead-contaminated water from brass plumbing devices in new buildings. *Journal - American Water Works Association*, 102(11), 66-76.
- EPA National Drinking Water Advisory Council (EPA NDWAC). (2015). *Report of the lead and copper rule working group to the National Drinking Water Advisory Council - Final*.
- European Commission. (2003). *Elements in tap water. Part 1. Initial sampling and measurements* (EUR 20672 EN/1).
- Lead standard in drinking water, (2011).
- 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, (2015).
- European Commission. (2018). *Directive of the European Parliament and of the Council on the quality of water intended for human consumption (recast)*
- Federal Reserve Bank of St Louis. (2018). Producer Price Index - Phosphoric Acid.
- Gouvernement du Québec. (2012). *Règlement et autres actes. Règlement modifiant le Règlement sur la qualité de l'eau potable (Loi sur la qualité de l'environnement)*. Gazette officielle du Québec, 22 févr. 2012
- Government of Canada. (2006). *Children's health and the environment in North America. A first report on available indicators and measures. Country report: Canada*.
- Government of Ontario. (2002). *Safe drinking water Act, 2002. Ontario regulation 170/03 drinking water system*.
- Hanna-Attisha, M., LaChance, J., Sadler, R. C., & Champney Schnepf, A. (2016). Elevated blood lead levels in children associated with the flint drinking water crisis: A spatial analysis of risk and public health response. *American Journal of Public Health*, 106(2), 283-290.
- Hayes, C. (2009). *Best practice guide on plumbosolvency control*. Retrieved from United Kingdom: Il y a une copie dans le répertoire Direction/Publications_Électroniques France
- Hayes, C. (2011, June 8-9, 2011). *UK experience in the monitoring and control of lead in drinking water*. Paper presented at the Workshop CWN on Lead in Drinking Water: Health Impacts, Monitoring and Control, Montréal, Québec, Canada.
- Hayes, C. R. (2009). Computational modelling to investigate the sampling of lead in drinking water. *Water Research*, 43(10), 2647-2656.
- Health Canada. (2006). *Corrosion control in drinking water distribution systems*.
- Health Canada. (2013). *Final human health state of the science report on lead*.
- Health Canada, & Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water. (2017). Lead in drinking water. In (pp. 107).

- Henderson, J. L., Raucher, R. S., Weicksel, S., Oxenford, J., & Mangravite, F. (2009). *Supply of critical drinking water and wastewater treatment chemicals - A white paper for understanding recent chemical price increase and shortages* (4225).
- Hoekstra, E. J., Hayes, C. R., Aertgeerts, R., Becker, A., Jung, M., Postawa, A., Witczak, S. (2009). *Guidance on sampling and monitoring for lead in drinking water* (JRC451562).
- Hulsmann, A. D. (1990). Particulate lead in water supplies. *Journal of the Institution of Water and Environment Management*, 4(1), 19-25.
- Hunter, R. B. (1940). *Methods of estimating loads in plumbing systems*. Washington, DC, USA.
- Jones, A. Q., Dewey, C. E., Doré, K., Majowicz, S. E., McEwen, S. A., Waltner-Toews, D., . . . Majowicz, S. E. (2006). Drinking water consumption patterns of residents in a Canadian community. *Journal of Water and Health*, 4(1), 125-138.
- Jusko, T. A., Henderson Jr., C. R., Lanphear, B. P., Cory-Slechta, D. A., Parsons, P. J., & Canfield, R. L. (2008). Blood lead concentrations < 10 microg/dL and child intelligence at 6 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 116(2), 243-248.
- Kahn, H. D., & Stralka, K. (2008). Estimated daily average per capita water ingestion by child and adult age categories based on USDA's 1994–1996 and 1998 continuing survey of food intakes by individuals. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 19, 396.
- Kawamura, S. (2008). Cost estimating manual for water treatment facilities.
- Kogo, A., Payne, S. J., & Andrews, R. C. (2017). Comparison of three corrosion inhibitors in simulated partial lead service line replacements. *Journal of Hazardous Materials*, 329, 211-221.
- Kuch, A., & Wagner, I. (1983). A mass transfer model to describe lead concentrations in drinking water. *Water Research*, 17(10), 1303-1307.
- Lanphear, B. P., Hornung, R., Houry, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D. C., Roberts, R. (2005). Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives*, 113(7), 894-899.
- Lanphear, B. P., Rauch, S., Auinger, P., Allen, R. W., & Hornung, R. W. (2018). Low-level lead exposure and mortality in US adults: A population-based cohort study. *The Lancet Public Health*, 3(4), e177-e184.
- Levallois, P., St-Laurent, J., Gauvin, D., Courteau, M., Prévost, M., Campagna, C., Rasmussen, P. E. (2013). The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montreal (Québec, Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24(2), 185-191.
- Little, P., Fleming, R. G., & Heard, M. J. (1981). Uptake of lead by vegetable foodstuffs during cooking. *The Science of the total environment*, 17(2), 111-131.
- Lytle, D. A., Schock, M. R., & Sorg, T. J. (1996). Controlling lead corrosion in the drinking water of a building by orthophosphate and silicate treatment. *Journal of the New England Water Works Association*, 110(3), 202-217.
- Mayer, P. W., DeOreo, W. B., Opitz, E. M., Kiefer, J. C., Davis, W. Y., Dziegielewski, B., & Nelson, J. O. (1999). *Residential end uses of water (Executive summary)*.
- McFadden, M., Giani, R., Kwan, P., & Reiber, S. H. (2011). Contributions to drinking water lead from galvanized iron corrosion scales. *Journal - American Water Works Association*, 103(4), 76-89.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2014). *Guide d'évaluation et d'intervention relatif au suivi du plomb et du cuivre dans l'eau potable*.

- Ministère du Développement durable de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Québec, Canada: Gouvernement du Québec
- Mushak, P. (1991). Gastro-intestinal absorption of lead in children and adults: Overview of biological and biophysico-chemical aspects. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 3, 87-104.
- Ngueta, G., Prévost, M., Deshommes, E., Abdous, B., Gauvin, D., & 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. *Environmental International*, 73, 57-65.
- Nguyen, C. K., Stone, K. R., & Edwards, M. A. (2011). Chloride-to-sulfate mass ratio: Practical studies in galvanic corrosion of lead solder. *Journal - American Water Works Association*, 103(1), 81-92.
- Official Journal of the European Communities. (1998). *Council directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption (the drinking water directive)* (L330/32).
- Oliphant, R. J. (1983). *Summary report on the contamination of potable water by lead from soldered joints* (125E).
- Ontario Ministry of Environment. (2009). *Guidance document for preparing corrosion control plans for drinking water systems*.
- Pénurie de phosphore, une bombe à retardement, (2014).
- Sandvig, A., Kwan, P., Kirmeyer, G., Maynard, B., Mast, D., Rhodes Trussell, R., . . . Prescott, A. (2008). *Contribution of service line and plumbing fixtures to lead and copper rule compliance issues* (91229).
- Santé Canada. Apports nutritionnels journaliers - Définitions.
- Santé Canada. (1992). *Le plomb*.
- Santé Canada. (2009). *Document de conseils sur le contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable* (091131).
- Santé Canada. (2017). *Le plomb dans l'eau potable*.
- Sastri, V. S., Subramanian, K. S., Elboujdaini, M., & Perumareddi, J. R. (2006). Inhibition of release of lead into water owing to galvanic corrosion of lead solders. *Corrosion Engineering Science and Technology*, 41(3), 249-254.
- Schock. (1990a). Causes of temporal variability of lead in domestic plumbing systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 15(1), 59-82.
- Schock. (1990b). Internal corrosion and deposition control (Chapter 17). In *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies* (pp. 17.11-17.109). New York, NY, USA: American Water Works Association and McGraw-Hill, Inc.
- Schock, M. R. (1989). Understanding corrosion control strategies for lead. *Journal of the American Water Works Association*, 81(7), 88-100.
- Schock, M. R., & Gardels, M. C. (1983). Plumbosolvency reduction by high pH and low carbonate - solubility relationships. *Journal of the American Water Works Association*, 75(2), 87-91.
- Schock, M. R., Wagner, I., & Oliphant, R. J. (1996). Corrosion and solubility of lead in drinking water (Chapter 4). In *Internal corrosion of water distribution systems (Second Edition)* (pp. 131-230). Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and DVGW-Technologiezentrum Wasser.

- St. Clair, J., Cartier, C., Arnold, R., Triantafyllidou, S., Prevost, M., & Edwards, M. (2013, Feb 5-6). *Long-term behavior of partially replaced lead service lines*. Paper presented at the Inorganic contaminants symposium Sacramento, CA, USA.
- The Commission of Inquiry (COI, & Hong Kong Government. (2016). *Report of the Commission of Inquiry into excess lead found in drinking water*.
- Tohry, F. (2017). Les phosphates et dérivés continuent leur baisse. *L'économiste.com*.
- Triantafyllidou, S., & Edwards, M. (2010). *Contribution of galvanic corrosion to lead in water after partial lead service line replacements*.
- Triantafyllidou, S., & Edwards, M. (2011). Galvanic corrosion after simulated small-scale partial lead service line replacements. *Journal - American Water Works Association, 103*(9), 85-99.
- Triantafyllidou, S., Nguyen, C., Zhang, Y., & Edwards, M. (2013). Lead (Pb) quantification in potable water samples: Implications for regulatory compliance and assessment of human exposure. *Environmental Monitoring and Assessment, 1-11*.
- Triantafyllidou, S., Parks, J., & Edwards, M. (2007). Lead particles in potable water. *Journal - American Water Works Association, 99*(6), 107-117.
- Trueman, B. F., Camara, E., & Gagnon, G. A. (2016). Evaluating the effects of full and partial lead service line replacement on lead levels in drinking water. *Environmental Science & Technology, 50*(14), 7389-7396.
- Trueman, B. F., Krkosek, W. H., & Gagnon, G. A. (2018). Effects of ortho- and polyphosphates on lead speciation in drinking water. *Environmental Science: Water Research & Technology, 4*(4), 505-512.
- United States Department of Health and Human Services. (2007). *Toxicological profile for lead*.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2003). *Revised guidance manual for selecting lead and copper control strategies*.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2007). *Lead and copper rule: public education and other public information requirements for community water systems* (EPA 816-D-07-0005).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2011). *Exposure factors handbook: 2011 Edition* (EPA/600/R-090/052F).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2016). *Optimal corrosion control treatment evaluation technical recommendations for primacy agencies and public water systems* (EPA 816-B-16-003).
- van den Hoven, T., & Slaats, N. (2006). Lead monitoring (Chapter 3). In P. Q. a. K. C. Thompson (Ed.), *Analytical methods for drinking water, advances in sampling and analysis* (pp. 63-113): Wiley and Sons, Inc.
- van der Leer, D., Hayes, C. R., & Weatherill, N. P. (2005). An assessment, by computational simulation, of random daytime sampling for the optimisation of plumbosolvency control treatment measures. *Urban Water Journal, 2*(2), 115-124.
- van der Leer, D., Weatherill, N. P., Sharp, R. J., & Hayes, C. R. (2002). Modelling the diffusion of lead into drinking water. *Applied Mathematical Modelling, 26*(6), 681-699.
- Wang, Y., Jing, H., Mehta, V., Welter, G. J., & Giammar, D. E. (2012). Impact of galvanic corrosion on lead release from aged lead service lines. *Water Research, 46*(16), 5049-5060.
- Wasserstrom, L. W., Miller, S. A., Triantafyllidou, S., Desantis, M. K., & Schock, M. R. (2017). Scale formation under blended phosphate treatment for a utility with lead pipes. *Journal - American Water Works Association, 109*, E464-E478.

- Water Research Foundation (WRF). (2016). *Residential end uses of water, version 2* (4309b).
- World Health Organization (WHO). (2011). *Guidelines for drinking-water quality (Fourth Edition)*.
- World Health Organization (WHO), & Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*.
- Wright, J. P., Dietrich, K. N., Ris, M. D., Hornung, R. W., Wessel, S. D., Lanphear, B. P., Rae, M. N. (2008). Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood. *PLoS Medicine*, 5(5), 732-740.
- Xue, P., Hong, T., Dong, B., & Mak, C. (2017). A preliminary investigation of water usage behavior in single-family homes. *Building Simulation*, 10(6), 949-962.
- Zartarian, V., Xue, J., Tornero-Velez, R., & Brown, J. (2018). Children's lead exposure: A multimedia modeling analysis to guide public health decision-making. *Environmental Health Perspectives*, 097009-097001-097009-097010.
- Ziegler, E. E., Edwards, B. B., Jensen, R. L., Mahaffey, K. R., & Fomon, S. J. (1978). Absorption and retention of lead by infants. *Pediatric Research*, 12(1), 29-34.

ANNEXE A – MACROS DE TRAITEMENT DES DONNÉES

Macro de traitement des données obtenues par les senseurs de température :

L'information transmise par les senseurs est la température de la conduite en cuivre dans laquelle circule l'eau. Les données transmises par les senseurs de température doivent par conséquent être traitées pour déterminer les périodes de stagnation et de consommation de l'eau.

Pour traiter correctement les fichiers, il est essentiel de déterminer des critères précis pour caractériser les effets d'une stagnation et d'une consommation sur la température de la conduite.

Les caractéristiques des fichiers à traiter sont les suivantes, pour chaque fichier Excel :

- 30 000 lignes
- 150 000 secondes soit 1 jour, 17 heures et 40 minutes
- Une valeur de température mesurée à chaque intervalle de 5 secondes

Le relevé des données était effectué une fois par semaine, ce qui correspond à cinq fichiers (4 fichiers complets de 30 000 lignes et un fichier incomplet d'environ 1000 lignes). Le senseur était installé durant deux semaines consécutives, ce qui donne une dizaine de fichiers à traiter par participant. À raison de plus de 20 participants, cela donne plus de 200 fichiers, il est donc impossible de les traiter manuellement. Afin d'accélérer le traitement, de le standardiser, et de minimiser la subjectivité d'un traitement manuel, le choix a été fait d'automatiser le traitement à l'aide d'une macro Visual Basic supportée par Excel.

En premier lieu, une analyse des données transmises par la sonde a été effectuée pour déterminer les caractéristiques d'une consommation et d'une stagnation. Les constats sont les suivants :

Caractéristiques d'une consommation :

- Chute brutale de la température
- Peu de variation pour toute la durée de la consommation quand la température minimale est atteinte
- Souvent de courte durée
- Possibles variations de la température croissantes durant la consommation (de l'ordre de 0,1°C)

Caractéristiques d'une stagnation :

- Croissance très lente de la température
- Possibilité de variations de la température dans le sens décroissant (de l'ordre de $-0,1^{\circ}\text{C}$ et oscillations autour d'une même valeur, notamment lorsque la température atteint sa valeur maximale)
- Jamais de brusque remontée de température

Cas à identifier :

- Brusque baisse de la température : il s'agit d'une consommation
- Oscillation autour de la température basse (variation de $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$) : il s'agit d'une continuité de la consommation
- Tendance décroissante de la température (assez rapide comparativement à la stagnation : il s'agit d'une consommation à très faible débit)
- Croissance lente de la température : il s'agit d'une stagnation
- Oscillations autour d'une température haute ($\pm 0,1^{\circ}\text{C}$) : il s'agit d'une continuité de la stagnation
- Tendance croissante de la température : il s'agit d'une stagnation

Le choix du pas de temps de mesure de 5 secondes a été sélectionné pour détecter les consommations de courte durée. Avec un pas de temps de 5 secondes, les chances de ne pas détecter une consommation sont plus faibles comparativement aux intervalles de 10 secondes appliquées dans d'autres études. De plus, l'avantage du senseur est que, même si une consommation intervient entre deux mesures, le refroidissement induit par le passage de l'eau sera observé à la mesure suivante, soit entre 1 à 5 secondes plus tard. En théorie, on ne néglige donc aucune consommation.

L'utilisation du senseur est tout de même conditionnée par la saison. Il a été constaté au cours des campagnes d'échantillonnages que l'hiver est une saison plus propice à la mesure de la consommation par le senseur. Cela s'explique par le fait que plus la différence de température entre l'eau et l'environnement dans lequel se situe la conduite est grande, et plus le signal est facile à traiter. Les chutes de température sont aussi très marquées durant l'hiver, ce qui rend plus facile la détection des consommations. Les stagnations sont aussi plus faciles à détecter en hiver,

la température de la paroi de la conduite a tendance à augmenter plus rapidement, écartant ainsi la majorité des incertitudes sur le début d'une stagnation.

Pour établir la macro, différentes valeurs seuils ont été posées en considérant les données transmises par les senseurs.

Les choix suivants ont été effectués :

- Avant de lancer le traitement du fichier par la macro Excel permettant de détecter les stagnations et les consommations, une première macro calcule les écarts (Δ) entre deux valeurs de températures consécutives et ce pour l'intégralité du fichier. Tout le raisonnement et les paramètres de la macro sont basés sur les écarts de température. La température en elle-même est peu utilisée, seuls les écarts de température relatifs (Δ) sont utilisés. La plage de valeur est un nombre défini de valeurs sur laquelle la tendance de variation de la température est étudiée, grâce aux Δ calculés précédemment.

Tableau A - 1 : Condition de passage de la macro

État initial	Condition de passage	État final
Consommation	Sur la plage – moyenne $\Delta = 0$	Consommation
Consommation	Sur la plage – un $\Delta < 0$	Consommation
Consommation	Tous les $\Delta \geq 0$ et $\text{moy}(\Delta) > 0$	Stagnation
Consommation	$\Delta \leq 0$	Consommation
Stagnation	$\Delta \leq -0.3^{\circ}\text{C}$	Consommation
Stagnation	Si $\Delta < 0$ et sur la plage $\text{moy}(\Delta) < -0.05^{\circ}\text{C}$	Consommation
Stagnation	Si $\Delta < 0$ et sur la plage $\text{moy}(\Delta) \geq -0.05^{\circ}\text{C}$	Stagnation
Stagnation	Si $\Delta \geq 0$	Stagnation

Ci-dessous le logigramme de la macro :

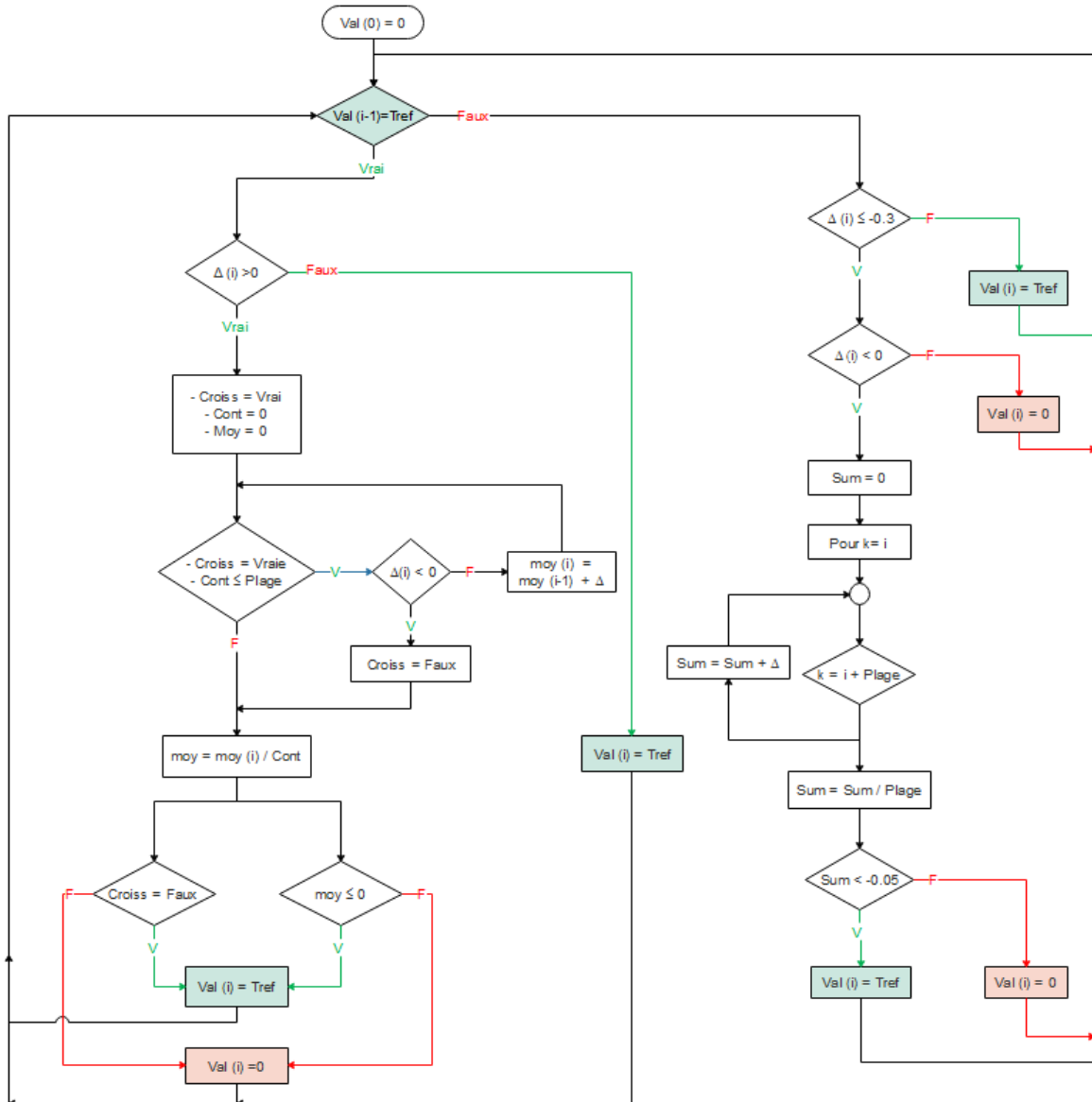


Figure A - 1: Logigramme de la macro

Une fois le fichier traité par la macro, il est parfois nécessaire de corriger certaines valeurs. En effet, parfois la macro ne détecte pas un début de stagnation, ou détecte le début de la stagnation avec du retard. Il arrive parfois aussi que la macro ne détecte pas deux consommations assez rapprochées, particulièrement si la deuxième est relativement courte. Lorsque la température de la conduite est assez faible et que de l'eau passe à nouveau dans la conduite, la

perte de température immédiate peut être supérieure à $-0,3^{\circ}\text{C}$ mais la moyenne des écarts sur la plage inférieure à $-0,05^{\circ}\text{C}$ (exemple, plage de 5 valeurs $-0,1; -0,2; -0,1; 0; 0$. La moyenne des écarts est de $-0,08$, il s'agit donc d'une consommation).

Cette macro n'est pas parfaite et fonctionne mieux si les fichiers sont de bonne qualité (grands écarts de température) et s'ils ne comportent pas de perturbations (grands sauts de température sans raison apparente – ex : $-0,8; 0,8$). Elle permet cependant un gain de temps considérable sur le traitement manuel des données et permet de modifier certains paramètres en fonction des caractéristiques du fichier à traiter. On peut notamment choisir la température de référence (hauteur du créneau de consommation), le saut de température minimal pour déclencher la consommation immédiatement, et la plage sur laquelle est étudiée la tendance de l'évolution de la consommation.

Trois paramètres ont été définis afin d'adapter le traitement aux différents types de fichiers :

- Le « Gap » : écart minimal entre deux valeurs consécutives qui déclenche automatiquement une consommation
- La « Plage » : nombre de valeurs consécutives sur laquelle serait calculée la moyenne des écarts. Cela permet de regarder la tendance de l'évolution de la température. Si la tendance est croissante alors on démarre une stagnation. Si la tendance est nulle ou décroissante alors on reste en mode consommation.
- La « T_{ref} » ou température de référence : hauteur de créneau lors du tracé du graphique correspondant, plus le créneau est proche de la température basse plus il est facile de comparer le résultat de la macro au graphique de la température.

Une dernière macro permet d'automatiquement tracer les deux courbes.

- La première courbe : évolution de la température en fonction du temps
- Stagnations et consommations en fonction du temps. Toutes les stagnations sont à la valeur « 0 » et les consommations à la valeur « Tref ».

L'intérêt de tracer le graphique est que l'inspection visuelle permet de détecter certaines erreurs de traitement de la macro et de pouvoir les corriger manuellement.

Macro de traitement de données du débitmètre :

Les données obtenues avec le débitmètre nécessitent aussi un léger traitement avant de pouvoir être exploitées. Le mode d'acquisition des données du débitmètre diffère de celui des senseurs. Lorsque le débitmètre était installé, la relève des données se faisait une fois par semaine. Les données étaient toutes stockées dans un unique fichier volumineux en raison de la fréquence des mesures (intervalles de 1 seconde). Pour des raisons pratique, le fichier était sous forme de pulse/sec. Des essais en laboratoire ont permis de déterminer un coefficient de conversion afin d'avoir les résultats en L/min.

La macro réalisée pour traiter les données de cet appareil nous permet de déterminer automatiquement toutes les périodes de stagnation et de consommation et de calculer le volume d'eau consommé à chaque utilisation. Comme le signal obtenu grâce au débitmètre était généralement parasité par des bruits, une valeur seuil nous permettait de ne pas prendre en compte ce bruit lors de l'établissement des périodes de consommation/stagnation. Pour la plupart des fichiers, le seuil minimal pour déclencher une stagnation était de 0,7 à 0,9 L/min, soit des débits très faibles et très peu représentatifs d'une consommation au robinet d'une résidence. Une fois le seuil établi, la macro enregistre toutes les périodes (date et heure de début et date et heure de fin) pour lesquelles la valeur du débit est plus grande que le seuil, ce sont les périodes de consommation. Inversement, elle enregistre toutes les périodes où la valeur du débit est inférieure au seuil établi, ce qui correspond aux périodes de stagnation. En parallèle de ce premier traitement, pour chaque période de consommation, la macro calcule le volume consommé durant chaque période de consommation.

La formule utilisée pour calculer le volume d'eau consommé sur la période est la suivante :

On note :

$$V(t, t + x) = \sum_{i=t}^{t+x} \frac{Q(i)}{60} * p$$

Avec :

Q(t) : le débit à l'instant t, en L/min

x : durée de la période (en seconde)

p : le pas de temps (1 seconde, modifiable)

V(t, t+x) : Volume consommé sur la période, en litres

ANNEXE B - ÉTUDE THERMODYNAMIQUE

Le but de ce projet étant de déterminer le protocole le plus représentatif de l'exposition réelle au plomb du consommateur, nous avons mis plusieurs solutions en œuvre pour y parvenir. En parallèle à la mesure des concentrations de plomb selon différents protocoles d'échantillonnage, une étude des habitudes de consommation des participants a été réalisée pour soutenir les résultats obtenus.

Plusieurs critères devaient être pris en compte dans le choix de l'appareil de mesure qui nous permettrait de réaliser cette partie de l'étude.

- Intervalle de temps entre deux mesures suffisamment court pour décrire fidèlement le comportement des consommateurs
- Mémoire suffisante pour ne faire qu'un seul relevé par semaine
- Solution non intrusive ne nécessitant pas de modification de la plomberie ni l'intervention d'un plombier
- Encombrement minimal
- Fiabilité pour mesurer les plus petits débits (inférieurs à 1,5 L/min)

La solution évidente était l'installation d'un débitmètre à ultrasons. Cependant cette solution s'est avérée complexe à mettre en œuvre.



Figure B - 1: Photo du débitmètre utilisé pour l'étude

Les débitmètres que nous avons utilisés étaient en effet assez peu adaptables. Un débitmètre ne fonctionnait que pour un diamètre de conduite défini au préalable (1/2 po ou 3/4 po) et uniquement sur des canalisations en cuivre. Le fonctionnement du débitmètre nécessitait aussi

une alimentation électrique standard en continu durant toute la période d'enregistrement (sans discontinuité). Finalement, la configuration de la plomberie devait être adaptée :

- Canalisation bien dégagée, le débitmètre est assez encombrant
- Canalisation propre, lisse, exempt de tout signe de corrosion
- Portion de la canalisation sur laquelle est fixé le débitmètre rectiligne, sans vanne ni robinet*

* Cette portion doit être longue de dix fois le diamètre de la conduite en amont du débitmètre (d'environ 12,7 cm à 19,1 cm selon le diamètre) et de 5 fois le diamètre en aval (d'environ 6,4 cm à 9,5 cm), soit une longueur totale de 24 cm à 34 cm environ.

En raison des nombreuses contraintes imposées par le débitmètre, des senseurs de température ont été utilisés.

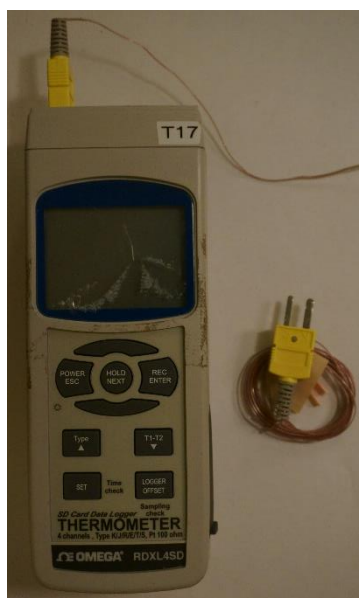


Figure B - 2 : Capteur de température utilisé pour l'étude

Le senseur est composé d'un thermocouple (type K) qui est collé directement sur la paroi de la conduite de l'entrée de service. Les données mesurées sont enregistrées sur une carte SD insérée dans le boîtier. Pour que ce système fonctionne, il suffit que la canalisation soit, au moins sur une très courte portion, accessible. Le capteur de température offre aussi plus de liberté quant au choix du matériau de la canalisation. Sachant que le matériau doit être thermiquement conducteur, une conduite en métal (cuivre, acier) est adaptée. Ce système est aussi beaucoup moins encombrant. Seule l'électrode est en contact avec la canalisation, le boîtier peut être posé à une distance d'environ 2 mètres de la canalisation. Le fonctionnement

des capteurs de température nécessite une alimentation électrique standard en continu durant la période d'enregistrement des données et sans discontinuité (si discontinuité, arrêt de l'enregistrement).

Ayant à disposition une dizaine de senseurs de température (vs deux débitmètres), et considérant la facilité d'installation des senseurs, la majorité des mesures de consommation ont été effectuées avec ces appareils. Lorsque la configuration de la plomberie nous le permettait, un débitmètre était aussi installé pour comparaison avec les résultats transmis par les senseurs de température et pour obtenir des informations supplémentaires sur les volumes consommés. Les données collectées avec les senseurs de température demandent un travail de traitement relativement important (comparativement à celles obtenues avec le débitmètre) pour déterminer les périodes de stagnation/consommation (Annexe A).

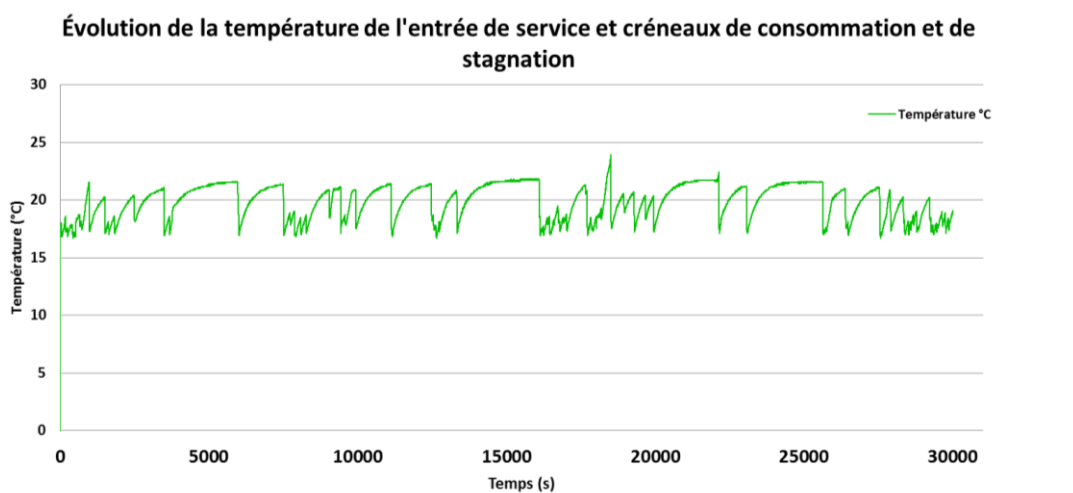


Figure B - 3 : Fichier de données du senseur de température avant traitement

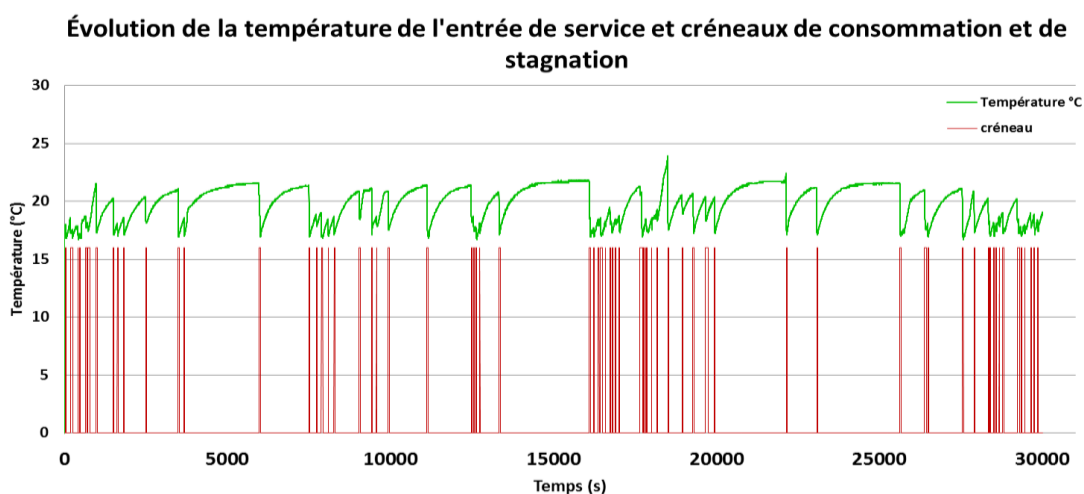


Figure B - 4 : Fichier de données du senseur de température après traitement par la macro Excel

Lors de la campagne d'échantillonnage, nous avons pu constater les limites de l'utilisation du capteur de température. En effet, les données des capteurs étaient inexploitable dans certaines conditions de température, notamment :

- La température de l'environnement dans lequel se trouve la conduite est proche de la température de l'eau provenant de l'aqueduc municipal
- La température de l'eau ayant stagné dans l'entrée de service est plus élevée que la température de l'environnement de la conduite (assez frais car souvent au sous-sol)

Pour cette raison, la plupart des mesures (avec les capteurs) ont été réalisées lorsque la différence entre la température de l'eau et l'intérieur de la maison est la plus grande, soit au printemps (mai, juin), durant l'automne (septembre, octobre) et durant l'hiver (novembre, décembre).

La figure suivante présente le schéma d'implantation des capteurs de température et des débitmètres dans les résidences suivies durant le projet.



Figure B - 5 : Schéma d'implantation des capteurs de température (source photo : freepik.com)

En complément à la macro de traitement des données développée pour les senseurs (annexe A), une étude thermodynamique a été réalisée en utilisant une méthode numérique avec le logiciel de modélisation Ansys 18. Le choix a été fait de modéliser une canalisation en cuivre de $\frac{1}{2}$ po, soit le diamètre de conduite le plus fréquemment observé dans les résidences suivies durant le projet.

Le transfert de chaleur dépend de nombreux paramètres relatifs au fluide ou au matériau conducteur. Le principal paramètre à déterminer est le coefficient de convection. Pour cette étude, deux cas ont donc été distingués :

- Le refroidissement : à la fin d'une période de stagnation, lorsque l'eau commence à s'écouler dans la conduite
- Le réchauffement : à la fin de la période de consommation, lorsque l'eau commence à stagner dans la conduite.

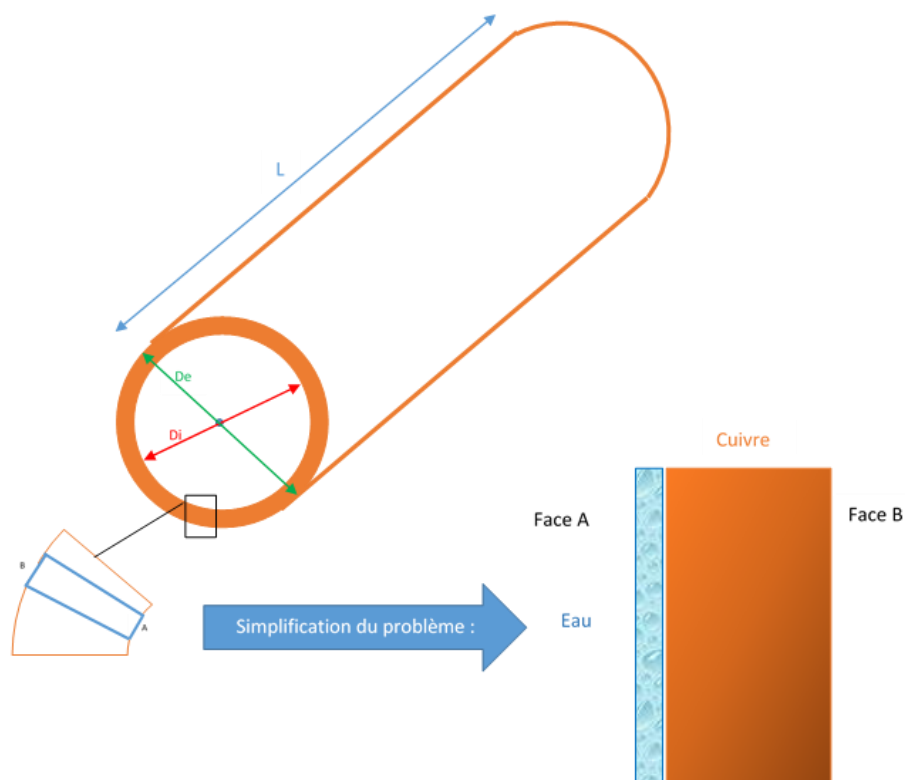


Figure B - 6 : Modélisation de la paroi de cuivre de la conduite pour l'étude thermodynamique

1. Modélisation du refroidissement :

Le paramètre déterminant est le coefficient de convection, h , entre l'eau et la paroi de cuivre (face A). Il est calculé de la façon suivante :

$$h = Nu * \frac{\lambda}{Dh}$$

avec $Nu = 0.023 * Re^{4/5} * Pr^{0.4}$ et $Re = \frac{V * D}{\nu}$

Nu : Nombre de Nusselt ($Nu = 127,3$)

Re : Nombre de Reynolds (on obtient $Re = 17500$ soit un régime turbulent)

Pr : Nombre de Prandtl (pour l'eau $Pr = 7,01$)

V : Vitesse du fluide dans la conduite

ν : Viscosité cinématique de l'eau ($1,007 * 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$)

λ : Conduction thermique de l'eau ($0,6 \text{ W/m/s}$)

La vitesse de l'eau dans la conduite est fixée à $1,22 \text{ m/s}$ (pour un débit de 12 L/min dans une canalisation de $\frac{1}{2} \text{ po}$)

Le coefficient de convection h est donc tel que : $h=5286.5 \text{ W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$

Le coefficient de convection entre la paroi de cuivre (face B) et l'air est calculé de la façon suivante :

$$Nu = \left(0.60 + \frac{0.387 * R_{ad}^{\frac{1}{6}}}{\left[1 + \left(\frac{0.559}{Pr} \right)^{\frac{9}{16}} \right]^{\frac{8}{27}}} \right)^2$$

avec $R_{ad} = \frac{g * \beta * (T_s - T_{\infty})}{\nu * \alpha} * D^3$

Pour un gaz parfait, $\beta=1/T$ avec T , la température en Kelvin, on considère l'air comme un gaz parfait

α : Diffusivité thermique de l'air : $20 \times 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$

ν : Viscosité cinématique : $1,56 \times 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$

g : Accélération de la pesanteur : $9,81 \text{ m.s}^{-2}$

On obtient $Nu= 3,21$

et

$$h = Nu * \frac{\lambda}{Dh}$$

On accède alors au coefficient de convection : $h = 5.56 \text{ W.m}^{-2}.\text{°C}^{-1}$

La modélisation a été effectuée en considérant une température initiale (température de la pièce dans laquelle se situe la canalisation) de 20°C et une température de l'eau de 15°C (température minimale pour effectuer des échantillonnages du plomb dans l'eau). Les résultats sont indiqués dans la Figure suivante.

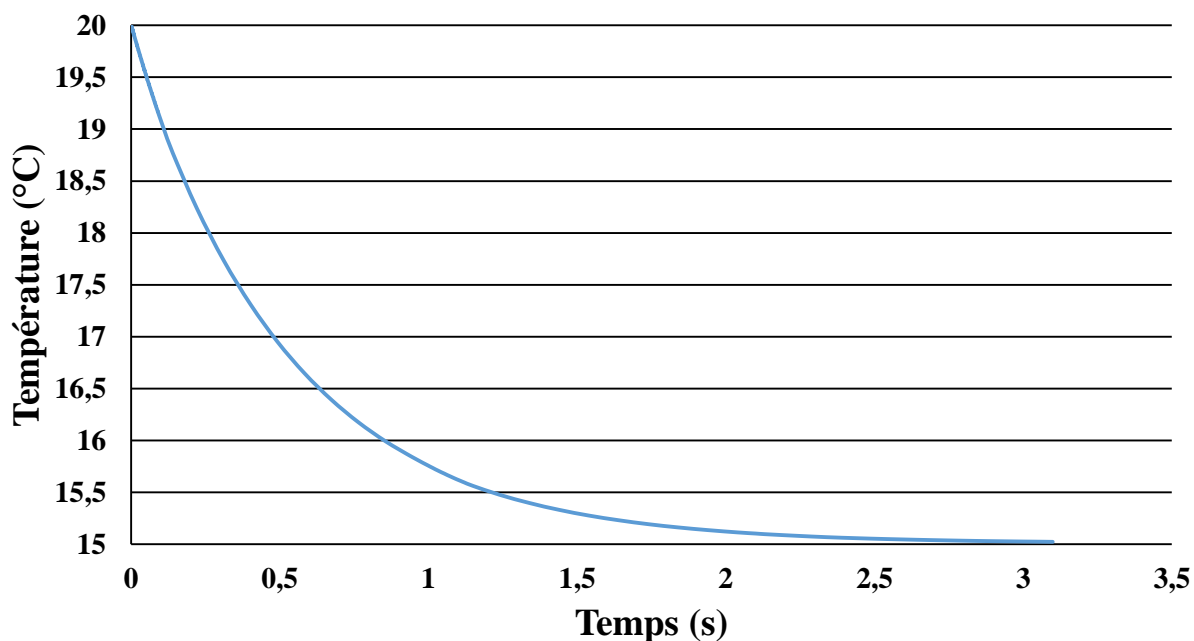


Figure B - 7 : Résultats de la modélisation lors du passage de l'eau froide (15°C) dans une conduite à température ambiante (20°) : évolution de la température de la paroi extérieure de la conduite en fonction du temps.

On constate que le refroidissement sur la paroi extérieure de la conduite est quasiment instantané. On perd plus de 4°C en 1 seconde. La macro détecte un début de consommation lorsque la différence entre deux mesures consécutives est supérieure à $0,3\text{°C}$. On peut alors assurer que dès le passage de l'eau, le sensor va détecter la perte de température dès la mesure suivante et donc la macro le détectera à son tour dès le début de la consommation. On ne commet pas d'erreur avec le sensor pour le début d'une consommation (erreur maximale de 5 secondes, ce qui correspond au pas de temps entre deux mesures).

2. Modélisation du réchauffement

De même que pour le refroidissement, on cherche à savoir si la stagnation est détectée en retard ou non. Pour les besoins de la modélisation, il est nécessaire de modéliser une couche d'eau, puis on fixe la résistance de contact entre la paroi en cuivre et la couche d'eau. La

vitesse de l'eau dans la canalisation est très faible, voire nulle, on considère donc que le régime d'écoulement est laminaire.

Paramètres de la modélisation :

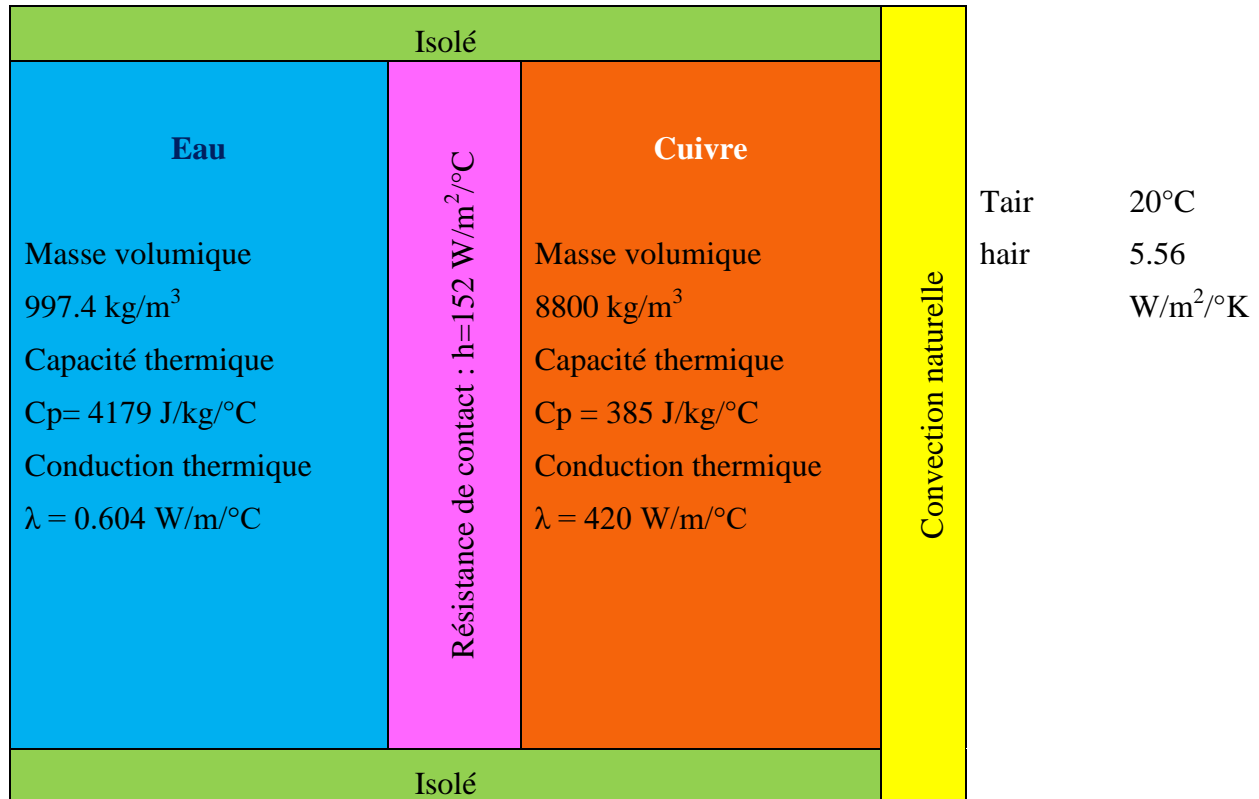


Figure B - 8 : Paramètres de la modélisation

Pour déterminer la valeur du coefficient de résistance de contact :

Lorsque le flux est laminaire (vitesse nulle, très faible) dans un tube, avec un écoulement pleinement développé, la valeur du nombre de Nusselt est constante, Nu=3,66

$$h = Nu * \frac{\lambda}{Dh}$$

On obtient h= 152 W.m⁻².°C⁻¹

Une fois les paramètres de la modélisation déterminés, on peut lancer la modélisation.

En raison des conditions différentes entre chaque maison étudiée, les paramètres peuvent varier légèrement d'une modélisation à l'autre afin de représenter au mieux la réalité.

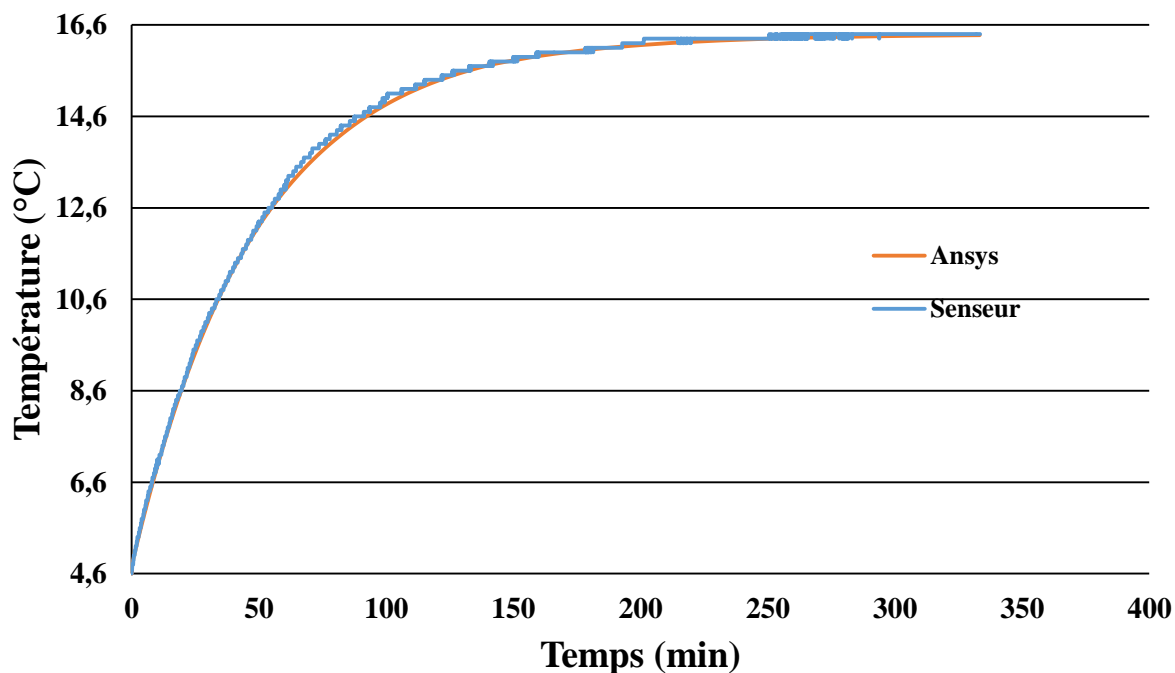


Figure B - 9 : Comparaison entre les résultats des données des senseurs de température et des résultats de la modélisation. Conditions modélisées : stagnation de l'eau (4,6°C) dans une conduite située dans une pièce à 16,6°C

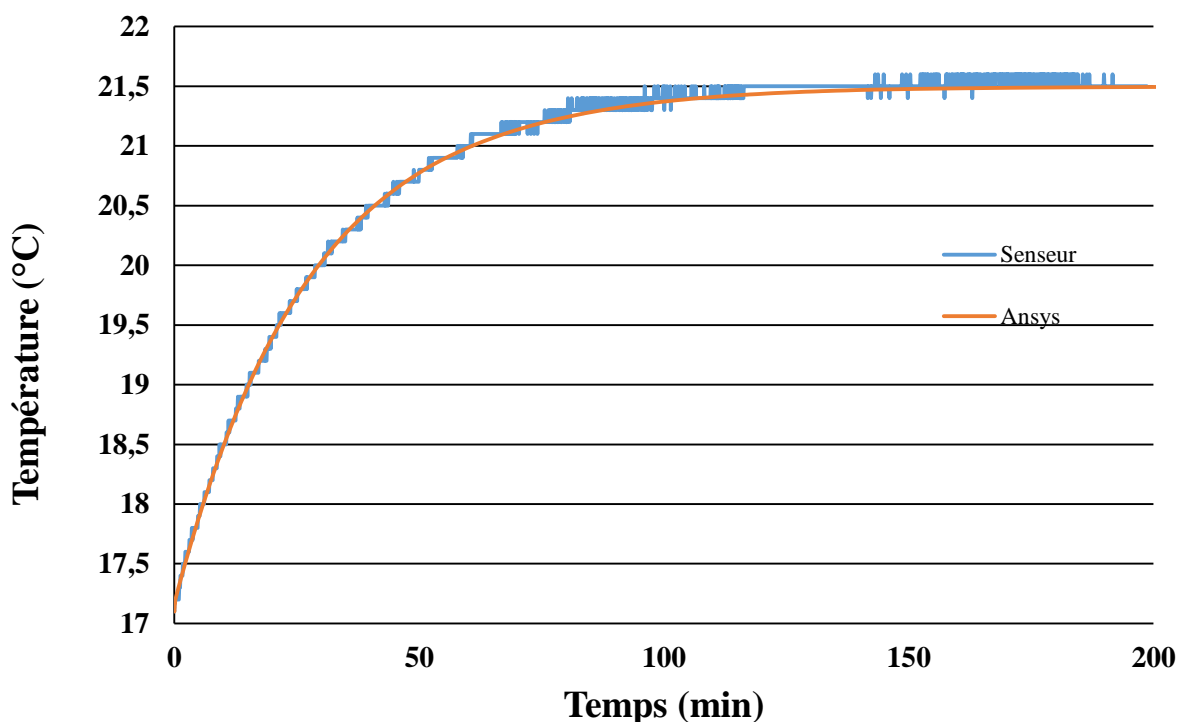


Figure B - 10 : Comparaison entre les résultats des données des senseurs de température et des résultats de la modélisation. Conditions de la stagnation de l'eau (17°C) dans une conduite située dans une pièce à 21,5°C

On constate que le réchauffement de la conduite n'est pas instantané, à l'inverse du refroidissement mais que l'erreur entre la courbe réelle et la modélisation est très faible. La précision du capteur de température étant de $0,1^{\circ}\text{C}$, le début de la stagnation est fixé lorsque l'écart entre température la plus basse de la consommation est pour la première fois supérieur de $0,2^{\circ}\text{C}$. Pour ré-atteindre les 95% de la température initiale (de la température de la pièce), la durée nécessaire est d'environ 1 heure.

La modélisation a été réalisée pour dix cas différents. Le temps requis pour atteindre ce delta ($+0,2^{\circ}\text{C}$ – début d'une période de stagnation) varie entre les modélisations. En moyenne il faut 15 secondes pour que la conduite se réchauffe suffisamment.

Pour conclure, l'erreur lors de la détection du début de la stagnation est d'une quinzaine de secondes, ce qui est négligeable par rapport au temps moyen de stagnation, qui est de l'ordre d'une trentaine de minutes lorsque le capteur est fixé sur l'entrée de service (et d'environ 100 minutes lorsque celui-ci est fixé sur l'arrivée d'eau froide de la cuisine).

ANNEXE C : ÉVALUATION DE L'IMPACT DE L'AJOUT DES ORTHOPHOSPHATES SUR LE PH DE L'EAU TRAITÉE

Pour évaluer l'impact de l'ajout des orthophosphates sur le pH de l'eau nous avons effectué des essais en laboratoire. Pour ce faire, de l'eau traitée de l'usine B a été utilisée, ainsi qu'une solution d'orthophosphates de grade ACS et à 85% pur. Les tests ont été réalisés dans des bouteilles à DBO (Demande Biochimique en Oxygène) de 300 mL. Cela nous permettait d'avoir un espace suffisamment grand pour que la sonde du pHmètre puisse être introduite et que l'injection de l'acide phosphorique soit possible sans retirer la sonde et en minimisant au maximum le contact eau-air pour ne pas fausser la mesure du pH. Une fois le pHmètre calibré, la bouteille à DBO était placée sur la plaque agitatrice et la sonde du pHmètre était introduite dans l'eau. La concentration de la solution mère a été calculée de manière à ce que 250 µL de solution mère correspondent à 0,5 mg/L de P dans le volume de la bouteille de DBO c'est-à-dire 300 mL. Les doses d'acide phosphorique étaient ajoutées graduellement les unes après les autres, par saut de 0,5 mg/L de P et le pH était mesuré après chaque injection de solution mère.

En parallèle à ces essais, l'alcalinité de l'eau testée a aussi été mesurée par titrage à l'acide sulfurique.

Le Tableau C-1 et la Tableau C-2 détaillent les résultats obtenus.

Dose (mg/L)	pH mesuré			
	Essai n°1	Essai n°2	Essai n°3	Moyenne
0	7,96	7,96	7,98	7,97
0,5	7,8	7,79	7,78	7,79
1	7,65	7,64	7,64	7,64
1,5	7,53	7,52	7,52	7,52
2	7,44	7,43	7,43	7,43
2,5	7,36	7,35	7,35	7,35
3	7,29	7,29	7,28	7,29
3,5	7,23	7,22	7,22	7,22

Tableau C - 1: Résultats du pH mesuré en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée.

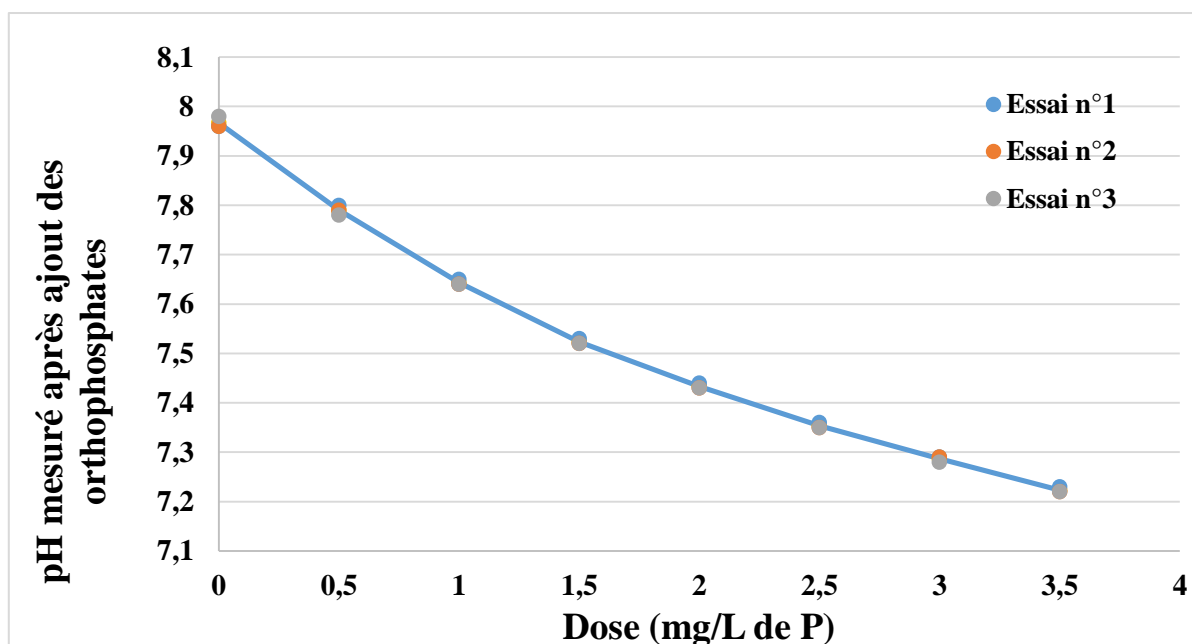


Figure C - 1 : Résultats de la mesure du pH après ajout des orthophosphates en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée

Les résultats sont très répétables. En effet, sur les trois essais effectués (dans des conditions identiques), l'écart entre les trois mesures correspondant à la même dose d'acide phosphorique ne dépasse jamais plus de 0,02.

En parallèle aux essais en laboratoire, une simulation a été faite avec le logiciel RTW. Le pH a été estimé pour une gamme de pH allant de la valeur la plus basse à la valeur la plus haute obtenue sur une année pour chaque usine individuellement.

Les paramètres d'influence dans le modèle RTW sont le pH initial, l'alcalinité, la concentration en chlorures, en sulfates et en calcium et enfin la dose d'acide phosphorique ajoutée. Pour la gamme de pH les trois doses 1 mg/L, 1,5 mg/L et 2 mg/L de P ont été testées.

Les paramètres de qualité de l'eau traitée à l'usine B, et les résultats obtenus avec RTW sont les suivants :

Tableau C - 2 : Caractéristiques de l'eau traitée en sortie de l'usine B

Alcalinité	88	mg/L CaCO ₃
Calcium	80,03	mg/L CaCO ₃
Chlorure	26,68	mg/L Cl ⁻
Sulfate	23,21	mg/L SO ₄ ²⁻

Tableau C - 3 : Résultats de la simulation RTW pour l'usine B : pH en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée.

pH usine B	RTW		
	1 mg/L de P	1.5 mg/L de P	2 mg/L de P
7,34	7,12	7,03	6,96
7,38	7,15	7,06	6,98
7,42	7,17	7,08	6,99
7,46	7,19	7,1	7,01
7,5	7,22	7,11	7,03
7,54	7,24	7,13	7,04
7,58	7,26	7,15	7,06
7,62	7,28	7,16	7,07
7,66	7,3	7,18	7,08
7,7	7,32	7,2	7,09
7,74	7,34	7,21	7,11
7,78	7,35	7,22	7,12
7,82	7,37	7,24	7,13
7,86	7,39	7,25	7,14
7,9	7,4	7,26	7,15
7,94	7,42	7,27	7,15
7,98	7,43	7,28	7,16
8,02	7,45	7,29	7,17
8,06	7,46	7,3	7,18
8,1	7,48	7,31	7,19
8,14	7,49	7,32	7,2
8,18	7,51	7,32	7,2

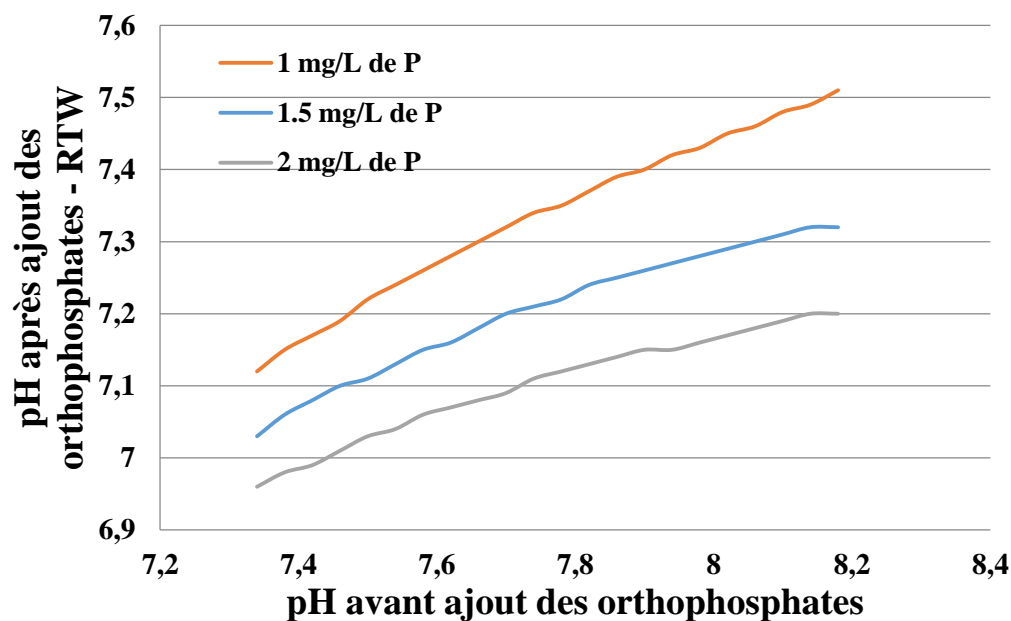


Figure C - 2 : Résultats de la simulation RTW pour l'eau de l'usine B.

Les paramètres de qualité de l'eau traitée à l'usine A, et les résultats obtenus avec RTW sont les suivants :

Tableau C - 4 : Caractéristiques de l'eau traitée en sortie de l'usine A

Alcalinité	89	mg/L CaCO ₃
Calcium	80,03	mg/L CaCO ₃
Chlorure	26,68	mg/L Cl ⁻

Tableau C - 5 : Résultats de la simulation de RTW pour l'usine A - pH en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée

A	RTW		
	1 mg/L de P	1,5 mg/L de P	2 mg/L de P
pH			
7,68	7,31	7,19	7,09
7,72	7,33	7,21	7,10
7,76	7,35	7,22	7,11
7,8	7,36	7,23	7,13
7,84	7,38	7,25	7,14
7,88	7,40	7,26	7,15
7,92	7,41	7,27	7,16
7,96	7,43	7,28	7,16

Tableau C - 6 : Résultats de la simulation de RTW pour l'usine A - pH en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée (suite)

8	7,44	7,29	7,17
8,04	7,46	7,30	7,18
8,08	7,47	7,31	7,19
8,12	7,48	7,32	7,20
8,16	7,50	7,33	7,21
8,2	7,51	7,34	7,21
8,24	7,53	7,35	7,22
8,28	7,54	7,37	7,23
8,32	7,56	7,38	7,24
8,36	7,57	7,39	7,25
8,4	7,59	7,39	7,25

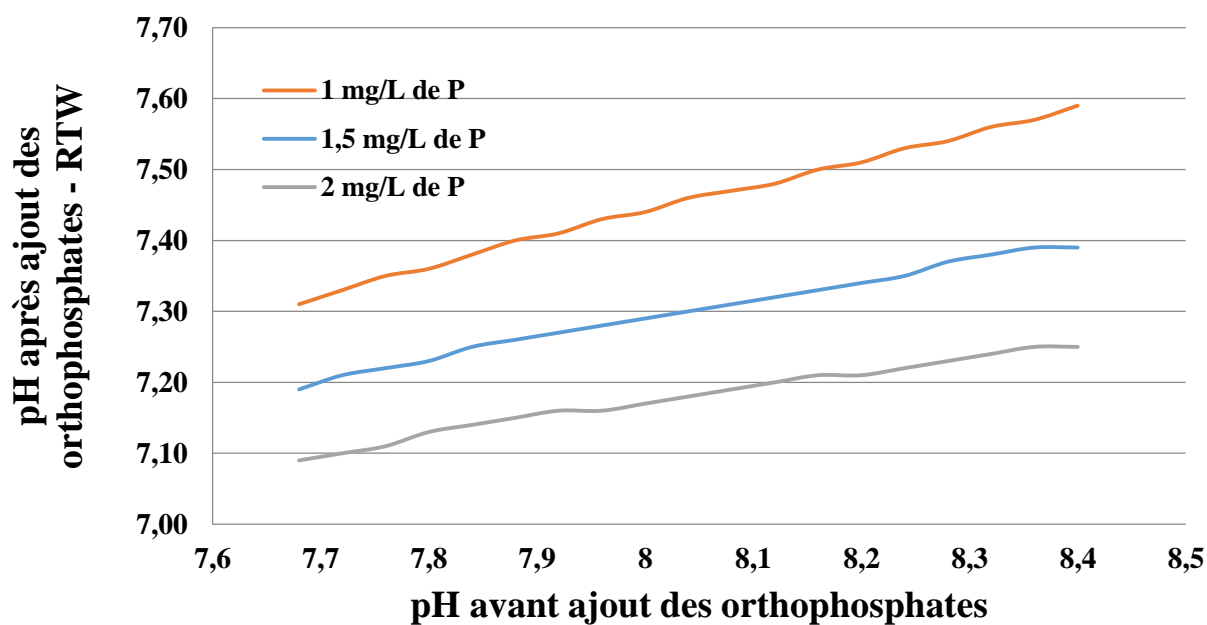


Figure C - 3 : Résultats de la simulation RTW pour l'eau de l'usine A

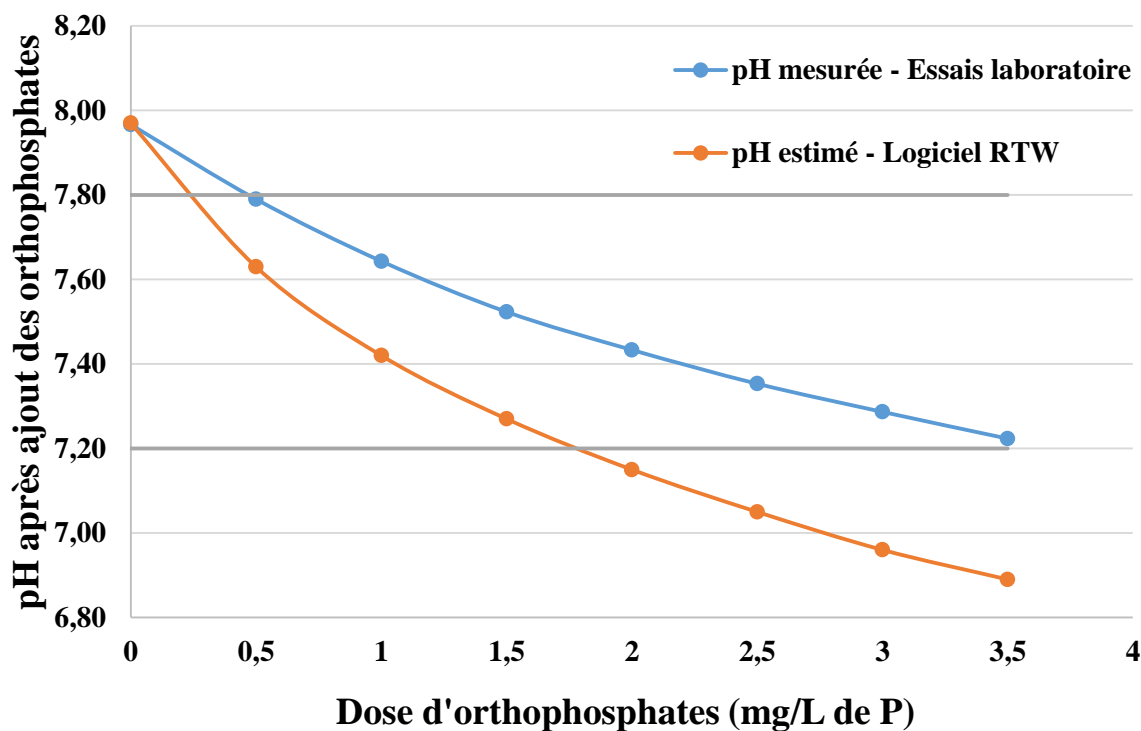


Figure C - 4: Évolution du pH en fonction de la dose d'orthophosphates ajoutée. pH initial avant ajout = 7,96 (eau provenant de l'usine B)

On remarque que le logiciel RTW a tendance à estimer un pH plus faible que lors des tests en laboratoire. À partir d'une dose de 0,5 mg /L de P ajoutée on entre dans la zone de pH favorable (7,2-7,8) et d'après les essais en laboratoire, il est nécessaire d'ajouter une dose de plus de 3,5 mg/L de P pour sortir de la zone de pH favorable. En revanche avec RTW, une dose de 2 mg/L de P serait légèrement trop importante pour rester dans la zone de pH. Par précaution on estime que pour rester dans la zone de pH, il ne faudrait pas dépasser une valeur de 2,5 voire 3 mg/L de P. Si une dose plus grande est nécessaire il faudrait envisager de rehausser le pH après ajout des orthophosphates. On rappelle qu'une dose de 2 mg/L de P est déjà considérée comme étant élevée. La dose typique aux États-Unis se situe entre 0,5 et 1 mg/L et en Angleterre de 1 mg/L de P à 2 mg/L de P de P (R. A. Brown et al., 2013)

On estime qu'il n'y aura pas de problème avec le pH lorsque la valeur avant ajout se situe autour du pH moyen. En revanche si le pH lors de l'ajout est dans une valeur faible (vers 7,5 – 7,6) il est possible que pour certaines doses d'acide phosphorique le pH après ajout soit légèrement inférieur à 7,2. Lors des essais en laboratoire, la différence entre le pH mesuré et le pH estimé est d'environ 0,3. Pour une dose de 2 mg/L de P et un pH de 7,5, RTW prédit un

pH après ajout de 7,03, si on majore cette valeur par 0,3 on se situerait à la limite du pH acceptable mais tout de même un peu au-dessus.

Il est intéressant d'étudier le cas de la dose la plus critique envisagée pour la baisse de pH. Cette dose est de 2 mg/L de P, ce qui correspond à l'ajout de 6,32 mg/L de H₃PO₄.

The RTW Model Ver. 4.0

ID: **XYZ Water Company, Sample Point 3b**

STEP 1: Enter initial water characteristics.

Measured TDS	175	mg/L
Measured temperature	22	deg C
Measured pH	7,93	
Measured alk, as CaCO ₃	88	mg/L
Measured Ca, as CaCO ₃	78	mg/L
Measured Cl	26,68	mg/L
Measured SO ₄	23,21	mg/L

For CT and TTHM functions enter current:

Treated water pH	
Chlorine residual	mg/L
Chlorine or hypochlorite dose as chlorine equivalent	mg/L

STEP 2: Enter amount of each chemical to be added (expressed as 100% chemical). Press Ctrl+C to select chemicals for this list.

Carbon dioxide	0	mg/L
Chlorine gas	0	mg/L
Ferric chloride (anhydrous)	0	mg/L
Ferrous sulfate *7H ₂ O	0	mg/L
Hydrochloric acid	0	mg/L
Hydrofluosilicic acid	0	mg/L
Lime (slaked)	0	mg/L
Phosphoric acid	6,32	mg/L
Soda ash	0	mg/L
Sodium hypochlorite	0	mg/L

STEP 3: Adjust at Step 2 until interim water characteristics meet your criteria.

Theoretical interim water characteristics			Desired	Theoretical interim water characteristics			Desired
Interim alkalinity	78	mg/L	> 40 mg/L	Interim pH	7,15		6.8-9.3
Interim Ca, as CaCO ₃	78	mg/L	> 40 mg/L	Precipitation potential	-16,64	mg/L	4-10 mg/L
Alk/(Cl+SO ₄)	1,6		> 5.0	Langelier index	-0,78		>0

Press PAGE DOWN for additional initial, interim and final water characteristics if desired.

Figure C - 5 : Interface du logiciel RTW

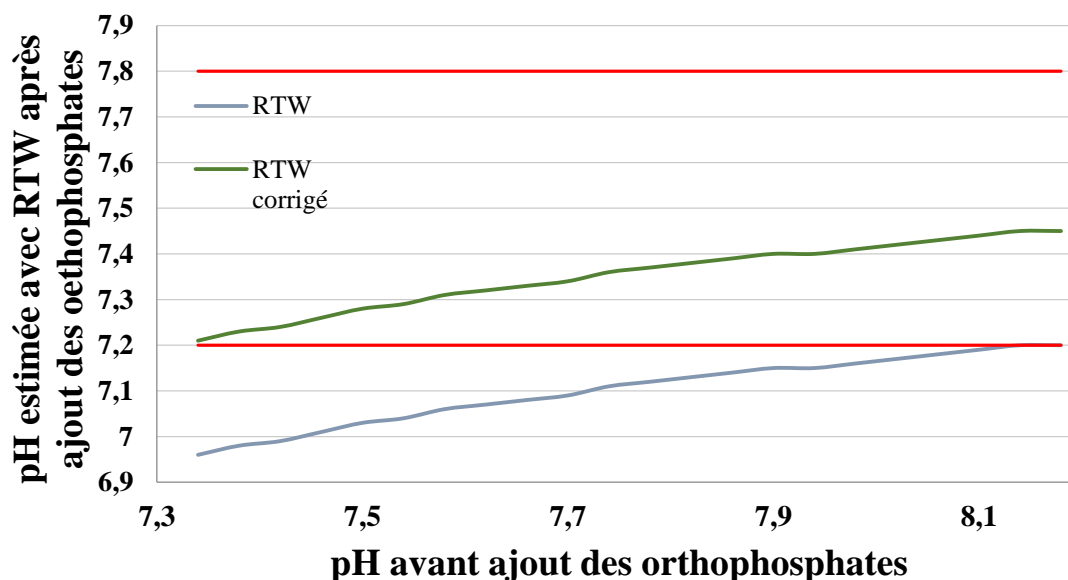


Figure C - 6 : Évolution du pH après ajout en fonction du pH avant ajout - Dose d'ajout = 2 mg/L de P

Avec cette dose critique et l'eau de Des Baillet, on remarque que, indépendamment de la valeur de pH sur la plage considérée le pH serait inférieur à 7,2 selon les prédictions de RTW. En revanche si on majore les valeurs estimées par 0,25 (environ l'écart entre les tests en laboratoire et RTW), toutes les valeurs de pH respecteraient le pH de 7,2 après ajout de l'acide phosphorique.

Finalement la plage du pH 8 – 8,5 doit aussi être évitée lors de l'ajout des orthophosphates. Le pH de la ville étant rarement au-dessus de 8 et l'action de l'acide faisant diminuer le pH, il n'y a que très peu de risques que le pH après ajout se situe sur la plage 8 – 8,5 (Schock et al., 1996).

Pour le pH le plus élevé à l'usine A (8,4) et une dose de 2 mg/L de P, RTW prédit un pH de sortie d'usine à 7,25 soit en majorant à 7,5 environ, cela respecte la zone de pH optimale. Avec une dose de 1 mg/ L de P le pH remonte à 7,6 et si on majore on atteint 7,8 – 7,85. Cela peut être acceptable si le cas n'est que très ponctuel.

ANNEXE D: SUPPORTING INFORMATION, ARTICLE #1 : PROPORTIONAL SAMPLING TO MEASURE TRUE EXPOSURE TO LEAD AT THE TAP

Details on the VBA macro developed to process temperature sensors' data:

Two states were defined, which were stagnation and consumption. Detecting the changes from one state to another is the key to accurately analyze the thermal sensor data. During a consumption event, the pipe wall temperature drastically dropped down by about 5°C in 5 seconds. As summer and winter data were collected, the difference between two successive measurements to trigger a consumption event was set between -0.2°C and -0.4°C, the value being adjusted depending on the season. For the definition of the transition between a consumption and a stagnation state, the macro user selected a range of values based on the temperature trends. Using this data range, the average variation was calculated considering the difference between each consecutive measurement. If the average variation was positive, the macro switched to stagnation mode while if the average variation was null or negative, the macro remained in consumption state. In a second spreadsheet, the macro automatically recorded the beginning and ending of each stagnation or consumption periods. Calibration tests were performed at the laboratory to verify that the macro and developed methodology was accurate and able to determine stagnations as short as one minute. Two sequences of stagnation/consumption were designed in order to check if the temperature sensor first and secondly the VBA Application can detect small stagnations, short-time consumptions and repeated consumptions really close in time. The sequence was done at a fountain, stagnation and consumption were timed and recorded by a temperature sensor. Then, files were processed with the VBA Application and compared with theoretical results from the sequence. A second validation was done on the field by installing a flowmeter and a temperature sensor on a same pipe, and comparing the results obtained by both devices. Results were really encouraging and gap between theory and reality very small. Finally, a thermodynamic study was completed using Ansys software to model a half inch copper pipe behavior. Results indicated the time needed for the pipe wall to gain +0.1°C, which corresponds to the smallest temperature variation that the sensor can detect. Challenges were met with the macro especially in summer (July-August period especially), as the water contained in the pipes underground and outside of the house tended to warm up, while the temperature stayed cool in the basement of the house where the service line is accessible to install the sensor. In this situation, the water flow from outside to inside the house produced a peak of temperature at the sensor location (temperature increase instead of a temperature decrease). This can also be a challenge if the temperature difference is too small to detect the start of the consumption state. Similar issues were noted for temperatures sensors installed at the kitchen tap in air-conditioned households. For this reason, consumption data collected during this project using temperature sensors were mainly gathered during the summer beginning/ending (June and September), fall and winter (Table 1).

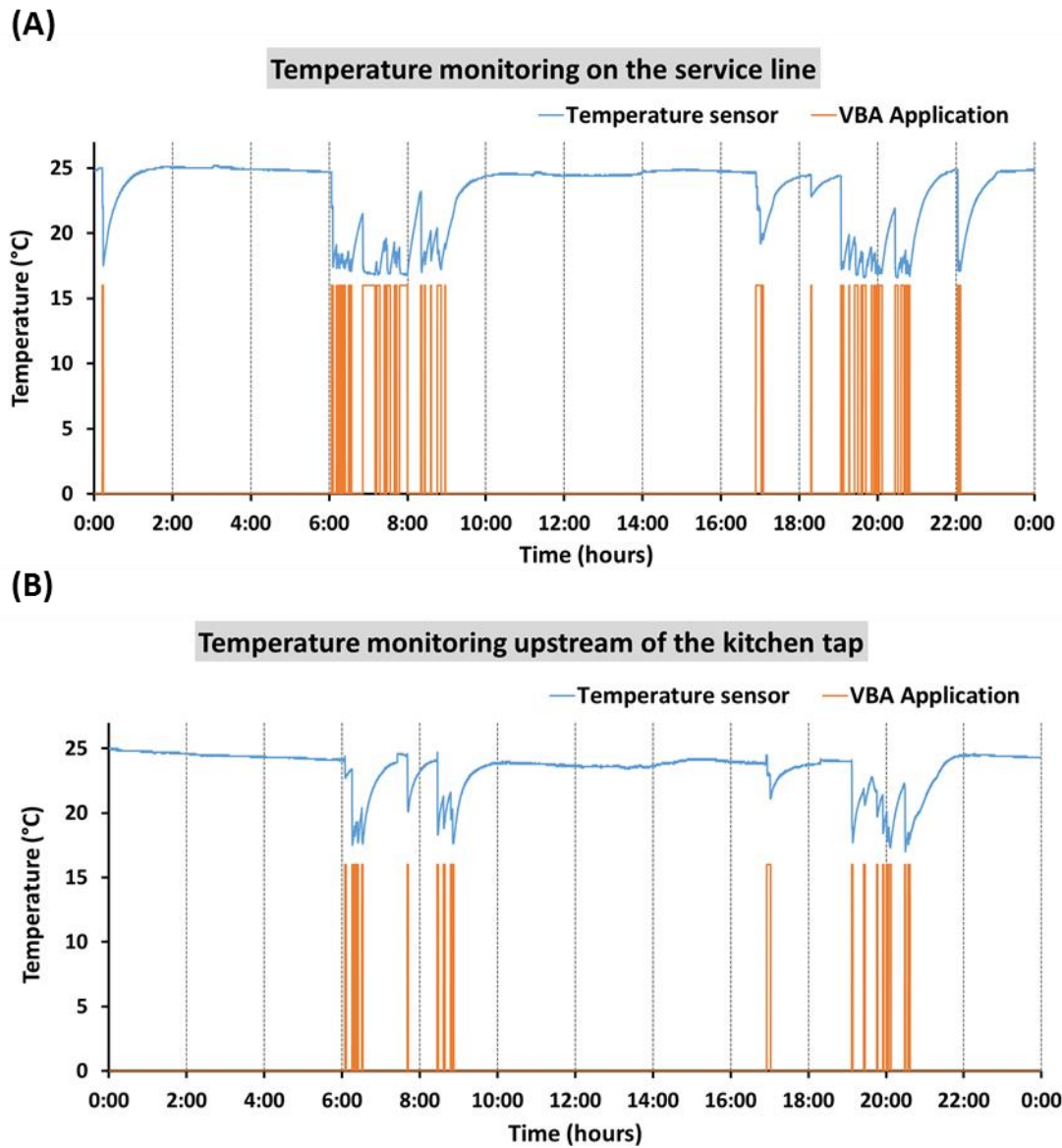


Figure S 1. Example of temperature sensor data (raw data and processed data using the VBA application) measured on the service line and upstream of the kitchen tap.

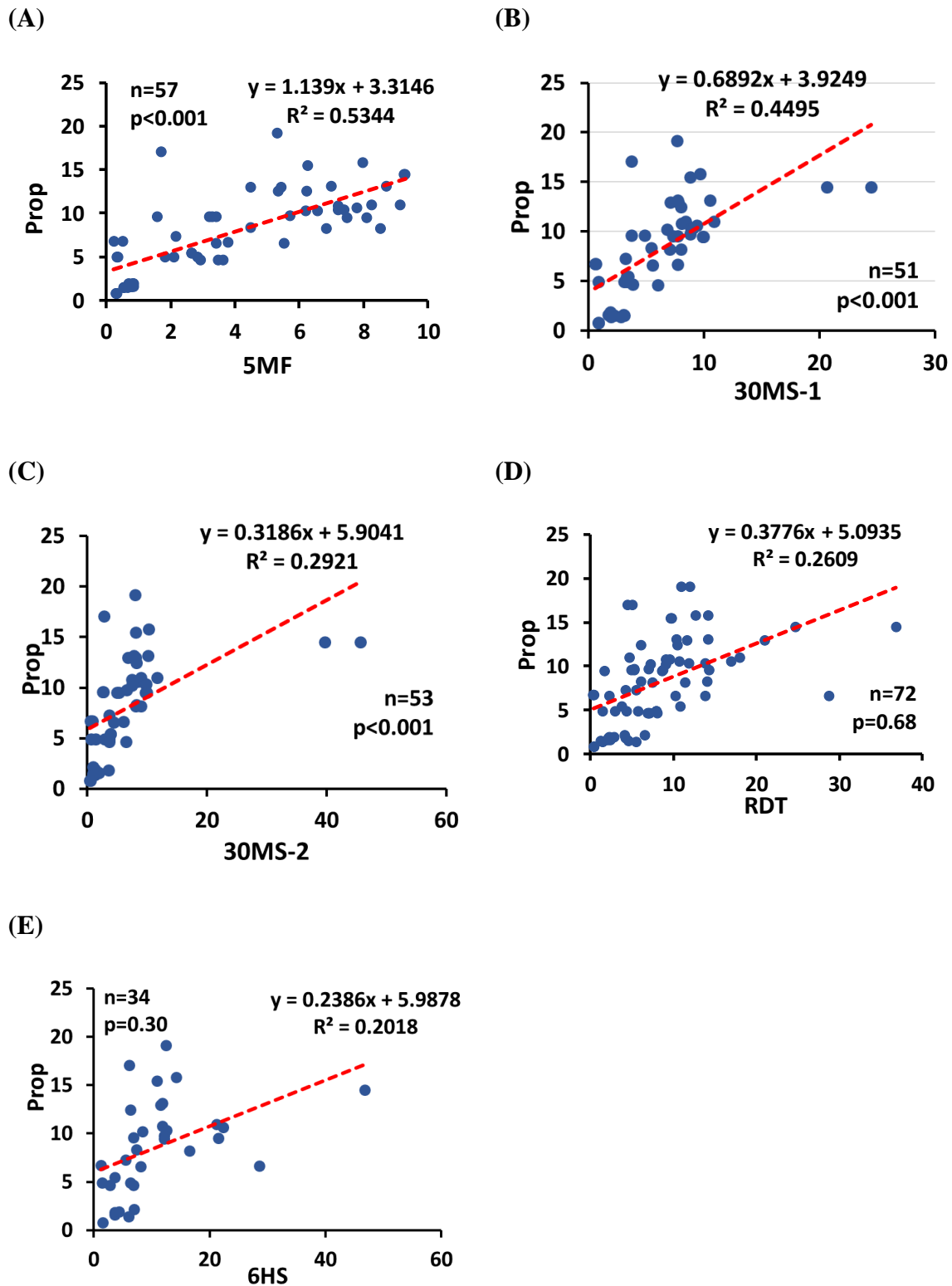


Figure S 2. Relationship between proportional sampling (Prop) and (A) 5MF (B) 30MS-1 (C) 30MS-2, (D) RDT and (E) 6HS sampling WLL results ($\mu\text{g/L}$). The p-value correspond to a Wilcoxon matched pairs test, values are significantly different if $p<0.05$.

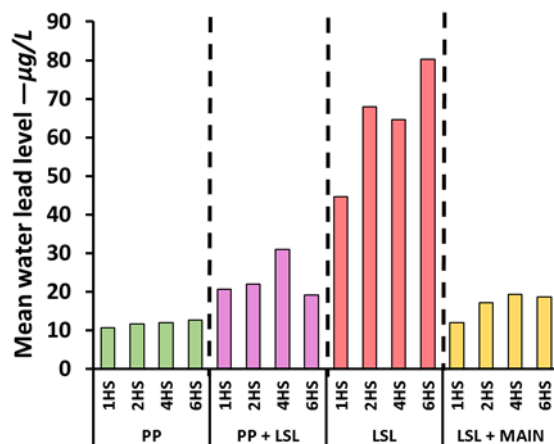


Figure S 3. Mean water lead levels measured from profile sampling after 1-hour, 2-hour, 4-hour, and 6-hour stagnation preceded by a 5-minute pre-flush in two households. Green bars correspond to the liters from the premise plumbing (PP) in the profile, red bars correspond to the liters from the lead service line (LSL) in the profile, purple bars correspond to the liters from the PP and LSL (mix), and yellow bars correspond to the liters from the LSL and water main (mix)

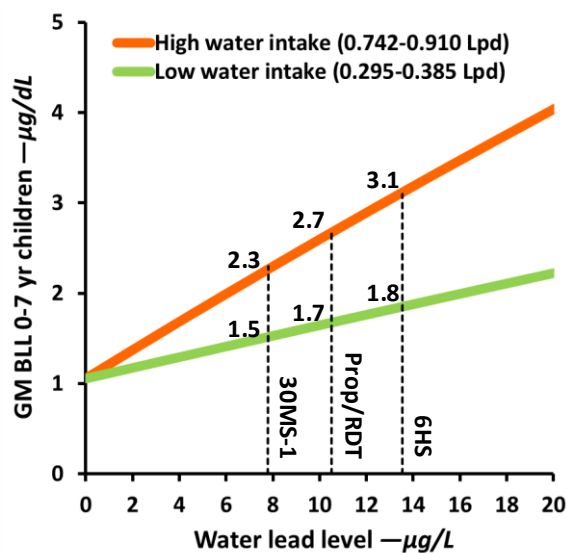


Figure S 4. GM BLLs for 0-7 yr old children estimated with IEUBK for low and high daily water intake, and associated range of GM BLLs for different sampling protocols (mean WLL in households with an LSL using 30MS, Prop, RDT, or 6HS sampling).

Table S1. Details on the households monitored, the type of monitoring (WLLs and/or water usage patterns), the period and duration; and the tools used for water consumption monitoring. Notes: N/A for not applicable (LSL absent or data not collected) and n.d. for not defined (not determined or not measured), * volume from the kitchen tap to the LSL, † including 5MF, RDT, 30MS, 6HS and Prop samples.

Monitoring			Household characteristics				WLLs samples	Consumption data collected (Yes/No)	
Type	Period	Duration (weeks)	ID	LSL ?	Piping volume (L)*	Inhabitants number	Number collected [†]	Temperature Sensor	Flow-meter
Water lead levels and Water patterns (n=14 households)	Jul-2017	2	P3	Yes	8	4	25	Yes	No
	Jul-2017	2	P4	Yes	6	4	31	Yes	No
	Dec-2017	2	Pa8	Yes	5	3	23	Yes	Yes
	Dec-2017	2	Pa9	Yes	5	1	23	Yes	No
	Dec-2017	2	Pa10	Yes	7	4	32	Yes	No
	Jun-2018	1	Pe1	Yes	5	6	17	Yes	No
	Jun-2018	2	Pe3	Yes	n.d.	4	16	Yes	Yes
	Jun-2018	2	Pe4	Yes	5	4	23	Yes	No
	Jul-2018	2	Pe5	Yes	6	4	23	Yes	Yes
	Jul-2018	1	Pe9	Yes	5	3	16	Yes	No
	Jun-2017	2	P1	No	N/A	3	25	Yes	No
	Jun-2017	1	P2	No	N/A	3	15	Yes	No
	Sep-2017	1	P9	No	N/A	2	16	Yes	No
	Jul-2018	2	Pe6	No	N/A	2	23	Yes	No
Water lead levels (n=7 households)	Aug-2017	2	P7	Yes	6	2	22	No	No
	Sep-2017	2	P8	Yes	5	1	23	No	No
	Jul-2018	1	Pe7	Yes	7	2	16	No	No

Table S1 : suite

	Jul-2018	2	Pe8	Yes	4	4	21	No	No
	Aug-2017	2	P5	No	N/A	3	23	No	No
	Aug-2017	2	P6	No	N/A	4	24	No	No
	Jun-2018	1	Pe2	No	N/A	4	17	No	No
water usage patterns (n=8 households)	Oct-2017	2	Pa1	n.d.	N/A	2	N/A	Yes	No
	Oct-2017	2	Pa2	n.d.	N/A	4	N/A	Yes	No
	Nov-2017	2	Pa3	n.d.	N/A	4	N/A	Yes	No
	Nov-2017	2	Pa4	n.d.	N/A	6	N/A	Yes	No
	Dec-2017	2	Pa5	n.d.	N/A	3	N/A	Yes	No
	Dec-2017	2	Pa6	n.d.	N/A	3	N/A	Yes	Yes
	Dec-2017	2	Pa7	n.d.	N/A	4	N/A	Yes	Yes
	Sep-2017, Feb-2018, Apr-2018	12	Pa11	n.d.	N/A	2	N/A	Yes	Yes

Table S2. Percentage of true positive, false positive and false negative samples when comparing the 10 µg/L level for weekly exposure samples (Prop) to the 5 µg/L level for regulatory sampling protocols

		When Prop > 10 µg/L	% > 5 µg/L
True positive	5MF		92%
	30MS-1		92%
	30MS-2		92%
	RDT		92%
	6HS		100%
		When Prop < 10µg/L	% > 5 µg/L
False positive	5MF		25%
	30MS-1		58%
	30MS-2		50%
	RDT		92%
	6HS		91%
		When Prop > 10 µg/L	% < 5 µg/L
False negative	5MF		8%
	30MS-1		8%
	30MS-2		8%
	RDT		8%
	6HS		0%

ANNEXE E : TESTS DE COAGULATION POUR LES EAUX USÉES APRÈS AJOUT D'ACIDE PHOSPHORIQUE

L'ajout d'acide phosphorique à l'eau potable aura un impact sur le traitement des eaux usées. En effet, la quantité de phosphore va augmenter. Pour respecter les normes en vigueur de rejet en phosphore à l'effluent de la station de traitement, il est primordial d'augmenter l'enlèvement du phosphore.

L'impact de l'augmentation du phosphore sur la dose de coagulant nécessaire à l'enlèvement n'a jamais été quantifié. Pour estimer l'augmentation de coût que cela va engendrer, le choix le plus simple serait de prendre une dose de coagulant proportionnelle à l'augmentation du phosphore. Étant donné les quantités de coagulant utilisées et d'eau traitée chaque jour à l'usine d'épuration de la ville, quantifier de manière plus précise la dose de coagulant supplémentaire peut s'avérer être un paramètre important quant au coût de revient de la solution du contrôle de la corrosion par l'ajout d'acide phosphorique. C'est pour cela que, n'ayant pas de certitude sur le caractère proportionnel de la dose de coagulant, nous avons fait le choix de tester en laboratoire l'enlèvement en appliquant différentes doses de coagulant à l'eau usée.

Pour réaliser ces tests nous avons procédé par des essais jar-test, en faisant varier certains paramètres. Tous les tests ont été réalisés en duplicata. Chaque séquence de jar test comprenait six béchers différents de 2 litres chacun. Huit séquences ont été réalisées au cours de ces essais. Pour une séquence donnée, la dose de coagulant augmente avec le numéro du bécher. La plus petite dose de coagulant était appliquée au bécher n°1 et la dose la plus élevée au bécher n°6. Les tests ont été réalisés en duplicata, la réaction de coagulation a été testée pour trois doses d'acide phosphorique. Les deux dernières séquences de jar-test étaient des séquences de contrôle, sans ajout d'acide phosphorique. Ce cas représente ce qui se passe actuellement à l'usine de traitement des eaux usées. Un polymère anionique, ou aide-coagulant, était aussi ajouté lors de la séquence de jar test, la dose ne variait ni avec la dose de coagulant ni d'acide phosphorique ajoutée.

Le protocole de mesure est le suivant :

Préparation de la solution mère d'acide phosphorique :

Pour faciliter l'ajout de l'acide phosphorique lors des essais, nous avons fait le choix de préparer une solution mère de telle sorte que 1 mL de solution mère corresponde à une concentration de 0,5 mg/L de P dans un bécher de 2L.

Pour préparer la solution mère, nous avons utilisé un acide phosphorique de grade ACS, pur à 85%. Un volume de 2mL de cet acide a été dilué dans un volume de 1L d'eau ultra pure.

Préparation du polymère anionique (aide coagulant) :

Pour la préparation de l'aide coagulant, nous avons suivi le protocole fourni par le laboratoire de la municipalité étudiée. Ce protocole est celui appliqué par leur laboratoire lors d'essais de coagulation et d'enlèvement du phosphore (essais en jar test). La préparation se fait en deux étapes. La première étape devait être effectuée la veille de la réalisation des essais.

1^{er} étape : Préparation de la solution mère

1. Mesurer de 25,0 g de polymère anionique sec et l'introduire dans une bouteille de 1L
2. Ajouter de 100 mL de méthanol dans la bouteille de 1L, mélanger légèrement pour recueillir le polymère éventuellement collé sur les parois de la bouteille
3. Ajouter rapidement 900 mL d'eau ultra pure dans la bouteille de 1L
4. Fermer la bouteille puis retourner-la le temps d'aller jusqu'au mélangeur
5. Introduire la bouteille dans le mélangeur et agiter pour une durée de 60 minutes
6. Une fois mélangé, laisser le polymère reposer durant une nuit (veille des essais)

2^{ème} étape : Préparation de la solution fille de polymère anionique

La solution fille est préparée de telle sorte que l'ajout de 5 mL de solution fille dans un bécher de 2 L permette d'atteindre une concentration en polymère anionique de 0,5 mg/L.

1. Dans une fiole jaugée de 500 mL, ajouter environ 200 mL d'eau ultra pure
2. À l'aide d'une pipette graduée, mesurer 40 mL de polymère anionique (solution mère préparée la veille)
3. Jauger la fiole avec de l'eau ultra pure
4. Homogénéiser le contenant de la fiole en veillant à ne pas agiter trop fort pour éviter la formation de bulles d'air.

La séquence de Jar test qui a été utilisée pour ces tests est décrite ci-dessous. Chaque période est définie par une durée, une vitesse de rotation et une action à exécuter.

Tableau E - 1: Séquence temporelle utilisée lors des JarTests

Temps (min) - Cumulé	Temps (s) - Cumulé	Durée (min)	Durée (s)	Vitesse de rotation (RPM)	Action	Remarques
0.0		2	120	200	Ajout de l'acide phosphorique + Prémélange	Homogénéisation de l'eau usée et de l'acide phosphorique
2.0	120	0.2	10	200	Ajout du coagulant	Faire glisser tous les septums au même moment dans chacun des béchers (septums préalablement préparés avec la dose de coagulant nécessaire pour chaque bécher)
2.2	130	2.0	120	200	Mélange	
4.2	250	9.0	540	200		
13.2	790	0.1	5	200	Ajout du polymère anionique	
		1.3	75	165	Mélange	Premier mélange plus rapide pour assurer une bonne dispersion
14.5	870	12.0	720	55		
26.5	1590	2.8	170	0	Arrêter l'agitation	
29.3	1760	0.2	10	0	Rinçage de la vanne	
29.5	1770	0.5	30	0	Prélèvement	

Tableau E - 2 : Identification des séries de tests et dose d'orthophosphates associée

Série	Identifiant	Volume	Dose ortho-P (mg/L de P)	Description
1	B1	6 x 2L	0	eau brute sans ortho-P
2	D1.1	6 x 2L	0.5	
3	D2.1	6 x 2L	1	
4	D3.1	6 x 2L	1.5	
5	B2	6 x 2L	0	eau brute sans ortho-P
6	D1.2	6 x 2L	0.5	
7	D2.2	6 x 2L	1	
8	D3.2	6 x 2L	1.5	

Tableau E - 3 : Identification des séries et des échantillons, dose d'orthophosphates ajoutée, d'acide phosphorique, d'Al³⁺ et d'alun

Série n°	1	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al ³⁺ (mg/L)	Volume d'alun (µL)	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
1	B1-1	0	0	1	35.33	5
2	B1-2	0	0	1.5	52.99	5
3	B1-3	0	0	2	70.65	5
4	B1-4	0	0	2.5	88.32	5
5	B1-5	0	0	3	105.98	5
6	B1-6	0	0	4	141.30	5

Série n°	2	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al ³⁺ (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
7	D1.1-1	0.5	1	2	70.65	5
8	D1.1-2	0.5	1	3	105.98	5
9	D1.1-3	0.5	1	3.5	123.64	5
10	D1.1-4	0.5	1	4	141.30	5
11	D1.1-5	0.5	1	5	176.63	5
12	D1.1-6	0.5	1	5.5	194.29	5

Tableau E - 3 : Identification des séries et des échantillons, dose d'orthophosphates ajoutée, d'acide phosphorique, d' Al^{3+} et d'alun (suite)

Série n°	3	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
13	D2.1-1	1	2	3	105.98	5
14	D2.1-2	1	2	3.5	123.64	5
15	D2.1-3	1	2	4	141.30	5
16	D2.1-4	1	2	4.5	158.97	5
17	D2.1-5	1	2	5	176.63	5
18	D2.1-6	1	2	6	211.96	5

Série n°	4	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
19	D3.1-1	1.5	3	4	141.30	5
20	D3.1-2	1.5	3	4.5	158.97	5
21	D3.1-3	1.5	3	5	176.63	5
22	D3.1-4	1.5	3	5.5	194.29	5
23	D3.1-5	1.5	3	6	211.96	5
24	D3.1-6	1.5	3	7	247.28	5

Série n°	5	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
25	B2-1	0	0	1	35.33	5
26	B2-2	0	0	1.5	52.99	5
27	B2-3	0	0	2	70.65	5
28	B2-4	0	0	2.5	88.32	5
29	B2-5	0	0	3	105.98	5
30	B2-6	0	0	4	141.30	5

Tableau E - 3 : Identification des séries et des échantillons, dose d'orthophosphates ajoutée, d'acide phosphorique, d' Al^{3+} et d'alun (suite)

Série n°	6	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
31	D1.2-1	0.5	1	2	70.65	5
32	D1.2-2	0.5	1	3	105.98	5
33	D1.2-3	0.5	1	3.5	123.64	5
34	D1.2-4	0.5	1	4	141.30	5
35	D1.2-5	0.5	1	5	176.63	5
36	D1.2-6	0.5	1	5.5	194.29	5

Série n°	7	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
37	D2.2-1	1	2	3	105.98	5
38	D2.2-2	1	2	3.5	123.64	5
39	D2.2-3	1	2	4	141.30	5
40	D2.2-4	1	2	4.5	158.97	5
41	D2.2-5	1	2	5	176.63	5
42	D2.2-6	1	2	6	211.96	5

Série n°	8	Dose Ortho-P (mg/L de P)	Volume acide à ajouter	Dose Al^{3+} (mg/L)	Volume d'alun	Volume polymère anionique (mL)
Bécher	Identifiant					
43	D3.2-1	1.5	3	4	141.30	5
44	D3.2-2	1.5	3	4.5	158.97	5
45	D3.2-3	1.5	3	5	176.63	5
46	D3.2-4	1.5	3	5.5	194.29	5
47	D3.2-5	1.5	3	6	211.96	5
48	D3.2-6	1.5	3	7	247.28	5

Les mesures de P_{total} et des orthoP ont été effectuées à l'aide d'une méthode de Hach.

Mesure du phosphore total: Méthode n°8190 – PhosVer 3 with Acid Persulfate Digestion Method (for water, wastewater and sea water, USEPA accepted for reporting wastewater analyses)

Limites de détection : 0,06 à 3,50 mg/L de PO_4^{3-} , 0,02 à 110 mg/L de P

Mesure des orthophosphates: Méthode n° 8178 – Amino Acide method (For water, wastewater and seawater)

Limites de détection : 0,23 à 30,00 mg/l de PO_4^{3-}

Les résultats sont présentés par catégories de phosphore soit :

P_{total} : phosphore total, qui comprend le phosphore organique et le phosphore inorganique

Ortho-P : fraction inorganique du phosphore total, elle correspond aux orthophosphates (initialement présents dans l'eau usée et ajoutés lors de l'ajout d'acide phosphorique). C'est la fraction facilement coagulée lors de l'étape de coagulation à la station d'épuration

P_{org} : fraction organique du phosphore total, celle qui n'est pas précipitée par le coagulant mais emprisonnée dans les MES qui elle est coagulée lors de la coagulation.

On a considéré : $P_{\text{total}} = \text{Ortho-P} + P_{\text{org}}$

Tableau E - 4 : Résultats des tests pour chaque concentration résiduelle d'orthoP testée

Ortho-P = 0 mg/L

Séries n° 1 et 5	1							5						
	ID	Ptotal		Ortho-P		Porg		ID	Ptotal		Ortho-P		Porg	
		PO4	P	PO4	P	PO4	P		PO4	P	PO4	P	PO4	P
0	B1	5.2	1.70	3.18	1.04	2.02	0.66	B5	5.4	1.76	3.39	1.11	2.01	0.66
1	1	2.37	0.77	0	0	2.37	0.77	25	1.69	0.55	0	0	1.69	0.55
1.5	2	1.86	0.61	0	0	1.86	0.61	26	1.11	0.36	0	0	1.11	0.36
2	3	0.82	0.27	0	0	0.82	0.27	27	0.81	0.26	0	0	0.81	0.26
2.5	4	0.57	0.19	0	0	0.57	0.19	28	0.62	0.20	0	0	0.62	0.20
3	5	0.52	0.17	0	0	0.52	0.17	29	0.48	0.16	0	0	0.48	0.16
4	6	0.58	0.19	0	0	0.58	0.19	30	0.35	0.11	0	0	0.35	0.11

Tableau E - 4 : Résultats des tests pour chaque concentration résiduelle d'orthoP testée (suite)

Ortho-P = 0.5
mg/L

Séries n° 2 et 6	2							6						
	ID	Ptotal		Ortho-P		Porg		ID	Ptotal		Ortho-P		Porg	
		PO4	P	PO4	P	PO4	P		PO4	P	PO4	P	PO4	P
0	B2	6.86	2.2	5.5	1.80	1.36	0.44	B6	6.6	2.16	3.49	1.14	3.11	1.02
2	7	1.21	0.40	0	0	1.21	0.40	31	1.09	0.36	0	0	1.09	0.36
3	8	0.29	0.09	0	0	0.29	0.09	32	0.49	0.16	0	0	0.49	0.16
3.5	9	0.46	0.15	0	0	0.46	0.15	33	0.43	0.14	0	0	0.43	0.14
4	10	0.48	0.16	0	0	0.48	0.16	34	0.44	0.14	0	0	0.44	0.14
5	11	0.28	0.09	0	0	0.28	0.09	35	0.44	0.14	0	0	0.44	0.14
5.5	12	0.37	0.12	0	0	0.37	0.12	36	0.33	0.11	0	0	0.33	0.11

Ortho-P = 1.0
mg/L

Séries n° 3 et 7	3							7						
	ID	Ptotal		Ortho-P		Porg		ID	Ptotal		Ortho-P		Porg	
		PO4	P	PO4	P	PO4	P		PO4	P	PO4	P	PO4	P
0	B3	7.25	2.37	5.02	1.64	2.23	0.73	B7	7.35	2.40	4.88	1.59	2.47	0.81
3	13	0.63	0.21	0	0	0.63	0.21	37	0.75	0.25	0	0	0.75	0.25
3.5	14	0.12	0.04	0	0	0.12	0.04	38	0.54	0.18	0	0	0.54	0.18
4	15	0.54	0.18	0	0	0.54	0.18	39	0.52	0.17	0	0	0.52	0.17
4.5	16	0.24	0.08	0	0	0.24	0.08	40	0.38	0.12	0	0	0.38	0.12
5	17	0.43	0.14	0	0	0.43	0.14	41	0.36	0.12	0	0	0.36	0.12
6	18	0.09	0.03	0	0	0.09	0.03	42	0.33	0.11	0	0	0.33	0.11

Ortho-P = 1.5
mg/L

Séries n° 4 et 8	4							8						
	ID	Ptotal		Ortho-P		Porg		ID	Ptotal		Ortho-P		Porg	
		PO4	P	PO4	P	PO4	P		PO4	P	PO4	P	PO4	P
0	B4	9.5	3.1	6.43	2.10	3.07	1.00	B8	8.6	2.81	6.74	2.20	1.86	0.61
4	19	0.49	0.16	0	0	0.49	0.16	43	0.63	0.21	0	0	0.63	0.21
4.5	20	0.23	0.08	0	0	0.23	0.08	44	0.46	0.15	0	0	0.46	0.15
5	21	0.21	0.07	0	0	0.21	0.07	45	0.49	0.16	0	0	0.49	0.16

Tableau E - 4 : Résultats des tests pour chaque concentration résiduelle d'orthoP testée.
(suite)

5.5	22	0.36	0.12	0	0	0.36	0.12	46	0.42	0.14	0	0	0.42	0.14
6	23	0.32	0.10	0	0	0.32	0.10	47	0.38	0.12	0	0	0.38	0.12
7	24	0.3	0.10	0	0	0.3	0.10	48	0.36	0.12	0	0	0.36	0.12