

**Titre:** Étude de la durabilité du gainage en polyéthylène téréphtalate  
(PET) envisagé pour la mise aux normes des entrées de service en  
plomb (ESP)  
**Title:**

**Auteur:** Amélie Surmont  
**Author:**

**Date:** 2024

**Type:** Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

**Référence:** Surmont, A. (2024). Étude de la durabilité du gainage en polyéthylène  
téréphtalate (PET) envisagé pour la mise aux normes des entrées de service en  
plomb (ESP) [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.  
**Citation:** <https://publications.polymtl.ca/59147/>

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

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/59147/>  
**PolyPublie URL:**

**Directeurs de recherche:** Michèle Prévost, & Anne-Marie Boulay  
**Advisors:**

**Programme:** Génie civil  
**Program:**

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Durabilité du gainage en polyéthylène téréphtalate (PET) pour la mise aux  
normes des entrées de service en plomb (ESP)**

**AMÉLIE SURMONT**

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Août 2024

# **POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

## **Durabilité du gainage en polyéthylène téréphtalate (PET) pour la mise aux normes des entrées de service en plomb (ESP)**

présenté par **Amélie SURMONT**

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

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

**Sarah DORNER**, présidente

**Michèle PRÉVOST**, membre et directrice de recherche

**Anne-Marie BOULAY**, membre et codirectrice de recherche

**Nathalie TUFENKJI**, membre externe

## REMERCIEMENTS

Je souhaite, avant tout, exprimer ma sincère gratitude à mes directrices de recherche, Michèle Prévost et Anne-Marie Boulay. Leur supervision et leurs conseils tout au long de ce projet de maîtrise sur le plan technique et personnel m'ont permis de grandir et de m'épanouir dans le domaine de la recherche. Je tiens tout spécialement à remercier Laura Roweczyk, qui m'a encadrée pendant ces deux années et grâce à qui j'ai beaucoup appris sur la thématique « plastiques ». Ses conseils avisés, son écoute et son soutien dans la conduite de ce projet, même lors de son congé de maternité, m'ont été très précieux. J'adresse également mes remerciements à Ivan Viveros Santos et Fatemeh Hatam pour leurs expertises et leur appui efficace et bienveillant pour la modélisation ACV et IEUBK.

Merci à toute l'équipe laboratoire et terrain de la Chaire et du Credeau : Julie Philibert et Jacinthe Mailly, pour l'aide qu'elles m'ont apportée au quotidien ; Tetiana Ellyart et Gabriel Saint-Jean, pour leur support technique lors des essais pilote. Un grand MERCI à Yves Fontaine pour l'intérêt qu'il a porté à mon projet. Sans sa ténacité, la construction et l'opération du pilote auraient sans doute été plus épiques ! Je remercie aussi nos correspondants de la municipalité partenaire de cette étude : Alicia Bannier, Chérif Mohamed Benidir, Karim Fichtali pour nos interactions enrichissantes et positives. Merci aux équipes techniques du laboratoire de la Ville de Montréal : Alain Gagne et Andrée Maltais pour leur assistance lors des expériences de vieillissement pilote, et à l'équipe de l'atelier de l'usine Atwater : Marc-André Lecuyer et Alexandre Salvail pour la fabrication bénévole des systèmes de filtration en série.

Un grand merci à tous les étudiants de la Chaire : Ludovica, Catalina, Luan, Liya, Nika, Ignacio, Reza, Marianne, Jérôme, Aleks... (pardon à celles et ceux qui ne sont pas cités ici), pour nos échanges et pour les bons moments conviviaux passés ensemble, au restaurant, au bar ou encore sur les terrains de badminton.

Enfin un immense HUG à mes parents, ma sœur et mon frère pour leur soutien sans faille depuis le vieux continent (et ce, malgré le décalage horaire) et pour leurs encouragements durant ces deux années. Last, but not least... Merci à Aurélien de m'avoir accompagnée à l'autre bout du monde. Merci Merci Merci pour son aide en programmation et surtout pour m'avoir apporté un soutien indéfectible pendant ces deux années. Merci d'être là !

## RÉSUMÉ

Les entrées de service en plomb (ESP), qui acheminent l'eau potable du réseau d'aqueduc municipal aux habitations, sont une source résiduelle d'exposition au plomb. Les ESP représentent donc un réel risque pour la santé, puisque la corrosion de ces ESP peut entraîner la libération de plomb, qui même en faible concentration et en deçà des normes de sécurité ( $< 5 \mu\text{g/L}$  au Québec) peut entraîner des effets néfastes sur la santé des adultes (cancers, maladies cardiovasculaires ou rénales) et surtout des jeunes enfants, augmentant leurs risques de développer des troubles neurologiques et comportementaux irréversibles. Les municipalités sont donc contraintes de mettre aux normes ces ESP, le plus souvent en procédant à leur remplacement complet, moyennant des coûts conséquents. Toutefois, des alternatives au remplacement complet des ESP sont envisagées. Ces dernières, comme le gainage en polyéthylène téréphtalate (PET), sont présentés par les fournisseurs comme moins onéreuses et invasives, plus abordables et tout aussi efficaces à réduire l'exposition au plomb. Le gainage en PET étudié dans ce mémoire, se présente sous la forme d'un tube thermoformé uniformément à l'intérieur de l'ESP existante pour faire barrière au passage du plomb vers l'eau potable.

Bien que plusieurs études aient montré l'efficacité des gainages en PET à diminuer les concentrations en plomb au robinet des habitations sur le court-terme, des incertitudes subsistent concernant leur durabilité physico-chimique, la conservation de leurs performances sur le long-terme, la qualité de l'eau transportée et leurs impacts sur la santé humaine et sur l'environnement. Également, les additifs chimiques associés aux polymères peuvent être lessivés vers l'eau potable, posant ainsi un risque supplémentaire pour la santé humaine. La possible fragmentation des gainages en PET en micro- et nanoplastiques (MNP), ainsi que le manque d'information relative à leurs effets sur la santé humaine, constituent également une source de préoccupation.

Cette étude vise à vérifier la durabilité physico-chimique d'un type de gainage en PET et à comparer son empreinte carbone et ses impacts sur la santé humaine et l'environnement par rapport aux méthodes traditionnelles de remplacement des conduites. L'objectif est ainsi d'aider les municipalités dans leurs stratégies de mise aux normes des ESP par l'étude de la pertinence des gainages en PET pour cette application. Dans un premier temps, des expériences de vieillissement accéléré aux échelles laboratoire et pilote ont été réalisées afin d'évaluer les impacts sur l'intégrité du PET de : la température ( $20^{\circ}\text{C}$ ,  $40^{\circ}\text{C}$ ), des cycles de gel-dégel, des procédures de chloration

choc, du pH (6,5, 8, eau de la ville partenaire) et de la durée d'exposition (1, 2 et 3 mois). Les modifications de surface et de cristallinité, le lessivage d'additifs (métaux), et la fragmentation d'un type de gainage en PET ont ainsi été suivis. Dans un second temps, une analyse du cycle de vie (ACV) a permis de comparer les impacts environnementaux et sur la santé humaine de la mise aux normes d'une ESP (Longueur = 2,8 m Diamètre interne = 1/2-po) dans une municipalité partenaire au Québec (Canada) en 2024 par : 1) réhabilitation avec le gainage en PET, 2) remplacement complet avec une conduite en PEX, ou 3) en cuivre. L'ACV a également permis d'évaluer les effets sur la santé humaine du gainage en PET, des conduites en cuivre et des ESP non remplacées dus aux métaux lessivés puis ingérés par les consommateurs via le robinet des habitations. Le PEX n'a pas été considéré dans cette partie par manque de données relatives au lessivage d'additifs. Aussi, une étude complémentaire avec le modèle IEUBK s'est intéressée plus particulièrement à l'augmentation des niveaux de plomb dans le sang (BLL) pour de jeunes enfants de 0 à 84 mois, ces derniers étant les plus à risque en cas d'exposition au plomb.

Les résultats des études expérimentales laboratoire et pilote ont mis en évidence une oxydation de la surface du gainage en PET qui atteste d'un vieillissement du matériau. Un lessivage de métaux d'intérêt sanitaire tels que le plomb, le zinc et le titane, dans les différentes conditions expérimentales a également été observé. En revanche, aucune augmentation de la cristallinité du PET, attestant d'un vieillissement avancé du matériau, ni aucune fragmentation en MNP des gainages en PET n'ont été observées lors de ces essais sur le court-terme. Toutefois, un vieillissement plus avancé n'est pas à exclure sur le long terme et en conditions de fonctionnement réelles (physico-chimie de l'eau, formation de biofilm et conditions d'écoulement), lequel pourrait affecter l'intégrité du gainage en PET et réduire son efficacité protectrice contre le plomb.

Les résultats de l'ACV (phase d'utilisation exclue) ont mis en évidence que la phase d'installation était de loin la plus impactante au regard des indicateurs considérés. Ainsi, l'installation d'une conduite en cuivre ou PEX par excavation complète accroît de 110% l'impact climatique par rapport au torpillage. L'utilisation du cuivre en remplacement par torpillage limite la consommation en eau et en énergie et minimise l'impact climatique par rapport aux autres alternatives. Le gainage en PET, quant à lui, offre un meilleur résultat au regard de la santé humaine et de la qualité des écosystèmes. Si une installation par excavation complète est nécessaire, le gainage en PET devient le plus avantageux au regard de tous les indicateurs d'impacts considérés. Les études de sensibilité montrent que la durée de vie réelle des conduites plastiques (estimée le

plus souvent entre 25 et 50 ans) et la longueur de l'ESP (pouvant varier entre 1 et 19 m) peuvent influencer les conclusions de l'ACV. En particulier, dans le cas d'une défaillance précoce du gainage en PET après 25 ans de service, un remplacement complet par une nouvelle conduite est nécessaire, ce qui nuance les résultats précédents : si le torpillage est possible, le remplacement par une conduite en cuivre améliore les impacts sur la santé humaine (-16,0%) et sur le changement climatique (-58,8%) par rapport au gainage en PET. Toutefois, dans le cas d'une installation par excavation complète, le cuivre reste préférable au regard de l'impact climatique (-54,4%) mais le gainage en PET reste moins nocif (-11,4%) pour la santé humaine. Dans le cas du torpillage ou du gainage en PET, la longueur de l'ESP importe peu, alors que dans le cas de l'excavation complète, les impacts seront d'autant plus conséquents que l'ESP est longue.

Les résultats de l'ACV et du modèle IEUBK ont mis en lumière les bénéfices pour la santé humaine des remplacements de l'ESP. Les impacts sur la santé calculés par l'ACV sont fondés sur le lessivage des métaux durant la phase d'utilisation et sur leurs effets cancérigènes ou non. Les effets non-cancérigènes du gainage en PET sont principalement dus au zinc (86,4%) et au plomb (13,6%) alors que les effets cancérigènes sont exclusivement liés au plomb. Pour une ESP non remplacée de 2,8 m les impacts sur la santé humaine sont 14 fois plus élevés que dans le cas de la réhabilitation avec un gainage en PET, et 80 fois plus élevée que dans le cas du remplacement avec une conduite en cuivre. Toutefois, la modélisation par ACV des effets sur la santé est à relativiser, car les calculs d'impacts se fondent sur d'anciennes études et sur une exposition générale de la population au plomb sans prise en compte des catégories d'âges.

Aussi, le modèle biocinétique IEUBK a été utilisé pour mieux quantifier les risques associés à l'ingestion de plomb via l'eau potable sur les populations vulnérables ciblées par la réglementation, soit les enfants âgés de 0 à 84 mois. Les résultats de la modélisation, correspondant aux concentrations moyennes et 90% centile de plomb, montrent que la présence d'une ESP non-remplacée alimentée par l'eau de la municipalité partenaire correspond à des augmentations de plombémie variant de 6,8% à 32,6% pour une ESP de 1 m, et de 113% à 263,7% pour une ESP de 19 m pour de jeunes enfants et selon l'importance de l'exposition (moyenne à élevée). De même, le risque de dépasser le seuil de plomb critique de 5 µg/dL peut être nettement plus élevé en cas de non-remplacement (+38,6%). En résumé, le risque associé au lessivage de l'ESP est éliminé par la substitution par du cuivre et grandement réduit par un gainage en PET.

Tous ces résultats confirment les bénéfices du remplacement des ESP par des conduites en cuivre (élimination directe de la source de plomb) et du gainage en PET qui diminue considérablement le risque plomb sans l'éliminer totalement. Il est important de noter que d'autres types d'interventions n'ont pas été prises en compte dans cette analyse, comme le recours aux traitements anti-corrosifs ainsi que l'usage de filtres au point d'utilisation. Enfin, les impacts environnementaux et sur la santé du gainage en PET, évalués par l'ACV, dépendent directement de sa durée de vie, et de la possibilité de le remplacer en cas de défaillance. C'est pourquoi des études de terrain sur des ESP gainées depuis plusieurs années apporteraient des informations précieuses sur l'état de ces gainages, sur leur durée de vie effective, sur leur efficacité à limiter l'exposition au plomb des consommateurs, ainsi que sur le coût réel de cette technologie.



## ABSTRACT

Lead service lines (LSL), which carry drinking water from the municipal water supply network to homes, are a residual source of lead exposure. LSL therefore represent a real health risk, since LSL corrosion can induce lead release, which even in low concentrations and below safety standards ( $< 5 \mu\text{g/L}$  in Quebec) can have harmful effects on the health of adults (cancers, cardiovascular or kidney diseases) and especially young children, increasing their risk of developing irreversible neurological and behavioral disorders. Municipalities are therefore forced to bring LSL up to standard, most often by full replacement at considerable cost. However, alternatives to complete LSL replacement are being considered. These, such as polyethylene terephthalate (PET) liner, are presented by suppliers as less expensive and invasive, more affordable and effective at reducing lead exposure. The PET liner studied in this report takes the form of a tube thermoformed uniformly inside the existing LSL to act as a barrier to the passage of lead into the drinking water.

Although a number of studies have demonstrated the effectiveness of PET liners in reducing lead concentrations at household taps over the short term, there are still uncertainties concerning their physico-chemical durability, the conservation of their performance over the long term, the quality of the water transported, and their impact on human health and the environment. Also, chemical additives associated with polymers can leach into drinking water, posing an additional risk to human health. The possible fragmentation of PET liners into micro- and nanoplastics (MNP), and the lack of information on their effects on human health, are also a source of concern.

The aim of this study is to verify the physico-chemical durability of one type of PET liner, and to compare its carbon footprint and impacts on human health and the environment with traditional pipe replacement methods. The aim is to help municipalities in their strategies to bring a LSL up to standard, by studying the suitability of PET liners for this application. Initially, accelerated aging experiments on laboratory and pilot scales were carried out to assess the impact on PET integrity of: temperature ( $20^{\circ}\text{C}$ ,  $40^{\circ}\text{C}$ ), freeze-thaw cycles, shock chlorination procedures, pH (6.5, 8, partner city water) and exposure duration (1, 2 and 3 months). Surface and crystallinity changes, leaching of additives (metals), and fragmentation of one type of PET liner were monitored. Secondly, a life cycle assessment (LCA) compared the environmental and human health impacts of upgrading a LSL (Length = 2.8 m Internal diameter =  $\frac{1}{2}$ -inch) in a partner municipality in Quebec (Canada) in 2024 by: 1) rehabilitation with a PET liner, 2) complete replacement with PEX

pipe, or 3) copper pipe. The LCA also made it possible to assess the effects on human health of PET liners, copper pipes and non-replaced LSL due to metals leached and then ingested by consumers via household taps. PEX was not considered in this part of the study due to the lack of data on additive leaching. A complementary study using the IEUBK model focused on the increase in blood lead levels (BLL) in young children aged 0 to 84 months, who are most at risk from lead exposure.

The results of experimental laboratory and pilot studies revealed oxidation on the surface of the PET liner, attesting to the aging of the material. Leaching of metals of health interest, such as lead, zinc and titanium, was also observed under the various experimental conditions. On the other hand, no increase in PET crystallinity, indicative of advanced material aging, and no short-term MNP fragmentation of PET liners were observed in these short-term tests. However, more advanced aging cannot be excluded over the long term and under actual operating conditions (water physico-chemistry, biofilm formation and flow conditions), which could affect the integrity of the PET liner and reduce its protective efficacy against lead.

The LCA results (excluding the use phase) showed that the installation phase had by far the greatest impact in terms of the indicators considered. For example, the installation of a copper or PEX pipe by complete excavation increases the climatic impact by 110% compared to torpedoeing. Using copper pipe replaced by torpedoeing limits water and energy consumption and minimizes climate impact compared with other alternatives. PET liner, on the other hand, offers better results in terms of human health and ecosystem quality. If a full excavation installation is required, PET liner becomes the most advantageous in terms of all the impact indicators considered. Sensitivity studies show that the actual lifespan of plastic pipes (usually estimated at between 25 and 50 years) and the length of the LSL (which can vary between 1 and 19 m) can influence the LCA conclusions. In particular, in the event of early failure of the PET liner after 25 years of service, a complete replacement with a new pipe is required, which qualifies the previous results: if torpedoeing is possible, replacement with a copper pipe improves the impacts on human health (-16.0%) and climate change (-58.8%) compared with the PET liner. However, in the case of installation by complete excavation, copper remains preferable in terms of climate impact (-54.4%), but PET liner remains less harmful (-11.4%) to human health. In the case of torpedoeing or PET liner, the length of the LSL is of little importance, whereas in the case of full excavation, the longer the LSL, the greater the impact.

The results of the LCA and the IEUBK model have highlighted the human health benefits of LSL replacements. The health impacts calculated by the LCA are based on the leaching of metals during the use phase, and on their carcinogenic or non-carcinogenic effects. The non-carcinogenic effects of PET liner are mainly due to zinc (86.4%) and lead (13.6%), while the carcinogenic effects are exclusively attributable to lead. For an unreplaced LSL of 2.8 m, the impact on human health is 14 times higher than in the case of rehabilitation with PET liner, and 80 times higher than in the case of replacement with copper pipe. However, LCA modelling of health effects needs to be put into perspective, as impact calculations are based on old studies and on general population exposure to lead, without taking age categories into account.

The IEUBK biokinetic model was therefore used to better quantify the risks associated with lead ingestion via drinking water for the vulnerable populations targeted by the regulations, i.e. children aged 0 to 84 months. The modelling results, corresponding to average and 90th percentile lead concentrations, show that the presence of an unreplaced LSL supplied with water from the partner municipality corresponds to increases in blood lead levels ranging from 6.8% to 32.6% for a 1 m LSL, and from 113% to 263.7% for a 19 m LSL for young children, depending on the extent of exposure (medium to high). Similarly, the risk of exceeding the critical lead threshold of 5 µg/dL may be significantly higher in the event of non-replacement (+38.6%). In short, the risk associated with LSL leaching is eliminated by copper substitution and greatly reduced by PET liners.

All these results confirm the benefits of replacing LSL with copper pipes (direct elimination of the lead source) and of PET liners, which considerably reduces the lead risk without totally eliminating it. It is important to note that other types of intervention have not been considered in this analysis, such as the use of anti-corrosive treatments and point-of-use filters. Finally, the environmental and health impacts of PET liners, as assessed by LCA, depend directly on their lifespan, and the possibility of replacing it in the event of failure. For this reason, field studies on lined LSL for several years would provide valuable information on the condition of these liners, their effective lifespan, their effectiveness in limiting consumer exposure to lead, and the real cost of this technology.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	III
RÉSUMÉ .....	IV
ABSTRACT .....	VIII
TABLE DES MATIÈRES.....	XI
LISTE DES TABLEAUX .....	XV
LISTE DES FIGURES .....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS.....	XXI
LISTE DES ANNEXES .....	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION .....	1
CHAPITRE 2 ÉTAT DE L'ART .....	5
2.1 Le gainage en PET, une alternative sûre au remplacement complet des ESP ? .....	5
2.1.1 Le PET, un plastique déjà bien éprouvé .....	5
2.1.2 Installation du gainage en PET.....	6
2.1.3 Estimation de la durée de vie du gainage en PET .....	7
2.1.4 Efficacité certifiée à faire barrière au plomb ? .....	8
2.2 Durabilité physico-chimique des plastiques dans le réseau de distribution.....	10
2.2.1 Dégradation des conduites plastiques dans le réseau de distribution .....	10
2.2.2 Lessivage d'additifs à partir des plastiques .....	17
2.2.3 Fragmentation en MNP.....	24
2.3 Durabilité environnementale du gainage en PET .....	29
2.3.1 Présentation de la méthode d'ACV.....	29
2.3.2 ACV réalisées sur des conduites de transport d'eau .....	31
2.4 Enjeux et objectifs .....	35

CHAPITRE 3	MATÉRIEL ET MÉTHODES DES EXPÉRIENCES LABORATOIRE ET PILOTE	37
3.1	Plan expérimental laboratoire	38
3.1.1	Protocoles de l'expérience laboratoire	39
3.1.2	Procédure de vieillissement au laboratoire	41
3.2	Plan expérimental du pilote	42
3.2.1	Protocoles de l'expérience pilote	43
3.2.2	Conception d'un système de filtration en série	45
3.2.3	Procédure de vieillissement statique des conduites	45
3.2.4	Procédure de vieillissement dynamique des conduites	46
3.3	Méthodes d'analyse des eaux de vieillissement	49
3.3.1	Mesure du pH et du chlore	49
3.3.2	Analyse des métaux par spectroscopie de masse à plasma inductif	49
3.3.3	Comptage de particules par diffusion dynamique de la lumière (DLS)	51
3.4	Déformulation du gainage en PET	53
3.4.1	Répartition additif/polymère	53
3.4.2	Identification des additifs organiques et inorganiques du gainage en PET	53
3.5	Analyses du gainage en PET	54
3.5.1	Suivi de masse	54
3.5.2	Suivi de la cristallinité par Calorimétrie Différentielle à Balayage (DSC)	54
3.5.3	Suivi des modifications chimiques de surface et identification par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) en mode réflectance totale atténuée (ATR)	56
3.5.4	Digestion acide des raccords et bouchons des conduites de cuivre gainées	60
CHAPITRE 4	MÉTHODES POUR L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE ET D'ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET SUR LA SANTÉ HUMAINE	61

4.1	Analyse de cycle de vie - ACV .....	61
4.1.1	Champ d'étude de l'ACV .....	61
4.1.2	Inventaire du cycle de vie (ICV) .....	62
4.2	Modélisation IEUBK.....	65
CHAPITRE 5 ARTICLE 1 : ASSESSING THE SUSTAINABILITY AND SAFETY OF POLYETHYLENE TEREPHTHALATE (PET) LINERS FOR LEAD SERVICE LINES (LSL) UPGRADES .....		67
5.1	Introduction.....	69
5.2	Materials and methods .....	71
5.2.1	Composition of the PET liner polymer.....	71
5.2.2	Laboratory and pilot aging procedures .....	72
5.2.3	Water quality analysis.....	72
5.2.4	PET liner analysis .....	73
5.2.5	LCA.....	73
5.2.6	Statistical analysis .....	75
5.3	Results and discussion.....	76
5.3.1	Impact of pH, temperature and chlorine on PET liner aging – laboratory scale....	76
5.3.2	Impact of pH, temperature and chlorine on PET liner aging – pilot scale .....	81
5.3.3	LCA results.....	82
5.3.4	Impacts of LSL upgrading scenarios on children BLL.....	87
5.4	Conclusion .....	88
CHAPITRE 6 COMPLÉMENTS DE RÉSULTATS.....		91
6.1	Expérience de remplissage/vidange et digestion acide .....	91
6.2	ACV.....	92
6.2.1	Modélisation de la phase d'utilisation .....	92

6.2.2	Résultats complémentaires pour les scénarios de base.....	96
CHAPITRE 7	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....	102
REFERENCES	.....	108
ANNEXES	.....	118

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Tableaux récapitulatifs des expériences sur le lessivage d'antimoine par du PET....	23
Tableau 3.1 Caractéristiques des eaux de vieillissement au début de l'expérience laboratoire. ...	41
Tableau 3.2 Caractéristiques des eaux de vieillissement au début de l'expérience pilote. ....	45
Tableau 3.3 Liaisons chimiques d'intérêt pour l'étude du PET et pics associés. ....	59
Tableau 4.1 Principales caractéristiques des scénarios analysés. Les données sont fournies pour une unité fonctionnelle (UF) qui considère une longueur moyenne de la conduite d'eau de 2,8 m et un diamètre intérieur de 1,27 cm. ....	62
Tableau 4.2 Facteurs de caractérisation pour les métaux. ....	65
Tableau 6.1 Concentrations en métaux mesurées dans le tampon phosphate à pH 8 seul (blanc) et vieilli au contact d'un demi-bouchon et d'un demi-raccord au contact de 1% vol/vol de HNO <sub>3</sub> et de HCl.....	92
Tableau 6.2 Concentration en plomb au robinet et quantités de plomb ingérées sur 50 ans. ....	94
Tableau 6.3 Concentration en cuivre au robinet et quantités de cuivre ingérées sur 50 ans. ....	94
Tableau 6.4 Concentration en titane, zinc et plomb (a) au robinet et quantités de titane, zinc et plomb ingérées sur 50 ans (b). ....	95
Tableau D.1 Chlorine decay monitoring during laboratory aging experiment. ....	143
Tableau D.2 Chlorine decay monitoring during pilot static aging experiment. ....	143
Tableau D.3 Metals concentration at the tap and ingested over 50 years for lead and copper pipe and the PET liner. ....	144
Tableau D.4 Mean and maximum leached concentrations of titanium, zinc and lead in µg/L over 4, 8 and 12 weeks of ageing depending on water type and thermal conditions. ....	145
Tableau D.5 Metal exposure (characterization) factors. ....	146
Tableau E.1 Concentrations en métaux mesurées (moyenne-Moy et écart-types-ET) lors des expériences de remplissage/vidange.....	148



Tableau E.1 (suite) Concentrations en métaux mesurées (moyenne-Moy et écart-types-ET) lors des expériences de remplissage/vidange.....	149
--	-----

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Schéma d'une entrée de service.....	1
Figure 2.1 Production du PET (Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2017). ....	5
Figure 2.2 Structure semi-cristalline des polymères issu de Booth et al. (2017).....	6
Figure 2.3 Photos d'un tronçon d'ESP gainée. ....	7
Figure 2.4 Formule chimique simplifiée des phtalates issu et adapté de Apau et al. (2020). ....	18
Figure 2.5 Formule chimique du trioxyde d'antimoine issu et adapté de Kim et al. (2021).....	21
Figure 2.6 Chaîne de cause à effet pour l'évaluation de la toxicité humaine.....	30
Figure 3.1 Matrice expérimentale laboratoire. ....	38
Figure 3.2 Photo d'un coupon de gainage en PET. ....	39
Figure 3.3 Schéma d'un rack de vieillissement (en haut) et photo d'un rack destin au vieillissement à 20°C et 40°C (en bas à gauche) et de la procédure de gel et dégel (en bas à droite). ....	42
Figure 3.4 Conduites de cuivre gainées (à droite) et raccords et bouchons utilisés (à gauche)....	44
Figure 3.5 Photos et schéma du pilote (en bas) et du système de filtration en série (en haut).....	48
Figure 3.6 Photo de l'appareil Zetasizer Malvern Ultra utilisé. ....	51
Figure 3.7 Principe de fonctionnement de la diffusion dynamique de la lumière par ©Khaoula Chergui – License CC BY-SA.....	51
Figure 3.8 Photo de la nacelle suspendue et schéma de l'intérieur de la fournaise d'après Saadatkah et al. (2019).....	53
Figure 3.9 Photo du FTIR Spectrum™ 65 utilisé. ....	56
Figure 3.10 Formule chimique du PET et identification des liaisons d'intérêt.....	58
Figure 3.11 Photos des tubes de la digestion acide.....	60
Figure 4.1 Frontières des systèmes analysés : gainage en PET, conduites en PEX et en cuivre..	63
Figure 5.1 Aging time against OI for laboratory experiments conducted at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Triplicates of unaged	

(orange), and static aged coupons in buffer solution at pH 6.5 unchlorinated (dark green) and chlorinated (light green) and pH 8 unchlorinated (dark blue) and chlorinated (light blue) and tap water (violet). Significance relative to the unaged PET liner (\*) and mean on triplicates (x)..... 77

Figure 5.2 Aging time against titanium (a), zinc (b) and lead (c) concentrations in the aging water after the laboratory experiment. Legend: Triplicate values for buffer solutions at pH 6.5 (left) unchlorinated (dot) and chlorinated (diamond) and at pH 8 (right) unchlorinated (square) and chlorinated (triangle) before aging (grey) and after aging at 20°C (blue), 20°C and 2 FTC per month (green) and 40°C (pink). Significant results to the blank (\*) and replicate mean values (x)..... 80

Figure 5.3 Aging time against OI for pilot experiment conducted under static aging at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right) and then under dynamic aging. Legend: unaged (orange), and PET liner with buffer solution at pH 8 unchlorinated and chlorinated after static aging (dark and light blue) and after dynamic aging (dark and light red). Significant results to the unaged PET liner (\*) and replicate mean values (x). ..... 81

Figure 5.4 Potential environmental impacts: EQ [PDF.m2.an/FU] (a), HH [DALY/FU] (b), CC short-term [kg CO<sub>2</sub>eq/FU] (c), FNEU [MJ<sub>deprived</sub>/FU] (d) and WS [m<sup>3</sup>world<sub>eq</sub>/FU] (e). Legend: Contribution of production (green), installation (orange), and end of life (blue) phases for the 3 LSL upgrade scenarios. Legend: Contribution of production (green), installation (orange), and end of life (blue) phases. .... 82

Figure 5.5 Impacts of metal leaching on HH of PET liner rehabilitation, copper pipe replacement and LSL non-replacement. Legend: Non-cancer (light pink) and cancer (dark pink) DALY for mean and high (90%) exposure households. DALY for mean and high-90% exposure consumers..... 84

Figure 5.6 Geometric mean BLL for children of age range 0 to 84 months using average (mean) and 90th percentile of lead concentration at kitchen tap (high-90%) during usage (a), and the proportion of children with a BLL >5 µg/dL using average (mean) and 90<sup>th</sup> percentile (high-90%) (b)..... 88

Figure 6.1 Modèle de maison considéré et scénarios comparés pour la phase d'utilisation : ESP non-remplacée (scénario de référence), ESP gainée avec le gainage en PET et conduite de

cuivre (à gauche) et relation linéaire et facteur <i>mean</i> et <i>high</i> en fonction de la longueur de l'ESP déterminée par le modèle (à droite). .....	93
Figure 6.2 Comparaison de la production d'une conduite en PEX par rapport à un gainage en PET sans l'étape de thermoformage (a) et en ajoutant l'étape de thermoformage (appartenant à la phase d'installation) (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT Word+ (Bulle et al., 2019).....	96
Figure 6.3 Impacts environnementaux potentiels de la phase d'installation : changement climatique à court-terme [kgCO <sub>2</sub> eq/UF] (a), et contribution relative des sous-processus (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT World+ (Bulle et al., 2019). .....	98
Figure 6.4 Détails des catégories d'impact contributrices aux aires de protection : santé humaine (a) et qualité des écosystèmes (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT World+. .....	101
Figure B.1 Dessin technique des trois pièces constitutives du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®. .....	119
Figure B.2 Dessin technique de la pièce inférieure du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®. .....	120
Figure B.3 Dessin technique de la pièce supérieure du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®. .....	121
Figure B.4 Dessin technique de la pièce intermédiaire du système de filtration en série réalisé sur Autodesk Inventor®. .....	122
Figure D.1 Photo of the two independent pilots operating in parallel. ....	139
Figure D.2 Polymer/Additives ratio. PET liner thermogram averaged on 3 unaged PET liner samples. From 0 to 600°C organic degradation occurs followed by inorganic degradation above 600°C. ....	139
Figure D.3 Photo of the home-made filtration system containing two nylon filters cut from 300 and 28 µm mesh nylon film and dyed with Jacquart iDye Poly Pink (Karakolis et al., 2019) [10] and 304 stainless steel filters as support for the nylon filters. ....	139

Figure D.4 Mass variations monitoring of the quadruplicates of coupons aged under the same conditions (a) and one dried coupon replicate (b) at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Mass variation after 4 (red), 8 (blue) and 12 (green) weeks of ageing are displayed. .... 140

Figure D.5 Aging time against crystallinity of unaged (n=3) and aged PET (n=3) liner after 4, 8 and 12 weeks of ageing at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Triplicates of unaged (orange), and static aged coupons/lined pipe in contact with buffer solution at pH 6.5 unchlorinated (dark green) and chlorinated (light green) and at pH 8 unchlorinated (dark blue) and chlorinated (light blue) and tap water (violet). Significance are relative to the unaged PET liner (\*) and mean on triplicates (x). .... 140

Figure D.6 Sensitivity analysis on service life of plastic technologies varying between 25 and 50 years for the protection areas: EQ (a) and HH (b) and the impact categories: CC (short-term) (c), FNEU (d) and WS (e). Legend: The production (blue), installation (orange), and end of life (green) for the 3 LSL upgrade scenarios. .... 141

Figure D.7 Sensitivity analysis on LSL length varying between 1 and 19 m for the protection areas: EQ (a) and HH (b) and the impact categories: CC (short-term) (c), FNEU (d) and WS (e). Legend: The production (blue), installation (orange), and end of life (green). Life span of 25 years (PEX pipe) and 50 years (PET liner and copper pipe). .... 142

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
Al	Aluminium
ATG	Analyse thermogravimétrique
ATR	Réflexion totale atténuée
BBP	Phtalate de benzylbutyle
BDP	Butyle phtalate decyl
BLL	Blood Lead Level / Niveau de plomb dans le sang
CC	Changement climatique
CI	Indice carbonyle
CMA	Concentration maximale admissible
Cu	Cuivre
DALY	Années de vie ajustées en fonction de l'incapacité
DBP	Phtalate de dibutyle
DEHP	Phtalate de di-(2-éthylhexyle)
DEP	Phtalate de diéthyle
DiBP	Phtalate de diisopentyle
DJA	Dose journalière admissible
DLS	Diffusion dynamique de la lumière
DMP	Phtalate de diméthyle
DSC	Calorimétrie différentielle à balayage
EF	Facteur d'effet
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
ESP	Entrée de service en plomb

FC	Facteur de caractérisation
FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
GC-MS	Chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse
GD	Gel-dégel
GES	Gaz à effet de serre
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICP-MS	Spectrométrie de masse à plasma inductif
ICV	Inventaire du cycle de vie
IEUBK	Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children
LC-MS	Chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse
MEB-EDX	Microscopie électronique à balayage couplé à la spectroscopie de rayons X à dispersion d'énergie
MNP	Micro- et nanoplastiques
MP	Microplastiques
NP	Nanoplastiques
NPT	National pipe thread
PAE	Phtalates esters
Pb	Plomb
PE	Polyéthylène
PEHD	Polyéthylène haute densité
PEMD	Polyéthylène basse densité
PET	Polyéthylène téréphtalate
PEX	Polyéthylène réticulé
PDF	Potentially Disappeared Fraction of Species / Fraction potentiellement disparue d'espèces

PP	Polypropylène
PVC	Chlorure de vinyle
QE	Qualité des écosystèmes
RESP	Remplacement d'une entrée de service en plomb
Sb	Antimoine
SH	Santé humaine
Ti	Titane
Tg	Température de transition vitreuse
Tm	Température de fusion
UBI	Unsaturated Bond Index / Indice de liaison insaturée
UF	Unité fonctionnelle
UV	Ultraviolets
X%	Cristallinité
Zn	Zinc



## LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Code Macro imageJ pour le calcul de la surface des coupons .....	118
ANNEXE B	Dessins techniques du système de filtration en série .....	119
ANNEXE C	Rapport de déformulation organique du gainage en PET.....	123
ANNEXE D	Supplementary Data, ARTICLE .....	134
ANNEXE E	Concentrations en métaux des expériences de remplissage/vidange .....	148

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Les entrées de service sont des conduites permettant d'acheminer l'eau potable du réseau de distribution municipal aux habitations (Figure 1.1). Elles se composent d'un tronçon public et d'un tronçon privé dont la gestion, l'entretien et le remplacement reviennent respectivement à la municipalité et aux propriétaires de l'habitation.

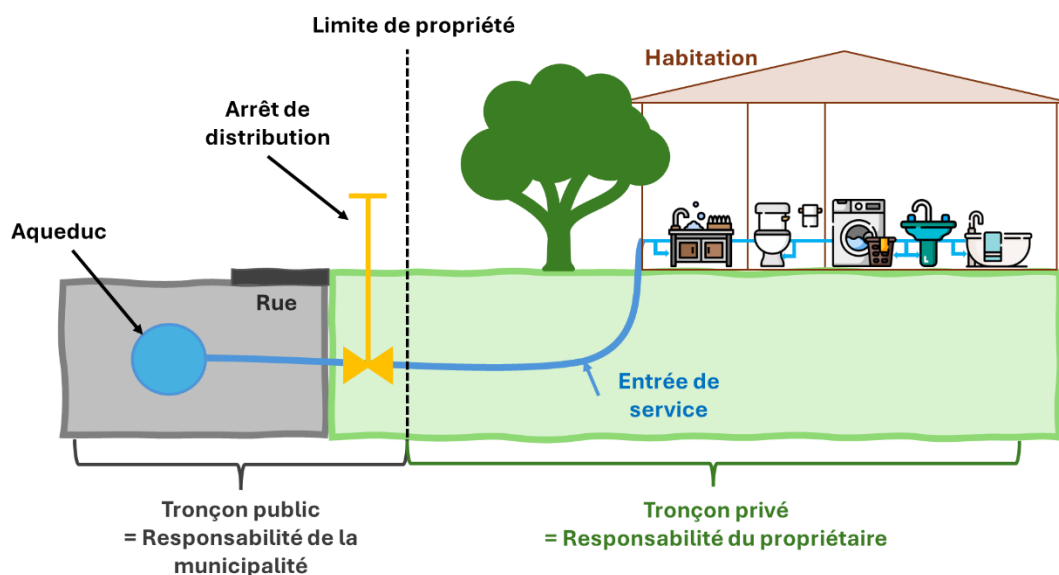


Figure 1.1 Schéma d'une entrée de service.

Depuis de nombreuses années, les entrées de service en plomb (ESP) sont la cible de politiques publiques, car elles représentent une source résiduelle importante d'exposition au plomb par la consommation d'eau potable. En effet, le plomb a largement été utilisé comme matériau de fabrication des entrées de service avant son interdiction pour cette application dans les années 1980 par le Code Canadien de la Plomberie (Conseil national de recherches du Canada, 1980). Cependant, de nombreuses ESP sont encore aujourd'hui fonctionnelles en Amérique du Nord. À Montréal, 46 984 ESP publiques (aucune donnée pour les ESP privées) étaient encore fonctionnelles en 2022 (Ville de Montréal, 2023).

Du fait de leur petit diamètre (de ½ pouce = 12,7 mm à 2 pouces = 50,8 mm) et de leur positionnement en fin du réseau de distribution, ces ESP, lorsqu'elles se corrodent, contribuent significativement à l'exposition au plomb des usagers par la consommation d'eau potable. En effet, des concentrations en plomb comprises entre 1 à plus de 100 µg/L ont pu être mesurées au robinet

d'habitations montréalaises lors des procédures de dépistage d'entrées de service entre 2007 et 2023 (Données de la Ville de Montréal). Or, il est à présent démontré que même à de faibles doses d'exposition au plomb, ce dernier peut entraîner des effets nocifs à la fois sur l'environnement et sur la santé humaine. En particulier, les jeunes enfants de moins de 6 ans sont les plus exposés avec un risque élevé de développer des troubles neurologiques et comportementaux irréversibles. Le risque chez l'adulte de développer des cancers et maladies cardiovasculaires ou rénales chez l'adulte est également présent (Santé Canada, 2019). En 2021, suite aux recommandations de Santé Canada (2019), la norme sur la concentration maximale en plomb admise dans l'eau potable a donc été abaissée de 10 à 5 µg/L au Québec (Health Canada, 2019a).

Les dépassements des concentrations en plomb dans l'eau potable révèlent les limites des anticorrosifs, notamment les phosphates, utilisés depuis les années 50 pour prévenir la corrosion des conduites et éviter le relargage de plomb. Leur utilisation s'est généralisée et intensifiée à la suite de la publication de la *Lead and Copper Rule* (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1991). Cependant, leur efficacité varie selon les caractéristiques de l'eau et des réseaux et les dosages souvent incorrects ne garantissent pas toujours la conformité aux normes actuelles. En effet, bien dosés, les orthophosphates ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ , ou  $\text{PO}_4^{3-}$ ) et leurs mélanges bien dosés avec des polyphosphates sont efficaces, mais les polyphosphates seuls peuvent parfois aggraver la corrosion (Lytle and Edwards, 2023). Les mécanismes d'action des phosphates restent mal compris, nécessitant un contrôle rigoureux pour éviter des relargages de plomb.

La gestion des ESP est donc aujourd'hui un enjeu crucial pour les services publics qui doivent remplacer rapidement et à grands frais les conduites de service en plomb pour se conformer aux nouvelles réglementations. Rien que pour la Ville de Montréal, le programme de remplacement des entrées de service (RESP) prévoit un budget de 557 M\$CAD pour le remplacement de 48 000 ESP d'ici 2030 à raison d'une estimation de 6 kCAD, voire 11,2 kCAD par RESP dans certains cas (Montréal, 2021). De plus, en vertu de l'article 25 de la loi sur les compétences municipales (Ministère du travail, 2023), les municipalités sont également responsables de la mise aux normes effectives des ESP privées, si besoin aux frais des propriétaires, pour éviter les phénomènes de corrosion galvanique lors d'un remplacement partiel d'ESP. Aussi, dans l'objectif de prévenir des coûts de remplacement souvent très dispendieux et pour assurer l'équité entre leurs

citoyens, les municipalités canadiennes cherchent à proposer des alternatives au remplacement complet des conduites en plomb par des conduites en cuivre ou en matériaux plastiques (PE, PEX et PVC par exemple). Une solution envisagée est l'utilisation d'un gainage en polyéthylène téréphtalate (PET), certifiée sûre au contact de l'eau potable par la norme NSF61 (NSF International et al., 2020). Ce gainage se présente sous la forme d'un tube introduit à l'intérieur de l'ESP à mettre aux normes et sur toute sa longueur de manière à former une barrière au passage du plomb vers l'eau potable. Ce type de procédé est moins contraignant, plus rapide et moins coûteux à installer et semble tout aussi efficace pour faire barrière au plomb (Ball, 2016; Breault, 2014; Randtke et al., 2017) que les méthodes traditionnelles de remplacement de l'ESP par une nouvelle conduite en cuivre ou en d'autres matériaux plastiques.

Toutefois, l'utilisation d'un gainage en plastique soulève de nombreuses questions quant à l'introduction d'un nouveau matériau dans le réseau de distribution. La résistance physico-chimique dans les conditions d'utilisation et l'innocuité pour la santé humaine et l'environnement sont encore méconnues et méritent d'être investiguées avec rigueur. Par exemple, des additifs comme les phtalates et des métaux (antimoine, titane, chrome, plomb, etc.) entrent dans la composition usuelle des polymères aliphatiques synthétiques, ou polyoléfinés (Dias et al., 2019), et peuvent être lessivés vers l'eau potable à des concentrations encore aujourd'hui peu évaluées (Breault, 2014; da Silva Costa et al., 2021). Ces composés chimiques même en quantités faibles, peuvent présenter un risque pour la santé humaine et l'environnement (Fadel, 2022). De même, la possible fragmentation du gainage en micro- et nanoplastiques (MNP) pouvant passer dans l'eau constitue également une problématique d'autant plus sensible que peu d'études existent concernant leurs effets sur la santé humaine. Aussi, il n'existe à ce jour aucune étude complète permettant de suivre les caractéristiques physico-chimiques de ce gainage en PET lors de son utilisation, c'est-à-dire soumis à des variations de température ou à des composés de désinfection comme le chlore. Or, il est maintenant reconnu que les caractéristiques physico-chimiques de ce type de matériau sont directement liées à leur impact toxicologique. Le manque de travaux sur le sujet ne permet donc pas d'apporter des résultats avérés sur la durabilité de ce gainage sur le moyen et long terme et sur l'impact de son efficacité en tant que barrière au plomb. Cela questionne donc sur les avantages réels à recourir au gainage en PET comparativement aux méthodes plus traditionnelles de remplacement des ESP.

L'objectif de cette étude est de comparer l'empreinte carbone et d'évaluer les incidences sur la santé humaine et sur l'environnement de l'utilisation du gainage en PET pour la mise aux normes d'ESP par rapport aux méthodes traditionnelles de remplacement par des nouvelles conduites en cuivre et en PEX. Pour ce faire, des expériences de vieillissement accéléré ont été menées aux échelles laboratoire et pilote afin d'évaluer les modifications physico-chimiques, le lessivage d'additifs et la fragmentation en MNP du gainage en PET dans diverses conditions d'opération du gainage dans le réseau de distribution. Ainsi, lors de cette étude, ce polymère a été soumis à différents pH et températures, à une chloration choc et à des cycles de gel-dégel avec différentes durées d'exposition pour simuler l'ensemble de son cycle d'utilisation. Une étude d'analyse du cycle de vie (ACV) et d'évaluation du risque écotoxicologique, conforme aux normes ISO14040/14044, a été réalisée. L'objectif de cette ACV est de comparer l'empreinte carbone et d'évaluer les incidences globales sur la santé humaine et sur l'environnement de l'utilisation du gainage en PET pour la mise aux normes d'ESP par rapport aux méthodes traditionnelles de remplacement par des nouvelles conduites en cuivre et en PEX.

Finalement, ce mémoire délivre des pistes décisionnelles aux municipalités dans leur plans de mises aux normes des ESP afin de leur permettre de proposer à leurs citoyens des solutions sûres pour leur santé et plus durables. Ce mémoire formule également des recommandations pour l'exploitation du réseau de distribution en cas d'utilisation du gainage en PET, grâce à une meilleure compréhension des dégradations que le PET peut subir dans son environnement d'utilisation.

## CHAPITRE 2 ÉTAT DE L'ART

### 2.1 Le gainage en PET, une alternative sûre au remplacement complet des ESP ?

Le gainage en PET, fabriqué à partir de polyéthylène téréphtalate non recyclé, a été largement déployé en Europe dès les années 1990. Il s'ajoute ainsi aux nombreuses applications du PET dans notre quotidien. Cependant, son adéquation en termes de durabilité, son efficacité comme barrière contre le plomb, ainsi que son innocuité pour la santé humaine, sont des questions importantes à considérer pour une solution technique prévue pour un usage en contact avec l'eau potable. Il est ainsi crucial d'évaluer la pertinence de cette solution alternative pour la mise aux normes des installations de plomberie, en comparaison avec les méthodes traditionnelles de remplacement des conduites par des matériaux comme le cuivre ou le plastique.

#### 2.1.1 Le PET, un plastique déjà bien éprouvé

Le gainage en PET se présente sous la forme d'un tube fabriqué à base d'une polyoléfine vierge non recyclé, le PET. Le PET (CAS 25038-59-9) appartient à la famille des polyesters linéaires semi-aromatiques et est le produit de la polycondensation de deux composés : l'acide téréphtalique ( $C_8H_6O_4$ ) et l'éthylène glycol ( $C_2H_6O_2$ ) (Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2017) (Figure 2.1). Sa température de fusion ( $T_f$ ) est  $245^\circ C$  et sa température de transition vitreuse ( $T_g$ ) est située entre  $61$  et  $77^\circ C$  (Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2017).

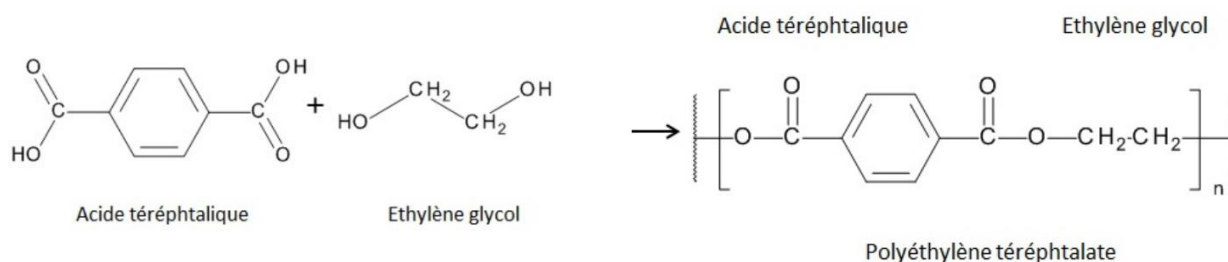


Figure 2.1 Production du PET (Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2017).

Le PET est transparent à l'état amorphe et blanc laiteux et opaque à l'état semi-cristallin. Le gainage en PET est mi-amorphe mi-cristalline, c'est-à-dire qu'elle se compose de chaînes de polymère hautement ordonnées et solidement entassées et de chaînes désordonnées (Figure 2.2).

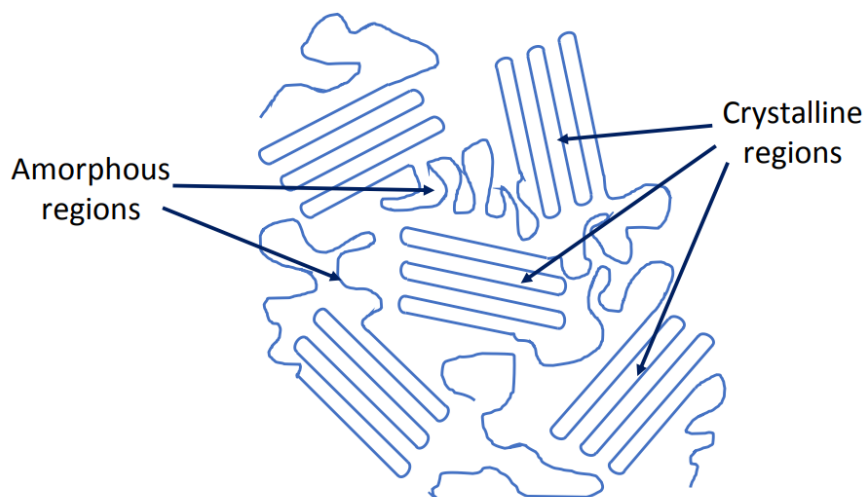


Figure 2.2 Structure semi-cristalline des polymères issu de Booth et al. (2017).

Le PET est un thermoplastique, c'est-à-dire qu'il est facilement modelé sous l'effet de la chaleur, et est l'un des polymères plastiques les plus utilisés au monde. En 2022, il représentait 6,2% de la production mondiale de plastique, soit 24,82 Mt de PET produites (Plastics europe, 2023). Il est notamment employé dans l'industrie alimentaire comme matériau d'emballage au contact direct des aliments et comme récipient pour boissons (bouteilles) ou encore dans l'industrie textile pour la fabrication des fibres synthétiques polyester. En effet, ses excellentes performances mécaniques (résistance à l'abrasion, stabilité dimensionnelle - résistance au fluage, facilité de traitement des détails et de leurs surfaces, haute résistance aux chocs), chimiques et thermiques, sa légèreté, sa grande malléabilité ainsi que sa facilité et son faible coût de production, en font un matériau de choix pour toutes ces applications (Sulyman et al., 2016).

### 2.1.2 Installation du gainage en PET

La réhabilitation d'une conduite en plomb par l'installation d'un gainage en PET est une technique peu invasive, rapide (environ 2h indépendamment de la longueur de conduite), facile à réaliser et, d'après les estimations des fabricants, plus économique, car il n'est pas nécessaire d'excaver sur

toute la longueur de la conduite comme c'est souvent le cas lors d'un remplacement complet (Randtke et al., 2017). L'utilisation du gainage en PET pour la réhabilitation des conduites est limitée à un diamètre allant de ½ po (12,7 mm) à 2 po (50,8 mm) et pour une longueur maximale de 300 pieds, soit environ 90 m (Randtke et al., 2017).

La conduite en plomb est tout d'abord nettoyée de ses impuretés par injection d'air sous pression. Le tube en PET est ensuite inséré dans la conduite en plomb. Cette étape nécessite d'excaver le sol uniquement au niveau des extrémités de la conduite à gainer – les dimensions de l'excavation sont approximativement de 8 m<sup>3</sup>. Ensuite, de l'eau chaude sous pression (environ 90°C, 28-43 psi) est mise en circulation dans le tube (Randtke et al., 2017) (Figure 2.3). Le PET étant thermoplastique, la chaleur rend le polymère malléable et la pression permet au tube de s'expandre vers les parois de la conduite et d'obtenir un recouvrement d'épaisseur homogène sur toute la longueur de la conduite.



Figure 2.3 Photos d'un tronçon d'ESP gainée.

### 2.1.3 Estimation de la durée de vie du gainage en PET

La durée de vie estimée par le manufacturier pour le gainage en PET est de plus de 50 ans (Randtke et al., 2017). Cette durée de vie est similaire à celle prévue par les fabricants pour des conduites plastiques, bien que dans les faits, leur durée de vie effective est souvent estimée à moins de 10 ans (Dear and Mason, 2001; Fadel, 2022). En effet, ces dernières peuvent subir des défaillances précoces, lorsqu'elles sont assujetties à des variations de débit et de pression, mises au contact de produits chimiques et/ou affectées par les mouvements naturels du sol ou activités de tiers à proximité (Dear and Mason, 2001). Cependant, l'impact de ces phénomènes sur la durée de vie effective des gainages en PET est encore mal illustré dans la littérature et il ne s'agit donc que de durées de vie estimées. Le gainage en PET dispose du support et de la protection de la conduite en



plomb déjà en place ce qui le rend moins exposé aux contraintes précédemment citées et pourrait augmenter sa longévité effective par rapport à celles des conduites de distribution. Il est toutefois aujourd'hui difficile de vérifier cette longévité, car l'installation et l'utilisation de ce revêtement sont encore trop récentes (environ 30 ans) et des données pour la démontrer ne sont pas disponibles. Cependant, le gainage est produit à partir de PET non-recyclé et ce type de plastique contient de manière générale moins d'additifs notamment métalliques que les plastiques recyclés, ce qui permet de diminuer les concentrations de métaux lessivés. Eriksen et al. (2018) ont en effet mis en évidence que des déchets plastiques et des plastiques recyclés contiennent des concentrations significativement plus élevées en Al, de Pb, de Ti et de Zn, par rapport à des plastiques vierges. En particulier, le processus de revalorisation nécessite l'utilisation d'additifs métalliques pour améliorer les propriétés mécaniques du plastique pendant le recyclage qui viennent s'ajouter aux métaux déjà contenus dans les plastiques.

## **2.1.4 Efficacité certifiée à faire barrière au plomb ?**

### **2.1.4.1 Efficacité à court-terme**

Quelques études de suivi des mises aux normes d'ESP par le gainage en PET ont été réalisées en Europe à Salisbury (Grande Bretagne) pendant 2 ans après son installation, à Dublin (Irlande) après 24h et 1 mois d'utilisation, et en Amérique du Nord à Wauwatosa (Wisconsin) après 24h et 1 mois d'utilisation. Ces essais ont prouvé la capacité *in situ* du gainage à diminuer drastiquement le passage du plomb vers l'eau potable et à abaisser sa concentration en dessous de la norme actuelle à la suite de son installation et jusque dans les 3 ans suivants (Ball, 2016; Wim Elzink services, 2018). En complément, l'étude de Breault (2014) a également permis de confirmer l'efficacité du gainage en PET à diminuer le plomb dans l'eau après 4 jours de stagnation à température ambiante et en présence de 2 ppm de chlore libre ajoutés dans une eau à pH = 6,5 et 8 et de 100 mg CaCO<sub>3</sub>/L de dureté. En revanche, aucun suivi public n'est disponible pour les 200 000 ESP gainées en France (3220 km de gainage installé).

Une étude réalisée en Australie (Louisville) a permis de tester l'efficacité *in situ* de gainages installés sur 5 ESP, 8 ans après leur installation (Wim Elzink services, 2018). Cependant, il faut noter que ces ESP gainées n'ont pas été utilisées durant cette période et sont restées stagnantes. Ces tronçons ont été rincés pendant 48h avant d'effectuer des essais de stagnation pendant 8h et

48h. Après 8h de stagnation, les concentrations en plomb dissous et total mesurées dans le premier rinçage étaient respectivement inférieures ou égales à 1 µg/L et 2 µg/L pour 4 conduites et respectivement égales à 12 µg/L et 15 µg/L pour l'une des conduites. Après 2 min de rinçage, les concentrations en plomb dissous et total mesurées étaient toutes inférieures ou égales à 1 µg/L. Après 48h de stagnation, les concentrations en plomb dissous et total mesurées dans le premier rinçage et après 2 min étaient respectivement toujours inférieures ou égales à 1 µg/L et 2 µg/L à l'exception de la même conduite qui montrait toujours de hauts niveaux en plomb (respectivement, 8 µg/L et 10 µg/L lors du premier rinçage). Cette étude suggère que le gainage reste efficace plusieurs années en stagnation après son installation, mais ne fournit pas de résultats en utilisation normale.

### **2.1.4.2 Efficacité à long-terme**

L'aptitude du gainage en PET à remplir sa fonction sur le long terme n'a été vérifiée qu'à l'occasion d'un unique suivi réalisé régulièrement à Freital en Allemagne sur une ESP en fonctionnement encore 23 ans après l'installation du gainage. Cette étude suggère que le gainage en PET est bien en mesure d'assurer la diminution pérenne du plomb dans l'eau de consommation en deçà de 1 µg/L (Wim Elzink services, 2018). En revanche, aucune étude de l'état physique du gainage après plusieurs années d'utilisation ne permet de confirmer que le gainage a conservé son intégrité physico-chimique pendant plus de 20 ans.

En conclusion, le gainage en PET semble donc être une solution prometteuse en termes de gain de temps et de facilité de mise en œuvre par rapport aux méthodes traditionnelles de mise aux normes, souvent plus invasives et plus difficile à installer. Également, sa durée de vie présumée par le constructeur la rend comparable aux conduites de cuivre ou plastiques utilisées lors des remplacements complets. Enfin, son efficacité à abaisser les concentrations en plomb à court-terme a été démontrée à plusieurs reprises. En revanche, certains des aspects de la performance du gainage en PET sur le court et long terme restent à démontrer. En particulier, sa résistance physique et chimique, sa durabilité et son impact à terme sur la qualité de l'eau qu'elle transporte en conditions d'utilisation sont encore inconnus, de même que son innocuité pour la santé humaine et pour l'environnement reste à vérifier.

## **2.2 Durabilité physico-chimique des plastiques dans le réseau de distribution**

De nombreuses recherches se sont intéressées à l'étude de la dégradation des plastiques à la fois dans l'environnement, mais aussi au cours de leur utilisation. Les plastiques à base de PET (bouteilles d'eau) et les conduites polymères à base de polyéthylène (PE, LDPE, HDPE, PEX), en polychlorure de vinyle (PVC) ou encore en polypropylène (PP), dont l'utilisation est aujourd'hui très largement répandue dans les réseaux d'eau potable municipaux et des bâtiments, ont déjà fait l'objet de travaux de recherche. En particulier, la résistance physique, les modifications chimiques de surface et de structure, le relargage d'additifs et la fragmentation en micro- et nanoplastiques (MNP) de ces plastiques lorsqu'ils sont soumis à des conditions de vieillissement accélérées ont été étudiés. Les effets de certains paramètres physiques (e.g. la température, les frottements, les radiations) et chimiques (e.g., le type d'eau, le pH, la présence d'oxydants comme le chlore) sur les propriétés du matériau (e.g, mécanique, état de surface) et sur son vieillissement prématuré ont été investigués. Seules deux études ont porté spécifiquement sur le gainage en PET, en s'intéressant au relargage d'additifs à savoir les phtalates (Lane, 2015) et l'antimoine (Breault, 2014).

### **2.2.1 Dégradation des conduites plastiques dans le réseau de distribution**

Pour une application dans le réseau de distribution et donc en absence de source UV, les principaux phénomènes susceptibles de dégrader les plastiques sont l'hydrolyse, l'oxydation thermique ainsi que l'agression par des agents oxydants. Dans le cas de municipalités au climat froid, comme à la Ville de Montréal, des phénomènes de gel et dégel peuvent également survenir répétitivement dans le réseau de distribution.

#### **2.2.1.1 Effet de l'eau : hydrolyse**

L'hydrolyse se caractérise par un processus initial et rapide de pénétration de l'eau à l'intérieur du polymère plastique (phénomène de plastification) suivi d'une cristallisation plus lente. Lors de ce phénomène, l'eau se diffuse d'abord dans les régions amorphes du polymère provoque le clivage des liaisons ester ( $R-O-C=O$ ) (Sang et al., 2020) et la formation de chaînes polymériques plus courtes terminées par un groupement carboxylique et/ou alcool (Chamas et al., 2020). La dégradation ultime du PET par hydrolyse provoquerait une estérification inverse du PET conduisant ultimement à la reformation d'acide téréphtalique et d'éthylène glycol.

La vitesse de dégradation par hydrolyse dépend fortement du degré de cristallinité initial (%X) du PET et de l'humidité relative du milieu, car les cristallites présentes dans le PET entravent le processus d'hydrolyse en agissant comme des barrières à la diffusion de l'humidité et de l'oxygène (Allen et al., 1991). Edge et al. (1991) ont étudié les effets combinés de l'eau et de la température sur des bouteilles en PET (%X = 30%) et des films de PET amorphe (%X = 1%, 200  $\mu\text{m}$  d'épaisseur) vieillies à l'étuve dans des conditions de sol sec et de sols humides, (45 et 100% d'humidité relative) aux températures de 60, 70, 80 et 90°C. Cette étude a montré que la dégradation du PET par hydrolyse est le processus dominant à des températures proches ou inférieures à la  $T_g$  du PET (< 70-80°C) pour les matériaux cristallins et de faible poids moléculaire.

Le pH et la présence d'autres contaminants dans les sols, comme les métaux, peuvent également jouer un rôle dans la vitesse de dégradation du PET. Par ailleurs, à des pH proches de la neutralité, le clivage hydrolytique du PET se produit lentement, mais s'accélère au contraire rapidement en conditions acides (Chamas et al., 2020). L'hydrolyse en elle-même est un phénomène très lent à température ambiante (20°C), c'est pourquoi les vieillissements dans l'environnement provoquent davantage des changements au niveau de la chimie de surface plutôt qu'au niveau de la structure du polymère. Pour affecter la structure complète du polymère, des températures plus proches de la  $T_g$  du polymère sont nécessaires (Sang et al., 2020).

### **2.2.1.2 Effet de la température : oxydation thermique**

De manière générale, dans le cas d'un vieillissement thermique dans l'eau, la dégradation du PET augmente de manière significative avec la température et se traduit d'abord par une scission aléatoire de la liaison ester conduisant à la formation de groupes terminaux vinyliques et carboxyle (C=C et COOH) (Edge et al., 1991). En particulier, au-dessus de la  $T_g$  du PET, l'oxydation thermique devient le phénomène de dégradation prédominant par rapport à l'hydrolyse (Pirzadeh et al., 2007). Il a toutefois été prouvé que le PET vieilli thermiquement conserve son intégrité et ses caractéristiques initiales jusqu'à des températures de 120°C, mais ces dernières se dégradent ensuite très rapidement à 140°C (Ishioka et al., 1988). Edge et al. (1991) ont aussi mis en évidence que la présence d'ions métalliques provenant de l'environnement naturel, favoriserait la dégradation du PET à des températures supérieures à la  $T_g$ . Dans ce cas, les ions métalliques seraient plus

susceptibles de migrer du sol vers le polymère et joueraient un rôle de catalyseur accentuant la dégradation du PET.

### **2.2.1.3 Effet du chlore**

Le chlore est un agent de désinfection très largement utilisé dans le monde, le plus souvent sous la forme de chlore gazeux  $\text{Cl}_2$  (gazeux) ou encore d'hypochlorite de sodium ( $\text{NaOCl}$ ) ou de calcium ( $\text{CaOCl}$ ). Ce dernier est ajouté à l'eau traitée en sortie de station de potabilisation ou directement injecté dans le réseau de distribution dans l'objectif de diminuer les goûts et les odeurs, d'éliminer de nombreux pathogènes et contrôler la présence de certains composés ( $\text{H}_2\text{S}$ , Fe, Mn, N, ...) dans l'eau. Selon la forme de chlore utilisée, ce dernier peut se dissocier en  $\text{OCl}^-$  et  $\text{HOCl}$ , en proportions dépendante du pH de l'eau du réseau (100%  $\text{HOCl}$  si  $\text{pH} < 5,5$  et 100%  $\text{OCl}^-$  si  $\text{pH} > 11$ ) (Eng et al., 2011). D'autres formes de chlore sont aussi utilisées dont la monochloramine et le dioxyde de chlore  $\text{ClO}_2$ .

Plusieurs auteurs ont mis en évidence que la présence de chlore accélère la dégradation des plastiques par rapport à des conditions de vieillissement équivalente en absence de chlore (Castagnetti et al., 2011; Eng et al., 2011). Le chlore commence par attaquer les antioxydants présents sur les quelques premiers millimètres de la surface des échantillons ou de la paroi intérieure des conduites qui rentre en contact avec l'eau chlorée (Castagnetti et al., 2011; Castillo Montes et al., 2012; Dear and Mason, 2001; Hassinen, 2004; Whelton and Dietrich, 2009; Yu et al., 2011) et ce plus rapidement qu'en présence d'eau seule (Bredács et al., 2018; Castagnetti et al., 2011; Castillo Montes et al., 2012; Dear and Mason, 2001). Ces antioxydants ont pour rôle de protéger les polymères de l'oxydation et de prévenir la scission de leurs chaînes (Dear and Mason, 2001). L'épuisement des antioxydants n'a lieu que dans la composante amorphe du polymère semi-cristallin, la partie cristalline n'étant pas impactée par le vieillissement (Castillo Montes et al., 2012; Hassinen, 2004; Whelton and Dietrich, 2009). Une fois que le système antioxydant est totalement épuisé ou qu'une concentration en antioxydant critique est atteinte (Castillo Montes et al., 2012; Hassinen, 2004; Yu et al., 2011), il s'ensuit une oxydation de la surface interne de la conduite due à la rupture des liaisons carbone-hydrogène ou carbone-carbone. La diffusion du chlore dans la matrice du polymère est également possible (Castillo Montes et al., 2012; Dear and Mason, 2001) et il est également possible que le chlore attaque simultanément les antioxydants et

le polymère (Bredács et al., 2018). Enfin, certains facteurs peuvent influencer le pouvoir oxydant du chlore comme la source de chlore, la température ou encore le pH et la durée d'exposition.

L'ajout d'hypochlorite de sodium ( $\text{NaOCl}$ ) ou de dioxyde de chlore ( $\text{ClO}_2$ ) dans l'eau affecte différemment la dégradation des conduites d'eau potable du fait de leurs différences de spéciation, d'interactions et de réactions avec les plastiques. En particulier, le  $\text{ClO}_2$ , est plus oxydant que  $\text{NaOCl}$ , car sa nature gazeuse lui permet de pénétrer et de diffuser plus facilement dans le polymère plastique et donc de le dégrader plus rapidement (Castagnetti et al., 2011; Colin et al., 2009; Vertova et al., 2019). Le  $\text{ClO}_2$  est également associé à une consommation accrue d'antioxydants et jusqu'à quatre fois plus rapidement qu'avec le  $\text{NaOH}$  (Yu et al., 2011).

La concentration en chlore libre dans le milieu joue également un rôle significatif sur le degré et la vitesse de dégradation des polymères. Plus la concentration en chlore initiale est élevée, plus la consommation en antioxydant est rapide (Dear and Mason, 2001) et plus la dégradation du polymère est accélérée (Castillo Montes et al., 2012). Cependant, Castillo Montes et al. (2012) a aussi suggéré qu'en présence d'excès de chlore ( $\text{NaOH}$ ), la vitesse de réaction avec les antioxydants et donc la vitesse de dégradation des plastiques atteint un plateau au-dessus de 25 ppm.

De plus, la littérature a mis en évidence que la température accélère le processus d'oxydation par le chlore. En effet, l'effet oxydant du chlore augmente avec la température réduisant encore plus rapidement la résistance mécanique et la durabilité du PE (Bredács et al., 2018). Whelton and Dietrich (2009) ont constaté une accélération de l'oxydation de la conduite en PEHD qui augmente avec la concentration en chlore libre et la température appliquée (23, 37 et 70°C à 0, 45 et 250  $\text{mgCl}_2$ ) attribuable à la pénétration de l'eau dans le PEHD, et à la migration accélérée de l'antioxydant hors du polymère, et éventuellement à la destruction thermique de l'antioxydant au sein du polymère. En particulier, ce phénomène a été relevé pour les échantillons exposés à 70°C, en présence de 0, 45 et 250  $\text{mg Cl}_2/\text{L}$ .

Colin et al. (2009) ont constaté que le pH n'influence pas la rapidité et l'intensité de l'oxydation des films de PE exposés à 80-90 ppm de dioxyde de chlore, aussi bien à 20°C qu'à 40°C. Cependant, Castillo Montes et al. (2012) a suggéré que le pH pourrait affecter la profondeur de migration du chlore dans les parois de la conduite. En effet, à un pH proche de 6,5,  $\text{HClO}$  est majoritaire en

solution. Ces composés pénètrent plus profondément dans le plastique grâce à leur plus grande solubilité dans ce dernier par rapport au  $\text{OCl}^-$ , qui prédomine à un pH supérieur à 8.

#### **2.2.1.4 Effet du gel-dégel**

Les effets de gel-dégel sur les plastiques ont été très peu documentés dans la littérature. Parmi les quelques études sur le sujet, Rowenczyk et al. (2024) ont étudié le vieillissement au gel-dégel (GD) de 3 films de paillis à base de PE et ont mis en évidence des modifications quantifiables des propriétés physico-chimiques de la surface. En particulier, bien qu'aucune augmentation significative de l'indice carbonyle (IC) n'ait été observée pour les films de PE soumis à des cycles de gel-dégel pendant 20 semaines, une augmentation significative de l'indice de liaison saturé (UBI) correspondant aux liaisons vinyliques ( $\text{C}=\text{C}$ ) a été constaté. Cette étude souligne donc l'importance d'étudier l'UBI en complément du IC, souvent privilégié dans les études sur le vieillissement des polymères, pour attester de leur stade de dégradation.

Le GD est considéré comme une altération physique et non chimique, qui peut mener à la migration de plastifiants vers la surface du matériau (Wu et al., 2022). Cette hypothèse a été retenue dans cette étude pour expliquer l'augmentation du taux d'insaturation en surface. Le GD a notamment eu un impact sur la mouillabilité d'au moins 2 des 3 films PE de l'étude de Rowenczyk et al. (2024). En revanche, aucune modification de la cristallinité n'a été observée suite à ce type de vieillissement. Les observations de surface au microscope électronique, ont montré que tous les films altérés présentaient des morceaux de polymère prêts à se détacher à leur surface, ce qui suggère qu'elles pourraient être à l'origine de MNP.

#### **2.2.1.5 Étapes de dégradation physico-chimique des conduites plastiques dans le réseau de distribution**

La dégradation des conduites en polyoléfinés (principalement à base de PE, PP) par l'attaque de l'eau combinée aux effets catalytiques du chlore (source et concentration), de la température, du pH ainsi que de la durée d'exposition est décrite dans la littérature et se déroule en trois étapes majeures (Vertova et al., 2019; Whelton and Dietrich, 2009) indépendamment du type de désinfectant ( $\text{ClO}_2$  ou  $\text{NaOCl}$  ou  $\text{CaOCl}$ ) considéré.

- (i) Une première étape consiste à l'oxydation de surface de la conduite. La rupture des liaisons ester ( $R-O-C=O$ ) entraîne la formation de chaînes de polymères plus courtes terminées par un groupement carboxylique ( $O-C=O$ ) et/ou alcool ( $OH$ ). De même, la scission des liaisons  $C-H$  ou  $C-C$  fait apparaître d'une signature caractéristique d'oxygène avec la formation de groupements carbonyles ( $C=O$ ) (Colin et al., 2009; Eng et al., 2011; Khan et al., 2022; Vertova et al., 2019),  $C-O-C$  (Castillo Montes et al., 2012), hydroxyle ( $-O-H$ ) (Castillo Montes et al., 2012; Colin et al., 2009; Vertova et al., 2019) et vinyliques ( $C=C$ ) (Edge et al., 1991; Rowenczyk et al., 2024) voire même de groupements carbone-chlore dans le cas d'utilisation de  $ClO_2$  (Bredács et al., 2018).
- (ii) Une deuxième étape de dégradation plus avancée intervient lorsque le cœur du polymère est attaqué et que ses chaînes se fracturent et se réorganisent. La littérature s'accorde à dire que la partie cristalline est préservée pendant le vieillissement, et que seul le composant amorphe est dégradé. Ceci entraîne de fait l'augmentation de la cristallinité du matériau vieilli qui se traduit aussi par une augmentation de sa température de fusion et de transition vitreuse (Dear and Mason, 2001; Khan et al., 2022; Panowicz et al., 2021; Vertova et al., 2019; Whelton and Dietrich, 2009; Yu et al., 2011).
- (iii) Finalement, une dernière étape d'apparition de microfissures et dégradation des propriétés mécaniques du matériau se produit. En effet, une cristallinité plus élevée implique que les matériaux deviennent plus rigides et plus fragiles, ce qui rend propice la formation de microfissures. Ces dernières continuent de s'oxyder et finissent par devenir visibles, se combinent et se propagent à travers la paroi de la conduite. Ceci entraîne la diminution de la résistance mécanique de la conduite qui finit par se rompre lorsque la pression de l'eau devient trop forte ou qu'une défaillance mécanique provoque une fuite et conduit à la rupture de la conduite (Hassinen, 2004; Vertova et al., 2019; Whelton and Dietrich, 2009; Yu et al., 2011).

Cette étape ultime de dégradation du polymère peut être atteinte plus rapidement selon les conditions environnantes. Par exemple, le rôle du chlore, mentionné plus tôt, sur la dégradation des performances mécaniques du PE a pu être montré dans certaines études, mais reste encore discutée. En effet, Bredács et al. (2018); Dear and Mason (2001); Eng et al. (2011); Khan et al. (2022);



Vertova et al. (2019); Yu et al. (2011) ont mis en évidence le lien entre la consommation des antioxydants par le chlore et l'apparition de microfissures suite à une exposition à de l'eau chlorée (Bredács et al., 2018; Dear and Mason, 2001; Eng et al., 2011; Vertova et al., 2019; Yu et al., 2011) ainsi qu'une perte de ductilité et d'allongement à la rupture (Bredács et al., 2018; Khan et al., 2022). A l'inverse, Castagnetti et al. (2011) n'ont pas trouvé de corrélation entre la perte d'antioxydants et la dégradation des propriétés mécaniques de conduites de PE.

### **2.2.1.6 Absorption d'eau et adsorption de contaminants**

Le PE et ses copolymères lorsque vieillissent peuvent absorber de l'eau, bien que ce soient, à l'origine, des matériaux hydrophobes (Whelton and Dietrich, 2009). Lorsque leur cristallinité augmente entraînant une diminution de leur perméabilité, des phénomènes d'absorption d'eau et de variation de masse peuvent se produire (Castillo Montes et al., 2012). De la même manière de l'accumulation des métaux (manganèse, plomb, nickel) et minéraux (phosphore sélénium, magnésium) sur la surface interne de conduite plastiques peuvent survenir très rapidement (dès 1 an d'utilisation) et être favorisées lorsque ces dernières occupent la position d'entrée de service (Salehi et al., 2017). Ces phénomènes d'adsorption de métaux notamment de plomb par les conduites plastiques sont influencés par la température de l'eau, les concentrations en métaux dans l'eau, leur réaction de précipitation, le processus d'adsorption métal-plastique mais aussi par l'état de vieillissement des conduites (Hadiuzzaman et al., 2023). En particulier, l'apparition de groupes carbonés oxydés (C-O ; C=O et O-C=O) à la surface des conduites la charge négativement, favorisant par exemple l'adsorption de plomb sur sa paroi.

Finalement, la présence d'eau dans le réseau de distribution peut avoir un impact sur la dégradation du gainage en PET. Couplée à une température élevée, à des phénomènes de gel et dégel, à des dosages de chlore, à un pH faible ainsi qu'à la présence de métaux dans le milieu, la vitesse de dégradation des conduites plastiques est susceptible d'être significativement accélérée. En particulier, des modifications de surface sont susceptibles d'apparaître plus rapidement et intensément et d'atteindre la structure du polymère plus rapidement pour finalement mener à la fracture de la conduite. Le gainage en PET est lui aussi susceptible de se dégrader continuellement au contact d'un milieu avec des températures variables et des chocs de pH et d'interagir de manière encore inconnue avec les espèces chlorées et les métaux présents dans l'eau. Les effets de

l'hydrolyse, de la température, et de la chloration ainsi que du pH sur la durabilité du gainage en PET sont ainsi importants à évaluer.

### **2.2.2 Lessivage d'additifs à partir des plastiques**

En fonction des propriétés spécifiques attendues du plastique, des substances chimiques organiques ou inorganiques, que l'on nomme additifs, peuvent être ajoutées à la formulation des polymères. Ces additifs peuvent être formulés à hauteur de quelques % à plus de 100 % de la masse du polymère et confèrent à ce dernier des caractéristiques chimiques, physiques ou physico-chimiques comme sa couleur, sa texture, sa résistance aux UV et à la chaleur, ainsi que d'autres propriétés mécaniques et chimiques (da Silva Costa et al., 2021; Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2019).

L'utilisation du gainage en PET sur des conduites de petit diamètre, dont le rapport surface/volume est relativement élevé et dont le débit est intermittent, maximise le risque de lessivage de ces additifs qui pourraient passer vers l'eau de consommation. Par exemple, des additifs de type phtalates, métalliques (antimoine, titane, plomb, etc.) et minéraux (silice, calcium, magnésium, sodium) rentrent dans la composition usuelle des matériaux polymères comme le PET et peuvent être lessivés vers l'eau potable à des concentrations encore aujourd'hui mal évaluées (Institut National de la Recherche Scientifique (INRS), 2019). Par exemple, les phtalates, les organophosphates et organotines, les composés organiques volatils (COV) (Diera et al., 2023; Isaacson et al., 2021), des sels (Ca, Mg, K) et des métaux comme le titane, le fer (Fadel, 2022), le plomb (Al-Malack, 2001) et l'antimoine ont été identifiés et peuvent être lessivés à partir de conduites plastiques (PE, PVC). En particulier, le lessivage d'antimoine (Breault, 2014) et de phtalates (Lane, 2015) à partir du gainage en PET a déjà été investigué. Or, ces composés chimiques même en quantités faibles, peuvent présenter un risque significatif pour la santé humaine et l'environnement (Fadel, 2022).

La littérature fait état d'une myriade de composés susceptibles d'être lessivés à partir de conduites plastiques et de bouteilles d'eau à base de PET mais nous choisirons d'axer le reste de cette partie sur la toxicité et les évidences de lessivages de phtalates et d'antimoine à partir du PET.

## 2.2.2.1 Les phtalates

### 2.2.2.1.1 Présentation des phtalates

Les phtalates représentent un large groupe de substances chimiques dit semi-volatiles, composées de sels ou d'esters de l'acide phtalique (EAP). Leur structure simplifiée est présentée à la Figure 2.4.

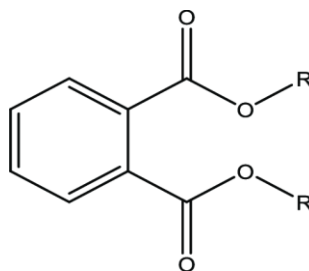


Figure 2.4 Formule chimique simplifiée des phtalates issu et adapté de Apau et al. (2020).

Les phtalates sont les principaux plastifiants utilisés dans l'industrie plastiques à hauteur de 10% à 60% de PAE par masse de plastique afin de lui conférer ses propriétés mécaniques (extensibilité, élasticité et malléabilité) et sont donc présents dans la majorité des produits à base de PVC, PET et PE par exemple (Giuliani et al., 2020). Ce sont 3 millions de tonnes de PAE qui sont consommées par an par l'industrie plastique (Wang and Qian, 2021) et le phtalate de benzyle et de butyle (BBP), le phtalate dedibutyle (DBP) et le phtalate de bis-2-éthylhexyle (DEHP) sont parmi les plus utilisés.

Les phtalates sont ainsi considérés comme des polluants à haut risque en raison de leur impact négatif à la fois sur les organismes vivants et sur l'environnement lors de leur émission durant les phases de vie des polymères et de leur dispersion dans l'air, l'eau et le sol. N'étant pas liés de façon covalente avec le matériau polymère, les phtalates ont un risque de lessivage élevé (Keresztes et al., 2013), ce qui augmente, de fait, l'exposition humaine à ces substances par ingestion, inhalation, exposition cutanée ou iatrogénique (médicament) (Giuliani et al., 2020). L'ingestion de phtalates via l'eau potable a été mise en évidence dans une étude menée sur 16 villes chinoises (Ding et al., 2019). Cette étude a montré que les phtalates transportés via l'eau potable contribuaient à hauteur de 0,60 %, 0,049 %, 1,26 %, 2,76 % et 0,56 % de la dose quotidienne pour le DMP, le DEP, le DiBP, le DnBP et le DEHP respectivement. Cette exposition humaine aux phtalates est associée à

un grand nombre de problèmes de santé touchant en premier lieu les femmes enceintes et les jeunes enfants en provoquant des dérégulations du système endocrinien, neurologique et reproductif ou des risques de puberté précoce, d'infertilité, de différents cancers, d'obésité, de diabète entre autres (Wang and Qian, 2021). Les doses journalières admissibles (DJA) par voie orale dépendent du type de phtalates à savoir de 44 et 63  $\mu\text{g/kg/jour}$  pour le DEHP et le BDP au Canada (Santé Canada, 1996) et de 500  $\mu\text{g/kg/jour}$  pour le BBP en Europe, ce dernier n'étant pas réglementé au Canada (Volk and Castle, 2019). L'Organisation Mondiale pour la Santé a défini une limite de 8  $\mu\text{g/L}$  pour le DEHP dans l'eau potable en 2017 (World Health Organisation (WHO), 2017).

### **2.2.2.1.2 Occurrence du lessivage des phtalates**

Plusieurs études ont fait état du lessivage de phtalates (phtalates esters et acide phtalique) à partir de matériaux plastiques, notamment à partir du gainage en PET étudié dans ce mémoire (Lane, 2015). Dans cette étude, des expériences par remplissage/vidange sur des conduites en cuivre et en plomb gainées avec du PET ont été menées. L'eau de contact était une eau du robinet déchlorée par du sodium bisulfite, ajustée à  $\text{pH} = 6,5 \pm 0,1$  (0,018 mM sodium carbonate et 0,98 mM NaCl, avec 1 mM  $\text{CaCl}_2$  ajouté comme source de dureté) ou à  $\text{pH} = 8 \pm 0,1$  (0,56 mM sodium bicarbonate et 0,44 mM NaCl, avec 1 mM  $\text{CaCl}_2$  ajouté comme source de dureté) mise au contact de 2 mg/L de  $\text{Cl}_2$  pendant 6 heures, 24 heures et 4 jours à température ambiante fixée à 20-25°C. Aucun lessivage de phtalates n'a été observé dans ces conditions qui sont représentatives de conditions normales d'utilisation des gainages, ni dans des conditions extrêmes qui ont consisté en des extractions liquides avec un mélange d'hexane:chloroforme (50:50), d'acétonitrile, et de méthanol:eau (10:90). Bien que ce premier type d'expériences en conditions normales d'utilisation soit bien adapté pour simuler raisonnablement le pire scénario d'exposition humaine à de fortes concentrations de produits lessivés dans l'eau potable, la température et la concentration en chlore testées durant l'expérience sont faibles de même que la durée d'exposition choisie est courte.

En effet, le lessivage de phtalates a été largement démontré pour des bouteilles d'eau minérale à base de PET comme dépendant fortement des conditions et du temps de stockage (Al-Saleh et al., 2011; Keresztes et al., 2013; Leivadara et al., 2008; Seyhan et al., 2022). Ainsi, une légère augmentation du temps de stockage et, dans la plupart des cas, de la température ainsi qu'une exposition à la lumière du soleil entraînent généralement une accélération du relargage de phtalates

dans l'eau de consommation. Toutefois, une hausse de température n'entraîne pas systématiquement une augmentation de la concentration en phtalates dans l'eau, car cette dernière provoque simultanément à la fois une augmentation du taux de dissolution des phtalates et une augmentation de leur taux de décomposition. Ces taux varient significativement selon les marques de bouteilles étudiées et les phtalates suivis (DiBP, DBP, BBP, DEHP) (Keresztes et al., 2013). Par exemple, la biodégradation du DEHP est influencée par la présence de soleil et la température, car sa demi-vie est plus longue à température faible qu'à température élevée. En effet, Al-Saleh et al. (2011) et Leivadara et al. (2008) ont mis en évidence que la concentration en phtalates était plus élevée lorsque des bouteilles minérales sont conservées dans le noir à température faible (4°C) ou à température ambiante plutôt qu'en plein jour à température ambiante ou à 30-45°C. Seyhan et al. (2022) ont par ailleurs réalisé un premier essai de lessivage de phtalates en cas de changements dits brusques de température. De l'eau bouillante à 100°C a été versée dans une bouteille en PET et conservée au frais afin d'étudier si les phtalates pouvaient lessiver vers l'eau. Il a été observé que l'eau bouillante entraînait bien un lessivage des phtalates du PET vers l'eau potable, bien que cette augmentation ne soit pas statistiquement significative (de 5,7 à 7,48 µg/L de DEHP). Aussi, un ratio volume d'eau/surface de polymère faible et une proportion importante de PET recyclé va induire une augmentation significative des concentrations de phtalates retrouvées dans l'eau (Keresztes et al., 2013; Lane, 2015).

## **2.2.2.2 L'antimoine**

### **2.2.2.2.1 Présentation de l'antimoine**

L'antimoine (Sb) est une substance inorganique cristalline. Sous la forme de trioxyde de diantimoine (Figure 2.5), elle est très largement et fréquemment utilisée comme retardateur de flamme dans les plastiques et initiateur de polymérisation du PET, du fait de son importante activité catalytique et de sa capacité à ne pas générer de couleurs et peu de réactions secondaires indésirables (Duh, 2002). Les réactions catalysées par l'antimoine sont utilisées dans 90 % de la production mondiale de PET et la présence de trioxyde d'antimoine ( $\text{Sb}_2\text{O}_3$ ) a été identifiée à hauteur de 100 à 390 mg Sb/kg dans les produits finis à base de plastiques (Zmit and Belhaneche-Bensemra, 2019). En particulier, la teneur en antimoine rencontrée dans les résines commerciales à base de PET est de l'ordre de 190 – 300 mg Sb/kg de PET (Duh, 2002), de l'ordre de  $87,6 \pm 3,9$

mg/kg (Chapa-Martinez et al., 2016) et  $213 \pm 35$  mg Sb/kg (Westerhoff et al., 2008) dans des bouteilles en PET et de l'ordre de 130 mg Sb/kg de PET dans le gainage étudié dans le projet de recherche actuel (Breault, 2014).

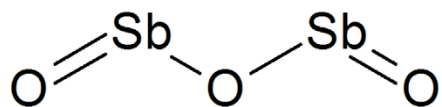


Figure 2.5 Formule chimique du trioxyde d'antimoine issu et adapté de Kim et al. (2021).

La toxicité de l'antimoine dépend de la dose, de la durée et de la voie d'exposition (respiration, ingestion ou contact cutané), de la combinaison à d'autres expositions chimiques, mais aussi de l'âge, du sexe et de l'état de santé de l'individu. Il existe peu d'études affirmant que cette substance ait une toxicité accrue particulier lors de l'ingestion (Cooper and Harrison, 2009) . Cependant, selon la CNESST (2023), le trioxyde d'antimoine peut causer des brûlures gastriques, des nausées et des douleurs abdominales en cas d'ingestion. Il s'agit également d'un cancérogène démontré chez l'animal et suspecté chez l'humain (groupe A2) (CNESST, 2023). Ainsi, la concentration limite acceptable (CMA) en antimoine dans l'eau potable au Québec est de 6 µg/L (Santé Canada, 1999) et de 10 µg/L dans l'Union Européenne (Parlement européen and Conseil européen, 2020).

#### **2.2.2.2 Occurrence du lessivage d'antimoine**

Plusieurs études ont mis en évidence un lessivage de phtalates à partir du PET et notamment à partir du gainage en PET (Tableau 2.1 Tableaux récapitulatifs des expériences sur le lessivage d'antimoine par du PET. Tableau 2.1). À la suite d'expériences de remplissage/vidange avec des conduites en plomb et en cuivre gainées avec le gainage en PET, Breault (2014) a mis en évidence un lessivage d'antimoine de 0,09 à 0,33 µg/L dans l'eau exposée au PET pendant 6 à 24h respectivement, soit bien en dessous de la limite admissible (CMA = 6 µg/L). Tout comme les travaux de Lane (2015) sur le lessivage de phtalates à partir du gainage en PET, la température ambiante, les faibles concentrations en chlore de même que les durées d'exposition courtes ne permettent pas de se rapprocher des aléas pouvant survenir lors du fonctionnement sur le long ou court terme du gainage en PET dans le réseau de distribution. Les concentrations d'antimoine

relevées lors de ces expériences ne sont donc pas forcément représentatives de conditions réelles d'utilisation.

En effet, les facteurs les plus déterminants pour le lessivage d'antimoine sont soit le temps de contact (Zmit and Belhaneche-Bensemra, 2019) soit la température (Chapa-Martinez et al., 2016) dont l'augmentation en particulier au-delà de 40°C entraîne une accélération significative du lessivage d'antimoine (Reimann et al., 2012; Sartory et al., 2015; Westerhoff et al., 2008). Aucun effet de pH n'a été mis en évidence pour les gammes usuelles de l'eau du robinet allant de 6,3 à 8,3 (Westerhoff et al., 2008). Cette même étude a également étudié l'effet du gel sur le relargage d'antimoine et n'a pas mis en évidence d'effets significatifs du froid sur le relargage d'antimoine.

Tableau 2.1 Tableaux récapitulatifs des expériences sur le lessivage d'antimoine par du PET.

Étude	PET étudié	Paramètres expérimentaux	Concentrations Sb mesurées ou lessivées
Zmit and Belhaneche-Bensemra (2019)	Bouteille minérale algérienne	Temps de contact = [1, 10 ; 365] jours Température = [6 ; 25 ; 40] °C Tailles de bouteilles = [0,33 ; 1,5] L	<b>Pour la bouteille de 0,33 L :</b> [Sb] = [0,50-1,12] µg/L <b>Pour la bouteille de 1,5L :</b> [Sb] = [0,37-0,77] µg/L
Shotyk et al. (2006)	Bouteilles minérales européennes (EU) (n=48) dont allemandes (ALMD) (n=3) et canadiennes (CA) (n=15)	Temps de contact = [Après achat ; Achat + 3 mois] Température ambiante	<b>Bouteille CA :</b> [Sb] = 156 ± 86 ng/ L (après achat) <b>Bouteilles EU (n=39) :</b> [Sb] = 343 ng/L (après achat) <b>Bouteille ALMD :</b> Marque 1 : [Sb] = 359±54 ng/L (après achat) (n=6) Marque 1 : [Sb] = 626±15 ng/L (après 3 mois) (n=3) Autres marques : [Sb] = 253–546 ng/L (après achat) (n=5)
Chapa-Martinez et al. (2016)	Bouteille minérale mexicaine (n=12)	Temps de contact = [5 ; 15] jours Type d'eau : eau ultra pure Température = [25 ; 75] °C pH = [3 ; 7]	<b>Concentrations lessivées au maximum (après 5 jours à 75°C):</b> [Sb] = [1,1-18,5] µg/L
Breault (2014), Randtke et al. (2017)	Gainage Neofit®	Expérience de remplissage/vidange de conduites en plomb et cuivre gainées Temps de contact = [6 ; 24 ; 96]h Température ambiante / Eau MQ	<b>Concentrations lessivées :</b> Pour 6-24h de temps de contact : [Sb] = 0,09 µg/L Pour 96h de temps de contact : [Sb] = 0,33 µg/L
Westerhoff et al. (2008)	Bouteille PET américaine (n=1)	pH = [6,3 ; 7,3 ; 8,3] Temps de contact = 48h Température = [-20 ; 22 ; 80]°C	<b>Pour tous pH à -20°C et 22°C :</b> [Sb] ≈ 0,5 µg/L <b>Pour tous pH à 80°C :</b> [Sb] > 7 µg/L
Reimann et al. (2012)	Bouteilles PET (n=3)	Expérience de remplissage/vidange de bouteilles en PET Type d'eau = Eau déminéralisée acidifiée jusqu'à un pH de 3,5 avec du HNO <sub>3</sub> Temps de vieillissement = 1 semaine Températures = [2, 22, 45, 60, 80°C]	<b>Concentrations médianes / maximales :</b> <b>Pour 2°C :</b> [Sb] = 0,00276 / 0,0233 µg/L <b>Pour 22°C :</b> [Sb] = 0, 0117 / 0,0541 µg/L <b>Pour 45°C :</b> [Sb] = 1,24 / 1,52 µg/L <b>Pour 60°C :</b> [Sb] = 2,75 / 3,32 µg/L <b>Pour 80°C :</b> [Sb] = 10,9 / 15,8 µg/L



Finalement, le risque de lessivage de phtalates et d'antimoine, à partir de matériaux plastiques, destinés à une application dans le réseau de distribution, est bien réel. Les conditions de fonctionnement intermittentes des entrées de service associée à des phases de stagnation plus ou moins longues, les variations de température parfois brusques lors des cycles de gel-dégel, et même l'absence de lumière, rendent propice un lessivage de phtalates et d'antimoine du PET vers l'eau potable.

### **2.2.3 Fragmentation en MNP**

La littérature récente fait apparaître une autre problématique liée au vieillissement des polymères qui est la production de MNP. En effet, l'usure mécanique, l'érosion, la chaleur, les périodes de gel-dégel, la dégradation par les UV, et parfois des facteurs biologiques, peuvent mener rapidement à la fragmentation d'objets plastiques macroplastiques jusqu'à l'échelle nanométrique. Il faut ainsi distinguer les microplastiques (MP) de taille comprise entre 1 mm et 5 mm et les nanoplastiques (NP) de taille comprise entre 1 nm à 1  $\mu$ m (Gigault et al., 2018).

#### **2.2.3.1 Caractéristiques des MNP**

De manière générale, les MNP issus de la dégradation de matériaux sont physico-chimiquement très différents du macroplastique de départ. Ils présentent souvent un état d'oxydation plus avancé et une cristallinité plus élevée. D'un point de vue fonctionnel, leur hydrophobicité est plus faible que les plastiques d'origine, du fait de l'augmentation de leur porosité et du nombre de groupes fonctionnels d'oxygène (Liu et al., 2020). La diminution de taille de ces fragments va de pair avec une augmentation de leur surface spécifique. Ceci accroît leur capacité de sorption des polluants organiques et inorganiques à leur surface, comme des métaux ou même des microorganismes présents dans l'environnement, et leur possibilité de les transporter à travers les réservoirs aquatiques (Davranche et al., 2019; Liu et al., 2020; Wang et al., 2022).

Les MNP présentent des comportements très différents selon leur taille dans l'eau, en particulier concernant leurs propriétés de transport et d'interaction avec le milieu dans lequel ils évoluent. En effet, à l'échelle micrométrique, le comportement de ces particules dans l'eau est régi par leur flottabilité et dépend donc de leur densité et de leur forme, comme pour les macroplastiques. Pour les nanoparticules, le mouvement brownien prédomine et maintient les particules en dispersion

dans la colonne d'eau (Gigault et al., 2018). Le mouvement brownien est, en effet, un mouvement aléatoire des particules dans un fluide sans être influencé par des forces externes.

Du fait de leurs propriétés de transport spécifiques, d'agrégation et d'interaction avec les autres contaminants et organismes vivants présents dans l'eau, les MNP sont aujourd'hui une source d'inquiétude quant aux effets qu'ils peuvent générer sur la santé humaine et sur l'environnement.

### **2.2.3.2 Toxicité des MNP**

Du fait de l'omniprésence de MNP dans les différents compartiments environnementaux, de leur mobilité à travers ces compartiments et à cause des capacités limitées de rétention de ces particules fines notamment dans les filières de traitement de l'eau (Pivokonsky et al., 2018), l'exposition humaine et environnementale via l'eau, l'air et le sol à ces particules est inévitable.

Leslie et al. (2022) ont quantifié la présence de particules plastiques ( $> 700$  nm) dans le sang humain à une concentration moyenne de  $1,6 \mu\text{g/mL}$  ( $n=22$  volontaires sains). Parmi ces plastiques, le PE, PET et des polymères à base de styrène ont été les plus retrouvés. Les résultats mettent aussi en évidence le risque de transfert de ces particules du sang vers d'autres parties de l'organisme comme les tissus et les organes. Encore une fois, la taille, la forme, la chimie de surface et la charge des particules définissent leurs interactions avec les systèmes biologiques et leur capacité à être éliminées par le corps humain, s'y accumuler ou bien pénétrer les cellules. Les études concernant les effets dus à l'ingestion de particules plastiques par des animaux sont maintenant nombreuses et montrent des effets à différentes échelles des organismes. Par exemple, Amereh et al. (2020) ont étudié l'exposition de rats à des NP de polystyrène. Cette étude a montré, d'une part que l'exposition aux NP diminue les capacités reproductives en altérant la morphologie et la viabilité des spermatozoïdes et, d'autre part, qu'ils entraînent une réduction de l'expression des gènes responsables du bon fonctionnement endocrinien. Des effets similaires ont été observés chez d'autres espèces comme chez les poissons ou les batraciens (Yong et al., 2020).

Le transfert de ces particules intra-espèce via la reproduction (Pitt et al., 2018) et inter-espèces via la chaîne alimentaire ont aussi été démontré (Mattsson et al., 2015; Mattsson et al., 2017). Ces deux dernières recherches ont visé à exposer des algues à des nanoparticules de polystyrène, puis à utiliser le zooplancton nourri avec ces algues comme aliment pour les poissons. Elles ont mis en évidence la présence de ces nanoparticules dans les tissus cérébraux des poissons associés à des

modifications de la morphologie de leur cerveau et des modifications de leur comportement alimentaire en affectant leur capacité à se nourrir durant la chasse (temps de chasse plus long, mouvements plus lents et activité réduite).

Les tests de toxicité sur des modèles de cellules humaines n'ont souvent montré que très peu d'effets pour le moment, excepté à forte concentration. En revanche, un potentiel d'effets négatifs faibles à modérés en fonction du type de cellule, de la taille des MNP et du degré d'absorption cellulaire ont été démontrés (Yong et al., 2020). Néanmoins, il faut préciser que ces études sont menées le plus souvent sur des particules sphériques calibrées et non-vieillies qui ne sont pas représentatives des particules plastiques générées naturellement en termes de forme, de composition, de charge de surface, d'additifs, de produits chimiques adsorbés et de biofilms formés à leur surface. Sur une étude menée sur des palourdes *C. fluminea*, il a en effet été montré que l'exposition à des MNP vieillis naturellement a entraînée plus d'effets sur les processus de désintoxication et de réponse immunitaire que lors d'une exposition à des particules calibrées (Latchere et al., 2023). De façon générale, une toxicité potentielle plus élevée associée aux NP qu'aux MP a été observée. De plus, les différents additifs et composés adsorbés sur ces MNP vieillis naturellement peuvent être lessivés et entraîner des effets synergiques (effet cocktail) encore peu étudiés, mais qui peuvent vraisemblablement accroître la toxicité associée à ces particules. Par exemple, la biodisponibilité respective de MNP et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), représentants une vaste classe de contaminants environnementaux, est significativement augmentée vis-à-vis de l'espèce aquatique *Daphnia magna* lorsque ces substances sont associées ensemble (Li et al., 2023). Cette synergie entre MNP et HAP a entraîné une immobilisation des crustacés, ce qui pourrait impacter leur taux de survie. Encore une fois, la biodisponibilité des NP associés aux HAP (50%) est beaucoup plus importante que celle des MP associés aux HAP (37,1–37,5%).

Bien que les études de leurs impacts sur la santé humaine et l'environnement soient encore à leurs prémices, leur rôle en tant que vecteurs de contaminants chimiques et biologiques en fait l'une des sources majeures d'inquiétude actuelles. En particulier, les NP présentent une toxicité accrue par rapport aux MP du fait de leur biodisponibilité plus élevée ainsi que de leur capacité plus élevée à adsorber les additifs présents dans le milieu environnant et à les lessiver par la suite (Gigault et al., 2021).

### 2.2.3.3 Fragmentation des plastiques en MNP

La fragmentation des emballages en plastiques de la vie quotidienne comme les bouteilles d'eau en PET a particulièrement été étudiée ces dernières années. Les études de Kankanige and Babel (2020), Ossmann et al. (2018) et Schymanski et al. (2018) sur des bouteilles d'eau en PET à usage unique et réutilisables, ont mis en lumière la fragmentation du PET en particules et la prédominance de fragments de taille inférieure à 20  $\mu\text{m}$ . En effet, Schymanski et al. (2018) ont dénombré  $14 \pm 14$  MP/L dont 59% de PET et  $118 \pm 88$  MP/L dont 84% de PET en moyenne dans les bouteilles à usage uniques et réutilisables. Ces particules étaient pour 71 et 85% de tailles inférieures à 20  $\mu\text{m}$  dans les bouteilles à usage unique et réutilisables respectivement. Identiquement, Ossmann et al. (2018) ont retrouvé en moyenne,  $2689 \pm 4371$  MP/L dans les bouteilles neuves (réutilisables ou à usage unique) et  $8339 \pm 7043$  MP/L dans des bouteilles réutilisées plusieurs fois et présentant des signes évidents d'usure. Ces particules sont surtout du PE et du PET, matériau constitutif des bouteilles et de leurs bouchons, ce qui met en évidence que la contamination en MP provient bien du contenant et que son état de vieillissement influence significativement sur la fragmentation en microplastiques. Plus de 95% des particules de plastique étaient de tailles inférieures à 5 mm et environ 50% étaient inférieures à 1,5  $\mu\text{m}$ . Kankanige and Babel (2020) ont quantifié la fragmentation en MP de bouteille à usage unique à hauteur de  $140 \pm 19$  MP/L et ont aussi montré que les particules les plus petites de 6,5 à 20  $\mu\text{m}$  sont plus abondantes ( $81,0 \pm 3,0$  p/L) que les particules de 20 à 50  $\mu\text{m}$  ( $26,0 \pm 2,0$  p/L) et plus grosses que 50  $\mu\text{m}$  ( $12,0 \pm 1,0$  p/L). Cette étude a aussi montré la prédominance des fibres (62,8% des particules) par rapport aux autres de types de particules comme les fragments.

La génération de MNP par des conduites d'eau et revêtements lors de leur installation et utilisation a également été étudiée dans la littérature. Li et al. (2019) ont observé le rejet de quantités significatives de particules de fibre de verre et de polymère vers l'air et l'eau lors de l'installation d'un revêtement résine à base de dérivés de styrène pour la réparation de conduite endommagées. En particulier, leur étude révèle la présence styrène dans l'eau à des concentrations supérieures à 5  $\mu\text{g/L}$  provenant du matériau du revêtement dans l'eau jusqu'à 22 jours après la réparation de la conduite. Ces observations sont corroborées par une autre étude menée sur des gainages en résine polystyrène réalisée par Morales et al. (2022). Ils ont observé qu'un grand nombre de micro- et nanoparticules en polystyrène sont générées lors du thermoformage du gainage à l'aide d'air chaud

sous pression et émises dans l'atmosphère. Le risque de fragmentation des conduites et revêtement utilisés dans le réseau de distribution lors de leur utilisation également peut être attendu. Bien qu'aujourd'hui très peu d'études se sont spécifiquement intéressées à la fragmentation en MNP, Vertova et al. (2019) ont soulevé le risque de génération de particules et leur passage vers l'eau de consommation lorsque la structure des conduites en polyoléfine est affectée. Zhang et al. (2022) ont d'ailleurs confirmé cette hypothèse sur des conduites de transport d'eau de pluie en PVC.

Finalement, il n'est pas facile de quantifier le lessivage de MNP issus des macroplastiques et plus particulièrement, des conduites plastiques vers l'eau potable, car celui-ci dépend du type de plastique et de son état de vieillissement. Aussi, les particules possiblement générées, qui sont de formes diverses, de distribution de taille polydisperse et souvent associées à divers contaminants, rendent encore plus compliqué la tâche d'estimer leur dangerosité et toxicité sur la santé humaine. Les émissions de MNP, à la fois vers l'eau et l'air, présentent ainsi un réel risque pour la santé des consommateurs mais aussi des travailleurs, de la population et pour l'environnement.

En conclusion, la dégradation des plastiques comme le PET utilisé dans les réseaux de distribution peut être accélérée par des températures élevées, l'apparition de cycles de gel-dégel, des dosages de chlore parfois élevé, un pH faible et la présence de métaux dans l'eau, ce qui peut mener fatidiquement à la fragilisation des conduites. De plus, le lessivage d'additifs comme les phtalates et l'antimoine ainsi que les émissions encore peu quantifiées MNP vers l'eau sous les conditions de fonctionnement des plastiques posent un risque réel pour la santé et l'environnement.

## **2.3 Durabilité environnementale du gainage en PET**

En complément de l'intérêt porté aux effets de la dégradation du gainage en PET sur la santé humaine et sur l'environnement lors de son cycle d'utilisation, il est intéressant de considérer l'ensemble des impacts environnementaux et de santé humaine causés par ce dernier sur l'entièreté de son cycle de vie. L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil robuste permettant la comparaison équitable des impacts de production, de transport, d'utilisation et de gestion en fin de vie de plusieurs solutions technologiques projetées pour une même application.

### **2.3.1 Présentation de la méthode d'ACV**

L'ACV est une méthode et un outil décisionnel permettant d'évaluer les impacts potentiels environnementaux, sociaux et des coûts d'un produit ou d'un service sur une sélection ou toutes les phases de vie d'un produit (approche berceau-tombeau). La méthode d'ACV, son cadre et ses applications sont régis par l'Organisation internationale de normalisation (ISO) au travers des normes ISO14040 et ISO14044 (International Organization for Standardization (ISO), 2006a; b).

L'ACV est de plus en plus souvent utilisée dans une optique d'écoconception afin de comparer plusieurs solutions technologiques. Elle permet, entre autres, de mettre en lumière la solution la moins dommageable en termes d'impacts environnementaux potentiels et dans quelles conditions. Elle permet également d'identifier les points chauds associés à un système de produit, c'est-à-dire les processus et l'étape de vie les plus contributeurs aux impacts. Pour être en mesure de comparer équitablement différents systèmes de produit, une référence de comparaison, appelée unité fonctionnelle (UF), doit être spécifiée et définie comme une performance quantifiée du système. L'UF est inscrite dans un cadre spatio-temporel et permet de définir et quantifier les intrants et extrants. De plus, les frontières des systèmes de produits sont fixées afin de préciser les étapes du cycle de vie et les processus qui sont considérés dans l'étude (Joliet et al., 2010).

Les impacts environnementaux potentiels d'un système de produits sont calculés en fonction des interventions environnementales du système de produit (consommation de ressources primaires et émission de polluants) et des facteurs de caractérisation (FC) des méthodes d'évaluations des impacts du cycle de vie (ÉICV). Plus spécifiquement, les émissions de polluants vers l'environnement (eau, air, sol) dont la liste est exhaustive (composés organiques et inorganiques)

sont calculées en fonction de l'UF et leur contribution à différents indicateurs d'impacts et aires de protection est évaluée en les multipliant par leur correspondant FC (Jolliet et al., 2010).

Les indicateurs d'impact représentant des points environnementaux d'intérêt auxquels les résultats de l'ICV peuvent être affectés et ainsi les traduire en des dommages sur la qualité des écosystèmes, la santé humaine ou encore sur l'utilisation des ressources minérales et fossiles. Un impact désigne un effet d'une activité humaine sur l'environnement, y compris l'homme, la faune et la flore et les écosystèmes, qui va se traduire par un changement d'état de l'environnement sous l'action de cette activité. Les impacts peuvent être directs ou secondaires lorsqu'ils sont générés successivement à partir d'un impact initial formant ainsi une chaîne de cause à effet. Ces chaînes de cause à effets sont capturées par des modèles de caractérisation qui permettent de calculer des FC pour une catégorie d'impact donnée. Les impacts peuvent être évalués en s'arrêtant à une approche problème (*midpoint*) ou à une approche dommage (*endpoint*). L'approche problème se situe quelque part le long de la chaîne de cause à effet, au point où le mécanisme est identique pour tous les flux assignés à cette catégorie d'impact. Enfin, l'approche dommage s'intéresse à la quantification des dommages pour la qualité des écosystèmes, sur la santé humaine ou encore sur l'appauvrissement des ressources naturelles (Hauschild and Huijbregts, 2015) (Figure 2.6).

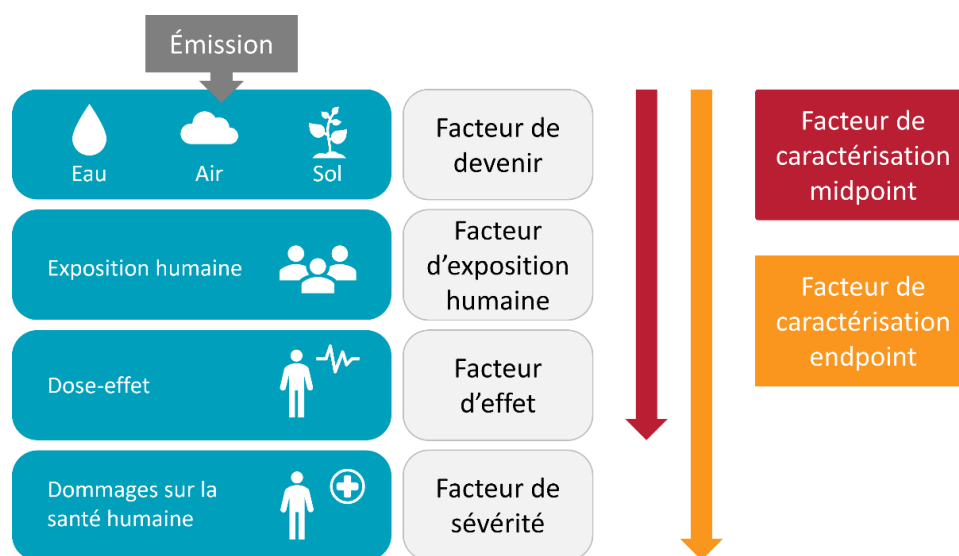


Figure 2.6 Chaîne de cause à effet pour l'évaluation de la toxicité humaine.

Adapté de Fantke et al. (2017).

Les impacts environnementaux potentiels calculés avec une approche dommage impliquent de plus grandes incertitudes, mais présentent l'avantage de faciliter l'interprétation des résultats. En effet, ces derniers peuvent ensuite être agrégés en dommage sur les aires de protection : santé humaine, qualité des écosystèmes et ressources naturelles. Les dommages sur la santé humaine sont généralement quantifiés en DALY, qui représentent le nombre d'années de vie perdues par la mortalité précoce ou l'incapacité à cause d'une exposition à des polluants (World Health Organisation (WHO), 2020). Les impacts sur la qualité des écosystèmes sont donnés en  $\text{PDF.m}^2.\text{an}$ , unité exprimant la fraction potentiellement disparue d'espèces sur une certaine surface sur une année. Cette unité permet d'inclure l'augmentation des dommages avec l'accroissement de la taille de la zone, l'augmentation de la durée d'occupation ou l'augmentation de la durée de restauration d'une zone anciennement convertie (Bulle et al., 2019).

### **2.3.2 ACV réalisées sur des conduites de transport d'eau**

Des études se sont déjà intéressées à comparer plusieurs alternatives d'installation de conduites de transport d'eau usées et potable sur leur cycle de vie complet : Alsabri and Al-Ghamdi (2020); Alsadi (2019); Asadi et al. (2016) et Hajibabaei et al. (2018). Différents matériaux de conduites (plastiques, métaux et béton) et diverses méthodes d'installation (excavation et techniques sans tranchées) ont été comparées entre elles. En particulier, une de ces études s'est intéressée aux technologies de revêtement époxy et vinyl ester utilisables pour des conduites d'égout sous pression (Alsadi, 2019). En revanche, le gainage en PET, une solution technologique envisagée pour la mise aux normes des ESP, n'a encore jamais fait l'objet d'une ACV rendue publique à ce jour. Les impacts environnementaux et sur la santé humaine associés à cette technologie sont donc aujourd'hui encore méconnus.

#### **2.3.2.1 Des conduites plastiques plus durables que des conduites métalliques ?**

Tout d'abord, Hajibabaei et al. (2018) ont étudié les impacts de la production, du transport et d'installation d'1 mètre de conduite fabriquée en fibre de verre, en fonte (DI), en acier, en PVC et en PEHD. Cette étude a montré que les technologies plastiques (PVC et PEHD) ont des impacts beaucoup plus faibles que les technologies à base de métal (DI ou acier) sur l'ensemble des étapes de vie considérées et pour une sélection de sept catégories d'impacts (changement climatique, appauvrissement de la couche d'ozone, oxydation photochimique, acidification potentielle, eutrophisation, demande en énergie). En particulier, la phase de production des conduites creuse



les écarts d'impacts entre les conduites métalliques et plastiques pour toutes les catégories d'impacts précédemment citées. Par exemple, la production d'une conduite en fer ductile et en acier est 4 à 6 fois plus impactante en termes de changement climatique que la production d'une conduite en PEHD ou PVC. En effet, les conduites à base de métaux nécessitent plus de matériaux (36 kg pour DI contre 8,5 kg pour la conduite de PVC) pour la production d'une conduite aux caractéristiques similaires. Asadi et al. (2016) ont mis en évidence une diminution de 42% des impacts associés aux changements climatiques en privilégiant le PEX sur le cuivre pour que les bâtiments ciblés dans l'étude soient en service pendant 40 ans. L'utilisation de PEX permet également d'améliorer significativement les impacts sur la santé humaine à hauteur de 99% et 42% pour les effets cancérogènes et non-cancérogènes respectivement.

En conclusion, les résultats de ces études se corroborent, les technologies plastiques étudiées dans le cadre de ces recherches ont une empreinte environnementale plus faible que les conduites à base métalliques aux différentes étapes de cycle de vie et permettent l'amélioration de la plupart des impacts environnementaux et sur la santé humaine associés aux catégories d'impacts. En particulier, le PEX s'impose comme une alternative plus intéressante que le cuivre.

### **2.3.2.2 Des productions de conduites plastiques qui ne se valent pas**

Cependant, les conduites plastiques entre elles ne sont pas non plus équivalentes en termes d'impacts environnementaux potentiels surtout pour la production, les autres phases de vie étant relativement similaires notamment lors de l'installation. Hajibabaei et al. (2018) ont mis en évidence que la production d'une conduite en PEHD était légèrement plus impactante que celle d'une conduite en PVC. Alsadi (2019) a comparé la phase de fabrication de conduites d'égout sous pression de 36 pouces sur 100 pieds destiné à assurer un remplacement pour 100 ans. Cette étude a montré que la demande en énergie et émissions carbone lors de la fabrication de la conduite de PVC d'une durée de vie de 100 ans (67,5 MJ/kg et 27,5 tCO<sub>2</sub>/UF) étaient de 1,3 à presque 2 fois moins impactantes respectivement que celle de la conduite en PEHD également d'une durée de 100 ans (84,4 MJ/kg et 58,2 tCO<sub>2</sub>/UF). Aussi, l'utilisation de matériau recyclé au lieu de matériau vierge permet de diminuer significativement de 40,9 à 57,4% l'énergie nécessaire à la fabrication des conduites de PVC et PEHD respectivement. Dans le cas spécifique des revêtements plastiques, Alsadi (2019) a montré que la production de revêtements est souvent plus impactante que la production de conduites plastiques. Les résultats dépendent toutefois du type de revêtement

considéré. En particulier, le revêtement en résine époxy (45,3 tCO<sub>2</sub>/UF) est un peu plus dommageable que la production de celui en vinyl ester (40,7 tCO<sub>2</sub>/UF), car l'énergie nécessaire à produire la résine époxy est plus élevée (137 MJ/kg) comparée à celle requise pour la résine vinyl ester (119,3 MJ/kg). Également, la durée de vie des revêtements a été considérée de 50 ans, ce qui double le nombre de revêtement à produire et donc les émissions associées durant la limite temporelle définie dans l'UF par rapport au nombre de conduite nécessaire pour la même application.

### **2.3.2.3 Comparaison des méthodes d'installations avec et sans tranchée**

En outre, l'impact environnemental de l'installation d'une conduite est fortement influencé par la méthode d'installation. D'après l'étude d'Alsadi (2019) et d'Hajibabaei et al. (2018), les méthodes d'installation dites sans tranchées, telles que le tirage, le torpillage et l'utilisation d'un revêtement en résine, engendrent des impacts environnementaux moindres en comparaison à des installations avec tranchée complète (excavation). Pour des remplacements de conduites pour une durée de vie de 100 ans, Alsadi (2019) ont montré que l'installation par revêtement est plus respectueuse de l'environnement d'un point de vue des émissions de GES (4,8 tCO<sub>2</sub>/UF pour l'installation et repavement). Cette dernière nécessite moins d'équipement et de matériaux à transporter sur le chantier, des durées d'installation plus courtes ainsi que des dimensions d'excavation plus faible (2,43\*2,43 m<sup>2</sup>). La méthode d'installation par tranchée est de loin la plus dommageable (44,2 tCO<sub>2</sub>/UF au total), car elle nécessite plus d'énergie, davantage d'équipement à transporter sur le chantier et des dimensions d'excavation à creuser plus grande et plus de matériaux pour le remblayage. En particulier, la production et le transport du matériau nécessaire au remblayage contribuent de 75% des impacts de cette étape de vie pour une installation par tranchée, contre 62% pour l'installation d'un revêtement à base d'époxy ou d'ester vinyl. Le processus d'installation en tant que tel et du pavement associé contribue à 10,7 tCO<sub>2</sub> pour une installation par tranchée, 2,5 t CO<sub>2</sub> pour une installation par torpillage et 1,7 tCO<sub>2</sub> pour l'installation d'un revêtement. Encore une fois, la durée de vie des conduites affecte le nombre de remplacements nécessaires, doublant ainsi les impacts en cas d'une durée de vie définie à 50 ans (pour le revêtement) au lieu de 100 ans (pour les conduites en béton, PVC et PEHD).

### **2.3.2.4 Prise en compte de la phase d'utilisation et de qualité de l'eau transportée par les conduites**

Finalement, la phase d'opération est souvent négligée, bien que, selon Alsadi (2019), elle ne présente pas de différences majeures entre les différents types de conduites en particulier pour le nettoyage de ces dernières. Les différences de diamètre interne et l'état de surface des conduites vont toutefois influencer l'énergie nécessaire lors du pompage révélant une différence notable dans les émissions de GES, pouvant atteindre 13,8% entre les conduites en béton précontraint et les autres technologies plastiques. Phillips et al. (2021) ont toutefois soulevé l'importance de prendre en compte la qualité de l'eau transportée par chacune des conduites comparées. Le risque de lessivage de composés toxiques à partir des conduites, notamment les additifs contenus dans les plastiques peuvent entraîner des impacts potentiels sur la santé des consommateurs et alourdir leur score d'impact associé à la santé humaine. En effet, Phillips et al. (2021) dans leur évaluation de la contribution de composés organiques lessivés vers l'eau à partir de conduites en PEX puis ingérés, ont mis en évidence que la phase d'utilisation contribue davantage aux effets cancérigènes que non-cancérigènes.

En conclusion, ces études mettent ainsi toutes en évidence les bénéfices des matériaux plastiques pour la plomberie et les avantages des méthodes d'installation sans tranchée. En particulier, l'utilisation de revêtements à base de vinyl ester semblent très intéressants d'un point de vue environnemental notamment pour son installation. Il faut toutefois préciser que chaque résultat d'étude ACV est étroitement lié au champ d'étude défini initialement, c'est-à-dire à son contexte (type d'application, longueur, diamètre et matériaux des conduites, fraction de contenu recyclé), temporel et spatial (lieu de production, lieu d'installation). Il faut donc relativiser les conclusions ainsi tirées de la littérature et ne pas extrapoler ces résultats, bien qu'elles constituent une bonne source à la fois de données et de méthodes. En particulier, certains aspects associés aux conduites plastiques et revêtement sont encore très souvent négligés dans les ACV, à savoir leur lessivage d'additifs vers l'eau potable ainsi que les impacts associés aux MNP qu'ils soient ingérés ou rejetés à l'environnement. Pour ce dernier aspect, les MNP sont, en effet, encore peu quantifiés et l'ACV ne permet pas à l'heure actuelle d'évaluer leurs impacts sur la santé humaine. Ces nouvelles considérations pourraient nuancer les conclusions précédentes.

## 2.4 Enjeux et objectifs

L'utilisation d'un gainage polymère en polyéthylène téréphtalate (PET) constitue ainsi une technologie efficace, rapide à installer, potentiellement moins onéreuse et moins invasive pour diminuer le risque de contamination de l'eau potable par le plomb. Cependant, le recours au gainage plastique interroge quant à la dégradation de ses propriétés structurales et mécaniques au cours du temps, au lessivage possible d'additifs rentrant usuellement dans la composition du PET (antimoine, phtalates, ...), ainsi qu'à la possible fragmentation en MNP en condition d'utilisation. De plus, bien que les technologies plastiques s'imposent le plus souvent comme des solutions plus durables pour le remplacement des conduites, il faut vérifier ce constat pour le gainage en PET qui n'a encore jamais été sujet d'une étude de cycle de vie rendue publique. En effet, très peu d'études portent sur le gainage en PET et ces études sont souvent incomplètes et insuffisantes pour statuer à l'heure actuelle sur la réelle innocuité de ce type de gainage sur la qualité de l'eau potable et sur la santé humaine.

Ce projet de recherche a ainsi pour but de vérifier la durabilité physique et environnementale du gainage en PET pour une application de mise aux normes des ESP. En particulier, ce dernier cherche à évaluer les effets des conditions d'utilisation du gainage en PET dans le réseau de distribution sur l'intégrité du gainage en PET, c'est-à-dire, lorsque ce dernier est soumis à des variations de température, les chlorations chocs, les cycles de gel-dégel ainsi qu'à différentes durées d'exposition à ces conditions extrêmes (**Objectif 1**). Il s'agit ainsi de caractériser la dégradation des propriétés surfaciques et structurales du gainage en PET (*Sous-objectif 1*), de mesurer le lessivage d'additifs formulés dans le gainage en PET (*Sous-objectif 2*) ainsi que sa fragmentation en MNP (*Sous-objectif 3*) en lien avec l'exposition du gainage aux conditions précédemment citées. Finalement, ce projet de recherche vise également à comparer les impacts environnementaux et sur la santé humaine du recours au gainage en PET par rapport à deux méthodes conventionnelles de remplacement des ESP avec des conduites neuves en cuivre ou en PEX (**Objectif 2**).

La méthodologie suivie pour atteindre l'**Objectif 1** a consisté à mener des expériences de vieillissement accéléré à l'échelle laboratoire et pilote. Pendant études de vieillissement, le polymère a été exposé à différentes conditions (chlore, pH et températures) afin de reproduire son cycle d'utilisation complet. La durabilité structurale du gainage en PET (*Sous-objectif 1*) a été

évaluée au travers du suivi de l'oxydation de surface du gainage par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier en mode réflectance totale atténuée (ATR-FTIR) et le suivi de sa cristallinité par calorimétrie différentielle à balayage (DSC). Le lessivage d'additifs (*Sous-objectif 2*) a été quantifié par des analyses en spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif (ICP-MS). La possible fragmentation du gainage en PET (*Sous-objectif 3*) a été déterminée à l'échelle laboratoire au moyen de la diffusion dynamique de la lumière (DLS) pour le contenu nanoparticulaire et par comptage et identification à l'échelle pilote pour le contenu micrométrique. L'étude de la durabilité environnementale du gainage en PET (**Objectif 2**) a été évaluée par d'analyse de cycle de vie (ACV) primitive d'après les normes ISO14040/14044.

Les informations délivrées par ce projet de recherche permettront de renseigner sur la réelle durabilité de ce polymère pour les conditions d'utilisation prévues. Les conclusions de ce projet permettront ainsi une comparaison fiable entre les différents scénarii de mises aux normes des ESP existantes et ainsi de guider les municipalités dans leurs plans de mises aux normes des ESP afin qu'elles fassent des choix éclairés et puissent proposer des solutions durables, vérifiées et fiables à leurs citoyens.

## **CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES DES EXPÉRIENCES**

### **LABORATOIRE ET PILOTE**

Il n'est pas aisé de comparer et de s'appuyer sur la littérature existante afin de définir les meilleures conditions représentatives pour une étude de vieillissement sur du PET adaptée à notre problématique. Tout d'abord, les résultats des différentes études présentées auparavant sont à relativiser du fait de la diversité de polyoléfinés utilisées qui peuvent présenter des compositions différentes et des propriétés thermiques, chimiques et mécaniques variables en fonction des types et concentrations d'antioxydants avec lesquels ils sont associés. Ensuite, les protocoles expérimentaux pour le vieillissement trouvés dans la littérature font appel à des méthodes (statique ou dynamique), des conditions de pH, de température, des sources de chlore ( $\text{NaOCl}$  ou  $\text{ClO}_2$ ) en concentration diverses ainsi que des temps de contact différents. Ceci complique encore davantage la tâche de les comparer et d'en tirer un protocole qui permettra de comparer nos résultats à ceux de ces études.

Afin de répondre à la problématique de cette étude et combler les gaps présents dans la littérature, nous avons fait le choix d'adapter la norme NSF/ANSI/CAN 61 et d'élargir les conditions testées et paramètres suivis en lien avec la littérature précédemment citée au **CHAPITRE 2**. Des expériences de vieillissement accélérées ont ainsi été menées à deux échelles : l'échelle laboratoire, afin de tester rapidement l'impact d'un grand nombre de conditions, puis l'échelle pilote, pour avoir une meilleure représentativité de ce qui pourrait se passer sur le terrain. Le gainage en PET a ainsi été soumis à différents paramètres physiques et chimiques lors de vieillissement accélérés, puis leurs impacts individuels et concomitants ont été évalués sur l'apparition de modifications physico-chimiques du PET, le lessivage d'additifs et la fragmentation en MNP du gainage. En s'appuyant sur la littérature, nous avons pu voir que ces phénomènes pouvaient intervenir sous les effets du pH, de chocs de chlore représentatifs de procédures de désinfection du réseau de distribution, de la température et notamment des cycles de gel-dégel. Nous avons donc choisi de faire varier ces paramètres lors de nos tests de vieillissement, tout en choisissant des conditions susceptibles de survenir à la ville partenaire.

### 3.1 Plan expérimental laboratoire

L'expérience laboratoire a consisté à faire vieillir en quadruplicata des coupons de PET pendant 1, 2 ou 3 mois, à 20°C, 40°C ou 20°C avec 2 cycles gel-dégel par mois et mis en contact avec 5 types d'eau de vieillissement différents (E), à savoir, des tampons phosphates à pH = 6,5 ou 8, chlorés ou non chlorés, et de l'eau prélevée au robinet du laboratoire de la Chaire Industrielle en eau Potable (CIEP). La matrice expérimentale des conditions croisées testées lors de l'expérience laboratoire est détaillée à la Figure 3.1.

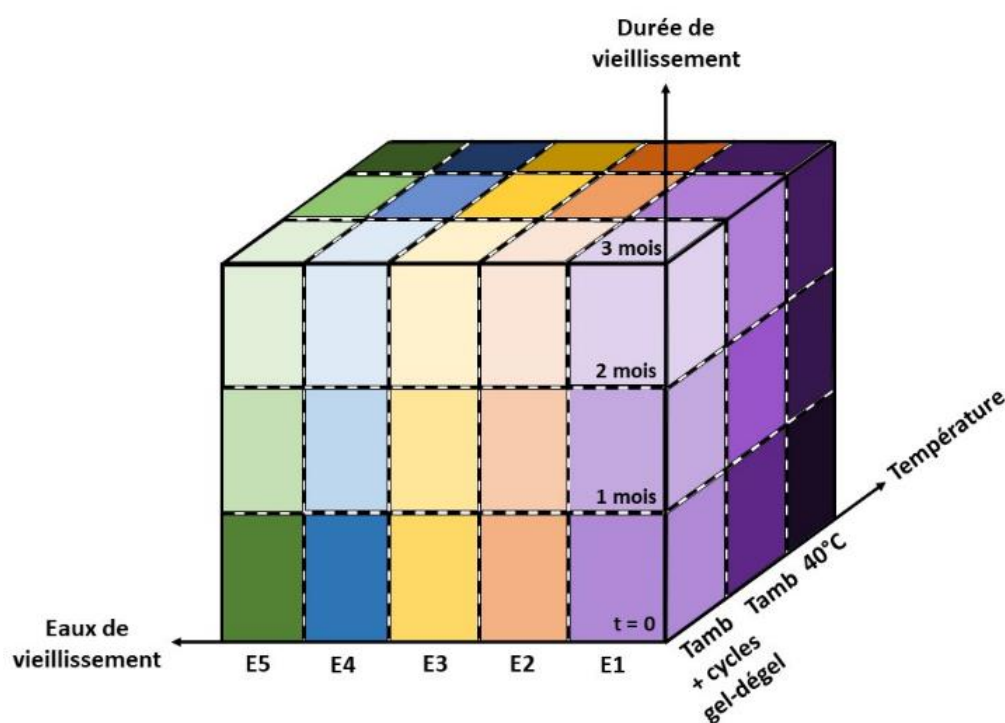


Figure 3.1 Matrice expérimentale laboratoire.

### 3.1.1 Protocoles de l'expérience laboratoire

#### 3.1.1.1 Préparation des coupons de gainage en PET

Le gainage en PET analysé dans cette étude a suivi la même préparation que celle appliquée aux échantillons de ce gainage destinés à la certification NSF61. Le gainage a été préalablement thermoformé sur des conduites en PEX de diamètre interne 2 po et de longueur 60 cm et rincé avant son extraction de la conduite en PEX. Des conduites en PEX ont été choisies, car il est plus facile de décoller le gainage installé sur ce matériau que sur du plomb. Le gainage a ensuite été découpé au cutter en coupons de dimensions d'environ 1 cm\*5 cm dans le sens de la longueur du tube (Figure 3.2).



Figure 3.2 Photo d'un coupon de gainage en PET.

Les tubes de gainage et les coupons sont toujours manipulés avec des gants en nitrile pour éviter toute contamination des échantillons.

Les coupons ont été identifiés, pesés, photographiés un à un, et leurs dimensions précisément mesurées avant le début de l'expérience. La surface des coupons a été déterminée automatiquement à partir des photos des coupons et une analyse d'image avec le logiciel ImageJ (version 2.0.0). L'épaisseur moyenne des coupons a quant à elle été mesurée sur 80 coupons sélectionnés aléatoirement avec un pied à coulisse et évaluée à  $0,71 \pm 0,22$  mm. Chaque face des coupons a ensuite été lavée à l'eau ultrapure de Type I (résistivité =  $18,2 \text{ M}\Omega\cdot\text{cm}$ ) pendant 5 secondes puis séchée sous un poste de sécurité biologique à flux laminaire (PSM) afin d'éliminer toutes les particules de PET qui auraient pu être générées lors de la découpe.

#### 3.1.1.2 Préparation de la verrerie

Afin d'éliminer toute présence de matière organique dans les eaux de vieillissement, les bouteilles de 1L en Pyrex destinées au stockage des eaux de vieillissement ont été préalablement rincées à l'acétone. L'ensemble de la verrerie utilisée (vials ambrées de 45 mL et bouteilles ambrées 250 mL, tubes de 50 mL en Pyrex, bouteilles de 1L en Pyrex) a également suivi une procédure de lavage au chlore. Cette procédure consiste à remplir les contenants en verre avec une solution de chlore concentrée à environ 100 ppm et à les laisser tremper pendant au moins une nuit. Ensuite, les contenants ont été rincés trois fois avec de l'eau déminéralisée, puis trois fois avec de l'eau de Type I, et enfin, séchés tête en bas sous un PSM. Enfin, les contenants destinés au vieillissement des



coupons de PET (vials et tubes) en laboratoire ont été capés avec de l'aluminium et mis au four à moufle à 500°C pendant 4h pour éliminer la matière organique.

### 3.1.1.3 Préparation des eaux de vieillissement

Les eaux de vieillissement utilisées pour l'expérience de vieillissement des coupons de PET laboratoire consistent en :

- un tampon phosphate à pH = 6,5 non-chloré (E1<sub>labo</sub>)
- un tampon phosphate à pH = 6,5 chloré à 25 mgCl<sub>2</sub>/L ajoutés à t = 0 (E2<sub>labo</sub>)
- un tampon phosphate à pH = 8 non chloré (E3<sub>labo</sub>)
- un tampon phosphate à pH = 8 chloré à 25 mgCl<sub>2</sub>/L ajoutés à t = 0 (E4<sub>labo</sub>)
- une eau du robinet de la ville partenaire (E5<sub>labo</sub>).

Une force ionique ( $\mu$ ) cible de 20 mM pour les tampons phosphates a été choisie, car des tests préliminaires ont montré qu'à cette force ionique, les tampons sont stables sur une période d'au moins 3 mois, soit la durée de l'expérience. De plus, cette force ionique est représentative de l'eau potable de la ville partenaire, calculé à partir des relevés de qualité d'eau de cette municipalité. Pour les tampons phosphates, 500 mL de deux solutions tampon mère à un pH de 6,5 ou 8 et une force ionique de 200 mM préparées en ajoutant à 200 mL d'eau de Type I successivement 2,8248 g ou 4,6504 g de Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> anhydre puis 5,4247 g ou 0,3048 g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> anhydre sous agitation faible jusqu'à dissolution complète de chacun des composés. Le volume a ensuite été ajusté à 500 mL dans une fiole jaugée avec de l'eau de Type I. Les solutions mère ont ensuite été diluées 10 fois avec de l'eau de Type I pour obtenir 2,8 L de solutions fille de chaque pH. Le pH des solutions obtenues a été contrôlé et ajusté au besoin avec du HCl ou du NaOH (0,1/1 M). L'eau de ville a directement été récupérée au robinet du laboratoire des laboratoires de la CIEP.

Toutes les eaux de vieillissement ont été stérilisées à l'autoclave à 120°C pendant 20 min. Dans le cas des solutions chlorées (E2<sub>labo</sub> et E4<sub>labo</sub>), 5,40 mL de chlore d'une solution mère à 3242 ppm (eau de Javel) ont été ajoutés dans les bouteilles pour atteindre une concentration de 25 mgCl<sub>2</sub>/L juste avant le début de l'expérience. Le pH et les concentrations en chlore ont été recontrôlés avant le début de l'expérience.

Pour chaque condition de vieillissement, des quadruplicatas de tubes témoin sans coupon et remplis d'eau de Type I ( $E6_{\text{labo}}$ ) a permis de vérifier la présence de contaminations atmosphériques potentielles suit le même processus de vieillissement que les coupons (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 Caractéristiques des eaux de vieillissement au début de l'expérience laboratoire.

<b>Eaux de vieillissement</b>	<b>pH [-] <math>\pm 0,01</math></b>	<b>Température [°C] <math>\pm 0,1^{\circ}\text{C}</math></b>	<b>Chlore [mgCl<sub>2</sub>/L]</b>
<b>E1<sub>labo</sub></b>	6,53	21,3	
<b>E2<sub>labo</sub></b>	6,57	21,8	23,80
<b>E3<sub>labo</sub></b>	7,98	21,2	
<b>E4<sub>labo</sub></b>	8,04	22,5	24,16
<b>E5<sub>labo</sub></b>	8,99	21,7	0,03
<b>E6<sub>labo</sub></b>	5,83	22,5	

### 3.1.2 Procédure de vieillissement au laboratoire

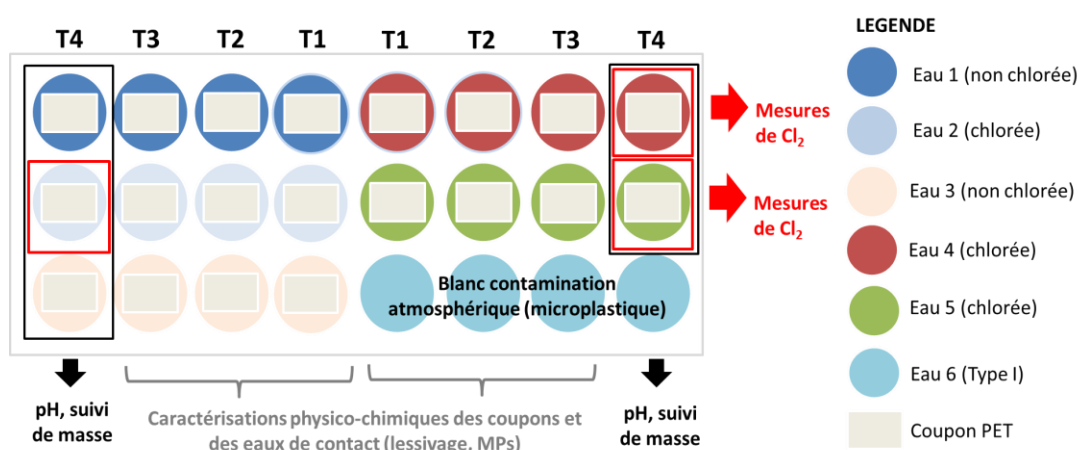
La Figure 3.3 présente la disposition type des tubes pour une condition de vieillissement thermique ( $T_{\text{amb}}$ , 40°C ou  $T_{\text{amb}}$  avec 2 cycles de gel-dégel par mois) pendant une certaine durée (1, 2 ou 3 mois). Figure 3.3 Chaque condition a été répétée en quadruplicata. Dans chaque tube baigne un coupon à l'exception des témoins atmosphériques remplis d'eau de Type I seule.

La préparation des tubes s'est effectuée sous PSM afin d'éviter tout risque de contamination par des poussières ou bactéries de l'atmosphère. Un coupon de gainage en PET au préalablement lavé à l'eau de Type I a été disposé dans chacune des vials ambrées de 45 mL pour les vieillissements à température ambiante et à 40°C et dans des tubes en Pyrex de 50 mL pour ceux suivant les cycles de gel-dégel. 30 mL d'eaux de vieillissement ont été ajoutés dans les vials de 45 mL et 20 mL dans les tubes en Pyrex de 50 mL, plus résistants aux variations thermiques, afin d'éviter que ces derniers n'exploient lors des cycles de gel-dégel. Les vials/tubes ont tous été capés avec de l'aluminium et de plus, les racks de vials ont été recouverts d'une plaque en verre afin d'éviter les contaminations par des particules de plastique ou autres de l'atmosphère. Les racks contenant les tubes en Pyrex subissant des cycles de gel-dégel n'ont pas pu être recouverts de plaques en verre.

Les vials/tubes ont tous été placés dans le noir lors des vieillissements afin d'éviter tout apport des rayonnements UV lors du processus de vieillissement des plastiques. Il est à noter que dans le cas des vials à 40°C, ces dernières ont été placées dans une boîte en plastique avant de les mettre à l'incubateur pour limiter les phénomènes d'évaporation de l'eau de vieillissement. Lors des cycles

de gel-dégel, les tubes ont été disposés penchés au congélateur à  $-15^{\circ}\text{C}$  pendant environ 72h puis dégelés au bain-marie progressivement jusqu'à  $80^{\circ}\text{C}$  pendant 5h.

La Figure 3.3 présente également le type d'analyses physico-chimique effectuées sur chaque tube. Parmi les quadruplicatas de tubes (T1, T2, T3 et T4), les coupons vieillis issus des T4 ont servi à réaliser le suivi de masse et d'absorption d'eau et les coupons de T1 à T3 à procéder aux analyses physico-chimiques de surface et de structure des coupons. Les eaux de vieillissement au contact des coupons T4 ont servi au suivi du pH et de la concentration en chlore, et les eaux au contact des coupons T1 à T3 ont permis de réaliser les tests de lessivage d'additifs et de fragmentation en MNP.



### 3.2 Plan expérimental du pilote

L'expérience pilote s'est répartie en deux étapes. Dans un premier temps, des conduites de cuivre gainées avec le gainage en PET ont été vieilles en statique en quadruplicata dans les mêmes conditions thermiques que celles testées lors de l'expériences laboratoire et durant 2 et 3 mois. Deux types d'eaux de vieillissement ont été sélectionnés parmi ceux testés lors de l'expérience

laboratoire, à savoir deux tampons phosphates pH = 8, l'un chloré et l'autre non-chloré. Les conduites ont ensuite été vieillies en écoulement dynamique pendant 5 jours grâce à un pilote modélisant une entrée de service.

### **3.2.1 Protocoles de l'expérience pilote**

#### **3.2.1.1 Préparation des conduites de cuivre gainées**

Des conduites de cuivre de diamètre interne de ½ po et d'environ 80 cm de longueur ont été gainées avec le revêtement en PET selon la procédure usuelle définie par le fabricant. Des raccords en laiton de ½ po et de filetage conique américain (types NPT) mâle (*Référence Dixon : BN44*) ont été choisis et installés à chaque extrémité des conduites par une entreprise responsable du déploiement de cette technologie au Québec. Une procédure spécifique d'installation a été utilisée pour éviter que l'eau ne s'infilte entre la paroi de la conduite et du gainage et tout endommagement du gainage lors de leur installation. Les conduites, les raccords à leurs extrémités et des bouchons en laiton ½ po certifiés sans plomb (*Référence Deschênes : 3504*) ont été lavées à l'eau de Type I trois fois chacune et séchées à air sous pression pour enlever toutes gouttelettes susceptibles de rester fixées aux parois du gainage.

Les conduites ont ensuite été scellées d'un côté avec des bouchons dont l'étanchéité a été assurée par l'ajout de filasses de plomberie à base de lin et de chanvre. Dans l'attente de leur remplissage, elles ont été stockées extrémité ouverte vers le bas pour éviter au maximum le dépôt de particules à l'intérieur (Figure 3.4).

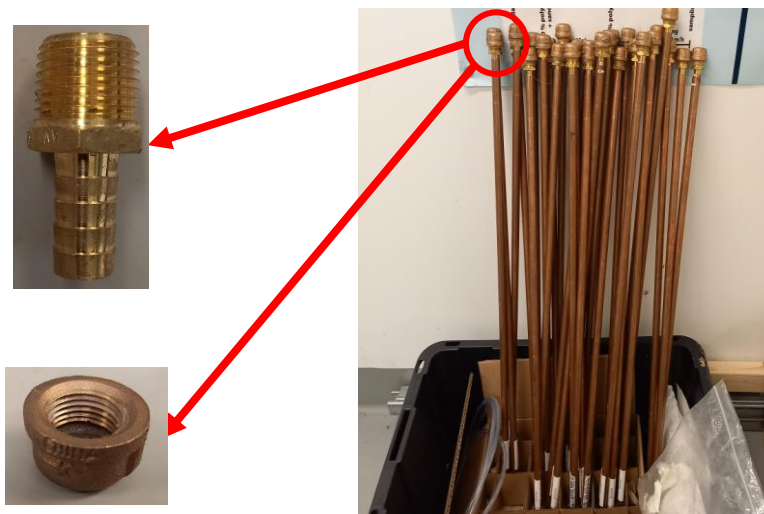


Figure 3.4 Conduites de cuivre gainées (à droite) et raccords et bouchons utilisés (à gauche).

### 3.2.1.2 Préparation de la verrerie pour l'expérience de remplissage/vidange

Des bouteilles ambrées de 250 mL ont été utilisées pour récupérer les eaux de vieillissement des conduites destinées à l'analyse des métaux par ICP-MS. Ces bouteilles ont suivi une procédure de lavage à l'acide durant laquelle les bouteilles sont tout d'abord remplies à ras bord d'une solution d'acide nitrique à 10% pendant 24h sous hotte chimique puis vidées et lavées 4 fois à l'eau déminéralisée puis 4 fois à l'eau de Type I et finalement séchées à l'étuve à 60°C. Des bouteilles ambrées de 125 mL ont été utilisées pour récupérer les eaux de vieillissement destinées aux contrôles de pH et de chlore. Ces bouteilles ont suivi une procédure de lavage au chlore identique à celles détaillée plus haut en 3.1.1.2. Les bouteilles ambrées de 250 et 125 mL ont ensuite été capées avec de l'aluminium (face polymère vers l'extérieur) et mises au four à moufle à 500°C pendant 4h pour éliminer toute contamination organique.

### 3.2.1.3 Préparation des eaux de vieillissement pour l'expérience de remplissage/vidange

Les eaux de vieillissement pour l'expérience de remplissage/vidange ont consisté en un tampon phosphate à pH = 8 non-chloré (E1<sub>pilote</sub>) et chloré à 25 ppm (E2<sub>pilote</sub>) avec une force ionique ( $\mu$ ) cible de 20 mM préparés identiquement à ceux de l'expérience laboratoire (cf.3.1.1.3). Les eaux E1<sub>pilote</sub> et E2<sub>pilote</sub> ont aussi été autoclavées à 120°C pendant 20 min afin de limiter tout risque de

développement bactérien pendant la durée de l'expérience. Avant le remplissage des conduites, les bouteilles contenant les eaux E2<sub>pilote</sub> sont chlorées à hauteur de 6,05 (S8) et 6,92 (S12) mL pour atteindre une concentration cible de 25 ppm Cl<sub>2</sub>. Les pH et concentrations en chlore sont ensuite recontrôlés avant le début du vieillissement.

Tableau 3.2 Caractéristiques des eaux de vieillissement au début de l'expérience pilote.

<b>Eaux de vieillissement</b>	<b>pH [-] ± 0,01</b>	<b>Température [°C] ± 0,1°C</b>	<b>Chlore [mg Cl<sub>2</sub>/L]</b>
<b>E1<sub>pilote</sub> – bouteille 1</b>	7,99	21,2	
<b>E2<sub>pilote</sub> – bouteille 1</b>	8,01	21,7	22,41

### 3.2.2 Conception d'un système de filtration en série

Un système de filtration en série a été conçu spécialement lors de ce master sur le logiciel Autodesk® Inventor® Professional et fabriqué en aluminium par l'atelier de l'usine de production d'eau potable Atwater de la Ville de Montréal pour les besoins du projet. Les plans de conception sont donnés en Annexes B. Des supports de filtres en métal ont également été fabriqués dans des plaques perforées en acier inoxydable 304 (*Référence McMaster-Carr : 9358T53*). Les filtres à utiliser avec le système ont été découpés à partir de films de nylon de maillage à 300 µm (*Référence McMaster-Carr: 9318T15*) et 28 µm (0,0011") (*Référence McMaster-Carr : 9318T51*) à l'aide d'un emporte-pièce de 47 mm de diamètre (*Référence McMaster-Carr : 3418A47*). Les filtres ont ensuite été teintés avec de la teinture rose Jacquart iDye Poly (Karakolis et al., 2019; Rowenczyk et al., 2022) pour aider à l'identification des particules de PET.

### 3.2.3 Procédure de vieillissement statique des conduites

Les conduites ont été remplies avec les eaux E1<sub>pilote</sub> et E2<sub>pilote</sub> de manière que toute la hauteur du gainage soit en contact avec la solution de vieillissement (environ 120 mL dans chaque conduite) pour les conduites C1, C2 et C3 vieilles à 20°C et 40°C et à mi-hauteur pour les conduites C4 qui ont directement été sacrifiées pour effectuer des analyses de modifications de surface. Dans le cas des conduites destinées à subir les cycles de gel-dégel, celles-ci ont toutes été remplies à 100 mL soit environ 90% du volume maximal défini, pour éviter que l'eau n'exerce une trop forte pression sur les conduites et raccords. Les conduites ont ensuite été mises en condition de vieillissement durant 2 et 3 mois. Les conduites vieilles à 40°C ont été disposées dans un incubateur avec la

température fixée à 40°C et les autres entreposées dans une pièce à température ambiante. Les conduites destinées à suivre des cycles de gel-dégel ont été disposées verticalement dans un congélateur à -15°C pendant 72h, puis dans un four chauffant à 80°C pendant 5h. La procédure des cycles de gel et de dégel est la même que pour l'expérience laboratoire soit 2 cycles gel/dégel par mois. A l'issue du vieillissement, les eaux de vieillissement contenues dans les conduites C1, C2 et C3 ont été récupérées pour effectuer des analyses de lessivage de métaux par ICP-MS. Les eaux de vieillissement contenues dans les conduites C4 ont été récupérées pour effectuer des analyses de contrôle de pH et de chlore.

A la fin du vieillissement en statique et dans l'attente du vieillissement en dynamique, les conduites ont une nouvelle fois été lavées 3 fois à l'eau de Type I et séchées à air sous pression pour enlever toutes gouttelettes susceptibles de rester fixées aux parois du gainage. Elles sont stockées tête scellée par un bouchon en laiton ½ po vers le haut à 20°C.

### **3.2.4 Procédure de vieillissement dynamique des conduites**

Dans un second temps, les triplicatas de conduites (C1-C3) vieillis ont été montés en série sur un pilote pour suivre un vieillissement en dynamique simulant le fonctionnement d'une entrée de service. Deux pilotes ont été construits en miroir et fonctionnent en parallèle. Avant de lancer les essais, l'eau du robinet a été purgée pendant 15 min afin d'éviter de contaminer le pilote avec du plomb par exemple. Les pilotes montés avec les triplicatas de conduites à tester ont ensuite été rincés en circuit ouvert pendant 15 min avec de l'eau du robinet filtrée en ligne grâce au système de système de filtration en série fixé au niveau de l'ouverture de remplissage du pilote, permettant de retenir les particules plus larges que 28 µm (Figure 3.5).

Une fois rincés, les deux pilotes ont fonctionné en circuit fermé pendant 5 jours sans interruption. Une pompe centrifuge permet de faire recirculer l'eau du robinet filtrée à un débit cible de 7,6 L/min et une pression de 35 psi soit 2,4 bars. Ce débit a été choisi, car il est représentatif d'un débit d'une entrée de service et du réseau de distribution, et la pression a été fixée à celle minimale requise dans le réseau de distribution (Ministère de l'environnement du Québec, 2002).

A la fin des essais, un deuxième système de filtration est installé au niveau de la vidange des pilotes et branché à un dispositif de filtration sous vide. Ce dernier permet de filtrer sur 300 et 28 µm successivement l'eau qui a circulé pendant les 5 jours dans le pilote et ainsi récupérer les particules

de gainage qui se seraient détachées. Pour cette étape de filtration, le pilote fonctionne en circuit ouvert et l'eau filtrée est directement remplacée avec de l'eau du robinet fraîche et filtrée. L'équivalent de 3 fois le volume d'eau du pilote est filtré ( $3 \times 5,5$  L) afin de s'assurer de récupérer au maximum les particules qui se seraient détachées des gainages. Les pilotes sont ensuite rincés de nouveau en circuit ouvert pendant 1h avec de l'eau du robinet filtrée avant les essais suivant.



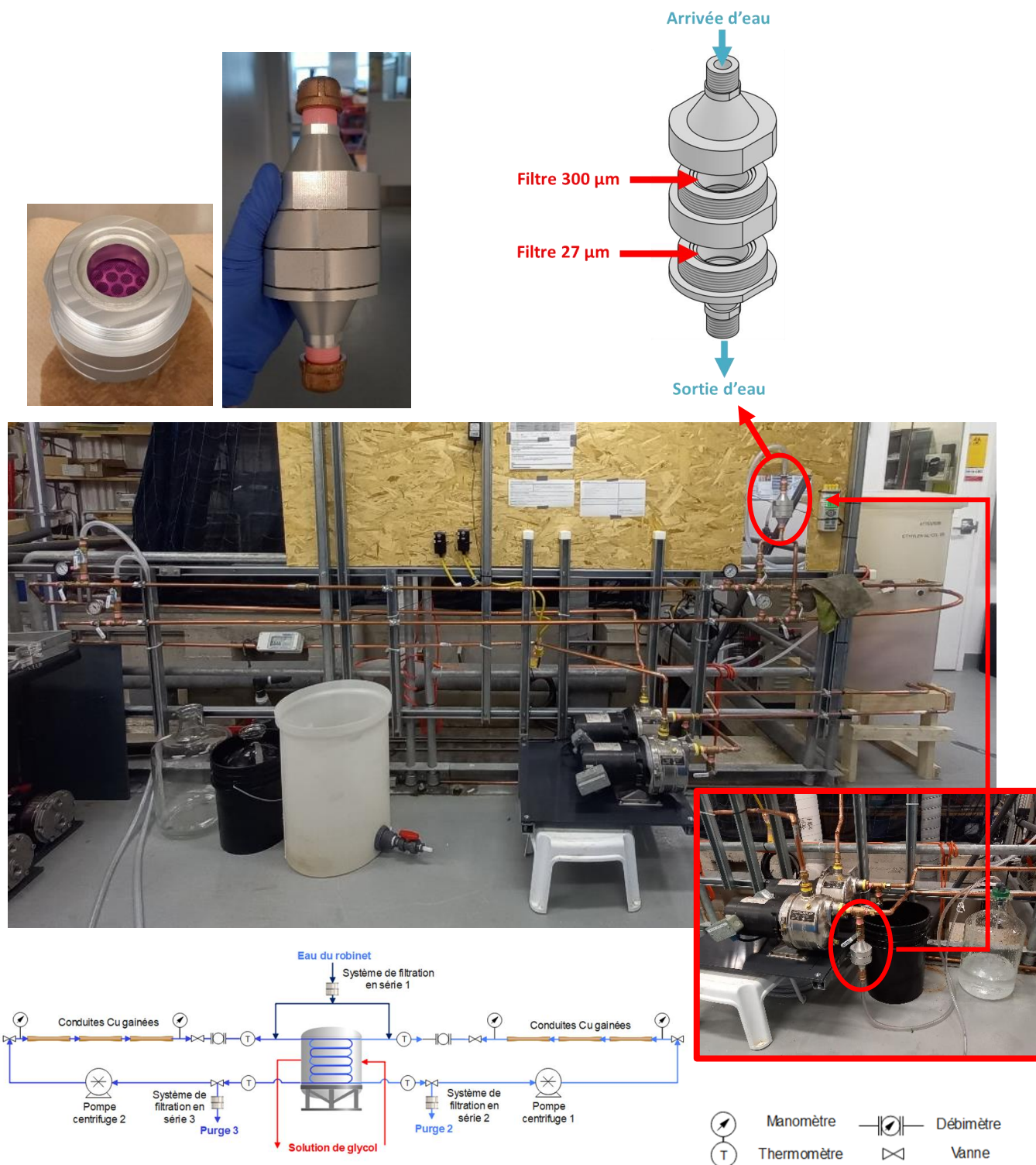


Figure 3.5 Photos et schéma du pilote (en bas) et du système de filtration en série (en haut).

### 3.3 Méthodes d'analyse des eaux de vieillissement

#### 3.3.1 Mesure du pH et du chlore

Le pH avant et après l'expérience de vieillissement a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre Fisher Scientific Accumet® avec une incertitude  $\pm 0,01$  unité de pH.

La mesure du chlore résiduel dans les eaux de vieillissement a été réalisée par la méthode colorimétrique par diéthyl-p-phénylènediamine (DPD) décrite dans le Standard Method 4500-Cl (G) de l'American Public Health Association (APHA) et al. (2018 (2021 revised)). Des duplicatas de mesure ont systématiquement été effectués pour un même échantillon. Les droites d'étalonnage entre l'absorbance (A) mesurée à une longueur d'onde  $\lambda = 515$  nm et la concentration en chlore dans l'échantillon ont été déterminées empiriquement et sont les suivantes :

- Si  $A < 0,335$  :  $[Cl_2] = 1,892 \cdot A - 0,000$  ;  $R^2 = 0,9952$  ;  $[0 ; 0,63]$  mgCl<sub>2</sub>/L ;

- Si  $A > 0,335$  :  $[Cl_2] = 2,419 \cdot A - 0,181$  ;  $R^2 = 0,9974$  ;  $[0,63 ; 2,0]$  mgCl<sub>2</sub>/L.

Les échantillons ont été dilués au besoin pour que les mesures d'absorbance soient comprises dans les intervalles des courbes d'étalonnages.

#### 3.3.2 Analyse des métaux par spectroscopie de masse à plasma inductif

La présence et concentration des métaux totaux (solubles et particuliers) suivants : Al, Ti, Cr, Fe, Cu, Zn, Zr, Cd, Sb, and Pb, ont été déterminées par spectroscopie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) d'après une adaptation de la méthode 200.8 développée par l'United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1994) pour l'évaluation des métaux dans l'eau. Ces analyses ont été réalisées par le Département de Chimie de l'Université de Montréal avec un spectromètre de masse ICP NexION 5000 (Perkin Elmer, MA, USA).

Pour la recherche des métaux totaux, les échantillons à analyser ont tout d'abord été acidifiés à 1% vol/vol de manière à abaisser le pH en dessous de 2 sans filtration préalable. Les échantillons sont systématiquement préparés jusqu'à 24h après l'arrêt du vieillissement et toujours sous PSM afin d'éviter la contamination des eaux de vieillissement par des particules atmosphériques. Les embouts de pipettes utilisés pour les prélèvements sont neufs et jetables. Les eaux de vieillissement peu concentrées en sels (E5<sub>labo</sub> et E6<sub>labo</sub>) n'ont pas nécessité de dilution avant l'analyse : 5 mL d'échantillon ont été prélevés et ajoutés dans un tube de 15 mL en polypropylène (PP) jetables et

grade metal-free (VWR®) avec bouchons en PP puis acidifié à 1% vol/vol en y ajoutant 50 µL d'acide nitrique  $\text{HNO}_3$  de type Trace Metal Grade (OmniTrace®) dilué à 50%. Les eaux de vieillissement concentrées en sels ( $E1_{\text{labo}}$ ,  $E2_{\text{labo}}$ ,  $E3_{\text{labo}}$  et  $E4_{\text{labo}}$ ,  $E1_{\text{pilote}}$ ,  $E2_{\text{pilote}}$ ) ont préalablement nécessité une dilution par 20 pour éviter la saturation des récepteurs de l'ICP-MS et diminuer les effets de matrice dus aux sels (en particulier en phosphore). Pour ce faire, 500 µL d'échantillon ont été ajoutés à 9,5 mL d'eau Type I dans un tube de grade metal-free (VWR®) puis acidifié à 1% vol/vol.

Un blanc de laboratoire constitué d'eau de Type I utilisée pour les dilutions a systématiquement été réalisé. Un second blanc a été réalisé dans le cas des expériences de remplissage/vidange des expériences pilote pour vérifier les contaminations possibles pendant les procédures de lavage des bouteilles (décontamination par lavage à l'acide et transvasement des eaux de vieillissement des conduites dans les bouteilles à l'aide d'un entonnoir), constitué d'eau de Type I transvasée avec et sans l'aide d'un entonnoir dans une bouteille lavée à l'acide. Ces blancs ont été analysés de la même manière que les autres échantillons afin de vérifier les contaminations possibles lors de l'acidification et du prélèvement de l'échantillon.

Les échantillons ainsi préparés ont ensuite été analysés par ICP-MS fonctionnant comme suit. Dans un premier temps, l'échantillon est introduit dans le nébuliseur à l'aide d'une pompe péristaltique. Un flux de gaz transporte ensuite les aérosols de l'échantillon vers un plasma d'argon. Les métaux présents dans l'échantillon y sont ionisés et dirigés vers la chambre du spectromètre de masse à travers une série de plaques métalliques chargées et séparées par un quadripôle. Les ions sont détectés par un détecteur qui mesure leur masse et leur abondance relative par rapport à une solution étalon contenant chacun des ions à analyser (Emilia, 2022). Chaque échantillon a été analysé en triplicata.

### 3.3.3 Comptage de particules par diffusion dynamique de la lumière (DLS)

La fragmentation du PET vieillis lors de l'expérience de vieillissement laboratoire en MNP a été évaluée par des tests de diffusion dynamique de la lumière (DLS, conditions de mesures :  $n_{\text{index de réfraction}} = 1,64$  ;  $i_{\text{absorption}} = 0,01$ ) à l'aide d'un Zetasizer Ultra (Malvern, Worcestershire, Royaume-Uni) alimenté par un laser d'hélium-néon (633 nm) du laboratoire des Biocolloïdes et surfaces du Pr. Tufenkji (Université McGill, Montréal) (Figure 3.6).



Figure 3.6 Photo de l'appareil Zetasizer Malvern Ultra utilisé.

La DLS est une technique spectroscopique non destructive permettant la caractérisation de particules en dispersion de quelques nm à 1  $\mu\text{m}$  de diamètre environ. Elle évalue les fluctuations à haute fréquence de l'intensité de la lumière diffusée dans l'échantillon et permet de mettre en évidence les dynamiques de processus d'agrégation des particules par exemple, en quantifiant le mouvement brownien des objets dans les liquides, dont la vitesse dépend uniquement de leur taille (Figure 3.7). Plus les particules sont petites et plus le mouvement est rapide, et plus les fluctuations d'intensité de la lumière s'accroissent. La relation de Stokes-Einstein permet de relier la vitesse du mouvement brownien déterminé à partir des variations d'intensité à une taille de particule. Le résultat principal obtenu par cette analyse est la distribution pondérée par l'intensité du diamètre hydrodynamique des particules, c'est-à-dire le diamètre d'une sphère théorique d'une particule ou de l'agglomérat de particules possédant un coefficient de diffusion comparable à un de même dimension (Malvern Panalytical, 2020).

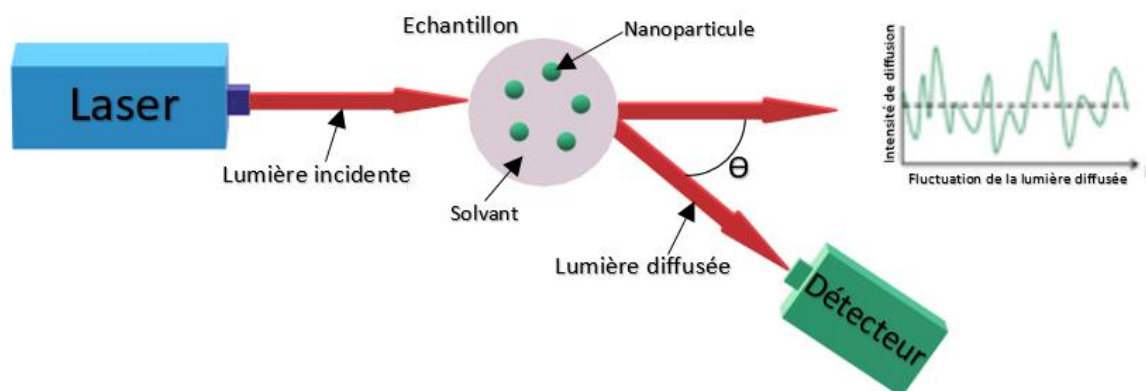


Figure 3.7 Principe de fonctionnement de la diffusion dynamique de la lumière par ©Khaoula Chergui – License CC BY-SA.

Les analyses de DLS ont été réalisées suivant le protocole suivant. Sous un PSM, un échantillon représentatif de 1,5 ml d'eau de vieillissement, au préalable brassée 3 fois, a été prélevé directement à l'aide d'une pipette en plastique neuve et propre. Le prélèvement a ensuite été transvasé dans les flacons ambrés de 2 mL usuellement destinés aux analyses HPLC et bouchés avec les bouchons appropriés avant d'être stocké à 4°C en attendant leur analyse. Puis, environ 900 µL de l'échantillon ont été prélevés à l'aide d'une pipette, au préalable dépoussiérée, et versés dans une cuvette jetable en polystyrène (DTS0012). Chaque échantillon a été analysé avec chacun des détecteurs à un angle de 12,78° et ceux à 174,7°. La hauteur du balayage du faisceau était fixée à 4,64 mm du fond de la cuve de mesure et l'atténuateur fixé à 11. Trois répliques de 15 passages de 1,68 secondes chacun ont été réalisées sur chaque échantillon.

Les mesures de DLS effectuées n'ont pas permis de détecter la présence de particules de 5 nm à 1 µm dans les échantillons d'eau de vieillissement vieillis au contact du PET dans les différentes conditions testées (résultats non montrés). Les échantillons étudiés étaient certainement polydisperses, peu concentrés et les particules analysées non-sphériques. Une étape préalable de pré-filtration et de concentration des échantillons par ultracentrifugation ou filtration centrifuge aurait été nécessaire.

### 3.4 Déformulation du gainage en PET

#### 3.4.1 Répartition additif/polymère

Dans un premier temps, le rapport massique additifs/polymère dans le gainage en PET a été évalué à l'aide d'un analyseur thermogravimétrique ATG Q500 (TA Instruments, DE, USA). L'ATG permet la caractérisation des changements physiques et chimiques des matériaux en suivant leurs variations de masse en fonction de l'évolution de la température (Saadatkah et al., 2019). Environ 2 à 5 mg d'un échantillon ont été placés dans une nacelle en platine (100  $\mu$ L) suspendue à un système de contre-poids permettant d'obtenir la masse de l'échantillon en temps réel. La nacelle est ensuite insérée dans une fournaise (Figure 3.8) dont la température est contrôlée par un thermocouple. Dans notre cas, une rampe de température de 20°C min<sup>-1</sup> a été adoptée, sous un flux d'azote de 35 à 600°C, puis sous oxygène jusqu'à 800°C pour pyrolyser le résidu. La température finale a été maintenue pendant 15°C avant de refroidir jusqu'à 35°C. Cette procédure a été répétée trois fois. Les thermogrammes obtenus représentant les courbes de perte de masse en fonction de la température ont été normalisés et analysés à l'aide du logiciel TRIOS (version 5.0.0.44608, TA Instruments) avec l'aide de l'outil Step transition.

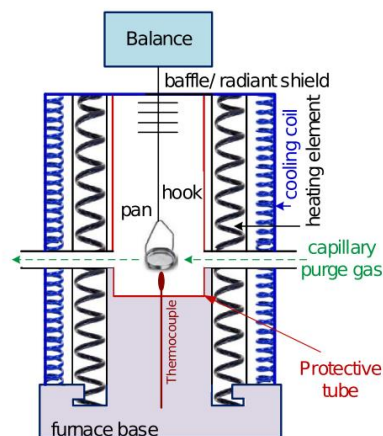


Figure 3.8 Photo de la nacelle suspendue et schéma de l'intérieur de la fournaise d'après Saadatkah et al. (2019).

#### 3.4.2 Identification des additifs organiques et inorganiques du gainage en PET

La déformation de la fraction organique du PET a été réalisée par LC-MS, GC-MS et spectroscopie de résonance magnétique nucléaire du proton (RMN 1H) par un laboratoire externe SGS Canada Inc. (Mississauga, Ontario, Canada), car le laboratoire de la Chaire ne dispose pas de tels équipements (Annexe C).

Les additifs inorganiques formulés dans le gainage en PET ont quant à eux été identifiés en effectuant des tests d'ATG afin d'isoler le résidu inorganique, suivi par de la microscopie électronique à balayage couplée à une sonde EDS (MEB-EDS) pour leur identification chimique.

Environ 2 à 5 mg d'un échantillon vierge de revêtement en PET placé dans une nacelle en platine (100  $\mu$ L) ont été brûlés dans une atmosphère d'azote à une rampe de température de 20 °C/min jusqu'à 600 °C, maintenus pendant 15 minutes et refroidis ensuite à la température d'équilibre de 35°C. Cette procédure a été répétée trois fois et les résidus récupérés ont été regroupés. Entre chaque analyse, la nacelle est nettoyée en suivant un cycle de chauffe accélérée sous air à une rampe de 50°C/min jusqu'à 800°C, puis maintenue pendant 15°C à cette température avant de refroidir jusqu'à 35°C. Le résidu inorganique a ensuite été analysé par MEB-EDS JSM-7600F (JEOL Ltd, Tokyo, Japon) couplé à un spectromètre rayons X à dispersion d'énergie (Tmax, Oxford Instruments, UK). Des analyses ponctuelles en mode image MEB dans LABE ont d'abord été effectuées pour identifier les quantités relatives des éléments (C, O, Na, K, Cl, S, Si, Pb, Mg, Pt, P, Cu, Ca, Sb, Cd, Ba, Ti, Fe) puis, 5 analyses cartographiques ont été effectuées pour localiser ces éléments puis précisément dans le matériau.

### 3.5 Analyses du gainage en PET

#### 3.5.1 Suivi de masse

Le suivi de la masse des coupons a été effectué par pesées à l'aide d'une balance de précision ( $10^{-4}$  g) MC-1 Series AC210S (Sartorius AG, Göttingen, Allemagne) et calculé d'après l'Équation 3.1 :

$$\Delta m = \frac{m_f}{m_0} \quad (Eq. 3.1)$$

Avec  $m_f$  et  $m_0$  les masses finales et initiales respectivement.

Tous les coupons extraits des eaux de vieillissement ont d'abord été séchés sous un PSM, puis conservés dans un dessiccateur pendant deux jours avant la mesure de leur masse. De plus, les coupons T4 ont ensuite été séchés pendant 5, 8 et 12 jours dans un incubateur à 40°C, puis laissés refroidir 2 heures dans un dessiccateur avant la pesée, afin de suivre l'évaporation totale de l'eau non liée et d'atteindre une masse stable. Cette stabilisation est atteinte après 5 jours à 40°C.

#### 3.5.2 Suivi de la cristallinité par Calorimétrie Différentielle à Balayage (DSC)

La cristallinité des coupons de gainage en PET vieillis et non-vieillis lors de l'expérience de vieillissement laboratoire a été évaluée à l'aide d'un calorimètre différentiel à balayage DSC Q2000 (TA Instruments, DE, USA). Les analyses de DSC permettent de déterminer les propriétés caractéristiques physiques d'un polymère telles que la capacité thermique  $C_p$ , la température de

transition vitreuse  $T_g$ , la température de fusion  $T_m$  ainsi que les enthalpies de transition de phase. La « DSC conventionnelle » implique la comparaison des transferts de chaleur intervenant au niveau de l'échantillon contenant le matériau à analyser et d'un échantillon de référence (cellule vide). Pendant la mesure, une vitesse constante de chauffage ou de refroidissement est maintenue et l'appareil mesure le flux de chaleur nécessaire pour maintenir cette température.

Dans notre cas, chaque coupon vieilli a été analysé une fois. Environ précisément 3 à 6 mg ont été placée dans une coupelle hermétique en aluminium (*Référence DSC Consumables : DSC84012*). Sous azote à un débit de 50 mL/min, la température de la cellule a d'abord été maintenue à 20°C pendant 5 minutes, puis augmentée à 300°C à une vitesse de 10°C/min. Cette température finale a été maintenue constante pendant 5 minutes. La température a ensuite été ramenée à 20°C à la même vitesse. D'après la littérature, le premier cycle fournit l'historique de la cristallinité du polymère et illustre l'altération des coupons (Ter Halle et al., 2017). Dans le but de caractériser la cristallinité des coupons, le pic de fusion du premier cycle a été intégré entre 187,5°C et 287,5°C à l'aide du logiciel TRIOS (version 5.0.0.44608, TA Instruments) pour obtenir l'enthalpie de fusion. La fraction cristalline a été calculée comme le rapport entre l'enthalpie de fusion des échantillons mesurée lors du premier cycle ( $\Delta H_{\text{fusion}} - \Delta H_{\text{fusion}}$ ) et l'enthalpie de fusion d'un polyéthylène téréphtalate théorique cristallisé à 100% ( $\Delta H_{\text{réf}}^0$ ), soit 140,1 J.g<sup>-1</sup>, d'après l'Équation 3.2 (Sichina W.J., 2000) :

$$X_{\text{cristallinité}} = \frac{\Delta H_{\text{fusion}} - \Delta H_{\text{cold cristallinité}}}{\Delta H_{\text{réf}}^0} * 100 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Les valeurs de cristallinité ainsi obtenues ont été corrigées par le pourcentage de polymère dans les films obtenus par ATG (Rowenczyk et al., 2024).

L'enthalpie de transition vitreuse n'a pas été exploitée du fait d'un phénomène systématique de relaxation de l'enthalpie sur les thermogrammes de coupons de PET vieillis et non-vieillis étudiés. Ce phénomène intervient lorsque qu'un polymère plastique est maintenu durant une longue période à une température inférieure de sa  $T_g$  ou chauffé au-dessus de sa  $T_g$  puis refroidi en dessous de sa  $T_g$ . Le polymère ne se trouve plus dans un état d'équilibre thermodynamique et ses propriétés comme le volume libre ou encore l'enthalpie peuvent changer (Doulache et al., 2010). Il faut noter que dans notre cas, lors du thermoformage du gainage, le PET est d'abord chauffé à environ 90°C (>  $T_g$ ) puis refroidi à la suite de son installation. Cela peut se traduire par une grande variabilité



entre les zones du gainage en PET qui n'ont pas nécessairement refroidi simultanément ou encore à la même vitesse (Erchiqui et al., 2020). Les thermogrammes des coupons PET n'ont donc pas été exploités dans la région de la transition vitreuse du PET.

### 3.5.3 Suivi des modifications chimiques de surface et identification par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) en mode réflectance totale atténuée (ATR)

Les modifications de liaisons chimiques au niveau des surfaces des coupons de gainage en PET vieillis et non-vieillis et l'identification des particules récupérées au cours de l'expérience pilote ont été réalisées à l'aide d'un spectromètre FTIR – Spectrum™ 65 (Perkin Elmer, MA, USA) en mode réflectance totale atténuée (ATR) et équipé d'un cristal de zirconium (Figure 3.9).

La FTIR-ATR est une technique simple, efficace et non-destructive qui permet l'étude de

l'identification et le suivi de l'état de surface des polymères. Cette technique consiste à balayer la surface d'un échantillon (surface d'analyse de 5-50  $\mu\text{m}$ ) avec un rayon IR sur une plage de longueur d'onde et à mesurer l'absorbance au niveau de l'échantillon. En mode ATR, l'échantillon repose sur un cristal transparent en IR. Lorsque le rayon IR traverse le cristal, seulement une fraction du rayon pénètre dans l'échantillon. Lorsqu'il pénètre dans l'échantillon, le rayon interagit avec les liaisons chimiques en présence à sa surface en les faisant vibrer de différentes manières (élongation – stretching ; déformation – bending ; agitation – wagging) en fonction de la longueur d'onde IR. Étant donné que chaque groupe fonctionnel est composé d'atomes et de forces de liaison différents, les vibrations et les longueurs d'ondes auxquelles l'absorption survient sont uniques pour un type de liaison appartenant à un groupe fonctionnel. Ainsi, chaque pic représenté sur le spectre FTIR obtenu peut être associé à une liaison spécifique. Des changements dans le spectre infrarouge sont observables en fonction de la composition chimique de surface de l'échantillon.



Figure 3.9 Photo du FTIR Spectrum™ 65 utilisé.

### 3.5.3.1 Suivi des modifications chimiques de surface du gainage en PET

Pour chaque échantillon, les spectres ont été acquis dans la région  $4000\text{-}600\text{ cm}^{-1}$  en utilisant 16 balayages et une résolution spectrale de  $4\text{ cm}^{-1}$ . Une correction du bruit de fond et du  $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$  est effectuée automatiquement. Pour chaque condition de vieillissement, les triplicatas de gainage vieillis en laboratoire (T1-T3) sont analysés sur le milieu de la face interne uniquement, car aucune différence n'a été observée entre les faces interne et externe pour des coupons vieillis pendant 1 mois. Tous les spectres ont été prétraités en utilisant la correction de la ligne de base rubberband (Shen et al., 2018) à l'aide du logiciel Orange DATA MINING (version 3.35.0) et de son module Spectroscopie (version 0.6.12). La correction de la ligne de base est nécessaire pour éliminer le bruit de fond et assurer une interprétation précise des données spectrales. La correction de la ligne de base est nécessaire de manière à éliminer le bruit de fond et garantir une interprétation précise des données spectrales.

Finalement, pour attester des modifications chimiques, l'indice d'oxydation (OI) défini comme l'indice carbonyle (CI) combiné à l'indice de liaison insaturée (UBI) ont été calculés et définis comme l'aire sous les pics entre  $[1535;1785]\text{ cm}^{-1}$  sur l'aire d'un pic de référence. La littérature fait état de 2 pics de référence possibles pour le PET :

- **$1408\text{ cm}^{-1}$**  (Aljoumaa and Abboudi, 2016; Panowicz et al., 2021; Sammon et al., 2000) ;
- **$2920\text{ cm}^{-1}$**  (Fernandez-Gonzalez et al., 2021).

Le pic de référence choisi est celui correspondant aux méthylènes entre  $[2795;3150]\text{ cm}^{-1}$ , car il s'agit d'un pic largement utilisé pour l'étude PE et isolé dans le spectre, ce qui facilite son intégration à partir de la ligne de base. Au contraire, le pic à  $1408\text{ cm}^{-1}$  est convolué avec d'autres pics, ce qui complique fortement son intégration. La Figure 3.10 et le Tableau 3.3 résument l'ensemble des groupements d'intérêt relevés sur le spectre du PET d'après Aljoumaa and Abboudi (2016), Fernandez-Gonzalez et al. (2021) et (Sigma Aldrich, 2024) :

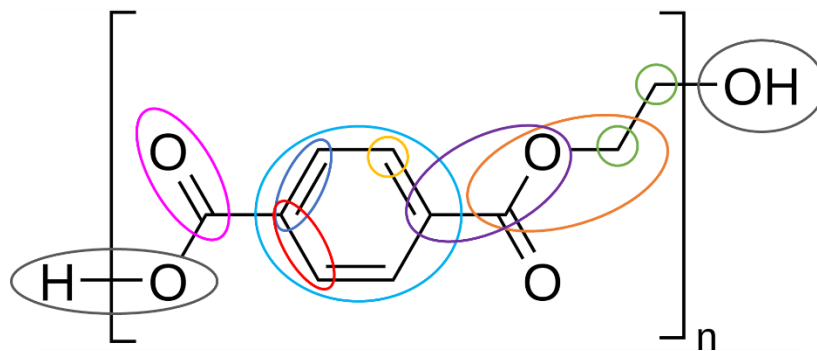


Figure 3.10 Formule chimique du PET et identification des liaisons d'intérêt.

Tableau 3.3 Liaisons chimiques d'intérêt pour l'étude du PET et pics associés.

Pics théoriques (cm <sup>-1</sup> )	Liaisons correspondantes	Pics retenus (cm <sup>-1</sup> )
<b>3100-3700</b> (centré à 3300)	Groupelement hydroxyle —O—H	
<b>2963</b>	C—H asymmetric stretching vibrations	<b>2795-3040 ou 3150</b> (incluant les liaisons alcène à 3000-3100)
<b>2909</b>	CH <sub>2</sub> asymmetrical stretching	
<b>2851</b>	CH <sub>2</sub> symmetrical stretching	
<b>1690-1810</b> (centré à 1715/10)	Groupelement carbonyle / carboxylic ester group (C=O stretching)	<b>1535-1735 (C=O + C=C)</b>
<b>1566-1680</b> - 1566-1650 - 1638-1648	C=C - cyclo-alcène - alcène monosubstitué	
<b>1505</b>	C—C aromatique stretching	
<b>1455</b>	C—H deformation	
<b>1408</b>	Vibration du cycle phenylene	<b>1357-1425</b> (phénylène + C-H conformation gauche) <b>1327-1357</b> (C-H conformation trans)
<b>1372</b> <b>1342</b>	C—H wagging conformation gauche C—H wagging conformation trans	
<b>1200-1310</b> - 1310-1250 (fort) - 1275-1200 (fort) - 1210-1163	C—C—O - C—C—O asymétrique stretching incluant le C du cycle aromatique - C—C—O stretching (alkyl aryl ether) - C—O (ester)	
<b>1050-1310</b> - 1050-1085 (fort) - 1085-1150 (fort) o Centré en 1115 o Centré en 1090 - 1200-1225 (fort) - 1200-1275 (fort) - 1163-1210 (fort) - 1250-1310 (fort)	C—O stretching (ester + éther aliphatique + alcool primaire) - Alcool primaire (en bout de chaîne) - Aliphatic éthers o Conformation trans (éthers aliphatiques) o Conformation gauche (éthers aliphatiques) - Vinyl ether - Alkyl Aryl ether - Ester - Ester aromatique	
<b>872/721</b>	C—H aromatique bending and wagging	

### 3.5.3.2 Identification des particules

Les fragments de gainage récupérés lors de l'expérience pilote sur les filtres de 300 µm et 28 µm ont d'abord été comptées et photographiées un à un à la loupe binoculaire (grossissement x10 et x20) puis analysées par FTIR-ATR. Les spectres ont été acquis dans la région 4000-600 cm<sup>-1</sup> en utilisant 16 balayages et une résolution spectrale de 4 cm<sup>-1</sup>. Une mesure unique a été réalisée pour chaque particule. Puis, la correspondance des spectres avec celui du PET a été évaluée grâce à la base de données Perkin Elmer ATR of Polymers Library. Un résultat supérieur à 70% entraîne une correspondance positive avec la base de données (Rowenczyk et al., 2022).

### 3.5.4 Digestion acide des raccords et bouchons des conduites de cuivre gainées

Une digestion acide a été réalisée sur un raccord et un bouchon en laiton utilisés lors de l'expérience de remplissage/vidange afin d'étudier les métaux qu'ils sont susceptibles de relarguer. Un raccord et un bouchon type ont été coupés en deux morceaux de dimensions égales puis rincés 3 fois à l'eau de Type I. Dans 6 tubes en plastique certifiés sans métal de 50 mL, 35 mL de tampon phosphate  $\text{pH} = 8$  (autoclavé) utilisé lors des expériences de vieillissement ont été ajoutés. De l'acide nitrique  $\text{HNO}_3$  a

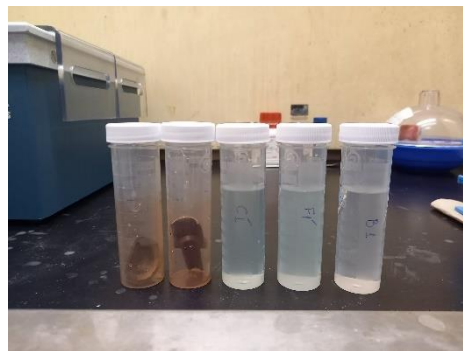


Figure 3.11 Photos des tubes de la digestion acide.

été ajouté à hauteur de 1% vol/vol dans 3 tubes contenant respectivement la solution tampon seule, la solution tampon et un demi-bouchon, et enfin, la solution tampon et un demi-raccord. De l'acide hydrochlorique  $\text{HCl}$  a été ajouté à hauteur de 1% vol/vol dans les 2 autres tubes contenant également respectivement la solution tampon et un demi-bouchon, et la solution tampon et un demi-raccord (Figure 3.11) Les tubes ont été recouverts d'un verre de montre pour limiter l'évaporation de l'eau et contenir les acides en solution. Les cinq tubes ont ensuite été chauffés pendant 5h à  $80^\circ\text{C}$  dans les mêmes conditions que le chauffage de la procédure de cycle de gel-dégel réalisée dans le cadre des expériences de vieillissement. Les échantillons ont été agités à mi-temps (2h30 après le début du chauffage) pour augmenter l'efficacité du contact avec l'acide, puis laissés refroidir sous PSM à la fin des 5 heures. Vingt-quatre heures après l'ajout des acides, les contenus des tubes ont été transférés dans des tubes neufs, et les demi-bouchons, raccords et tubes utilisés lors de la digestion ont été rincés pour récupérer au maximum l'eau de digestion. Enfin, le niveau d'eau dans les tubes a été ajusté à 45 mL. Les échantillons sont ensuite préparés pour analyses ICP-MS comme détaillé dans le protocole de la section 3.3.2.

## **CHAPITRE 4 MÉTHODES POUR L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE ET D'ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET SUR LA SANTÉ HUMAINE**

### **4.1 Analyse de cycle de vie - ACV**

#### **4.1.1 Champ d'étude de l'ACV**

Les trois solutions de remplacement ou de réhabilitation d'une ESP privée dans une municipalité québécoise (Québec, Canada) considérées dans cette étude sont les suivantes : 1) l'installation d'un gainage en PET à l'intérieur d'une ESP ; 2) le remplacement de l'ESP par une conduite en polyéthylène réticulé (PEX); et 3) le remplacement d'une ESP par une conduite en cuivre (Tableau 4.1). Les impacts potentiels associés à l'exposition directe au lessivage chimique pendant la phase d'utilisation du gainage en PET et de la conduite de cuivre a également été calculés et comparés à un scénario de référence, où l'ESP n'est pas mise aux normes.

L'évaluation des impacts associés aux trois systèmes a été réalisée sur la base de l'unité fonctionnelle suivante : « *Assurer la mise aux normes d'une ESP, avec une durée de vie de 50 ans, dans une municipalité québécoise en 2024 (Canada)* ». L'évaluation a pris en compte une longueur d'ESP de 2,8 m correspondant à la longueur moyenne des ESP relevées sur le terrain par la municipalité partenaire. Son diamètre interne a été défini à ½ po soit 1,27 cm, qui correspond au ratio surface de conduite/volume d'eau le plus élevé et est donc associé au cas d'exposition au plomb le plus critique. En outre, on a supposé que l'ESP permet d'alimenter un ménage composé de deux personnes avec une demande en eau de 184,5 L/jour (Hatam et al., 2023) et une quantité moyenne d'eau ingérée quotidiennement par consommateur de 1,242 L, quel que soit l'âge (Phillips et al., 2021).

Tableau 4.1 Principales caractéristiques des scénarios analysés. Les données sont fournies pour une unité fonctionnelle (UF) qui considère une longueur moyenne de la conduite d'eau de 2,8 m et un diamètre intérieur de 1,27 cm.

<b>Scénarios</b>	<b>Durée de vie (an)</b>	<b>Longueur (m)</b>	<b>Masse du matériau considéré par unité fonctionnelle (kg/UF)</b>
Gainage en PET	50	2,8	0,077
Conduite de PEX	25	2,8	0,235
Conduite de cuivre	50	2,8	1,434

Le champ d'étude d'une étude ACV est délimité par les frontières du système, qui définissent les processus et les activités inclus dans l'évaluation (International Organization for Standardization (ISO), 2006a). La présente étude a défini les limites du système avec une approche du berceau au tombeau, qui couvrent les activités tout au long des phases de production, d'installation, d'utilisation et de fin de vie des solutions de remplacement ou de réhabilitation de l'ESP. Dans ces limites, la phase d'utilisation est considérée comme équivalente en termes d'énergie et de maintenance, quel que soit le matériau utilisé. Bien que le besoin de maintenance puisse varier selon les scénarios analysés, cet aspect n'a pas été exploré en raison de l'insuffisance des données. Également, l'étape de désinstallation a été considérée comme ne nécessitant pas d'énergie ou de matériel supplémentaire par rapport à la phase d'installation et que ce dernier est compris dans l'étape d'installation du nouveau système de remplacement si plusieurs remplacements sont nécessaire pour satisfaire l'UF.

#### **4.1.2 Inventaire du cycle de vie (ICV)**

L'inventaire du cycle de vie (ICV) consiste à quantifier tous les polluants rejetés à l'environnement (vers l'air, l'eau et le sol), ainsi que les ressources naturelles utilisées tout au long du processus opérationnel des trois systèmes pendant leur durée de vie de 50 ans (du berceau au tombeau). Les données de l'ICV proviennent de la municipalité partenaire, de la littérature publiée, de ressources internet. Les informations recueillies englobent les caractéristiques des trois systèmes, la production de matériaux visant à réduire l'exposition au plomb (gainage en PET, conduite en PEX et en cuivre), la phase d'installation (consommation d'énergie, excavation, matériaux de remblayage et transport des matériaux), la phase d'utilisation (exposition aux produits chimiques

lessivés déterminée expérimentalement) pour le gainage en PET et fondée sur la littérature publiée pour les conduites en cuivre (Doré et al., 2019) et en plomb (Hatam et al., 2023) et la phase de fin de vie (transport et gestion des déchets).

Le logiciel openLCA 2.1 a été utilisé pour modéliser les données d'inventaire d'avant-plan, selon les systèmes de produits synthétiques présentés à la Figure 4.1. Les systèmes de produits exhaustifs pour chaque scénario sont rendus disponibles en Annexes. En outre, l'inventaire des processus d'arrière-plan s'est appuyé sur la base de données Ecoinvent v3.8, des détails spécifiques concernant l'inventaire d'avant-plan étant disponibles dans le fichier de données supplémentaires Life\_Cycle\_Inventory\_PET\_PEX\_Copper.xlsx.

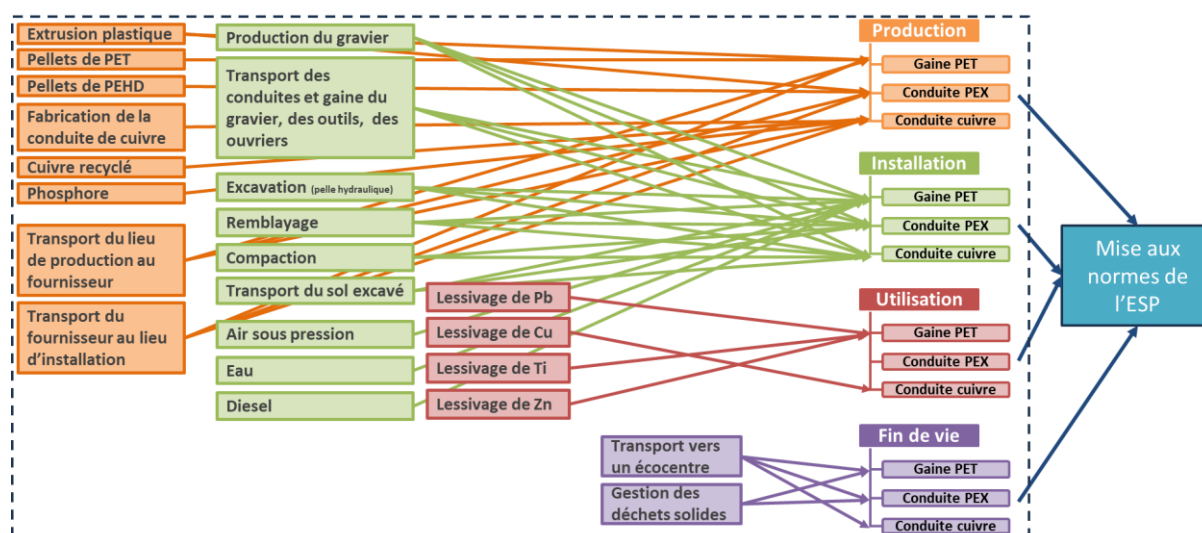


Figure 4.1 Frontières des systèmes analysés : gainage en PET, conduites en PEX et en cuivre.

#### 4.1.2.1 Modélisation de la phase d'utilisation

Les concentrations en métaux ingérés considérées dans le calcul des impacts sur la santé humaine ont été déterminées en plusieurs étapes dépendamment des scénarios considérés. Ces étapes sont décrites dans le **CHAPITRE 6**, section 6.2.1.



#### 4.1.2.2 Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)

La méthodologie d'ÉICV régionalisée IMPACT World+, qui correspond à une édition révisée des méthodes IMPACT 2002+, LUCAS et EDIP (Bulle et al., 2019), a été utilisée pour calculer l'évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV). Pour améliorer la compréhension des résultats de l'EICV, la performance environnementale des trois solutions de mise aux normes d'une ESP a été analysée à l'aide de trois indicateurs *midpoint* et de deux indicateurs *endpoint* d'IMPACT World+ Combined (v2.0.1). Plus précisément, lors de l'évaluation des indicateurs *midpoint*, l'accent a été mis sur la catégorie du changement climatique à court terme (dans les 100 premières années suivant l'émission) (CC) afin de rendre compte de l'empreinte carbone (kg CO<sub>2eq</sub>), l'appauvrissement en eau (m<sup>3</sup> world eq) et l'énergie fossile et nucléaire (MJ deprived). En ce qui concerne les indicateurs *endpoint*, l'évaluation a porté sur les effets sur la santé humaine (SH), quantifiés en années de vie en bonne santé perdue (DALY), et sur les effets sur la qualité des écosystèmes (QE), exprimés en tant que fraction d'espèces potentiellement disparues sur une surface d'un mètre carré pendant un an (PDF.m<sup>2</sup>.an).

L'aire de protection SH couvre la toxicité humaine cancéreuse, la toxicité humaine non cancéreuse, la formation de particules, la formation d'oxydants photochimiques, l'appauvrissement de la couche d'ozone, les rayonnements ionisants et la disponibilité de l'eau. L'aire de protection QE comprend l'écotoxicité en eau douce, l'acidification en eau douce, l'acidification marine, l'acidification terrestre, l'eutrophisation en eau douce, l'eutrophisation marine, les rayonnements ionisants, la transformation des terres, l'occupation des terres et la disponibilité de l'eau (Bulle et al., 2019). En outre, une exclusion délibérée de la contribution du changement climatique et de l'appauvrissement en eau aux aires de protection SH et QE a été mise en œuvre pour éviter un double comptage potentiel.

#### 4.1.2.3 Facteurs de caractérisation (FC) de toxicité humaine

En outre, les impacts de toxicité découlant du lessivage de produits chimiques en particulier des métaux pendant la phase d'utilisation ont été calculés sur la base de l'exposition aux produits chimiques (E<sub>c</sub>), qui est la quantité totale de métaux ou de microplastiques ingérés sur la durée de l'unité fonctionnelle et des facteurs de caractérisation permettant de quantifier l'exposition directe à ces produits chimiques (FC). Les FC destinées à évaluer la toxicité humaine tiennent compte des mécanismes de devenir, d'exposition et d'effet. Dans le cas de la phase d'utilisation, les FE [cas/kg

d'absorption] correspondent à une exposition directe aux substances chimiques [kg d'absorption], c'est pourquoi, dans cette étude, les FE sont égaux aux FC pour évaluer les impacts des substances chimiques présentes dans l'eau ingérée. Cette approche a déjà été adoptée par Phillips et al. (2021) afin d'évaluer l'intérêt d'intégrer dans les modèles ACV la qualité de l'eau transportée par des conduites en PEX susceptibles de lessiver divers composés organiques vers l'eau potable. Le modèle USEtox, un modèle multimédia consensuel du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) conçu pour caractériser les impacts (éco)toxicologiques des produits chimiques dans l'ACV, a été utilisé pour dériver les FE pour l'exposition directe aux produits chimiques (Fantke et al., 2017). Les facteurs de sévérité de USEtox ont été utilisés pour convertir les cas de cancer [11,5 DALY/cas] et les cas non cancéreux [2,7 DALY/cas non cancéreux] au niveau des critères d'évaluation. Les FE dérivés de USEtox sont indiqués dans le Tableau 4.2.

Tableau 4.2 Facteurs de caractérisation pour les métaux.

<b>Élément</b>	<b>EF<sub>ing,noncanc</sub> [DALY/kg<sub>ingéré</sub>]</b>	<b>EF<sub>ing,canc</sub> [DALY/kg<sub>ingéré</sub>]</b>	<b>Source</b>
<b>Pb (II)</b>	2,33E+01	2,83E-01	USEtox*
<b>Zn (II)</b>	9,22E-02	0,00E+00	USEtox*
<b>Cu (II)</b>	9,22E-02	0,00E+00	USEtox*
<b>Ti (II)</b>	2,47E-02	0,00E+00	REACH

\*USEtox : Fantke et al. (2017)

## 4.2 Modélisation IEUBK

Le modèle biocinétique Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) (version 2.0 Build 1.66) développé par United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2021) a ainsi été utilisé. C'est un modèle d'exposition dose-réponse qui utilise l'exposition des enfants au plomb par l'environnement pour estimer le risque d'une plombémie élevée. Un bilan de masse est réalisé pour l'estimation de la charge corporelle en plomb en prenant le niveau de plomb de base chez un enfants

lié aux quantités de plomb dans l'environnement spécifiques de son lieu de résidence (eau du robinet, sol, poussière, air et alimentation), avec des paramètres d'entrée ajustés à l'aide de Deshommes et al. (2013) pour mieux refléter les valeurs canadiennes typiques.

## **CHAPITRE 5     ARTICLE 1 : ASSESSING THE SUSTAINABILITY AND SAFETY OF POLYETHYLENE TEREPHTHALATE (PET) LINERS FOR LEAD SERVICE LINES (LSL) UPGRADES**

Cette première partie présente les résultats des expériences de vieillissement en laboratoire et sur pilotes menées sur un type de gainage en PET, ainsi que ceux de l'ACV et du modèle IEUBK. Le gainage en PET constitue une alternative au remplacement complet des ESP par des conduites en cuivre ou en PEX. Cependant, de nombreuses questions demeurent quant à sa durabilité dans les conditions réelles d'utilisation du réseau de distribution (température, pH, chocs de chloration, cycles de gel-dégel), notamment la conservation de ses propriétés physico-chimiques au sur le long-terme, le lessivage de ses additifs et la fragmentation en nanoparticules (MNP). De plus, son impact environnemental et sur la santé humaine par rapport aux autres méthodes de mise aux normes des ESP, telles que le remplacement complet par des conduites en cuivre ou en PEX installées par torpillage ou excavation totale, n'a pas encore été évalué de manière concluante. Les résultats présentés permettront donc de formuler des recommandations concernant la pertinence du gainage en PET pour la mise aux normes des ESP, en comparaison avec le remplacement par des conduites en cuivre ou en PEX et avec un scénario de non-remplacement de l'ESP. De plus, ils permettent de dégager les informations qui manquent pour bien évaluer ces alternatives.

Les résultats ont fait l'objet d'un article soumis dans le journal *Water Research* en juillet 2024. Les contributions de chacun des auteurs sont précisées à la fin de l'article.

## **Assessing the sustainability and safety of Polyethylene Terephthalate (PET) liners for Lead Service Lines (LSL) Upgrades**

Amélie Surmont<sup>a\*</sup>, Laura Rowenczyk<sup>a</sup>, Ivan Viveros Santos<sup>b</sup>, Fatemeh Hatam<sup>a</sup>, Anne-Marie Boulay<sup>b</sup> and Michèle Prévost<sup>a</sup>

<sup>\*</sup> Corresponding author: amelie.surmont@polymtl.ca (A. Surmont)

<sup>a</sup> Industrial Chair in Drinking Water, Department of Civil Engineering, Polytechnique Montreal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada

<sup>b</sup> International Reference Center for Life Cycle Assessment and Sustainable Transition (CIRAIG), Polytechnique Montreal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada

***Journal : Water Research, Date de soumission : 24 Juillet 2024***

### **Abstract**

Polyethylene Terephthalate (PET) liners have been proposed by industry as a more cost effective and less disruptive alternative to lead service lines (LSL) replacement. However, concerns have been raised about their aging under real-use conditions and their potential health and environmental impacts. In this study, two approaches were implemented. First, bench and pilot scale experiments were carried out to investigate the aging of the PET liner under conditions that simulate normal usage. Results show early surface oxidation and leaching of potentially hazardous metals (lead, zinc, and titanium). No short-term fragmentation of the PET liner into microplastics was observed. Next, a life cycle assessment (LCA) compared the health and environmental impacts of three alternatives: PET liner and full LSL replacement using either copper or PEX pipes. The installation phase was shown to be the main contributor to impact scores, while the benefits of PET liner are highly dependent on its lifespan. PEX installed by torpeding lowers impacts as compared to PET liner and copper pipes for equal lifespan, while PET liner use remains less impactful regarding human health and ecosystem quality when a complete excavation is needed. LCA derived global human health effects due to ingestion of leached metals from PET liners, copper pipes, and unreplaced LSL and showed that PET liners and copper pipes significantly reduce health impacts by 14 and 80 DALY respectively compared to a unreplaced LSL. Finally, the Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) model was used to assess the impact of lead exposure specifically for drinking water ingestion. Estimated Blood Lead Levels (BLL) in children and infants in households with long unreplaced LSL was up to 263.7% and 207.8% greater compared to either replacement

with copper pipes or rehabilitation with PET liner, showing the clear benefits of corrective action. Combining experimental results, LCA and biokinetic modelling provides actionable information for utilities to select the best upgrade options, considering environmental, health and practical constraints, whilst identifying remaining data gaps. The relative benefits of the PET liner should be carefully evaluated considering its lifespan under real-life conditions, the complete replacement costs after failure, and the growing evidence of micro- and nanoplastics (MNP) risks.

*Keywords: LSL replacement; Liner; Polyethylene terephthalate; Plastic aging; LCA.*

## **5.1 Introduction**

Lead service lines (LSL) represent a significant remaining source of lead exposure through drinking water consumption. Exposure to low levels of lead can result in irreversible neurological and behavioral disorders in young children (Health Canada, 2013). Health Canada (2019a) lowered the guideline for the maximum admissible lead concentration in drinking water from 10 to 5 µg/L. Polyethylene terephthalate (PET) liners, certified to the NFS61 standard, have been proposed by commercial vendors as a more cost-effective and less disruptive alternative than complete LSL replacement with new copper or plastic pipes. PET, is a semi-aromatic linear polyester widely used due to its mechanical, chemical, and thermal properties, and cost-effectiveness (Panowicz et al., 2021). During installation in LSL, the liner is inserted and thermoformed with pressurized hot water (approx. 90°C, 28-43 psi) (Randtke et al., 2017), resulting in a protective layer against lead. Some studies, mostly industry reports, show the potential of PET liners to effectively reduce lead leaching from LSL at short term, but long-term performance, resistance, and leaching data are lacking (Breault, 2014; Randtke et al., 2017). Aging of plastic liners in direct contact with drinking water raises concerns about their potential degradation over time. Operating conditions, mechanical stress or chemical exposure may release hazardous chemicals and shorten plastic pipes lifespan (Dear and Mason, 2001; Fadel, 2022). In water distribution networks, polyolefin pipe degradation progresses through three main stages (Whelton, 2009; Vertova, 2019) influenced by physical factors (temperature, freezing), chemical factors (water type, pH, oxidants), and exposure time. Even if PET degradation due to these factors has not yet been well demonstrated, modifications are expected to resemble those encountered for other polyolefins like polyethylene (Randtke et al., 2017). The first step consists of surface oxidation of the polymer through hydrolysis, thermal and chlorine effects, often attested by carbonyl groups formation (Chamas et al., 2020; Eng et al., 2011;

Khan et al., 2022; Vertova et al., 2019). Additionally, it has been stated in the literature for formulated polymers that vinyl groups formation can arise from thermal (Edge et al., 1991) and freeze-thaw aging (Rowenczyk et al., 2024). In an advanced stage of degradation, which typically occurs under aging above the polymer's glass transition temperature ( $T_g$ ,  $>80^\circ\text{C}$ ), chain fractures and molecular reorganization can appear in the amorphous phase, leading to an overall increase in crystallinity of the aged material (Dear and Mason, 2001; Hassinen, 2004; Panowicz et al., 2021; Whelton and Dietrich, 2009). In the final stage, increased crystallinity makes materials brittle, leading to microcracks propagation, reducing tensile strength and causing pipe failure (Hassinen, 2004; Vertova et al., 2019; Whelton and Dietrich, 2009).

Plastic aging can be accelerated by various chemical and physical factors. First, chlorine-based disinfectants added to water distribution systems significantly increase pipe degradation by rapidly consuming antioxidants in the amorphous content, leading to the pipe's inner surface oxidation (Castillo Montes et al., 2012; Hassinen, 2004; Vertova et al., 2019). Chlorine diffuses into the polymer matrix, potentially attacking both the additives, especially the antioxidants, and the polymer simultaneously (Bredács et al., 2018). High temperatures can also accelerate PET aging, especially above the  $T_g$  (Pirzadeh et al., 2007), and can act as a catalyst for chlorine oxidation (Bredács et al., 2018). Finally, pH contribution in polymer aging, though poorly investigated, could significantly affect chlorine effect due to its speciation (Castillo Montes et al., 2012; Pirzadeh et al., 2007).

Several plastic pipe studies have identified leaching of additives (compounds added to plastics to enhance thermal, mechanical or chemical properties) such as phthalates, phenols, organophosphates, salts (Ca, Mg, K) and metals (Ti, Fe, Pb, Sb) (Al-Malack, 2001; Diera et al., 2023; Fadel, 2022; Faust et al., 2017). Previous research conducted by Lane (2015) and Breault (2014) on PET liners showed respectively no phthalate and low antimony leaching at  $20^\circ\text{C}$  over 4 days. However, other studies on PET bottles showed that prolonged storage increases the concentration leached to the water, with the effects of temperature (high and low) and pH depending on the compounds studied (Al-Saleh et al., 2011; Chapa-Martinez et al., 2016; Keresztes et al., 2013; Westerhoff et al., 2008). Additionally, plastics can fragment into micro- (1-5 mm) and nanoplastics (1-1000 nm) (MNP) (Gigault et al., 2018), whose health and environmental effects have not yet been fully assessed (Yong et al., 2020). MNP generation from water pipes (Zhang et

al., 2022) and liners (Li et al., 2019) can occur during installation and use, with particles released into air and water. Since these MNP display advanced oxidation, increased crystallinity and reduced hydrophobicity compared to the initial plastic polymer, they can represent a significant health risk by sorbing other pollutants and being more bioavailable (Gigault et al., 2021). However, the leached and fragmented contaminants are still difficult to quantify considering the great chemical variability of additives, field operation conditions, and advanced degradation of the polymer.

Life cycle assessment (LCA) can be an important asset in evaluating PET liners relevance as alternatives for LSL upgrades. Previous studies comparing various water pipe materials and installation methods reveal significant differences in environmental and health impacts (Alsadi, 2019; Asadi et al., 2016; Hajibabaei et al., 2018). Plastic pipes show much lower impacts than metal pipes, mainly due to lower material and energy requirements during production (Hajibabaei et al., 2018). Additionally, trenchless installation methods (torpedoing and coatings), offer environmental benefits over traditional trenching, as they use less equipment, require shorter installation times, and involve minimal excavation (Alsadi, 2019).

This study aimed to assess the physico-chemical modifications of a PET liner under accelerated aging conditions in laboratory (PET coupons static aging) and pilot (PET lined pipes static and dynamic aging) experiments. Additionally, it sought to verify the health and environmental benefits of trenchless LSL upgrades through a comprehensive LCA, including water quality evaluation, and an analysis of the potential impact of leached lead on young children' BLL. The ultimate objective is to help stakeholders identify durable, eco-friendly options and understand system constraints for reducing impacts during LSL upgrades.

## **5.2 Materials and methods**

Quality Assurance/Quality Control steps are shown in **SI. D1**.

### **5.2.1 Composition of the PET liner polymer**

A commercial PET liner available in Canada was thermoformed and provided by a local product vendor. The PET liner composition (additives/polymer ratio, organic and inorganic additives identification) was assessed following the protocol detailed in **SI. D2**.



### 5.2.2 Laboratory and pilot aging procedures

**Laboratory experiments** PET liner coupons (size  $\approx 1 \times 5 \text{ cm}^2$ ; thickness =  $0.71 \pm 0.22 \text{ mm}$ ) (**SI. D3**) were aged following 45 different conditions, adapted from NSF/ANSI-61 certification (International/ANSI, 2016) with aging durations of 4, 8, and 12 weeks, temperatures of  $20^\circ\text{C}$ ,  $20^\circ\text{C}$  with 2 freeze-thaw cycles (FTC) monthly, and  $40^\circ\text{C}$ . Simultaneously, coupons were exposed to five types of aging water: phosphate buffer at pH 6.5 or 8 (20 mM), with or without an initial dosage of 25 mg/L chlorine to simulate commissioning shock disinfection procedures, and municipal tap water (**SI. D4**). Each coupon was placed in a glass vial and completely immersed in a sufficient volume of water and kept in the dark. For aging at  $40^\circ\text{C}$ , quadriplate samples were placed in an incubator. Tubes undergoing FTC were repeatedly stored at  $20^\circ\text{C}$  for 10 days, then frozen at  $-15^\circ\text{C}$  for 72 hours, and finally thawed gradually in a water bath at  $80^\circ\text{C}$  for 5 hours. After aging, the coupons were extracted, rinsed with Type I water and stored in a desiccator.

**Pilot aging and operating procedures** The experimental pilot involves two main steps. First, copper pipes (length  $\approx 80 \text{ cm}$ ; internal diameter =  $\frac{1}{2}$ -inch) lined with PET liner (thickness =  $0.26 \pm 0.06 \text{ mm}$ ) were aged in quadruplicate for a static aging procedure, under 12 conditions. Two types of aging water were used: phosphate buffers at pH 8, with and without chlorine. The three remaining pipes were installed on a closed-circuit pilot system (**Figure D.1**) for a dynamic aging. Pilot operation is detailed in **SI. D5**.

### 5.2.3 Water quality analysis

Chlorine concentration and pH were measured using Standard Method APHA 4500-Cl (G) and using a Fisher Scientific Accumet® pH meter ( $\pm 0.01$ ). Chlorine monitoring is displayed in **Tableau D.1** (laboratory) and **Tableau D.2** (pilot) and pH ( $\pm 0.4$ ) remained stable during experiments. Total metal concentrations (Al, Ti, Cr, Fe, Cu, Zn, Zr, Cd, Sb, and Pb) were analyzed by inductively coupled plasma mass spectroscopy (ICP-MS), adapted from Method 200.8 of the United States Environmental Protection Agency. Analysis was conducted using a NexION 5000 instrument (Perkin Elmer, MA, USA). Samples were acidified to 1% vol/vol with Trace Metal Grade  $\text{HNO}_3$ . Metal contamination during acidification and collection was checked by analyzing Type I water following the same preparation as the samples.

### 5.2.4 PET liner analysis

**Composition of the PET liner** ATG analysis revealed a polymer and additives content of  $89.05 \pm 0.72\%$  and  $10.95 \pm 0.72\%$  respectively (**Figure D.2**). Additives identification is provided in **SI. D6**.

**Coupon properties** Coupons mass variations were assessed at each aging stage. A Spectrum Fourier Transformed Infrared (FTIR) spectrometer Spectrum™ 65 in attenuated total reflection (ATR) mode with a zirconium crystal was used (PerkinElmer, MA, USA) to characterize the surface chemistry of the PET liner coupons and to identify particles recovered during the pilot experiment (**SI. D7**).

Coupons crystallinity was evaluated with a differential scanning calorimeter DSC Q2000 (TA Instruments, DE, USA) to obtain the melting enthalpy ( $\Delta H_f$ ) (**SI. D8**). Crystallinity percentage (X%) was obtained using the method described by Sichina W.J. (2000) based on the melting enthalpy of 100% crystallized PET ( $\Delta H_f^0$ ) ( $140.1 \text{ J.g}^{-1}$ ).

$$X\% = \frac{\Delta H_f}{\Delta H_f^0} * 100 \quad (\text{Eq. 5.1})$$

Values were then corrected by the percentage of polymer in the PET determined by TGA (Rowenczyk et al., 2024).

**PET fragmentation** At the end of the pilot experiment, a filtration system installed at the pilot drain (**Figure D.3**) filtered the circulated water and the equivalent of 3 times the pilot volume of fresh filtered water, recovering PET liner particles at 300 and 28  $\mu\text{m}$  cut-off points. White/beige particles recovered were counted under a microscope Stemi 305 MAT (Zeiss, CA, USA) with 20- or 10x magnification and then chemically identified as PET using ATR-FTIR if matching PET spectrum.

### 5.2.5 LCA

**Goal and scope** This LCA aimed to evaluate the potential environmental and human health impacts of three scenarios for LSL upgrades in a participating utility (QC, Canada): 1) PET liner installation, 2) PEX, and 3) copper pipes replacements. It also sought to compare the health impacts from direct chemical leaching exposure during use. The LCA was conducted following the ISO

14040/14044 standards (International Organization for Standardization (ISO), 2006a; b). This study established cradle-to-grave boundaries, encompassing production, installation, use, and end-of-life phases. Operational phases were considered equivalent in energy and maintenance due to data limitations. The assessment was conducted on the following functional unit (FU): "Upgrading a LSL (internal diameter ½-inch) for 50 years in a participating water utility (QC, Canada) in 2024". An average LSL of 2.8 m length, based on available field data, was considered and assumed to supply a two-person household with a water demand of 184.5 LCD (Hatam et al., 2023) and an average drinking water intake of 1.242 LCD, regardless of age (Phillips et al., 2021). If two service line replacements are needed to meet the FU, because of a shorter lifetime, the assumption was made that de-installation was part of the new system's installation and did not require any extra energy or material.

**Life cycle inventory** The life cycle inventory (LCI) involves the quantification of all pollutants released into the air, water, and soil, as well as the natural resources utilized throughout the entire operational process of the three systems over their 50-year service life. Data for the LCI were sourced from the participating utility, published literature, internet resources and complemented for the background with ecoinvent database (version 3.8) for the three systems, material production (PET liner, copper and PEX pipes), the installation by partial excavation (PET liner), complete excavation or torpedoeing (PEX and copper pipes) (energy consumption, excavation, backfilling materials, and material transport), and the end-of-life (transport and waste management). Specifically for the use phase, an exposure to leached metals at the tap by average (mean) and highly exposed consumers (high-90%) was determined and compared for PET liners, copper pipes, and a reference scenario of no LSL replacement. This excluded the PEX pipe scenario due to a lack of expected leaching data. Metal concentrations leached from copper and lead pipes, and the PET liner were determined based on LSL pilot studies and the current laboratory study at 20°C and assumed constant over 50 years. A linear relationship based on computer simulation was established to link the leached and ingested metals at the tap (**Tableau D.3**). Detailed methodology is provided in **SI. D9**. OpenLCA 2.1 software was employed to model the product systems and specific information is provided in the **SI** as an Excel file.

**Life cycle impact assessment** The regionalized LCA methodology IMPACT World+ (Bulle et al., 2019) was used for life cycle impact assessment (LCIA). Three midpoint and two endpoint

indicators from IMPACT World+ Combined (v2.0.1) was considered, covering all potential impact pathways. Midpoint indicators focused on short-term climate change (CC) (100 years post-emission) to measure carbon footprint (kg CO<sub>2</sub>eq), water scarcity (WS) [m<sup>3</sup> world<sub>eq</sub>], and fossil and nuclear energy use (FNEU) [MJ deprived]. Endpoint indicators assessed human health (HH) in healthy life years lost [DALY] and ecosystem quality (EQ) in potentially disappeared fraction of species potentially lost over a given area in a year [PDF.m<sup>2</sup>.an]. Details concerning the HH characterization impact factors and endpoint indicators are respectively provided in **SI. D10 and SI. D11**.

**BLL model** IEUBK model (version 2.0 Build 1.66) (SRC, 2021) was used to estimate potential increases in blood lead levels (BLL) in children aged 0-84 months. The model considered exposures to lead in tap water, soil, dust, air, and diet described by Deshommes et al. (2013) and used mean and high-90% lead values at the tap (**Tableau D.3**).

### **5.2.6 Statistical analysis**

The software package JASP version 0.18.0.0 was employed for statistical analysis. Non-parametric tests (Kruskal–Wallis) were conducted to assess the statistical significance ( $p < 0.05$ ) of the conditions on the measured parameters.

## 5.3 Results and discussion

### 5.3.1 Impact of pH, temperature and chlorine on PET liner aging – laboratory scale

No mass variation or visual modifications were measured during aging under all conditions tested (**Figure D.4**).

**PET surface oxidation** OI as a function of the aging time plot for laboratory experiment is shown in **Figure 5.1**. OI of unaged PET liner is not null, indicating the initial presence of ester and vinyl ester groups in the PET structure. Partial oxidation may have already occurred during high-temperature PET thermoforming (Panowicz et al., 2021), or additives with such chemical groups may be present in the liner. After 4 weeks of aging across most water types and all three thermal aging conditions, OI shows significant increases compare to unaged PET. Indeed, hydrolysis and thermal aging can break PET ester bonds into carboxyl (COOH) and hydroxyl (-OH) (Allen et al., 1991; Chamas et al., 2020; Edge et al., 1991), and oxidize polyethylene skeleton resulting in shorter polymer chains and CI increase (Panowicz et al., 2021). FTC and aging at 40°C accelerate the oxidation rate: OI raises significantly between 4 and 8 weeks, then decelerates between 8 and 12 weeks, appearing to reach a plateau. Both high temperature and FTC may contribute to the formation of additional C=C bonds (Chamas et al., 2020; Edge et al., 1991; Rowenczyk et al., 2024) along with C=O bonds, resulting in the observed pronounced increase in OI. For chlorination at pH 8, OI values are systematically higher in chlorinated buffers as compared to unchlorinated ones, except under freeze-thaw cycle at 8 weeks. In fact, chlorine addition can accelerate polyethylene oxidation (Castagnetti et al., 2011; Castillo Montes et al., 2012; Eng et al., 2011; Khan et al., 2022). There are no significant differences in oxidation rates among the various pH. This differs from findings by Castillo Montes et al. (2012) testing Cl<sub>2</sub> concentrations from 0 to 100 mg/L that suggests that pH could influence the depth of chlorine migration into the polymer, with deeper penetration occurring around pH 6.5, when HOCl<sup>-</sup> predominates. Buffer solutions appear to induce a more rapid oxidation compared to tap water, certainly because of their slightly higher ionic strength.

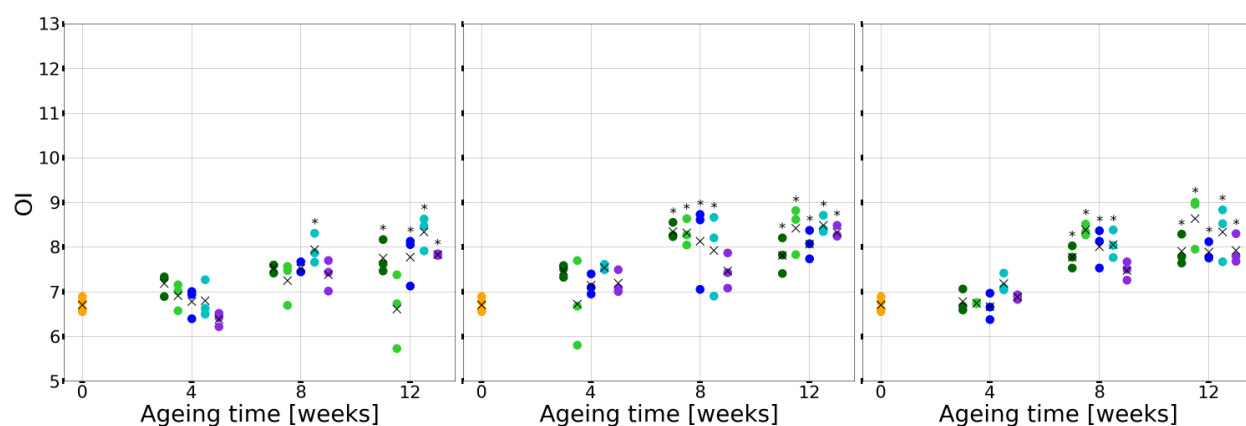


Figure 5.1 Aging time against OI for laboratory experiments conducted at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Triplicates of unaged (orange), and static aged coupons in buffer solution at pH 6.5 unchlorinated (dark green) and chlorinated (light green) and pH 8 unchlorinated (dark blue) and chlorinated (light blue) and tap water (violet). Significance relative to the unaged PET liner (\*) and mean on triplicates (x).

**Crystallinity modification** Crystallinity as a function of the aging time plot for laboratory experiments is displayed in **Figure D.5**. The crystallinity of aged PET liner coupons after laboratory aging remained consistent for all water types, thermal and temporal conditions in reference to new PET liner with a crystallinity content of  $12.5 \pm 1.8\%$ . Aging is expected to increase the percentage of crystallinity with the polymer's amorphous content slow degradation (Allen et al., 1991; Castillo Montes et al., 2012; Hassinen, 2004; Panowicz et al., 2021). Thermal conditions tested remained well below PET's  $T_g$ , so polymer modifications primarily occurred on the surface layer, leaving the internal structure largely unaffected, especially for the short-term conditions tested. As a bulk measurement technique, DSC cannot detect small variations on the plastic surface. Notably, aged PET coupons show some degree of crystallinity variability (from 9.0% to 19.2%) depending on the conditions. It can be attributed to the thermoforming, leading to thickness variations of the installed liner, measured at  $0.71 \pm 0.22$  mm across 80 coupons cut from the same liner. Hence, different cooling rates occur depending on the local thickness and cooling conditions, yielding uneven thermal stresses and variations in crystallinity (Erchiqui et al., 2021).

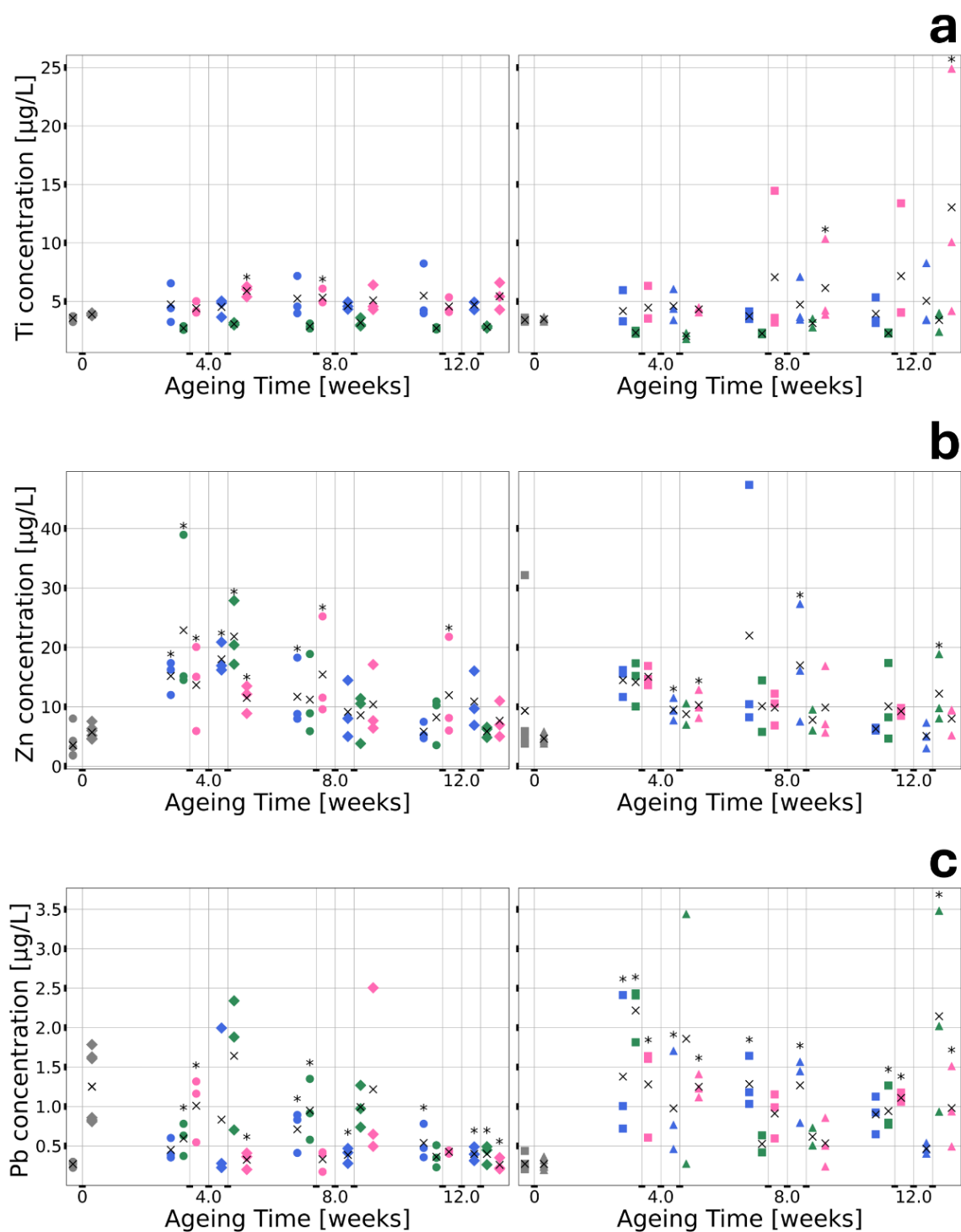
**Metal leaching** Aging liners leached significant titanium, zinc, and lead and each metal exhibits distinct leaching trends (**Figure 5.2** and **Tableau D.4**).

Titanium is released in significant quantities at 40°C, especially in chlorinated buffers reaching 9.57 µgTi/L in chlorinated buffer pH 8 after 12 weeks. An increasing leaching trend with exposure time is observed both at 20°C and 40°C, which is consistent with the literature for antimony leaching (Al-Malack, 2001; Breault, 2014). However, no titanium leaching is observed with FTC regardless of the aging time. Titanium is either rapidly released and then precipitates within the first weeks due to static aging conditions and the extended measurement period (every 1 month), or it may be resorbed to the PET, considering the FTC in this study involved thawing at high temperature (80°C) after freezing (Chapa-Martinez et al., 2016). It is notable that no titanium was previously detected in the liner by MEB-EDS, probably due to particle size below the spatial resolution of the equipment (1 µm).

Increasing zinc leaching occurs in all buffers for all thermal conditions tested after 4, 8 or 12 weeks of aging and is significant for all buffers pH 6.5 and in chlorinated buffer pH 8. Similarly, significant lead leaching is observed for almost all buffers tested, i.e. unchlorinated buffer pH 6.5 and pH 8 and chlorinated buffer pH 8 under all thermal conditions. For both lead and zinc, significant leaching occurs after 4 to 8 weeks depending on water and thermal conditions, followed by a decrease after 8 to 12 weeks. This contrasts prior observations that longer exposure times typically increase leaching (Al-Malack, 2001; Breault, 2014), possibly due to slow precipitation or metal resorption on the PET. Highest zinc and lead release occurs under FTC conditions: zinc at pH 6.5 and lead at pH 8. Zinc leaching reaches 19.37 µg/L without chlorine and 16.09 µg/L with chlorine after 4 weeks, while lead release reaches 1.95 µgPb/L without chlorine after 4 weeks and 1.87 µg/L with chlorine after 12 weeks. Westerhoff et al. (2008) showed that freezing does not impact antimony leaching compared to 22°C, but the heating phase (80°C) during FTC can significantly increase Pb and Zn leaching. Indeed, higher temperatures generally accelerate metal leaching (Chapa-Martinez et al., 2016; Westerhoff et al., 2008). However, similarly to Al-Malack (2001), we did not observe a significant Pb increase between 20°C and 40°C likely due to the low temperatures tested. At 20°C, pH does not significantly impact Ti, Pb, and Zn leaching, contrary to findings from Al-Malack (2001), who reported that acidic conditions increase lead leaching. However, our results align with Westerhoff et al. (2008), which found that municipal tap water pH does not affect antimony leaching. No antimony leaching was detected, despite Breault (2014) reporting Sb presence in PET liners and leaching up to  $0.33 \pm 0.17$  µg/L after 4 days at room temperature, likely due to ICP-MS detection limits ( $<0.47$  µg/L) and the 20-fold required dilution

for buffers. Finally, it is also worth noting that on a 1/2-inch pipe scale, the higher polymer surface area to water volume ratio (x19) suggests that metal concentrations resulting from of leaching into drinking water could be much greater.

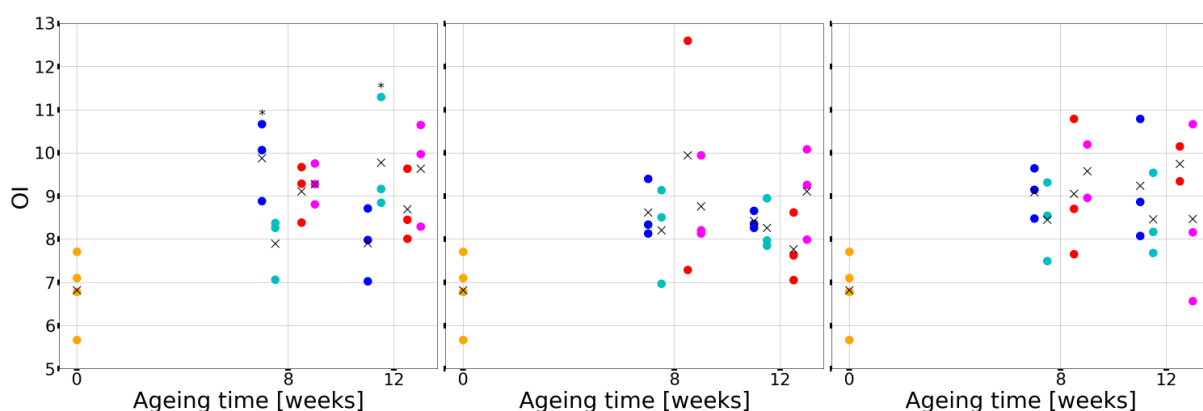




**Figure 5.2** Aging time against titanium (a), zinc (b) and lead (c) concentrations in the aging water after the laboratory experiment. Legend: Triplicate values for buffer solutions at pH 6.5 (left) unchlorinated (dot) and chlorinated (diamond) and at pH 8 (right) unchlorinated (square) and chlorinated (triangle) before aging (grey) and after aging at 20°C (blue), 20°C and 2 FTC per month (green) and 40°C (pink). Significant results to the blank (\*) and replicate mean values (x).

### 5.3.2 Impact of pH, temperature and chlorine on PET liner aging – pilot scale

**Plastic surface oxidation** OI for pilot aging results (**Figure 5.3**) follows a similar increasing trend as for laboratory results, although not always statistically significant. However, no chlorine effect or dynamic aging effect can be observed. Short-term testing (13 weeks) cannot assess long-term effects of real service line conditions affecting liner degradation, such as varied flow rates and pressure, water quality, biofilm formation, and high chlorine concentrations (Dear and Mason, 2001; Fadel, 2022). As compared to static laboratory testing, greater variability is observed between samples aged under similar conditions. This reflects the more dynamic operations of the flowing pilot as well as the fact that pilot liners were independently thermoformed on different ½-inch pipes. This certainly led to variability in material homogeneity and crystallinity, resulting in partial oxidation and slightly different surface modifications even for unaged samples (Panowicz et al., 2021).



**Figure 5.3** Aging time against OI for pilot experiment conducted under static aging at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right) and then under dynamic aging. Legend: unaged (orange), and PET liner with buffer solution at pH 8 unchlorinated and chlorinated after static aging (dark and light blue) and after dynamic aging (dark and light red).

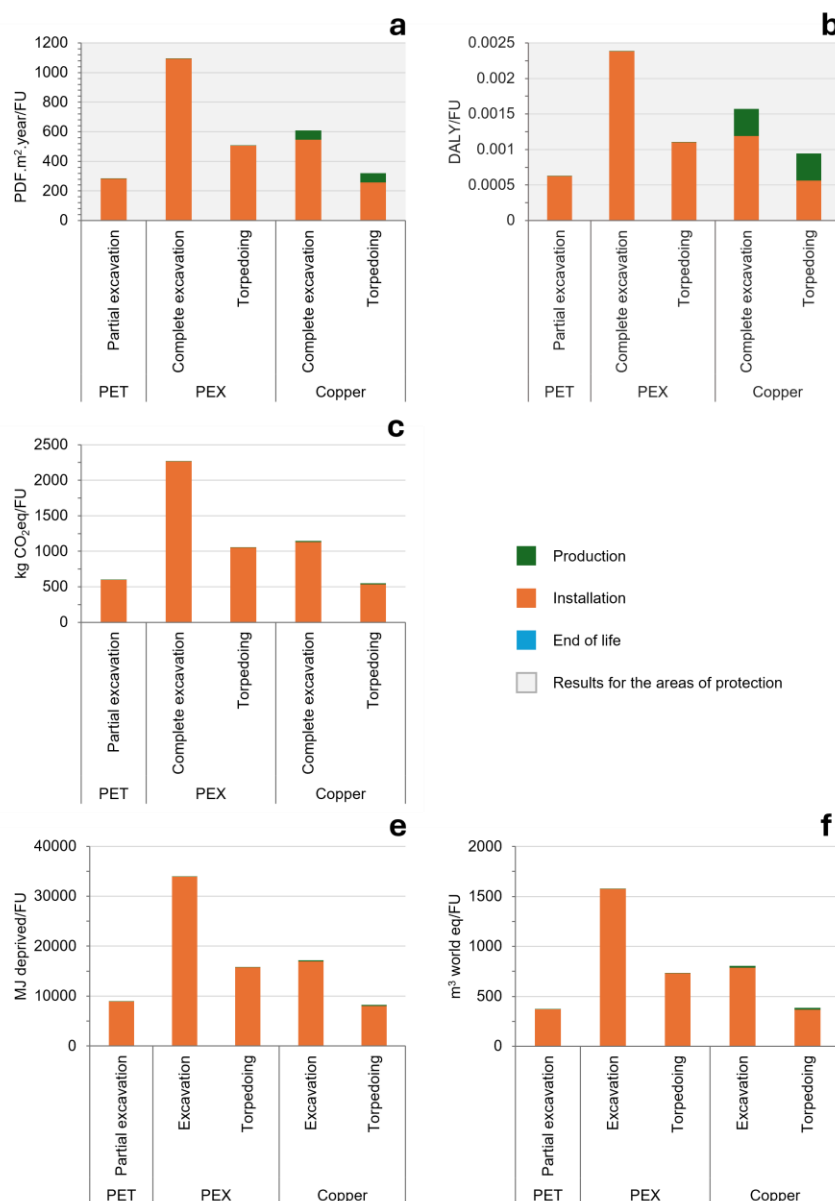
Significant results to the unaged PET liner (\*) and replicate mean values (x).

**PET liner fragmentation** No plastic fragmentation ( $>28 \mu\text{m}$ ) was detected under pilot conditions, most likely due to the short durations tested. PET surface oxidation after pilot aging was minimal, resulting in fewer oxygen-containing functional groups that are an important factor influencing microplastic release, particularly in small particles (Zhang et al., 2022). Only one fragment attributable to the liner was recovered after dynamic aging of pipes aged at 20°C in chlorinated buffer at pH 8 and matched at 85% with PET. Also, when fragmentation occurs, smaller particles

(<30  $\mu\text{m}$ ) are more prevalent, but these could not be recovered in our pilot set-up (Zhang et al., 2022).

### 5.3.3 LCA results

**Production, installation and end of life phase** LCA results of the production, installation, and end of life phases for EQ, HH, CC, WS and FNEU are displayed in **Figure 5.4**.



**Figure 5.4** Potential environmental impacts: EQ [PDF.m<sup>2</sup>.an/FU] (a), HH [DALY/FU] (b), CC short-term [kg CO<sub>2</sub>eq/FU] (c), FNEU [MJ<sub>deprived</sub>/FU] (d) and WS [m<sup>3</sup> world eq/FU] (e).

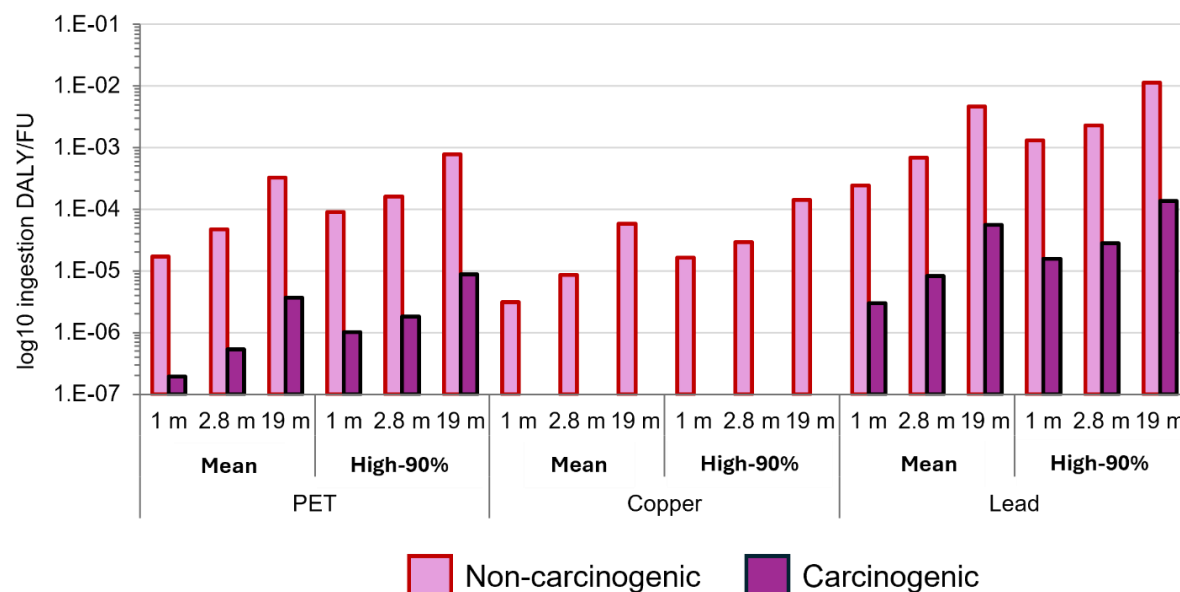
Legend: Contribution of production (green), installation (orange), and end of life (blue) phases for the 3 LSL upgrade scenarios. Legend: Contribution of production (green), installation (orange), and end of life (blue) phases.

Results show that the production of PET liner and PEX pipe has a negligible impact ( $<0.1\%$ ) across all impact categories and areas of protection but copper production phase contributes by up to 24.3% (excavation) and 40.3% (torpedoing) for HH and to 10.3% (excavation) and 19.6% (torpedoing) to EQ impacts associated with the copper pipe, due to copper processing. Indeed, literature shows that copper pipe production impacts far exceed those of plastic pipes (Asadi et al., 2016; Hajibabaei et al., 2018).

Across the three technologies studied, the installation phase is the main contributor to impact scores across all indicators. Total or partial excavation processes contribute the most to the installation phase, with over 85% attributed to gravel production and transport, as well as excavated soil transport. Moreover, full excavation for PEX and copper pipe replacement proves to be more impactful due to longer excavation lengths needed, leading to higher mass of gravel and excavated soil, and increasing  $\text{CO}_2\text{eq}$  emissions by over 110% compared to torpedoing. This observation aligns with findings by Alsadi (2019) and Hajibabaei et al. (2018), highlighting that trenchless installation methods (pulling, torpedoing, resin coating) have lower environmental impacts compared to full excavation. Alsadi (2019) underscored that coatings generate fewer  $\text{CO}_2$  emissions than pulling, torpedoing, and full excavation due to reduced equipment, materials, excavation dimensions, and shorter installation times. In this study, copper has a lower CC impact, owing to equivalent excavation dimensions considered for liner rehabilitation and replacement by torpedoing. Conversely, PEX has the greatest impact due to the required replacements (x2) to meet the FU. The end-of-life phase for all technologies is negligible, contributing less than 0.01% to total impacts across all categories.

Finally, global results (excluding the use phase) showed that copper pipe installed via torpedoing stands out for CC, WS, and FNEU for a LSL upgrade in Quebec in 2024. PET liners scored lower in HH and EQ due to the less impacting production phase compared to copper. However, if complete excavation is necessary, PET liner emerges as the less impactful choice across all categories and areas of protection.

**Use phase** The HH impacts (carcinogenic and non-carcinogenic) depending on the LSL length and associated to the use phase are presented in **Figure 5.5**.



**Figure 5.5** Impacts of metal leaching on HH of PET liner rehabilitation, copper pipe replacement and LSL non-replacement. Legend: Non-cancer (light pink) and cancer (dark pink) DALY for mean and high (90%) exposure households. DALY for mean and high-90% exposure consumers.

Health impacts of PET liners evaluated by the LCA are mainly due to zinc (86.4%) and lead (13.6%) for non-carcinogenic effects, and exclusively to lead for carcinogenic effects since no health effects are associated in the model with titanium or carcinogenic effects for zinc. HH impacts related to lead are clearly the most significant and vary significantly between average and highly exposed consumers (high-90%). For 1, 2.8, and 19 m service lines, highly exposed consumers health hazards are 5.3, 3.4, and 2.4 times greater than average consumers exposed to mean Pb concentrations. The DALY of an unreplaced LSL of 2.8 m is 14 times higher than that associated with a PET liner rehabilitation and 80 times higher than that for a copper pipe replacement. Notably, noncarcinogenic impacts of copper piping exceed  $10^{-6}$  DALY although copper concentrations used to assess the impact of copper exposure used in the analysis were well below the current drinking water standards (**Tableau D.3**). Our results show similar trends than reported by Asadi et al. (2016) comparing PEX and copper piping for buildings for all LCA stages (HH impacts associated with water quality not considered). They report that use of PEX could also

significantly reduce carcinogenic and non-carcinogenic health impacts by 99% and 42%, respectively, reflecting the contribution of the production phase.

**LCA sensitivity analyses** Impact on LCA results of two key variables parameters were assessed: the lifespans of the plastic-based alternatives (PET liner and PEX pipe) (**Figure D.6**) and the LSL lengths (1, 2.8 and 19 m) (**Figure D.7**).

Considering a 50-year lifespan, PEX pipes are more advantageous over copper across all impacts indicators, mainly due to the less impactful production phase. For equal lifespan and if complete excavation is necessary, PET liner is a more advantageous solution than PEX pipe regarding all indicators. Prior reports have stated that trenchless installation methods, such as torpedoeing and liners, offer environmental benefits over traditional trenching, as they use less equipment, require shorter installation times, and involve minimal excavation (Alsadi, 2019). However, if torpedoeing can be used, replacement with a PEX pipe is less impactful than PET liner. While fixed-trench methods (PET liner or torpedoeing) show minimal impact variation with LSL length, impacts associated with complete excavation may vary widely due to increased material extraction and longer excavation dimensions. Depending on the actual lifespan of the PEX pipe and PET liner, the choice of the least impactful replacement option will vary.

However, in the case of earlier liner failure, full replacement is likely to be required as there are no demonstrated ability to replace a liner, incurring significant additional replacement impacts and additional costs not modeled in this study. To investigate a PET line lifespan of 25 years, we considered the impacts of adding copper pipe replacement for the remaining 25 years. In all cases, adding a full replacement significantly reduces any environmental benefits associated with the use of PET liners. In that case, if installation by torpedoeing is possible, then replacing with copper pipe instead of PET liner significantly improves the impacts associated with HH and CC by 16.0% and 58.8% respectively. On the other hand, when replacement requires complete excavation, copper pipe becomes preferable compared to PET liners with a 54.4% improvement for CC, but PET liner reduces the HH impacts by 11.4% compared to copper pipe.

LCA lifespan estimates for some plastic technologies range from 25 to 100 years (Alsadi, 2019; Asadi et al., 2016). However, lifespans field data for plastic piping and PET liners, is lacking for informed upgrading decision-making.

Our LCA results are coherent with the few published LCA analysis comparing various plastic to copper pipes (Alsadi, 2019; Asadi et al., 2016; Hajibabaei et al., 2018), despite each LCA being tied to specific contexts, boundaries, indicators, methods, and hypotheses stated. However, this LCA used more recent and comprehensive databases and methodology, including chemical leaching during use, which is essential for assessing human health impacts but often overlooked in other LCA (Phillips et al., 2021). For instance, Asadi et al. (2016) lack transparency in foreground inventory modeling, while Hajibabaei et al. (2018) focus on environmental impacts but have a limited scope, omitting use and disposal phases, and relying on outdated impact assessment methods (CML 2 baseline 2000 and EI 99). Additionally, Alsadi (2019) assesses only the carbon footprint of pipeline materials using ISO 14064, neglecting other impact categories like toxicity and ecotoxicity. Regardless, our LCA results should be interpreted considering limitations relative to the quality of primary and secondary data across installation, production and end-of-life phases. Commercially available LCA databases may not adequately reflect regional specifics. To enhance the impact assessment, additional excavation data (pipes, liners, or gravel losses, additional material requirements, transportation) would be beneficial, given their significant influence compared to other phases. Results could be improved with more precise data on copper pipe production and recycling content considered (100% in this study), end-of-life management, chemical exposure, and conditions (flow dynamics, freezing, and ground movements) leading to liner and pipe failures. Most importantly, the sensitivity study shows uncertainties surrounding the lifespan of plastic technologies directly affect study conclusions. Additionally, as mentioned by Randtke et al. (2017), the use of PET liners should be consider the long-term effects of exposure to chlorine disinfectants, the leaching of antimony from aged PET and the long-term likelihood of copper and lead diffusion through the liner as it ages.

Some uncertainties in modeling concern the health impact of exposure to metals during the use phase. We assumed constant metal leaching from the pipes over 50 years derived from one reference water quality, which may not be extended to predict the long-term lead release, nor account for the impact of water quality or the use of corrosion inhibitors. Furthermore, LCA HH endpoints are set in USEtox characterization factors for carcinogenic and non-carcinogenic human health that are respectively derived from dated studies on rodents (Gold et al., 2011) and WHO data on fetal mental development (Fantke et al., 2017), while more recent studies could be considered. They also consider the overall environmental burden of lead exposure and are not

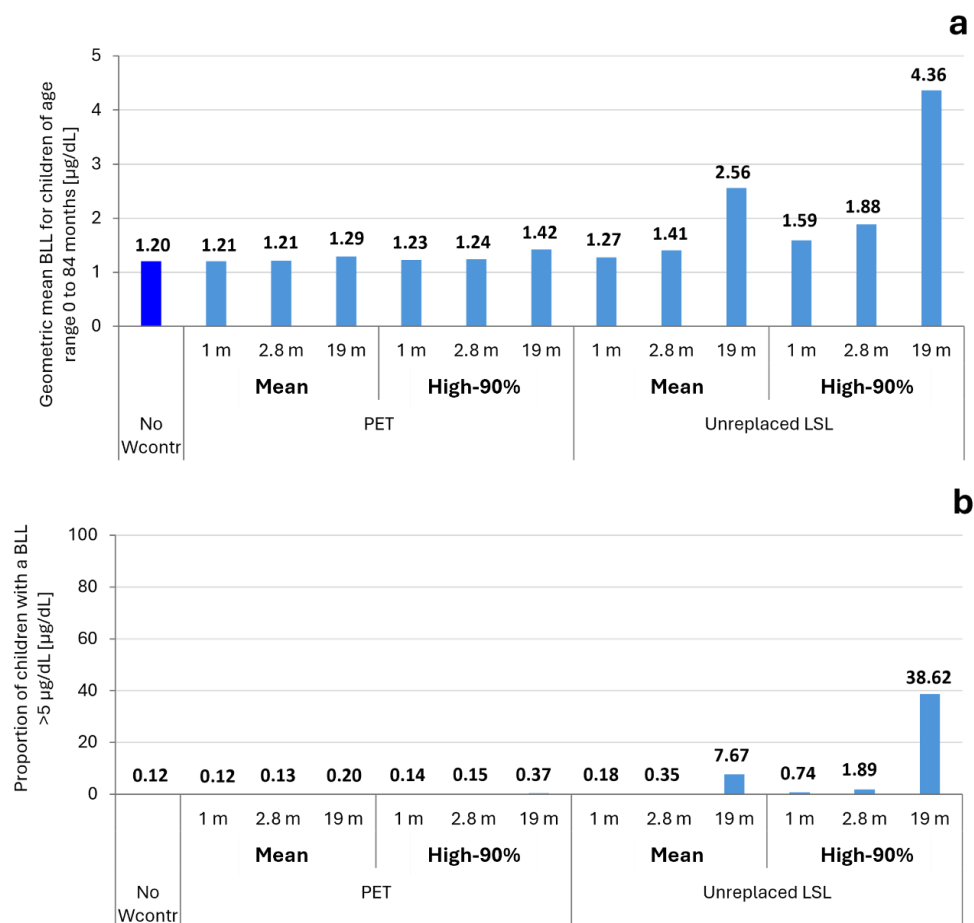
specific to drinking water or age-related effects, precluding a focused assessment of the impacts on children, most vulnerable to lead exposure. Most strikingly, exposure to copper well below international standards ranging from 0.3-2 mg/L during the use phase led to significant LCA estimates of DALY that may not be supported by epidemiological or toxicology assessments (Health Canada, 2019b). Additionally, the omission of potential emissions like secondary MNP and additives leaching from PEX affects the accuracy of toxicity assessments.

These constraints underscore the need for more precise field data and continued improvements and methodological adjustments in LCA of LSL replacement technologies.

### **5.3.4 Impacts of LSL upgrading scenarios on children BLL**

Drinking water standards are set to protect the most vulnerable populations and are therefore based on the setting levels to limit the impacts of exposure on the BLL of infants and young children. USEtox characterization factors (CF) are not aged-specific and are not directly relevant to manage lead exposure through drinking water. **Figure 5.6** shows IEUBK simulation results for geometric mean BLL and the proportion of children aged 0 to 84 months with BLL >5 µg/dL. BLL rise from 5.6% (mean) and 29.9% (high-90%) to 98.1% (mean) and 207.8% (high-90%) for a respectively 1 m to 19 m unreplaced LSL, as compared to a rehabilitation with a PET liner. The limited lead leaching considered for the PET liner did not increase BLL, except for the 19 m LSL (<3.7% - 18.2%). All values stay below the 3.5 µg/dL health advisory for elevated BLL for young children (Ruckart et al., 2021), except for highly exposed consumers (high-90%) with a 19 m unreplaced LSL. However, the risk of exceeding the threshold value of 5 µg/dL is notably higher without a replacement (38.6%) than with PET liners rehabilitation (0.4%) even for a 19 m LSL (high-90%), while copper replacement would not impact BLL.





**Figure 5.6** Geometric mean BLL for children of age range 0 to 84 months using average (mean) and 90th percentile of lead concentration at kitchen tap (high-90%) during usage (**a**), and the proportion of children with a BLL >5 µg/dL using average (mean) and 90<sup>th</sup> percentile (high-90%) (**b**).

As expected, longer LSL increase lead exposure severity, emphasizing the need for prompt replacement to mitigate health risks. Replacing an LSL with a copper or PEX pipe or installing a PET liner will drastically reduce the risk of elevated BLL. Although these results show that PET liners significantly reduce the risk of exposure to lead, they also highlight the paradox of using a liner leaching small concentrations of lead, especially in light of the clear consensus that there is no safe lead concentration, especially for young children (Health Canada, 2013).

## 5.4 Conclusion

This study provides actionable evidence to assist utilities in their LSL management strategies by addressing key questions regarding the sustainability and risks of PET liners. Specifically, their

short-term physico-chemical durability was evaluated, and their sustainability and health benefits compared to complete replacement options with copper and PEX pipes against a non-replacement scenario without corrosion control.

Key findings include the observation of significant leaching of health-relevant metals (Pb, Ti, Zn) from the PET liner. Furthermore, rapid surface oxidation of the PET liner indicates a potential for more severe degradation over its projected service life and under real operation conditions possibly affecting its integrity and effectiveness as barriers against lead. No fragmentation of the liners was observed during a short-term pilot study. Investigations of field aged PET liners installed in European distribution systems could significantly aid in assessing their long-term durability especially the frequency liner failures and concerns over leaching and migration of metals.

LCA results clearly point to the installation being the critical factor for all scenarios. Results indicate that a LSL upgrade using copper pipe via torpedoing has lower impacts on CC, WS and FNEU, while PET liners minimize HH and EQ impacts. However, PET liners score better in all categories and areas of protection and total excavation is required, if a 50-year lifespan is confirmed. However, even if plastic pipes appear to bring substantial benefits, concerns persist regarding additives leaching, lifespan in field conditions and MNP fragmentation. These are often overlooked in current LCA studies (Phillips et al., 2021) despite being essential for assessing long-term potential health risks.

LCA and IEUBK modelling converge to show that copper effectively eliminates lead and related health risks, especially for children, while PET reduces carcinogenic and non-carcinogenic, albeit with remaining concerns regarding lead and zinc leaching.

Ultimately, the optimal upgrade solution should consider water quality, field constraints, LSL characteristics, and the remaining uncertainties regarding effective lifespan and potential metal leaching risks. Most importantly, additional improvement in health outcomes of the LCA model would be desirable and relative costs and feasibility of these technologies should be evaluated.

### **Credit authorship contribution statement**

**AS:** Conceptualization, Methodology, Investigation, Validation, Formal Analysis, Visualization, Writing – original draft, writing – review & editing. **LR, IVS:** Conceptualization, Methodology, Investigation, Validation, Formal Analysis, Visualization, Writing – review & editing,

Supervision. **FH**: Conceptualization, Methodology, Investigation, Validation, Formal Analysis, Visualization, Writing – review & editing. **AMB**: Writing – review & editing, Supervision. **MP**: Conceptualization, Funding acquisition, Methodology, Validation, Writing – review & editing, Supervision.

### **Declaration of competing interest**

No competing conflicts of interest.

### **Acknowledgements**

The authors acknowledge laboratory and field teams of the Industrial Drinking Water Chair and Chair partners: the City of Montreal, Veolia Water Technologies Canada, the City of Laval, the City of Longueuil, the City of Repentigny, the City of Joliette and the City of l'Assomption.

### **Appendix D. Supplementary Data**

## CHAPITRE 6 COMPLÉMENTS DE RÉSULTATS

### 6.1 Expérience de remplissage/vidange et digestion acide

Les expériences de remplissage/vidange effectuées à l'échelle pilote sur des conduites de cuivre gainées ont montré des concentrations en métaux (Al, Fe, Cu, Zn, Sb et Pb) élevées dans les eaux de vieillissement analysées (à l'ANNEXE D, Tableau E.1). Ces concentrations provenaient des raccords et bouchons utilisés aux extrémités des conduites chemisées. Ils n'ont donc pas permis de quantifier le lessivage de métaux (Al, Ti, Cr, Fe, Cu, Zn, Zr, Cd, Sb et Pb) à partir du gainage en PET.

La digestion acide réalisée sur les raccords et bouchons utilisés au cours de l'expérience a mis en évidence que ces mêmes métaux (Al, Cr, Fe, Cu, Zn, Sb et Pb) sont formulés dans les raccords et bouchons neufs (Tableau 6.1). En particulier, les raccords installés aux extrémités des conduites fournies par le pourvoyeur de service ne sont pas certifiés sans plomb, comme devraient être ceux autorisés au contact de l'eau potable. Ces résultats et observations ne permettent donc pas de conclure sur un lessivage de métaux à partir du gainage mais plutôt provenant des raccords et bouchons utilisés lors de l'expérience de vieillissement. La contribution des raccords dans les mesures de lessivage de métaux avait été avancée dans Randtke et al. (2017) qui avait mis en évidence des concentrations en cuivre de 6 µg/L (dans l'eau d'extraction maintenue à pH 4,7 au contact de tubes en PEX) à 1-5 µg/L (dans l'eau d'extraction maintenue à pH 4,7 au contact des raccords à compression en polybutylène) mais aucun lessivage de plomb n'avait toutefois été observé.

Tableau 6.1 Concentrations en métaux mesurées dans le tampon phosphate à pH 8 seul (blanc) et vieilli au contact d'un demi-bouchon et d'un demi-raccord au contact de 1% vol/vol de HNO<sub>3</sub> et de HCl.

Métaux	Al	Ti	Cr	Fe	Cu	Zn	Zr	Cd	Sb	Pb
<b>Concentration en métaux au contact de HNO<sub>3</sub> à 1% vol/vol [µg/L]</b>										
<b>Tampon seul</b>	3.0E+01	6.5E-01	8.2E-01	1.8E+01	1.8E+01	1.3E+01	< DL	1.3E-01	1.8E+00	3.2E+00
<b>½ Bouchon</b>	3.2E+02	6.6E-02	1.7E+01	1.1E+04	9.5E+05	4.9E+04	< DL	1.1E+00	3.1E+01	3.7E+05
<b>½ Raccord</b>	2.6E+03	3.8E-01	1.4E+01	3.6E+03	7.7E+05	2.6E+06	< DL	2.7E+02	9.8E+01	1.2E+05
<b>Concentration en métaux au contact de HCl à 1% vol/vol [µg/L]</b>										
<b>Tampon seul</b>	3.9E+01	1.1E+00	1.1E+00	1.6E+01	3.6E+01	6.6E+01	< DL	1.4E-01	1.7E+00	3.9E+00
<b>½ Bouchon</b>	2.2E+02	6.0E-02	2.6E+01	1.0E+04	4.9E+05	4.9E+04	< DL	1.4E+00	5.6E+01	2.7E+05
<b>½ Raccord</b>	2.9E+02	8.6E-01	2.6E+01	5.7E+02	8.6E+02	1.1E+05	< DL	1.6E+01	4.7E+01	1.9E+04

## 6.2 ACV

Des explications concernant la modélisation de la phase d'utilisation et des résultats détaillés sont présentés en compléments de ceux de l'Article (**CHAPITRE 5**).

### 6.2.1 Modélisation de la phase d'utilisation

#### 6.2.1.1 Scénario de non-remplacement de l'ESP

Un scénario de référence a été établi et défini comme le non-remplacement ou non-réhabilitation de l'ESP pendant 50 ans. Ce scénario comparatif permet d'établir les dangers d'exposition au plomb attribuable à l'ESP, cette dernière étant susceptible de lessiver du plomb en grande quantité vers l'eau qu'elle transporte. La concentration en plomb dans l'ESP et au robinet varie sensiblement en fonction de la durée de stagnation de l'eau dans l'ESP et des habitudes de consommation en eau des résidents notamment. Une relation linéaire entre la concentration en plomb dans l'ESP ( $C_{ESP}$ ) et la concentration au robinet de l'habitation ( $C_{Robinet}$ ) donc potentiellement ingérée (Équation 6.1) a été déterminée d'après Hatam et al. (2023) :

$$C_{Robinet} = F * C_{ESP} \quad (Eq. 6.1)$$

Ce dernier utilise une modélisation hydraulique et de la qualité de l'eau sur la base de la configuration de la plomberie de la maison, de la qualité de l'eau de la ville partenaire, des habitudes de consommation, de la demande de tous les appareils et de la cinétique de dissolution du plomb. Il repose sur l'intégration d'EPANET (Rossman, 1994) pour prédire les concentrations de plomb au sein d'un ménage aux différents points d'utilisation et les résultats du modèle stochastique de demande d'eau SIMDEUM® (Figure 6.1). Le modèle a été recalculé pour une ESP d'une longueur de 2,8 m et 14 m avec une concentration maximale en plomb dans l'ESP respective de 84,21 µg/L et 94,20 µg/L. Le diamètre de l'ESP et de conduites d'acheminement d'eau à l'intérieur de la résidence a été fixé à 2 po (25,6 mm) et l'eau de la ville partenaire et une demande en eau journalière du foyer de 184,5 L ont été considérées. Deux seuils d'exposition au plomb via l'ingestion ont été considérés par la détermination de deux facteurs, un premier représentatif d'un consommateur moyennement exposé (*mean*), et un second plus critique correspondant à la valeur en dessous de laquelle se trouvent 90% des données et renseignant sur les consommateurs fortement exposés au plomb (*high-90%*).

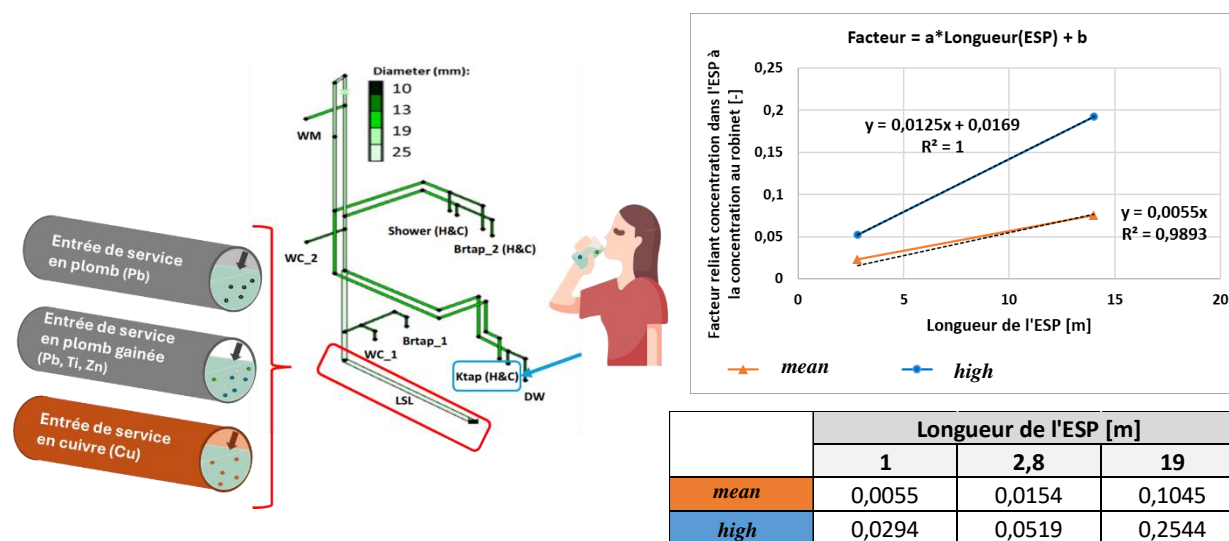


Figure 6.1 Modèle de maison considéré et scénarios comparés pour la phase d'utilisation : ESP non-remplacée (scénario de référence), ESP gainée avec le gainage en PET et conduite de cuivre (à gauche) et relation linéaire et facteur *mean* et *high* en fonction de la longueur de l'ESP déterminée par le modèle (à droite).

Les concentrations en plomb au robinet calculées sont résumées dans le Tableau 6.2. La quantité ingérée sur 50 ans ( $E_c$ ) intégrée dans le modèle ACV a ensuite été définie comme suit (Équation 6.2) en considérant un lessivage en plomb constant sur 50 ans (hypothèse conservatrice) :

$$E_c = C_{\text{Robinet}} * V_{\text{eau ingérée par jour}} * 365 [\text{jours}] * 50 [\text{ans}] \quad (\text{Eq. 6.2})$$

Avec :  $V_{\text{eau ingérée par jour}} = 1,242 \text{ L}/(\text{jour} * \text{pers})$  (Phillips et al., 2021).

Tableau 6.2 Concentration en plomb au robinet et quantités de plomb ingérées sur 50 ans.

Pb							
Concentration dans l'ESP [µg/L] (Hatam, 2023)	Longueur ESP [m]	Mean - Facteur moyen			High - Facteur élevé		
		Concentration au robinet [µg/L]	Quantité ingérée [µg/50 ans]	Quantité ingérée [kg/50 ans]	Concentration au robinet [µg/L]	Quantité ingérée [µg/50 ans]	Quantité ingérée [kg/50 ans]
84,212	2,8	1,30E+00	2,94E+04	2,94E-05	4,37E+00	9,91E+04	9,91E-05
	1	4,63E-01	1,05E+04	1,05E-05	2,48E+00	5,61E+04	5,61E-05
	19	8,80E+00	1,99E+05	1,99E-04	2,14E+01	4,86E+05	4,86E-04

### 6.2.1.2 ESP remplacée par une conduite en cuivre

On a fait l'hypothèse raisonnable que la conduite de cuivre ne lessive que du cuivre et à une concentration journalière dans l'ESP estimée à 1000 µg/L (Doré et al., 2019). Le même modèle et la même démarche que celle adoptée pour le scénario de référence ont été choisis pour relier la concentration en cuivre dans l'ESP à celle au robinet et pour calculer les quantités de cuivre ingérées sur 50 ans (Tableau 6.3).

Tableau 6.3 Concentration en cuivre au robinet et quantités de cuivre ingérées sur 50 ans.

Cu							
Concentration dans l'ES [µg/L] (Doré, 2019)	Longueur ES [m]	Mean - Facteur moyen			High - Facteur élevé		
		Concentration au robinet [µg/L]	Quantité ingérée [µg/50 ans]	Quantité ingérée [kg/50 ans]	Concentration au robinet [µg/L]	Quantité ingérée [µg/50 ans]	Quantité ingérée [kg/50 ans]
1000,000	2,8	1,54E+01	3,49E+05	3,49E-04	5,19E+01	1,18E+06	1,18E-03
	1	5,50E+00	1,25E+05	1,25E-04	2,94E+01	6,66E+05	6,66E-04
	19	1,05E+02	2,37E+06	2,37E-03	2,54E+02	5,77E+06	5,77E-03

### 6.2.1.3 ESP réhabilitée avec un gainage en PET

Les concentrations en métaux lessivées par le gainage en PET en condition d'utilisation sont tirées des expériences de vieillissement accéléré réalisées en laboratoire en statique à 20°C. Comme les résultats ont mis en évidence un lessivage significatif de titane, zinc et plomb (**CHAPITRE 5**) qui sont les trois métaux qui ont été considérés comme relargués à partir du gainage pour l'étude ACV. Une approche conservatrice a été adoptée pour déterminer les concentrations en métaux relargués

par le gainage en PET. Aussi, les concentrations lessivées pour chacun de ces métaux sur chaque mois de vieillissement pour les quatre types d'eau, ont été calculées en faisant la soustraction de la concentration en métaux dans les blancs (eaux de vieillissement non-vieillies et non-mises au contact du PET) à celles dans les échantillons d'eau vieillis au contact des coupons de PET. Les valeurs de lessivage ont toutes été normalisées par la surface des coupons de gainage en PET immergée (cm<sup>2</sup>) et par le volume d'eau utilisé lors de l'expérience de vieillissement (0,03 L). Les concentrations maximales lessivées pendant les 3 mois d'expérience confondus pour chacun des types d'eau ont été retenues puis moyennées pour aboutir à une concentration unique. On a considéré cette concentration représentative d'une eau du robinet de la municipalité partenaire et l'hypothèse a été faite que la concentration obtenue est susceptible d'être mesurée dans l'ESP au bout d'une nuit de stagnation (Tableau 6.4 (a)). Le taux de lessivage est ensuite multiplié par la surface interne du gainage ( $S_{int}$ ) et par le volume d'eau dans la conduite, en la considérant remplie à 100% ( $V_{gainage}$ ). Le ratio ( $S_{int}/V_{gainage}$ ) est défini par l'Équation 6.3 et est indépendant de la longueur de l'ESP.

$$\frac{S_{int}}{V_{gainage}} = \frac{\pi * r_{gainage} * L_{ESP}}{\pi * r_{gainage} * 2 * L_{ESP}} = 3149,96 \frac{cm^2}{L} \quad (Eq. 6.3)$$

Les équations 6.1 et 6.2 est ensuite utilisée pour transformer ces concentrations en métaux dans l'ESP en concentrations en métaux au robinet puis en quantités de métaux ingérées sur 50 ans. Les quantités de titane, zinc et plomb ingérées durant 50 ans sont données au Tableau 6.4 (b).

Tableau 6.4 Concentration en titane, zinc et plomb (a) au robinet et quantités de titane, zinc et plomb ingérées sur 50 ans (b).

Gaine en PET							
Cmax T = 20°C							
Métaux	Concentration de Ti ingérée [µg/L/jour]		Concentration de Zn ingérée [µg/L/jour]		Concentration de Pb ingérée [µg/L/jour]		
Longueur ESP [m]	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	
2,8	1,72E-01	5,81E-01	1,63E+00	5,49E+00	8,36E-02	2,82E-01	
1	6,16E-02	3,29E-01	5,82E-01	3,11E+00	2,98E-02	1,60E-01	
19	1,17E+00	2,85E+00	1,11E+01	2,69E+01	5,67E-01	1,38E+00	

Gaine en PET							
Cmax T = 20°C							
Métaux	Quantité de Ti ingérée [kg/50 ans]		Quantité de Zn ingérée [kg/50 ans]		Quantité de Pb ingérée [kg/50 ans]		
Longueur ESP [m]	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	Mean - Facteur moyen	High - Facteur élevé	
2,8	3,91E-06	1,32E-05	3,69E-05	1,24E-04	1,89E-06	6,38E-06	
1	1,40E-06	7,46E-06	1,32E-05	7,05E-05	6,77E-07	3,62E-06	
19	2,65E-05	6,46E-05	2,51E-04	6,10E-04	1,29E-05	3,13E-05	



Pour valider ces estimations de concentrations, la quantité de métaux lessivés durant les 50 ans d'utilisation du gainage en PET par rapport à la quantité de métaux initialement présent dans le gainage en PET a été calculée et s'élève à 7%.

## 6.2.2 Résultats complémentaires pour les scénarios de base

### 6.2.2.1 Production des conduites plastiques

Aussi, bien que les impacts sur le changement climatique associés soient très faibles, on remarque que la production du PEX est 28 fois plus impactante que celle du tube en PET, et la différence s'explique par le besoin massique plus important de PEHD nécessaire donc à des impacts supérieurs pour la transformation du matériau en conduite (Figure 6.2a). En revanche, la conduite en PEX ainsi produite est directement prête pour installation alors que le revêtement lui doit ensuite être thermoformé sur l'ESP. Cette étape de thermoformage (hors transport du matériel), correspondant surtout à l'utilisation du diesel, ajoute 70,9 kgCO<sub>2</sub>eq aux impacts du gainage imputés toutefois à la phase d'installation et non à celle de production (Figure 6.2b).

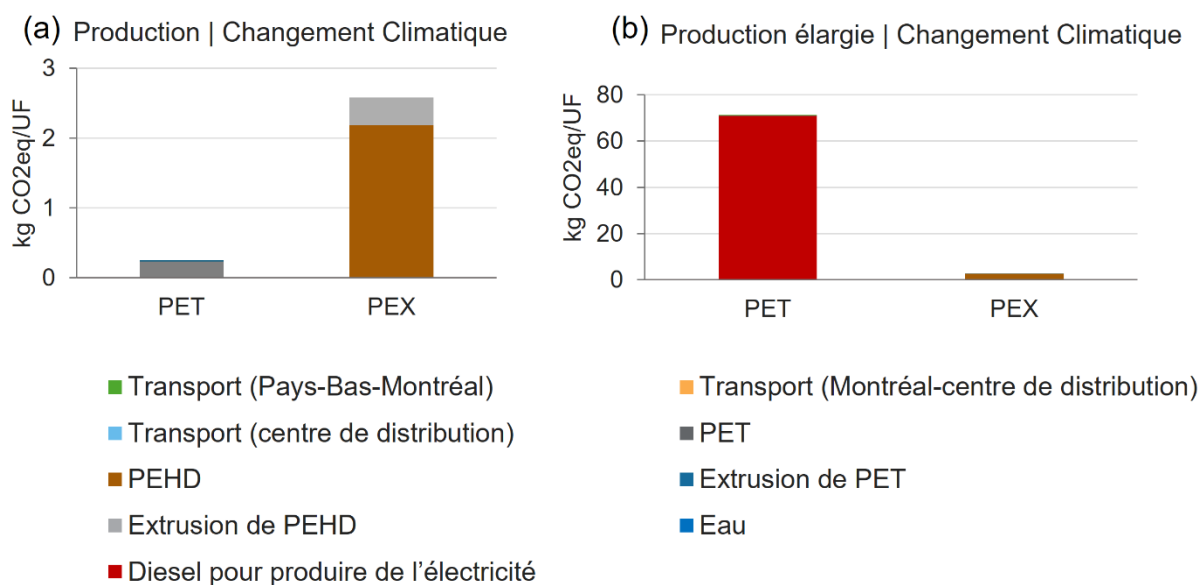


Figure 6.2 Comparaison de la production d'une conduite en PEX par rapport à un gainage en PET sans l'étape de thermoformage (a) et en ajoutant l'étape de thermoformage (appartenant à la phase d'installation) (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT Word+ (Bulle et al., 2019).

### 6.2.2.2 Installation

La méthode d'installation utilisée (excavation ou torpillage) dépendantes des caractéristiques et contraintes du lieu d'installation va beaucoup influencer les conclusions de l'ACV. On remarque que le recours à l'excavation pour le remplacement par une conduite en PEX ou en cuivre est beaucoup plus impactante pour toutes les catégories d'impacts et aire de protection qui suivent toutes la même tendance. La différence s'explique par la longueur d'excavation plus longue à réaliser et donc aux quantités plus grandes de graviers à produire et à transporter ainsi que la quantité de sol excavé à transporter qui viennent alourdir le score d'impact. En s'intéressant au changement climatique à court-terme (Figure 6.3a et b), on constate que les émissions de  $\text{CO}_2\text{eq}$  de la phase d'installation par excavation augmentent de plus de 110% par rapport à un remplacement par torpillage. Cette dichotomie entre les méthodes d'installation avait déjà été constatée par Alsadi (2019) et d'Hajibabaei et al. (2018) qui avait similairement mis en évidence que les méthodes d'installation dites sans tranchées (tirage, le torpillage, l'utilisation d'un revêtement en résine) engendrent des impacts environnementaux supérieurs en comparaison à des installations avec tranchée complète (excavation). En particulier, Alsadi (2019) ont montré que l'installation par revêtement à base d'époxy ou d'ester vinyl est plus respectueuse de l'environnement que le torpillage et l'excavation totale d'un point de vue des émissions de GES. En effet, cette dernière nécessite moins d'équipement et de matériaux à transporter sur le chantier, des durées d'installation plus courtes ainsi que des dimensions d'excavation plus faibles. En particulier, la production et le transport du matériel nécessaire au remblayage contribuent de 75% des impacts de cette étape de vie pour une installation par tranchée à 62% pour l'installation d'un revêtement à base d'époxy ou d'ester vinyl. Cependant, dans notre cas, les dimensions d'excavation choisie sont les mêmes pour l'excavation partielle et pour l'installation par torpillage ( $8 \text{ m}^3$ ), ce qui rend ces deux processus similaires. Pour l'étape d'installation (en excluant le transport des conduites/gainages), la différence de processus entre l'installation d'une conduite en cuivre ou PEX par torpillage consiste principalement en l'étape de thermoformage du gainage qui nécessite du diesel et qui ajoute aux impacts associés à cette solution.

### 6.2.2.3 Fin de vie

La fin de vie pour toutes les technologies considérées est négligeable, car elle contribue à moins de 0,01% des impacts totaux pour toutes les technologies, méthodes d'installation et catégories

d'impacts et aires de protection considérées. On peut toutefois souligner que le transport des conduites/gainages vers l'écocentre est plus impactant dans le cas de la conduite en cuivre, car le cuivre possède une masse volumique plus grande que celle des plastiques. La masse de plastique à transporter vers l'écocentre est donc beaucoup plus faible que celle de cuivre. Dans l'approche de fin de vie cut-off adoptée dans cette étude, le traitement de recyclage du cuivre arrivé en fin de vie n'a pas été considérée et au même titre, aucun crédit n'est considéré pour l'utilisation du cuivre recyclé. Le cuivre est théoriquement recyclable à 100% et valorisable indéfiniment, ce qui n'est pas le cas de la conduite en PEX et du gainage en PET. Il a été considéré dans cette étude que la conduite de cuivre était fabriquée à partir de cuivre recyclé à hauteur de 100%. Aussi, considérer un taux de recyclage pourrait augmenter les impacts liés à sa production du fait de la nécessité d'extraire le cuivre.

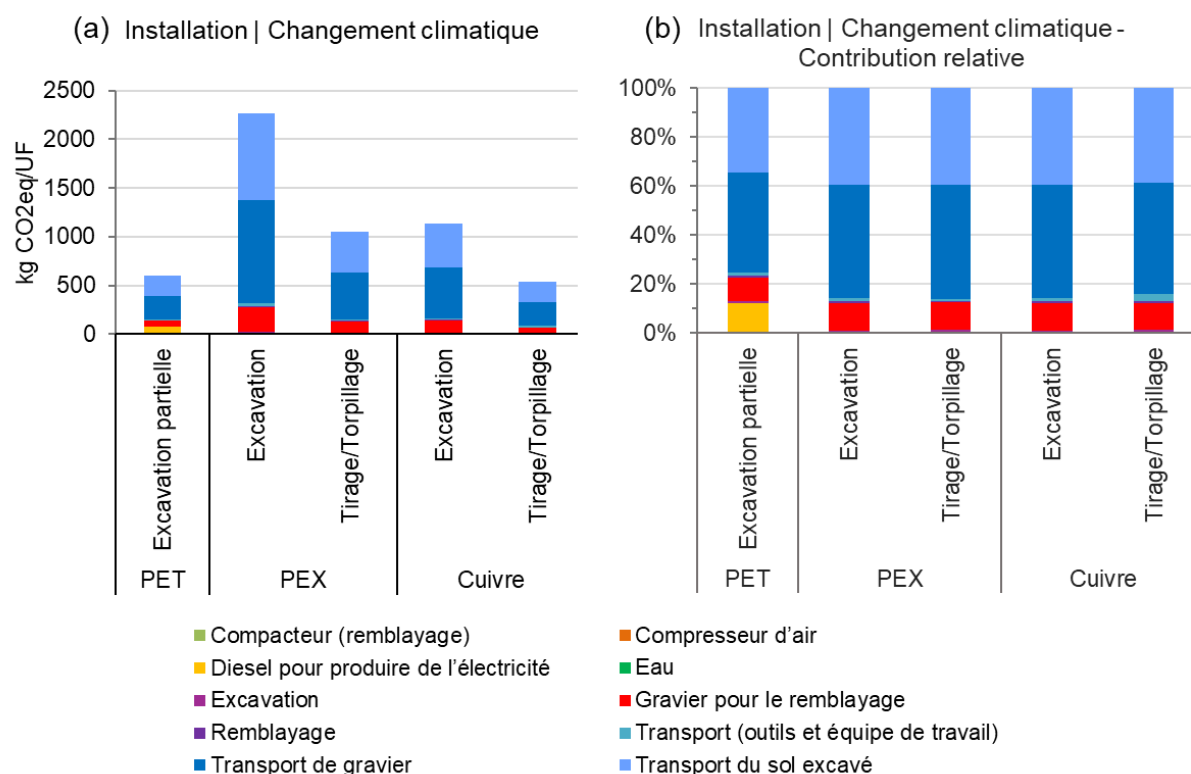


Figure 6.3 Impacts environnementaux potentiels de la phase d'installation : changement climatique à court-terme [kgCO<sub>2</sub>eq/UF] (a), et contribution relative des sous-processus (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT World+ (Bulle et al., 2019).

Dans le cas particulier du gainage en PET, cette dernière reste pendant plusieurs années au contact direct du plomb, ce qui la rend plus difficilement valorisable arrivée en fin de vie. Une étape de

décontamination serait nécessaire pour être en mesure de recycler le PET, qui reste par ailleurs un plastique thermoformable facilement recyclable. Le scénario le plus probable est que le gainage en PET n'est pas recyclé mais laissé en terre dans l'ESP, ou directement envoyé en enfouissement, comme considéré dans l'étude. De la même manière, la conduite en PEX a été considérée comme envoyée directement en enfouissement sans considérer de recyclage. En effet, le PEX est un polyéthylène réticulé, il ne peut pas être facilement recyclé et réutilisé comme conduite ou valorisé autrement (Selvin et al., 2024). Il aurait toutefois été possible de considérer, qu'après avoir été collectée et décontaminée, la conduite en PEX est broyée et pulvérisée pour former une substance semblable à du sable et être ensuite transformés en d'autres produits en plastique à hauteur de 75% de la masse du PEX de la conduite recyclé (Asadi et al., 2016). Il faut également préciser que les scénarios de disposition en fin de vie choisis dans cette étude ne sont pas toujours ceux préférés. Très souvent les conduites qui ne sont plus utilisables pour cause de défaillance, fractures ou autres sont laissées à l'abandon directement sur site et se dégradent sur place.

#### **6.2.2.4 Détails des catégories d'impacts contributrices pour la qualité des écosystèmes et la santé humaine**

La Figure 6.4 représente la contribution des catégories d'impacts considérés dans les aires de protection santé humaine (a) et qualité des écosystèmes (b).

La Figure 6.4a montre que pour l'installation, la formation de particules fines contribue à la majorité des impacts associés à la santé humaine (48,4-51,2%), ceci est associé principalement au transport du remblai et du sol excavé. Ces impacts sont suivis des effets cancérigènes à court terme et à long-terme et des effets non cancérigènes à court-terme. En particulier, le matériel de remblai (gravier) et le transport associé ont une contribution prépondérante sur les effets cancérigènes à court terme. Lors de la phase de production des conduites plastiques, la formation de particules fines contribue de manière importante également aux impacts totaux sur la santé humaine, à 51,7 et 59,6% pour le PET et le PEX respectivement, bien que ceci ne soit pas décelable à la Figure 6.4a en raison de la contribution élevée de la phase d'installation aux impacts totaux sur la santé humaine. En revanche, la formation de particules fines contribue à 14,5% des impacts totaux sur la santé humaine lors de la production du cuivre. Pour ce dernier, les effets non cancérigènes à long-terme (35,5%) et non cancérigènes à court terme (43,5%) sont prédominants. De la même manière, la Figure 6.4b montre que pour l'installation, l'acidification marine sur le long terme

(30,2-30,9%) et la transformation des terres (31,9-34,1%) contribuent à la majorité des impacts associés à la qualité des écosystèmes de cette phase.

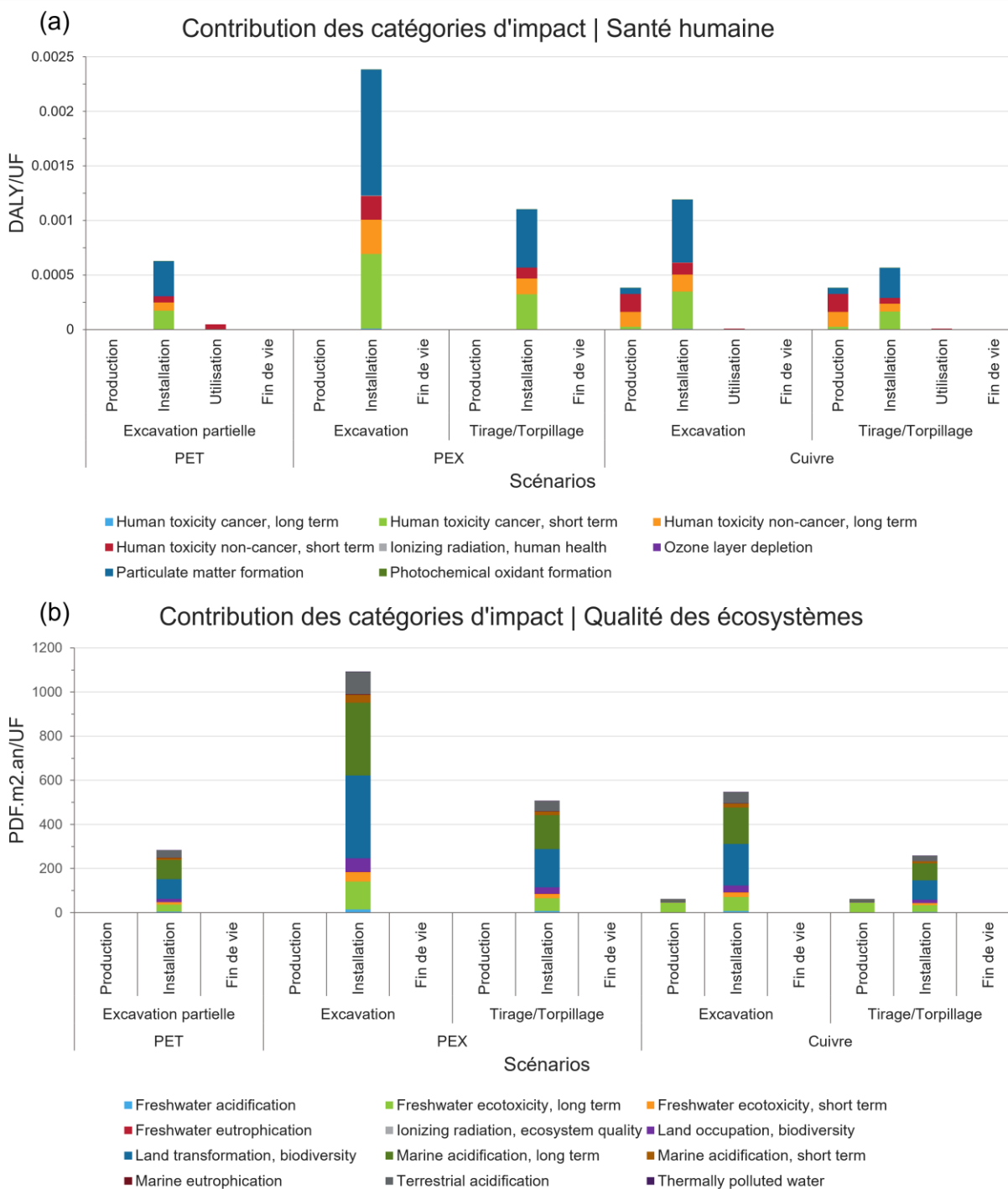


Figure 6.4 Détails des catégories d'impact contributrices aux aires de protection : santé humaine (a) et qualité des écosystèmes (b). Les scores d'impact ont été calculés avec IMPACT World+.

## CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

En conclusion, l'objectif de ce projet de recherche était de vérifier la pertinence de l'utilisation des gainages PET pour la mise aux normes des ESP, à la fois du point de vue de leur durabilité physico-chimique en conditions d'utilisation, mais aussi concernant leurs impacts environnementaux et sur la santé humaine. Les différents résultats expérimentaux, d'ACV et de modélisation avec IEUBK ont permis d'apporter des éléments de réponse et des recommandations à destination des municipalités pour leurs plans de mises aux normes. Les futures pistes d'investigations seront également soulevées.

Les conclusions de cette étude sont les suivantes :

- Les expériences de vieillissement de gainages PET à l'échelle du laboratoire ont révélé un lessivage significatif de métaux dont le titane, le zinc et le plomb issus du gainage en PET, malgré une teneur initiale relativement faible en additifs (11%). Toutefois, à l'échelle pilote, les expériences de lessivage sur des conduites gainées n'ont pas permis d'attribuer au gainage en PET les métaux détectés, du fait de la contamination métallique provenant des raccords et des bouchons utilisés sur les conduites. Puisque le rapport surface de polymère/volume d'eau à l'échelle de la conduite est beaucoup plus important ( $\times 19$ ) qu'à l'échelle du laboratoire, des concentrations plus élevées en métaux lessivés issus du gainage pourraient être mesurées dans les ESP. Il faut tout de même préciser que le lessivage des métaux à partir des ESP et du gainage en PET ne se produit pas de manière continue et les quantités lessivées peuvent varier selon la qualité de l'eau, la concentration initiale en additifs, l'état de vieillissement des matériaux mais aussi en fonction des conditions d'opération des ESP (débit, pression, périodes de stagnation, température), autant de facteurs susceptibles d'influencer la corrosion des ESP et la dégradation du gainage en PET. De fait, les résultats expérimentaux ont confirmé une oxydation rapide de la surface du gainage en PET à la fois à l'échelle laboratoire et à l'échelle pilote pour toutes les conditions expérimentales testées, qui atteste des prémices du vieillissement des conduites plastiques. Les résultats mettent aussi en évidence une grande variabilité des caractéristiques chimiques de surface des gainages en PET consécutive à leur installation du fait de l'étape de thermoformage. En revanche, aucune modification de la cristallinité, aucune fragmentation du gainage en PET en MNP et aucune variation de masse ou de

sorption d'eau n'ont été observées lors de ces essais à court terme (3 mois). Ces résultats indiquent toutefois que des dégradations plus sévères pourraient intervenir sur des durées de vieillissement plus longues et en conditions de fonctionnement réelles (physico-chimie de l'eau, formation de biofilm et conditions d'écoulement). En particulier, cette étude a montré que le gel des ESP, peut accélérer la dégradation du gainage en PET et entraîner à la fois une oxydation rapide du matériau mais aussi un relargage significatif de métaux, en particulier du plomb et du zinc.

- Les conclusions de l'analyse ACV indiquent que le remplacement d'une ESP par une conduite en cuivre par torpillage s'impose comme le scénario le plus avantageux en 2024 pour la mise aux normes d'une ESP dans une municipalité québécoise pour une période de 50 ans, et ce, pour les catégories d'impacts suivantes : changement climatique à court-terme, raréfaction des ressources en eau et consommation d'énergies fossile et nucléaire. Toutefois, le gainage en PET présente un score d'impact plus faible au regard de la santé humaine (phase d'utilisation exclue) et de la qualité des écosystèmes. En revanche, lorsqu'une excavation est nécessaire, la réhabilitation de l'ESP par un gainage en PET devient alors l'option la plus intéressante pour tous les indicateurs d'impact. Le scénario impliquant l'utilisation du PEX est de loin le moins avantageux en raison du nombre de remplacements à réaliser sur 50 ans (2 remplacements), comparativement au cuivre et au gainage en PET (1 remplacement). Cela double les quantités de gravier à extraire et à transporter, de sol à excaver et de personnel et machinerie à utiliser. Toutefois, nos résultats d'ACV doivent être interprétés en tenant compte des limites relatives à la qualité des données primaires et secondaires considérées pour les phases d'installation, de production et de fin de vie. Pour améliorer l'évaluation des impacts, il serait utile de disposer de données supplémentaires sur l'excavation (estimations des reliquats de conduites, de gainage ou de gravier, et des besoins supplémentaires en matériaux, transport), compte tenu de leur influence significative par rapport aux autres étapes du cycle de vie. Les résultats pourraient être améliorés grâce à des données plus précises sur le lessivage d'additifs et de métaux en fonction des conditions d'utilisation (dynamique de l'écoulement, gel et mouvements du sol) pouvant conduire à des défaillances des gainages et des conduites. De même, l'impact dû à la production et la fin de vie des conduites en cuivre va dépendre de la part de cuivre recyclé utilisé lors de la fabrication de la conduite. Finalement, les



incertitudes entourant la durée de vie des technologies plastiques affectent significativement les conclusions de l'étude. Dans le cas particulier du gainage en PET, en cas de rupture du gainage au bout de 25 ans, les avantages relatifs qui lui sont associés disparaissent, car un remplacement complet de l'ESP devient nécessaire et entraîne des impacts mais aussi des coûts complémentaires. C'est pour cela que l'utilisation de gainages en PET doit tenir compte des effets à long terme de l'exposition aux désinfectants à base de chlore, du lessivage d'antimoine à partir du PET vieilli et de la probabilité à long terme de la diffusion du Cu et du Pb à travers le gainage au fur et à mesure de son vieillissement (Randtke et al., 2017). Aussi, la rupture des conduites de plomb, sur lesquelles les gainages en PET sont installés, peut également se produire, ces conduites ayant déjà plus de 50 ans et une durée de vie généralement comprise entre 50 et 100 ans. En cas de bris, un remplacement complet de l'ESP serait là encore probablement nécessaire. L'étude de la qualité de l'eau transportée par le gainage en PET, par la conduite en cuivre et par la conduite en plomb, sur une période de 50 ans, a mis en évidence qu'une mise aux normes systématique des ESP entraînait une diminution importante des impacts sur la santé humaine - en particulier pour les jeunes enfants qui sont les plus à risques face à une exposition au plomb - et ce, particulièrement pour des ESP de grande longueur. Les résultats de l'étude ACV et de la modélisation avec IEUBK démontrent que la conduite en cuivre est la solution à privilégier. D'une part, elle permet de limiter les effets non-cancérigènes et d'éliminer le risque de développement de cancers parmi la population et d'autre part, c'est la seule technologie permettant d'éliminer durablement le plomb dans l'eau potable. Le gainage en PET permet également de réduire les effets cancérigènes et non-cancérigènes, mais ne les élimine pas complètement en raison du lessivage des additifs métalliques (zinc et plomb) contenus dans le PET. En revanche, les teneurs en additifs du gainage en PET ne sont pas susceptibles d'accroître le risque de plombémie chez les enfants âgés de 0 à 84 mois. Encore une fois, certaines hypothèses ont été faites lors de ces modélisations qui peuvent affecter les impacts estimés sur la santé de l'exposition aux métaux pendant la phase d'utilisation. En particulier, nous avons supposé un lessivage constant du gainage en PET, de la conduite en cuivre et de l'ESP, ce qui ne reflète pas nécessairement les taux de lessivages réels, qui peuvent être variables sur le long terme, ni leur atténuation par l'utilisation d'inhibiteurs de corrosion. Également, les facteurs de

caractérisation USEtox pour les impacts cancérigènes et non-cancérigènes sur la santé humaine sont respectivement dérivés d'études anciennes effectuées sur des rongeurs (Gold et al., 2011) et de données de l'OMS sur le développement mental du fœtus (Fantke et al., 2017). De plus, ces facteurs de caractérisation prennent en compte la charge environnementale globale d'exposition au plomb et ne sont ni spécifiques à l'eau potable ni discriminés par rapport à l'âge, ce qui empêche une évaluation ciblée des impacts sur les enfants. En outre, l'omission de sources d'émissions potentielles, telles que le lessivage secondaire de MNP et d'additifs à partir de la conduite en PEX, par manque de données, affecte la précision des évaluations de toxicité.

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

- Le remplacement d'une ESP par une conduite de PEX ou de cuivre ou par le gainage en PET permet de réduire l'impact sur la santé humaine, pour la population en général et pour les jeunes enfants en particulier. Le remplacement complet présente en outre l'avantage d'éliminer d'entrée de jeu la conduite de plomb plutôt que de reporter son remplacement en cas de problème ultérieur, ce qui est recommandé ou exigé par les réglementations internationales. En contrepartie, le gainage est plus rapide et moins disruptif à mettre en œuvre.
- Selon les caractéristiques de l'ESP (diamètre interne, longueur) et de la méthode d'installation requise, le gainage en PET reste une solution intéressante comparativement au remplacement complet par une conduite en cuivre ou en PEX. En particulier, dans le cas, où il est difficile voire impossible de procéder à un remplacement de l'ESP (ESP prise dans un mur porteur par exemple), le gainage en PET peut constituer une alternative avantageuse.
- La pertinence d'un gainage en PET par rapport aux autres méthodes de remplacement ainsi qu'à l'ajout d'anti-corrosifs comme les orthophosphates et l'usage de pichets filtrant, qui permettent similairement la réduction du plomb au robinet à court-terme, reste à évaluer. En effet, la durabilité, les performances sur le long terme, de même que la durée de vie effective du gainage en PET sont encore inconnus. En cas de durée de vie inférieure à celle indiquée par le fabricant (50 ans), les conclusions précédentes en faveur d'une réhabilitation

avec le gainage en PET peuvent redonner l'avantage au remplacement par une conduite en cuivre ou en PEX.

- L'étude a porté sur un seul produit de gainage disponible commercialement au Canada. La composition et les caractéristiques de résistance des gainages en PET pourraient varier d'un produit à l'autre et les formulations peuvent même varier pour un même produit comme cela a pu être démontré pour d'autres plastiques tel que le PVC. Compte-tenu de l'observation d'un lessivage significatif, il serait indispensable que la formulation soit connue et vérifiée, particulièrement en ce qui a trait aux composantes à incidence sanitaire.
- Si la mise aux normes par le gainage en PET est sélectionnée par les municipalités, un suivi périodique des concentrations en plomb au robinet des habitations et du vieillissement des gainages devrait être réalisé comme déjà soulevé par Randtke et al. (2017). En effet, compte tenu des incertitudes relatives aux modifications et dégradations physico-chimiques que ce dernier peut subir sur le long-terme en conditions réelles d'utilisation, ce suivi est nécessaire pour vérifier que le gainage continue de remplir sa fonction protectrice et est exempt de rupture potentielle ou de défaillance de performance.
- Un suivi du risque de fragmentation en MNP devrait également être mis en place dans le cas d'une option de mise aux normes faisant intervenir des gainages en PET ou conduites plastiques.

Les pistes d'investigations futures en lien avec les conclusions précédentes sont les suivantes :

- Des études approfondies de la qualité de l'eau transportée, de l'état de surface et des caractéristiques mécaniques de gainages en PET installés sur site depuis plusieurs années permettraient de renseigner sur les dégradations dont il peut être l'objet en conditions réelles d'utilisation, et de quantifier le risque d'exposition aux contaminants provenant des gainages en PET, ceci afin d'affiner les conclusions de cette étude.
- Une attention particulière devrait être accordée au risque d'exposition des habitants aux MNP pouvant être générés par le gainage en PET. Leurs effets sur la santé humaine demeurent encore aujourd'hui sous-évalués, mais suscitent de réelles inquiétudes. Toutefois, il est important de relativiser ce risque en tenant compte des multiples sources d'exposition humaine à ces particules plastiques. Néanmoins, l'addition d'une source avérée de MNP serait difficilement justifiable. Aussi, des méthodes de routines visant à

estimer le nombre, la taille et la composition des MNP détachés et faciles et rapides à mettre en œuvre devraient être développées.

- Enfin, il serait important de suivre et d'intégrer rapidement les informations concernant les impacts environnementaux et sur la santé liés à la production de MNP aux études d'ACV.

## REFERENCES

- Al-Malack, M.H. 2001. Migration of lead from unplasticized polyvinyl chloride pipes. *Journal of Hazardous Material*, 263-274.
- Al-Saleh, I., Shinwari, N. and Alsabbaheen, A. 2011. Phthalates residues in plastic bottled waters. *The Journal of Toxicological Sciences* (J 36, 469-478.
- Aljoumaa, K. and Abboudi, M. 2016. Physical ageing of polyethylene terephthalate under natural sunlight: correlation study between crystallinity and mechanical properties. *Applied Physics A-Materials Science & Processing* 122(1), 1-10.
- Allen, N.S., Edge, M., Mohammadian, M. and Jones, K. 1991. Hydrolytic degradation of poly (ethylene terephthalate): Importance of chain scission versus crystallinity. *European polymer journal* 27(12), 1373-1378.
- Alsabri, A. and Al-Ghamdi, S.G. 2020. Carbon footprint and embodied energy of PVC, PE, and PP piping: Perspective on environmental performance. *Energy Reports* 6, 364-370.
- Alsadi, A. (2019) Evaluation of carbon footprint during the life-cycle of four different pipe materials. Ph.D., Louisiana Tech University.
- Amereh, F., Babaei, M., Eslami, A., Fazelpour, S. and Rafiee, M. 2020. The emerging risk of exposure to nano(micro)plastics on endocrine disturbance and reproductive toxicity: From a hypothetical scenario to a global public health challenge. *Environ Pollut* 261, 114158.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF) (2018 (2021 revised)) *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*, Washington, DC, USA.
- Apau, J., Sefah, W., Adua, E. and A.Nokhodchi, A. 2020. Human contact with phthalates during early life stages leads to weight gain and obesity. *Cogent Chemistry* 6(1).
- Asadi, S., Babaizadeh, H., Foster, N. and Broun, R. 2016. Environmental and economic life cycle assessment of PEX and copper plumbing systems: A case study. *J. Cleaner Prod.* 137, 1228-1236.
- Ball, T. 2016 *Water quality sampling results for neofit® lined lead drinking water service lines*, Infrastructure Renewal Services, LLC.
- Booth, A., Kubowicz, S., Beegle-Krause, C., Skancke, J., Nordam, T., Landsem, E., Throne-Holst, M. and Jähren, S. 2017 *Microplastic in global and Norwegian marine environments: Distributions, degradation mechanisms and transport*, pp. 1-147, SINTEF.
- Breault, Z.A. (2014) *The effects of PET-lined and epoxy-coated lead and copper service lines on metals leaching, total organic carbon, and chlorine residual in drinking water*. M.Sc., University of Kansas, Kansas, MO, USA.
- Bredács, M., Frank, A., Bastero, A., Stolarz, A. and Pinter, G. 2018. Accelerated aging of polyethylene pipe grades in aqueous chlorine dioxide at constant concentration. *Polymer Degradation and Stability* 157, 80-89.
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent,

- A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R.K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P. and Jolliet, O. 2019. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 24(9), 1653-1674.
- Castagnetti, D., Scirè Mammano, G. and Dragoni, E. 2011. Effect of chlorinated water on the oxidative resistance and the mechanical strength of polyethylene pipes. *Polymer Testing* 30(3), 277-285.
- Castillo Montes, J., Cadoux, D., Creus, J., Touzain, S., Gaudichet-Maurin, E. and Correc, O. 2012. Ageing of polyethylene at raised temperature in contact with chlorinated sanitary hot water. Part I – Chemical aspects. *Polymer Degradation and Stability* 97(2), 149-157.
- Chamas, A., Moon, H., Zheng, J., Qiu, Y., Tabassum, T., Jang, J.H., Abu-Omar, M., Scott, S.L. and Suh, S. 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 8(9), 3494-3511.
- Chapa-Martinez, C.A., Hinojosa-Reyes, L., Hernandez-Ramirez, A., Ruiz-Ruiz, E., Maya-Trevino, L. and Guzman-Mar, J.L. 2016. An evaluation of the migration of antimony from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. *Sci Total Environ* 565, 511-518.
- CNESST 2023 Fiche CNESST\_Antimoine, pp. 1-8, CNESST.
- Colin, X., Audouin, L., Verdu, J., Rozental-Evesque, M., Rabaud, B., Martin, F. and Bourguine, F. 2009. Aging of polyethylene pipes transporting drinking water disinfected by chlorine dioxide. I. Chemical aspects. *Polymer Engineering & Science* 49(7), 1429-1437.
- Conseil national de recherches du Canada 1980 Code canadien de la plomberie.
- Cooper, R.G. and Harrison, A.P. 2009. The exposure to and health effects of antimony. *Indian J Occup Environ Med* 13(1), 3-10.
- da Silva Costa, R., Sainara Maia Fernandes, T., de Sousa Almeida, E., Tome Oliveira, J., Carvalho Guedes, J.A., Juliao Zocolo, G., Wagner de Sousa, F. and do Nascimento, R.F. 2021. Potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: a minireview. *J Water Health* 19(3), 411-435.
- Davranche, M., Veclin, C., Pierson-Wickmann, A.C., El Hadri, H., Grassl, B., Rowenczyk, L., Dia, A., Ter Halle, A., Blanco, F., Reynaud, S. and Gigault, J. 2019. Are nanoplastics able to bind significant amount of metals? The lead example. *Environ Pollut* 249, 940-948.
- Dear, J.P. and Mason, N.S. 2001. The Effects of Chlorine Depletion of Antioxidants in Polyethylene. *Polymers and Polymer Composites* 9(1), 1-13.
- Deshommes, E., Andrews, R., Gagnon, G., Doré, E., Nour, S. and Prévost, M. 2013 Contribution of tap water from large buildings to blood lead levels, p. 23, Long Beach, CA, USA.
- Dias, V., Durand, A.-A., Constant, P., Prévost, M. and Bédard, E. 2019. Identification of factors affecting bacterial abundance and community structures in a full-scale chlorinated drinking water distribution system. *Water* 11(3).
- Diera, T., Thomsen, A.H., Tisler, S., Karlby, L.T., Christensen, P., Rosshaug, P.S., Albrechtsen, H.J. and Christensen, J.H. 2023. A non-target screening study of high-density polyethylene

- pipes revealed rubber compounds as main contaminant in a drinking water distribution system. *Water Res* 229, 119480.
- Ding, M., Kang, Q., Zhang, S., Zhao, F., Mu, D., Zhang, H., Yang, M. and Hu, J. 2019. Contribution of phthalates and phthalate monoesters from drinking water to daily intakes for the general population. *Chemosphere* 229, 125-131.
- Doré, E., Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S. and Prévost, M. 2019. Study of the long-term impacts of treatments on lead release from full and partially replaced harvested lead service lines. *Water Res.* 149, 566-577.
- Doulache, N., Khemici, M.W., Gourari, A. and Bendaoud, M. 2010. Study of polyethylene terephthalate's physical ageing. *IEEE*, 1-4.
- Duh, B. 2002. Effect of antimony catalyst on solid-state polycondensation of poly(ethylene terephthalate). Elsevier Ltd., 3147-3154.
- Edge, M., Hayes, M., Mohammadian, M., Allen, N.S., Jewitt, T.S., Brems, K. and Jones, K. 1991. Aspects of poly(ethylene terephthalate) degradation for archival life and environmental degradation. *Polymer Degradation and Stability* 32(2), 131-153.
- Emilia, I. (2022) Qualification of nexion 5000 ICP-MS for metal trace analysis. Bachelor's Thesis, Metropolia University of Applied Sciences.
- Eng, J., Sassi, T., Steele, T. and Vitarelli, G. 2011. The Effects of Chlorinated Water on Polyethylene Pipes. *Plastics Engineering* 67(9), 18-24.
- Erchiqui, F., Annasabi, Z., Kaddami, H., Ben Hamou, K. and Ngoma, G.D. 2020. Effect of the cooling temperature of a PET sheet on the crystallinity and mould removal time for thermoforming applications. *The Canadian Journal of Chemical Engineering* 99(3), 695-707.
- Erchiqui, F., Annasabi, Z., Kaddami, H., Ben Hamou, K. and Ngoma, G.D. 2021. Effect of the cooling temperature of a PET sheet on the crystallinity and mould removal time for thermoforming applications. *The Canadian Journal of Chemical Engineering* 99(3), 695-707.
- Eriksen, M.K., Pivnenko, K., Olsson, M.E. and Astrup, T.F. 2018. Contamination in plastic recycling: Influence of metals on the quality of reprocessed plastic. *Waste Manag* 79, 595-606.
- Fadel, H.A. 2022. Contamination from plastic pipes in small systems: migration and leaching. *Applied Water Science* 12(9).
- Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., Van de Meent, D. and Van Zelm, R. 2017. USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.1). UNEP/SETAC scientific consensus model.
- Faust, D.R., Wooten, K.J. and Smith, P.N. 2017. Transfer of phthalates from c-polyvinyl chloride and cross-linked polyethylene pipe (PEX-b) into drinking water. *Water Science and Technology: Water Supply* 17(2), 588-596.

- Fernandez-Gonzalez, V., Andrade-Garda, J.M., Lopez-Mahia, P. and Muniategui-Lorenzo, S. 2021. Impact of weathering on the chemical identification of microplastics from usual packaging polymers in the marine environment. *Anal. Chim. Acta* 1142, 179-188.
- Gigault, J., El Hadri, H., Nguyen, B., Grassl, B., Rowenczyk, L., Tufenkji, N., Feng, S. and Wiesner, M. 2021. Nanoplastics are neither microplastics nor engineered nanoparticles. *Nat Nanotechnol* 16(5), 501-507.
- Gigault, J., Halle, A.T., Baudrimont, M., Pascal, P.Y., Gauffre, F., Phi, T.L., El Hadri, H., Grassl, B. and Reynaud, S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ Pollut* 235, 1030-1034.
- Giuliani, A., Zuccarini, M., Cichelli, A., Khan, H. and Reale, M. 2020. Critical Review on the Presence of Phthalates in Food and Evidence of Their Biological Impact. *Int J Environ Res Public Health* 17(16).
- Gold, L., Ames, B., Bernstein, L., Blumenthal, M., Chow, K. and Da Costa, M. 2011. The Carcinogenic Potency Project and Database (CPDB). University of California, Berkeley.
- Hadiuzzaman, M., Ladner, D.A. and Salehi, M. 2023. Impact of the surface aging of potable water plastic pipes on their lead deposition characteristics. *Environmental Science: Water Research & Technology* 9(10), 2501-2514.
- Hajibabaei, M., Nazif, S. and Tavanaei Sereshgi, F. 2018. Life cycle assessment of pipes and piping process in drinking water distribution networks to reduce environmental impact. *Sustainable Cities and Society* 43, 538-549.
- Hassinen, J. 2004. Deterioration of polyethylene pipes exposed to chlorinated water. *Polymer Degradation and Stability* 84(2), 261-267.
- Hatam, F., Blokker, M., Doré, E. and Prévost, M. 2023. Reduction in water consumption in premise plumbing systems: Impacts on lead concentration under different water qualities. *Sci. Total Environ.* 879, 162975.
- Hauschild, M.Z. and Huijbregts, M.A. (2015) *Introducing life cycle impact assessment*, Springer.
- Health Canada 2013 Final human health state of the science report on lead, p. 102, Minister of Health, Ottawa, ON, Canada.
- Health Canada 2019a Guidelines for canadian drinking water quality guideline technical document. Lead, p. 113, Government of Canada, Ottawa, ON, Canada.
- Health Canada 2019b Guidelines for canadian drinking water quality: guideline technical document. Copper, Government of Canada, Ottawa, ON, Canada.
- INRS 2019 *Les additifs*, Montréal, Qc.
- Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) 2017 Polyéthylène téréphtalate PET, p. 5, INRS.
- Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) 2019 Polyéthylène téréphtalate. PET, p. 4, INRS.
- International Organization for Standardization (ISO) 2006a Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (Second Edition).



- International Organization for Standardization (ISO) 2006b Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- International/ANSI, N. 2016. Standard 61: Drinking Water System Components-Health Effects.
- Isaacson, K.P., Proctor, C.R., Wang, Q.E., Edwards, E.Y., Noh, Y., Shah, A.D. and Whelton, A.J. 2021. Drinking water contamination from the thermal degradation of plastics: implications for wildfire and structure fire response. *Environmental Science: Water Research & Technology* 7(2), 274-284.
- Ishioka, Y., Nakiano, T. and Suzuki, T. 1988. Thermal aging of polyethylene terephthalate film in SF<sub>6</sub>. *IEEE*.
- Joliet, O., Saadé, M. and Crettaz, P. (2010) *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*, Presses polytechnique et universitaires romandes.
- Kankanige, D. and Babel, S. 2020. Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET-bottled water in Thailand. *Sci Total Environ* 717, 137232.
- Karakolis, E.G., Nguyen, B., You, J.B., Rochman, C.M. and Sinton, D. 2019. Fluorescent Dyes for Visualizing Microplastic Particles and Fibers in Laboratory-Based Studies. *Environmental Science & Technology Letters* 6(6), 334-340.
- Keresztes, S., Tatar, E., Czegeny, Z., Zaray, G. and Mihucz, V.G. 2013. Study on the leaching of phthalates from polyethylene terephthalate bottles into mineral water. *Sci Total Environ* 458-460, 451-458.
- Khan, I.A., Lee, K.H., Lee, Y.S. and Kim, J.O. 2022. Degradation analysis of polymeric pipe materials used for water supply systems under various disinfectant conditions. *Chemosphere* 291(Pt 1), 132669.
- Kim, H., Kim, J.S. and Jeong, W. 2021. Study on the Flame Retardancy and Hazard Evaluation of Poly(acrylonitrile-co-vinylidene chloride) Fibers by the Addition of Antimony-Based Flame Retardants. *Polymers (Basel)* 14(1).
- Lane, R.F. (2015) *Organic leachates from water service line liners and coatings and their fate in drinking water*. Ph.D., University of Kansas.
- Latchere, O., Roman, C., Metais, I., Perrein-Ettajani, H., Mouloud, M., Georges, D., Feurtet-Mazel, A., Gigault, J., Catrouillet, C., Baudrimont, M. and Chatel, A. 2023. Toxicity assessment of environmental MPs and NPs and polystyrene NPs on the bivalve *Corbicula fluminea* using a multi-marker approach. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol* 273, 109714.
- Leivadara, S.V., Nikolaou, A.D. and Lekkas, T.D. 2008. Determination of organic compounds in bottled waters. *Food Chemistry* 108(1), 277-286.
- Leslie, H.A., van Velzen, M.J.M., Brandsma, S.H., Vethaak, A.D., Garcia-Vallejo, J.J. and Lamoree, M.H. 2022. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environ Int* 163, 107199.
- Li, X., Ra, K., Nuruddin, M., Teimouri Sendesi, S.M., Howarter, J.A., Youngblood, J.P., Zyaykina, N., Jafvert, C.T. and Whelton, A.J. 2019. Outdoor manufacture of UV-Cured plastic linings for storm water culvert repair: Chemical emissions and residual. *Environ Pollut* 245, 1031-1040.

- Li, Y., Xia, X., Zhang, J., Lin, X., Zhang, Y., Wang, H., Li, Y., Zhang, Q. and Zhang, S. 2023. Bioavailability of micro/nanoplastics and their associated polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia Magna*: Role of ingestion and egestion of plastics. *Sci Total Environ* 890, 164171.
- Liu, P., Zhan, X., Wu, X., Li, J., Wang, H. and Gao, S. 2020. Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: Properties, sorption and potential risks. *Chemosphere* 242, 125193.
- Lytle, C.J. and Edwards, M.A. 2023. Phosphate Chemical Use for Sequestration, Scale Inhibition, and Corrosion Control. *ACS ES&T Water* 3(4), 893-907.
- Malvern Panalytical 2020 Zetasizer advance range.
- Mattsson, K., Ekvall, M.T., Hansson, L.A., Linse, S., Malmendal, A. and Cedervall, T. 2015. Altered behavior, physiology, and metabolism in fish exposed to polystyrene nanoparticles. *Environ Sci Technol* 49(1), 553-561.
- Mattsson, K., Johnson, E.V., Malmendal, A., Linse, S., Hansson, L.A. and Cedervall, T. 2017. Brain damage and behavioural disorders in fish induced by plastic nanoparticles delivered through the food chain. *Sci Rep* 7(1), 11452.
- Ministère de l'environnement du Québec 2002 Directive 001 - Captage et distribution de l'eau, p. 71, Québec, Canada.
- Ministère du travail, de l'emploi et de la santé 2023 Loi sur les compétences municipales, Québec.
- Montréal, V.d. 2021 Bilan 2020 du plan d'action de remplacement des entrées de service en plomb (resp) de la ville de montréal.
- Morales, A.C., Tomlin, J.M., West, C.P., Rivera-Adorno, F.A., Peterson, B.N., Sharpe, S.A.L., Noh, Y., Sendesi, S.M.T., Boor, B.E., Howarter, J.A., Moffet, R.C., China, S., O'Callahan, B.T., El-Khoury, P.Z., Whelton, A.J. and Laskin, A. 2022. Atmospheric emission of nanoplastics from sewer pipe repairs. *Nat Nanotechnol* 17(11), 1171-1177.
- NSF International, America National Standard and National Standard of Canada (CAN) 2020 NSF/ANSI/CAN 61 - 2020. Drinking Water System Components - health effects, p. 162, Ann Arbor, MI, USA.
- Ossmann, B.E., Sarau, G., Holtmannspotter, H., Pischetsrieder, M., Christiansen, S.H. and Dicke, W. 2018. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Res* 141, 307-316.
- Panowicz, R., Konarzewski, M., Durejko, T., Szala, M., Lazinska, M., Czerwinska, M. and Prasula, P. 2021. Properties of Polyethylene Terephthalate (PET) after Thermo-Oxidative Aging. *Materials (Basel)* 14(14).
- Parlement européen and Conseil européen 2020 Directive (UE) 2020/2184 du parlement européen et du conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE), p. 62, Journal Officiel de l'Union Européenn.

- Phillips, R., Whelton, A.J. and Eckelman, M.J. 2021. Incorporating use phase chemical leaching and water quality testing for life cycle toxicity assessment of cross-linked polyethylene (PEX) piping. *Sci. Total Environ.* 782.
- Pirzadeh, E., Zadhoush, A. and Haghighat, M. 2007. Hydrolytic and thermal degradation of PET fibers and PET granule: The effects of crystallization, temperature, and humidity. *Journal of Applied Polymer Science* 106(3), 1544-1549.
- Pitt, J.A., Trevisan, R., Massarsky, A., Kozal, J.S., Levin, E.D. and Di Giulio, R.T. 2018. Maternal transfer of nanoplastics to offspring in zebrafish (*Danio rerio*): A case study with nanopolystyrene. *Sci Total Environ* 643, 324-334.
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T. and Janda, V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Sci Total Environ* 643, 1644-1651.
- Plastics europe 2023 Plastics – the fast Facts 2023, Belgium.
- Randtke, S.J., Peltier, E.F., Adams, C.D., Lane, R.F., Breault, Z.A., Carter, R.E., Roberson, J.A., Water Research Foundation (WRF) and United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2017 Evaluation of lead service line lining and coating technologies, p. 331, Water Research Foundation, EPA.
- Reimann, C., Birke, M. and Filzmoser, P. 2012. Temperature-dependent leaching of chemical elements from mineral water bottle materials. *Appl. Geochem.* 27(8), 1492-1498.
- Rossman, L.A. 1994 EPANET users manual (Version 1.1), p. 122, Risk Reduction. Engineering Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.
- Rowenczyk, L., Cai, H., Nguyen, B., Sirois, M., Cote-Laurin, M.C., Toupoint, N., Ismail, A. and Tufenkji, N. 2022. From freshwaters to bivalves: Microplastic distribution along the Saint-Lawrence river-to-sea continuum. *J Hazard Mater* 435, 128977.
- Rowenczyk, L., Jahandideh, H., Lin, N. and Tufenkji, N. 2024. Weathering of agricultural polyethylene films in cold climate regions: which parameters influence fragmentation? *Environmental Science: Advances* 3(3), 470-479.
- Ruckart, P.Z., Jones, R.L., Courtney, J.G., LeBlanc, T.T., Jackson, W., Karwowski, M.P., Cheng, P.Y., Allwood, P., Svendsen, E.R. and Breysse, P.N. 2021. Update of the Blood Lead Reference Value - United States, 2021. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep* 70(43), 1509-1512.
- Saadatkhan, N., Carillo Garcia, A., Ackermann, S., Leclerc, P., Latifi, M., Samih, S., Patience, G.S. and Chaouki, J. 2019. Experimental methods in chemical engineering: Thermogravimetric analysis—TGA. *The Canadian Journal of Chemical Engineering* 98(1), 34-43.
- Salehi, M., Li, X. and Whelton, A.J. 2017. Metal accumulation in representative plastic drinking water plumbing systems. *Journal American Water Works Association* 109, E479-E493.
- Sammon, C., Yarwood, J. and Everall, N. 2000. An FT-IR study of the effect of hydrolytic degradation on the structure of thin PET films. *Polymer Degradation and Stability* 67(1), 149-158.

- Sang, T., Wallis, C.J., Hill, G. and Britovsek, G.J.P. 2020. Polyethylene terephthalate degradation under natural and accelerated weathering conditions. *European Polymer Journal* 136, 109873.
- Santé Canada 1996 Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, p. 102, Centre d'édition du gouvernement du Canada. Approvisionnements et services Canada, Ottawa, ON, Canada.
- Santé Canada 1999 Résumé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, p. 7, Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Ottawa, Ontario, Canada.
- Santé Canada 2019 Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le plomb, p. 127, Gouvernement du Canada, Ottawa, ON, Canada.
- Sartory, D.P., Pauly, D., Garrec, N., Bonadonna, L., Semproni, M., Schell, C., Reimann, A., Firth, S.J., Thom, C., Hartemann, P., Exner, M., Baldauf, H., Lee, S. and Lee, J.V. 2015. Evaluation of an MPN test for the rapid enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* in hospital waters. *J. Water Health* 13(2), 427-436.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.U. and Furst, P. 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Res* 129, 154-162.
- Selvin, M., Shah, S., Maria, H.J., Thomas, S., Tuladhar, R. and Jacob, M. 2024. Review on recycling of cross-linked polyethylene. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 63(3), 1200-1214.
- Seyhan, G., Üstündağ, Ü., Ünal, İ., Ateş Kalkan, P., Cansız, D., Emekli Alturfan, E. and Alturfan, A. 2022. The Effect of Different Storage Conditions on The Migration of Chemicals from Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Bottles to Water. *Experimed* 12(2), 74-79.
- Shen, X., Ye, S., Xu, L., Hu, R., Jin, L., Xu, H., Liu, J. and Liu, W. 2018. Study on baseline correction methods for the Fourier transform infrared spectra with different signal-to-noise ratios. *Appl Opt* 57(20), 5794-5799.
- Shotyk, W., Krachler, M. and Chen, B. 2006. Contamination of Canadian and European bottled waters with antimony from PET containers. *J Environ Monit* 8(2), 288-292.
- Sichina W.J. 2000 DSC as problem solving tool: Measurement of percent crystallinity of thermoplastics, PerkinElmer instruments.
- Sigma Aldrich 2024 Millipore sigma\_IRS pectrum table and chart, pp. 1-18, USA.
- SRC, I. 2021 User's guide for the Integrated exposure uptake biokinetic.
- Sulyman, M., Haponiuk, J. and Formela, K. 2016. Utilization of Recycled Polyethylene Terephthalate (PET) in Engineering Materials: A Review. *International Journal of Environmental Science and Development* 7(2), 100-108.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A.F., Boyron, O. and Perez, E. 2017. To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environ Pollut* 227, 167-174.

- United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1991 Lead and copper rule, Washington, DC, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) 1994 Method 200.8 - Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry (Revision 5.4 - EMMC Version), p. 57, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) 2021 User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) Version 2.0.
- Vertova, A., Miani, A., Lesma, G., Rondinini, S., Minguzzi, A., Falciola, L. and Ortenzi, M.A. 2019. Chlorine dioxide degradation issues on metal and plastic water pipes tested in parallel in a semi-closed system. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16(22).
- Ville de Montréal 2023 Entrées d'eau en plomb, bilan 2022.
- Volk, K. and Castle, L. 2019. Technical report of the public consultation on the 'Draft update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butyl-benzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and di-isodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials'. EFSA Supporting Publications 16(12), 1-232.
- Wang, C., O'Connor, D., Wang, L., Wu, W.M., Luo, J. and Hou, D. 2022. Microplastics in urban runoff: Global occurrence and fate. *Water Res* 225, 119129.
- Wang, Y. and Qian, H. 2021. Phthalates and Their Impacts on Human Health. *Healthcare (Basel)* 9(5).
- Westerhoff, P., Prapaipong, P., Shock, E. and Hillaireau, A. 2008. Antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. *Water Res.* 42(3), 551-556.
- Whelton, A.J. and Dietrich, A.M. 2009. Critical considerations for the accelerated ageing of high-density polyethylene potable water materials. *Polymer Degradation and Stability* 94(7), 1163-1175.
- Wim Elzink services 2018 Neofit Case Histories from Europe.
- World Health Organisation (WHO) 2017 Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum, p. 631.
- World Health Organisation (WHO) 2020 Disability-adjusted life years (DALYs).
- Wu, S., Chen, Z., Zhou, M., Shao, Y., Jin, C., Tang, J., Fang, F., Guo, J., Stibany, F. and Schaffer, A. 2022. Freeze-thaw alternations accelerate plasticizers release and pose a risk for exposed organisms. *Ecotoxicol Environ Saf* 241, 113742.
- Yong, C.Q.Y., Valiyaveetil, S. and Tang, B.L. 2020. Toxicity of microplastics and nanoplastics in mammalian systems. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17(5).
- Yu, W., Azhdar, B., Andersson, D., Reitberger, T., Hassinen, J., Hjertberg, T. and Gedde, U.W. 2011. Deterioration of polyethylene pipes exposed to water containing chlorine dioxide. *Polymer Degradation and Stability* 96(5), 790-797.

- Zhang, X., Liu, C., Liu, J., Zhang, Z., Gong, Y. and Li, H. 2022. Release of microplastics from typical rainwater facilities during aging process. *Sci Total Environ* 813, 152674.
- Zmit, B. and Belhaneche-Bensemra, N. 2019. Antimony leaching from PET plastic into bottled water in Algerian market. *Environ Monit Assess* 191(12), 749.

## ANNEXES

### ANNEXE A CODE MACRO IMAGEJ POUR LE CALCUL DE LA SURFACE DES COUPONS

```
// Ouvrir la photo de la règle

// Choisir l'outil "Straight" dans la barre d'outils

// Tracer une barre de 0 à 5 cm

// Ouvrir Analyze -> Set scale et rentrer 5 dans "known distance" et cm "Unity"

// Cocher la case "Global" pour l'appliquer à toutes les images

// Vérifier l'échelle en effectuant une mesure grâce à l'outil "Straight" (Analyze -> Measure)

dir1 = getDirectory ( "C:\Users\Laura\ImageJ\Photo\ " );
dir2 = getDirectory ( "C:\Users\Laura\ImageJ\Masque\ " );
list = getFileList(dir1);
setBatchMode(true);
for (i=0; i<list.length; i++) {
showProgress(i+1, list.length);
    open(dir1+list[i]);
    run("8-bit");
run("Threshold...");
getThreshold(lower, upper);
setThreshold(148, 255);
setOption("BlackBackground", true);
run("Convert to Mask");
    run("Set Measurements...", "area mean perimeter shape limit redirect=None decimal=4");
    run("Analyze Particles...", "size=2-Infinity circularity=0.00-1.00 display summarize");
    saveAs("TIFF", dir2+list[i]);
close();}
```

## ANNEXE B DESSINS TECHNIQUES DU SYSTÈME DE FILTRATION EN SÉRIE

### B.1 Représentation du système de filtration en série

Attention le dessin a été réduit et ne respecte plus l'échelle de représentation indiquée.

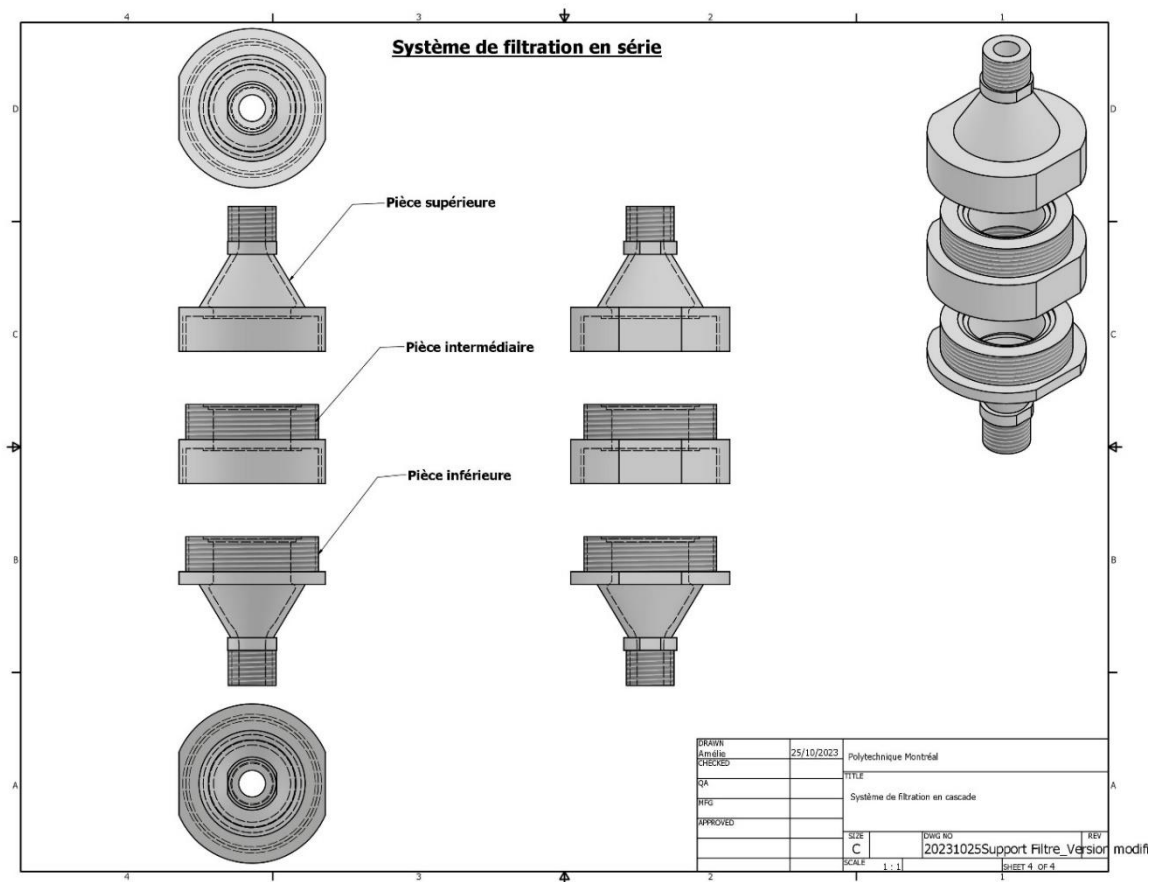


Figure B.1 Dessin technique des trois pièces constitutives du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®.



## B.2 Dessin technique de la pièce inférieure du système de filtration en série

Attention le dessin a été réduit et ne respecte plus l'échelle de représentation indiquée. Les cotes sont indiquées en pouces.

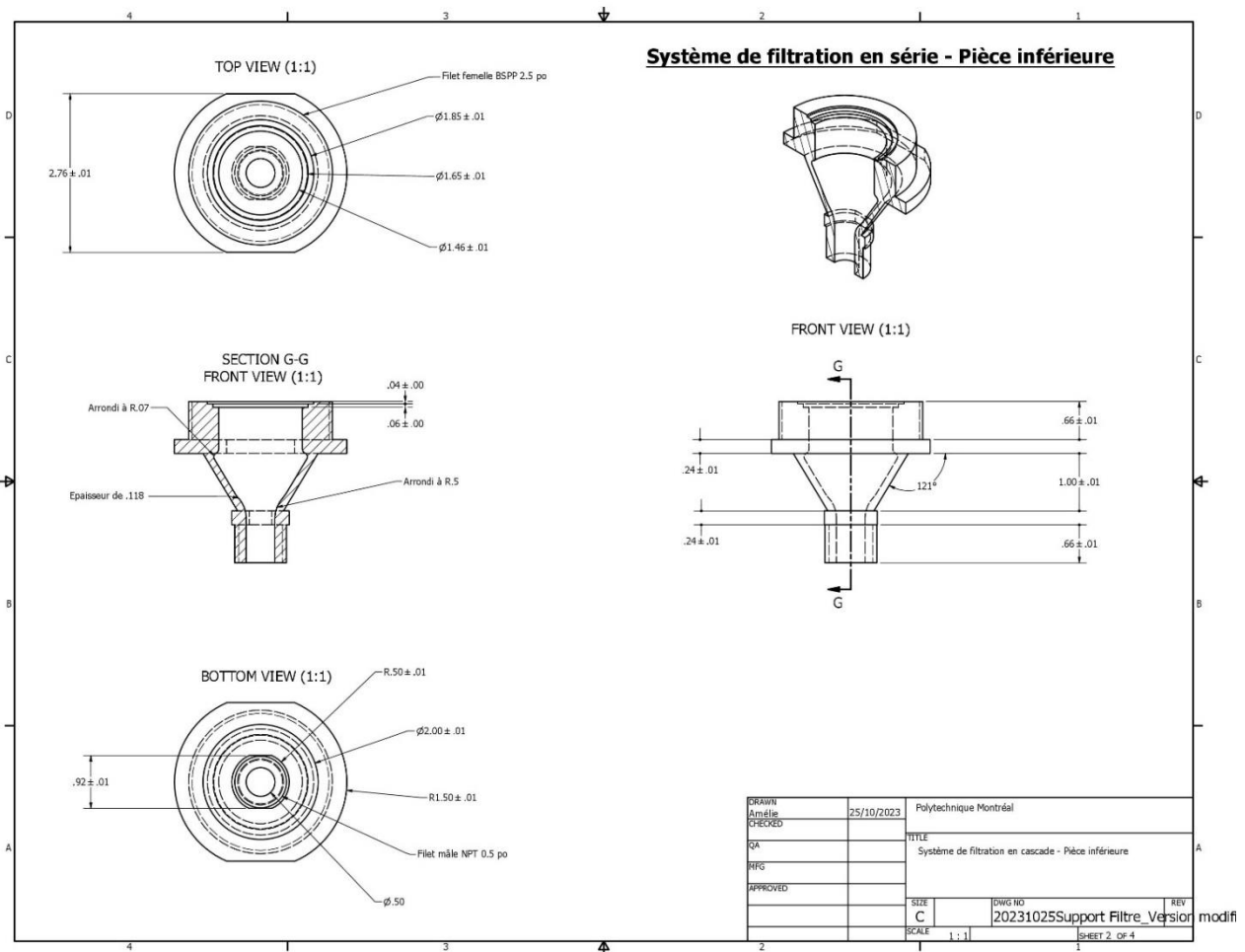


Figure B.2 Dessin technique de la pièce inférieure du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®.

### B.3 Dessin technique de la pièce supérieure du système de filtration en série

Attention le dessin a été réduit et ne respecte plus l'échelle de représentation indiquée. Les cotes sont indiquées en pouces.

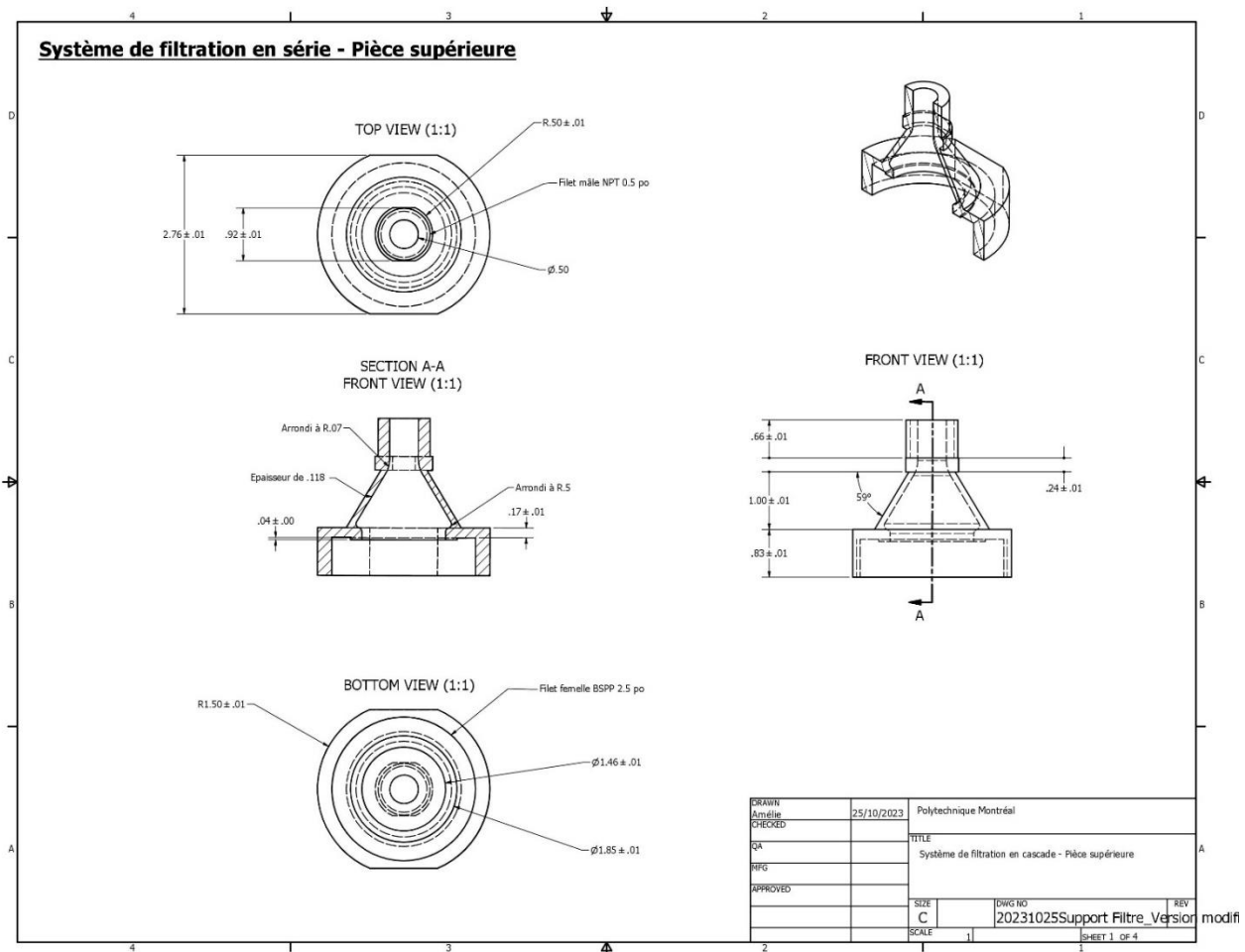


Figure B.3 Dessin technique de la pièce supérieure du système de filtration en série réalisé sur Autodesk® Inventor®.

## B.4 Dessin technique de la pièce intermédiaire du système de filtration en série

Attention le dessin a été réduit et ne respecte plus l'échelle de représentation indiquée. Les cotes sont indiquées en pouces.

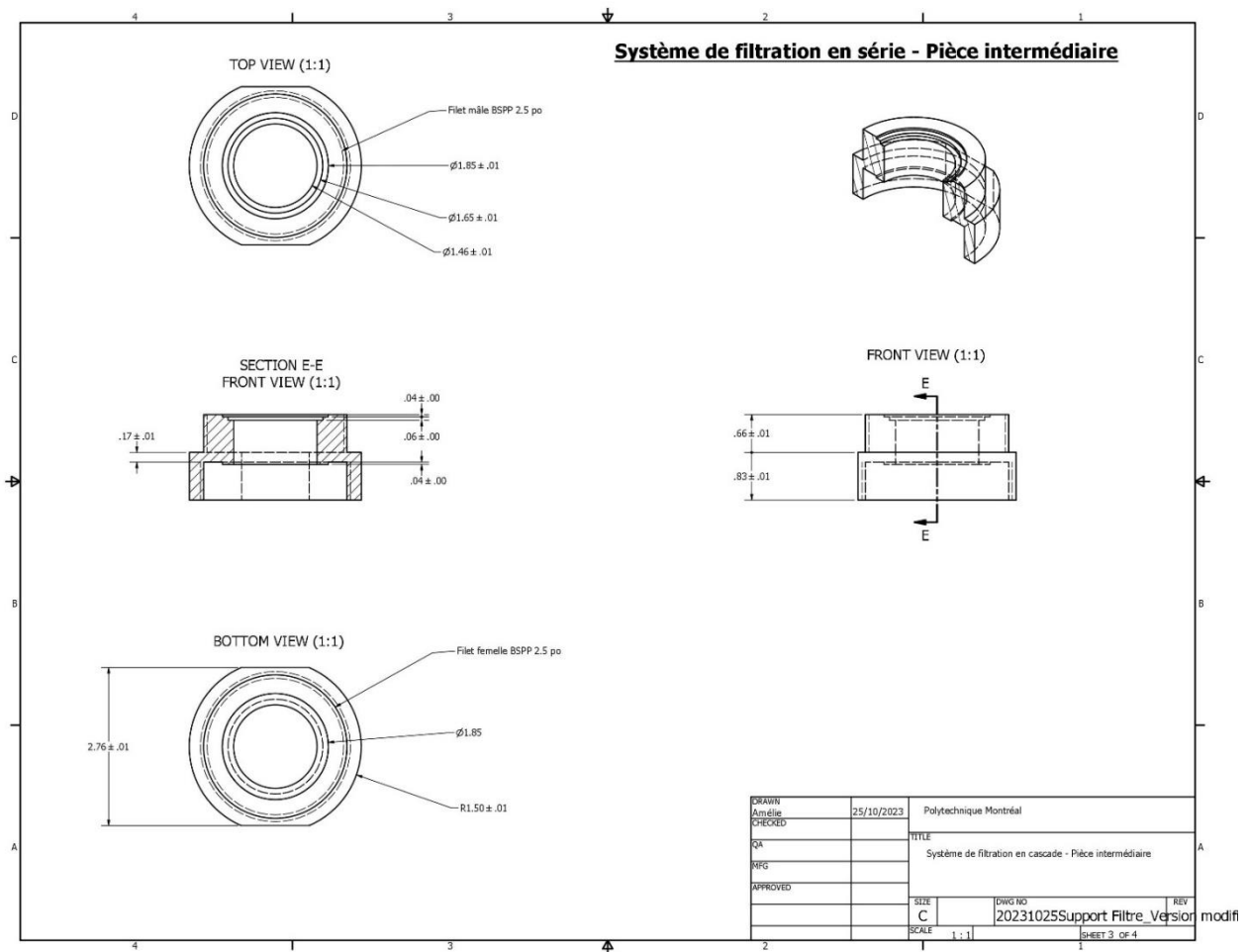


Figure B.4 Dessin technique de la pièce intermédiaire du système de filtration en série réalisé sur Autodesk Inventor®.

## ANNEXE C RAPPORT DE DÉFORMULATION ORGANIQUE DU GAINAGE EN PET



### **Polyester Film Analysis** ***Project Report ID 66020 Revision 1*** **Prepared for: Polytechnique Montréal**

Prepared by:

SGS Polymer Solutions Incorporated

135 Technology Drive

Christiansburg, VA 24073

540.961.4300

[www.polymersolutions.com](http://www.polymersolutions.com)

ISO 17025 Accredited ☞ FDA Registered ☞ cGMP Compliant ☞ DEA Licensed

This report shall not be reproduced, except in its entirety, without written approval from SGS Polymer Solutions Incorporated. The audited results contained in this report pertain only to the project reported.

WHEN YOU NEED TO BE SURE



## Project Information

**Prepared For:** Laura Roweczyk  
Polytechnique Montréal  
2500 Chem. de Polytechnique  
Montréal, Quebec QC H3T 1J4

**Project Number:** 44237

**Project Manager:** Beth Caba, Ph.D.

**Date Prepared:** 09/27/2023

### Summary

Polytechnique Montreal contacted SGS Polymer Solutions Incorporated (SGS PSI) for analysis of a single sample of polyethylene terephthalate (PET) by a spectroscopic method for polymer composition, as well as chromatographic methods to screen for additives. The sample is identified below.

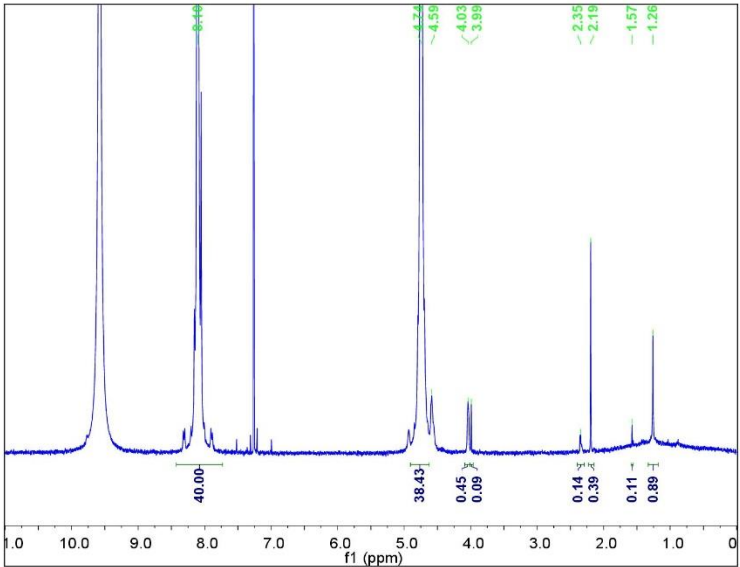
Client Identification	SGS PSI Identification	Date Received	Dates Tested
Polyethylene terephthalate film 1	44237-01	06/29/2023	07/07/2023 – 09/12/2023

### Proton Nuclear Magnetic Resonance ( $^1\text{H}$ NMR) Spectroscopy

The sample was analyzed for polymer composition by  $^1\text{H}$  NMR in accordance with SGS PSI Method ID 885 Revision 10. A portion of film was dissolved in a 5:1 mixture of deuterated chloroform and trifluoroacetic acid. The solution was transferred to a 5-mm NMR tube and analyzed using equipment owned and maintained by Virginia Tech.

Figure 1 shows the NMR spectrum. Solvent appears at 9.5 and 7.3 ppm. The main poly(ethylene terephthalate) (PET) peaks appear at 8.1 ppm for the terephthalate ester and 4.74 ppm for the ethylene glycol portion. No isophthalate ester signals (expected around 8.7 and 8.3 ppm) were observed, ruling out modification with isophthalic acid. Diethylene glycol appears as a pair of signals at 4.59 and 4.03 ppm. The relative amount of diethylene glycol can be calculated from the integral ratio of the signals. These results are shown in Table 1.

An additional ether or ester signal appears at 3.99 ppm. The signal near 2.35 ppm may be due to a methylene proton near the carboxylic acid side of an ester. The signal at 1.26 ppm is due to a long alkyl chain. These signals cannot be assigned to specific additives.



**Figure 1.** <sup>1</sup>H NMR spectrum of Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01).

**Table 1.** Diol Content by NMR.

Client Identification	SGS PSI Identification	Mol % of Diol as Ethylene Glycol	Mol % of Diol as Diethylene Glycol
Polyethylene terephthalate film 1	44237-01	99	1

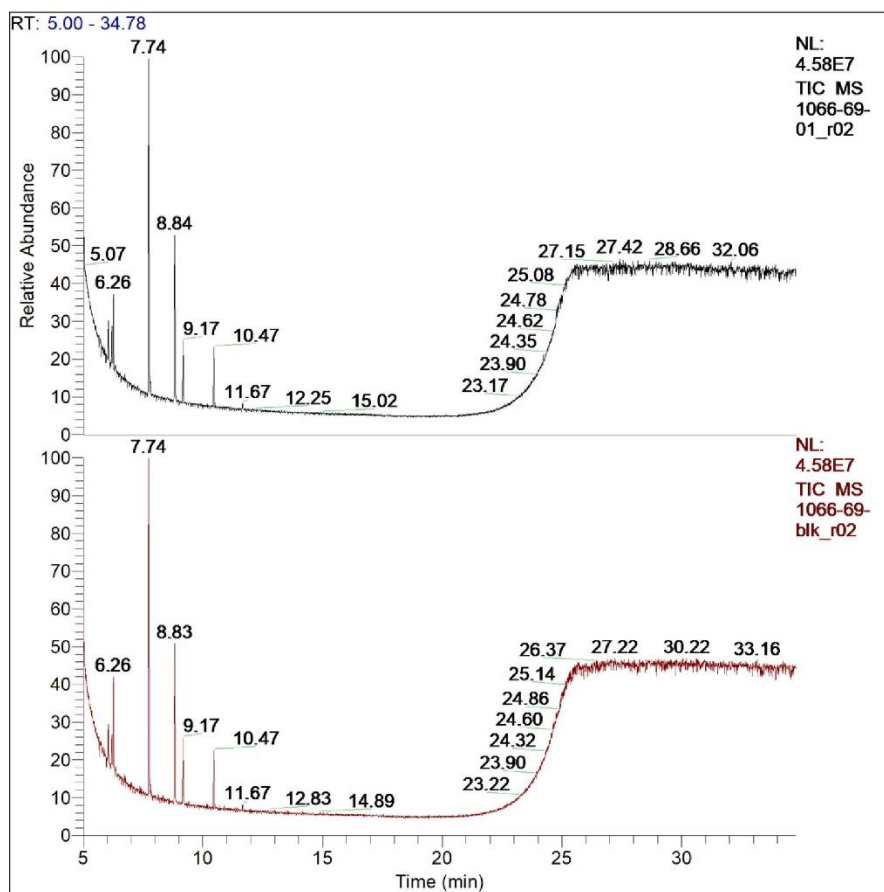
**Gas Chromatography-Mass Spectrometry (GC-MS) Analysis**

Gas chromatography with mass spectrometry (GC-MS) was used to evaluate the PET film sample for semivolatile additives. To prepare the sample for analysis, an approximately 100-mg portion was ultrasonically extracted for 30 minutes in 10 mL of chloroform. A method blank and an external standard containing six deuterated semi-volatile compounds were also prepared. The sample, blank, and external standard were injected according to the method described in Table 2. Figure 2 shows a comparison of the chromatograms of the sample and the method blank. No peaks were found in the sample that were not also present in the blank at similar levels. It is reasonable to expect this method to detect semi-volatile compounds at approximately 100 µg/g, if not lower, depending upon the compound.

**Table 2.** GC-MS Instrument Parameters.

Gas Chromatography Method Parameters	
Instrument and description:	Thermo Trace GC Ultra, Thermo DSQ II Mass Spectrometer
Column stationary phase and dimensions:	Phenomenex Zebron ZB-5 with guardian 30 m +10 m guard x 0.25 mm x 0.25 $\mu$ m
Carrier gas and flow rate:	Helium at 1.3 mL/min
Injection port temperature:	40°C
Injection mode:	PTV Splitless
Injection volume:	1 $\mu$ L
Column oven program:	Initial: 40°C, hold 3 minutes Ramp 1: 10.0°C/min to 165°C Ramp 2: 20.0°C/min to 350°C, hold 10 minutes
Detector used:	DSQ II Mass Spectrometer
MS scan mode and scan range:	Full Scan; 30-650 Mass range





**Figure 2.** TIC chromatogram comparisons of Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01, top) and the method blank (bottom).

### Liquid Chromatography Mass Spectrometry (LC-MS)

A semi-quantitative analysis for non-volatile and semi-volatile components was performed utilizing liquid chromatography with mass spectrometry (LC-MS). To prepare the sample for analysis, a 100-mg portion of the sample was dissolved in 5 mL of 1,1,1,3,3,3-hexafluoroisopropanol (HFIP). The resulting solution was cloudy. A 5-mL portion of chloroform was added, followed by a 20-mL portion of methanol. The resulting solution was homogeneous after mixing, with a chunky white precipitate. The solution was centrifuged, and the supernatant was diluted 1:5 using methanol; a method blank solution was prepared in the same manner. The extractables and leachables (E&L) standard from Waters® was selected to evaluate the mass accuracy during analysis. Additionally, an analytical evaluation threshold (AET) standard was prepared containing 1,3,5-tris(2,2-dimethylpropionylamino) benzene (Irgaclear XT 386) at 16 ng/mL, to establish a lower reporting threshold.

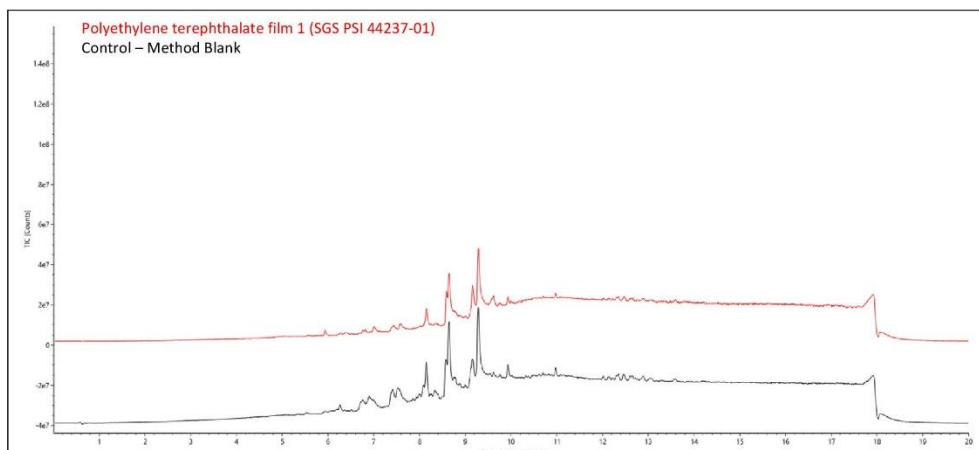
The E&L standard, AET, method blank, and sample preparation were analyzed via LC-MS utilizing positive-polarity electrospray (ESI+) and negative-polarity electrospray (ESI-) ionization methods using the custom LC-MS method detailed in Table 3. Figures 3 and 4 show comparisons of the total ion current (TIC) chromatograms from the ESI+ and ESI- analyses, respectively. Detected components in the sample preparation at or above the response of the Irgaclear XT 386 from the AET analysis, and which were unique in comparison to the method blank, were reported. This reporting threshold is equivalent to approximately 20 µg/g in-sample concentration or 0.002%.

Components were searched against a scientific library containing the chemical structures and elemental compositions of approximately 1,277 different polymer additives and other relevant chemical compounds. Component identification was based on agreement of experimentally observed accurate mass, isotope pattern, and fragmentation data with the values predicted for the structures in the library. Component identification was based solely on the accurate mass, isotope pattern, and fragmentation data and was not confirmed via comparison of retention times with authentic standards. Tables 4 and 5 present the reported components from ESI+ and ESI-, respectively. One component, proanthocyanidin A1 (or structural isomer), was observed in the ESI+ analysis. While not part of the original search library, component elucidation through observed adducts, neutral mass comparison, and fragmentation results provide confidence in the molecular formula with possible variance in the structure.

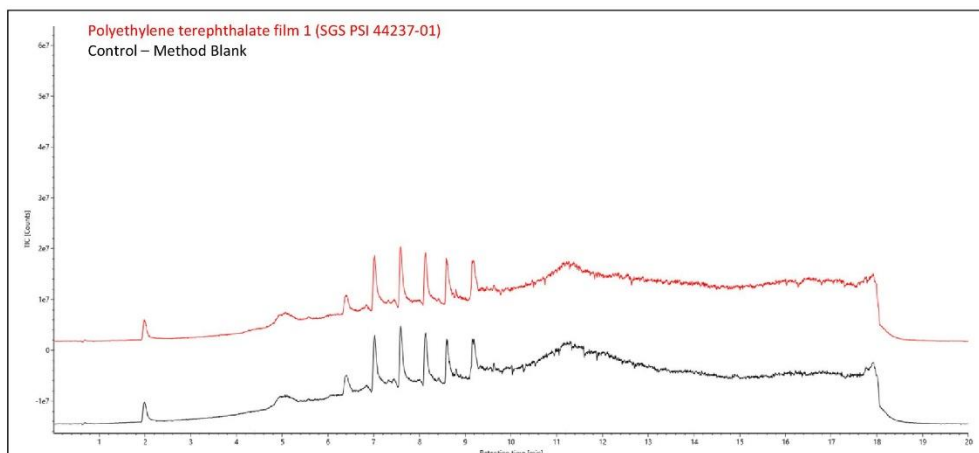
An additional methodology utilizing an extraction was performed as well. The extraction was performed using a 100-mg portion of the sample in 10 mL of chloroform and diluted 1:20 with methanol. A method blank was also prepared concurrently. ESI+ and ESI- analysis were both performed using the parameters specified in Table 3. No reportable peaks were observed which were unique in comparison to the method blank and above the AET threshold, in either the ESI+ or ESI- analyses.

**Table 3.** Custom ESI Method Parameters for the LC-MS Analysis.

Parameter	Value	
Instrument:	Waters Xevo G2-XS Q-TOF with Acquity I-Class UPLC	
Column:	Cortecs C8 1.6 $\mu$ m, 2.1mm x 100mm	
Mobile Phase A:	0.1% Formic Acid in Water	
Mobile Phase B:	0.1% Formic Acid in Methanol	
Flow Rate:	0.3 mL/min	
Gradient Program:	Time (min)	MP B (%)
	0.00	40.0
	10.00	99.0
	17.00	99.0
	17.01	40.0
	20.00	40.0
Column Temperature:	60°C	
Ionization:	ESI+, ESI-	
Injection Volume:	1.0 $\mu$ L	
Mass Range:	50 Da to 2,000 Da	
Scan Time:	0.1 s	
Acquisition Mode:	MS <sup>e</sup>	
Cone Voltage:	40 V	
Capillary Voltage:	2.5 kV	
Source Temperature:	150 °C	
Desolvation Temperature:	400 °C	
Cone Gas Flow:	50 L/hr	
Desolvation Gas Flow:	800 L/hr	
Lock Mass Reference Standard:	Leucine Enkephalin	
Low energy scan collision energy:	6.0 eV	
High energy scan collision energy:	20.0-45.0 eV	



**Figure 3.** Overlay of the of the LC-MS ESI+ total ion current (TIC) chromatograms of Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01) and the method blank.



**Figure 4.** Overlay of the of the LC-MS ESI- total ion current (TIC) chromatograms of Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01) and the method blank.

**Table 4.** Sample-Unique Components Detected in the ESI+ LC-MS Analysis of the Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01) Sample.

Observed Retention Time (min)	Component name	Observed m/z	Predicted neutral mass (Da)	Observed Adducts	Mass error (mDa)	Response	Estimated Concentration (µg/g In-Sample)
5.94	Proanthocyanidin A1 (or structural isomer)	577.1334	576.1268	+H, +K, +Na, +NH4	-0.6	666,229	216

**Table 5.** Sample-Unique Components Detected in the ESI- LC-MS Analysis of the Polyethylene terephthalate film 1 (SGS PSI 44237-01) Sample.

Observed Retention Time (min)	Component name	Observed m/z	Predicted neutral mass (Da)	Observed Adducts	Mass error (mDa)	Response	Estimated Concentration (µg/g In-Sample)
No components detected above AET threshold							

### Conclusions

A PET film sample was evaluated NMR and GC-MS. The NMR spectrum was consistent with PET polymer with approximately 1% of the diol portion modified to diethylene glycol. No evidence of inclusion of isophthalic acid was observed. GC-MS of a chloroform extract of the sample did not indicate the presence of any semivolatile additives. A single compound was detected by LC-MS, which was proanthocyanidin A1 or a structural isomer.

---

+ Denotes a test performed according to a test method listed on the SGS PSI ISO 17025 Scope of Accreditation.  
Unless otherwise denoted, the test performed is not listed on the SGS PSI ISO 17025 Scope of Accreditation.

---

With issuance of Report ID 66020, appropriate electronic signatures have been applied through our 21 CFR Part 11 compliant Electronic Document Management System as follows:

Jennifer E. Brooks, Ph.D., Project Management Manager Approved on 9/27/2023 3:05:57 PM

## ANNEXE D Supplementary Data, ARTICLE

### Assessing the sustainability and safety of Polyethylene Terephthalate (PET) liners for Lead Service Lines (LSL) Upgrades

Amélie Surmont<sup>a\*</sup>, Laura Rowenczyk<sup>a</sup>, Ivan Viveros Santos<sup>b</sup>, Fatemeh Hatam<sup>a</sup>, Anne-Marie Boulay<sup>b</sup> and Michèle Prévost<sup>a</sup>

*\* Corresponding author: amelie.surmont@polymtl.ca (A. Surmont)*

*<sup>a</sup> Industrial Chair in Drinking Water, Department of Civil Engineering, Polytechnique Montreal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada*

*<sup>b</sup> International Reference Center for Life Cycle Assessment and Sustainable Transition (CIRAIG), Polytechnique Montreal, Montreal, QC H3C 3A7, Canada*

#### Supporting Information

##### SI. D1 Quality Assurance/Quality Control

Precautions were taken to avoid cross-contamination with plastic additives and other plastic-related chemicals in pilot and laboratory equipment and consumables. Pure cotton lab coats were used to avoid potential contamination associated with polyester (PET) or other plastic fiber lab coats. Nitrile gloves were always used to manipulate the samples. All plastic laboratory containers were avoided wherever possible, and only glassware (bottles, vials, tubes) was used during experiments. When not protected from external contamination with caps or aluminum foil, clean glassware, bottles containing aging waters and rinsed PET liner coupons were always handled under a vertical laminar flow hood. Similarly, the preparation of vials and tubes for the aging experiment and sampling for analysis, were always carried out under a vertical laminar flow hood. Disposable graduated pipettes and plastic pipette tips used for sampling were taken directly from their plastic bags, visually inspected, and used only once, to avoid using plastic materials for long periods. Atmospheric blanks for laboratory experiments were performed to attest to the controllability of external contamination as well as organic and metallic leaching of glassware. Also, pilots were fully built in copper and brass. For sealing the copper pipes, Teflon tape was avoided in favor of plumbing flax. For waterproofing the pilot yellow and pink Teflon tape was used as it is easy not to mistaken with PET in terms of color and FTIR-ATR spectra. Before every use, the homemade filtration system was sonicated to remove any attached particles. During the laboratory experiments, controls made of Type I water only followed the same ageing process and were analyzed like the sample to evaluate the contamination occurring during the manipulations.

### **SI. D2 Protocol to assess the composition of the PET liner studied**

The additive/polymer ratio in the PET liner was evaluated using a thermogravimetric analyzer TGA Q500 (TA Instruments, DE, USA). 2–5 mg of a sample were placed in a platinum pan (100  $\mu$ L) and burned at a temperature ramp of 20°C/min, first under a nitrogen flow up to 600°C and then under an oxygen flow up to 800°C to pyrolyze the residue. This procedure was repeated on 3 samples. The mass loss curves were normalized and analyzed using TRIOS Software (version 5.0.0.44608, TA Instruments). Inorganic additives formulated in PET liners were identified after TGA analysis without pyrolysis of the residue. This was analyzed in triplicates by a JSM-7600F MEB-EDX (JEOL Ltd, Tokyo, Japan) coupled to an energy-dispersive X-ray spectrometer (Tmax, Oxford Instruments, UK). Spot analyses and mapping were carried out to identify the relative abundance of elements. The composition of the organic fraction of the PET liner was conducted by SGS Canada Inc. (Mississauga, Ontario, Canada) using liquid and gas chromatography coupled with mass spectrometry and proton nuclear magnetic resonance spectroscopy.

### **SI. D3 Coupons preparation**

The PET liner followed the same preparation as that applied for NSF61 certification. The liner was first thermoformed onto PEX pipe (Internal diameter = 2-inch; length = 60 cm), rinsed and then extracted from the PEX pipe. The liner was then cut into coupons measuring approximately 1cm\*5cm along the length of the pipe. Coupons were identified, weighed, photographed and their dimensions precisely measured. The surface area of the coupons was determined automatically from photos of the coupons analyzed with ImageJ software. The average thickness of the coupons was determined on 80 randomly selected coupons with a caliper. Coupons were then rinsed with Type I water on both sides for 5 seconds and dried in a vertical laminar flow hood.

### **SI. D4 Aging waters preparation protocols**

The laboratory and pilot buffer solutions at pH = 6.5 or 8 were prepared from two 500 mL stock buffer solutions with a ionic strength of 200 mM obtained by successively adding 2.8248 g or 4.6504 g of anhydrous Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> to 200 mL of Type I water, then exactly 5.4247 g or 0.3048 g of anhydrous KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, under agitation. The volume was then adjusted to 500 mL in a volumetric flask with Type I water. The stock solutions were then diluted 10-fold with Type I water to obtain the targeted ionic strength of 20 mM, chosen to mimic tap water. The pH of the resulting solutions was monitored and adjusted as necessary with HCl or NaOH (0.1/1 M). All laboratory and pilot aging



waters were autoclaved at 120°C for 20 min to eliminate any risk of bacterial growth. Chlorine was added from a NaOCl stock solution to buffers to achieve a concentration of 25 mgCl<sub>2</sub>/L.

#### **SI. D5 Pilot operation conditions**

Before the test phase, the pilot was purged with tap water for 15 minutes and then, for 15 minutes with filtered tap water on 28 µm through a home-designed filtration system (**Figure D.3**). The pilots operated in closed-circuit and filtered tap water circulated for 5 days at 7.6 L/min, maintaining a pressure of 40-30 psi and a temperature of 20±5°C using a glycol cooling system. Between conditions, the pilot underwent a 1-hour rinse with filtered tap water.

#### **SI. D6 PET liners additives identification**

Chemical analysis revealed no isophthalic acid inclusion or presence of semi-volatile additives. The sole presence of a structural isomer or proanthocyanidin A1 was detected (results not shown). C and O were abundant at all analyzed sites. Na, Zn, S, Cu, Pb and Ca were present over the entire surface, with a few sites showing higher concentrations. All are additives commonly formulated in plastics and are present in relatively low concentrations compared to other commercial plastics, making it a relatively clean plastic (INRS, 2019) [1].

#### **SI. D7 FTIR analysis**

For each sample, spectra were acquired in the 4000–600 cm<sup>-1</sup> region using 16 scans and a spectral resolution of 4 cm<sup>-1</sup>. For each aging condition, 3 replicate coupons were analyzed once in the middle of its internal layer. All spectra were pre-processed with a rubberband correction baseline using Orange DATA MINING software (version 3.35.0) and its Spectroscopy add-on (version 0.6.12). To attest chemical modifications, a combined carbonyl (CI) and unsaturated bond (UBI) index (OI) was calculated and defined as the area under the peaks between [1535;1785] cm<sup>-1</sup> representing the C=O and C=C bonds, on the area of a reference peak [2795;3150] cm<sup>-1</sup> representing a methylene peak (Fernandez-Gonzalez et al., 2021) [2].

#### **SI. D8 DSC analysis**

Each coupon was analyzed once with 3-6 mg of the sample placed in an aluminum hermetic pan (DSC Consumables, MN, USA). Under a nitrogen flow (50 mL/min), the samples were first maintained at 20°C for 5 min, then heated to 300°C at a rate of 10°C/min. This final temperature was kept constant for 5 min before being reduced to 20°C at the same rate. This first cycle provides

the crystallinity history and depicts the weathering of the polymer (Ter Halle et al., 2017) [3]. Melting peaks were integrated between 187.5°C and 287.5°C using TRIOS Software (version 5.0.0.44608, TA Instruments) to obtain the melting enthalpy ( $\Delta H_f$ ).

#### **SI. D9 Determination of leached and ingested concentrations**

The ingested metal concentrations considered in calculating impacts on human health were determined for PET liner and copper pipe and compared to a reference scenario of an unreplaced LSL. Lead concentration in the LSL, and therefore at the taps, vary with water stagnation and consumption habits. Therefore, a linear relationship (**Eq. D.1**) between the maximum dissolved lead concentration in the LSL ( $C_{LSL}$ ) and the average (mean) or 90th percentile (high-90%) of lead concentration at the kitchen tap during one week of usage ( $C_{ING}$ ) was established employing hydraulic and water quality modeling. For this purpose, a simple domestic water supply system was selected, utilizing the integration of EPANET (Rossman, 1994) [4] with the stochastic water demand model SIMDEUM®, as described in Hatam et al. (2023) [5]. This combined model considers house plumbing, water quality of the partner utility, consumption habits, and lead dissolution kinetics.

$$C_{ING} = F * C_{LSL} \quad (\text{Eq. D. 1})$$

Mean and high-90% were determined for each LSL length: with mean representing average consumers, and high-90%, highly exposed consumers (90<sup>th</sup> percentile). They were based on modeling 2.8 m and 14 m LSL (diameter 25.6 mm) with respective maximum lead concentrations of 84.21 µg/L and 94.20 µg/L in the LSL and a daily water demand of 184.5 LCD. The same factors, mean and high-90%, were considered for all metal studied (copper, titanium, zinc). Copper concentration leached from the copper pipe was set at 1000 µg/L (Doré et al., 2019) [6]. Titanium, zinc, and lead leached concentrations from the PET liner were extracted from the leaching data at 20°C of this current study normalized by PET coupon surface area and experimental water volume (0.03 L). Maximum concentrations obtained with each water type over three months were averaged to represent municipal tap water. This concentration, assumed to occur after one night's stagnation, is multiplied by the liner's internal surface area and water volume ( $S/V = 3149.96 \text{ cm}^2/\text{L}$ ), independent of LSL length. We suppose that the metal concentration calculated in the LSL remains constant over 50 years. For all scenarios considered, mean and high-90% were then used to determine the metal concentration at the tap from the concentration in the service line for the three

lengths considered. Metal quantity ingested over the 50 years of use corresponding to the metal exposure ( $E_c$  [kg<sub>intake</sub>]) was quantified as follows in **Eq. D.2**:

$$E_c = C_{ING} * V_{ingested} * 365 [days] * 50 [years] \quad (\text{Eq. D. 2})$$

With :  $V_{ingested} = 1.242 \text{ LCD}$  (Phillips et al., 2021) [7].

#### **SI. D10 Human health characterization factors determination**

Toxicity impacts arising from metal leaching during the use phase were calculated based on the exposure to chemicals ( $E_c$  [kg<sub>intake</sub>]) and characterization factors to quantify direct exposure to those chemicals (CF). CF to assess human toxicity account for fate, exposure and effect mechanisms. In the case of the use phase, EF [cases/kg<sub>intake</sub>] align with a direct exposure of chemicals [kg<sub>intake</sub>]. Hence, in this study, EF is equal to CF for assessing the impacts of chemicals present in drinking water. The USEtox model, a consensus multimedia model by UNEP/SETAC designed for characterizing the (eco)toxicological impacts of chemicals in LCA (Fantke et al., 2017) [8], was employed to derive EF for the direct exposure to chemicals. Furthermore, the severity factors from USEtox were used to convert cancer [11.5 DALY/case] and non-cancer cases [2.7 DALY/non-cancer cases] to endpoint level. **Figure C.5** contains the EF that were derived from USEtox.

#### **SI. D11 LCA endpoint indicators**

HH covered cancer and non-cancer human toxicity, particulate matter formation, photochemical oxidant formation, ozone depletion, ionizing radiation, and water availability. EQ included freshwater ecotoxicity, freshwater acidification, marine acidification, terrestrial acidification, freshwater eutrophication, marine eutrophication, ionizing radiation, land transformation, land occupation, and water availability (Bulle et al., 2019) [9]. Contributions from CC and WS were excluded from HH and EQ to avoid double counting.

## Supporting figures

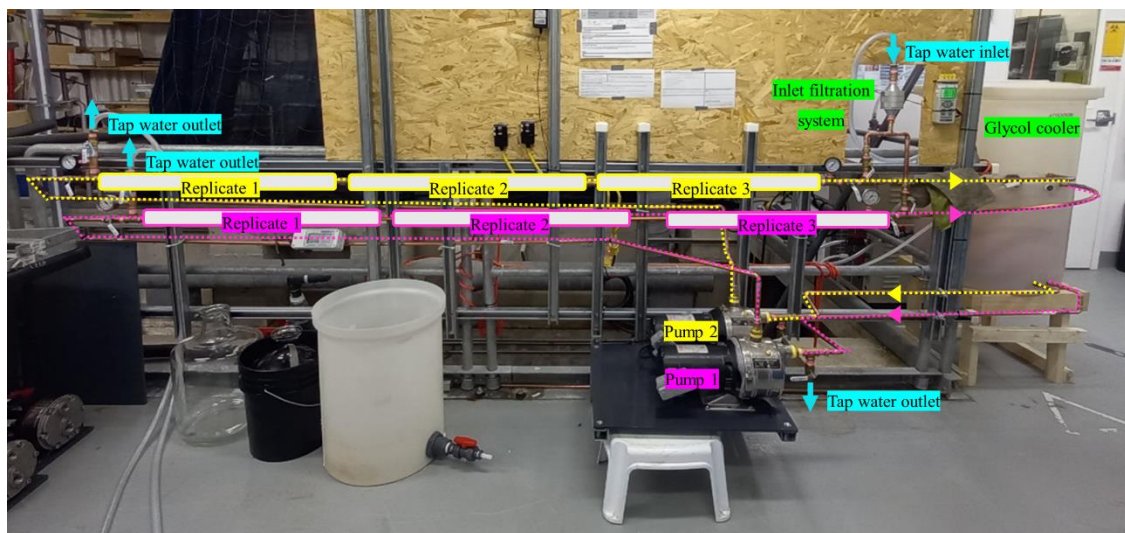


Figure D.1 Photo of the two independent pilots operating in parallel.

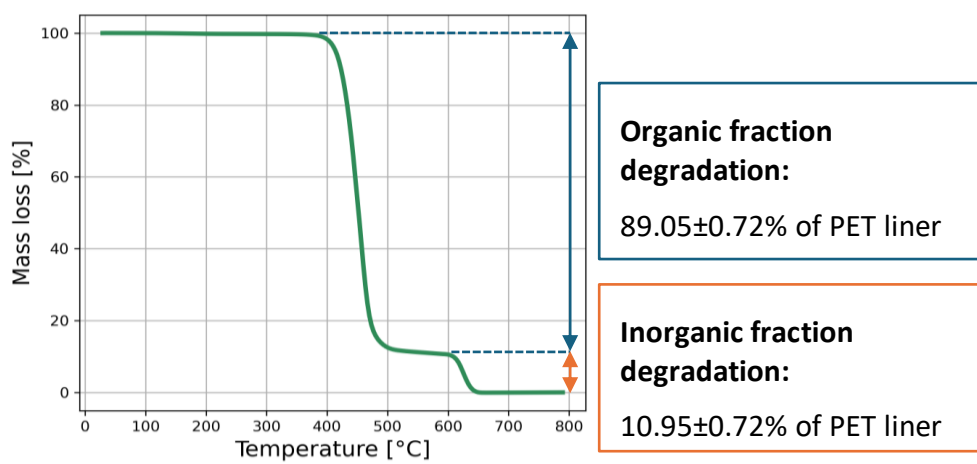


Figure D.2 Polymer/Additives ratio. PET liner thermogram averaged on 3 unused PET liner samples. From 0 to 600°C organic degradation occurs followed by inorganic degradation above 600°C.

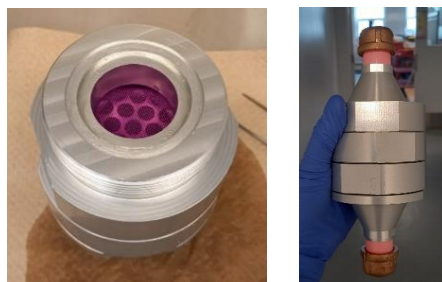


Figure D.3 Photo of the home-made filtration system containing two nylon filters cut from 300 and 28 µm mesh nylon film and dyed with Jacquart iDye Poly Pink (Karakolis et al., 2019) [10] and 304 stainless steel filters as support for the nylon filters.

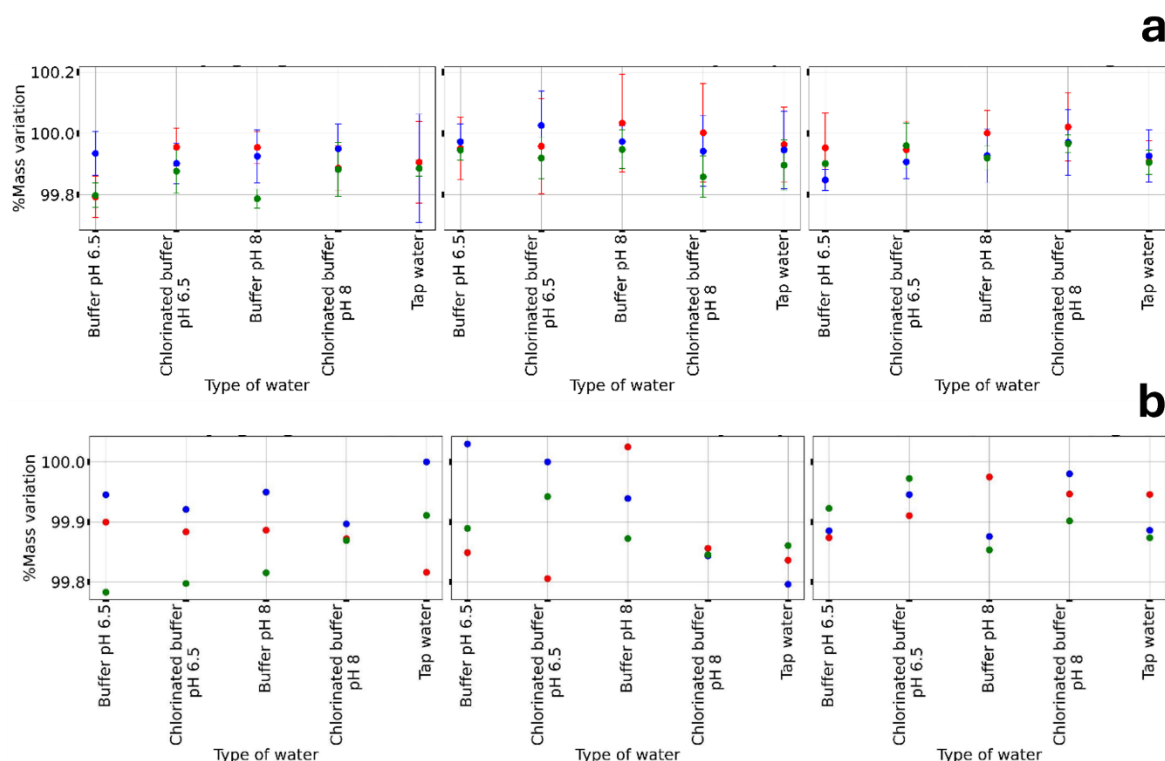


Figure D.4 Mass variations monitoring of the quadruplicates of coupons aged under the same conditions (a) and one dried coupon replicate (b) at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Mass variation after 4 (red), 8 (blue) and 12 (green) weeks of ageing are displayed.

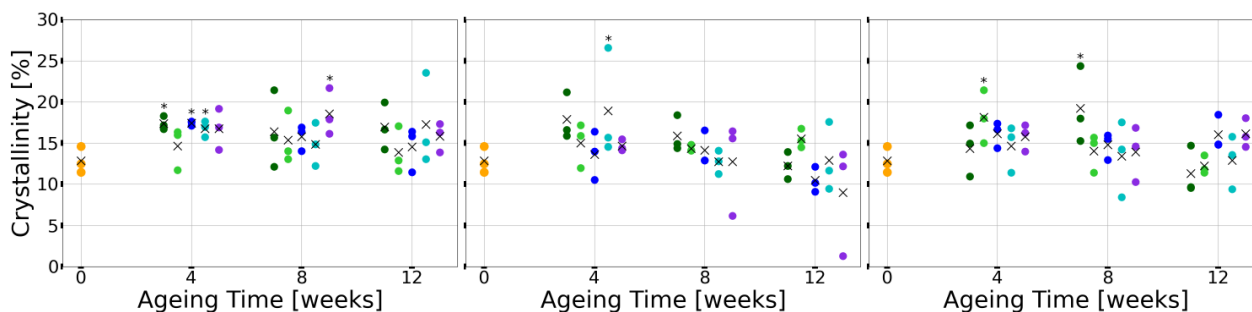


Figure D.5 Aging time against crystallinity of unaged (n=3) and aged PET (n=3) liner after 4, 8 and 12 weeks of ageing at 20°C (left), 20°C and 2 freeze-thaw cycles per month (center) and 40°C (right). Legend: Triplicates of unaged (orange), and static aged coupons/lined pipe in contact with buffer solution at pH 6.5 unchlorinated (dark green) and chlorinated (light green) and at pH 8 unchlorinated (dark blue) and chlorinated (light blue) and tap water (violet).

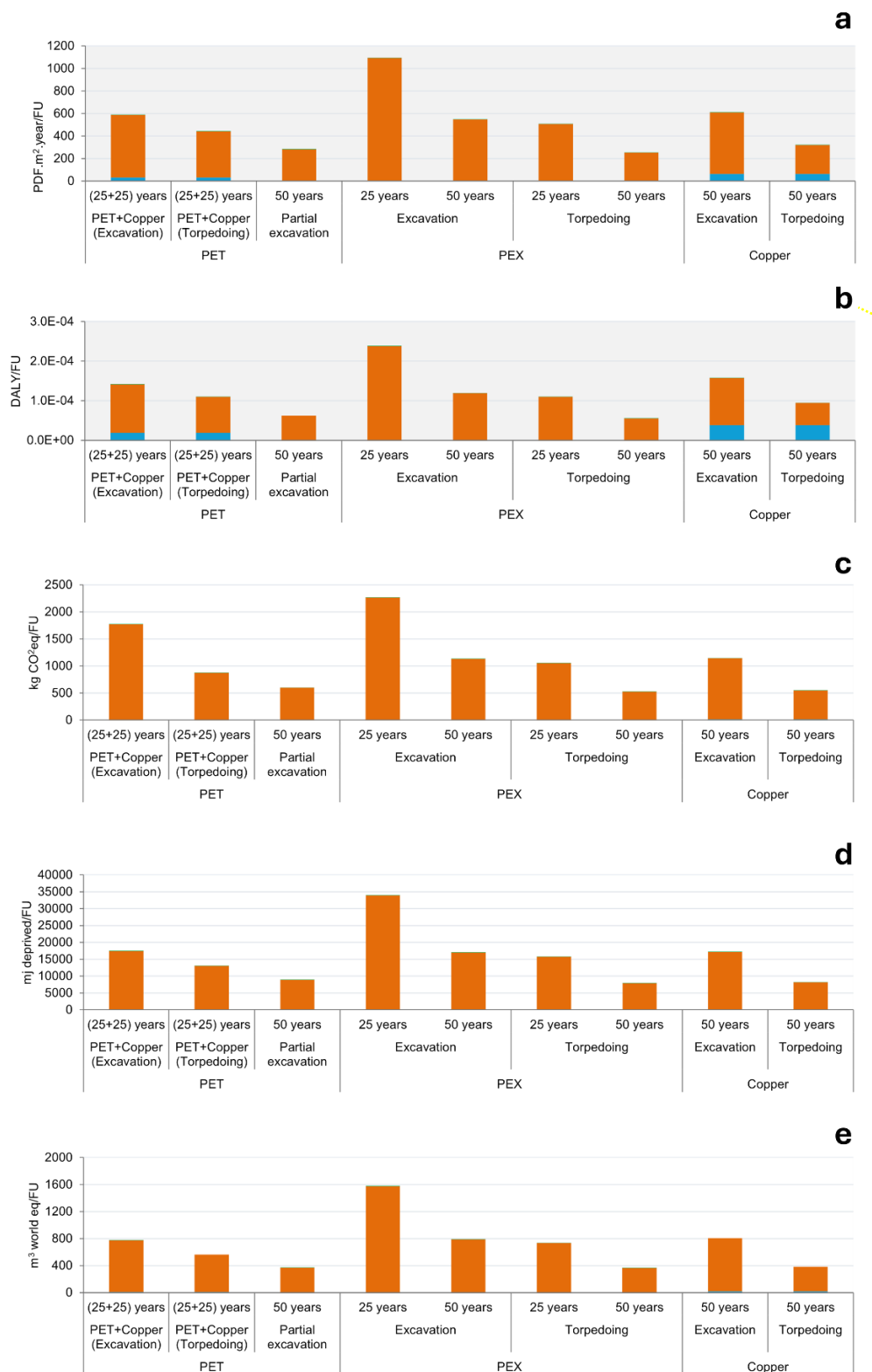


Figure D.6 Sensitivity analysis on service life of plastic technologies varying between 25 and 50 years for the protection areas: EQ (a) and HH (b) and the impact categories: CC (short-term) (c), FNEU (d) and WS (e). Legend: The production (blue), installation (orange), and end of life (green) for the 3 LSL upgrade scenarios.

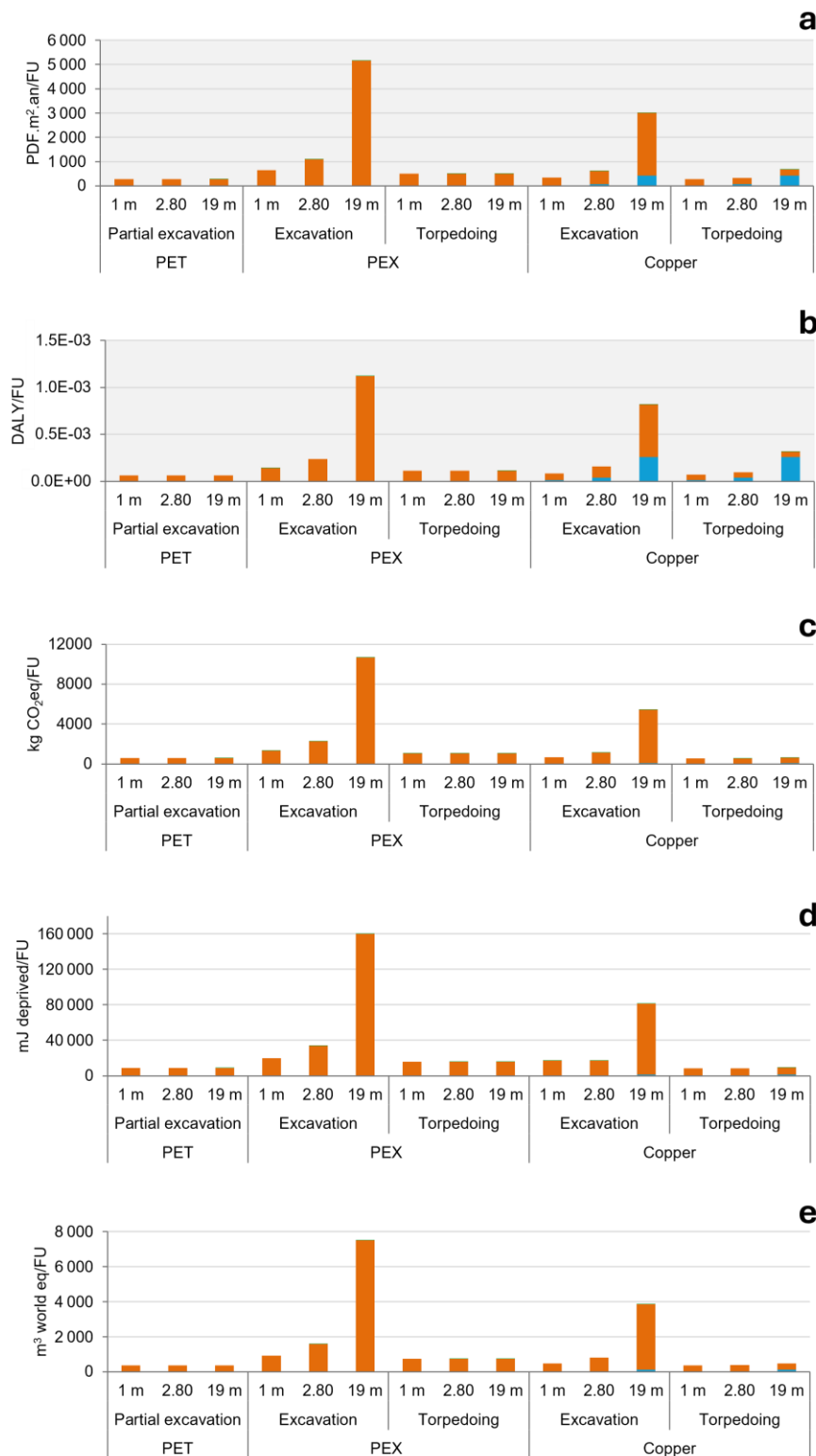


Figure D.7 Sensitivity analysis on LSL length varying between 1 and 19 m for the protection areas: EQ (a) and HH (b) and the impact categories: CC (short-term) (c), FNEU (d) and WS (e). Legend: The production (blue), installation (orange), and end of life (green). Life span of 25 years (PEX pipe) and 50 years (PET liner and copper pipe).

## Supporting tables

Tableau D.1 Chlorine decay monitoring during laboratory aging experiment.

			t=S0	t=S4	t=S8	t=S12
<b>Chlorinated solution pH 6.5</b>	<b>buffer</b>	20°C	23.7	19.5	18.8	18.6
		20°C+2FT/month	23.7	3.9	1.1	0.0
		40°C	23.7	15.8	12.5	1.1
<b>Chlorinated solution pH 8</b>	<b>buffer</b>	20°C	23.8	18.5	17.7	20.5
		20°C+2FT/month	23.8	8.5	4.8	1.0
		40°C	23.8	16.9	11.5	2.7
<b>Tap water</b>		20°C	0.03	0.1	0.0	0.0
		20°C+2FT/month	0.03	0.2	0.0	0.0
		40°C	0.03	0.1	0.0	0.0

Tableau D.2 Chlorine decay monitoring during pilot static aging experiment.

			t=S0	t=S8	t=S12
<b>Chlorinated solution pH 8</b>	<b>buffer</b>	20°C	23.7	5.9	2.6
		20°C+2FT/month	22.3	0.0	0.0
		40°C	22.3	0.0	0.0



Tableau D.3 Metals concentration at the tap and ingested over 50 years for lead and copper pipe and the PET liner.

Scenarios	LSL Length	Mean		High-90%	
		Concentration at the tap	Quantity ingested	Concentration at the tap	Quantity ingested
		[µg/L]	[kg/50years]	[µg/L]	[kg/50years]
Lead service line					
	1	4.63E-01	1.05E-05	2.48E+00	5.61E-05
	2.8	1.30E+00	2.94E-05	4.37E+00	9.91E-05
	19	8.80E+00	1.99E-04	2.14E+01	4.86E-04
Copper service line					
	1	5.50E-00	1.25E-04	2.94E+01	6.66E-04
	2.8	1.54E+01	3.49E-04	5.19E+01	1.18E-03
	19	1.05E+02	2.37E-03	2.54E+02	5.77E-03
PET liner					
Titanium	1	6.16E-02	1.40E-06	3.29E-01	7.46E-06
	2.8	1.72E-01	3.91E-06	5.81E-01	1.32E-05
	19	1.17E+00	2.65E-05	2.85E+00	6.46E-05
Zinc	1	5.82E-01	1.32E-05	3.11E+00	7.05E-05
	2.8	1.63E+00	3.69E-05	5.49E+00	1.24E-04
	19	1.11E+01	2.51E-04	2.69E+01	6.10E-04
Lead	1	2.98E-02	6.77E-07	1.60E-01	3.62E-06
	2.8	8.36E-02	1.89E-06	2.82E-01	6.38E-06
	19	5.67E-01	1.29E-05	1.38E+00	3.13E-05

Tableau D.4 Mean and maximum leached concentrations of titanium, zinc and lead in µg/L over 4, 8 and 12 weeks of ageing depending on water type and thermal conditions.

**Leached concentrations [µg/L]<sup>1</sup>**

Ageing Water	Conditions	Total number of replicate	Titanium		Zinc		Lead	
			Mean <sup>2</sup>	Max <sup>3</sup>	Mean <sup>2</sup>	Max <sup>3</sup>	Mean <sup>2</sup>	Max <sup>3</sup>
Buffer solution pH 6.5	20°C	n=9	1.57	1.90	7.39	11.69	0.30	0.44
	20°C+FTC	n=9	*	*	10.60	19.37	0.37	0.68
	40°C	n=9	1.18	1.74	10.19	11.94	0.32	0.74
Chlorinated buffer solution pH 6.5	20°C	n=9	0.72	0.82	6.96	12.28	*	*
	20°C+FTC	n=9	*	*	6.37	16.09	*	0.39
	40°C	n=9	1.58	2.01	4.13	5.78	*	*
Buffer solution pH 8	20°C	n=9	0.55	0.77	4.90	12.64	0.92	1.11
	20°C+FTC	n=8	*	*	2.26	4.82	1.04	1.95
	40°C	n=9	2.82	3.75	2.05	5.71	0.83	1.01
Chlorinated buffer solution pH 8	20°C	n=9	1.32	1.58	5.88	12.32	0.63	1.00
	20°C+FTC	n=7	*	*	5.32	7.57	1.36	1.87
	40°C	n=9	4.36	9.57	4.74	5.64	0.65	0.98
Atmospheric blank (Type I)	20°C	n=9	0.01	0.02	0.69	3.18	0.05	0.15
	20°C+FTC	n=8	0.08	0.11	0.98	2.45	0.30	0.44
	40°C	n=9	≈0	≈0	0.06	0.28	≈0	0.01

<sup>1</sup> Leached concentrations are obtained by subtracting pre-aging water averages (n=6) from post-aging water averages of replicate (n=2; 3).

<sup>2</sup> Mean concentrations are calculated by averaging the replicate values leached at 4, 8 and 12 weeks (n=7; 8; 9).

<sup>3</sup> Maximum concentrations are replicate averages (n=2; 3) of highest leaching after 4, 8, or 12 weeks.

\* No leaching or negative values due to precipitation (Pb) or no apparent leaching (Ti).

*Note: Metal release is attributable to the PET liner and not to the glassware or experimental setup, as atmospheric controls without coupons subjected to the same aging process leached a maximum of 0.11 µgTi/L, 3.18 µgZn/L, and 0.44 µgPb/L.*

Tableau D.5 Metal exposure (characterization) factors.

Element	EF <sub>ing,noncanc</sub> [DALY/kg <sub>intake</sub> ]	EF <sub>ing,canc</sub> [DALY/kg <sub>intake</sub> ]	Reference
<b>Pb (II)</b>	2.33E+01	2.83E-01	USEtox*
<b>Zn (II)</b>	9.22E-02	0.00E+00	USEtox*
<b>Cu (II)</b>	2.47E-02	0.00E+00	USEtox*
<b>Ti (II)</b>	0.00E+00	0.00E+00	REACH

Notes: \*USEtox : (Fantke et al., 2017) [8]

### Supporting References

[1] INRS 2019 Les additifs, Montréal, Qc.

[2] Fernandez-Gonzalez, V., Andrade-Garda, J.M., Lopez-Mahia, P. and Muniategui-Lorenzo, S. 2021. Impact of weathering on the chemical identification of microplastics from usual packaging polymers in the marine environment. Anal. Chim. Acta 1142, 179-188.

[3] Ter Halle, A., Ladirat, L., Martignac, M., Mingotaud, A.F., Boyron, O. and Perez, E. 2017. To what extent are microplastics from the open ocean weathered? Environ Pollut 227, 167-174.

[4] Rossman, L.A. 1994 EPANET users manual (Version 1.1), p. 122, Risk Reduction. Engineering Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.

[5] Hatam, F., Blokker, M., Doré, E. and Prévost, M. 2023. Reduction in water consumption in premise plumbing systems: Impacts on lead concentration under different water qualities. Sci. Total Environ. 879, 162975.

[6] Doré, E., Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S. and Prévost, M. 2019. Study of the long-term impacts of treatments on lead release from full and partially replaced harvested lead service lines. Water Res. 149, 566-577.

- [7] Phillips, R., Whelton, A.J. and Eckelman, M.J. 2021. Incorporating use phase chemical leaching and water quality testing for life cycle toxicity assessment of cross-linked polyethylene (PEX) piping. *Sci. Total Environ.* 782.
- [8] Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., Van de Meent, D. and Van Zelm, R. 2017. USEtox® 2.0 Documentation (Version 1.1). UNEP/SETAC scientific consensus model.
- [9] Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R.K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P. and Jolliet, O. 2019. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 24(9), 1653-1674.
- [10] Karakolis, E.G., Nguyen, B., You, J.B., Rochman, C.M. and Sinton, D. 2019. Fluorescent Dyes for Visualizing Microplastic Particles and Fibers in Laboratory-Based Studies. *Environmental Science & Technology Letters* 6(6), 334-340.

## ANNEXE E CONCENTRATIONS EN MÉTAUX DES EXPÉRIENCES DE REMPLISSAGE/VIDANGE

Tableau E.1 Concentrations en métaux mesurées (moyenne-Moy et écart-types-ET) lors des expériences de remplissage/vidange.

Métaux	Conditions	Al [µg/L]		Ti [µg/L]		Cr [µg/L]		Fe [µg/L]		Cu [µg/L]		Zn [µg/L]	
		Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET
Solution Tampon pH 8	20°C	13,10	1,40	1,90	0,70	1,20	0,40	17,20	7,10	134,00	33,50	166,20	55,30
	20°C+FTC	33,30	12,70	2,00	0,20	2,10	1,00	92,30	70,10	445,10	369,50	271,20	186,90
	40°C	14,80	0,60	1,40	0,20	1,10	0,50	28,20	20,90	225,00	151,10	200,40	66,30
Solution Tampon chlorée pH 8	20°C	28,10	18,30	1,90	0,30	1,70	0,20	87,40	23,10	173,40	58,80	311,00	108,60
	20°C+FTC	145,10	210,60	1,60	0,20	1,20	0,20	236,30	130,90	466,10	257,70	574,00	151,10
	40°C	32,10	5,80	1,70	0,10	1,30	0,30	158,20	106,50	208,70	89,10	288,90	121,10
Solution Tampon pH 8	20°C	7,30	0,10	0,50	0,00	1,20	0,70	26,70	19,20	191,10	43,60	212,00	29,20
	20°C+FTC	38,20	34,10	0,80	0,10	1,40	0,80	118,20	45,60	341,10	190,10	401,90	140,20
	40°C	12,80	4,00	0,70	0,10	1,40	1,30	49,10	46,20	246,30	72,90	172,40	120,80
Solution Tampon chlorée pH 8	20°C	13,50	3,10	0,90	0,30	1,40	0,10	131,30	56,80	194,30	48,50	452,30	176,20
	20°C+FTC	20,60	4,50	0,70	0,00	1,50	0,50	179,50	30,60	323,40	61,70	880,30	275,90
	40°C	15,00	4,10	0,70	0,20	1,40	0,40	138,60	178,90	214,90	69,10	282,40	94,30
Blanc solution tampon pH 8		36,9	36,90	3,30	1,80	0,50	1,60	1,10	21,60	16,90	7,40	3,60	7,70
Blanc solution tampon chloré pH 8		38,7	38,70	4,30	2,70	0,10	1,90	0,60	15,30	6,80	7,20	2,90	6,40

Tableau E.1 (suite) Concentrations en métaux mesurées (moyenne-Moy et écart-types-ET) lors des expériences de remplissage/vidange.

Métaux	Conditions	Zr [µg/L]		Cd [µg/L]		Sb [µg/L]		Pb [µg/L]	
		Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET	Moy	ET
Solution Tampon pH 8	20°C	0,19	0,06	0,07	0,02	1,98	0,01	11,55	8,83
	20°C+FTC	0,06	0,03	0,06	0,02	33,85	1,30	93,71	68,00
	40°C	< DL	< DL	0,03	0,02	3,77	0,02	91,51	91,78
Solution Tampon chlorée pH 8	20°C	0,11	0,04	0,13	0,01	2,22	0,01	40,71	23,04
	20°C+FTC	0,06	< DL	0,12	0,03	5,78	0,05	132,58	66,74
	40°C	0,10	0,06	0,22	0,14	3,61	0,04	165,72	61,29
Solution Tampon pH 8	20°C	< DL	< DL	0,05	0,01	2,25	0,00	43,73	42,95
	20°C+FTC	< DL	< DL	0,12	0,03	11,60	0,11	165,59	96,80
	40°C	< DL	< DL	0,05	0,02	3,31	0,08	190,57	146,84
Solution Tampon chlorée pH 8	20°C	< DL	< DL	0,15	0,06	4,13	0,22	56,36	13,49
	20°C+FTC	< DL	< DL	0,13	0,02	16,43	0,33	297,52	142,66
	40°C	< DL	< DL	0,08	0,02	4,04	0,02	548,37	803,33
Blanc solution tampon pH 8		0,67	0,34	0,13	0,01	<DL	< DL	0,69	0,20
Blanc solution tampon chloré pH 8		1,21	0,13	0,12	0,01	0,02	< DL	0,43	0,12