

**Titre:** Évaluation de l'impact de l'opération des systèmes de puits à  
colonne permanente sur la qualité géochimique et microbiologique  
des eaux souterraines  
**Title:**

**Auteur:** Mosaab Imed Eddine Ouferroukh  
**Author:**

**Date:** 2025

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

**Référence:** Ouferroukh, M. I. E. (2025). Évaluation de l'impact de l'opération des systèmes de  
puits à colonne permanente sur la qualité géochimique et microbiologique des  
eaux souterraines [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.  
**Citation:** <https://publications.polymtl.ca/63795/>

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

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/63795/>  
**PolyPublie URL:**

**Directeurs de**  
**recherche:** Benoit Courcelles, & Denis Millette  
**Advisors:**

**Programme:** Génie minéral  
**Program:**

**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

**Évaluation de l'impact de l'opération des systèmes de puits à colonne  
permanente sur la qualité géochimique et microbiologique des eaux souterraines**

**MOSAAB IMED EDDINE OUFERROUKH**

Département de génies civil, géologique et des mines

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

Mars 2025



**POLYTECHNIQUE MONTRÉAL**

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

**Évaluation de l'impact de l'opération des systèmes de puits à colonne  
permanente sur la qualité géochimique et microbiologique des eaux souterraines**

présenté par **Mosaab Imed Eddine OUFERROUKH**  
en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*  
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

**Émilie BÉDARD**, présidente

**Benoît COURCELLES**, membre et directeur de recherche

**Denis MILLETTE**, membre et codirecteur de recherche

**Maria PRIETO**, membre

## REMERCIEMENTS

Tout d’abord, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mes directeurs de recherche, Benoit Courcelles et Denis Millette, pour leur engagement et leur accompagnement tout au long de ce projet.

Je remercie Benoit Courcelles pour sa rigueur scientifique, sa disponibilité et son soutien constant. Ses conseils méthodologiques et sa vision claire ont été essentiels à la structuration et à l’avancement de ce travail. Merci pour m’avoir guidé avec patience et persévérance, tout en m’encourageant à repousser mes limites académiques et scientifiques.

Je tiens également à remercier Denis Millette pour son énergie, son enthousiasme et la richesse des discussions que nous avons partagées. Son expertise et sa créativité ont été une source d’inspiration précieuse, de la conception du projet jusqu’aux moments clés de réflexion. Ses anecdotes et ses perspectives pratiques ont enrichi ce travail d’un point de vue unique et formateur.

Je remercie également le professeur Philippe Pasquier, sans qui ce projet n’aurait jamais vu le jour. Merci pour avoir fourni les ressources nécessaires à la réalisation de ces travaux, pour vos conseils avisés et pour votre grande bienveillance.

Je souhaite ensuite adresser mes remerciements les plus chaleureux à mes parents, qui m’ont soutenu avec force tout au long de cette aventure, malgré la distance de 7000 kilomètres qui nous séparait. Merci de m’avoir donné le courage et l’élan nécessaires pour mener ce projet à bien. À mes chères sœurs, à ma famille et à mes amis : votre soutien a été un pilier essentiel pour moi.

Je remercie aussi sincèrement les membres de l’équipe de recherche en géothermie. Ce fut un véritable plaisir de travailler à vos côtés. Merci également à ceux qui m’ont accompagné sur le terrain, stagiaires et étudiants, notamment Gabriel Beaudry, Maxime St-Jean, Mohamed Arbi Ben Aoun, Dorian Hernandez, Laurence Champagne-Péladeau et Saman Malekahmadi.

Un grand merci aux techniciens de Polytechnique Montréal : Zohra Lameiche et Jérôme Leroy, pour leur aide précieuse et leur expertise.

Enfin, je tiens à remercier les partenaires de la chaire, notamment Hydro-Québec, le Ministère de l’Enseignement supérieur du Québec, le CSSMI, le CSSDM, le CSSS, Versa Profiles, Marmott Energy, CanmetENERGY et le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG).

## RÉSUMÉ

Dans le contexte mondial de la réduction des gaz à effet de serre et de la recherche de solutions énergétiques durables, la géothermie, notamment par l'utilisation de puits à colonne permanente, apparaît comme une approche prometteuse pour la décarbonisation des bâtiments. Ces échangeurs de chaleur souterrains sont constitués de forages profonds ouverts dans le roc fracturé, utilisant l'eau souterraine comme fluide caloporteur. Cette eau est pompée, réinjectée dans le même puits sous le niveau dynamique, et sert au chauffage et à la climatisation des bâtiments. En période de pointe, une technique appelée "saignée" peut être mise en œuvre pour dévier une partie de l'eau pompée vers un puits d'injection, stimulant ainsi l'écoulement et optimisant l'efficacité énergétique ainsi que l'utilisation des ressources en eau et température.

Cependant, l'usage de l'eau souterraine comme fluide caloporteur, tout comme dans les systèmes en boucle ouverte, soulève des préoccupations importantes. L'exploitation de cette ressource peut altérer sa qualité géochimique et microbiologique. Les variations de température, de pression et d'oxygénation lors du fonctionnement des puits à colonne permanente peuvent modifier la composition chimique de l'eau et des communautés microbiennes, ce qui peut entraîner des défis opérationnels et environnementaux, tels que le colmatage des puits, la corrosion ou l'apparition de pathogènes.

L'objectif principal de ce mémoire est d'évaluer l'impact des échangeurs de chaleur à puits à colonne permanente sur la qualité géochimique et microbiologique de l'eau souterraine. Pour atteindre cet objectif, un système composé de cinq puits à colonne permanente, utilisé pour le chauffage et la climatisation d'une école primaire à Mirabel, Québec, a été étudié sur une période de deux ans. L'échantillonnage a consisté à prélever l'eau souterraine directement dans les puits à colonne permanente afin de refléter la qualité de l'eau en entrée du système, ainsi que dans un réseau de puits d'observation aménagé en aval (comprenant sept puits, dont trois ont été échantillonnés).

Un échantillonnage à faible débit et faible rabattement a été réalisé environ tous les trois mois, en fonction des conditions météorologiques, pour mesurer in situ des paramètres physico-chimiques tels que le pH, la température et la conductivité spécifique. Des échantillons ont été collectés pour des analyses chimiques et microbiologiques avancées. Ces analyses comprenaient une large gamme de paramètres et ont utilisé des techniques de pointe, notamment le séquençage de nouvelle génération. Cette méthode, basée sur les séquences du gène 16S rRNA, a permis d'identifier une grande diversité de bactéries et d'archées dans les échantillons.

Les analyses ont montré que la chimie de l'eau souterraine est restée stable, sans changements significatifs après les opérations de pompage, de réinjection et de passage à travers le système. Des événements épisodiques, tels qu'un problème technique entraînant une infiltration d'oxygène ou une recharge des eaux souterraines causée par des précipitations importantes, ont provoqué des variations temporaires. Malgré ces perturbations, la géochimie des eaux souterraines a démontré une résilience notable.

Le risque de biocorrosion, d'encrassement biologique et de colmatage a été jugé faible. Les bactéries oxydantes du fer ont été détectées à des concentrations faibles ( $< 10^5$  CFU/100 mL). Les groupes pathogènes, tels que les bactéries atypiques et les coliformes totaux, sont demeurés en dessous des normes environnementales pour l'eau potable durant toute la période d'échantillonnage, tandis que les bactéries *E. coli* étaient absentes. De plus, les niveaux de fer ferreux, de manganèse dissous, ainsi que les concentrations de silicate, de chlorure et de sulfate, sont restés stables. Les conditions rédox n'ont pas significativement varié, minimisant le risque de précipitations solides.

Finalement, cette étude montre que l'utilisation de puits à colonne permanente pour des systèmes géothermiques de chauffage et de climatisation n'entraîne pas de perturbations significatives des conditions géochimiques et microbiologiques des eaux souterraines. Les résultats soulignent la stabilité et la résilience de ces systèmes, renforçant leur pertinence comme solution durable pour la décarbonisation des bâtiments.

## ABSTRACT

In the global context of reducing greenhouse gas emissions and seeking sustainable energy solutions, geothermal energy, particularly through the use of standing-column-wells, emerges as a promising approach for building decarbonization. These underground heat exchangers consist of deep open boreholes in fractured rock, utilizing groundwater as a heat-transfer fluid. The water is pumped, reinjected into the same well below the dynamic water level, and used for heating and cooling buildings. During peak periods, a technique known as "bleed" may be implemented, where a portion of the pumped water is diverted to an injection well, thereby enhancing flow and optimizing energy efficiency as well as the use of water and temperature resources.

However, using groundwater as a heat-transfer fluid, as in open-loop systems, raises significant concerns. Exploitation of this resource may alter its geochemical and microbiological quality. Variations in temperature, pressure, and oxygenation during the operation of standing column wells can modify the chemical composition of the water and its microbial communities, potentially leading to operational and environmental challenges such as well clogging, corrosion, or the emergence of pathogens.

The primary objective of this thesis is to assess the impact of standing column well heat exchangers on the geochemical and microbiological quality of groundwater. To achieve this goal, a system consisting of five standing column wells used for heating and cooling a primary school in Mirabel, Québec, was studied over a two-year period. Sampling involved collecting groundwater directly from the standing column wells to reflect the inlet water quality of the system, as well as from a downstream network of monitoring wells (comprising seven wells, three of which were sampled).

Low-flow sampling was performed to measure in situ physicochemical parameters such as pH, temperature, and specific conductivity. Samples were collected for advanced chemical and microbiological analyses. These analyses encompassed a wide range of parameters and employed cutting-edge techniques, including Next-Generation Sequencing. This method, based on 16S rRNA gene sequences, allowed the identification of a wide diversity of bacteria and archaea in the environmental samples.

The analyses revealed that groundwater chemistry remained stable, with no significant changes after pumping, reinjection, and passage through the system. Episodic events, such as a technical issue leading to oxygen infiltration or groundwater recharge caused by heavy precipitation, resulted in temporary variations. Despite these disturbances, the groundwater geochemistry

demonstrated notable resilience. The risks of biocorrosion, biofouling, and clogging were deemed low. Iron-oxidizing bacteria were detected at low concentrations ( $< 10^5$  CFU/100 mL). Pathogenic groups, including atypical bacteria and total coliforms, remained below environmental drinking water standards throughout the sampling period, and *E. coli* was not detected. Furthermore, ferrous iron, dissolved manganese, and concentrations of silicate, chloride, and sulfate remained stable. Redox conditions did not significantly vary, minimizing the risk of solid precipitates.

In conclusion, this study demonstrates that the use of standing column wells for geothermal heating and cooling systems does not cause significant disturbances to the geochemical and microbiological conditions of groundwater. The findings underscore the stability and resilience of these systems, reinforcing their relevance as a sustainable solution for building decarbonization.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS . . . . .	iii
RÉSUMÉ . . . . .	iv
ABSTRACT . . . . .	vi
TABLE DES MATIÈRES . . . . .	viii
LISTE DES TABLEAUX . . . . .	x
LISTE DES FIGURES . . . . .	xi
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS . . . . .	xiii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION . . . . .	1
1.1 Objectifs . . . . .	6
1.2 Contenu du mémoire . . . . .	7
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE . . . . .	8
2.1 Impacts thermiques . . . . .	8
2.2 Impacts chimiques . . . . .	11
2.3 Impacts microbiologiques . . . . .	14
CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES . . . . .	17
3.1 Présentation du site . . . . .	17
3.1.1 Contexte géologique . . . . .	17
3.1.2 Contexte hydrogéologique . . . . .	18
3.2 Échantillonnage . . . . .	19
3.2.1 Analyses chimiques . . . . .	19
3.2.2 Analyses microbiologiques . . . . .	21
CHAPITRE 4 Article : Impact of a Standing-column Wells System on the Geochemical and Microbiological Quality of Groundwater . . . . .	23
4.1 Abstract . . . . .	23
4.2 Introduction . . . . .	24
4.3 Material and methods . . . . .	28

4.3.1	Site description . . . . .	28
4.3.2	Sampling and chemical analysis . . . . .	29
4.3.3	Microbial analysis . . . . .	30
4.4	Results and discussion . . . . .	31
4.4.1	Groundwater characteristics . . . . .	32
4.4.2	Chemical and microbiological Impact . . . . .	39
4.4.3	Thermal impact . . . . .	41
4.5	Summary and conclusion . . . . .	41
CHAPITRE 5 DISCUSSION ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES . . . . .		44
5.1	Viabilité des installations de puits à colonne permanente . . . . .	44
5.1.1	Impact hydrogéologique . . . . .	44
5.1.2	Évolution de la chimie de l'eau . . . . .	46
5.1.3	Dynamique des communautés microbiennes . . . . .	46
5.1.4	Interactions thermiques . . . . .	47
5.1.5	Impacts opérationnels et environnementaux . . . . .	48
CHAPITRE 6 CONCLUSION . . . . .		49
6.1	Synthèse des travaux . . . . .	49
6.1.1	Principaux résultats et conclusions . . . . .	49
6.2	Contribution originale . . . . .	50
6.3	Perspectives et travaux futurs . . . . .	50
RÉFÉRENCES . . . . .		52



## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Effets de l'augmentation et de la diminution de la température sur la composition de l'eau souterraine et les impacts potentiels, adapté de Comeau et Raymond (2018) [1]. L'importance de l'impact est : (+ +) élevé, (+) modéré, (-) faible, (- -) très faible. . . . .	10
Tableau 4.1	Medians of physicochemical parameters collected over a two-year sampling period from OWs at two depths, as well as SCW3, along with their corresponding absolute median deviations (AMD). . . . .	32
Tableau 4.2	Median concentrations of $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{Cl}^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , Si, TDS, and DOC, collected over a two-year sampling period, along with their absolute median deviations (AMD). . . . .	34
Tableau 5.1	Variation de l'alkalinité dans le PCP et les POs : médiane et écart absolu médian . . . . .	46

## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Illustration des trois types d'échangeurs de chaleur souterrains vertical : puit en boucle fermée (gauche), puits à colonne permanente (centre) et puit en boucle ouverte (droite) . . . . .	3
Figure 1.2	Illustration d'un puits à colonne permanente et du puits d'injection. Adapté de Beaudry et al. (2019) [2] . . . . .	4
Figure 2.1	Succession des processus d'acceptation des électrons et production séquentielle des produits finaux. Adapté de McMahon et Chapelle [3]. .	12
Figure 2.2	Différent types de colmatage dans un PCP : colmatage par précipitation de $\text{CaCO}_3$ , colmatage par précipitation du fer dissous, et colmatage biologique par formation de biofilms. . . . .	13
Figure 2.3	Processus de formation d'ocre. . . . .	16
Figure 3.1	Site expérimental : À gauche, répartition des PCP, des POs et du PI. À droite, coupe stratigraphique montrant les unités géologiques observées au PCP3, avec les débits cumulés mesurés au PCP3 (en rouge) et au PO1 (en bleu). . . . .	18
Figure 3.2	Schéma illustrant la procédure d'échantillonnage et détaillant les types d'analyses effectuées : analyses chimiques et microbiologiques. . . . .	20
Figure 4.1	Illustration of a Standing Column Well (SCW) and an injection well (IW). Adapted from [2] . . . . .	25
Figure 4.2	Succession of electron acceptor processes and sequential production of final products. Adapted from McMahon and Chapelle [3]. . . . .	27
Figure 4.3	Experimental Site : a) - Distribution of Standing Column Wells (SCW), Observation Wells (OW), and Injection Wells (IW) ; b) - Sampling set-up ; c) - Observation well . . . . .	29
Figure 4.4	Stratigraphic section illustrating the geological units observed at the SCW3, accompanied by the cumulative water flow measured at SCW3 (in red) and OW1 (in blue). . . . .	30
Figure 4.5	a) Iron bacteria presence, represented on a logarithmic scale as $10^2$ CFU/100 mL = 2 Log CFU/100 mL, along with b) ferrous iron concentration. Missing bars indicate points where sampling was not possible, mainly due to snow accumulation, which hindered access to the wells. . . . .	35
Figure 4.6	Variation of pathogenic groups over the sampling period. . . . .	36

Figure 4.7	Abundance of taxonomic families : Top – Period of pumping and bleeding recorded from November 2022 to May 2024; Middle – Rainfall events over the two-year sampling period. Nb : Sampling could not be conducted. . . . .	37
Figure 4.8	Abundance of microbial functional groups over the two-year sampling period alongside temperature variations. Nb : Sampling could not be conducted. . . . .	38
Figure 5.1	Variations de la profondeur du niveau statique dans les puits PCP3, PO7, PO3, et PO1. Nb : Problème technique temporaire. Les points absents signifient que l'échantillonnage n'a pas pu être réalisé à cause des conditions climatiques. . . . .	45
Figure 5.2	Variations de la différence de température entre l'eau extraite et l'eau réinjectée ( $^{\circ}\Delta T$ ). . . . .	47

## LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

GES	Gaz à effet de serre
PAC	Pompe à Chaleur
PBF	Puits en boucle fermée
PBO	Puits en boucle ouverte
PCP	Puits à colonne permanente
PI	Puits d'injection
BF	Bactéries du fer
BSR	Bactéries sulfato-réductrices
NGS	Séquençage de nouvelle génération (Next-Generation Sequencing)

## CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La lutte contre les émissions de gaz à effet de serre (GES) est plus cruciale que jamais. Des études récentes suggèrent que la température mondiale pourrait dépasser un réchauffement de 1,5 °C, augmentant ainsi les risques climatiques pour les sociétés du monde entier [?]. L'énergie utilisée pour le chauffage et la climatisation des bâtiments représente un facteur clé de ces émissions. Au Québec, en 2022, ces activités ont constitué 32 % de la consommation énergétique annuelle, soulignant ainsi l'importance de ce secteur dans les stratégies de réduction des GES [4].

L'électrification des systèmes de chauffage a permis de réduire les émissions de GES, mais elle a également entraîné des pics de demande en hiver. Par ailleurs, la climatisation a connu une augmentation de 300 % au cours des 20 dernières années, intensifiant la pression sur les infrastructures énergétiques et nécessitant des solutions innovantes pour répondre à cette demande croissante tout en minimisant l'impact environnemental [4].

La géothermie de basse température, associée à des pompes à chaleur (PAC), se présente comme une solution prometteuse. Cette technologie exploite des ressources géothermiques, généralement à des températures modérées, adaptées à des besoins spécifiques, pour extraire la chaleur en hiver et la dissiper en été, améliorant ainsi considérablement l'efficacité énergétique et réduisant les émissions de GES [5]. À l'aide d'échangeurs de chaleur souterrains, les PAC extraient la chaleur en hiver pour chauffer les bâtiments, tandis qu'en été, elles évacuent la chaleur excédentaire vers le sol pour rafraîchir l'intérieur d'un bâtiment. Ce processus améliore considérablement l'efficacité énergétique par rapport aux systèmes de chauffage et de climatisation traditionnels, tout en contribuant à une réduction significative des émissions de gaz à effet de serre. Une analyse menée par le département de l'énergie des États-Unis a révélé que, si ces technologies étaient déployées à grande échelle, elles pourraient entraîner une diminution de 13 % de la demande en électricité d'ici 2050 [6].

Les échangeurs de chaleur souterrains se regroupent principalement en deux catégories : les échangeurs verticaux et horizontaux. Les échangeurs verticaux sont souvent privilégiés dans les environnements urbains denses en raison de leur empreinte réduite et de leur efficacité énergétique supérieure. En effet, ils permettent une utilisation optimale de l'espace disponible tout en maximisant les performances thermiques [7]. Ces échangeurs se présentent sous plusieurs types : puits en boucle fermée (PBF), puits en boucle ouverte (PBO) et puits à colonne permanente (PCP) (Figure 1.1). Au Québec, les systèmes à PBF dominent le marché des installations géothermiques, représentant 83 % des systèmes en place [8]. Ces systèmes

fonctionnent grâce à des forages profonds, généralement entre 100 et 150 mètres, où une boucle en U en polyéthylène haute densité est insérée [9]. Pour améliorer la conductivité thermique, la boucle est entourée de coulis de bentonite, à l'intérieur duquel circule un fluide caloporteur (souvent du propylène glycol). Ce fluide permet d'effectuer un échange thermique par conduction avec le milieu géologique. Ce type d'échangeur est moins sensible aux conditions hydrogéologiques du milieu et peut donc être installé dans différents environnements géologiques. Cependant, cette technologie nécessite un vaste espace pour fournir la charge demandée [10].

Les échangeurs de chaleur de type PBO, en deuxième place, constituent 7 % des installations au Québec [8]. Leur efficacité est accrue dans des conditions où l'eau souterraine de bonne qualité est abondante, ce qui les rend particulièrement adaptés aux régions où l'aquifère est productif [9]. Contrairement aux systèmes PBF, ce type de système utilise l'eau souterraine comme fluide caloporteur pour le transfert de chaleur. Pendant l'opération, l'eau extraite crée un rabattement temporaire de la nappe phréatique, facilitant l'infiltration continue de l'eau dans le puits. Cela permet un échange de chaleur par advection thermique, où l'eau froide qui pénètre dans le puits peut absorber la chaleur du sol. Toutefois, ce type d'échangeur est fortement dépendant de la productivité de l'aquifère en raison de la grande quantité d'eau requise. De plus, il est sujet à des problèmes de colmatage en raison de l'utilisation de l'eau souterraine comme fluide caloporteur [9].

En cours de déploiement au Québec, les échangeurs de chaleur à PCP constituent une méthode efficace pour exploiter l'énergie géothermique. Cette efficacité a été particulièrement prouvée à travers les installations dans des régions telles que le nord-est des États-Unis [11]. Les projets pilotes et les premières installations au Québec montrent déjà des résultats prometteurs. Une étude menée par Beaudry et al. [12] sur un système composé de PCP a démontré la viabilité de ces systèmes dans des climats froids. Par exemple, la première année de fonctionnement a permis de réduire la demande en électricité d'environ 71 % par rapport au chauffage par résistance électrique [12]. Ces systèmes se composent de forages longs et ouverts, souvent réalisés dans des roches dures fracturées, et ont une profondeur variant généralement entre 75 et 450 mètres, avec un diamètre courant de 150 mm [11]. Dans la conception d'un PCP (Figure 1.1), l'eau souterraine est pompée depuis la base du puits et réinjectée à son sommet, ou inversement [2], à l'aide d'une pompe submersible installée dans un tube équipé d'une crépine ou de fentes à sa base. Cette eau pompée est ensuite dirigée vers le système de chauffage, de ventilation et de climatisation du bâtiment via un échangeur de chaleur intermédiaire. Contrairement aux PBO, l'eau souterraine pompée est réintroduite dans le même puits, sous le niveau dynamique, dans l'espace annulaire du PCP [13]. Cette réinjection est effectuée en sens inverse du pompage afin de maximiser le temps de rési-

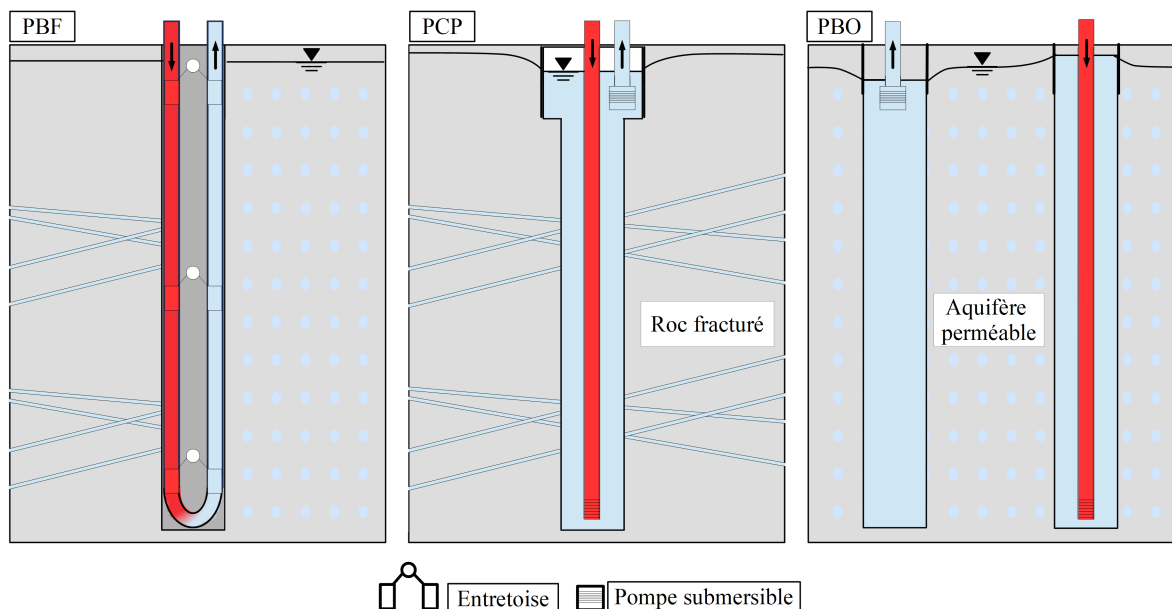


FIGURE 1.1 Illustration des trois types d'échangeurs de chaleur souterrains verticaux : puit en boucle fermée (gauche), puits à colonne permanente (centre) et puit en boucle ouverte (droite)

dence de l'eau. Ainsi, la majorité de l'eau sera recyclée à travers la boucle semi-ouverte. Dans les périodes de pointe, les PCP utilisent une technique appelée "saignée", qui consiste à détourner une partie (typiquement de 5% à 30%) de l'eau pompée du puits dans un puits d'injection. Ce pompage additionnel vise à induire un rabattement supplémentaire pour stimuler l'écoulement advectif vers les PCP [14,15]. Cette stratégie en période de pointe rend les PCP très intéressants en termes de consommation électrique, d'optimisation des ressources en température et en eau [16].

Les PCP combinent les avantages des deux technologies PBF et PBO, tout en évitant leurs limitations. Comparativement aux PBO, les PCP peuvent être aménagées dans des aquifères moins productifs grâce au recyclage de l'eau souterraine pompée en boucle semi-ouverte. Par rapport aux PBF, les gains apportés par la saignée permettent de réduire la profondeur des forages des PCP de 49% à 78% [17], ce qui diminue les coûts d'installation de deux à cinq fois [13]. Les PCP offrent une capacité unitaire de 180 à 240 W/m de forage [10,11,16–18]. Grâce à leur conception compacte et flexible, les PCP peuvent être intégrés dans des environnements où l'espace est limité, ce qui est souvent le cas dans les zones urbaines densément peuplées. Cette capacité d'adaptation facilite leur utilisation dans des projets de réhabilitation urbaine, où l'optimisation de l'espace et la réduction des coûts sont des priorités [13].

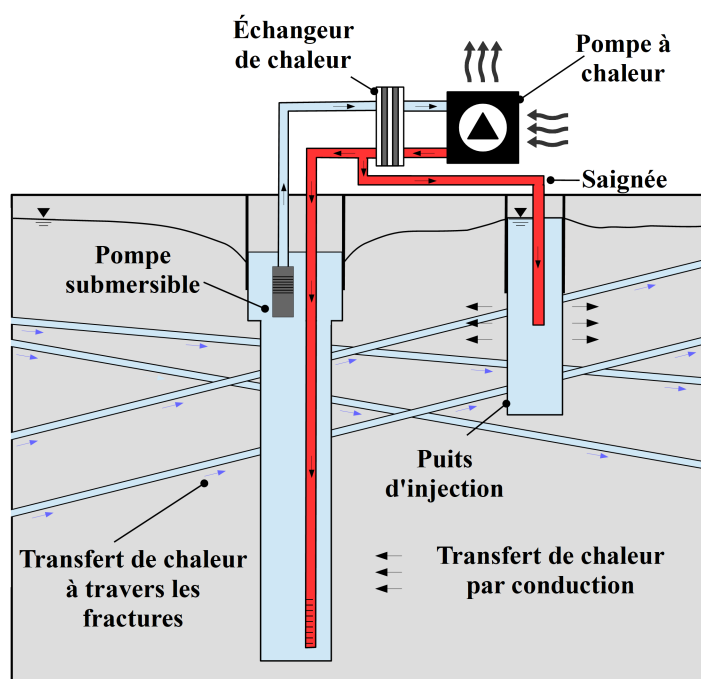


FIGURE 1.2 Illustration d'un puits à colonne permanente et du puits d'injection. Adapté de Beaudry et al. (2019) [2]

En résumé, les PCP permettent de réaliser des économies opérationnelles significatives, réduisant ainsi substantiellement la consommation d'énergie [16], ainsi que les coûts d'installation et de maintenance. Ils favorisent également une meilleure intégration dans les environnements urbains denses [13].

Cependant, comme les PCP utilisent l'eau souterraine comme fluide caloporteur, il est probable qu'ils exercent une influence sur la composition de l'eau souterraine. En effet, le fonctionnement du système entraîne des changements des propriétés thermiques et de la pression de l'eau souterraine circulant au travers du puits et des échangeurs de chaleur, favorisant son oxygénation par diffusion gazeuse tout au long du processus [13], ce qui peut entraîner des variations dans la chimie de l'eau et, par conséquent, la microbiologie. L'ensemble de ces phénomènes est susceptible de causer plusieurs problèmes opérationnels, ce qui peut inclure le dépôt de minéraux, l'obstruction de conduits, ainsi que l'abrasion ou la corrosion des pompes ou des échangeurs de chaleur [19].

Aux États-Unis, les installations les plus réussies sont généralement situées dans des environnements géologiques composés principalement de séquences ignées et métamorphiques [11].



Cette caractéristique contribue à maintenir une qualité d'eau souterraine favorable, qui n'encourage ni l'accumulation de dépôts ni la corrosion des éléments du système. En revanche, certaines roches sédimentaires, telles que les carbonates, sont plus solubles et peuvent interagir chimiquement avec les ions dissous dans l'eau souterraine, menant ainsi à la précipitation de certains minéraux tels que la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) [10] ou la silice ( $\text{SiO}_2$ ). D'autre part, l'oxygène atmosphérique qui se dissout dans les eaux souterraines provoque l'oxydation des métaux dissous et la formation de précipités minéraux peu solubles [20]. Ces réactions d'oxydation peuvent mener à un déséquilibre chimique entre l'eau injectée et l'eau source de l'aquifère, ainsi qu'à une disparité de concentration de solides dissous et de matière en suspension [21].

Par ailleurs, comme mentionné précédemment, les modifications de la chimie de l'eau souterraine, telles que les variations de température, de pH ou de concentration en fer, entraînent des changements significatifs dans les abondances, les activités métaboliques et la composition des communautés microbiennes au sein des aquifères [22, 23]. Ces altérations peuvent induire divers problèmes opérationnels liés aux activités microbiennes, tels que l'obstruction des puits, l'encrassement biologique et la corrosion des systèmes [24]. De telles perturbations peuvent également favoriser la prolifération de groupes pathogènes spécifiques. Dans certains cas, l'eau souterraine exploitée par les PCP est utilisée non seulement comme fluide caloporteur, mais aussi exploitée comme source d'eau potable [13]. Cette situation met en évidence l'importance cruciale de la qualité de l'eau.

Les bactéries du fer posent également un grand problème pour la maintenance des systèmes. Lorsqu'il y a un apport de nutriments pour les bactéries ferrugineuses, notamment des ions fer dissous dans l'eau, de la matière organique et de l'oxygène, la colonisation microbienne est favorisée. Bien que la concentration naturelle de fer dans l'eau souterraine soit généralement faible, l'utilisation de tubages et de tuyaux en acier peut introduire une source supplémentaire de fer [13]. Cela encourage la formation d'ocre, souvent adhérent aux surfaces solides des systèmes de drainage. Cette accumulation réduit les espaces disponibles pour l'infiltration de l'eau [25], ce qui entraîne des processus de colmatage dans les systèmes.

Plusieurs investigations ont été réalisées sur l'impact de la géothermie sur la qualité géochimique et microbiologique des eaux souterraines. Il a été démontré que les systèmes de stockage thermique, en introduisant des eaux souterraines peu profondes dans des aquifères plus profonds, peuvent dégrader la qualité de l'eau en profondeur [26]. Les changements thermiques peuvent également provoquer des modifications des communautés bactériennes [5, 21, 24]. En revanche, une étude a démontré qu'après l'exploitation de systèmes en boucle ouverte en Corée, aucun changement dans la chimie de l'eau souterraine n'a été observé [27]. Ainsi, le fait que certaines études aient révélé des changements dans la qualité chimique et microbiolo-

gique des eaux souterraines, tandis que d'autres n'en ont pas observé, suggère que les résultats obtenus à partir de divers systèmes d'énergie géothermique ou de différents échangeurs de chaleur souterrains ne sont pas transférables d'un système à un autre.

Comme mentionné précédemment, dans le contexte du climat froid du Québec, les PCP se sont révélés être une solution viable pour les systèmes d'énergie géothermique [18]. Cependant, contrairement aux mises en œuvre aux États-Unis, qui se trouvent généralement dans des formations géologiques métamorphiques, les PCP au Québec peuvent être installés dans des formations de roche carbonatée. Cela pose un défi unique, puisque cela augmente la possibilité de colmatage. Cependant, une étude a démontré que malgré la possibilité de colmatage due à la nature des formations géologiques au Québec, les PCP ont démontré une robustesse opérationnelle et une capacité à s'adapter aux variations saisonnières sans affecter leur performance à long terme [10]. Or, il est important de noter qu'aucune investigation microbiologique approfondie n'a été réalisée pour étudier l'influence des PCP sur le développement des communautés bactériennes. À ce jour, aucune étude n'a été consacrée spécifiquement à cette question dans le cadre des PCP, d'où l'objectif de ce mémoire.

## 1.1 Objectifs

L'objectif principal de cette recherche est d'effectuer un suivi temporel de la qualité géochimique et microbiologique de l'eau souterraine exploitée par un système de pompe à chaleur géothermique (PCP), afin d'évaluer les impacts environnementaux et opérationnels potentiels dans un contexte hydrogéologique propre au Québec. Bien que l'utilisation de l'eau souterraine comme fluide caloporteur dans les systèmes à PCP soit prometteuse, elle soulève des enjeux environnementaux et de durabilité qui nécessitent une analyse approfondie, en raison du manque de recherches sur ce type de technologie d'échangeur de chaleur. Cette étude vise à combler ces lacunes en fournissant des données expérimentales détaillées et des analyses approfondies, constituant ainsi une base de référence pour guider les futures installations de PCP afin de réduire leurs impacts environnementaux.

Pour répondre à cet objectif principal, quatre sous-objectifs spécifiques ont été définis :

- Suivre temporellement la qualité géochimique de l'eau souterraine ;
- Suivre temporellement la qualité microbiologique de l'eau souterraine ;
- Évaluer les impacts environnementaux associés à l'exploitation d'un PCP dans un contexte hydrogéologique spécifique au Québec ;
- Analyser les implications opérationnelles de l'utilisation de l'eau souterraine comme fluide caloporteur dans les systèmes à PCP.

Pour atteindre ces objectifs, un système géothermique composé de PCP a été installé, dans

une école primaire à Mirabel, au Québec, dans le cadre d'un projet de démonstration, par la Chaire de recherche en géothermie sur l'intégration des PCP dans les bâtiments institutionnels de Polytechnique Montréal. La démarche comprend plusieurs étapes :

- La réalisation de campagnes d'échantillonnage des eaux souterraines sur le site ;
- L'analyse chimique et microbiologique des échantillons ;
- L'interprétation des résultats obtenus et l'évaluation des impacts potentiels futurs.

## **1.2 Contenu du mémoire**

Pour répondre à l'objectif principal, ce mémoire est structuré en plusieurs chapitres. Le chapitre 2 présente une revue de littérature abordant les divers impacts des systèmes géothermiques employés à l'échelle mondiale. Le chapitre 3 est consacré à la description du site et à la méthodologie suivie, détaillant précisément les démarches entreprises. Le chapitre 4 est présenté sous la forme d'un article scientifique soumis à la Revue Internationale de Recherche Géothermique et ses Applications. Cet article présente les résultats obtenus et leur interprétation. Un chapitre de discussion générale replace ensuite les travaux dans le contexte des objectifs généraux de l'étude. Enfin, le mémoire se conclut par des conclusions et des recommandations basées sur les analyses effectuées.

## CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Comme indiqué précédemment, il existe peu d'études consacrées à l'évaluation des impacts des systèmes de PCP sur la qualité de l'eau souterraine, ce qui souligne un déficit de la littérature concernant cette technologie. Ce chapitre visera donc à examiner des recherches similaires sur d'autres types d'échangeurs de chaleur, notamment les PBO, les PBF, ainsi que les systèmes de stockage thermique. La principale distinction entre les PCP et ces autres systèmes réside dans leur mode d'implantation : les PCP sont principalement installés dans des roches fracturées, tandis que les autres systèmes sont généralement intégrés dans des aquifères productifs. Cependant, ces installations rencontrent des problèmes opérationnels analogues.

Plusieurs études ont montré que l'opération des systèmes pouvait avoir quatre types d'impacts [5, 20, 21, 24, 27] : thermiques, physicochimiques, microbiologiques et hydrogéologiques. Les impacts hydrogéologiques sont principalement associés aux systèmes de stockage thermique, qui peuvent perturber les écoulements d'eau, provoquer le rabattement de la nappe phréatique et entraîner un agrandissement des zones de captage. Cependant, certains de ces problèmes peuvent également survenir pour les PCP. Notamment, malgré le fait que les PCP réinjectent l'eau prélevée dans le même aquifère, un débit de saignée trop élevé peut entraîner une baisse du niveau d'eau [13]. La saignée peut aussi mener à une diminution de la conductivité hydraulique [28]. Toutefois, les impacts hydrogéologiques se limitent à l'opération de la saignée, qui est dans la plupart des cas utilisée seulement en période de pointe. Par conséquent, ce chapitre traitera davantage des trois autres types d'impacts (thermiques, physicochimiques et microbiologiques) qui présentent des effets plus significatifs.

### 2.1 Impacts thermiques

Les impacts thermiques des échangeurs de chaleur souterrains sont principalement déterminés par leurs températures opérationnelles. À mesure que ces températures augmentent, les variations dans la composition et la diversité de la communauté bactérienne augmentent également [1].

Dans leur étude, Griebler et al. [29] ont montré qu'une augmentation modérée de la température des eaux souterraines et des aquifères (+5 à 10 °C) provoque généralement des changements mineurs dans la chimie de l'eau, la biodiversité microbienne et les fonctions écologiques dans les systèmes d'eaux souterraines non contaminés et oligotrophes. Ces résultats

corroboient les conclusions de Dinkel et al. [24] et de Brielmann et al. [30]. Cependant, Griebler et al. [29], mentionnent que dans les aquifères contaminés par des matières organiques, des nutriments ou des métaux lourds — des caractéristiques fréquentes des zones urbaines et des sites soumis à une forte pression anthropique, notamment agricoles, les conséquences deviennent significatives lorsque la température atteint ou dépasse 30 °C. Cette température critique a été atteinte lors de tests en batch avec des sédiments prélevés d'un aquifère contaminé situé dans le centre-ville de Munich, où l'incubation de l'eau souterraine filtrée a été réalisée à des températures croissantes (4 à 90 °C) [29]. Ces effets incluent des altérations notables de la qualité de l'eau et des dynamiques écologiques [29].

Parmi les mécanismes critiques identifiés, l'élévation de la température favorise la mobilisation des matières organiques et des contaminants, tels que l'arsenic, ainsi que la réduction de l'oxygène dissous. Cela active des processus redox anaérobies, susceptibles de générer des substances toxiques et corrosives, comme le sulfure d'hydrogène, ainsi que des gaz à effet de serre, tels que le méthane et le dioxyde de carbone [29]. Un autre phénomène préoccupant est la mobilisation du carbone organique et la libération de CO<sub>2</sub> à partir des sédiments, un processus également amplifié par l'augmentation des températures [29].

Brons et al. [31] ont exploré cet aspect à travers des expériences qui révèlent que le comportement du carbone organique dans l'environnement est fortement influencé par la température. À des températures inférieures à 30 °C, la minéralisation du carbone organique est principalement contrôlée par des processus biologiques. En revanche, à des températures supérieures à 40 °C, les substances organiques complexes, telles que les acides humiques, deviennent plus mobiles et peuvent se lier au calcium et au magnésium, formant des complexes qui inhibent la précipitation des carbonates et, par conséquent, la formation de dépôts minéraux. Au-delà de 55 °C, l'oxydation du carbone organique résulte essentiellement de processus chimiques, car les hautes températures favorisent les réactions chimiques au détriment de l'activité biologique [31].

Au Québec, les préoccupations liées à l'élévation des températures sont atténuées par la période prolongée de chauffage par rapport à celle de climatisation, favorisant une extraction nette de chaleur du sous-sol plutôt qu'une injection nette. L'Institut National de la Recherche Scientifique - Centre Eau Terre Environnement recommande une température maximale de réinjection de l'eau de 20-25 °C, avec une marge de  $\pm 5$  °C par rapport à l'eau souterraine extraite [1]. Les impacts potentiels de l'augmentation ou de la diminution de la température sont présentés dans le Tableau 2.1.

TABLEAU 2.1 Effets de l'augmentation et de la diminution de la température sur la composition de l'eau souterraine et les impacts potentiels, adapté de Comeau et Raymond (2018) [1]. L'importance de l'impact est : (+ +) élevé, (+) modéré, (-) faible, (- -) très faible.

Processus	Effets	Conséquences	Impacts potentiels	Importance
Augmentation de température	Activité microbiologique accrue	Précipitation minérale	Colmatage du puits	++
			Présence de biofilms	+
		Encrassement biologique	Colmatage du puits	-
		Production de limon		-
		Explosion de masse (croissance rapide d'algues et de bactéries)		--
		Sédimentation d'ocre de fer		++
		Corrosion		-
	Augmentation de la solubilité minérale (par ex. : fer, manganèse)	Augmentation de la concentration en minéraux dans l'eau souterraine	Colmatage du puits	++
		Explosion de masse (croissance rapide d'algues et de bactéries)		++
	Diminution de température	Augmentation de la solubilité du CO <sub>2</sub>	Augmentation de la charge en carbonate	Colmatage du puits

## 2.2 Impacts chimiques

La majorité des recherches publiées sur l'impact chimique des échangeurs de chaleur souterrains se sont concentrées sur la variation de la solubilité minérale, la cinétique des réactions et l'oxydation de la matière organique [21]. La qualité de l'eau souterraine varie en fonction de la profondeur, en raison des réactions chimiques entre l'eau de pluie infiltrée et les composés réactifs présents dans le sol et l'aquifère, tels que les carbonates et la pyrite [21]. Les échangeurs de chaleur, notamment les systèmes géothermiques fermés comme les PCP, puisent l'eau à une certaine profondeur et la réinjectent à une autre, provoquant ainsi le mélange des eaux souterraines provenant de différentes zones redox. La nature redox de l'eau souterraine dépend de la disponibilité des donneurs d'électrons [24] et un puits de grande profondeur se compose de plusieurs zones redox distinctes. En conditions anoxiques, l'accepteur d'électrons naturellement disponible le plus favorable énergétiquement est l'oxygène dissous ( $O_2$ ). Celui-ci produit le plus d'énergie par mole de carbone organique oxydé et est donc préféré par les microorganismes proliférant sous des conditions aérobies [3]. Ensuite, une zone de réduction des nitrates ( $NO_3$ ) est favorable, suivie par une zone de réduction du manganèse (Mn), une zone de réduction du fer (Fe), une zone de réduction du sulfate ( $SO_4$ ) et une zone de réduction du gaz carbonique ( $CO_2$ ) (Figure 2.1) [3]. Plusieurs recherches ont prouvé que le mélange des eaux souterraines provenant de différentes zones redox peut entraîner des problèmes opérationnels conséquents, notamment le colmatage à travers la formation de précipités minéraux [32,33].

Les principaux processus de précipitation chimique incluent l'oxydation des ions métalliques solubles, tels que le fer ( $Fe^{2+}$ ) et le manganèse ( $Mn^{2+}$ ), ainsi que la précipitation des ions carbonates comme mentionné précédemment [34]. Ces processus entraînent inévitablement des problèmes de colmatage géochimique [10]. L'oxydation des ions métalliques est provoquée par leur contact avec l'oxygène dissous ( $O_2$ ), qui provient généralement des couches superficielles de la nappe phréatique ou d'un équilibrage des pressions partielles avec l'atmosphère. Le pompage effectué par les installations géothermiques peut favoriser ce contact. La source de fer et de manganèse dépend principalement de la minéralisation de la roche mère. Ces divers minéraux composant les roches-mères se dissolvent dans l'eau souterraine en ions solubles ( $Fe(II)$  et  $Mn(II)$ ) [35]. Pasquier et al. [13] mentionnent également que les tubages en acier contribuent à l'augmentation de la concentration des ions de fer dans l'eau souterraine. D'autre part, les processus de colmatage induits par le fer sont plus importants que ceux induits par le manganèse [10]. Cela s'explique par la différence de potentiel d'oxydation des deux ions : pour le fer, le potentiel d'oxydoréduction est situé entre 0,0 et 0,5 V, comparativement à celui du manganèse qui se situe entre 0,6 et 1,2 V. Les problèmes de colmatage

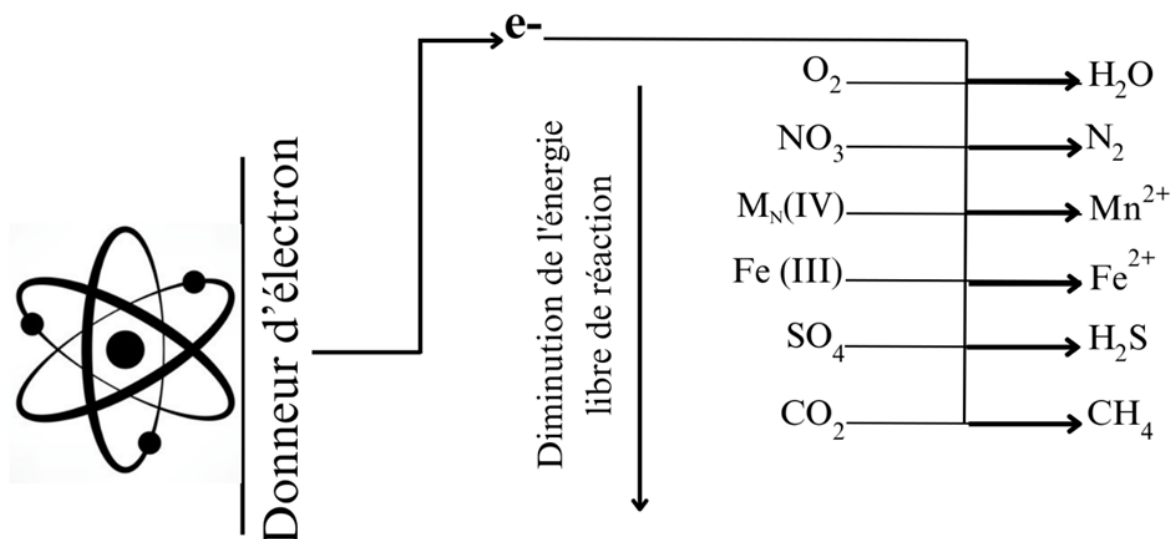


FIGURE 2.1 Succession des processus d'acceptation des électrons et production séquentielle des produits finaux. Adapté de McMahon et Chapelle [3].

sont principalement dus au fer lorsque la concentration des ions de fer représente plus de 20 % du total des ions métalliques ; dans le cas contraire, ils sont dus au manganèse [10].

Le colmatage dans les échangeurs de chaleur souterrains a fait l'objet de nombreuses études [10, 32, 33, 36–38]. Ce phénomène peut augmenter la résistance à l'écoulement, obstruer les échangeurs de chaleur et les pompes, entraînant une usure prématurée et une baisse notable de l'efficacité énergétique [10, 37]. Même une fine couche de dépôts de seulement 0,8 mm peut accroître la consommation énergétique de 19 % [10, 39]. Le colmatage résulte souvent de processus physiques, chimiques ou microbiologiques (Figure 2.2), mais la principale cause reste l'entartrage par précipitation des carbonates de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) [10, 39].

L'étude de Cerclet et al. [10] a révélé que la température constitue un paramètre clé influençant la présence de calcium dans les PCP, en raison de son effet sur les constantes de réaction. Lors des interruptions, une augmentation rapide de la concentration en calcium favorise la précipitation de calcite et le bioencrassement des tuyaux en surface. Les tests ont montré qu'un traitement actif des eaux souterraines peut réduire efficacement la concentration en calcium, limitant ainsi la précipitation de calcite. Pour éviter les problèmes pendant les périodes d'inactivité, Cerclet et al. [10] recommandent d'adopter une purge automatique du réseau de tuyauterie. Bien que la température ait peu d'effet sur le dégazage de  $\text{CO}_2$ , le scellement des puits pourrait limiter ce phénomène et réduire la formation de carbonates [10].



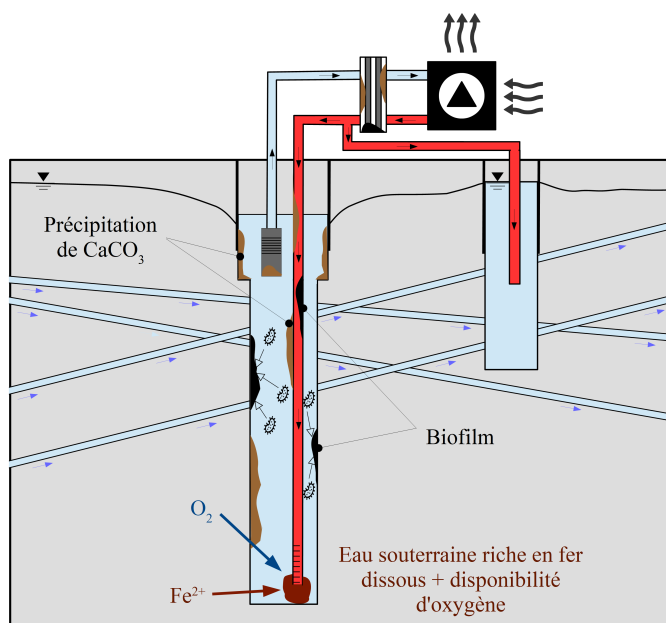


FIGURE 2.2 Différent types de colmatage dans un PCP : colmatage par précipitation de  $\text{CaCO}_3$ , colmatage par précipitation du fer dissous, et colmatage biologique par formation de biofilms.

L'étude d'Eppner et al. [38], utilisant un modèle couplé thermo-hydro-géochimique, a analysé les transformations chimiques dans un PCP situé dans un aquifère calcaire fracturé. Les résultats montrent que le dégazage de  $\text{CO}_2$  au sommet du puits a un impact limité sur les processus géochimiques dans la fracture lorsque la saignée est active. La purge maintient un flux constant d'eau souterraine, minimisant ainsi la précipitation de calcite tout en préservant les avantages thermiques.

Cependant, le scénario le plus propice à la précipitation de calcite est celui d'un PCP exposé au dégazage de  $\text{CO}_2$ , utilisé avec une purge, dans un aquifère fracturé. Pour limiter ces dépôts, Eppner et al. [38] recommandent de maintenir la purge et de sceller les PCP. Toutefois, même si le dégazage de  $\text{CO}_2$  est contrôlé, la précipitation de calcite pourrait continuer à poser des défis opérationnels, notamment au niveau des échangeurs de chaleur et des tuyaux en surface [38].

## 2.3 Impacts microbiologiques

La qualité microbiologique de l'eau souterraine est un paramètre très important, surtout quand l'aquifère sert de source d'eau potable. La variation des conditions chimiques due au pompage et à l'injection de l'eau souterraine, notamment la température, le pH, la concentration du fer ou la concentration en oxygène dissous, est connue pour influencer la qualité et l'activité microbienne dans l'eau [24]. Pour se développer, les micro-organismes absorbent les nutriments essentiels présents dans leur environnement, ce qui se traduit par une augmentation du nombre de cellules dans une population. Par ailleurs, certaines macromolécules servant de nutriments pour les micro-organismes s'adsorbent sur les surfaces des tuyaux, conduisant à la formation de biofilms. Les biofilms sont des communautés de micro-organismes, principalement des bactéries, adhérant à des surfaces et entourées d'une matrice polymérique hydratée excrétée par les cellules microbiennes [40]. Ces biofilms sont nuisibles pour de nombreux systèmes industriels, notamment les échangeurs de chaleur souterrains. Leur formation peut accélérer la corrosion des parois des tuyaux et causer une augmentation la consommation d'énergie dans les installations. En outre, les biofilms peuvent affecter la biostabilité de l'eau utilisée comme source d'eau potable en favorisant la présence de pathogènes [40]. Bott [37] mentionne également que la croissance des couches de biofilm sur les tubes entraîne une augmentation de la perte de charge et une réduction de l'efficacité du transfert de chaleur. La présence de matière biologique sur les échangeurs de chaleur peut entraîner la corrosion ou l'encrassement (Figure 2.2) en fonction des réactions chimiques sous la masse biologique et des variations de certains paramètres tels que le pH. Dans son étude sur l'encrassement des échangeurs de chaleur, Bott [37] souligne que le bio-encrassement peut prendre différentes formes selon les conditions chimiques et l'organisme impliqué. On peut ainsi observer de longs filaments de bactéries ou d'algues, des couches de mucus ou des surfaces extrêmement rugueuses dues à la présence de crustacés [37].

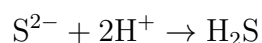
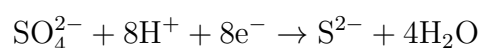
Un autre problème récurrent causé par l'activité microbienne est la formation d'ocre. L'ocre est une substance résultant de la colonisation microbienne de consortiums bactériens, comprenant diverses bactéries du fer qui se lient spécifiquement aux composés ferreux [25]. La formation d'ocre et son accumulation sur les parois des puits entraînent des problèmes sévères de colmatage. Cette formation est principalement due à la disponibilité des nutriments nécessaires au développement des bactéries ferreuses, notamment les ions de fer dissous ( $\text{Fe}^{2+}$ ), la matière organique et l'oxygène. Lorsque le fer dissous est exposé à une concentration élevée d'oxygène, il tend à s'oxyder en  $\text{Fe}^{3+}$ . Cependant, la réaction naturelle abiotique d'oxydation du  $\text{Fe}^{2+}$  est lente, mais certains micro-organismes peuvent accélérer cette réaction, entraînant une précipitation rapide de  $\text{Fe}^{3+}$  et contribuant ainsi à la formation d'ocre. Correia et al. [25]

soulignent qu'il existe deux activités microbiennes qui contribuent à l'oxydation du fer, particulièrement à travers les espèces *Gallionella ferruginea*, *Sphaerotilus natans* et *Leptothrix ochracea*, et principalement à pH neutre [25] (Figure 2.3), soit :

**1. Acquisition de l'énergie chimiotrophe :** Ces micro-organismes oxydent le fer ferreux ( $\text{Fe}^{2+}$ ) pour obtenir de l'énergie, en utilisant des enzymes spécifiques pour accélérer la réaction. Le fer ferrique ( $\text{Fe}^{3+}$ ) formé se précipite sous forme de composés insolubles.

**2. Digestion des complexes organométalliques :** Les bactéries hétérotrophes décomposent les complexes contenant des éléments métalliques et organiques, libérant les parties inorganiques dans le milieu, où elles peuvent subir de nouvelles transformations chimiques ou biologiques.

Les bactéries sulfato-réductrices (BSR) sont également considérées comme des biocatalyseurs importants pouvant causer des problèmes de maintenance significatifs. De nombreuses études ont démontré que les BSR jouent un rôle crucial dans la dégradation de la matière organique en utilisant le sulfate comme accepteur d'électrons, ce qui produit du sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ), un gaz toxique et corrosif. Ce dernier peut également se former à travers l'accumulation de couches épaisses de biofilm. Les biofilms épais créent des micro-environnements où l'oxygène est rapidement consommé à la surface, rendant l'intérieur du biofilm anaérobie. Les conditions anaérobies favorisent la croissance des BSR, qui utilisent le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) comme accepteur d'électrons. Dans ce processus, le sulfate est réduit en sulfure ( $\text{S}^{2-}$ ) qui réagit ensuite avec les ions hydrogène ( $\text{H}^+$ ) pour former ( $\text{H}_2\text{S}$ ) selon les équations suivantes :



D'autre part, les eaux souterraines peuvent être contaminées par divers microorganismes pathogènes, tels que les coliformes fécaux, les *Escherichia coli* (E. coli), et les bactéries pathogènes atypiques [41]. Les sources de ces contaminants comprennent les matières fécales animales et humaines pour les bactéries et les parasites, ainsi que les matières fécales humaines pour les virus entériques. Toutefois, les processus de contamination des aquifères sont variés et souvent liés au transport des polluants à travers des fissures dans les roches ou les

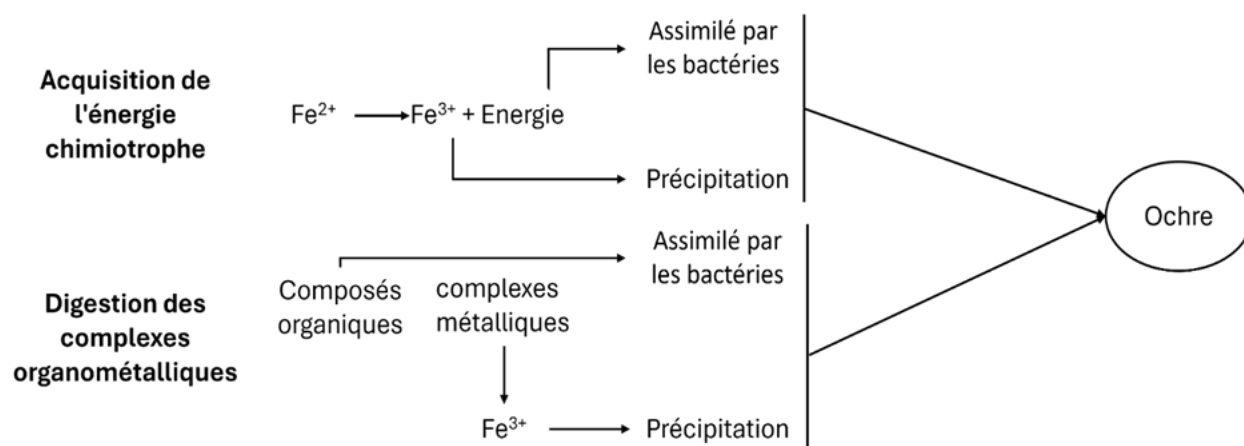


FIGURE 2.3 Processus de formation d'ocre.

sols perméables. Les formations géologiques fracturées, comme les roches et le grès, facilitent le déplacement rapide de l'eau, augmentant ainsi le risque de contamination des eaux souterraines. En outre, les puits mal conçus ou mal construits, en raison de défauts tels que l'absence de tubage ou des fissures structurelles, permettent une infiltration directe des contaminants. De plus, des fosses septiques défectueuses, mal placées ou mal entretenues, peuvent entraîner la migration de microorganismes pathogènes, y compris des virus entériques humains, vers les aquifères environnants [41].

## CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Un système géothermique intégrant des PCP a été installé dans le cadre d'un projet de démonstration mené dans une école primaire à Mirabel, au Québec, par la Chaire de recherche en géothermie sur l'intégration des PCP dans les bâtiments institutionnels. La démarche suivie pour atteindre les objectifs fixés comporte plusieurs étapes clés, comprenant la réalisation de campagnes d'échantillonnage des eaux souterraines sur le site, l'analyse chimique et microbiologique des échantillons, l'interprétation des résultats obtenus, et l'évaluation des impacts potentiels futurs.

Ce chapitre présente en détail le contexte hydrogéologique et géologique du site expérimental, ainsi que les méthodes employées pour l'échantillonnage et l'analyse des eaux souterraines.

### 3.1 Présentation du site

Le site expérimental est situé à l'école primaire Clé-des-Champs à Mirabel, au Québec, Canada. En 2021, un système géothermique y a été aménagé pour remplacer un système de chauffage au mazout, destiné à la climatisation et au chauffage de l'école. Ce système est composé de cinq PCP ainsi qu'un puits d'injection installé à une distance de 22 mètres en aval des PCP. Chaque PCP a une profondeur de 135 mètres. Pour assurer le suivi de la qualité de l'eau souterraine, sept puits d'observation (PO) ont été forés en amont et en aval, chacun avec une profondeur de 135 mètres. Par la suite, seuls le PCP3 et trois POs (PO1, PO3, PO7) ont été échantillonnés (Figure 4.3).

Les installations, incluant les PCP, les PO et le puit d'injection (PI), sont constituées de tubage en acier avec un diamètre de 152 mm chacun. Dans les PCP, la partie supérieure est constituée d'une chambre de pompage avec un diamètre de 200 mm.

#### 3.1.1 Contexte géologique

Le site expérimental se distingue par une géologie et une hydrogéologie caractéristiques des Basses-Terres du Saint-Laurent. Une étude réalisée par Robert et al. [47] sur les puits PCP1 et PO1 a révélé plusieurs unités lithologiques distinctes sur le site. L'étude a montré aussi que les unités géologiques sont considérées comme constantes sur l'ensemble du site. Par conséquent, les unités décrites sur la Figure 3.1 représentent celles du PCP3. En surface, des dépôts glaciaires non consolidés (till), composés de zones sableuses et argileuses, s'étendent jusqu'à une profondeur de 10,05 mètres. Sous ces dépôts se trouve une dolomie sableuse appartenant

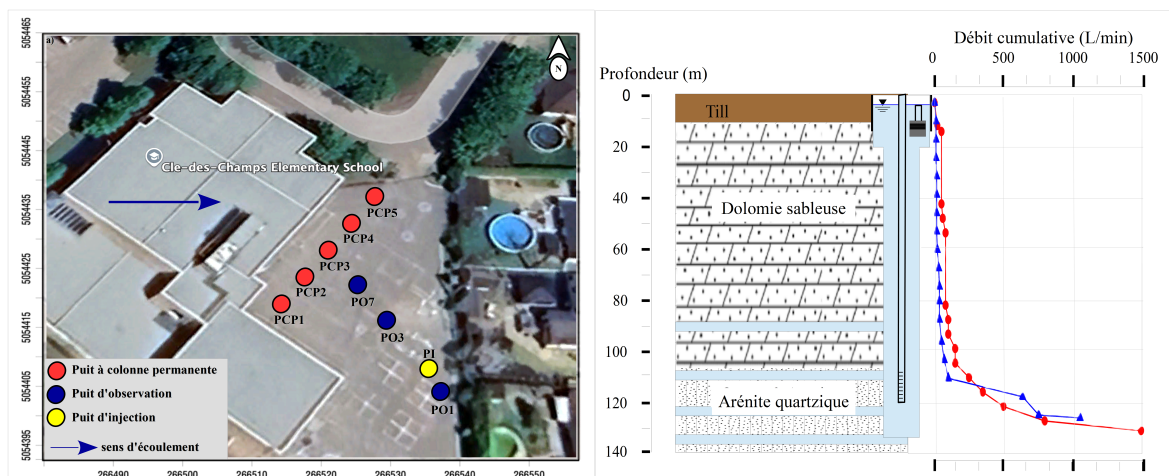


FIGURE 3.1 Site expérimental : À gauche, répartition des PCP, des POs et du PI. À droite, coupe stratigraphique montrant les unités géologiques observées au PCP3, avec les débits cumulés mesurés au PCP3 (en rouge) et au PO1 (en bleu).

à la Formation de Theresa du Groupe de Beekmantown, qui s'étend de 10,05 mètres à 107 mètres de profondeur. Cette formation est caractérisée par des roches dolomitiques et quartziques datant de l'Ordovicien inférieur. Plus en profondeur, jusqu'à la profondeur maximale des forages, se trouve de l'arénite quartzique associée à la Formation de Cairnside du Groupe de Potsdam, représentant une composante importante du socle rocheux du site.

### 3.1.2 Contexte hydrogéologique

L'évaluation hydrogéologique du site a mis en évidence des éléments clés de la dynamique des eaux souterraines. Une zone fracturée significative a été identifiée à la base des forages, particulièrement dans la Formation de Cairnside, avec un débit cumulé atteignant 1500 L/min (Figure 3.1). La carte piézométrique statique, mise à jour après la phase de construction, intègre les hauteurs hydrauliques mesurées dans les 13 puits, permettant d'ajuster légèrement la direction d'écoulement et l'amplitude du gradient hydraulique par rapport à l'étude précédente de Robert et al. [47]. Le gradient hydraulique présente un azimuth d'environ  $100^\circ$  avec une magnitude moyenne de  $0,0037 \text{ m/m}$ , et les puits d'observation sont presque perpendiculaires à ce gradient. La conductivité hydraulique moyenne a été mesurée à  $6.5 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ , à partir d'un test de pompage réalisé sur le puits PCP1 [15, 47].

## 3.2 Échantillonnage

La collecte des échantillons d'eau souterraine a été effectuée sur un ensemble de quatre puits : PCP3 et PO 1, 3 et 7. L'échantillonnage s'est déroulé sur une période de deux ans, de juillet 2022 à juillet 2024. Les échantillons des puits POs ont été prélevés à deux profondeurs distinctes : 40 m et 100 m. Pour le puits PCP3, les échantillons ont été collectés à une profondeur de 11 m, sous le niveau de la pompe submersible, afin de refléter la qualité de l'eau à l'entrée du bâtiment (Figure 3.2). Avant chaque session d'échantillonnage, le niveau piézométrique est mesuré afin de suivre l'impact du pompage sur le rabattement de la nappe phréatique. Une pompe péristaltique (Masterflex L/S Easy-load, modèle 7518-62) a été utilisée pour extraire l'eau souterraine à un débit faible (entre 0,1 L/min et 0,5 L/min) afin de minimiser le rabattement.

Une purge de l'eau stagnante a été réalisée avant chaque prélèvement, correspondant typiquement à 7 litres pour une profondeur de 40 m et 11 litres pour 100 m. Cette étape vise à éliminer l'eau stagnante et obtenir un échantillon représentatif des conditions actuelles de l'aquifère. Après la purge, les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés en continu à l'aide d'une cellule de recirculation et d'une sonde multiparamètre Hanna. Les mesures ont été enregistrées toutes les 5 minutes et poursuivies jusqu'à l'obtention de trois valeurs consécutives stables. Les paramètres mesurés incluent la température, le pH, le potentiel d'oxydoréduction (ORP), la conductivité standard, et le taux d'oxygène dissous (DO).

Une fois les paramètres stabilisés, les échantillons ont été prélevés et stockés dans des glaçières à des températures froides afin de préserver leur intégrité chimique et microbiologique. Les échantillons ont ensuite été envoyés au laboratoire pour des analyses chimiques et microbiologiques détaillées.

### 3.2.1 Analyses chimiques

Pour représenter la qualité chimique de l'eau souterraine, plusieurs investigations approfondies ont été menées en s'appuyant sur des études antérieures. Les paramètres étudiés, illustrés dans la Figure 3.2, comprennent des indicateurs chimiques et microbiologiques. Des échantillons pour les métaux dissous, tels que l'aluminium, le cuivre, le fer, le manganèse et la silice, ont été filtrés lors de la collecte à travers un filtre de 0,45  $\mu\text{m}$  afin d'éliminer les particules plus grosses, garantissant ainsi des résultats précis. L'analyse de ces métaux est essentielle pour détecter les concentrations élevées pouvant accélérer la corrosion des composants et compromettre la fiabilité des systèmes [24].

La mesure des solides dissous totaux (TDS) a permis de mieux comprendre la charge par-

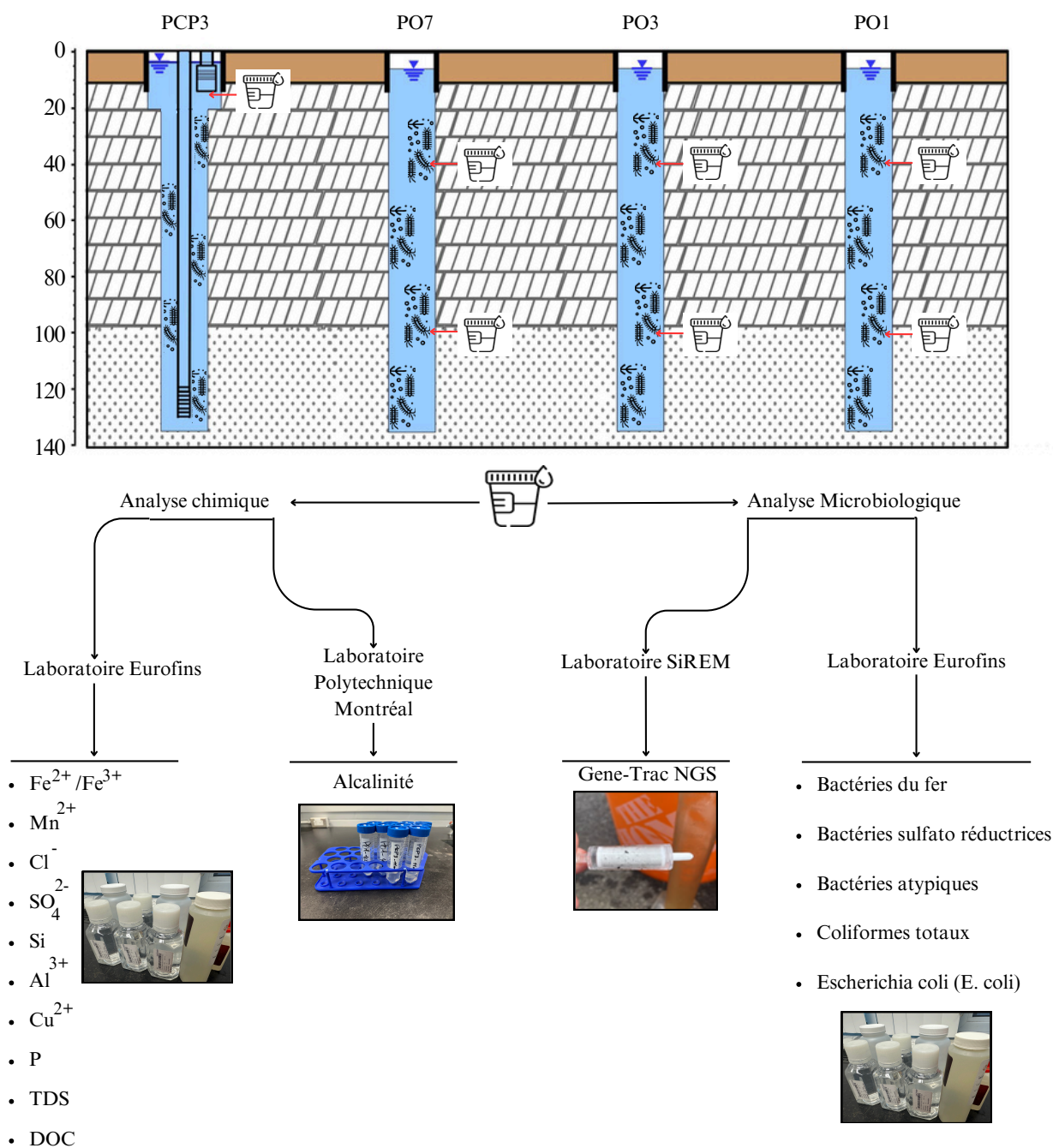


FIGURE 3.2 Schéma illustrant la procédure d'échantillonnage et détaillant les types d'analyses effectuées : analyses chimiques et microbiologiques.



ticulaire de l'eau souterraine, un paramètre crucial pour évaluer l'efficacité des systèmes de filtration en place et anticiper les risques d'obstruction des conduites souterraines. De plus, des analyses du carbone organique dissous (DOC) ont été réalisées pour évaluer la disponibilité des substrats organiques, qui servent de source de nutriments pour les microorganismes. Le niveau de DOC influence de manière significative la composition et l'activité des communautés microbiennes, impactant ainsi les processus biogéochimiques au sein des aquifères [48]. Enfin, l'alcalinité de l'eau souterraine a été mesurée au laboratoire de Polytechnique Montréal à l'aide du titrateur automatique HI901C et exprimée en mg/L équivalents de  $\text{CaCO}_3$ . L'alcalinité, en tant qu'indicateur de la stabilité du pH, montre que si des valeurs supérieures à 200 mg/L sont mesurées, elles signalent une stabilité du pH, un élément important pour la résilience des systèmes [59].

### 3.2.2 Analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques avaient pour objectif de suivre le développement des communautés microbiennes afin d'évaluer l'impact de l'aménagement et de l'exploitation du système étudié. Pour atteindre cet objectif, plusieurs analyses ont été réalisées, incluant des tests ciblant des bactéries pathogènes spécifiques telles que les coliformes totaux (TC), les bactéries atypiques (ABP) et *Escherichia coli* (*E. coli*). La méthode utilisée pour leur détection était la culture microbiologique. Ces analyses ont permis de vérifier la conformité de ces bactéries aux normes de qualité de l'eau souterraine établies par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) [52]. Les bactéries du fer (BF) et les bactéries sulfato-réductrices ont également été ciblées, car elles peuvent entraîner des problèmes de biocolmatage et de corrosion; une analyse spécifique a donc été dédiée à ces groupes.

Une étude de la taxonomie de l'eau souterraine et des groupes fonctionnels microbiens a été réalisée en utilisant la technique de séquençage de nouvelle génération (NGS), connue sous le nom de Gene-Trac NGS. Des échantillons d'eau ont été prélevés de façon systématique, et chaque échantillon a été obtenu par filtration de 1 litre d'eau à travers des filtres 0.2  $\mu\text{m}$  (Figure 3.2). Des duplicatas ont été collectés à chaque point de prélèvement pour garantir la reproductibilité des résultats et minimiser les erreurs d'échantillonnage. Ces filtres ont ensuite été envoyés au laboratoire SiREM LAB en Ontario, Canada, pour analyse. L'ADN a été isolé à l'aide du kit DNeasy PowerSoil Pro (Qiagen), puis les régions hypervariables V6-V8 du gène 16S rRNA ont été amplifiées à l'aide de primers universels (926F et 1392R), modifiés pour inclure des séquences d'indexation et de liaison à la cellule de flux Illumina [49]. L'analyse des séquences a été effectuée à l'aide du pipeline AXIOME3, basé sur le package QIIME2

pour le débruitage, la déduplication, l'élimination des lectures chimériques et la génération d'un tableau des variants de séquences d'amplification (ASV). L'attribution taxonomique des ASV a été réalisée à l'aide du classificateur Naïve Bayes, formé sur des séquences complètes du gène 16S provenant de la base de données SILVA [49].

La méthode NGS permet d'identifier une large gamme de bactéries et d'archées dans des échantillons environnementaux grâce aux séquences du gène 16S rRNA. Ce gène, présent chez tous les procaryotes, permet d'identifier les microbes via leurs séquences uniques, souvent appelées "empreintes génétiques" [49]. Si deux organismes partagent des séquences du gène 16S rRNA similaires à 97 %, ils sont généralement considérés comme appartenant à la même espèce [49]. La NGS permet une caractérisation détaillée de la structure, de la diversité et de l'identification taxonomique des communautés microbiennes, offrant des informations précises sur les bactéries et les archées présentes. Reconnue pour ses capacités de haut débit, la NGS permet d'obtenir des millions de séquences à partir d'échantillons environnementaux, offrant ainsi un moyen rapide et précis d'explorer la diversité génétique et de réaliser une analyse détaillée de la composition, de la diversité et de la taxonomie des communautés microbiennes dans divers environnements [50].

Dans cette étude, deux principaux groupes microbiens ont été examinés : les groupes fonctionnels et les groupes taxonomiques. Les groupes taxonomiques regroupent les microorganismes selon leur parenté évolutive et leurs caractéristiques génétiques communes. L'analyse taxonomique vise à identifier les différentes espèces de microorganismes présents dans l'échantillon, en se basant sur leur séquence d'ADN. Les niveaux taxonomiques comprennent : royaume, phylum, classe, ordre, famille, genre et espèce.

Les groupes fonctionnels, quant à eux, sont catégorisés selon les fonctions métaboliques spécifiques que les microorganismes accomplissent dans leur environnement. Dans le cas des écosystèmes des eaux souterraines, ces groupes fonctionnels comprennent, par exemple, les microorganismes impliqués dans la dégradation de la matière organique, la nitrification, la réduction des sulfates, et la respiration du fer. Le suivi de ces groupes permet de comprendre les rôles écologiques de chaque groupe microbien.

En combinant l'analyse des groupes taxonomiques et fonctionnels, la NGS offre une perspective intégrée de la communauté microbienne. Cette approche permet de comprendre non seulement quelles espèces sont présentes, mais aussi comment elles interagissent et contribuent aux processus biogéochimiques et aux dynamiques de l'écosystème dans les échantillons d'eau souterraine analysés [50].

## CHAPITRE 4 Article : Impact of a Standing-column Wells System on the Geochemical and Microbiological Quality of Groundwater

Mosaab Imed Eddine Ouferroukh<sup>1\*</sup>, Benoît Courcelles<sup>1</sup>, Denis Millette<sup>1</sup> and Philippe Pasquier<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Polytechnique Montréal, P.O. Box 6079 Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada H3C 3A7

\*Corresponding author : [mosaab-imed-eddine.ouferroukh@polymtl.ca](mailto:mosaab-imed-eddine.ouferroukh@polymtl.ca)

Article soumis le 26 janvier à la revue Geothermics

### 4.1 Abstract

The use of ground heat exchangers has shown promise in mitigating peak demands for cooling and heating. Among these, standing column wells (SCW) are increasingly considered a viable alternative to closed-loop heat exchangers. However, the environmental impact of SCWs, which utilize groundwater as a heat carrier fluid, raises questions, particularly regarding their effect on water quality. Extracting and reinjecting groundwater at varying temperatures may alter the chemical stability of the groundwater, potentially leading to microbial shifts. Such shifts can impact system performance, causing issues such as clogging, biofouling, and corrosion. This study aims to clarify the thermal, chemical, and microbiological impacts of SCW installations on groundwater. To achieve this, we conducted a two-year monitoring of a groundwater SCW system, including sampling and both chemical and microbiological analyses. The findings indicate that groundwater chemistry remained stable, with no significant changes observed following pumping, reinjection, or circulation through the system. Nutrient enrichment from episodic oxygen introduction and rainfall infiltration were identified as the primary drivers of bacterial community shifts. However, these episodic events, including technical issues and high rainfall periods, had minimal long-term impact on groundwater stability, underscoring the resilience of the system's geochemistry. Low concentrations of iron-oxidizing bacteria and stable redox conditions suggested a low risk of biofouling, biocorrosion, and clogging. Overall, this study demonstrates that SCWs present a reliable alternative to closed-loop systems, with minimal impact on groundwater quality in terms of both geochemistry and microbiology.

## 4.2 Introduction

The transition to renewable energy is a global priority in the fight against greenhouse gas emissions and climate change. The increasing energy demand, which encompasses the needs of buildings, transportation, and industries, has a significant environmental impact. To mitigate this impact, low-temperature geothermal energy is emerging as a promising solution, particularly for heating and cooling buildings through the use of underground heat exchangers (GHE). The most common GHEs are closed-loop boreholes (CLB), but these require multiple boreholes and a large surface area for installation [11]. Standing column wells (SCW) offer a promising alternative to CLBs, being less expensive, more efficient, and easier to implement in densely populated urban areas [42].

SCWs (Figure 4.1), consist of long, open wells, typically ranging from 75 to 500 meters in depth, drilled into the bedrock. This system operates on a closed-loop principle : groundwater is pumped out and then reinjected into the same well, thereby ensuring sustainable water resource management [42]. During peak periods, SCW utilize a technique known as "bleed", which involves diverting a portion of the pumped water (typically between 5% and 30%) in a nearby injection well (IW), causing a drawdown to enhance advective flow toward the SCW [14, 15]. This process allows for significant operational cost savings, resulting in a substantial reduction in energy consumption [16]. They are frequently employed in the northeastern United States due to the presence of hard, competent rock formations and abundant groundwater [11].

However, since SCWs utilize groundwater as a heat carrier fluid, it is likely that the quality of this water may be affected. The operation of the system induces changes in the thermal properties and pressure of the groundwater circulating through the well and the surrounding aquifer. Additionally, the process promotes oxygenation of the water through gas diffusion [38, 42, 43]. These alterations can lead to variations in water chemistry and, consequently, its microbiology, potentially causing several operational issues. These issues may include mineral deposition, clogging of pipes, and abrasion or corrosion of pumps and plate heat exchangers [19]. In the United States, the most efficient geothermal installations are often located in geological environments primarily composed of igneous and metamorphic sequences [11], which promotes good groundwater quality and minimizes issues with corrosion and deposit accumulation. In contrast, sedimentary rocks such as carbonates can chemically react with ions in the water, leading to mineral precipitation such as calcite, and dissolved oxygen can cause metal oxidation, resulting in chemical imbalances [20, 42].

Studies conducted by Abesser [20], Bonte [21], Dinkel et al. [24], Garcia-Gil et al. [5], and

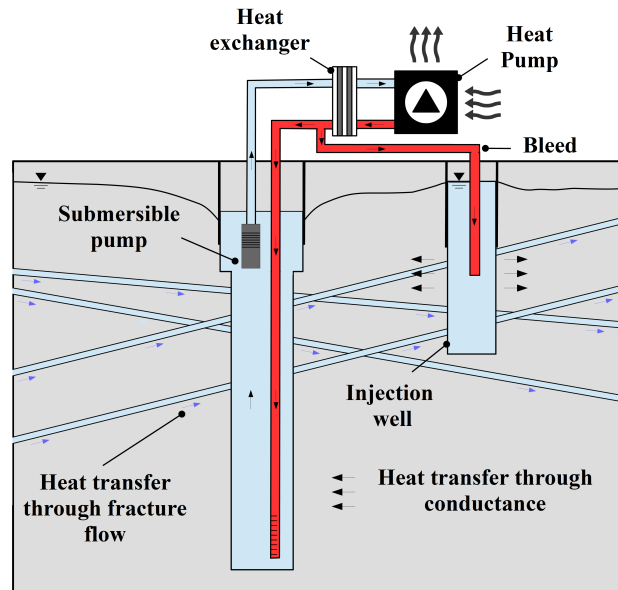


FIGURE 4.1 Illustration of a Standing Column Well (SCW) and an injection well (IW). Adapted from [2]

Park et al. [27] have demonstrated that the operation of GHEs systems can have four types of impacts : hydrogeological, thermal, chemical, and microbiological.

**Hydrogeological impact :** Hydrogeological impacts are primarily associated with thermal energy storage systems, which can disrupt groundwater flow, cause drawdown of the water table, and expand capture zones. These issues may also occur with SCW system. Although SCW system reinject extracted water back into the same aquifer, excessive bleed rates can lead to a decline in groundwater levels [42], especially near the SCW. Additionally, the bleed process may reduce hydraulic conductivity. During heating, a temperature drop can lead to an increase in the viscosity of the reinjected bleed water, which in turn decreases the hydraulic conductivity of the formation surrounding the injection well [28]. Nevertheless, these hydrogeological impacts are generally confined to the bleed operation, which is typically employed only during peak demand periods.

**Thermal impact :** Temperature fluctuations in underground heat exchangers are critical in shaping the thermal impact on groundwater ecosystems. Such temperature variations can lead to both physical and biological challenges, including clogging from mineral deposits and biofouling [44]. Research highlights that temperature shifts influence microbial diversity and ecological functions in groundwater systems [29]. Nevertheless, studies suggest that moderate

temperature changes—up to 6 °C—may not significantly affect microbial population stability, allowing for reliable geothermal circulation well operation under these conditions [24, 45].

**Chemical impact :** The quality of groundwater varies with depth due to chemical interactions between infiltrated rainwater and reactive compounds in the soil and aquifer, such as carbonates and pyrite [21]. Closed-loop geothermal systems, which extract water from one depth and reinject it into another, cause the mixing of groundwater from different redox zones. The redox nature of groundwater is influenced by the availability of electron donors [24], with dissolved oxygen being the most energetically favorable electron acceptor under aerobic and anoxic conditions. This preference follows a sequence from nitrate reduction to methane reduction (Figure 4.2). Mixing of groundwater from different redox zones can lead to operational issues, particularly clogging due to mineral precipitate formation [32, 33]. Temperature also plays a significant role; at higher temperatures, the decomposition of organic carbon and mobility of humic acids impact mineral deposition. Chemical precipitation processes, including the oxidation of soluble metal ions and formation of carbonates, are intensified by pumping, with iron-induced clogging being more prevalent than manganese due to its lower oxidation-reduction potential.

**Microbiological impact :** Chemical variations induced by groundwater pumping and injection, such as changes in temperature, pH, and iron concentration, modulate microbial activity [24]. Microorganisms, by consuming nutrients essential for their growth, can form biofilms on pipe surfaces. These biofilms, problematic in industrial systems, contribute to corrosion, increased energy consumption, reduced heat transfer efficiency, and compromised drinking water quality [37, 40]. Microbial activity can also lead to the formation of ochre, which can clog wells. This formation primarily results from the availability of essential nutrients for iron-oxidizing bacteria, such as dissolved iron ions, organic matter, and oxygen. When dissolved iron ( $\text{Fe}^{2+}$ ) is exposed to high oxygen concentrations, it tends to oxidize to  $\text{Fe}^{3+}$ . Although this chemical oxidation of  $\text{Fe}^{2+}$  is slow, some microorganisms can accelerate it, leading to the rapid precipitation of  $\text{Fe}^{3+}$  and, consequently, ochre formation. This phenomenon occurs through two main mechanisms : chemotrophic energy acquisition or the digestion of organometallic complexes [25]. Sulfate-reducing bacteria (SRB) exacerbate these issues by acidifying reservoirs and corroding metal surfaces [46]. Additionally, groundwater can be contaminated by pathogens due to geological fractures or faulty infrastructures, such as poorly constructed wells or failing septic systems [41].

Studies by Cerclet et al. [43] and Eppner et al. [38] have provided valuable insights into the geochemical impacts of SCWs, particularly regarding carbonate scaling and mineral stability. Cerclet et al. identified temperature as the most critical factor influencing calcium presence

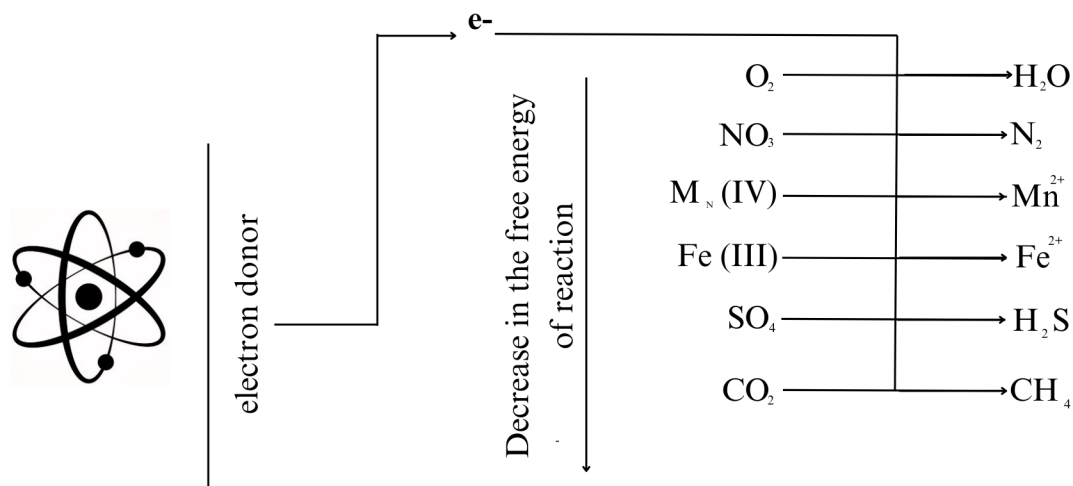


FIGURE 4.2 Succession of electron acceptor processes and sequential production of final products. Adapted from McMahon and Chapelle [3].

in SCWs [43]. Similarly, Eppner et al. found that calcite precipitation predominantly occurred at the well inlet during summer when warmer water was reinjected. Their research also demonstrated that with active bleed operations, the precipitation rate was minimal, preventing significant disruptions to groundwater flow and temperature regulation. However, it is essential to note that no comprehensive microbiological studies have been conducted to investigate how SCWs affect bacterial community development. Such research is vital, as shifts in groundwater chemistry and temperature can significantly alter microbial activity, potentially leading to biofilm formation, clogging, corrosion, and other operational challenges, as previously highlighted [38].

In this study, groundwater quality was evaluated through an operational SCW system, employed for both heating and cooling, and a network of monitoring wells installed at an elementary school in Mirabel, Quebec, Canada. The monitoring program included the analysis of various geochemical and microbiological parameters. Over a two-year period, multiple groundwater sampling campaigns were conducted, followed by detailed biochemical analyses. Advanced techniques, such as Next Generation Sequencing (NGS), were employed to track the development of diverse microorganisms.

### 4.3 Material and methods

#### 4.3.1 Site description

The experiment was conducted at Clé-des-Champs Elementary School in Mirabel, Quebec, Canada. The geothermal system was installed to provide heating and cooling for the facility, and comprises five SCWs (SCW1 to SCW5) and one injection well (IW), each with a depth of approximately 135 meters.

To assess groundwater quality, seven observation wells (OW1 to OW7) were drilled upstream and downstream of SCW-3. Subsequently, samples were collected from SCW3 and three of the observation wells (OW1, OW3, and OW7) for detailed analysis (Figure 4.3).

An environmental assessment was conducted at the site prior to the installation of the system, including an analysis of groundwater quality. This evaluation included a sampling campaign carried out on March 11 and May 7, 2020. The analyzed parameters indicated concentrations below resurgence criteria in surface water (RES). In accordance with the BNQ 3661-500-I/2012 standard, the risk of drain clogging due to ochre deposits, based on ferrous iron ( $\text{Fe}^{2+}$ ) concentration and water pH, was assessed as low ( $\text{pH} > 7$  and  $\text{Fe}^{2+} < 1 \text{ mg/L}$ ). Additionally, no iron bacteria were detected. Finally, the results showed a presence of 10 CFU/100 mL for total coliforms, with the absence of fecal coliforms.

### Geological and Hydrogeological Context

The experimental site is characterized by geology and hydrogeology typical of the Saint Lawrence-Lowlands. A study by Robert et al. [47] on wells SCW1 and OW1 identified several distinct lithological units, which are considered consistent across the site. Consequently, the units described in Figure 4.4 represent those of SCW3.

At the surface, unconsolidated glacial deposits (till), consisting of sandy and clayey zones, extend to a depth of 10.05 meters. Beneath these deposits lies sandy dolomite from the Theresa Formation of the Beekmantown Group, extending from 10.05 meters to 107 meters deep. This formation is characterized by dolomitic and quartzitic rocks from the Lower Ordovician. Below this, down to the maximum drilling depth, lies quartzite from the Cairnside Formation of the Potsdam Group, forming a significant component of the site's bedrock.

The hydrogeological assessment revealed key elements of groundwater dynamics. A substantial fractured zone was identified at the base of the boreholes, particularly within the Cairnside Formation, with a cumulative flow rate reaching 1500 L/min at SCW3 (Figure 4.4). The hydraulic gradient, oriented at an azimuth of approximately  $100^\circ$ , has an average magnitude



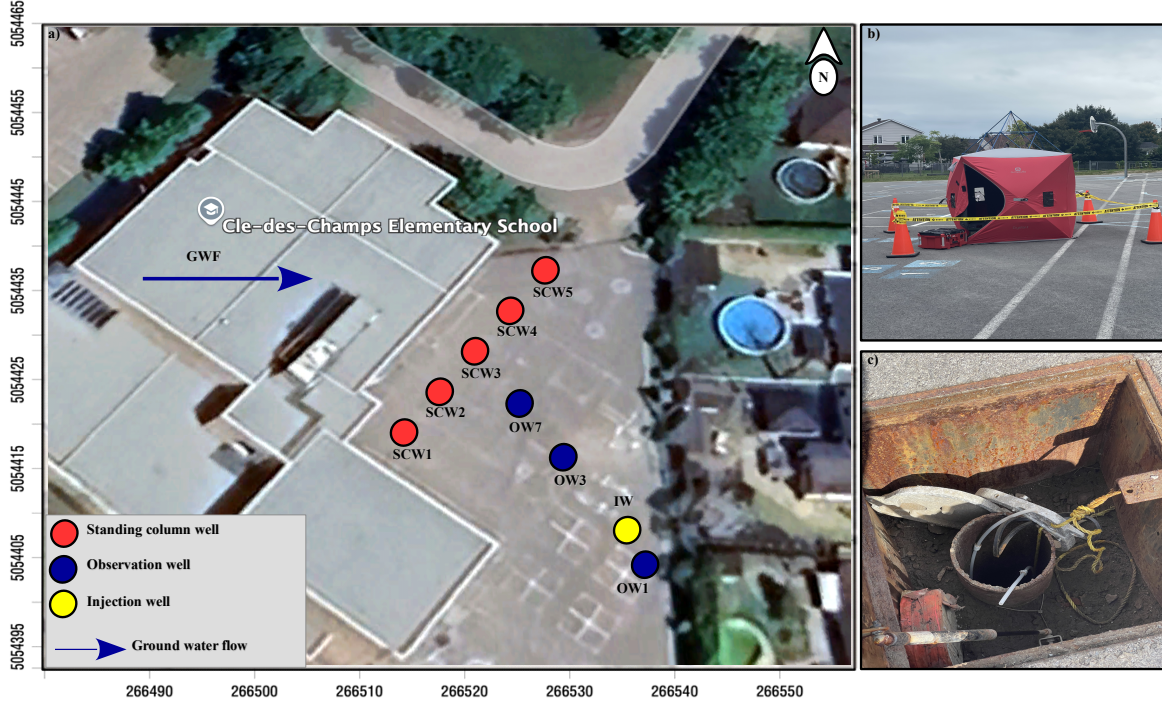


FIGURE 4.3 Experimental Site : a) - Distribution of Standing Column Wells (SCW), Observation Wells (OW), and Injection Wells (IW); b) - Sampling set-up; c) - Observation well

of  $0.0037 \text{ m/m}$ , with observation wells aligned almost perpendicularly to this gradient (Figure 4.3). The average hydraulic conductivity, determined from a pumping test on SCW1 by Robert et al. [47], was measured at  $6.5 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ .

#### 4.3.2 Sampling and chemical analysis

Over a two-year period from July 2022 to July 2024, water samples were systematically collected from each observation well at two levels using pipes that extended to a depth of 40 meters and approximately 100 meters. For SCW3, a sample was taken at 11 meters, just below the submersible pump, to assess groundwater quality at the system's inlet. Prior to sampling, each pipe was purged to eliminate stagnant water. Low-flow sampling ( $0.1$  to  $0.5 \text{ L/min}$ ) was performed using a peristaltic pump connected to a surface chamber equipped with a multiparameter probe (Hanna HI98194) for on-site measurement of key water quality parameters, including temperature, pH, oxidation-reduction potential (ORP), electrical conductivity, and dissolved oxygen (DO). Once stable readings were obtained, samples were securely stored in coolers at low temperatures to maintain their chemical and microbiological integrity and then sent to the laboratory for comprehensive analysis. Samples collected

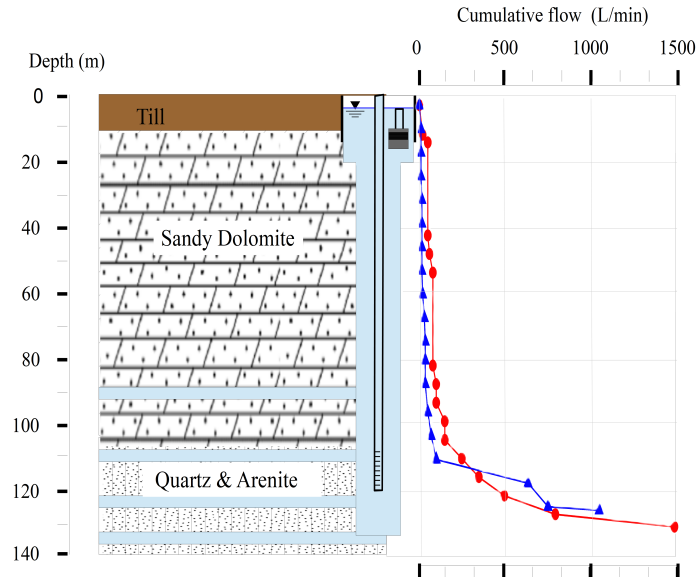


FIGURE 4.4 Stratigraphic section illustrating the geological units observed at the SCW3, accompanied by the cumulative water flow measured at SCW3 (in red) and OW1 (in blue).

for the measurement of dissolved constituents such as aluminum, copper, iron, manganese, and silica were filtered through a  $0.45\ \mu\text{m}$  filter during collection to remove larger particles, ensuring accurate results. The analysis of these metals was essential for detecting elevated concentrations that could accelerate component corrosion, potentially compromising system reliability [24]. The total dissolved solids (TDS) were measured in the laboratory to provide crucial insights into the particle load in the groundwater, which is essential for assessing the efficiency of the existing filtration systems and anticipating any risk of underground pipe obstruction. Additionally, Dissolved Organic Carbon (DOC) measurements were conducted in the laboratory to assess the availability of organic substrates, which serve as nutrient sources for microorganisms. The availability of DOC significantly influences the structure and activity of microbial communities, thereby impacting biogeochemical processes within aquifers [48].

#### 4.3.3 Microbial analysis

Microbial samples were distributed to different laboratories for analysis. The primary goal was to assess the presence of pathogenic bacteria, with a particular focus on key groups such as total coliforms (TC), atypical bacteria (ABP), and *Escherichia coli* (*E. coli*). Microbiological culturing techniques were employed for their identification. In addition to these pathogens, the analysis extended to iron bacteria (IR) and sulfate-reducing bacteria (SRB), both of

which are significant due to their roles in biogeochemical processes and potential impacts on water quality. To gain a more comprehensive understanding of these microbial activities, the concentrations of ferrous iron ( $\text{Fe}^{2+}$ ) and sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) were also measured, as these compounds are indicative of the metabolic processes of IR and SRB, respectively.

To thoroughly evaluate the bacterial community's richness and diversity, water samples were systematically collected. Each sample involved filtering 1 liter of water through  $0.2\ \mu\text{m}$  Sterivex® filters, which were then sent to the laboratory for advanced microbiological analysis using next-generation sequencing (NGS) technology. To enhance result reproducibility and reliability, duplicate samples were collected at each sampling point. DNA was isolated using the DNeasy PowerSoil Pro Kit (Qiagen). The hypervariable regions V6-V8 of the 16S rRNA gene, which offer high resolution for microbial identification, were then selectively amplified using the universal primers 926F and 1392R. NGS targets the 16S rRNA gene sequences to identify a wide range of bacteria and archaea in environmental samples. The 16S rRNA gene, found in all prokaryotes, enables the identification of microbes through their unique sequences or "genetic fingerprints" [49]. The sequencing of this gene produces millions of sequences from environmental samples, making it a powerful tool for investigating the microbial composition, diversity, and taxonomy in various ecosystems. This approach provides precise insights into microbial communities by detecting specific taxonomic families and functional groups. The comprehensive data generated also allows for monitoring shifts in microbial diversity and community composition across different environmental conditions, such as changes in water quality or nutrient availability [50]. The insights gained from this analysis were essential for monitoring various functional groups and taxonomic families.

#### 4.4 Results and discussion

In this section, we will present the results of the chemical and microbial analyses, as well as their impacts, categorized into the following types : hydrological, thermal, chemical, and microbiological.

Tables 4.1 and 4.2 present the different physicochemical parameters that describe the characteristics of groundwater in the various OWs at two depths : 40 m and 100 m, as well as in SCW3 at a depth of 11 m. The variation of key parameters in Table 4.1, along with the concentrations of dissolved components in Table 4.2, is indicated by the median and the Absolute Median Deviation (AMD). These statistical parameters enable us to characterize the variability of the measured parameters across samples collected between July 2022 and July 2024, while effectively excluding outlier values to ensure robust analysis.

TABLEAU 4.1 Medians of physicochemical parameters collected over a two-year sampling period from OWs at two depths, as well as SCW3, along with their corresponding absolute median deviations (AMD).

Parameter	Temperature (°C)	Specific Conductance (μS/cm)	Dissolved Oxygen (%)	pH	ORP (mV)
OW1-40m	10.2 ± 1.8	707.0 ± 58.0	0	7.43 ± 0.1	-74.2 ± 22.1
OW1-100m	10.4 ± 1.5	727.0 ± 26.0	0	7.37 ± 0.1	-71.6 ± 14.7
OW3-40m	9.8 ± 1.6	680.0 ± 54.5	0	7.43 ± 0.1	-102.6 ± 31.5
OW3-100m	9.7 ± 1.0	674.0 ± 39.0	0.1 ± 0.1	7.40 ± 0.1	-56.6 ± 20.2
OW7-40m	9.9 ± 0.7	685.5 ± 56.0	0	7.43 ± 0.1	-79.6 ± 29.0
OW7-100m	10.0 ± 0.8	694.5 ± 45.5	0	7.35 ± 0.1	-63.1 ± 38.0
SCW3-11m	11.5 ± 2.2	720.5 ± 41.5	0	7.36 ± 0.1	-46.8 ± 41.0

#### 4.4.1 Groundwater characteristics

*Hydrochemistry.* Groundwater temperature ranged between a median of 9.7 °C and 11.5 °C across all wells Table 4.1. Temperature variation between the cooling and heating seasons exhibited an AMD ranging from 0.75 to 2.18 °C, with the highest AMD observed in the SCW compared to the other observation wells. This difference is attributed to heat exchange processes in the SCW ; however, these variations are still considered minimal ( $< \pm 5$  °C) [44]. Additionally, the AMDs in the OWs are more pronounced in wells that are closer to the IW, with the magnitude of AMD following this trend : OW7 < OW3 < OW1, and in shallower depths (40 m) compared to greater depths (100 m).

The data indicate that the pH levels across the various wells are consistently close to neutrality, ranging from 7.35 to 7.43. This stability suggests a well-maintained geochemical environment. The AMD reflects a minimal fluctuation in pH across the sampling locations. Such low variability implies that the geochemical conditions remain stable despite potential external influences.

Specific conductance values, ranging from a median of 674 to 727 μS/cm, also show moderate levels and remain relatively close and stable across the wells. This consistency indicates a stable ionic concentration in the groundwater. Notably, the specific conductance at SCW3 (720.5 μS/cm) is comparable to that of the deeper observation wells, suggesting that the system does not significantly alter the ionic concentration of groundwater when mixing the shallower groundwater with deeper groundwater. This stable ionic concentration further supports the idea of a consistent geochemical environment throughout the system. The specific conductance values can be further explained by the TDS values. Higher TDS levels generally lead to increased conductance and thereby increase the corrosive potential of water. In this study, the maximum TDS value recorded was 482 ppm, which is well below the critical value of 1000 ppm mentioned by [51]. The stability of specific conductance is also related to the

stability of TDS, with an AMD of less than 19.5 ppm (Table 4.2). Throughout most of the sampling period, DO level was observed to be zero, reflecting an anoxic and/or anaerobic environment. Notably, the median values were calculated without considering outliers, which could skew the results. However, two measurements in the SCW well recorded DO levels around 40% due to a technical anomaly involving the submersible pump in May 2024. Once this issue was rectified, DO levels reverted to the initial value of 0%, reinforcing the characterization of the water as predominantly anaerobic. This characterization of an anoxic environment is further substantiated by the observed negative values of ORP, which ranged from -46.8 to -102.6 mV. These negative ORP values are indicative of reducing conditions, which are particularly pronounced at shallower depths compared to greater depths.

The concentrations of dissolved metals are shown in Table 4.2. The total dissolved iron concentrations ranged from 0.1 to 0.5 mg/L, with a median of 0.3 mg/L across all wells. These values are considered relatively low. Similarly, the total dissolved manganese concentrations are in the order of magnitude of  $10^{-2}$ , which are also considered relatively low. Both components exhibit stability and low fluctuation. The consistent levels of iron and manganese across different depths and wells suggest stable redox conditions. These metals are sensitive to changes in redox, so their steady concentrations indicate that the chemical processes affecting them are stable. This stability points to a reducing environment, typical of anoxic conditions, where redox reactions favor the preservation of metals in their reduced forms, instead of being oxidized, which is further supported by the low ORP values discussed earlier. Notably, at two specific dates, peaks in dissolved iron were observed in OW3 at a depth of 40 meters, with concentrations reaching 45.7 mg/L and 24.9 mg/L. These abnormal peaks are attributed to the location of OW3, which is situated on a convergent slope. Additionally, the design of the well—where the top is situated below the surface—allows for water from surrounding higher ground to naturally drain or flow toward it, facilitating the infiltration of rainfall. The dates of these peaks, April 2023 and April 2024, correspond to periods of high rainfall (see Figure 4.7). Following these peaks, the dissolved iron levels in OW3 at 40 meters returned to their normal values, indicating that the spikes were transient and likely driven by episodic rainfall events. The concentrations of silicate (Si), chloride ( $\text{Cl}^-$ ), and sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) are relatively stable. These ions are commonly found in groundwater and their concentrations can be influenced by various factors, including the geological formation, water-rock interactions, and anthropogenic activities. The stability of these parameters in the studied wells suggests a relatively consistent groundwater composition.

DOC concentrations across most samples were generally low, ranging from 4.75 mg/L to 6.6 mg/L, with variability of  $\pm 0.85$  to  $\pm 3.55$  mg/L. Notably, some samples exhibited significant peaks, with a maximum recorded value of 48 mg/L. These peaks are likely due to transient

TABLEAU 4.2 Median concentrations of  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Si, TDS, and DOC, collected over a two-year sampling period, along with their absolute median deviations (AMD).

Parameter	$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	$\text{Mn}^{2+}$	$\text{Cl}^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	Si	TDS	DOC
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
OW1-40m	$0.3 \pm 0.05$	$0.014 \pm 0.0003$	$34.0 \pm 3.3$	$60.4 \pm 3.0$	$5.7 \pm 0.7$	$434.0 \pm 12.0$	$6.0 \pm 2.0$
OW1-100m	$0.3 \pm 0.10$	$0.014 \pm 0.0006$	$31.3 \pm 1.9$	$55.5 \pm 7.3$	$6.0 \pm 0.7$	$421.0 \pm 12.0$	$6.6 \pm 3.5$
OW3-40m	$0.3 \pm 0.20$	$0.014 \pm 0.0015$	$29.1 \pm 4.0$	$61.4 \pm 1.4$	$5.6 \pm 1.1$	$422.5 \pm 5.5$	$6.2 \pm 1.3$
OW3-100m	$0.3 \pm 0.00$	$0.013 \pm 0.0005$	$33.1 \pm 3.6$	$61.3 \pm 1.6$	$5.9 \pm 1.1$	$441.0 \pm 13.0$	$5.9 \pm 1.2$
OW7-40m	$0.3 \pm 0.10$	$0.013 \pm 0.0024$	$28.9 \pm 0.6$	$56.4 \pm 2.6$	$5.7 \pm 0.8$	$430.5 \pm 13.5$	$5.4 \pm 3.0$
OW7-100m	$0.2 \pm 0.00$	$0.013 \pm 0.0008$	$29.2 \pm 2.7$	$56.3 \pm 4.9$	$6.0 \pm 0.6$	$424.5 \pm 19.5$	$4.7 \pm 0.9$
SCW3-11m	$0.3 \pm 0.10$	$0.015 \pm 0.0021$	$30.9 \pm 1.6$	$60.4 \pm 2.4$	$6.4 \pm 0.2$	$441.0 \pm 15.0$	$4.8 \pm 3.6$

inputs of organic matter, which could result from seasonal runoff or localized biological activity. Following these spikes, the DOC concentrations quickly returned to their baseline levels, indicating that the increases were short-lived and not reflective of a sustained alteration in the organic carbon dynamics of the system.

*Microbiology.* Figure 4.5 illustrates the total concentrations of different iron bacteria species, specifically *Gallionella sp.* and *Leptothrix sp.*, represented on a logarithmic scale, alongside the concentrations of ferrous iron. The detection limits (LOD) for iron bacteria and ferrous iron were 200 CFU/100 mL and 0.02 mg/L, respectively. Results show that iron-oxidizing bacteria *Gallionella sp.* and *Leptothrix sp.* were more prevalent in the first year of sampling (July 2022 to May 2023), and became progressively less abundant, reaching complete absence by July 2024. Their presence was particularly notable at wells OW1 and OW3 during the first year, with the highest concentrations observed at OW3 at 40 meters. This corresponds to peaks in dissolved iron concentrations, such as the spike in ferrous iron in April 2023, with a concentration of 0.35 mg/L. A second peak was noted in April 2024, with a concentration of 0.41 mg/L, but no iron bacteria were detected at this time. This indicates that episodic peaks in ferrous iron concentration do not necessarily correlate with the presence of iron bacteria. At SCW3, 11 meters, the maximum recorded value for iron bacteria was  $7.6 \times 10^4$  CFU/100mL in April 2023.

The analyses conducted on pathogenic groups included AB, TC, and *E. coli*. Figure 4.6 illustrates the variation of these pathogenic groups over the two-year monitoring period. *E. coli* was consistently absent throughout the sampling period. In contrast, AB and TC showed some fluctuations over time. Notably, AB levels fluctuated especially in wells OW1 and SCW3, while TC showed relatively minor variations. The variations began around December 2022, with AB peaking in OW1 at a depth of 100 meters, coinciding with a pumping period (see Figure 4.7). This rise in AB appears to be associated with pumping, suggesting that it may be

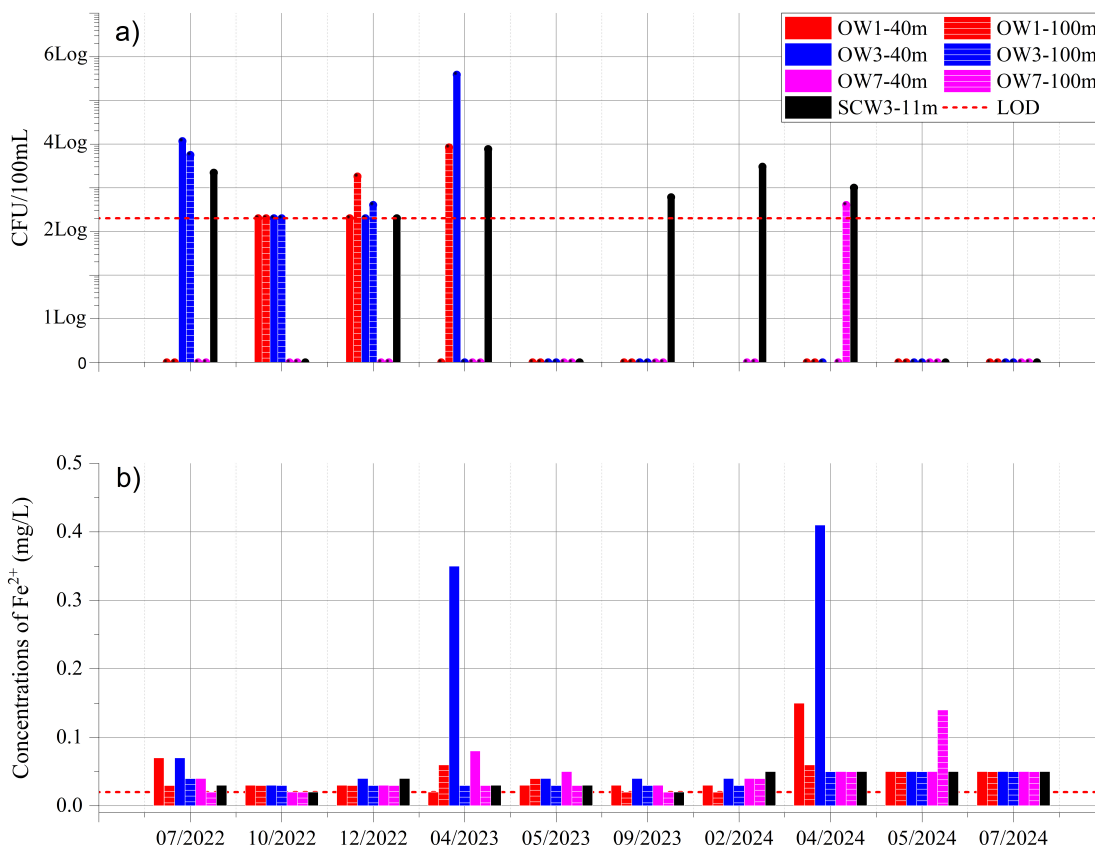


FIGURE 4.5 a) Iron bacteria presence, represented on a logarithmic scale as  $10^2$  CFU/100 mL = 2Log CFU/100 mL, along with b) ferrous iron concentration. Missing bars indicate points where sampling was not possible, mainly due to snow accumulation, which hindered access to the wells.

introducing pathogenic groups from an alternative source. However, both AB and TC began to decline in February 2024, reaching levels of 15 CFU/100 mL for AB and 10 CFU/100 mL for TC at the final sampling date across all wells. These values are below the environmental drinking water standards set by the Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC), which are 200 CFU/100 mL for AB and 10 CFU/100 mL for TC [52].

The analysis of NGS data conducted on the samples allowed for the observation of variations in taxonomic groups (Figure 4.7) and functional groups (Figure 4.8). Figure 4.7 illustrates the abundance of taxonomic family groups across different samples over the sampling period, including the pumping and bleeding times recorded from November 2022 to May 2024, alongside precipitation levels (rainfall).

Notably, the taxonomic family *Comamonadaceae* was initially the dominant family in the

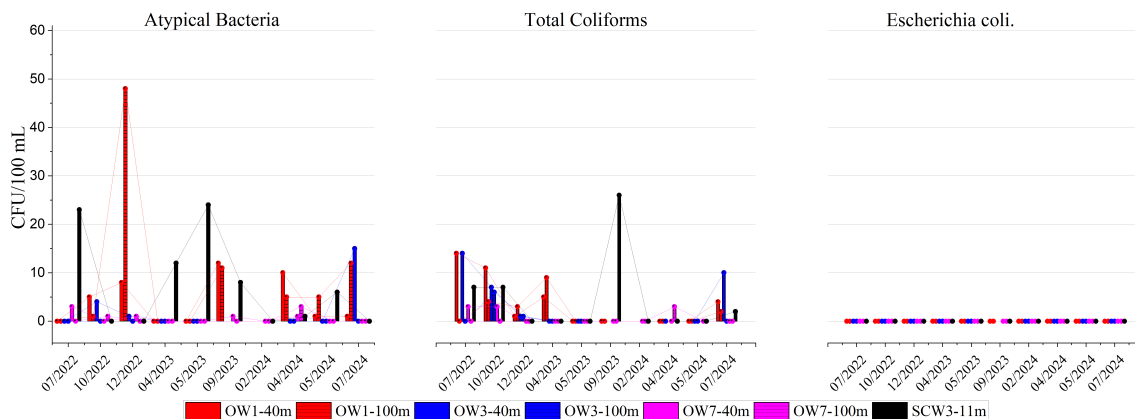


FIGURE 4.6 Variation of pathogenic groups over the sampling period.

groundwater. This family is commonly found in various environments and comprises bacteria that thrive under both aerobic and anaerobic conditions, which accounts for their prevalence in deep groundwater [53]. Some species within this family, such as *Rhodoferrax ferrireducens*, are involved in iron reduction and can participate in the oxidation of organic substrates [53]. However, this species was detected in small abundance during the first sampling and was not identified in subsequent samples.

Following startup of the system in 2022, *Burkholderiaceae* and *Woesearchaeia* species emerged as the most abundant families on most sampling dates, with a notable dominance of *Burkholderiaceae*. This family is a diverse group of bacteria within the order *Burkholderiales*, similar to *Comamonadaceae*. This order is recognized for its extensive metabolic capabilities and ecological versatility, enabling its members to thrive in various environments, including soil, water, and the rhizosphere of plants [54]. The presence of *Burkholderiaceae* may inhibit the growth of *Comamonadaceae* through competitive exclusion, as they utilize similar resources more efficiently under altered conditions. This family is also noted for its higher adaptability and resilience to changing environmental conditions [55]. Remarkably, the *Burkholderiaceae* family showed increased abundance in April 2023 and April 2024, coinciding with high rainfall rates. As previously mentioned, this precipitation may lead to the influx of rainwater into the wells, favoring the growth of *Burkholderiaceae*, which became over 90% abundant, particularly in the OW3-40m and OW1-40m wells, located on a convergent slope.

Notably, the microbial populations at shallower depths seem to show more rapid changes, especially in response to seasonal variations. This could be due to more immediate interaction with surface water recharge, nutrient inputs, or temperature fluctuations.

*Gallionellaceae* was observed on three consecutive dates in SCW3—April 2024, May 2024,



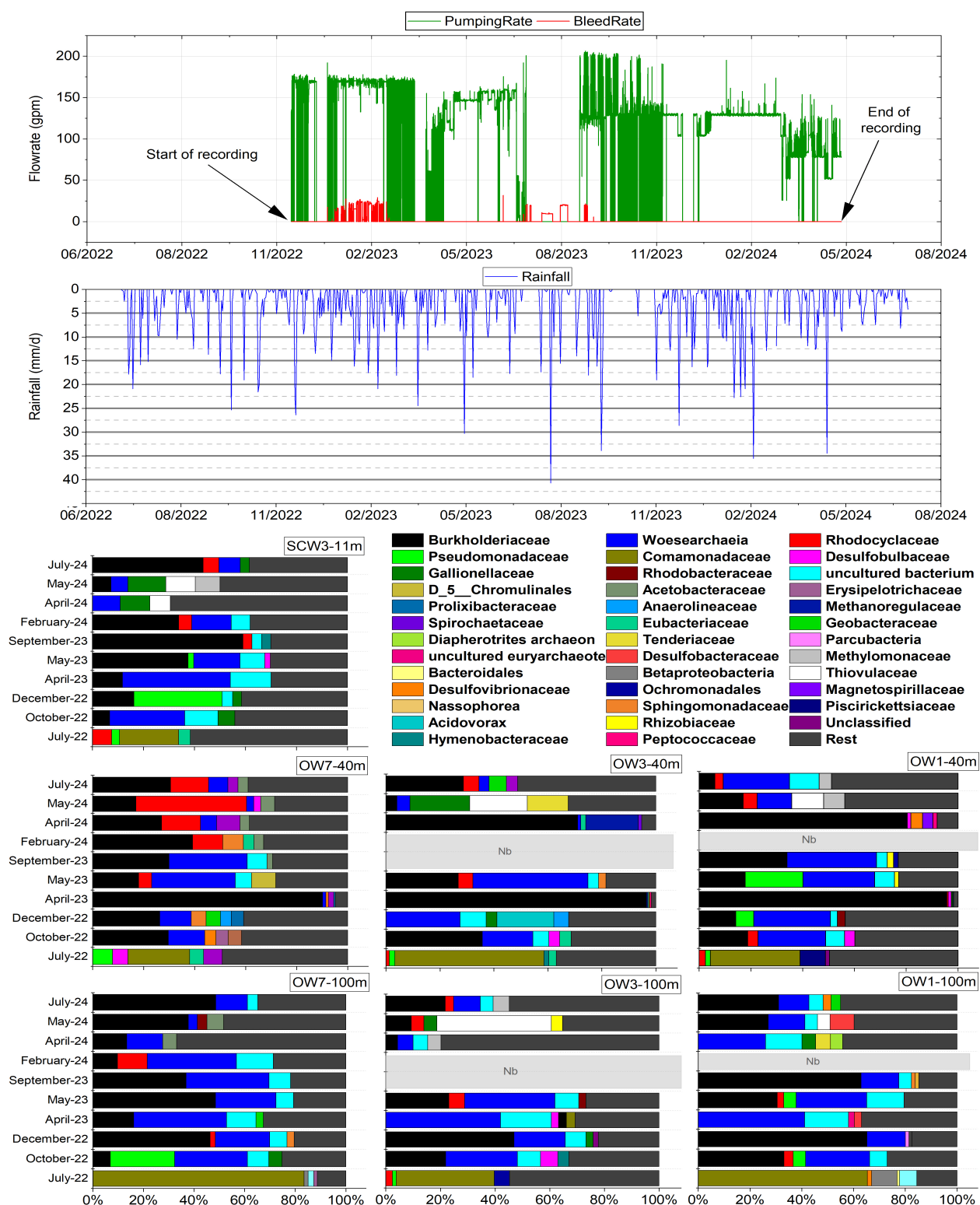


FIGURE 4.7 Abundance of taxonomic families : Top – Period of pumping and bleeding recorded from November 2022 to May 2024; Middle – Rainfall events over the two-year sampling period. Nb : Sampling could not be conducted.

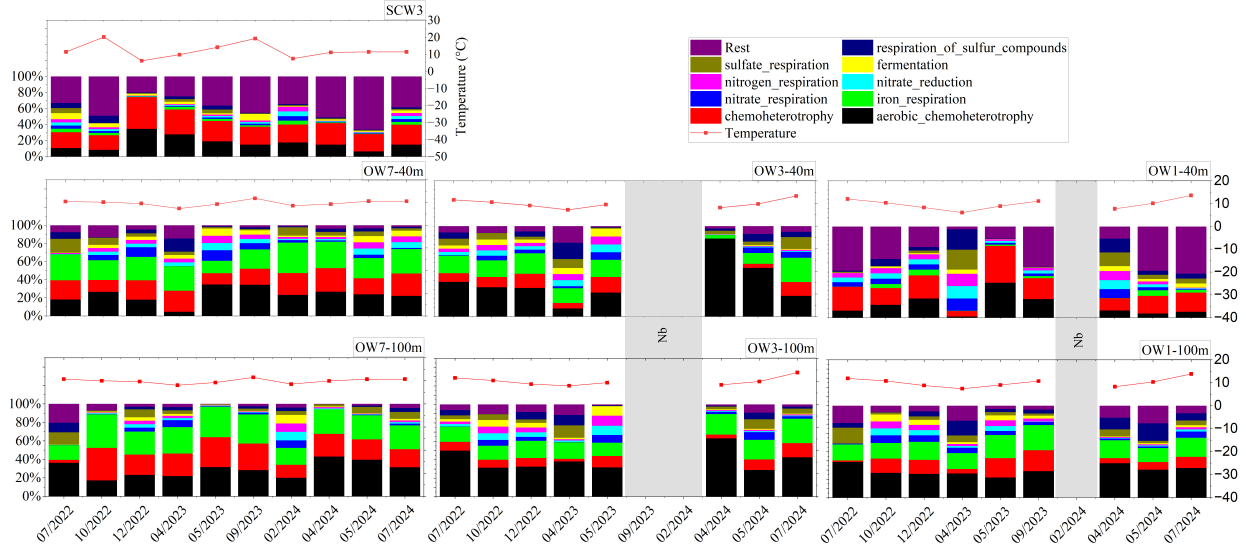


FIGURE 4.8 Abundance of microbial functional groups over the two-year sampling period alongside temperature variations. Nb : Sampling could not be conducted.

and July 2024—likely due to the introduction of oxygen following a technical issue during the sampling in April 2024. *Gallionellaceae* are iron-oxidizing bacteria, typically thriving in environments with abundant iron and fluctuating oxygen levels [53]. However, their abundance gradually declined to less than 3.5% by July 2024. Notably, the presence of *Gallionellaceae* does not necessarily indicate active iron oxidation, as iron bacteria are completely absent in both May 2024 and July 2024, as shown in Figure 4.5.

Additionally, *Rhodocyclaceae* was observed on certain sampling dates, with a notable presence on four consecutive dates in OW7 at a depth of 40 m. Members of this family are recognized for their role in denitrification, particularly nitrate respiration [56].

For instance, in May 2023 and February 2024, we can observe the emergence of several microbial families that might reflect a higher nutrient load or shifts in water chemistry at shallower depths due to active pumping and reinjection of water in SCW3 (Figure 4.7). Moreover, a bleed operation was conducted between January 2023 and April 2023. This operation does not seem to have had any significant impact on the microbial community, unlike the changes observed during pumping operations.

Figure 4.8 illustrates that the most abundant microbial functional groups include chemoheterotrophs (in red), aerobic chemoheterotrophs (in black), and iron-respiring bacteria (in green). The prevalence of chemoheterotrophy and aerobic chemoheterotrophy is evident, with the dominant taxonomic family, *Burkholderiaceae*, consisting of aerobic chemoheterotrophic bacteria. Conversely, the second most abundant group, *Woesearchaeia*, comprises anaerobic

chemoheterotrophic bacteria [57]. The abundance of anaerobic bacteria correlates with the low DO levels and redox conditions. Although the abundance of aerobic chemoheterotrophs is less consistent, this may be attributed to the resilience of *Burkholderiaceae*, which can easily adapt to varying environmental conditions and are known as antibiotic-resistant bacteria.

Iron-respiring bacteria are also prevalent in OW7, OW3 at both depths, and OW1 at 100m, likely due to the reducing conditions present in the groundwater. This functional group participates in anaerobic respiration, utilizing iron as the terminal electron acceptor instead of oxygen, reducing ferric iron ( $\text{Fe}^{3+}$ ) to ferrous iron ( $\text{Fe}^{2+}$ ), which dissolves in water. However, in our case, the levels of dissolved iron remain stable at  $\text{AMD} < 0.2 \text{ mg/L}$ .

Moreover, the presence of nitrate respiration, as previously noted, is primarily associated with *Rhodocyclaceae*. These species are capable of reducing nitrate to nitrogen gas under anaerobic conditions, playing a key role in nitrogen cycling [56]. In contrast, sulfate respiration and the respiration of sulfur compounds were less abundant than the aforementioned groups. SRB were not detected in any samples during the two-year monitoring period, a finding reflected in the low abundance of sulfate respiration functional groups.

Rainfall precipitation contributes to nutrient enrichment, leading to increased microbial diversity, particularly noted in April 2023 and 2024. The richness of microbial communities is supported by the peak numbers of Amplicon Sequence Variants (ASVs), unique sequences of 16S rRNA, observed in both April 2023 and April 2024 (data not shown). An exception is OW3 at 40m, where richness reached its minimum. Figure 4.8 highlights that aerobic chemoheterotrophs constituted over 80% of the microbial community in this well, likely due to infiltration processes that may have enriched the oxygen content, fostering the development of aerobic chemoheterotrophy, as indicated by the higher abundance of *Burkholderiaceae*.

Finally, there appears to be a trend linking chemoheterotrophy to groundwater temperature, suggesting that the bacteria composing the groundwater, particularly the chemoheterotrophs, are psychrotrophic. This indicates that they thrive at lower temperature ranges (winter) and exhibit reduced activity at warmer temperatures (summer).

#### 4.4.2 Chemical and microbiological Impact

Over a two-year period, we monitored and analyzed the impact of a SCW system on groundwater chemistry at shallow and deeper depths (40 m and 100 m). The findings of this study reveal that, following groundwater flow through the SCW, no significant changes were observed in water chemistry.

Previous studies indicate that SCW operation may introduce oxygen into the system, poten-

tially causing filter clogging from iron and manganese precipitation [24,31,46]. In our study, however, water composition displayed only minor fluctuations, with DO consistently remaining at or near 0 mg/L. Following a technical issue, a brief increase in DO was observed, after which levels promptly returned to baseline (0 mg/L), maintaining stable redox conditions. This resilience was also supported by microbial abundance data (Figure 4.7), where an initial oxygen spike led to a temporary formation of *Gallionellaceae* that diminished as oxygen returned to normal. Despite episodic oxygen enrichment and occasional iron concentration peaks,  $\text{Fe}^{2+}$  levels and other groundwater chemistry parameters remained stable. Additionally, relatively consistent silicate, chloride, and sulfate levels suggest that SCW operation has not substantially altered overall groundwater chemistry, underscoring the resilience of the system's geochemistry.

Iron bacteria, specifically *Gallionella sp.* and *Leptothrix sp.*, demonstrated a notable temporal variation in abundance during the study period. These iron-oxidizing bacteria were most prevalent during the first year of sampling (July 2022 to May 2023) and declined progressively to undetectable levels by July 2024. Concentrations were highest in wells OW1 and OW3, particularly at a depth of 40 meters in OW3, where elevated bacterial levels coincided with spikes in dissolved iron, such as 0.35 mg/L in April 2023. Interestingly, a subsequent iron concentration peak in April 2024 (0.41 mg/L) was not accompanied by iron-oxidizing bacteria, indicating that iron concentration alone does not consistently drive bacterial presence.

Our investigation indicates that the primary factor influencing water microbiology in this context was rainfall infiltration, which enriched microbial communities (Figure 4.7) and enhanced microbial diversity (Figure 4.8). Species within the *Burkholderiaceae* family responded positively to this enrichment, comprising over 90% of the microbial community at certain depths during peak periods. Shallow groundwater exhibited rapid microbial changes associated with seasonal fluctuations and surface water interactions, while deeper layers maintained more stable populations. Notably, aerobic chemoheterotrophic bacteria thrived in anaerobic environments, demonstrating the resilience of *Burkholderiaceae* species, which can adapt to changing conditions.

The findings suggest that the active pumping and reinjection operations of the SCW3 system caused subtle shifts in microbial community composition at various depths, likely due to slight nutrient fluctuations. For instance, the emergence of certain microbial families at shallower depths in May 2023 and February 2024 may reflect minor nutrient enrichments or adjustments in water chemistry. Conversely, a bleed operation conducted between January and April 2023 had no notable impact on microbial composition, suggesting that such interventions do not significantly disrupt the established microbial community structure within the SCW system.

### 4.4.3 Thermal impact

Several other studies indicate that changes in groundwater temperature significantly affect its chemical, microbial, and physical composition. According to Hähnlein et al. [45], a temperature variation of up to 10 °C can accelerate chemical reactions by 2–4 times, leading to shifts in microbial abundance. Griebler et al. [29] emphasizes that temperature is a critical factor for microbial diversity and function. However, our findings align with Dinkel et al. [24] and Brielmann et al. [30] studies suggesting that variations of up to 6 °C do not result in substantial changes in microbial diversity. In our study, the observed seasonal temperature variation in AMD was only 2.18 °C, indicating minimal impact. Temperature data from July 2022 and July 2024 show consistency across most wells, suggesting that system operations have not significantly affected groundwater temperature; instead, seasonal fluctuations are the primary drivers.

Furthermore, our results support the notion that the influence of shallow systems on the surface ecosystem, including aboveground flora and soil fauna, is limited. As depth increases, the influence diminishes [45,58], as evidenced by greater variability in microbial communities at shallower depths compared to deeper layers.

## 4.5 Summary and conclusion

Over a two-year period, the impact of a standing column well heat exchanger, installed in an elementary school in Mirabel, Quebec, Canada, on groundwater geochemistry and microbiology was monitored. Groundwater chemistry remained stable, showing no significant changes after pumping, reinjection, and passage through the system. Next-generation sequencing analysis revealed that the primary factors affecting bacterial community composition were nutrient enrichment from oxygen introduction and rainfall infiltration. Episodic events, such as a technical issue that allowed oxygen infiltration and high rainfall leading to groundwater recharge in a downslope well, contributed to these changes. Nevertheless, the resilience of the groundwater geochemistry was evident, as stability was maintained following these episodic events.

The system demonstrated a low risk of biocorrosion, biofouling, and clogging, as iron-oxidizing bacteria were infrequently detected at low concentrations ( $< 10^5$  CFU/100 mL). Additionally, low levels of ferrous iron and dissolved manganese, along with stable concentrations of silicate, chloride, and sulfate, were observed. The redox conditions remained stable throughout the operational phase, indicating a minimal risk of precipitation and clogging.

Overall, this study supports that standing column wells are an effective alternative to closed-loop systems for geothermal applications, demonstrating stability and low risk to groundwater quality.

## **Acknowledgements**

The authors acknowledge the support from partners of the Geothermal Research Chair on the Integration of SCWs in Institutional Buildings, namely Hydro-Québec, the Ministry of Higher Education of Québec, CSSMI, CSSDM, CSSS, Versa Profiles, Marmott Energy, CanmetENERGY and Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). Additionally, we thank the anonymous reviewers and colleagues that provided constructive comments. In particular we would like to express our profound gratitude to Gabrielle Beaudry for her exceptional contribution to the development of a crucial portion of the sampling protocol and her dedicated fieldwork in 2022. This work was financed by the NSERC through grant number ALLRP 544477-19.

## Nomenclature

### Acronyms

*AB* Atypical Bacteria

*AMD* Absolute Median Deviation

*ASV* Amplicon Sequence Variant

*CFU* Colony-Forming Units

*CLB* Closed-Loop Boreholes

*DO* Dissolved Oxygen

*DOC* Dissolved Organic Carbon

*E.coli* *Escherichia coli*

*GHE* Ground Heat Exchanger

*IR* Iron Bacteria

*IW* Injection Well

*LOD* Limit of Detection

*NGS* Next Generation Sequencing

*ORP* Oxidation-Reduction Potential

*OW* Observation Well

*SCW* Standing column well

*SRB* Sulfate-Reducing Bacteria

*TC* Total Coliforms

*TDS* Total Dissolved Solids

## CHAPITRE 5 DISCUSSION ET RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

L'objectif principal de cette étude était de suivre l'évolution de la qualité biogéochimique de l'eau souterraine exploitée par un système de PCP, dans le but d'évaluer les impacts environnementaux et opérationnels potentiels de ce système. Pour ce faire, des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur un système opérationnel pendant deux ans (de juillet 2022 à juillet 2024), installé dans une école primaire à Mirabel, au Québec, dans le cadre des travaux de la Chaire de recherche en géothermie sur l'intégration des PCP dans les bâtiments institutionnels. Une analyse approfondie des différents paramètres thermiques, chimiques et microbiologiques a été réalisée. Le présent chapitre discute des résultats obtenus tout au long de ce mémoire et les enrichit en présentant des données complémentaires liées à cet objectif.

### 5.1 Viabilité des installations de puits à colonne permanente

Comme mentionné dans les chapitres 1 et 2, bien que les performances des PCPs soient reconnues et soutenues par de nombreuses études, des préoccupations subsistent quant à leur impact potentiel sur la qualité des eaux souterraines exploitées. Le manque de littérature spécifique à ce sujet a motivé la réalisation de cette étude, menée dans un contexte géoclimatique propre au Québec. Cette étude vise non seulement à évaluer la viabilité des PCP dans ce contexte, mais aussi à extrapoler ces conclusions à une échelle mondiale.

Les impacts potentiels identifiés, qu'ils soient thermiques, physicochimiques, microbiologiques ou hydrogéologiques, ont été analysés dans le Chapitre 4. Cette section présente une discussion plus globale.

#### 5.1.1 Impact hydrogéologique

Comme mentionné dans le chapitre 2, bien que les impacts hydrogéologiques des systèmes PCP soient globalement limités, des variations du niveau d'eau souterraine peuvent toutefois se manifester dans les installations de ce type. Lors des campagnes d'échantillonnage, le niveau statique de l'eau souterraine a été systématiquement mesuré. La Figure 5.1 illustre les variations de la profondeur du niveau statique dans les puits PCP3, PO7, PO3, et PO1, ces mesures étant effectuées par rapport au sommet du tubage des puits.

Durant les deux années de suivi, le rabattement le plus significatif a été enregistré au niveau du puits PCP3, où la profondeur du niveau statique est passée de 1,6 m à 1,95 m en Octobre 2022. Une élévation ponctuelle du niveau d'eau, observée en avril 2024 (Nb) dans le PCP3,



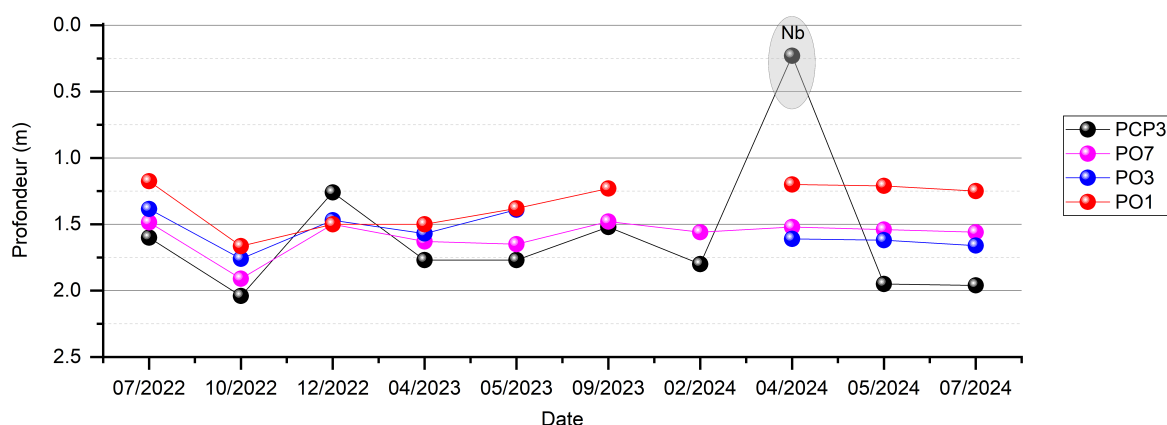


FIGURE 5.1 Variations de la profondeur du niveau statique dans les puits PCP3, PO7, PO3, et PO1. Nb : Problème technique temporaire. Les points absents signifient que l'échantillonnage n'a pas pu être réalisé à cause des conditions climatiques.

a été attribuée à un problème technique temporaire survenu à cette période (voir Chapitre 4). Une fois le problème corrigé, le niveau d'eau a retrouvé sa valeur initiale, confirmant le caractère localisé et temporaire de cette anomalie.

Par ailleurs, une augmentation notable du niveau d'eau a été constatée entre avril 2023 et septembre 2023. Cette période correspond principalement aux épisodes d'infiltration d'eau de pluie, comme discuté dans le chapitre 4, ou potentiellement aussi à la fonte des neiges, typique de la période allant de mi-mars à mi-mai. L'infiltration de l'eau issue des précipitations ou de la fonte des neiges constitue un paramètre clé pour le développement des microorganismes dans les eaux souterraines. Ces recharges saisonnières peuvent influencer les dynamiques biologiques et chimiques des aquifères.

De plus, les opérations de saignée réalisées en février 2023 (4.6) ont provoqué un rabattement temporaire du niveau d'eau. Ce rabattement, plus marqué dans les puits proches du PCP3 et moins prononcé dans ceux situés à proximité du point PI, est resté limité en amplitude et a été considéré comme négligeable du point de vue de l'impact global.

Ces observations confirment que, bien que des variations du niveau d'eau puissent survenir sous l'effet de facteurs techniques ou naturels, les impacts hydrogéologiques des systèmes PCP demeurent faibles dans des conditions d'exploitation normales. Cela souligne que les systèmes PCP constituent une solution robuste et durable dans des contextes similaires, avec des perturbations minimales sur les aquifères environnants. Un suivi continu des paramètres hydrogéologiques reste néanmoins essentiel pour garantir la pérennité de ces systèmes et évaluer leur influence potentielle sur les ressources en eau souterraine.

### 5.1.2 Évolution de la chimie de l'eau

Les analyses chimiques réalisées à différentes profondeurs (40 m et 100 m) indiquent une stabilité remarquable des concentrations en éléments-clés comme le fer, les silicates, le chlorure et les sulfates. Contrairement à certaines études antérieures évoquant des risques de précipitation de fer ou de manganèse en présence d'oxygène, nos résultats démontrent que les conditions redox sont restées stables grâce à une concentration en oxygène dissous proche de 0 mg/L. Même lors d'un épisode technique ayant causé une augmentation temporaire de DO, les paramètres chimiques sont rapidement revenus à leur état initial, confirmant la capacité de résilience du système. Cette résilience est également étayée par les valeurs de l'alcalinité mesurées (Tableau 5.1). L'alcalinité est un indicateur de la stabilité du pH et, par conséquent, de la stabilité des conditions géochimiques. Des valeurs supérieures à 200 mg/L ont été mesurées, illustrant ainsi une stabilité du pH [59].

### 5.1.3 Dynamique des communautés microbiennes

Les variations temporelles des communautés microbiennes ont été influencées principalement par les infiltrations pluviales et les fluctuations saisonnières. Les épisodes de recharge en eau ont favorisé la diversité microbienne, notamment à travers l'enrichissement en espèces appartenant à la famille des «*Burkholderiaceae*», qui ont dominé les populations microbiennes durant certaines périodes. Les données montrent également que les bactéries oxydantes du fer («*Gallionella sp.*» et «*Leptothrix sp.*») présentaient une abondance significative durant la première année avant de diminuer progressivement, indépendamment des concentrations de fer dissous. Ce phénomène pourrait résulter d'une stabilisation des conditions biogéochimique au sein des puits et d'une adaptation progressive des communautés microbiennes.

TABLEAU 5.1 Variation de l'alcalinité dans le PCP et les POs : médiane et écart absolu médian

Puit	médiane ( $\pm$ écart absolu médian) mg/L
PO1-40m	251.78 $\pm$ 9.31
PO1-100m	264.74 $\pm$ 8.68
PO3-40m	256.10 $\pm$ 6.46
PO3-100m	267.93 $\pm$ 3.43
PO7-40m	260.27 $\pm$ 19.53
PO7-100m	257.52 $\pm$ 11.03
PCP3-11m	264.34 $\pm$ 11.44

### 5.1.4 Interactions thermiques

Les variations de température des eaux souterraines ont été identifiées par la littérature comme un facteur critique influençant à la fois les processus chimiques et microbiologiques des aquifères. Nos résultats montrent une variation thermique maximale de 2,18 °C, ce qui reste en deçà des seuils identifiés par la littérature comme susceptibles d'induire des changements significatifs dans les communautés microbiennes ou les réactions chimiques. Ces observations renforcent l'idée que, dans des conditions d'exploitation normales, les systèmes PCP présentent une empreinte thermique limitée.

Comme mentionné dans le Chapitre 2, Comeau et Raymond [1] recommandent, pour le Québec, une marge de  $\pm 5$  °C entre la température de réinjection et celle de l'eau souterraine extraite afin de limiter les impacts environnementaux. La figure 5.2 illustre les variations de la différence de température entre l'eau extraite et l'eau réinjectée ( $^{\circ}\Delta T$ ). Les données montrent que, dans la majorité des cas, cette marge est respectée. Cependant, durant certaines périodes de pointe, notamment lors de variations saisonnières ou d'intensification des opérations, le dépassement maximal de cette marge a été de  $\pm 10$  °C, avec une différence de  $\pm 16.5$  °C entre la température de réinjection et celle de l'eau souterraine extraite.

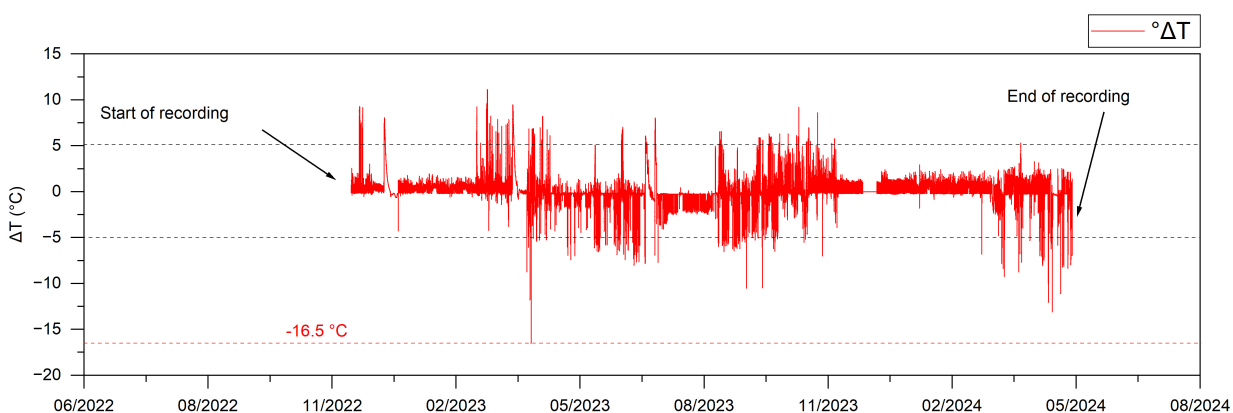


FIGURE 5.2 Variations de la différence de température entre l'eau extraite et l'eau réinjectée ( $^{\circ}\Delta T$ ).

Bien que ce dépassement soit déconseillé, aucune répercussion notable n'a été observée sur la chimie de l'eau ou sur le développement des communautés bactériennes. De plus, ces dépassements n'ont pas induit de variation significative de la température initiale de l'eau souterraine, qui, comme mentionné précédemment, a atteint une variation maximale de 2,18 °C. Ces résultats renforcent l'idée que le système étudié, même en cas de dépassement momentané des seuils thermiques recommandés, n'altère pas l'équilibre biogéochimique de l'aquifère.

### 5.1.5 Impacts opérationnels et environnementaux

L'impact du PCP sur la qualité de l'eau souterraine semble être limité, comme le montrent la stabilité des paramètres chimiques et microbiologiques. Les activités de pompage et de réinjection ont entraîné de légères modifications dans la composition microbienne, sans toutefois perturber de manière significative la structure des communautés établies. Du point de vue opérationnel, le système n'a rencontré aucun problème de colmatage, d'obstruction ou de corrosion pendant ses deux années d'exploitation, et les risques restent faibles. Ces résultats suggèrent que le système peut être considéré comme durable sur le plan environnemental, à condition de mettre en œuvre des mesures préventives pour limiter les perturbations potentielles à l'avenir.

## CHAPITRE 6 CONCLUSION

### 6.1 Synthèse des travaux

Dans le cadre de cette étude, un système géothermique composé de cinq puits à colonne permanente, destiné au chauffage et à la climatisation d'une école primaire à Mirabel, Québec, a été analysé. Pendant deux années d'opération, dix campagnes d'échantillonnage ont été réalisées. Ces campagnes ont inclus des analyses in situ (mesures de paramètres physico-chimiques) et des analyses en laboratoire portant sur la chimie et la microbiologie de l'eau souterraine exploitée par le système. Une large gamme de paramètres a été évaluée afin de fournir une vision détaillée des caractéristiques biogéochimiques de l'eau souterraine. Pour atteindre cet objectif, des méthodes d'analyse précises et modernes, comme le « next-generation sequencing » (NGS), ont été employées.

#### 6.1.1 Principaux résultats et conclusions

Les variations thermiques observées dans cette étude ont montré une stabilité remarquable, avec des fluctuations saisonnières limitées. Ces données confirment que le fonctionnement du système n'a pas induit de modifications significatives de la température des eaux souterraines, corroborant ainsi les conclusions d'études précédentes. Ces variations thermiques modérées n'ont pas d'impact notable sur la diversité microbienne ou chimique, réaffirmant la négligeabilité de l'empreinte thermique du système dans ce contexte géoclimatique.

Les analyses chimiques ont mis en évidence une résilience accrue des eaux souterraines face aux perturbations potentielles. La stabilité des conditions redox et une alcalinité élevée ( $> 200$  mg/L) témoignent de l'absence de processus significatifs de précipitation ou de déséquilibres chimiques, même lors des épisodes de recharge hydrique. Cela reflète la capacité des aquifères à maintenir des conditions favorables malgré les variations naturelles et les opérations techniques associées au système.

Sur le plan microbiologique, les données ont révélé que les dynamiques des communautés étaient principalement influencées par des facteurs naturels, tels que les infiltrations pluviales. Bien que des changements temporaires aient été observés, ces variations traduisent une adaptation écologique progressive plutôt que des perturbations durables causées par le système. Ces résultats suggèrent que, dans des conditions contrôlées, les PCP peuvent co-exister de manière équilibrée avec les écosystèmes aquatiques.

## 6.2 Contribution originale

L'impact géochimique et microbiologique de la géothermie a souvent été abordé dans la littérature, notamment pour les puits en boucle ouverte et les systèmes de stockage thermique. Cependant, étant donné que les PCP sont une technologie émergente, les études portant sur leur impact sur la qualité de l'eau souterraine restent limitées. Dans le contexte québécois, les travaux de Cerclet et al. [10] ainsi que ceux d'Eppner et al. [38] se sont concentrés sur l'évaluation de la résilience des PCP face au colmatage et sur les mécanismes thermohydro-géochimiques conduisant à la précipitation et la dissolution de la calcite au sein d'un PCP. Ces recherches, principalement axées sur les mécanismes de colmatage, ont ouvert la voie à des études supplémentaires, y compris l'exploration des impacts microbiologiques des systèmes géothermiques.

Les résultats de cette étude confirment les conclusions des travaux précédents, notamment en ce qui concerne l'impact minimal du système sur le colmatage, tout en mettant en évidence la résilience géochimique et microbiologique des installations de puits à colonne permanente.

Le facteur ayant le plus d'impact sur la qualité de l'eau souterraine dans ce contexte est l'infiltration des eaux de pluie au niveau des puits localisés sur une pente convergente. Il serait donc recommandé d'améliorer l'étanchéité des puits lors de leur installation afin de prévenir tout enrichissement non désiré de l'eau.

Enfin, cette étude démontre que les PCP peuvent être intégrés efficacement dans des bâtiments institutionnels avec un impact environnemental minimal, tout en favorisant l'exploitation des énergies renouvelables. Les observations réalisées à Mirabel constituent une référence pour l'élaboration de lignes directrices mondiales sur l'utilisation des PCP dans divers environnements. Le système à Mirabel, caractérisé par sa stabilité chimique, thermique et microbiologique, illustre des pratiques exemplaires. Cependant, ces résultats suggèrent également la nécessité de renforcer les protocoles de suivi dans des contextes plus complexes.

## 6.3 Perspectives et travaux futurs

L'utilisation des puits à colonne permanente ouvre des horizons prometteurs, mais plusieurs avenues méritent d'être explorées pour approfondir les connaissances et optimiser leur potentiel :

1. **Évaluation dans divers contextes géologiques et climatiques :** Cette étude s'est concentrée sur un contexte géologique spécifique, à savoir un roc fracturé dans la région de Mirabel, Québec. Il serait pertinent d'élargir la portée des recherches en

examinant l'efficacité des PCP dans d'autres environnements géologiques, notamment les zones à forte perméabilité ou les sols plus argileux. Une telle approche permettrait de mieux évaluer la polyvalence et les limites de cette technologie.

2. **Conception et calibration de modèles numériques prédictifs :** Les données obtenues au cours de cette étude pourraient servir à développer des modèles numériques avancés pour simuler la dynamique microbiologique dans les PCP. Ces modèles prédictifs offriraient une compréhension approfondie de l'évolution des communautés microbiennes en fonction de facteurs tels que les variations de température, de pression et des conditions rédox.

## RÉFÉRENCES

- [1] F.-A. Comeau et J. Raymond, “Revue de la littérature sur les règlements et les normes relatifs aux systèmes de pompes à chaleur géothermique face à la protection des prélèvements d’eau.” 2018.
- [2] G. Beaudry, P. Pasquier et D. Marcotte, “The impact of rock fracturing and pump intake location on the thermal recovery of a standing column well : model development, experimental validation, and numerical analysis,” *Science and Technology for the Built Environment*, vol. 25, n°. 8, p. 1052–1068, 2019.
- [3] P. McMahon et F. Chapelle, “Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems,” *Groundwater*, vol. 46, n°. 2, p. 259–271, 2008.
- [4] J. Whitmore et P.-O. Pineau, “état de l’énergie au québec 2022. février 2022. issn 2368-674x,” Report, 2022.
- [5] A. Garcia-Gil, S. Gasco-Cavero, E. Garrido, M. Mejias, J. Epting, M. Navarro-Elipse, C. Alexandre et E. Sevilla-Alcaine, “Decreased waterborne pathogenic bacteria in an urban aquifer related to intense shallow geothermal exploitation,” *Sci Total Environ*, vol. 633, p. 765–775, 2018. [En ligne]. Disponible : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29602115>
- [6] U. D. of Energy, “U.s. department of energy analysis highlights geothermal heat pumps as a pathway to a decarbonized energy future,” <https://www.energy.gov/eere/articles/us-department-energy-analysis-highlights-geothermal-heat-pumps-pathway-decarbonized>, 2023, accessed : 2024-11-21.
- [7] H. Zeng, N. Diao et Z. Fang, “Heat transfer analysis of boreholes in vertical ground heat exchangers,” *International journal of heat and mass transfer*, vol. 46, n°. 23, p. 4467–4481, 2003.
- [8] CGEG, “État de l’industrie canadienne de la géothermie 2011 - analyse du marché et enquête de l’industrie.” Report, 2012.
- [9] Écohabitation, “Comprendre la géothermie,” <https://www.ecohabitation.com/guides/1558/comprendre-la-geothermie/>, 2023, accessed : 2024-11-21.
- [10] L. Cerclet, “Identification des processus de colmatage des puits à colonne permanente dans le contexte hydrogéologique montréalais,” Thesis, 2023.
- [11] C. D. Orio, A. Chiasson, C. N. Johnson, Z. Deng, S. J. Rees et J. D. Spitler, “A survey of standing column well installations in north america,” *ASHRAE transactions*, vol. 111, n°. 2, 2005.



- [12] G. Beaudry, J. Faucher, G. Tonellato, P. Pasquier et M. Kummert, “Standing column wells in cold climates : lessons learned after one year of operating a demonstration system in canada,” 2024.
- [13] P. Pasquier, A. Nguyen, F. Eppner, D. Marcotte et P. Baudron, “Standing column wells,” dans *Advances in ground-source heat pump systems*. Elsevier, 2016, p. 269–294.
- [14] J. D. Spitler, S. J. Rees, Z. Deng, A. Chiasson, C. D. Orio et C. Johnson, “R&d studies applied to standing column well design,” *ASHRAE research project*, 2002.
- [15] L. Jacques et P. Pasquier, “Obtaining the hydraulic and thermal properties of the main hydrostratigraphic units surrounding a standing column well using a thermal response test,” *Journal of Hydrology*, vol. 623, 2023.
- [16] G. Beaudry, P. Pasquier, D. Marcotte et A. Zarrella, “Flow rate control in standing column wells : A flexible solution for reducing the energy use and peak power demand of the built environment,” *Applied Energy*, vol. 313, p. 118774, 2022.
- [17] Z. D. O’Neill, J. D. Spitler et S. Rees, “Performance analysis of standing column well ground heat exchanger systems,” *ASHRAE transactions*, vol. 112, n°. 2, p. 633–644, 2006.
- [18] A. Nguyen, G. Beaudry et P. Pasquier, “Experimental assessment of a standing column well performance in cold climates,” *Energy and Buildings*, vol. 226, p. 110391, 2020.
- [19] D. Banks, *An introduction to thermogeology : ground source heating and cooling*. John Wiley Sons, 2012.
- [20] C. Abesser, “Open-loop ground source heat pumps and groundwater systems : a literature review of current applications, regulations and problems,” 2010.
- [21] M. Bonte, “Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality : a hydrochemical and geomicrobial study of the effects of ground source heat pumps and aquifer thermal energy storage,” 2013.
- [22] Y. E. Navarro-Noya, M. C. Suárez-Arriaga, A. Rojas-Valdes, N. M. Montoya-Ciriaco, S. Gómez-Acata, F. Fernández-Luqueño et L. Dendooven, “Pyrosequencing analysis of the bacterial community in drinking water wells,” *Microbial ecology*, vol. 66, p. 19–29, 2013.
- [23] A. J. Pinto, C. Xi et L. Raskin, “Bacterial community structure in the drinking water microbiome is governed by filtration processes,” *Environmental science technology*, vol. 46, n°. 16, p. 8851–8859, 2012.
- [24] E. Dinkel, B. Braun, J. Schröder, M. Muhrbeck, W. Reul, A. Meeder, U. Szewzyk et T. Scheytt, “Groundwater circulation wells for geothermal use and their impact on groundwater quality,” *Geothermics*, vol. 86, 2020.

- [25] L. Correia, M. Ehrlich et M. Mendonca, “The effect of submersion in the ochre formation in geotextile filters,” *Geotextiles and Geomembranes*, vol. 45, n°. 1, p. 1–7, 2017.
- [26] M. Bonte, P. Stuyfzand, G. Van Den Berg et W. Hijnen, “Effects of aquifer thermal energy storage on groundwater quality and the consequences for drinking water production : a case study from the netherlands,” *Water science and technology*, vol. 63, n°. 9, p. 1922–1931, 2011.
- [27] Y. Park, N. Kim et J.-Y. Lee, “Geochemical properties of groundwater affected by open loop geothermal heat pump systems in korea,” *Geosciences Journal*, vol. 19, p. 515–526, 2015.
- [28] M. A. B. Aoun, P. Pasquier et A. Nguyen, “On the use of an underground storage tank for disposing bleed water in standing column well systems,” *Geothermics*, vol. 119, p. 102969, 2024.
- [29] C. Griebler, H. Brielmann, C. M. Haberer *et al.*, “Potential impacts of geothermal energy use and storage of heat on groundwater quality, biodiversity, and ecosystem processes,” *Environmental Earth Sciences*, vol. 75, p. 1391, 2016. [En ligne]. Disponible : <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6207-z>
- [30] H. Brielmann, C. Griebler, S. I. Schmidt, R. Michel et T. Lueders, “Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems,” *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 68, n°. 3, p. 273–286, 06 2009. [En ligne]. Disponible : <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2009.00674.x>
- [31] H. Brons, J. Griffioen, C. Appelo et A. Zehnder, “(bio) geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site,” *Water Research*, vol. 25, n°. 6, p. 729–736, 1991.
- [32] G. Houben, “Iron oxide incrustations in wells. part 1 : genesis, mineralogy and geochemistry,” *Applied Geochemistry*, vol. 18, n°. 6, p. 927–939, 2003.
- [33] M. Possemiers, M. Huysmans, C. Anibas, O. Batelaan et J. Van Steenwinkel, “Reactive transport modeling of redox processes to assess  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  precipitation around aquifer thermal energy storage wells in phreatic aquifers,” *Environmental Earth Sciences*, vol. 75, p. 1–17, 2016.
- [34] E. Arning, M. Kölling, H. Schulz, B. Panteleit et J. Reichling, “Effect of nearsurface thermal extraction on geochemical processes in aquifers,” *Grundwasser*, vol. 11, p. 27–39, 2006.
- [35] C. A. J. Appelo et D. Postma, *Geochemistry, groundwater and pollution*. CRC press, 2004.

- [36] S. Gjengedal, R. K. Ramstad, B. O. Hilmo et B. S. Frengstad, “Fouling and clogging surveillance in open loop gshp systems : A systematic procedure for fouling and clogging detection in the whole groundwater circuit,” *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, vol. 79, p. 69–82, 2020.
- [37] T. R. Bott, *Fouling of heat exchangers*. Elsevier, 1995.
- [38] F. Eppner, P. Pasquier et P. Baudron, “A coupled thermo-hydro-geochemical model for standing column well subject to co2 degassing and installed in fractured calcareous aquifers,” *Geomechanics for Energy and the Environment*, vol. 11, p. 14–27, 2017.
- [39] K. D. Rafferty, “Water chemistry issues in geothermal heat pump systems,” *Ashrae Transactions*, vol. 110, p. 550, 2004.
- [40] F. Lopes, P. Morin, R. Oliveira et L. Melo, “Impact of biofilms in simulated drinking water and urban heat supply systems,” *International Journal of Environmental Engineering*, vol. 1, n<sup>o</sup>. 3, p. 276–294, 2009.
- [41] A. Locas, “Microbiologie des eaux souterraines utilisées comme source d’eau potable,” 2007. [En ligne]. Disponible : <https://tinyurl.com/ykerczvt>
- [42] P. Pasquier, A. Nguyen, F. Eppner, D. Marcotte et P. Baudron, *Standing column wells*. Elsevier, 2016, p. 269–294.
- [43] L. Cerclet, B. Courcelles et P. Pasquier, “Impact of standing column well operation on carbonate scaling,” *Water*, vol. 12, n<sup>o</sup>. 8, p. 2222, 2020.
- [44] F.-A. Comeau et J. Raymond, “Revue de la littérature sur les règlements et les normes relatifs aux systèmes de pompes à chaleur géothermique face à la protection des prélèvements d’eau,” 2018.
- [45] S. Hähnlein, P. Bayer, G. Ferguson et P. Blum, “Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy,” *Energy Policy*, vol. 59, p. 914–925, 2013. [En ligne]. Disponible : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421513002930>
- [46] S. Lerm, A. Westphal, R. Miethling-Graff, M. Alawi, A. Seibt, M. Wolfgramm et H. Würdemann, “Thermal effects on microbial composition and microbiologically induced corrosion and mineral precipitation affecting operation of a geothermal plant in a deep saline aquifer,” *Extremophiles*, vol. 17, p. 311–327, 2013.
- [47] S. Robert, P. Pasquier et A. Nguyen, “Impact of layered heterogeneity on thermal response test interpretation performed on a standing column well operated without bleed,” *Geothermics*, vol. 101, p. 102353, 2022.
- [48] A. Vetter, A. Vieth, K. Mangelsdorf, S. Lerm, M. Alawi, M. Wolfgramm, A. Seibt et H. Wurdemann, “Biogeochemical characterisation of geothermally used groundwater in germany,” dans *Proceedings World Geothermal Congress, Bali*, 2010, p. 1–6.

- [49] SiREM, “Sirem technical note 4.1 : Interpretation of gene-trac® next generation sequencing (ngs) data,” SiREM, Rapport technique, 2023. [En ligne]. Disponible : <https://www.siremlab.com/wp-content/uploads/2023/05/Technical-Note-4.1-Interpretation-of-Gene-Trac-NGS.pdf>
- [50] E. Garner, B. C. Davis, E. Milligan, M. F. Blair, I. Keenum, A. Maile-Moskowitz, J. Pan, M. Gnegy, K. Liguori, S. Gupta *et al.*, “Next generation sequencing approaches to evaluate water and wastewater quality,” *Water Research*, vol. 194, p. 116907, 2021.
- [51] J.-P. Gauthier et O. Banton, “Problématique environnementale des pompes à chaleur au québec : bilan de la situation au québec, problématique environnementales et aspects de la réglementation.” 1992.
- [52] Ministère de l’Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, *Guide d’interprétation du Règlement sur la qualité de l’eau potable*, Gouvernement du Québec, 2024.
- [53] J. Schröder, “Microbial population composition of ochrous biofilms and water samples obtained from technical groundwater-fed systems,” Thèse de doctorat, Dissertation, Berlin, Technische Universität Berlin, 2018, 2018.
- [54] E. Hauptfeld, J. Pelkmans, T. T. Huisman, A. Anocic, B. L. Snoek, F. B. von Meijenfeldt, J. Gerritse, J. van Leeuwen, G. Leurink, A. van Lit *et al.*, “A metagenomic portrait of the microbial community responsible for two decades of bioremediation of poly-contaminated groundwater,” *Water Research*, vol. 221, p. 118767, 2022.
- [55] M. Manna, I. Park et Y.-S. Seo, “Genomic features and insights into the taxonomy, virulence, and benevolence of plant-associated burkholderia species,” *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 20, n°. 1, 2019. [En ligne]. Disponible : <https://www.mdpi.com/1422-0067/20/1/121>
- [56] C. Duffner, S. Holzapfel, A. Wunderlich, F. Einsiedl, M. Schlöter et S. Schulz, “Dechloromonas and close relatives prevail during hydrogenotrophic denitrification in stimulated microcosms with oxic aquifer material,” *FEMS Microbiology Ecology*, vol. 97, n°. 3, p. fiab004, 01 2021. [En ligne]. Disponible : <https://doi.org/10.1093/femsec/fiab004>
- [57] X. Liu, M. Li, C. J. Castelle, A. J. Probst, Z. Zhou, J. Pan, Y. Liu, J. F. Banfield et J.-D. Gu, “Insights into the ecology, evolution, and metabolism of the widespread woesearchaeotal lineages,” *Microbiome*, vol. 6, n°. 1, 6 2018.
- [58] M. Adinolfi, M. Koch et W. Ruck, *Ökologische und mikrobielle Folgen der Wärmespeicherung im Aquifer*. na, 1994.
- [59] M. Price, “Well and pump rehabilitation,” *Water Well Journal*, 2020. [En ligne]. Disponible : <https://waterwelljournal.com/well-and-pump-rehabilitation/>