



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de la personne autrice de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'autrice ou l'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

BIOREMÉDIATION DU LAC OSISKO PAR DES BACTÉRIES PRODUCTRICES DE
CALCITE : UNE APPROCHE INNOVANTE POUR RÉDUIRE LA CONTAMINATION
MÉTALLIQUE

Mémoire
Présenté
comme exigence partielle
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par
ONS ABDI

Juin 2026

© Ons Abdi, 2026

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma sincère gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire.

Mes premiers remerciements s'adressent à mon directeur de recherche, Mebarek Lamara, pour son encadrement exemplaire, sa grande disponibilité et la confiance qu'il m'a accordée tout au long de ce parcours. Sa rigueur scientifique, la pertinence de ses conseils ainsi que son accompagnement constant ont été déterminants dans l'aboutissement de ce travail. Au-delà de son soutien académique, sa rigueur scientifique et son soutien constant ont grandement contribué à l'enrichissement de ma réflexion et au développement de mes compétences en recherche.

Je tiens également à remercier chaleureusement ma co-directrice, Salma Etteieb, ainsi qu'à mon co-directeur Carsten Meyer-Jacob, pour leur encadrement complémentaire, leur disponibilité et la richesse de leurs conseils tout au long de ce projet. Leur expertise scientifique, leurs commentaires constructifs et leur soutien constant ont grandement contribué à l'avancement de ce travail et à l'enrichissement de ma réflexion scientifique. J'adresse aussi mes sincères remerciements à Monsieur Guillaume Grosbois et Monsieur Tarek Rouissi, qui ont accepté d'évaluer ce mémoire. Je leur suis reconnaissante pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail ainsi que pour le temps consacré à son examen.

Je souhaite également avoir une pensée pour moi-même, pour la persévérance, la rigueur et le courage dont j'ai fait preuve tout au long de ce projet. Ce mémoire représente l'aboutissement de nombreux d'efforts, de nuits de travail et d'une volonté inébranlable d'aller jusqu'au bout. Je suis fière du chemin parcouru et de tout ce que cette expérience m'a permis d'apprendre, tant sur le plan académique que personnel.

Enfin, je dédie ce mémoire à ma famille, véritable pilier de ma vie, dont l'amour, le soutien indéfectible et les encouragements continus ont toujours été pour moi une source inépuisable de force et de motivation. Qu'elle trouve ici l'expression de ma plus profonde reconnaissance et de toute mon affection.

ÉPIGRAPHE

« Les plus petits des êtres vivants accomplissent les plus grandes œuvres de la nature. »

Louis Pasteur

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire s'inscrit dans le cadre de mes études de maîtrise en écologie forestière à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Il porte sur l'évaluation du potentiel de la bactérie *Sporosarcina pasteurii* dans les processus de biominéralisation et de séquestration des métaux présents dans les sédiments et les eaux lacustres contaminés. Cette recherche vise à mieux comprendre les mécanismes de précipitation induite par les microorganismes et leur application potentielle dans les approches de bioremédiation environnementale.

Ce mémoire est structuré en trois chapitres principaux :

Le premier chapitre constitue une introduction générale et une revue de littérature portant sur les ressources en eau douce du Canada, les enjeux liés à la pollution des milieux aquatiques ainsi que les impacts environnementaux associés à la contamination des lacs par les activités anthropiques et industrielles. Ce chapitre présente également les principales stratégies de gestion et de restauration des milieux lacustres contaminés, avec un accent particulier sur les solutions basées sur la nature. Une attention particulière est accordée au phénomène de précipitation de carbonate de calcium induite par les microorganismes (MICP) ainsi qu'au rôle de *Sporosarcina pasteurii* dans les processus de biominéralisation et de séquestration des métaux.

Le deuxième chapitre présente les objectifs et les hypothèses de recherche qui orientent cette étude. Les objectifs portent principalement sur l'évaluation de la capacité de *Sporosarcina pasteurii* à favoriser la précipitation des carbonates et à réduire la mobilité des métaux présents dans les eaux et les sédiments contaminés. Les hypothèses proposées reposent sur le potentiel de cette bactérie à induire des mécanismes de biominéralisation susceptibles de contribuer à la stabilisation et à la séquestration des contaminants métalliques dans les milieux aquatiques.

Le troisième chapitre décrit le matériel et les méthodes utilisés dans le cadre de cette étude ainsi que les résultats obtenus. Il présente notamment les sites d'étude, les procédures d'échantillonnage, les analyses physicochimiques et géochimiques des

eaux et des sédiments, ainsi que les protocoles microbiologiques réalisés en laboratoire. Ce chapitre expose également les expériences menées afin d'évaluer l'activité uréolytique de *Sporosarcina pasteurii* et sa capacité à induire la bio-séquestration des métaux dans les phases aqueuses et sédimentaires. Les résultats obtenus sont ensuite analysés et discutés en lien avec les connaissances scientifiques actuelles.

Mes directeurs de recherche ont contribué activement à la conception du projet, à l'élaboration de la méthodologie, à l'encadrement scientifique ainsi qu'à l'interprétation des résultats obtenus. Leur expertise et leurs conseils ont joué un rôle essentiel dans la réalisation de cette recherche.

Enfin, la conclusion générale synthétise les principaux résultats du mémoire, met en évidence les contributions scientifiques de cette étude et présente les perspectives concernant l'utilisation des microorganismes dans les approches de restauration des environnements lacustres contaminés.

RÉSUMÉ

Le lac Osisko est un lac urbain situé à Rouyn-Noranda, exposé depuis plusieurs décennies à des apports de contaminants d'origine municipale et industrielle. Cette contamination, notamment par les éléments traces métalliques et métalloïdes, a entraîné une dégradation importante de la qualité environnementale du lac et justifie l'évaluation de stratégies de bioremédiation adaptées.

Ce projet de recherche vise à évaluer une approche de bioremédiation innovante basée sur l'activité de bactéries productrices de calcite (Microbiologically Induced Calcium Carbonate Precipitation, MICP), en vue de l'amélioration et de la restauration du lac Osisko. Cette méthode repose sur l'action de bactéries uréolytiques capables d'induire la précipitation de carbonates de calcium, contribuant ainsi à la réduction de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux présents dans les eaux et les sédiments. Dans cette perspective, une caractérisation préalable de l'état de la contamination du lac a été réalisée. Par ailleurs, la performance de la souche bactérienne *Sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859) a été évaluée au laboratoire afin de mesurer son efficacité de séquestration des métaux dans les phases aqueuse et sédimentaire.

Les prélèvements ont révélé une contamination métallique généralisée de l'eau et des sédiments, avec des concentrations qui dépassent fréquemment les critères de qualité établis pour la protection de la vie aquatique (MDDELCC, 2013). Le calcul des indices de contamination a confirmé l'existence d'une forte pollution d'origine anthropique. Les résultats obtenus confirment le potentiel de *Sporosarcina pasteurii* pour la bioremédiation, bien que les taux d'élimination varient selon les métaux considérés. Dans la phase aqueuse, la souche a permis d'éliminer jusqu'à 78 % d'arsenic, environ 64 % d'aluminium et près de 20 % de cuivre et de plomb. Dans les sédiments, les taux d'élimination atteignent jusqu'à 82 % pour l'arsenic, 40,5 % pour l'aluminium, 51 % pour le cuivre, 41 % pour le manganèse et jusqu'à 99 % pour le plomb. Il convient toutefois de souligner que l'efficacité de cette approche dépend fortement de la durée d'exposition ainsi que des propriétés physico-chimiques et hydrochimiques des sites étudiés, lesquelles influencent la mobilité et la biodisponibilité des métaux ciblés.

L'efficacité démontrée de cette approche de bioremédiation contribuera à améliorer l'état écologique du lac Osisko. Par ailleurs, ce travail fournit des données essentielles aux décideurs pour mettre en œuvre des mesures d'atténuation de la pollution métallique à plus grande échelle, visant à préserver et restaurer les fonctions écologiques et récréatives du lac.

Mots-clés : MICP, *Sporosarcina pasteurii*, restauration, bioremédiation, métaux lourds, sédiments.

Keywords: MICP, *Sporosarcina pasteurii*, restoration, bioremediation, heavy metals, sediments.

ABSTRACT

Lake Osisko is an urban lake located in Rouyn-Noranda, Quebec, that has been exposed for several decades to contaminants originating from municipal and industrial activities. This contamination, particularly by trace metals and metalloids, has led to significant environmental degradation of the lake and highlights the need to evaluate appropriate bioremediation strategies.

This research project aimed to assess an innovative bioremediation approach based on the activity of calcite-producing bacteria through Microbiologically Induced Calcium Carbonate Precipitation (MICP) for the restoration and improvement of Lake Osisko. This method relies on the activity of ureolytic bacteria capable of inducing calcium carbonate precipitation, thereby reducing the mobility and bioavailability of metals present in water and sediments. To achieve this objective, a preliminary characterization of the lake's contamination status was conducted. In addition, the performance of the bacterial strain *Sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859) was evaluated under laboratory conditions to determine its efficiency in metal sequestration within both aqueous and sediment phases.

Sampling results revealed widespread metal contamination in both water and sediments, with concentrations frequently exceeding environmental quality criteria established for the protection of aquatic life (MDDELCC, 2013). Contamination index calculations further confirmed severe anthropogenic pollution. The findings demonstrated the potential of *Sporosarcina pasteurii* for bioremediation applications, although removal efficiencies varied among the different metals. In the aqueous phase, the bacterial strain achieved removal rates of up to 78% for arsenic, approximately 64% for aluminum, and nearly 20% for both copper and lead. In sediments, removal efficiencies reached up to 82% for arsenic, 40.5% for aluminum, 51% for copper, 41% for manganese, and as much as 99% for lead. However, the effectiveness of this bioremediation approach was strongly influenced by exposure time as well as the physicochemical and hydrochemical characteristics of the studied sites, which affect metal mobility and bioavailability.

The demonstrated effectiveness of this bioremediation strategy highlights its potential contribution to improving the ecological condition of Lake Osisko. Furthermore, this study provides essential information for decision-makers seeking to implement large-scale mitigation measures for metal pollution, with the goal of preserving and restoring the lake's ecological and recreational functions.

Keywords: MICP, *Sporosarcina pasteurii*, restoration, bioremediation, heavy metals, sediments.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
ÉPIGRAPHE.....	IV
AVANT-PROPOS	V
RÉSUMÉ	VII
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES.....	IX
LISTE DES FIGURES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
INTRODUCTION	1
1. ÉTATS DES CONNAISSANCES	3
1.1 Les ressources en eau douce du Canada : un patrimoine hydrologique d'importance mondiale	3
1.2 Les lacs du Québec : richesse hydrologique et défis environnementaux ...	3
1.2.1 Portrait des lacs au Québec.....	3
1.2.2 Fonctions écologiques et services écosystémiques.....	4
1.2.3 Eutrophisation et dégradation de la qualité de l'eau.....	5
1.2.4 Pollution diffuse et impacts des activités anthropiques	6
1.2.5 Contamination métallique et pollution industrielle	7
1.3 Lacs urbains impactés par la pollution industrielle et minière : le cas du lac Osisko.....	8
1.4 Stratégies de gestion et de restauration des milieux lacustres.....	9
1.4.1 Approches traditionnelles et leurs limitations	9
1.4.2 Les solutions basées sur la nature : Concept et principes	10
1.4.3 La bioremédiation microbienne : une solution prometteuse basée sur la nature.....	11
1.4.4 La précipitation de calcite induite microbiologiquement (MICP) : une approche innovante de bioremédiation	12
1.5 La précipitation de carbonate de calcium induite par <i>Sporosarcina pasteurii</i>	15
2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSE	18

2.1	Objectif général	18
2.2	Objectifs spécifiques	18
2.3	Hypothèses de recherche.....	18
3.	MATÉRIEL ET MÉTHODES	19
3.1	Site d'étude	19
3.2	Échantillonnage et mesures physico-chimiques in-situ	19
3.2.1	Température (°C).....	20
3.2.2	pH.....	20
3.2.3	Conductivité (µS/cm)	21
3.3	Évaluation de la pollution métallique des eaux et des sédiments du lac ..	21
3.3.1	Évaluation de la qualité de l'eau	21
	Source : CCME (2001); CCME (2005); MELCCFP (2024).....	23
3.3.2	Analyse des indices géochimiques	24
3.4	Fractionnement des métaux lourds dans les sédiments du lac.....	28
3.5	Identification des souches bactériennes présentes dans les sédiments de surface.	29
3.5.1	Isolement et identification morphologique des bactéries	29
3.5.2	Extraction et purification d'ADN	29
3.5.3	Amplification de l'ADN et séquençage.	30
3.6	Détermination de la courbe de croissance de <i>Sporosarcina pasteurii</i>	31
3.7	Dosage et mesure de l'activité uréolytique	31
3.8	Évaluation de la performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour éliminer les métaux dans l'eau du lac.....	32
3.8.1	Préparation de la solution bactérienne.....	32
3.8.2	Détermination des taux de bio-séquestration des métaux dans l'eau.....	32
3.9	Évaluation de la performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour éliminer les métaux dans les sédiments.....	32
3.9.1	Préparation de la solution bactérienne.....	32
3.9.2	Inoculation de <i>S. pasteurii</i> dans les sédiments	33
3.10	Analyses statistiques.....	33
4.	RÉSULTATS	35

4.1	Caractérisation in-situ de la qualité physico-chimique de l'eau du lac.....	35
4.2	Concentrations en ions majeurs et nutriments dans l'eau du lac Osisko..	35
4.3	Évaluation de la pollution métallique des eaux et des sédiments du lac ..	36
4.3.1	Évaluation de la pollution métallique des eaux du lac	36
4.3.2	Évaluation de la pollution métallique des sédiments du lac.....	41
4.3.3	Évaluation des indices géochimiques	45
4.4	Fractionnement des métaux lourds dans les sédiments du lac Osisko	48
4.5	Identification des souches bactériennes présentes dans les sédiments de la surface.	49
4.6	La courbe de croissance de <i>Sporosarcina pasteurii</i>	52
4.7	Mesure de l'activité uréolytique	53
4.8	Évaluation de la performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour éliminer les métaux dans l'eau du lac.....	54
4.9	Évaluation de la performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour éliminer les métaux dans les sédiments.....	56
4.9.1	Interaction de <i>Sporosarcina pasteurii</i> avec l'arsenic	57
4.9.2	Interaction de <i>Sporosarcina pasteurii</i> avec l'aluminium.....	58
4.9.3	Interaction de <i>Sporosarcina pasteurii</i> avec le manganèse	59
4.9.4	Interaction de <i>Sporosarcina pasteurii</i> avec le plomb	60
4.9.5	Effets du temps et du site sur les concentrations en métaux.....	61
5.	DISCUSSION	64
5.1	Évaluation de l'état du lac Osisko.....	64
5.2	Identification de la communauté microbienne native	67
5.2.1	Diversité taxonomique et fonctionnelle	67
5.2.2	Adaptation aux conditions nordiques	67
5.3	Performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour la bioséquestration des métaux lourds dans les eaux et sédiments du lac Osisko	68
	CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	73
	LISTE DE RÉFÉRENCES	79

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Hydrolyse de l'urée entraînant la formation de carbonate de calcium.....	14
Figure 2 Caractéristiques biologiques et fonctions de biominéralisation de la bactérie <i>Sporosarcina pasteurii</i> dans le processus MICP	17
Figure 3 Localisation des points d'échantillonnage au lac Osisko pour la collecte d'eau et de sédiments	20
Figure 4 Concentrations des métaux dans l'eau du lac Osisko dans les différents sites d'étude.....	37
Figure 5 Analyse en composantes principales des concentrations en métaux dans l'eau du lac Osisko.....	38
Figure 6 Carte de chaleur des indices de pollution unique (Pi).....	40
Figure 7 Concentration des métaux dans les sédiments des sites d'étude du lac Osisko	41
Figure 8 Analyse en composantes principales des concentrations en métaux dans les sédiments des quatre sites d'étude.....	43
Figure 9 Courbe de croissance de la bactérie <i>Sporosarcina pasteurii</i>	53
Figure 10 Interactions entre <i>Sporosarcina pasteurii</i> et les métaux étudiés en phase liquide	56
Figure 11 Boxplot comparatif du rendement de séquestration par <i>Sporosarcina pasteurii</i> selon les métaux dans la phase liquide	56
Figure 12 Performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> dans l'élimination de l'arsenic dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation	58
Figure 13 Performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> dans l'élimination de l'aluminium dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation	59
Figure 14 Performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> dans l'élimination du manganèse dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation	60
Figure 15 Performance de <i>Sporosarcina pasteurii</i> dans l'élimination du plomb dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation	61
Figure 16 Boxplot comparatif de la répartition des rendements par site d'étude en fonction du temps	62

Figure 17 Rendement de séquestration en fonction du temps pour chaque site d'étude
..... 63

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Concentration d'uréase chez des microorganismes ayant une activité uréolytique.....	16
Tableau 2 Classification de l'indice de pollution unique (PI).....	22
Tableau 3 Classification de l'indice de pollution de Nemerow (Pn).....	23
Tableau 4 Standards de qualité de l'eau pour les métaux analysés.....	23
Tableau 5 Concentrations de fond des métaux lourds dans les sédiments du lac Saint-Pierre.....	24
Tableau 6 Classifications du facteur d'enrichissement (FE).....	25
Tableau 7 Classification du facteur de contamination (FC).....	26
Tableau 8 Classification de l'indice de charge polluante (PLI).....	26
Tableau 9 Classification de l'indice de géoaccumulation (I _{géo}).....	27
Tableau 10: Classification de l'indice de risque écologique potentiel (RI).....	28
Tableau 11 Paramètres physico-chimiques de l'eau de surface du lac Osisko.....	35
Tableau 12 Concentrations en ions majeurs et nutriments dans l'eau du lac Osisko.....	36
Tableau 13 Comparaison descriptive des résultats des concentrations des métaux lourds et des métalloïdes avec les critères de qualité de l'eau.....	39
Tableau 14 Indices de pollution global (Pn) par site.....	41
Tableau 15 Critères du MDDELCC pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (CER: concentration d'effets rares ; CSE : concentration seuil produisant un effet ; CEO : concentration d'effets occasionnels ; CEP : concentration produisant un effet probable ; CEF : concentration d'effets fréquents).....	44
Tableau 16 Le facteur d'enrichissement des métaux dans les sites étudiés.....	45
Tableau 17 Le facteur de contamination des métaux dans les sites étudiés.....	46
Tableau 18 L'indice de géoaccumulation des métaux dans les sites étudiés.....	46
Tableau 19 L'indice de charge polluante (PLI) et le risque écologique potentiel (RI) pour chaque site d'étude.....	48
Tableau 20 Concentrations de la fraction échangeable et soluble des métaux dans les sédiments du lac Osisko.....	50

Tableau 21 Espèces bactériennes identifiées dans le sédiment du lac Osisko	51
Tableau 22 Activité uréolytique de <i>Sporosarcina pasteurii</i>	53
Tableau 23 Taux de bioséquestration par <i>Sporosarcina pasteurii</i> en fonction de la concentration des métaux.....	54
Tableau 24 Taux de bioséquestration des métaux dans les sédiments par <i>Sporosarcina pasteurii</i> pour chaque site échantillonné du lac Osisko	57

INTRODUCTION

L'industrialisation a engendré une pollution significative qui continue d'exercer des impacts dévastateurs sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Les activités industrielles provoquent une augmentation exponentielle des émissions de polluants atmosphériques, notamment des gaz à effet de serre tels que le dioxyde de carbone (CO₂) ainsi que des substances toxiques comme les particules fines et les oxydes d'azote. Ces émissions contribuent au réchauffement climatique, à l'acidification des océans et à la détérioration de la qualité de l'air, mettant en péril la santé des populations et la biodiversité. Parallèlement, les rejets industriels et domestiques contaminent les sols et les cours d'eau, provoquant une dégradation des écosystèmes terrestres et une pollution accrue des ressources en eau douce (Kabir et al., 2020). Les lacs, en tant qu'écosystèmes sentinelles intégrant les processus de leur bassin versant, sont particulièrement vulnérables aux changements induits par l'industrialisation (Williamson et al., 2009). Ils sont exposés à de multiples sources de pollution chimique, qu'elles soient d'origine minière, municipale ou agricole, parmi lesquelles figure la pollution métallique, responsable de l'accumulation de métaux lourds dans les sédiments et les eaux (Liu et al., 2003; Zheng et al., 2008; Hang et al., 2009; Sakan et al., 2009; Vicente-Martorell et al., 2009; Yang et al., 2009). Ces contaminants incluent notamment le cadmium, qui altère la capacité métabolique de la perchaude sauvage et modifie son sex-ratio (Couture et Rajotte, 2003), ainsi que le plomb, qui perturbe les fonctions physiologiques et reproductives normales des organismes aquatiques (Ahmad et al., 2010). Ces impacts entraînent une réduction significative de la biodiversité, une altération de la composition et la structure des communautés aquatiques et peuvent mener à l'extinction de certaines espèces (Mance, 2012; Clements et al., 2000).

Le lac Osisko, qui revêt une importance écologique, économique et sociale pour la ville de Rouyn-Noranda, dans la province de Québec, a subi une dégradation au fil des années de sa qualité environnementale. Cette détérioration est principalement attribuée à l'accumulation de polluants chimiques provenant de diverses sources, notamment industrielles et municipales. Parmi ces contaminants, les éléments traces métalliques (ÉTM) sont particulièrement préoccupants en raison de leur toxicité et de leurs effets cumulatifs sur la

biodiversité aquatique et les écosystèmes environnants (Proulx et al., 2015). La dégradation persistante du lac Osisko souligne l'urgence d'élaborer et de mettre en œuvre des solutions d'atténuation novatrices. Les approches chimiques et physiques actuellement utilisées ne sont pas suffisamment efficaces pour restaurer durablement l'écosystème. De plus, elles peuvent occasionner des effets secondaires indésirables sur l'environnement, ce qui renforce la nécessité de se tourner vers des approches plus durables et écologiquement responsables (Baulaz, 2020). Parmi ces approches émergentes, la bioremédiation par l'utilisation de bactéries productrices de calcite, un processus connu sous le nom de précipitation de calcite induite microbiologiquement (Microbiologically induced calcite precipitation, MICP), constitue une solution prometteuse (Castro-Alonso et al., 2019; Wang et al., 2023). L'utilisation du MICP permet de convertir des polluants dangereux en formes stables et moins mobiles, empêchant ainsi leur dispersion et réduisant les risques environnementaux et sanitaires (Konstantinou et Wang, 2023). Cette technique, basée sur le rôle essentiel des microorganismes dans les processus biogéochimiques du lac, représente une alternative innovante et écologiquement responsable pour atténuer les effets des éléments traces métalliques tels que le cuivre (Cu), le cadmium (Cd), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le zinc (Zn), le nickel (Ni), l'arsenic (As) et le chrome (Cr), présents dans les eaux et les sédiments du lac Osisko ainsi que d'autres lacs contaminés. Dans cette étude, nous mettons l'accent sur l'application de la bioremédiation à l'aide de bactéries induisant la précipitation de calcite. Plus précisément, nous visons à évaluer dans quelle mesure cette approche peut contribuer à limiter la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans les eaux et les sédiments du lac Osisko, favorisant ainsi la restauration de son écosystème.

1. ÉTATS DES CONNAISSANCES

1.1 *Les ressources en eau douce du Canada : un patrimoine hydrologique d'importance mondiale*

Le Canada, deuxième plus grand pays du monde en superficie, détient une part disproportionnée des ressources mondiales en eau douce, ce qui lui confère une responsabilité particulière dans la gestion de ce patrimoine. Le pays abrite environ 20 % de l'eau douce totale de la planète et 7 % de ses ressources en eau douce renouvelable à écoulement libre (Rainer et al., 2017 ; Gouvernement du Canada, 2018). Cette abondance se traduit par un paysage parsemé de plus de deux millions de lacs et de 8 500 rivières, couvrant une superficie approximative de 891 163 km² (Monk et Baird, 2014). De plus, le Canada possède près de 25 % de toutes les zones humides de la planète, des écosystèmes cruciaux pour la biodiversité et la régulation des cycles hydrologiques (Rainer et al., 2017 ; Gouvernement du Canada, 2018).

À l'échelle canadienne, le Québec occupe une place de premier plan dans cette abondance hydrique, se distinguant par la densité et la diversité remarquables de son patrimoine lacustre (Boyer, 2008 ; Gouvernement du Québec, 2018).

1.2 *Les lacs du Québec : richesse hydrologique et défis environnementaux*

1.2.1 Portrait des lacs au Québec

Le Québec se distingue par l'exceptionnelle richesse de son patrimoine hydrologique lacustre. Avec plus de 500 000 lacs répertoriés et une estimation totale dépassant le million de plans d'eau, la province abrite environ 3 % de l'eau douce renouvelable de la planète (Boyer, 2008). L'abondance lacustre représente environ 210 000 km², soit approximativement 12 % de la superficie totale du Québec (Gouvernement du Québec, 2018). La diversité morphologique des lacs québécois reflète la complexité géologique et climatique de la province. Le lac Mistassini, d'une superficie de 2 335 km², constitue le plus grand lac naturel du Québec, tandis que le lac Walker, avec ses 280 mètres de profondeur, représente le plan d'eau le plus profond (Marin et al., 2017). Cette variabilité s'étend aux caractéristiques limnologiques, avec des lacs oligotrophes des régions nordiques aux lacs eutrophes du sud, en passant par les nombreux lacs de villégiature du Québec méridional. Les lacs québécois s'inscrivent dans 13 régions

hydrographiques distinctes, chacune présentant des caractéristiques hydrologiques et écologiques spécifiques (ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC), 2023).

Le système hydrographique du Saint-Laurent, incluant les Grands Lacs, constitue l'épine dorsale de ce réseau complexe, figurant parmi les plus importants au monde et se classant au 3^e rang en importance en Amérique du Nord, après ceux du Mississippi et du Mackenzie. À lui seul, il occupe plus de 25 % des réserves mondiales d'eau douce et influence les processus environnementaux du continent nord-américain (Centre Saint-Laurent, 1996). Ce véritable patrimoine vivant recèle une diversité animale et végétale inégalée en Amérique du Nord, abritant 3 500 espèces entre plantes et vertébrés, près de 200 espèces de poissons d'eau douce et d'eau salée, plusieurs centaines d'espèces d'oiseaux, 26 espèces d'amphibiens, 23 espèces de reptiles, 74 espèces de mammifères terrestres et 20 espèces de mammifères marins (Stratégie Saint-Laurent, 2022).

1.2.2 Fonctions écologiques et services écosystémiques

Les lacs du Québec remplissent des fonctions écologiques essentielles qui dépassent largement leur simple valeur esthétique ou récréative. En tant qu'écosystèmes de transition entre les milieux terrestres et aquatiques, ils fournissent des habitats essentiels à une riche biodiversité. Par exemple, les grands lacs du Saint-Laurent abritent à eux seuls plus de 2 200 taxons d'animaux aquatiques comprenant notamment 36 espèces d'amphibiens, 43 de reptiles, 178 de poissons, 476 de zooplancton et 1 433 d'invertébrés benthiques (Trebitz et al., 2019).

Ces écosystèmes lacustres assurent des services essentiels de régulation hydrologique, particulièrement dans le contexte des changements climatiques. Ils agissent comme des réservoirs naturels en période de sécheresse et comme des zones tampons lors d'épisodes de précipitations intenses, contribuant ainsi à la résilience des bassins versants face aux événements climatiques extrêmes (Ming et al., 2007).

Les lacs du Québec constituent également d'importants puits de carbone, stockant des quantités considérables de carbone organique (C) dans leurs sédiments. Cette

capacité de séquestration revêt une importance particulière dans les stratégies d'atténuation des changements climatiques. Les études menées sur les lacs boréaux québécois indiquent que les taux d'accumulation de carbone à long terme sont significatifs, avec une moyenne de $3,8 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ (Ferland et al., 2012). Les mécanismes de stockage et de libération du carbone lacustre sont complexes et sensibles aux perturbations environnementales. De plus, il a été démontré que la morphométrie des lacs, c'est-à-dire leur forme, leur complexité et leur profil vertical, module les concentrations de carbone en surface, au-delà de l'effet de la superficie du lac. L'efficacité de l'enfouissement du carbone dans les sédiments peut ainsi être largement prédite à partir de ces caractéristiques morphométriques, qui influencent directement l'exposition à l'oxygène et la température des sédiments (Grenier et al., 2008; Ferland et al., 2012; Casas-Ruiz et al., 2021). Sur le plan socio-économique, les lacs du Québec génèrent des retombées économiques substantielles à travers les activités récréotouristiques, la pêche sportive et commerciale, ainsi que l'approvisionnement en eau potable pour de nombreuses communautés. En 2022, la pêche sportive a généré une valeur ajoutée de 1,3 milliard de dollars au Produit Intérieur Brut (PIB) québécois et a soutenu près de 15 650 emplois (Gouvernement du Québec, 2023). Le lac Saint-Jean, par exemple, supporte une économie régionale diversifiée incluant la pêche à l'ouananiche, le tourisme et la production hydroélectrique (Durand, 2021). Cependant, les interactions entre les activités humaines et les écosystèmes lacustres sont complexes. Le tourisme exerce une pression considérable sur la qualité de l'eau par la consommation, l'utilisation de produits chimiques et les rejets des installations, accélérant l'eutrophisation des lacs (Priskin, 2008). En 2007, plus de 200 lacs ont été fermés à la baignade en raison de proliférations d'algues toxiques, menaçant directement l'industrie touristique régionale (Priskin, 2008).

Problèmes environnementaux majeurs des lacs au Québec.

1.2.3 Eutrophisation et dégradation de la qualité de l'eau

L'eutrophisation représente l'une des menaces les plus répandues et préoccupantes pour les lacs québécois. Ce phénomène, résultant d'un apport excessif en nutriments, principalement en phosphore et en azote, affecte significativement la qualité écologique des écosystèmes aquatiques. Selon les données du réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL), environ 36 % des

lacs du Québec se trouvent à un stade d'eutrophisation oligomésotrophe, 10 % atteignent un stade mésotrophe, tandis que 3 % sont classés comme eutrophes (Bourbonnais, 2014). L'accélération anthropique de ce processus naturel transforme radicalement les écosystèmes lacustres. L'enrichissement nutritif provoque une prolifération excessive d'algues microscopiques et de cyanobactéries, réduisant la transparence de l'eau et épuisant l'oxygène dissous. Cette dégradation de la qualité de l'eau entraîne des modifications profondes de la structure des communautés aquatiques, favorisant les espèces tolérantes à l'eutrophisation au détriment de la biodiversité originelle. Les niveaux excessifs de nutriments résultent ainsi en une perte de diversité et une simplification des communautés, les organismes benthiques étant particulièrement sensibles à ces augmentations de nutriments (Wang et al., 2021). Le cas du lac Saint-Augustin illustre parfaitement cette problématique. Les études paléolimnologiques ont révélé une eutrophisation rapide de ce plan d'eau, directement liée à l'urbanisation de son bassin versant et aux rejets d'eaux usées domestiques (Roberge, 2002). Cette dégradation accélérée, survenue en quelques décennies plutôt qu'en millénaires comme le processus naturel, démontre l'ampleur de l'impact anthropique sur les écosystèmes lacustres.

Les conséquences de l'eutrophisation dépassent les aspects purement écologiques. La prolifération de cyanobactéries toxiques pose des risques sanitaires directs, contraignant les autorités à émettre régulièrement des avis de non-consommation de l'eau et d'évitement des activités récréatives. Les signalements de fleurs d'eau de cyanobactéries sont en hausse au Canada, reflétant une tendance à l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des proliférations d'algues toxiques dans les lacs d'eau douce en réponse aux activités anthropiques et aux changements climatiques (Pick, 2016; Favot et al., 2023).

1.2.4 Pollution diffuse et impacts des activités anthropiques

La pollution diffuse représente une menace à la fois discrète, mais omniprésente pour les lacs québécois. Contrairement aux sources ponctuelles de contamination, cette forme de pollution résulte de l'accumulation progressive de multiples apports dispersés sur l'ensemble du bassin versant, rendant sa gestion particulièrement complexe. L'agriculture intensive constitue l'une des principales sources de

pollution diffuse affectant les lacs du sud du Québec. Les pratiques agricoles intensives génèrent des apports excessifs de nutriments (phosphore et azote) et de pesticides vers les plans d'eau par ruissellement et lessivage. La rivière Yamaska illustre cette problématique en drainant un bassin versant à forte vocation agricole. Cette rivière se démarque par les charges importantes en nutriments qu'elle transporte vers le lac Saint-Pierre (Simoneau, 2017), créant à son embouchure des conditions hypereutrophes parmi les plus sévères observées dans le bassin du Saint-Laurent (Environnement et changement climatique Canada, 2017). L'urbanisation croissante génère également des pressions multiples sur les écosystèmes lacustres. Les eaux de ruissellement urbain transportent une variété de contaminants incluant les sels de voirie, les hydrocarbures, les métaux lourds issus de l'usure des infrastructures, et les résidus pharmaceutiques. Une étude de Hintz et al. (2022) révèle que les sels épandus sur les routes finissent par s'accumuler dans les lacs, modifiant leur chimie et libérant les métaux lourds et le phosphore des sédiments.

1.2.5 Contamination métallique et pollution industrielle

La contamination métallique constitue un enjeu environnemental majeur pour de nombreux lacs québécois, particulièrement dans les régions à vocation minière. L'héritage industriel du Québec, notamment dans les secteurs de l'extraction minière et de la métallurgie, a laissé des traces durables dans les écosystèmes lacustres sous forme d'accumulation de métaux lourds dans les sédiments et la chaîne alimentaire.

Plusieurs lacs québécois situés à proximité d'activités minières présentent des teneurs élevées en éléments traces dans les sédiments. Les lacs aux Dorés et Chibougamau, situés près de Chibougamau, constituent des exemples de plans d'eau affectés par des activités minières historiques et contemporaines (MELCC, 2002).

À Rouyn-Noranda, l'influence des activités industrielles sur la contamination métallique des milieux aquatiques a également été documentée. Des études récentes indiquent que les activités minières et de recyclage de déchets électroniques influencent la distribution spatiale d'éléments technologiques

critiques et d'autres contaminants dans les lacs boréaux de la région (Gabriele et al., 2025).

La bioaccumulation des métaux lourds dans les réseaux trophiques lacustres pose des risques écotoxicologiques significatifs. Le mercure, particulièrement préoccupant, s'accumule dans les tissus des poissons prédateurs, atteignant parfois des concentrations dépassant les seuils de consommation sécuritaire établis à 0,5 partie par million (ppm) pour le poisson commercial au Canada (Santé Canada, 2010). La consommation de poissons constitue la principale source d'exposition alimentaire au méthylmercure pour les Canadiens, ce métal lourd pouvant causer des effets neurologiques délétères, particulièrement chez le fœtus (Pirkle et al., 2016).

1.3 Lacs urbains impactés par la pollution industrielle et minière : le cas du lac Osisko

Les lacs urbains, situés à proximité de zones industrielles ou minières, sont souvent soumis à des pressions environnementales importantes liées aux rejets de substances polluantes tel que le lac Osisko.

Le lac Osisko est un lac urbain situé dans la ville de Rouyn-Noranda dans la province du Québec, séparé en trois parties par des digues en trois secteurs principaux (bassin nord, centre et sud). En raison de sa localisation en milieu urbain et industriel, il constitue un site pertinent pour étudier les effets de la contamination métallique sur l'eau, les sédiments et les communautés microbiennes (Savard, 1978 ; Ponton, 2009).

Le lac Osisko est influencé par plusieurs sources de perturbation d'origine anthropiques (industrielles et municipales) provenant de trois bassins (nord, central et sud) qui sont considérés comme des puits de rejets. Le bassin nord du lac est considéré comme un puits pour les rejets de la fonderie Horne, le bassin central reçoit des rejets d'eaux usées municipales et les rejets de l'hôpital, et le bassin sud qui reçoit le trop-plein de l'usine de filtration d'eau potable. Le lac est entouré par des parcs, des forêts, des zones résidentielles et des zones industrielles. La Fonderie Horne se trouve au nord du lac, elle est en exploitation depuis 1927, Cette zone est également caractérisée par la présence de parcs à résidus miniers autour du lac (Proulx et al., 2015) ce qui a entraîné une diminution

de la qualité environnementale (l'acidification du lac et une augmentation rapide du taux des métaux lourds) et a affecté la communauté aquatique du lac (Leverington et Schindler, 2018).

L'évaluation de la qualité de l'environnement de ces bassins a révélé un enrichissement en traces de métaux dans l'eau et les sédiments, en particulier en ce qui concerne l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, qui étaient présents à des niveaux excessifs dans les émissaires rejetant des eaux usées (Gabriele et al., 2025). En effet, les concentrations de ces éléments traces mesurées dans les déversoirs d'orage dans les émissaires pluviaux dépassaient les seuils fixés par les critères de qualité pour la protection des organismes benthiques (Proulx et al., 2015).

1.4 Stratégies de gestion et de restauration des milieux lacustres

1.4.1 Approches traditionnelles et leurs limitations

1.4.1.1 Méthodes physico-chimiques conventionnelles

Les approches conventionnelles de restauration des lacs contaminés par les métaux lourds reposent principalement sur des méthodes physico-chimiques incluant la précipitation chimique, l'adsorption, l'échange d'ions, la filtration membranaire et l'extraction électrochimique (Qasem et al., 2021). Bien que ces techniques aient démontré une efficacité élevée dans certaines conditions contrôlées, elles présentent des contraintes significatives qui limitent leur applicabilité à grande échelle dans les écosystèmes lacustres.

La précipitation chimique, largement utilisée pour l'élimination des métaux lourds, nécessite l'ajout de réactifs chimiques coûteux et génère des quantités importantes de boues contaminées nécessitant une gestion spécialisée (Barakat, 2011). Cette méthode présente également une efficacité limitée lorsque les concentrations en métaux sont faibles et peut entraîner la formation de complexes solubles réduisant l'efficacité du traitement (Carolin et al., 2017).

L'adsorption sur charbon actif ou autres adsorbants, bien qu'efficace, implique des coûts élevés de régénération ou de remplacement des matériaux adsorbants saturés (Qasem et al., 2021). De plus, cette technique ne résout pas le problème

de contamination, mais transfère simplement les polluants d'un milieu à un autre, nécessitant un traitement ultérieur des adsorbants saturés.

Les techniques membranaires, incluant l'osmose inverse et l'ultrafiltration, présentent des limitations importantes en termes de colmatage des membranes, de coûts énergétiques élevés et de production de concentrats hautement contaminés (Carolin et al., 2017). Ces méthodes sont particulièrement inadaptées aux grands volumes d'eau caractéristiques des écosystèmes lacustres.

1.4.1.2 Les limitations écologiques des approches conventionnelles

Au-delà des contraintes techniques et économiques, les méthodes physico-chimiques conventionnelles présentent des limitations écologiques majeures qui compromettent leur applicabilité dans les écosystèmes lacustres. Ces techniques sont généralement destructrices pour les communautés microbiennes natives et perturbent les équilibres écologiques établis (Rajendran et al., 2022).

L'utilisation intensive de produits chimiques dans les processus de traitement peut introduire de nouveaux contaminants dans l'écosystème lacustre, créant des problèmes de pollution secondaire. Les variations de pH induites par ces traitements chimiques peuvent modifier la spéciation des métaux et leur biodisponibilité, aggravant potentiellement la toxicité pour certains organismes aquatiques (Carolin et al., 2017). Les approches conventionnelles ne tiennent généralement pas compte de la complexité des interactions écologiques dans les écosystèmes lacustres et peuvent compromettre les services écosystémiques essentiels tels que la régulation des nutriments, la production primaire et le maintien de la biodiversité (Rajendran et al., 2022).

1.4.2 Les solutions basées sur la nature : Concept et principes

Les solutions basées sur la nature (SBN) représentent une approche innovante qui exploite les processus naturels et la biodiversité pour répondre aux défis environnementaux tout en offrant des co-bénéfices pour le bien-être humain et la biodiversité (Cohen-Shacham et al., 2016). Dans le contexte de la restauration lacustre, les SBN intègrent les processus écologiques naturels pour améliorer la qualité de l'eau tout en préservant et restaurant les fonctions écosystémiques.

Les SBN se distinguent des approches conventionnelles par leur capacité à fournir des solutions durables, économiquement viables et écologiquement bénéfiques. Elles exploitent la résilience naturelle des écosystèmes et leur capacité d'auto-régulation pour maintenir des conditions environnementales favorables à long terme (Seddon et al., 2020).

Les SBN offrent plusieurs avantages comparatifs par rapport aux méthodes conventionnelles. Elles sont généralement plus économiques à long terme, nécessitant des investissements initiaux moindres et des coûts de maintenance réduits (Seddon et al., 2020). Leur caractère auto-entretenu réduit la dépendance aux intrants externes et aux interventions techniques répétées.

L'intégration paysagère des SBN permet de concilier les objectifs de restauration environnementale. Cette compatibilité favorise l'acceptabilité sociale des projets de restauration et peut générer des retombées économiques positives à travers le tourisme et les activités récréatives (Cohen-Shacham et al., 2016).

1.4.3 La bioremédiation microbienne : une solution prometteuse basée sur la nature

La bioremédiation microbienne consiste à exploiter les capacités métaboliques naturelles des microorganismes pour dégrader, transformer ou immobiliser les contaminants environnementaux (Pilon-Smits, 2005; Ayangbenro et Babalola, 2017). Cette approche tire parti de la diversité métabolique exceptionnelle des communautés microbiennes, capables de survivre longtemps dans les sols contaminés par les métaux lourds, ce qui leur permet de transformer divers composés toxiques, ainsi que de leur capacité à s'adapter aux conditions variées.

La bioremédiation microbienne présente l'avantage d'être spécifique aux contaminants cibles tout en préservant l'intégrité écologique du milieu traité. Les microorganismes utilisés sont généralement non pathogènes et biodégradables, minimisant les risques environnementaux et sanitaires (Pilon-Smits, 2005).

Contrairement aux techniques physico-chimiques conventionnelles qui causent une pollution secondaire et augmentent les coûts de traitement pour les industries, la bioremédiation présente plusieurs avantages : elle exploite les microorganismes, les plantes et leurs produits dérivés comme les enzymes pour

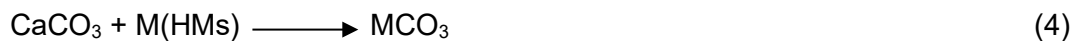
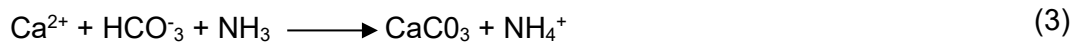
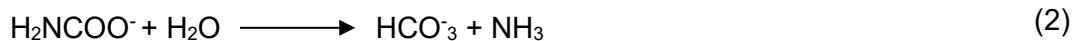
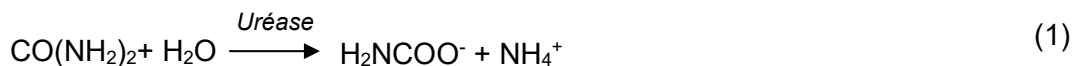
dégrader ou réduire la nocivité des contaminants à un niveau inoffensif (Varjani et al., 2022); elle évite l'utilisation de produits chimiques agressifs ce qui élimine les risques de pollution secondaire et préserve la qualité écologique du milieu traité. La bioremédiation peut être appliquée *in situ*, évitant les coûts et les perturbations associés à l'excavation et au transport des matériaux contaminés. Cette approche permet de traiter de grands volumes de sédiments et d'eau sans perturber significativement le fonctionnement de l'écosystème lacustre (Pilon-Smits, 2005). De plus, l'efficacité de la bioremédiation tend à s'améliorer avec le temps grâce à l'adaptation et à la prolifération des microorganismes actifs. Cette caractéristique contraste avec les méthodes physico-chimiques qui, bien qu'efficaces, présentent des limitations importantes en termes de durabilité environnementale et de coûts opérationnels (Varjani et al., 2022).

1.4.4 La précipitation de calcite induite microbiologiquement (MICP) : une approche innovante de bioremédiation

La MICP est un processus biogéochimique au cours duquel des microorganismes, tels que des bactéries, jouent un rôle clé dans la précipitation du carbonate de calcium (CaCO_3) à partir de composants chimiques dissous dans l'eau, améliorant ainsi la qualité environnementale de l'eau et des sols (Castanier et al., 1999; Castro-Alonso et al., 2019; Wang et al., 2023). La bioremédiation de l'eau et des sédiments par MICP constitue une approche basée sur la bioséquestration des métaux et la réduction de leur mobilité et de leur biodisponibilité pour atténuer la pollution métallique. De plus, des études antérieures ont confirmé l'efficacité de cette approche. Par exemple, Hu et al. (2021) ont réussi à éliminer les métaux lourds d'une eau hypersaline produite en intégrant la MICP dans un système de biofiltration continue (~ 100% pour As, Cd, Mn et Ni, 92,2 % pour Ba, et 94,2 % pour Sr). Peng et al. (2020) et Yin et al. (2021a) ont obtenu l'efficacité d'immobilisation la plus élevée avec des réductions significatives pour le cadmium soluble dans le sol (56,1 %) et de cadmium dans les résidus sulfurés (80,7 %) après traitement par MICP, respectivement. De plus, le traitement MICP a favorisé la réduction des fractions échangeables et solubles de Pb, Cu et Ni dans le sol (Zhu et al., 2016; Chen et Achal, 2019; Chen et al., 2021). Lyu et al. (2022) ont rapporté des réductions de 59,8 % du Cd soluble et de 9,4 % du Cd échangeable lors de la restauration de sols sélénifères par MICP. Ces résultats indiquent que la

MICP constitue une technique prometteuse pour la bioremédiation des milieux naturels contaminés par des métaux lourds.

Ce processus de biominéralisation est médié par des mécanismes biochimiques, principalement l'hydrolyse de l'urée par des microorganismes producteurs d'uréase, conduisant à la formation de carbonate de calcium (Burbank et al., 2012). En fait, l'enzyme uréase catalyse l'hydrolyse de l'urée en ammoniac et en carbamate (équation 1), ce qui entraîne la formation de CaCO_3 en présence d'ions Ca^{2+} (équations 2–3). L'ammonium libéré augmente le pH et permet la précipitation de la calcite en présence d'ions calcium (Sepúlveda et al., 2021). Ensuite, les ions métalliques sont transformés en formes minérales stables puisque les ions bivalents peuvent se lier aux ions carbonates et précipiter sous forme de carbonates (équation 4), réduisant ainsi la mobilité et la toxicité des métaux (Bhattacharya et al., 2018) (Figure 1).



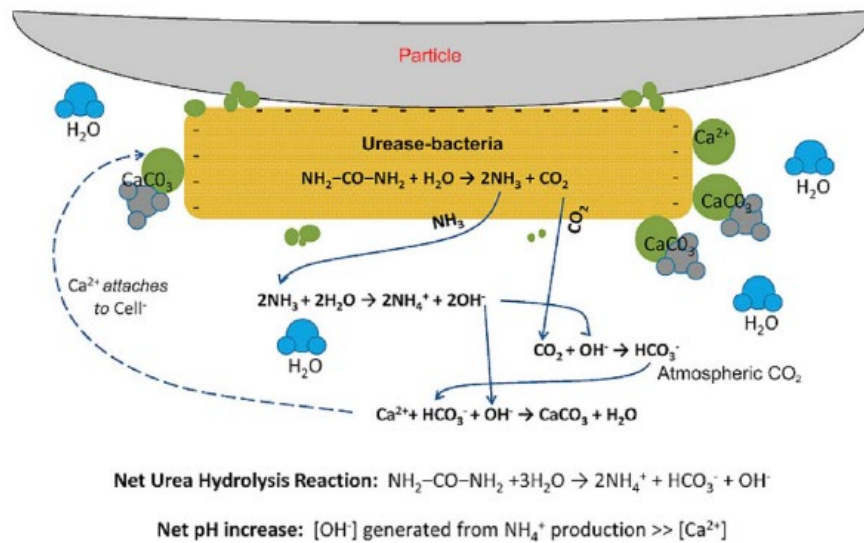


Figure 1

Hydrolyse de l'urée entraînant la formation de carbonate de calcium

Source : Modifiée à partir de DeJong et al., (2010)

Ce processus biologique, par voie uréolytique, a déjà été appliqué en utilisant différentes souches calcifiantes. Par exemple, *Micrococcus sp.*, a démontré une capacité à éliminer 60,66% du cadmium et 97,2% du plomb après seulement 48 heures d'incubation (Gomaa, 2019). De plus, Jalilvand et al. (2020) ont montré que *Stenotrophomonas rhizophila*, *Variovorax boronicumulans* et *Sporosarcina pasteurii* produisent des minéraux carbonatés à haute teneur en métaux lourds et contribuent à l'élimination des métaux de la manière suivante : *S. rhizophila* élimine 96,25 % du Pb, 71,3 % du Cd et 63,91 % du Zn; *V. boronicumulans*, 95,93 % du Pb, 73,45 % du Cd et 73,81 % du Zn; et *S. pasteurii*, 98,71 % du pb, 97,15 % du Cd et 94,83 % du Zn. Ces résultats ont été confirmés par microscopie électronique à balayage, spectroscopie à rayons X dispersifs d'énergie et diffraction des rayons X, révélant la formation de cristaux de PbCO_3 et de CdCO_3 dans les précipités (Wei et al., 2022).

Le succès de la MICP est lié à certains facteurs clés tels que la concentration en calcium, le pH, l'urée, les bactéries utilisées et la disponibilité des sites de nucléation. Par exemple, le pH optimal pour la plupart des bactéries uréolytiques se situe entre neutre et légèrement alcalin, avec des valeurs optimales spécifiques pour différentes espèces bactériennes (Kim et al., 2018; Shaheen et al., 2021). La température optimale pour la précipitation microbienne du carbonate de calcium

est généralement d'environ 35 °C, correspondant à la température de croissance optimale de la plupart des bactéries productrices d'uréase (Helmi et al., 2016; Chaparro-Acuña et al., 2018).

La source de calcium constitue un facteur essentiel dans le processus de MICP, car elle influence directement l'efficacité de la précipitation et la structure cristalline du carbonate de calcium formé. Plusieurs études ont montré des variations dans la morphologie du carbonate de calcium en fonction de la source de calcium utilisée, ce qui peut affecter la durabilité du précipité (Gorospe et al., 2013; Achal et Pan, 2014; Xu et al., 2015). Par ailleurs, les bactéries jouent un rôle crucial dans la nucléation cristalline lors du MICP, leurs polymères extracellulaires, biofilms et spores servant de sites de nucléation pour la réaction.

1.5 La précipitation de carbonate de calcium induite par *Sporosarcina pasteurii*

La bactérie *Sporosarcina pasteurii* (anciennement appelée *Bacillus pasteurii*) est une bactérie Gram positive, sporulée et non pathogène, isolée de sols, reconnue pour son activité métabolique remarquable reposant principalement sur l'hydrolyse de l'urée en présence d'ammonium (Wu et al., 2021). Cette capacité permet d'induire efficacement la précipitation du carbonate de calcium, en raison de sa production élevée d'uréase (Gorospe et al., 2013). Sa capacité sporulante constitue également un avantage biologique essentiel, lui permettant de résister à des conditions environnementales défavorables telles que des variations de température, de sécheresse ou de forte salinité (Wu et al., 2021). Parmi les microorganismes uréolytiques étudiés, *S. pasteurii* s'avère être la souche la plus fréquemment utilisée pour induire la biominéralisation, grâce à une activité uréolytique élevée (Wu et al., 2021) (Tableau 1), pouvant représenter jusqu'à environ 1 % du poids sec total de la cellule (Zhu et al., 2021). Cette caractéristique enzymatique exceptionnelle confère à *S. pasteurii* une capacité significative à catalyser rapidement la précipitation de CaCO_3 , un processus largement utilisé en bioremédiation et en restauration écologique.

Par ailleurs, la forte charge négative présente à la surface cellulaire de *S. pasteurii* favorise l'adsorption des ions calcium (Ca^{2+}) (Zhang et al., 2018) (Figure 2), facilitant ainsi la nucléation initiale et la croissance ordonnée des cristaux de carbonate à proximité immédiate des cellules bactériennes. Ces propriétés

physico-chimiques intrinsèques rendent cette bactérie particulièrement efficace dans des applications environnementales diversifiées, notamment la consolidation des sols sablonneux et instables par amélioration mécanique, la réparation durable de fissures dans les structures en béton et la réduction de la mobilité des métaux lourds dans des sols contaminés par précipitation minérale (Ma et al., 2020, Zhu et al., 2022)

Tableau 1
Concentration d'uréase chez des microorganismes ayant une activité uréolytique

Microorganismes	Constante de Michaelis d'uréase (mol/L)	Références
<i>Sporosarcina pasteurii</i>	40-130	Christians et Kaltwasser (1986)
<i>Brevibacterium ammoniagenes</i>	18-72	Nakano et al. (1984)
<i>Providencia Stuartii</i>	10,50-71	Mulrooney et al. (1988)
<i>Protée mirabilis</i>	13	Jones et Mobley (1988)
<i>Arthrobacter oxydans</i>	12,50	Marinkova et al. (2014)
<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	7,36	Loes et al. (2014)
<i>Klebsiella aerogenes</i>	2,80	Todd et Hausinger, (1987)
<i>Aspergillus nidulans</i>	1,33	Creaser et Porter, (1985)
<i>Spiruline maxima</i>	0,12	Affan et al. (2015)

Source : Wu et al., (2021)

Les études expérimentales récentes démontrent des taux d'immobilisation supérieurs à 90% pour plusieurs métaux lourds prioritaires, incluant le plomb, le cadmium, le zinc et le cuivre (Zhu et al., 2022). La stabilité géochimique des précipités formés assure une immobilisation durable des contaminants, même sous conditions environnementales variables. De plus, les tests de lixiviation à long terme confirment que les précipités issus du MICP résistent aux variations de pH et aux conditions d'oxydoréduction typiques des milieux naturels, garantissant ainsi l'efficacité du traitement sur plusieurs décennies.

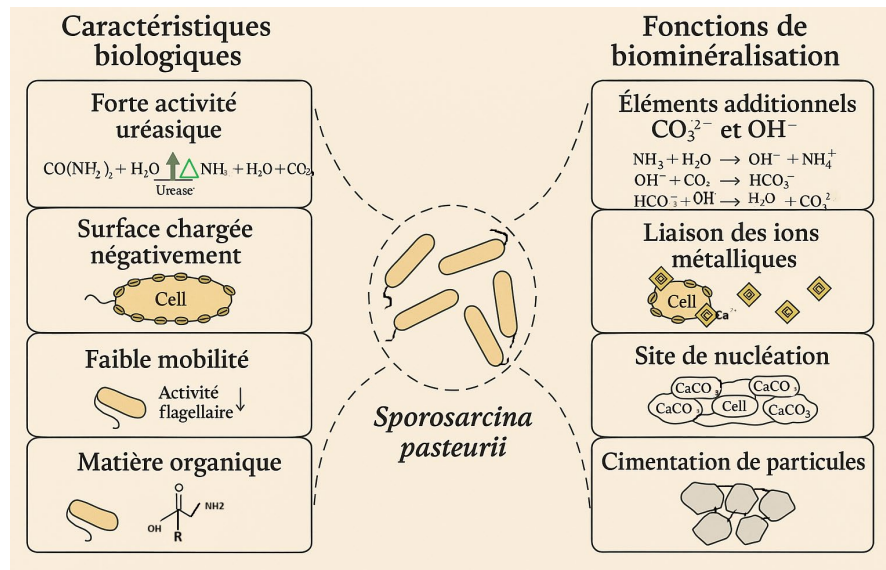


Figure 2
Caractéristiques biologiques et fonctions de biominéralisation de la bactérie *Sporosarcina pasteurii* dans le processus MICP
 Source : Modifié d'après Wu et al., (2021).

2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSE

2.1 Objectif général

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'état de pollution du lac Osisko et d'évaluer une nouvelle approche de bioremédiation.

2.2 Objectifs spécifiques

- Caractériser les propriétés chimiques des eaux et des sédiments du lac, et évaluer le niveau de contamination à l'aide d'indices de pollution.
- Évaluer l'efficacité de la bactérie *Sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859) dans la bioremédiation des sédiments et des eaux du lac Osisko, et estimer le taux de bioséquestration des métaux

2.3 Hypothèses de recherche

Les eaux et les sédiments du lac Osisko présentent une contamination métallique, avec de dépassement des critères de qualité environnementale pour certains éléments. L'application ciblée de la souche bactérienne *Sporosarcina pasteurii*, réduira significativement la mobilité et la biodisponibilité de ces métaux, contribuant ainsi à la restauration de la qualité environnementale du lac.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 *Site d'étude*

Le lac Osisko est situé à Rouyn-Noranda, en Abitibi-Témiscamingue, dans le nord-ouest du Québec (Canada) aux coordonnées 48°14'56" N et 78°59'47" W. En milieu urbain, il couvre une superficie d'environ 7 km² et présente des dimensions maximales d'environ 3 km de longueur et 3 km de largeur. Situé à environ 10 km de la ligne de partage des eaux séparant le bassin du Saint-Laurent au sud, de celui de la Baie-James, au nord (Atlas de l'Abitibi-Témiscamingue, 2022). Le lac Osisko a été partiellement utilisé, durant plusieurs décennies, comme site d'élimination des déchets, ce qui a contribué à une dégradation notable de la qualité de son eau et de ses sédiments.

3.2 *Échantillonnage et mesures physico-chimiques in-situ*

Le 5 mars 2024, en période hivernale, quatre échantillons de sédiments et d'eau ont été collectés aux points d'échantillonnage indiqués sur la carte (Figure 3). Les sédiments ont été collectés à l'aide d'un carottier à gravité UWITEC (diamètre : 90 mm), placés dans des sacs en plastique hermétiques, puis transportés au laboratoire où ils ont été conservés à -20 °C. Les échantillons d'eau ont été prélevés de manière homogène dans des bouteilles en plastique stériles, conservés à l'abri de la lumière immédiatement après le prélèvement, puis stockés au laboratoire à -80 °C.

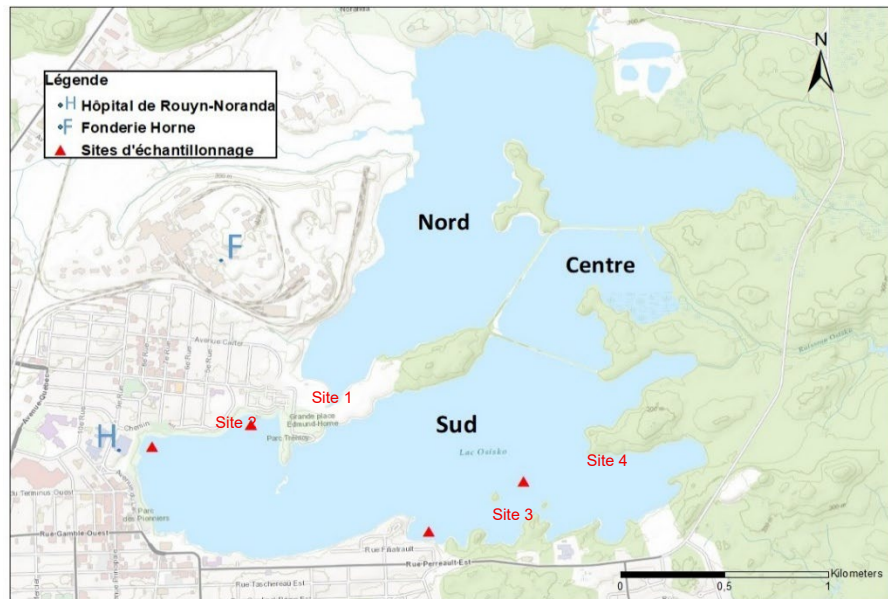


Figure 3
Localisation des points d'échantillonnage au lac Osisko pour la collecte d'eau et de sédiments

Les paramètres physico-chimiques de l'eau (température, pH et conductivité) ont été mesurés *in-situ* à l'aide d'un multi-paramètres portatif « Hanna HI98130 Combo ».

3.2.1 Température (°C)

Ce paramètre joue un rôle crucial dans la physiologie et le métabolisme des organismes aquatiques, influençant leur taux de croissance, de reproduction et de survie. Chaque espèce possède une plage de température optimale, ce qui conditionne sa distribution en fonction des variations de température dans son environnement.

3.2.2 pH

Indicateur de l'acidité ou de l'alcalinité du milieu, le pH influence la structure et la composition des communautés bactériennes. Certaines espèces sont adaptées à des valeurs de pH spécifiques et peuvent être sensibles à toute fluctuation importante, ce qui peut affecter leur activité et leur abondance. Ainsi que le pH est l'un des facteurs les plus influents sur le comportement des métaux: à pH acide, ceux-ci restent généralement dissous, ce qui augmente leur biodisponibilité et leur

toxicité. À l'inverse, un pH alcalin favorise la précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes, de carbonates ou de sulfures, réduisant ainsi leur mobilité (Salomons et Förstner, 1984 ; Förstner et Wittmann, 2012).

3.2.3 Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Elle mesure la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, ce qui est généralement corrélé à la concentration en ions dissous (sels minéraux). La conductivité est un indicateur utile de la minéralisation de l'eau ou d'une éventuelle contamination d'origine anthropiques. Pour chaque point d'échantillonnage, les coordonnées géographiques, ainsi que les mesures de température, et de profondeur, ont été enregistrées.

3.3 *Évaluation de la pollution métallique des eaux et des sédiments du lac*

Pour l'analyse des éléments traces, les échantillons d'eau ont été filtrés à l'aide de filtres de $0,45 \mu\text{m}$, puis acidifiés avec de l'acide nitrique (HNO_3) à une concentration de 0,2% pour assurer leur conservation. Les échantillons filtrés ont ensuite été analysés pour la détection des métaux et métalloïdes. L'analyse a été réalisée à l'aide de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, Agilent Technologies, modèle 7800). Par ailleurs, les mêmes échantillons ont été également analysés pour les anions par chromatographie ionique (Thermo Scientific, Dionex ICS 5000).

Les échantillons de sédiments ont été séchés à l'étuve à 60°C pendant 24 heures, puis broyés et tamisés en vue de leur décomposition. Cette dernière étape a été réalisée en ajoutant 0,5 g de sédiments à une solution composée de 4 mL d'acide nitrique (HNO_3) et 12 mL d'acide chlorhydrique (HCl), suivie d'un chauffage à 95°C . Les mêmes éléments traces ont ensuite été analysés à l'aide de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS 7800, Agilent Technologies).

3.3.1 Évaluation de la qualité de l'eau

Pour évaluer le niveau de contamination (Al, As, Cu, Mn, Pb) dans les échantillons d'eau provenant de quatre sites distincts, deux indices de pollution ont été calculés. L'analyse est basée sur les concentrations en métaux fournies pour chaque site. Les valeurs de concentration inférieures à la limite de détection ont

été traitées en utilisant la moitié de la valeur de cette limite pour les calculs, conformément aux pratiques standards d'analyse de données environnementales (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1991).

3.3.1.1 Indices de pollution

Deux indices principaux ont été utilisés pour caractériser la contamination : l'indice de pollution unique (Pi) et l'indice de pollution de Nemerow (Pn). Bien que ces indices soient originellement développés pour les sédiments (Hakanson, 1980), ils ont été adaptés pour l'évaluation de la qualité de l'eau de surface en utilisant les standards de qualité d'eau comme valeurs de référence (Su et al., 2022).

3.3.1.2 Indice de pollution unique (Pi)

L'indice de pollution unique (Pi) pour chaque métal a été calculé pour quantifier le niveau de contamination par rapport aux normes de qualité de l'eau (Tableau 2). La formule (équation 5) utilisée est la suivante (Tang et al., 2020) :

$$P_i = C_i/S_i \quad (5)$$

Où :

- C_i est la concentration mesurée du métal i (en $\mu\text{g/L}$).
- S_i est la valeur standard réglementaire pour le métal i (en $\mu\text{g/L}$).

Tableau 2
Classification de l'indice de pollution unique (Pi)

Valeur du Pi	Niveau de pollution
$P_i < 1$	Non pollué
$1 \leq P_i < 2$	Faiblement pollué
$2 \leq P_i < 3$	Légèrement pollué
$3 \leq P_i < 5$	Modérément pollué
$P_i > 5$	Fortement pollué

Source : Su et al. (2022).

3.3.1.3 L'indice de pollution Nemerow (Pn)

L'indice de pollution Nemerow (Pn) a été utilisé pour évaluer la qualité globale de l'eau en considérant l'ensemble des métaux analysés (Tableau 3). Cet indice met

en évidence l'impact du contaminant le plus abondant tout en intégrant la contribution moyenne des autres. Il a été calculé selon la formule (équation 6) suivante (Su et al., 2022) :

$$P_n = \sqrt{[(P_{imax})^2 + (P_{imoy})^2]/2} \quad (6)$$

Où :

- P_{imax} est la valeur maximale de l'indice de pollution unique (P_i) parmi tous les métaux.
- P_{imoy} est la valeur moyenne de l'indice de pollution unique (P_i) pour l'ensemble des métaux.

Tableau 3
Classification de l'indice de pollution de Nemerow (Pn)

Valeur du Pn	Niveau de pollution
$P_n \leq 0,7$	Pas de pollution
$0,7 < P_n \leq 1,0$	Niveau d'alerte
$1,0 < P_n \leq 2,0$	Pollution légère
$2,0 < P_n \leq 3,0$	Pollution modérée
$P_n > 3,0$	Pollution forte

Source : Su et al. (2022).

Les calculs ont été effectués en utilisant les normes le tableau ci-dessous (Tableau 4). Les valeurs standards (S_i) sont basées sur les recommandations pour la protection de la vie aquatique en eau douce du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) et du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec (MELCCFP).

Tableau 4
Standards de qualité de l'eau pour les métaux analysés

Métal	Standard (S_i) ($\mu\text{g/L}$)
Arsenic	5
Cuivre	2
Manganèse	120
Plomb	1

Source : CCME (2001); CCME (2005); MELCCFP (2024).

3.3.2 Analyse des indices géochimiques

Pour évaluer le degré de contamination des sédiments du lac Osisko, plusieurs indices géochimiques ont été calculés à partir des concentrations en métaux lourds. Ces indices permettent de quantifier la pollution métallique en comparant les teneurs mesurées à des valeurs de référence géochimiques ou environnementales. Dans cette étude, le lac Saint-Pierre a été utilisé comme site de référence en raison de ses concentrations métalliques faibles et de sa localisation en amont, moins influencée par les sources industrielles directes, offrant ainsi une représentation plus proche des conditions géochimiques naturelles régionales (Tableau 5).

Tableau 5
Concentrations de fond des métaux lourds dans les sédiments du lac Saint-Pierre

Métal	Concentration (mg/kg)
Cadmium	0,4
Chrome	66
Cuivre	24
Nickel	26
Plomb	19
Zinc	100
Fer	34 000
Manganèse	720
Arsenic	2,5

Source : Desrosiers et al. (2010).

3.3.2.1 Facteur d'enrichissement (FE).

Le facteur d'enrichissement (FE) est un outil géochimique standardisé utilisé pour évaluer le degré de contamination d'un environnement, notamment les sédiments, les sols ou l'atmosphère (Tableau 6). Il permet de distinguer les apports en éléments métalliques d'origine naturelle de ceux d'origine anthropique. Le principe repose sur la normalisation de la concentration d'un élément potentiellement polluant par rapport à un élément de référence conservateur. Cet élément de référence doit être abondant dans la croûte terrestre et peu mobile

géochimiquement. Les plus couramment utilisés sont l'aluminium (Al), le fer (Fe) ou le titane (Ti). La formule (équation 7) du facteur d'enrichissement (FE) est la suivante :

$$FE = \frac{\frac{M_e}{R_e}}{\frac{M_r}{R_r}} \quad (7)$$

Où :

- M_e : Concentration de l'élément d'intérêt (le métal que l'on étudie) dans l'échantillon du site contaminé.
- R_e : Concentration de l'élément de référence dans ce même échantillon.
- M_r : Concentration de fond géochimique de l'élément d'intérêt dans un environnement de référence non contaminé.
- R_r : Concentration de fond géochimique de l'élément de référence dans ce même environnement de référence.

Tableau 6
Classifications du facteur d'enrichissement (FE)

Valeur du FE	Niveau d'enrichissement
FE < 2	Déficiance à enrichissement minimal
2 ≤ FE < 5	Enrichissement modéré
5 ≤ FE < 20	Enrichissement significatif
20 ≤ FE < 40	Enrichissement très élevé
FE ≥ 40	Enrichissement extrêmement élevé

Source : Sutherland (2000).

3.3.2.2 Facteur de contamination (FC)

Le facteur de Contamination (FC) est un indice géochimique quantitatif utilisé pour évaluer le degré de contamination des sédiments par les métaux lourds (Tableau 7). Il mesure l'enrichissement d'un métal spécifique dans un échantillon contaminé par rapport à sa concentration naturelle de fond. Il permet de comparer directement la concentration d'un métal dans un sédiment potentiellement contaminé avec sa concentration dans un environnement de référence non contaminé. Il permet aussi de quantifier l'ampleur de la contamination anthropique en éliminant l'influence des

variations naturelles de concentration. La formule (équation 8) utilisée pour le calcul du FC est la suivante :

$$FC = \frac{C_n}{B_n} \quad (8)$$

Où :

- **C_n** = Concentration du métal dans l'échantillon contaminé (mg/kg).
- **B_n** = Concentration de fond naturelle du métal (mg/kg)

Tableau 7
Classification du facteur de contamination (FC)

Valeur du FC	Niveau de contamination
FC < 1	Contamination faible
1 ≤ FC < 3	Contamination modérée
3 ≤ FC < 6	Contamination considérable
FC ≥ 6	Contamination très élevée

Source : Hakanson (1980).

3.3.2.3 Indice de charge polluante (PLI)

L'Indice de charge polluante (PLI) est un indice géochimique intégré qui évalue la contamination globale d'un site par plusieurs métaux simultanément (Tableau 8). Il représente la moyenne géométrique des facteurs de contamination de tous les métaux analysés dans un échantillon donné. La formule (équation 9) utilisée pour le calcul de PLI est la suivante :

$$PLI = (FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)^{(1/n)} \quad (9)$$

Où :

- **FC** = Facteur de Contamination pour chaque métal
- **n** = Nombre total de métaux analysés

Tableau 8
Classification de l'indice de charge polluante (PLI)

Valeur du PLI	Niveau de pollution	Origine de pollution
PLI < 1	Pas de pollution	Pas de contamination anthropique

PLI = 1	Ligne de base de pollution	Niveau géochimique naturel
PLI > 1	Pollution présente	Contamination anthropique
PLI >> 1	Pollution progressive avec l'augmentation de la valeur	Contamination anthropique

Source : Tomlinson et al. (1980).

3.3.2.4 Indice de géoaccumulation (I_{géo})

L'Indice de géoaccumulation (I_{géo}) est un indice quantitatif développé pour évaluer la contamination des sédiments par les métaux lourds en comparant les concentrations actuelles avec les niveaux géochimiques de fond préindustriel (Tableau 9). Il intègre un facteur de correction pour tenir compte des variations naturelles possibles. L'équation (équation 10) utilisée pour le calcul de I_{géo} est la suivante :

$$I_{géo} = \log_2 \frac{C_n}{(1,5 \times B_n)} \quad (10)$$

Où :

- **C_n** = Concentration du métal dans l'échantillon (mg/kg)
- **B_n** = Concentration géochimique de fond du métal (mg/kg)
- **1,5** = Facteur de correction pour les variations naturelles du fond géochimique.

Tableau 9
Classification de l'indice de géoaccumulation (I_{géo})

Valeur de l'I _{géo}	Niveau de contamination
I _{géo} ≤ 0	Non contaminé
0 < I _{géo} ≤ 1	Non contaminé à modérément contaminé
1 < I _{géo} ≤ 2	Modérément contaminé
2 < I _{géo} ≤ 3	Modérément à fortement contaminé
3 < I _{géo} ≤ 4	Fortement contaminé
4 < I _{géo} ≤ 5	Fortement à extrêmement contaminé
I _{géo} > 5	Extrêmement contaminé

Source : Müller (1969).

3.3.2.5 Indice de risque écologique potentiel (RI)

L'Indice de Risque Écologique Potentiel (RI) est un indice intégré qui évalue les risques écologiques potentiels associés à la contamination multi-métallique des sédiments (Tableau 10). Il combine les facteurs de contamination avec les facteurs de toxicité spécifiques à chaque métal pour estimer l'impact écologique global. L'équation (équation 11) utilisée pour le calcul de RI est la suivante :

$$RI = \sum E_i^r \quad (11)$$

Avec: $E_i^r = T_i^r \times FC_i$

Où

- E_i^r = Facteur de risque écologique pour le métal i
- T_i^r = Facteur de réponse toxique du métal i
- FC_i = Facteur de contamination du métal i.

Tableau 10:
Classification de l'indice de risque écologique potentiel (RI)

Valeur du RI	Niveau de risque
RI < 150	Risque faible
150 ≤ RI < 300	Risque modéré
300 ≤ RI < 600	Risque considérable
RI > 600	Risque très élevé

Source : Hakanson (1980).

3.4 Fractionnement des métaux lourds dans les sédiments du lac

Une extraction séquentielle a été effectuée afin de distinguer les formes solubles et échangeables des métaux (Al, As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Zn) présents dans les sédiments. Au laboratoire, 1 g de sédiment sec de chaque échantillon a été placé dans un tube en polypropylène de 50 mL.

Pour extraire la fraction soluble, 15 mL d'eau ultrapure ont été ajoutés à chaque tube. Le mélange a été agité pendant 10 min, puis centrifugé à 1000 rpm pendant 30 min. Le surnageant a été filtré à l'aide d'un filtre de 0,45 µm, acidifié avec deux gouttes de HNO₃, puis conservé à 4 °C jusqu'à l'analyse par ICP-MS.

Pour la fraction échangeable, les résidus de l'étape précédente ont été extraits en ajoutant 8 mL de $MgCl_2$ (1M, pH 7,0), puis agité pendant 1 heure à température ambiante. Ensuite, les tubes ont été centrifugés à 1000 rpm pendant 30 min, et les surnageants ont été récupérés et filtrés avec un filtre de 0,45 μm . Le résidu restant a été lavé avec 8 mL d'eau ultrapure et agité pendant 10 min, puis centrifugé à nouveau. Cette étape de lavage a été répétée trois fois, et tous les surnageants ont été récupérés et conservés avec deux gouttes de HNO_3 à 4 °C jusqu'à l'analyse par ICP-MS.

3.5 *Identification des souches bactériennes présentes dans les sédiments de surface*

3.5.1 Isolement et identification morphologique des bactéries

Les échantillons de sédiments provenant des sites 1 et 3 ont été dilués avec de l'eau péptonée. Un volume de 1 mL de chaque échantillon a été mélangé à 9 mL de bouillon LB, composé de 10 g de chlorure de sodium (NaCl), 10 g de tryptone, et 5 g d'extrait de levure, dissous dans 1 L d'eau distillée. La solution obtenue a été ensuite soumise à une dilution en série à cinq niveaux. Par la suite, 100 μL des dilutions 10^{-3} et 10^{-4} ont été étalés sur des milieux LB solides placés dans des boîtes de Petri. Les boîtes ont ensuite été incubées à 28 °C pendant 48 heures afin de permettre la croissance des colonies bactériennes. Après incubation, les colonies qui se sont développées sur les milieux ont été différenciées en fonction de leurs caractéristiques morphologiques.

3.5.2 Extraction et purification d'ADN

Les colonies morphologiquement différenciées provenant des sites 1 et 3 ont été prélevées dans des conditions stériles sous une hotte et transférées dans des tubes en vue de l'extraction de leur ADN. Pour la lyse cellulaire, les échantillons ont été ajoutés dans des tubes Disruptor contenant 725 μL de la solution du tampon de lyse chimique. Ils ont ensuite été vortexés à vitesse maximale pendant 5 minutes, puis centrifugés brièvement à 500 g pendant 5 secondes afin d'éliminer les gouttelettes présentes sur le couvercle. Par la suite, 72 μL de la solution de déprotéinisations ont été ajoutés, suivis d'un vortexage rapide pour homogénéiser le mélange. Les échantillons ont ensuite été incubés à 70 °C pendant 10 minutes, puis centrifugés à 10 000 g pendant 5 minutes à température ambiante.

Pour l'élimination des inhibiteurs, 400 μ L du surnageant ont été transférés dans un nouveau microtube de 1,5 mL. Ensuite, 135 μ L de la solution tampon P2 et 200 μ L de la solution de l'agent d'élimination des inhibiteurs (cHTR) ont été ajoutés. Le mélange a été brièvement vortexé, puis centrifugé à 10 000 g pendant 1 minute. Le surnageant obtenu a été transféré dans un nouveau microtube de 1,5 mL, auquel un volume équivalent de la solution XP1 a été ajouté. Après homogénéisation par vortexage, 700 μ L du surnageant ont été transférés sur une mini-colonne ADN HiBind placée dans un tube collecteur de 2 mL. Les échantillons ont été centrifugés à 10 000 g pendant 1 minute, et le liquide contenu dans le tube de récupération a été éliminé. Cette étape a été répétée une seconde fois afin d'assurer un transfert optimal de l'ADN.

Pour le nettoyage, 500 μ L du tampon de lavage à haute concentration saline (HBC) diluée à 100 % d'isopropanol ont été ajoutés à la colonne, puis centrifugés à 10 000 g pendant 1 minute. Le liquide contenu dans le tube collecteur a été éliminé, et la mini-colonne ADN HiBind a été transférée dans un nouveau tube collecteur de 2 mL. Ensuite, 700 μ L de la solution WASH diluée à 100 % d'éthanol ont été ajoutés, puis centrifugés à 10 000 g pendant 1 minute. Le liquide collecté a été éliminé, et le tube collecteur a été récupéré. Ces deux dernières étapes ont été répétées une seconde fois. Enfin, les échantillons ont été centrifugés pendant 2 minutes supplémentaires afin d'éliminer tout résidu d'éthanol.

Pour l'élution, la mini-colonne ADN HiBind a été transférée dans un nouveau tube collecteur de 1,5 mL. Ensuite, 50 à 100 μ L de tampon d'élution (BUFFER), préchauffée à 70 °C, ont été ajoutés sur la colonne. Le mélange a été laissé reposer pendant 2 minutes à température ambiante, puis l'ensemble a été centrifugé à 10 000 g pendant 1 minute. Le filtrat obtenu a ensuite été replacé sur la colonne HiBind, incubé de nouveau pendant 1 minute à température ambiante, puis centrifugé à 10 000 g pendant 1 minute afin de maximiser le rendement en ADN. L'ADN élué a finalement été conservé à -20 °C jusqu'aux analyses ultérieures.

3.5.3 Amplification de l'ADN et séquençage.

Une réaction de polymérisation en chaîne (PCR) en temps réel a été effectuée à l'aide du système StepOne™ (Applied Biosystems), avec des amorces spécifiques

destinées à l'amplification d'un fragment du gène de l'ARN 16S des espèces bactériennes. Un mélange réactionnel a été préparée en mélangeant 450 µL de TopTaq Master Mix 2X, 21,6 µL de l'amorce forward 341F (5'-CCTACGGGNGGCWGCAG-3') (10 mM), 21,6 µL de l'amorce reverse 512R (5'-ATTACCGCGGCKGCTG-3') (10 mM) et 370,8 µL d'eau ultrapure stérile. Un volume de 19,2 µL de cette solution a ensuite été distribuée dans chacun des 43 puits de la plaque de PCR, auquel 0,8 µL d'ADN extrait a été ajouté. Les puits ont été brièvement centrifugés avant d'être placés dans le thermocycleur pour l'amplification. Une étape initiale de pré-dénaturation à 95 °C pendant 5 minutes a d'abord été réalisée, suivie de 40 cycles comprenant : une dénaturation à 95 °C pendant 30 secondes, une hybridation à 58,5 °C pendant 30 secondes et une élongation à 72 °C pendant 30 secondes. Les produits PCR obtenus ont ensuite été envoyés au centre de recherche du CHU de Québec-Université Laval pour séquençage Sanger. Les données obtenues ont été analysées en utilisant le package isolateR sous R (Daisley et al., 2024).

3.6 Détermination de la courbe de croissance de *Sporosarcina pasteurii*

La courbe de croissance de *Sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859) a été établie en ensemencant la souche dans un milieu NH₄-YE, composé de 15,74 g de Tris ajusté à un pH de 9 à l'aide d'une solution d'acide citrique 1 N, de 20 g d'extrait de levure et de 5 g de (NH₄)₂SO₄. Les cultures ont été incubées à 27 °C sous agitation de 150 rpm pendant 72 heures. Des dilutions ont été préparées en transférant 1 mL de bouillon dans 9 mL d'eau peptonée stérile. La croissance bactérienne a ensuite été suivi à différents temps d'incubation (0, 3, 6, 18, 24, 32, 48, 54 et 72 heures) par mesure de la densité optique (DO) à 600 nm à l'aide d'un spectrophotomètre.

3.7 Dosage et mesure de l'activité uréolytique

L'activité uréolytique de *Sporosarcina pasteurii* a été mesurée après incubation de la souche dans un milieu contenant de l'urée, à 27 °C sous agitation constante (150 rpm) pendant 72 heures. La culture bactérienne a ensuite été centrifugée à 10 000 x g pendant 5 minutes afin de récupérer le surnageant, utilisé pour les analyses enzymatiques. Pour mesurer l'activité uréolytique, 250 µL du surnageant filtré ont été ajoutés à un mélange composé de 1 mL de solution d'urée (0,1 M) et de 2,5 mL de phosphate de potassium (0,1 M, pH 8,0). Le mélange a été incubés à 37 °C pendant 5 minutes, puis 1 mL de nitroprussiate de phénol et 1 mL

d'hypochlorite alcalin ont été ajoutés. La solution a été incubée de nouveau à 37 °C pendant 25 minutes, puis la densité optique a été mesurée à 600 nm et 760 nm à l'aide d'un spectrophotomètre, en se référant à une courbe d'étalonnage construite avec du chlorure d'ammonium (100 µg/mL). Une unité d'uréase correspond à la quantité d'enzyme catalysant l'hydrolyse de 1 M d'urée par minute à 37 °C.

3.8 *Évaluation de la performance de Sporosarcina pasteurii pour éliminer les métaux dans l'eau du lac*

3.8.1 Préparation de la solution bactérienne

Une colonie de *S. pasteurii* a été inoculée dans 50 mL de milieu NH₄-YE, puis incubée pendant 72 heures à 27 °C avec une agitation à 160 rpm. Ensuite, 10 mL de cette culture ont été transférés dans 40 mL de milieu uréase (contenant 2,12 g NaHCO₃, 25 g de CaCl₂, 10 g de NH₄Cl et 20 g/L d'urée, ajusté à un pH de 7). Ce mélange a été mis en contact avec différentes concentrations de solutions métalliques, notamment l'aluminium (Al), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), l'arsenic (As) et le plomb (Pb).

3.8.2 Détermination des taux de bio-séquestration des métaux dans l'eau

Les concentrations de métaux à tester ont été définies en fonction de la concentration initiale de la fraction soluble et échangeable de chaque métal. Un gradient de concentration (faible à forte concentration), comprenant la concentration initiale (Ci) ainsi que Ci multipliée par ½, et 4 ont été considérées. Les solutions ont été incubées pendant 72 heures à 27 °C à 160 rpm, puis leur absorbance a été mesurée à 600 nm. Des contrôles négatifs sans bactéries ont été également inclus. Après incubation, les solutions ont été centrifugées à 10 000xg pendant 5 minutes pour séparer le précipité et mesurer les concentrations en métaux restant dans la phase liquide par spectrométrie de masse à plasma inductif (Agilent Technologies, ICP-MS 7800).

3.9 *Évaluation de la performance de Sporosarcina pasteurii pour éliminer les métaux dans les sédiments*

3.9.1 Préparation de la solution bactérienne

Pour préparer la solution bactérienne, une colonie de *S. pasteurii* a été inoculée dans un milieu NH₄-YE, puis incubée pendant 24 heures à 27 °C sous agitation (160 rpm). L'absorbance optique (OD₆₀₀) de la culture a atteint 1,98, correspondant à une densité cellulaire optimale pour évaluer la réaction de précipitation.

3.9.2 Inoculation de *S. pasteurii* dans les sédiments

Des volumes égaux de la solution bactérienne contenant *S. pasteurii* et du milieu uréase ont été ajoutés aux échantillons de sédiments prélevés des quatre sites échantillonnés. Les mélanges ont été homogénéisés, puis incubés pendant 14 jours. Des prélèvements de sédiments ont été réalisés après 7 et 14 jours d'incubation afin de suivre l'évolution de la concentration des métaux par spectrométrie de masse à plasma inductif (Agilent Technologies, ICP-MS 7800) ainsi que la variation du poids des sédiments après séchage à 50 °C. Le taux de rendement de bioséquestration des métaux dans les sédiments a été calculé en utilisant la formule (équation 12) suivante :

$$\text{Taux de bioséquestration (\%)} = \frac{(C_{T0} - C_{Tn})}{C_{T0}} \times 100 \quad (12)$$

Où:

- $C_{(T0)}$: Concentration initial du métal (mg/kg)
- $C_{(Tn)}$: Concentration du métal au temps n (mg/kg).

3.10 Analyses statistiques

Afin d'évaluer l'efficacité des traitements de bioremédiation impliquant le processus MICP et de comparer les concentrations en métaux dans l'eau et dans les sédiments du lac entre les différents sites d'échantillonnage, des analyses de variance (ANOVA) à un facteur ont été réalisées. Préalablement à ces analyses, la condition de normalité des distributions de données a été vérifiée à l'aide du test de Shapiro-Wilk et l'homogénéité des variances à l'aide du test de Levene. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R (version 4.4.3), et un seuil de signification de $P < 0,05$ a été retenu.

Pour les données de rendement de bioremédiation en fonction du temps (7 jours et 14 jours), des analyses séparées ont été conduites pour chaque période afin d'identifier l'effet temporel sur l'efficacité du traitement. En complément, une analyse en composantes principales (PCA) a été réalisée afin de visualiser la structure de la variabilité des concentrations en métaux. La PCA avait pour but de réduire la multi-dimensionnalité des données tout en conservant l'essentiel de

l'information et de faciliter l'examen des modèles de distribution des métaux. Les packages stats et ggplot2 ont été utilisés pour ces analyses et visualisations.

4. RÉSULTATS

4.1 Caractérisation in-situ de la qualité physico-chimique de l'eau du lac

Les paramètres physico-chimiques de l'eau jouent un rôle déterminant dans la biodisponibilité et la précipitation des métaux lourds dans les milieux aquatiques. Tous les sites étudiés présentent une moyenne du pH légèrement alcaline (Tableau 11). Aucune différence statistiquement significative du pH n'a été observée entre les sites ($F_{(3,8)} = 1,18$; $P = 0,377$).

Les températures mesurées dans les quatre sites du lac Osisko varient de 0,3 °C à 0,6 °C, avec une moyenne de 0,45 °C et un écart-type de 0,13 °C (Tableau 11). Le Site 1 présente la température la plus élevée, tandis que la plus faible est enregistrée au Site 2.

La conductivité électrique présente une variation notable entre les sites, avec des valeurs comprises entre 118 $\mu\text{S/cm}$ et 311 $\mu\text{S/cm}$. La moyenne s'élève à 207,5 $\mu\text{S/cm}$ avec un écart-type de 83,8 $\mu\text{S/cm}$, ce qui reflète une hétérogénéité importante dans la composition ionique de l'eau (Tableau 11). Le Site 4 affiche la conductivité la plus élevée, tandis que le Site 3 enregistre la valeur la plus faible.

Tableau 11
Paramètres physico-chimiques de l'eau de surface du lac Osisko

Sites	pH	Température (°C)	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)
Site 1	8,0	0,6	234
Site 2	7,5	0,3	167
Site 3	7,7	0,4	118
Site 4	7,6	0,45	311

4.2 Concentrations en ions majeurs et nutriments dans l'eau du lac Osisko

Les concentrations en ions majeurs et en nutriments, mesurées sur les quatre sites d'échantillonnage sont toutes résumées dans le tableau 12. Ces données révèlent des variations spatiales dans la composition chimique de l'eau du lac.

Tableau 12
Concentrations en ions majeurs et nutriments dans l'eau du lac Osisko

Sites	Cl ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	SO ₄ ²⁻ (ppm)	PO ₄ ³⁻ (ppm)	NO ₂ ⁻ (ppm)
Site 1	23,8	0,41	3,97	0,81	< 0,02
Site 2	34,6	0,43	9,95	< 0,34	< 0,02
Site 3	32,9	0,24	9,22	< 0,34	< 0,02
Site 4	45,2	0,31	12,7	< 0,34	< 0,02

L'analyse des ions majeurs montre une hétérogénéité spatiale. Les concentrations en chlorures (Cl⁻) s'échelonnent de 23,8 ppm au Site 1 à une valeur maximale de 45,2 ppm au Site 4.

Les concentrations en sulfates (SO₄²⁻) suivent une tendance similaire. La valeur la plus faible (3,97 ppm) est mesurée au Site 1, tandis que la plus élevée (12,7 ppm) est observée au Site 4. Les sites 2 et 3 présentent des concentrations intermédiaires et très proches (respectivement 9,95 ppm et 9,22 ppm).

Concernant les nutriments azotés, les concentrations en nitrates (NO₃⁻) sont relativement faibles sur l'ensemble des sites, variant de 0,24 ppm (Site 3) à 0,43 ppm (Site 2). Pour les nitrites (NO₂⁻), toutes les mesures sont inférieures au seuil de détection du laboratoire (< 0,02 ppm).

Pour les phosphates (PO₄³⁻), une différence marquée est observée. Le Site 1 se distingue avec une concentration quantifiable de 0,81 ppm. En revanche, pour les trois autres sites (2, 3 et 4), les concentrations se situent sous la limite de quantification de la méthode d'analyse (< 0,34 ppm).

4.3 Évaluation de la pollution métallique des eaux et des sédiments du lac

4.3.1 Évaluation de la pollution métallique des eaux du lac

L'analyse détaillée des concentrations des métaux dans chaque site révèle des patrons spatiaux distincts (Figure 4). Le fer (Fe) constitue le métal largement dominant dans tous les sites étudiés, mais présente un gradient décroissant marqué du Site 1 vers le Site 4. Au Site 1, le fer atteint une concentration exceptionnellement élevée de 9807 µg/L, représentant environ 90 % de la charge métallique totale, accompagné de concentrations notables d'aluminium (437 µg/L),

de cuivre (355 µg/L) et de zinc (332 µg/L). Le Site 2 présente une concentration de fer réduite, mais encore substantielle (7306 µg/L), avec l'apparition significative de potassium (1147 µg/L) et des concentrations modérées de cuivre (239 µg/L) et de zinc (239 µg/L). Cette tendance décroissante se poursuit au Site 3, où le fer diminue à 1053 µg/L tout en maintenant sa dominance, tandis que les autres métaux voient leurs concentrations considérablement réduites (cuivre : 63,9 µg/L, zinc : 39,4 µg/L). Le Site 4 présente les concentrations les plus faibles de fer (844 µg/L), mais se distingue par la présence unique de métaux potentiellement toxiques tels que le plomb (51,9 µg/L) et l'arsenic (13,3 µg/L). Il est à noter que les éléments dont les concentrations étaient inférieures à la limite de détection de la méthode, tels que le bore (B) et le béryllium (Be), ont été exclus de cette analyse.

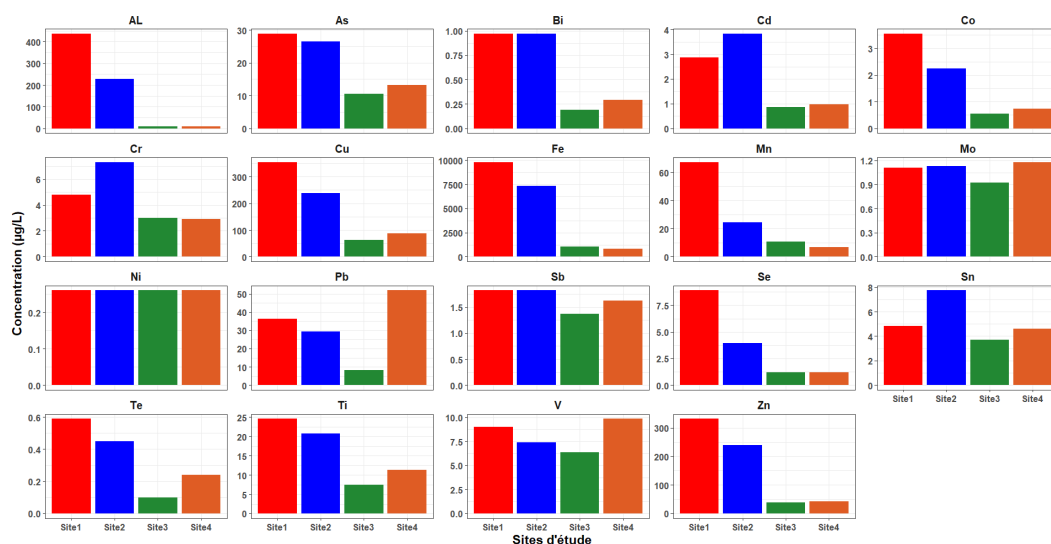


Figure 4
Concentrations des métaux dans l'eau du lac Osisko dans les différents sites d'étude

L'analyse en composantes principales réalisée sur les concentrations métalliques dans l'eau révèle une structure bidimensionnelle expliquant 87,5 % de la variance totale (PC1 : 72,1 %, PC2 : 15,4 %) (Figure 5), démontrant une représentation très satisfaisante de la variabilité hydrochimique des sites d'étude. L'axe PC1 définit un gradient hydrochimique principal opposant le Site 1, positionné dans l'extrême négatif et caractérisé par une signature métallique dominée par le fer, l'aluminium, le cuivre, le zinc et le manganèse avec des vecteurs convergents vers le quadrant négatif, aux Sites 3 et 4 situés dans la partie positive de l'axe et associés à une géochimie distincte. L'axe PC2 différencie clairement le Site 4, isolé dans le

quadrant positif et fortement corrélé aux métaux toxiques de plomb, vanadium et molybdène, du Site 3 positionné dans le quadrant négatif et caractérisé par une signature hydrochimique particulière. Le Site 2 occupe une position intermédiaire proche de l'origine, témoignant d'une composition métallique mixte. Cette structure multivariée révèle quatre signatures hydrochimiques distinctes : une géochimie ferrifère dominante au Site 1 avec des concentrations élevées en métaux majeurs, une géochimie de transition au Site 2, une géochimie spécifique au Site 3, et une géochimie toxique au Site 4 marquée par la présence significative de plomb et vanadium.

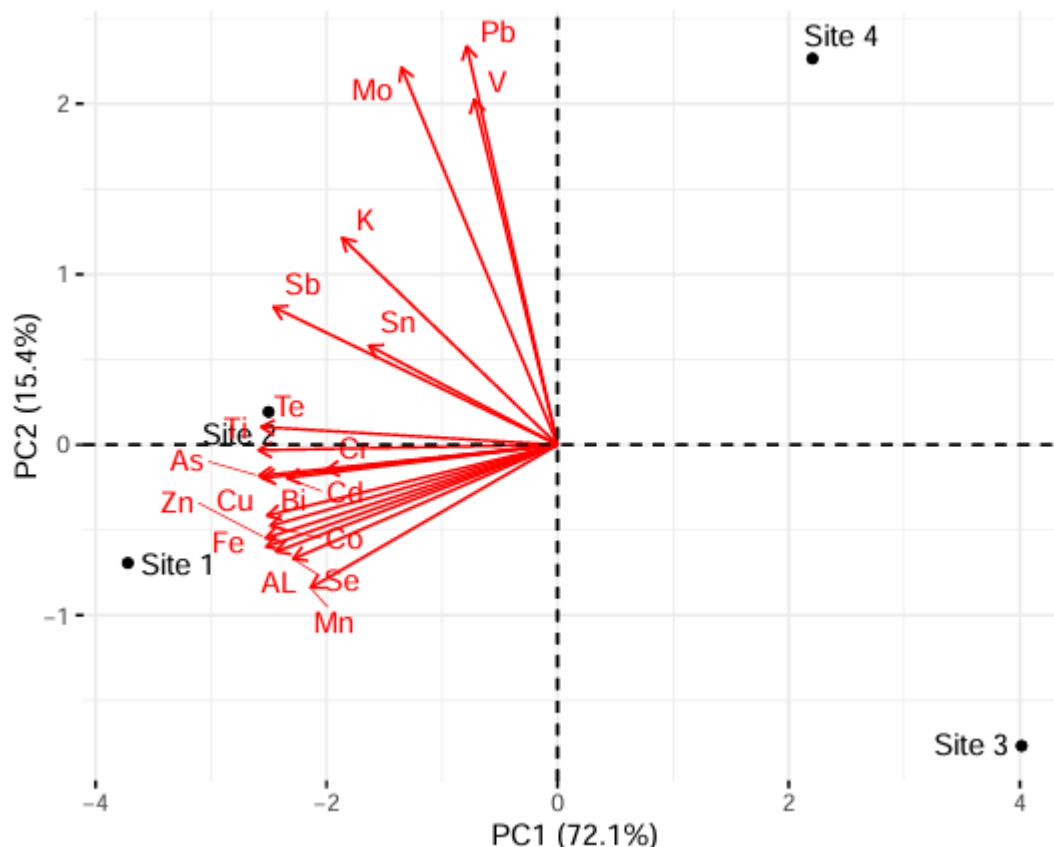


Figure 5
Analyse en composantes principales des concentrations en métaux dans l'eau du lac Osisko

L'évaluation comparative des concentrations métalliques mesurées dans les quatre sites d'étude avec les critères de prévention de la contamination établis par le MDDELCC (2013) révèle des variations significatives dans le degré de conformité environnementale (Tableau 13). L'analyse détaillée du Tableau 13 met

en évidence que le site 1 présente le profil de contamination le plus préoccupant avec trois dépassements critiques : l'arsenic atteint une concentration de 0,03 mg/L, excédant de 200 % le seuil réglementaire de 0,01 mg/L, tandis que le manganèse affiche une concentration de 0,07 mg/L, soit un dépassement substantiel de 40 % par rapport à la norme de 0,05 mg/L. Le plomb, quant à lui, présente une concentration de 0,04 mg/L, dépassant de 300 % le critère établi à 0,01 mg/L. En contraste, le site 3 démontre une conformité totale aux critères de qualité, avec des concentrations d'arsenic (0,01 mg/L), de manganèse (0,01 mg/L) et de plomb (0,008 mg/L) toutes inférieures aux seuils réglementaires respectifs. Le site 4 présente un profil intermédiaire avec deux dépassements identifiés : le manganèse à 0,06 mg/L (dépassement de 20 %) et le plomb à 0,05 mg/L (dépassement de 400 %), tandis que l'arsenic demeure conforme à 0,01 mg/L. Concernant le cuivre, bien que les concentrations mesurées dans ce site demeurent inférieures à la norme (0,35 mg/L pour un seuil de 1,0 à 1,3 mg/L), des données historiques indiquent des dépassements fréquents dans le lac Osisko (Proulx et al., 2015).

Tableau 13
Comparaison descriptive des résultats des concentrations des métaux lourds et des métalloïdes avec les critères de qualité de l'eau

Éléments	Concentrations (mg/L)				
	Seuil	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Arsenic	0,0003 et 0,01	0,03	0,027	0,01	0,01
Cadmium	0,005	0,003	0,004	0,0009	0,001
Cuivre	1,0 et 1,3	0,35	0,24	0,06	0,09
Fer	0,3	9,8	7,3	1,05	0,84
Manganèse	0,05	0,07	0,02	0,011	0,06
Nickel	0,07	<0,002	<0,003	<0,003	<0,003
Plomb	0,01	0,04	0,0295	0,008	0,05
Sélénium	0,01	0,009	0,04	<0,0012	<0,001
Vanadium	0,22	0,00901	0,007	0,006	0,0099
Zinc	5,0 et 7,4	0,332	0,24	0,039	0,04

Source : MDDELCC, (2013).

4.3.1.1 Les indices de pollution (P_i)

L'analyse des concentrations de métaux a révélé des niveaux de pollution variables, mais significatifs sur les quatre sites étudiés. La carte de chaleur (Figure 6) illustre les indices de pollution unique (P_i) pour chaque métal, classifiant le cuivre et le plomb comme polluants forts ($P_i \geq 3$), l'arsenic et l'aluminium comme polluants modérés ($1 \leq P_i < 3$), et le manganèse comme non polluant ($P_i < 1$).

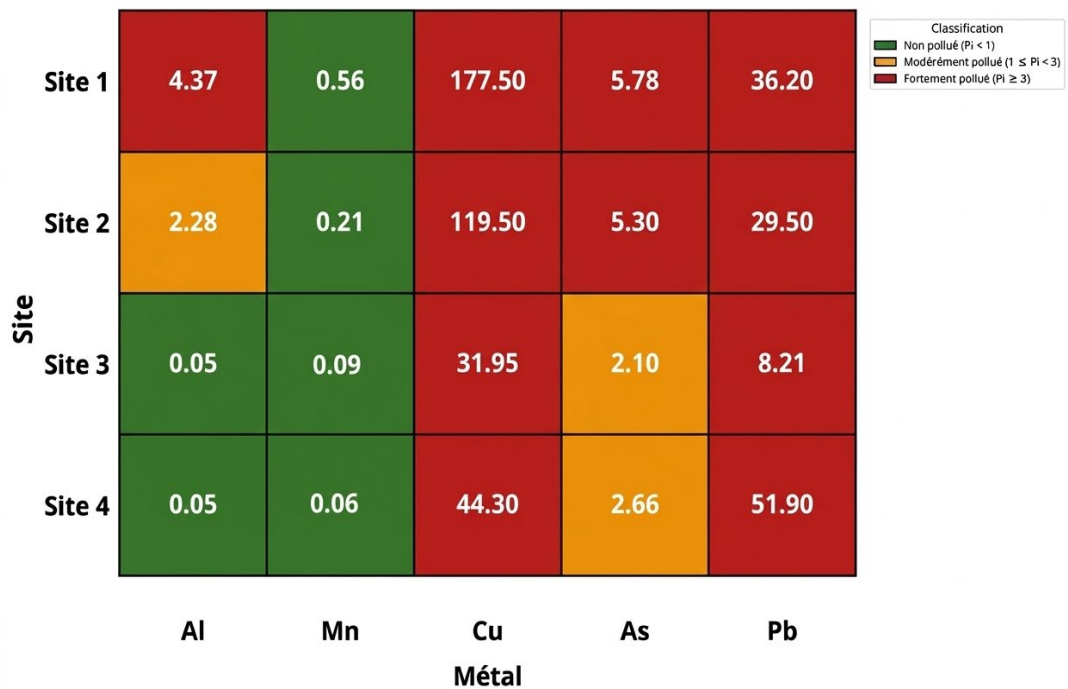


Figure 6
Carte de chaleur des indices de pollution unique (P_i)

Le cuivre (Cu) est le principal contributeur à la pollution dans les sites 1, 2 et 3, avec des indices P_i atteignant une valeur exceptionnellement élevée de 177,5 au Site 1. Au Site 4, le plomb (Pb) est le contaminant dominant avec un P_i de 51,9.

L'indice de pollution Nemerow (P_n), qui synthétise la pollution globale, confirme la gravité de la situation. Tous les sites affichent des valeurs de P_n très élevées, classant la pollution comme "très forte" ($P_n > 3$) sur l'ensemble des zones d'échantillonnage (Tableau 14).

Tableau 14
Indices de pollution global (Pn) par site

Site	Pi max	Pi moyen	Pn
Site 1	177,5	44,88	129,46
Site 2	119,5	31,36	87,36
Site 3	31,95	8,48	23,37
Site 4	51,9	19,79	39,28

4.3.2 Évaluation de la pollution métallique des sédiments du lac

L'analyse des concentrations métalliques révèle des patrons de distribution distincts selon les métaux (Figure 7). L'aluminium et le fer constituent les métaux dominants avec des concentrations élevées dans tous les sites, particulièrement aux Sites 1 et 2. En revanche, les métaux traces présentent des gradients croissants du Site 1 vers le Site 4. Le cuivre augmente d'un facteur 5 (de 1 108 à 5 467 mg/kg), le zinc d'un facteur 18 (de 298 à 5 320 mg/kg), et l'arsenic d'un facteur 6 (de 8,5 à 50,4 mg/kg). Le plomb présente un maximum au Site 3 (760 mg/kg). Il est à noter que le bore (B) a été enlevé de cette analyse, ses concentrations étant inférieures à la limite de détection de la méthode.

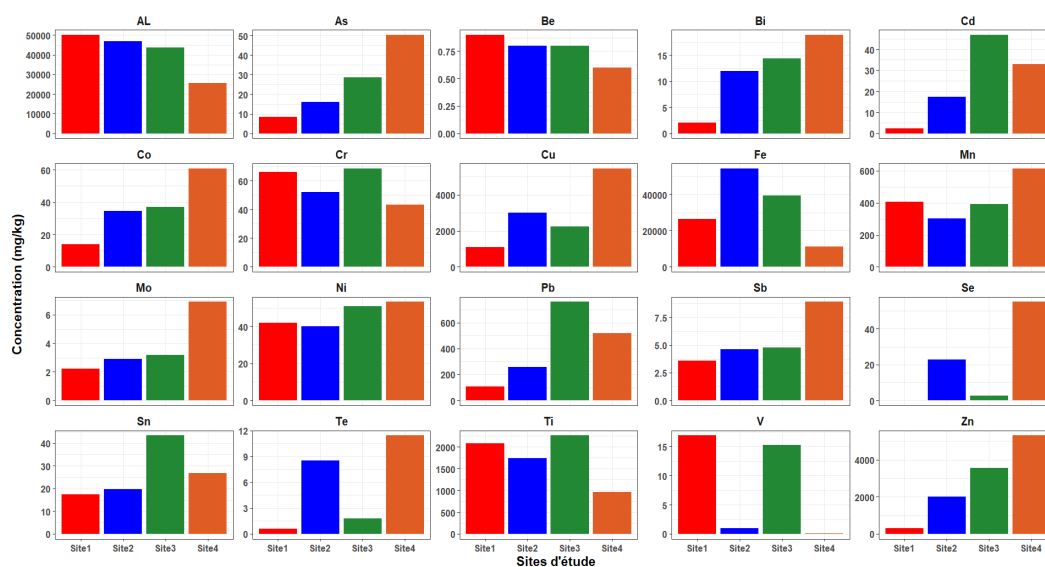


Figure 7
Concentration des métaux dans les sédiments des sites d'étude du lac Osisko

L'analyse en composantes principales (PCA) réalisée sur les concentrations métalliques des sédiments révèle une structuration spatiale des quatre sites étudiés. Les deux premières composantes principales expliquent 90,6 % de la variance totale (PC1 : 70,2 %, PC2 : 20,4 %) (Figure 8). La première composante principale (PC1) sépare le Site 4, positionné à l'extrémité droite de l'axe, des Sites 1 et 2, situés à gauche. Le Site 3 occupe une position intermédiaire négative sur PC1. Les métaux traces (Te, Se, Cu, Sb, Mo, Mn, Co, As, Bi, Zn) présentent des vecteurs orientés vers la droite, indiquant une forte association avec le Site 4. À l'opposé, l'aluminium (Al), le béryllium (Be) et le fer (Fe) sont orientés vers la gauche, montrant une association avec les Sites 1 et 2.

La deuxième composante principale (PC2) distingue le Site 2, positionné en haut de l'axe, du Site 3, situé en bas. Le Site 1 occupe une position intermédiaire sur PC2. Les métaux tels que le titane (Ti), le vanadium (V), le chrome (Cr) et le manganèse (Mn) présentent des vecteurs orientés vers le bas, associés au Site 3. Le plomb (Pb), le cadmium (Cd), l'étain (Sn) et le nickel (Ni) sont également orientés vers le bas, renforçant l'association avec le Site 3.

La longueur des vecteurs indique la contribution de chaque métal à la variance. Les vecteurs longs (Te, Se, Cu, Zn, As) contribuent fortement à la différenciation des sites, tandis que les vecteurs courts (Be, Fe, Al) contribuent moins. Les métaux traces toxiques (Cu, Zn, As, Pb) présentent des vecteurs orientés vers les Sites 3 et 4, tandis que les métaux majeurs (Al, Fe) sont associés aux Sites 1 et 2.

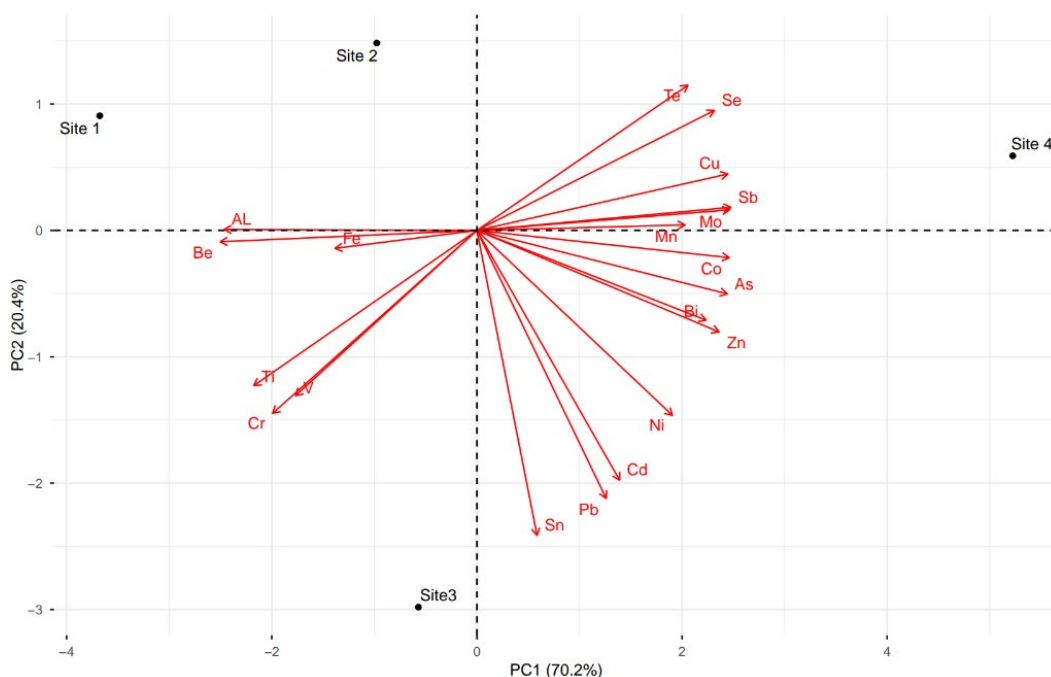


Figure 8
Analyse en composantes principales des concentrations en métaux dans les sédiments des quatre sites d'étude

L'évaluation comparative des concentrations métalliques mesurées dans les quatre échantillons de sédiments avec les critères de qualité établis par le MDDELCC révèle des variations considérables dans le degré de contamination sédimentaire (Tableau 15). Le site 4 affiche des concentrations critiques d'arsenic atteignant 50,4 mg/kg, excédant de 119,1 % le critère de concentration d'effets fréquents (CEF, 23 mg/kg), tandis que le cuivre atteint 5 520 mg/kg, soit un dépassement massif de 688,6 % par rapport au critère CEF (700 mg/kg) (Tableau 15). Le zinc présente également une contamination sévère à 5 372 mg/kg, dépassant de 597,7 % le seuil CEF (770 mg/kg), et le plomb affiche 526 mg/kg, excédant de 250,7 % le critère CEF (150 mg/kg) (Tableau 15).

En contraste, le site 1 présente un profil de contamination modéré. En plus des dépassements limités au cuivre (1108 mg/kg, dépassement de 58,3 % du CEF) et au zinc (298 mg/kg, dépassement de 75,3 % de la concentration produisant un effet probable (CEP), la concentration en arsenic atteint 8,5 mg/kg, ce qui dépasse de 11,8 % le critère de concentration d'effets occasionnels (CEO, 7,6 mg/kg) tout

en restant conforme au critère de concentration produisant un effet probable (CEP, 17 mg/kg) (Tableau 15).

Le site 2 montre une contamination intermédiaire. En plus des dépassements significatifs du cuivre (3019 mg/kg, +331,3 % CEF), du zinc (2023 mg/kg, +162,7 % CEF) et du cadmium (17,5 mg/kg, +45,8 % CEF), la concentration en arsenic s'élève à 16 mg/kg. Cette valeur, bien que conforme au critère CEP (17 mg/kg), représente un dépassement de 110,5 % du critère CEO (7,6 mg/kg) (Tableau 15).

Le site 3 présente également un profil préoccupant. Outre les dépassements du cuivre (2253 mg/kg, +221,9 % CEF), du zinc (3549 mg/kg, +360,9 % CEF) et du cadmium (46,9 mg/kg, +290,8 % CEF), la concentration en arsenic atteint 28,6 mg/kg, dépassant ainsi de 24,3 % le critère de concentration d'effets fréquents (CEF, 23 mg/kg) (Tableau 15).

Cette analyse révèle une contamination sédimentaire hétérogène, mais globalement préoccupante, avec des concentrations de métaux lourds dépassant fréquemment les critères d'effets biologiques, particulièrement pour le cuivre et le zinc dans tous les échantillons. De plus, l'arsenic présente désormais des dépassements notables sur l'ensemble des sites, avec des niveaux particulièrement critiques aux sites 3 et 4 où la concentration d'effets fréquents (CEF) est excédée.

Tableau 15

Critères du MDDELCC pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (CER: concentration d'effets rares ; CSE : concentration seuil produisant un effet ; CEO : concentration d'effets occasionnels ; CEP : concentration produisant un effet probable ; CEF : concentration d'effets fréquents)

	Métaux (mg/kg)						
	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Plomb	Zinc	Manganèse
CER	4,1	0,33	25	22	25	80	0,33
CSE	5,9	0,6	37	36	35	120	0,6
CEO	7,6	1,7	57	63	52	170	1,7
CEP	17	3,5	90	200	91	310	3,5
CEF	23	12	120	700	150	770	12

Source : Environnement Canada et MDDELCC, (2007).

4.3.3 Évaluation des indices géochimiques

4.3.3.1 Facteur d'enrichissement (FE)

L'analyse des facteurs d'enrichissement des métaux lourds révèle une contamination hétérogène et progressive à travers les quatre sites d'étude. Le Site 4 présente une contamination exceptionnellement sévère avec des facteurs d'enrichissement extrêmes pour la plupart des métaux analysés (Tableau 16).

Tableau 16
Le facteur d'enrichissement des métaux dans les sites étudiés

Métal	Facteur d'enrichissement (FE)			
	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Cuivre	40,32	53,30	54,89	475,50
Arsenic	3,36	3	7,50	46,88
Cadmium	2,83	10,43	38,56	96,81
Zinc	2,44	8,04	19,45	104,12
Plomb	4,13	4,92	20,00	48,94
Nikel	1,47	0,68	1,20	4,46
Crome	1,25	0,48	0,87	1,95
Manganèse	0,71	0,26	0,46	2,58

Le cuivre constitue le contaminant le plus préoccupant avec un facteur d'enrichissement de 475,5 au Site 4, soit près de 500 fois la concentration de référence, comparativement aux valeurs modérées observées aux Sites 1, 2 et 3 (40,3, 53,3 et 54,9 respectivement). Cette tendance se confirme pour d'autres métaux toxiques : le cadmium atteint un facteur de 96,8 au Site 4, contre des valeurs inférieures à 40 sur les autres sites, tandis que le zinc atteint 104,1 au Site 4, soit cinq fois supérieur au Site 3. L'arsenic, particulièrement préoccupant pour la santé publique, montre une hausse marquée au Site 4 (46,88), indiquant un enrichissement très élevé (>7).

4.3.3.2 Facteur de contamination (FC)

Le facteur de contamination confirme l'ampleur de la pollution métallique avec des niveaux de contamination très élevés (FC > 6) pour les métaux prioritaires sur la majorité des sites (Tableau 17). Le cuivre domine le profil de contamination avec des FC exceptionnellement élevés allant de 41,0 (Site 1) à 204,4 (Site 4),

dépassant de plusieurs ordres de grandeur les valeurs de fond géochimique et indiquant une contamination massive. Le cadmium présente également des FC critiques, particulièrement sur les Sites 3 et 4 (FC > 40), révélant des apports anthropiques considérables. L'arsenic montre un comportement spatial distinct considérable (site 1 > 3) à forte pour le reste des sites, confirmant une source de contamination intense. Le plomb et le zinc aussi montrent des contaminations considérables à élevées sur tous les sites, avec des FC variant respectivement de 4,2 à 30,4 et de 2,5 à 44,3.

Tableau 17
Le facteur de contamination des métaux dans les sites étudiés

	Facteur de contamination (FC)			
Métal	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Cuivre	41,04	111,81	83,44	204,44
Arsenic	3,36	6,4	11,44	20,16
Cadmium	2,88	21,88	58,63	41,63
Zinc	2,49	16,85	29,575	1,92
Plomb	4,20	10,32	30,40	44,8
Nikel	1,5	1,42	1,82	1,92
Crome	1,27	1,04	1,32	0,84
Manganèse	0,73	0,7	0,70	1,11

4.3.3.3 Indice de géoaccumulation (I_{géo})

L'indice de géoaccumulation révèle une accumulation progressive et intensive de métaux lourds dans les sédiments des quatre sites, avec des valeurs dépassant fréquemment les seuils de contamination extrême (I_{géo} > 5) selon la classification de Müller (Tableau 18).

Tableau 18
L'indice de géoaccumulation des métaux dans les sites étudiés

	Indice de géoaccumulation (I_{géo})			
Métal	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Cadmium	0,94	3,87	5,29	4,79

Crome	-0,24	-0,58	-0,18	-0,84
Cuivre	4,77	6,22	5,80	7,09
Nikel	-0,01	-0,07	0,28	0,35
Plomb	1,49	2,78	4,34	3,81
Zinc	0,73	3,49	4,30	4,90
Manganèse	-1,05	-1,47	-1,10	-0,44
Arsenic	1,16	2,06	2,86	3,77

Le cuivre présente les indices les plus élevés avec des Igéo variant de 4,8 (Site 1) à 7,1 (Site 4), classant ces sédiments comme extrêmement contaminés et témoignant d'une accumulation massive sur plusieurs décennies. Le cadmium montre également des accumulations critiques, particulièrement sur les Sites 2, 3 et 4 (Igéo > 3), indiquant une contamination forte à extrême. L'arsenic présente un profil de contaminations modérée à élevées sur tous les sites, avec des Igéo varie respectivement de 1,16 à 2,06 et de 2,86 à 3,77.

4.3.3.4 Indice de charge polluante (PLI) et Indice de risque écologique potentiel (RI)

L'analyse des indices globaux révèle une pollution multi-métallique confirmée sur tous les sites (PLI > 1) avec des niveaux de risque écologique préoccupants à critiques (Tableau 19). Le PLI varie de 2,62 (Site 1) à 7,92 (Site 4), indiquant une pollution progressive s'intensifiant spatialement et témoignant d'une contamination généralisée dépassant largement les capacités d'atténuation naturelle des sédiments. Le risque écologique potentiel présente des valeurs alarmantes avec des RI de 225,41 (Site 1, risque modéré) à 2 221,61 (Site 3, risque très élevé), dépassant largement le seuil critique de 600 sur trois sites. Cette évaluation intégrée, qui pondère la contamination par la toxicité relative des métaux selon Hakanson (1980), révèle un impact écotoxicologique majeur sur l'écosystème aquatique. La forte contribution du cadmium et du cuivre aux valeurs de RI, en raison de leurs facteurs de toxicité élevés (30 et 5 respectivement), souligne l'importance de considérer non seulement les concentrations, mais aussi la toxicité intrinsèque des contaminants.

Tableau 19
L'indice de charge polluante (PLI) et le risque écologique potentiel (RI) pour
chaque site d'étude

Indice	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
PLI	2,62	5,5	8	7,92
RI	225,41	1012,39	2221,61	2009,21

4.4 Fractionnement des métaux lourds dans les sédiments du lac Osisko

Les résultats montrent que les concentrations en métaux sont globalement plus élevées dans la fraction échangeable que dans la fraction soluble pour l'ensemble des sites (Tableau 20). Parmi les métaux les plus représentés, le fer (jusqu'à 16 736 µg/L), le zinc (jusqu'à 12 645 µg/L) et le cadmium (jusqu'à 327 µg/L) présentent des teneurs particulièrement élevées dans la phase échangeable, notamment aux sites 3 et 4. En revanche, les fractions solubles restent relativement faibles pour la majorité des éléments, ce qui suggère une faible biodisponibilité immédiate.

Cette distribution est cohérente avec les paramètres physico-chimiques mesurés dans le milieu. En effet, les valeurs de pH enregistrées dans l'ensemble des sites (Tableau 7) sont légèrement alcalines et relativement homogènes ($F(3,8) = 1,18$; $P = 0,377$), ce qui peut favoriser la précipitation ou l'adsorption des métaux sous formes moins mobiles. De plus, les conductivités mesurées montrent des variations notables entre les sites, reflétant des différences potentielles dans la composition ionique du milieu, susceptibles d'influencer la spéciation et la rétention des métaux. Ainsi, le contexte physico-chimique observé soutient l'idée d'une mobilisation limitée des métaux, mais également d'un potentiel de relargage important en cas de modification des conditions environnementales, notamment une acidification du milieu.

L'analyse descriptive des concentrations entre les différents métaux étudiés dans les fractions soluble et échangeable révèle des différences marquées selon la nature du métal (Tableau 20). Le zinc présente les concentrations les plus élevées dans les deux fractions, atteignant 12 645,3 µg/L dans la fraction échangeable au Site 4 et 1 829,0 µg/L dans la fraction soluble au Site 3. Le manganèse montre également des concentrations élevées, particulièrement dans la fraction

échangeable (jusqu'à 2 481,5 µg/L au Site 4). Ces différences indiquent que les métaux ne présentent pas tous la même propension à se retrouver dans ces fractions particulièrement mobiles. Cette variabilité peut s'expliquer par des caractéristiques physico-chimiques propres à chaque métal, notamment leur affinité avec les particules fines, leur solubilité, leur potentiel redox ou leur capacité à former des complexes.

4.5 Identification des souches bactériennes présentes dans les sédiments de la surface

L'analyse a révélé une diversité phylogénétique exceptionnelle au sein de la communauté bactérienne native du lac Osisko, avec une représentation de trois phylums bactériens majeurs et une distribution fonctionnelle remarquablement équilibrée (Tableau 21). La distribution taxonomique montre une forte prédominance des *Bacillota* (67 % des espèces) avec quatre représentants (*Shouchella rhizosphaerae* et *Bacillus clarus*), suivis des *Actinomycetota* (17 %) avec *Streptomyces huasconensis*, et des *Pseudomonadota* (17%) avec *Rhizobium changzhiense*.

Tableau 20**Concentrations de la fraction échangeable et soluble des métaux dans les sédiments du lac Osisko**

		Métaux												
Sites	Fraction (µg/L)	Al	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Zn	As	Mo	Cd	Cu	Pb	Be
1	Échangeable	90	14,9	455,3	2368,3	17,9	32,1	471,7	131,0	10	13,1	108,1	23,2	0,6
	Soluble	90	6,1	43	129,0	0,8	2,6	4,1	8,7	10	0,6	9,2	14,4	0,6
2	Échangeable	90	13,9	409	2547,7	81,9	70,5	4909,7	129,0	10	79,2	30,7	13,3	0,6
	Soluble	90	6,1	89	129,0	6,8	2,6	4,1	0,7	10	0,6	7,7	13,5	0,6
3	Échangeable	90	14,1	730	1675,4	81,8	101,2	10024,7	147,3	10	327,0	57,9	165,7	0,6
	Soluble	90	6,1	373,3	129,0	22,0	12,5	1829,0	2,7	10	11,3	9,3	14,9	0,6
4	Échangeable	90	20,3	2481,5	3584,2	160,2	138,0	12645,3	194,8	10	218,0	39,3	36,0	0,6
	Soluble	90	6,1	506,3	129,0	11,9	3,4	384,7	0,6	10	0,6	20,7	12,6	0,6

Tableau 21
Espèces bactériennes identifiées dans le sédiment du lac Osisko

Espèce	Similarité (%)	Classification	Morphologie	Métabolisme	Fonction écologique principale	Applications	Références clés
<i>Bacillus clarus</i>	98,8	<i>Bacillota > Bacilli > Bacillales > Bacillaceae > Bacillus</i>	Bâtonnet Gram+, sporulant, mobile	Aérobie facultatif, chimio- organotrophe	Décomposition matière organique, production enzymes	Bioremédiation, enzymes industrielles	Kovac et al. (2020)
<i>Streptomyces huasconensis</i>	100	<i>Actinomycetota > Actinomycetes > Kitasatosporales > Streptomycetaceae > Streptomyces</i>	Filamenteux Gram+, sporulant	Aérobie strict, halotolérant	Production de métabolites secondaires, antimicrobiens	Antibiotiques, biocontrôle	Wen et al., (2022)
<i>Rhizobium changzhiense</i>	98,4	<i>Pseudomonadota > Alphaproteobacteria > Hyphomicrobiales > Rhizobiaceae > Rhizobium</i>	Bâtonnet Gram-, mobile	Aérobie, diazotrophe	Fixation symbiotique azote, nodulation	Inoculant agricole, biofertilisant	Zhang et al., (2021)
<i>Shouchella rhizosphaerae</i>	100	<i>Bacillota > Bacilli > Bacillales > Bacillaceae > Shouchella</i>	Bâtonnet Gram+, sporulant, mobile	Aérobie facultatif, diazotrophe	Fixation azote libre, promotion croissance	Biofertilisant, restauration sols	Joshi et al., (2021)

Cette distribution phylogénétique reflète un écosystème microbien hautement adapté aux conditions de stress environnemental multiples caractéristiques de notre site d'étude contaminé. La prédominance des bactéries sporulantes (83 % des espèces identifiées) témoigne d'une communauté évoluée pour résister aux fluctuations physicochimiques sévères, aux variations de température, aux changements de pH et à la présence de métaux lourds (Nicholson et al., 2000). Cette capacité de sporulation constitue un mécanisme de survie crucial dans un environnement où les conditions peuvent rapidement devenir défavorables.

L'analyse révèle une complémentarité fonctionnelle remarquable, particulièrement évidente dans la gestion des cycles biogéochimiques essentiels (Falkowski et al., 2008). La présence simultanée d'organismes aérobies stricts (*S. huasconensis*), aérobies facultatifs (*S. rhizosphaerae*, *B. clarus*) assure une exploitation optimale de l'ensemble des niches redox disponibles dans l'écosystème lacustre. Cette diversité métabolique garantit le maintien des processus biogéochimiques dans toute la gamme des conditions d'oxygénation rencontrées dans le lac.

La spécialisation fonctionnelle observée couvre l'ensemble des processus écologiques critiques pour la stabilité de l'écosystème. Deux espèces (*R. changzhiense* et *S. rhizosphaerae*) assurent la fixation d'azote par des mécanismes complémentaires, créant une redondance fonctionnelle essentielle à la résilience du système (Allison et Martiny, 2008).

4.6 La courbe de croissance de *Sporosarcina pasteurii*

L'évaluation de la cinétique de croissance de notre souche d'étude *Sporosarcina pasteurii* révèle un profil de développement bactérien caractéristique comprenant plusieurs phases distinctes (Figure 9). L'analyse de la courbe de croissance montre une phase de latence initiale de 3 heures avec une densité cellulaire maintenue autour de $1,1 \times 10^3$ CFU/mL, témoignant de l'adaptation physiologique de la souche aux conditions du milieu de culture. Après on remarque un suivi de cette adaptation, une phase de croissance exponentielle rapide entre 3 et 24 heures, durant laquelle la population bactérienne augmente de manière significative pour atteindre un maximum de $1,2 \times 10^7$ CFU/mL à 24 heures d'incubation. Ce pic de croissance indique l'atteinte des conditions optimales de développement ou une saturation en ressources nutritives disponibles dans le

milieu. Au-delà de 24 heures, on observe une phase de déclin marquée avec une diminution progressive de la viabilité cellulaire, la densité chutant à $1,8 \times 10^3$ CFU/mL à 48 heures, ce qui suggère qu'il y a un épuisement des nutriments essentiels ou l'accumulation de métabolites inhibiteurs. Donc cette cinétique de croissance confirme que la période optimale d'activité métabolique de notre souche se situe autour de 24 heures d'incubation.

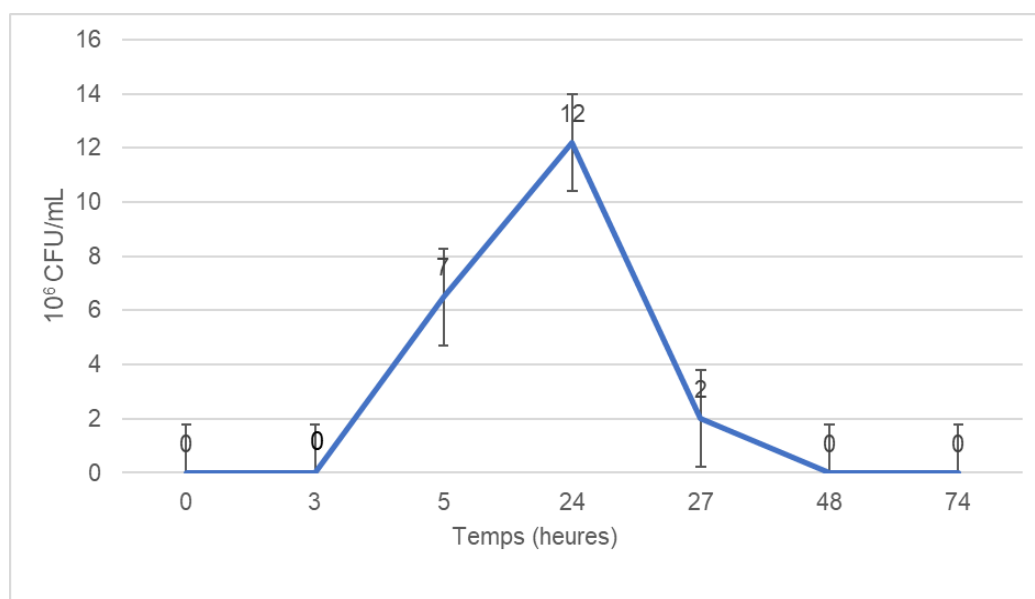


Figure 9
Courbe de croissance de la bactérie *Sporosarcina pasteurii*

4.7 Mesure de l'activité uréolytique

Les résultats montrent que l'activité uréolytique mesurée pour la souche *S. pasteurii* après 72h d'incubation varie entre 2,05 et 3,29 $\mu\text{mol}/\text{min}$ (Tableau 22). Ces résultats indiquent que cette souche présente une capacité enzymatique modérée à forte.

Tableau 22
Activité uréolytique de *Sporosarcina pasteurii*

Réplicat	Densité optique	Activité ($\mu\text{mol}/\text{min}$)	Activité moyenne de 3 réplicats ($\mu\text{mol}/\text{min}$)
1-1	1,371	2,03	2,08
1-2	1,638	2,64	
1-3	1,18	1,59	
2-1	1,712	2,81	3,28

2-2	2,326	4,21	2,05
2-3	1,722	2,83	
3-1	1,392	2,08	
3-2	1,263	1,78	
3-3	1,48	2,28	

4.8 Évaluation de la performance de *Sporosarcina pasteurii* pour éliminer les métaux dans l'eau du lac

Les analyses graphiques des interactions entre *Sporosarcina pasteurii* et divers métaux en phase liquide révèlent des réponses variables en fonction du temps et du facteur de concentration (Figure 10). L'efficacité et le rendement de la séquestration des métaux (Tableau 23) par *S. pasteurii* diffèrent significativement selon la nature du métal ajouté.

Tableau 23
Taux de bioséquestration par *Sporosarcina pasteurii* en fonction de la concentration des métaux

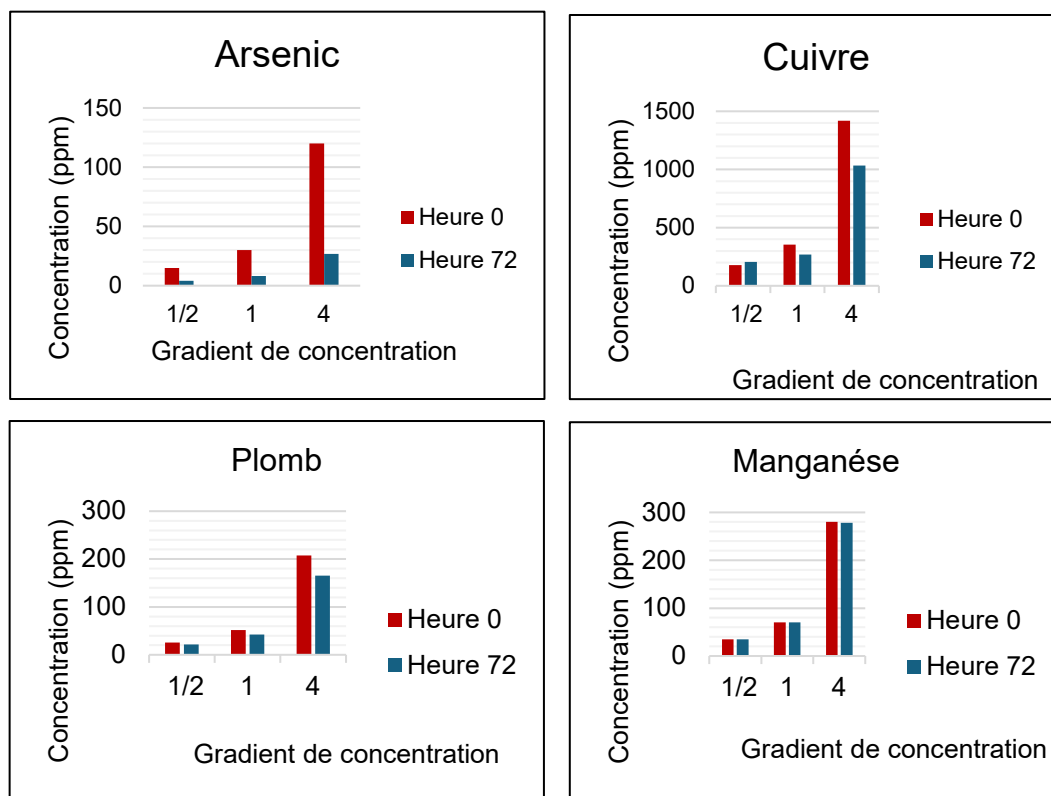
Métal	Concentration	Taux de bioséquestration (%)
Arsenic	Forte	77,66
Aluminium	Faible	63,08
Cuivre	Forte	27,24
Plomb	Forte	20,41
Manganèse	Forte	0,7

L'analyse descriptive des rendements moyens met en évidence des différences marquées selon la nature du métal. L'arsenic présente le rendement moyen le plus élevé (77,66 %), suivi de l'aluminium (63,08 %), témoignant d'une capacité d'immobilisation particulièrement efficace de *S. pasteurii* pour ces deux éléments. En revanche, le plomb et le cuivre affichent des rendements modérés (27,24 % et 20,41 %, respectivement), tandis que le manganèse montre une capacité de bioséquestration très limitée (0,7 %).

Plus précisément, pour le cuivre, la bioséquestration maximale est obtenue avec un taux de rendement d'environ 27 % à concentration forte, traduisant une capacité de la bactérie à immobiliser ce métal lorsque sa disponibilité est élevée. À l'inverse, le manganèse présente des rendements très faible (~0,7 %) même à forte concentration. L'arsenic, en revanche, est efficacement séquestré avec des

rendements supérieurs à 77 % (Tableau 23), ce qui suggère l'existence de mécanismes de résistance ou d'une adaptation spécifique de *S. pasteurii* face à ce métal.

L'analyse de normalité des rendements a montré une distribution conforme à la normalité selon le test de Shapiro-Wilk ($W = 0,88669$, $P = 0,05977$). L'homogénéité des variances a été vérifiée à l'aide du test de Levene. Les résultats montrent que cette condition est respectée aussi bien pour le facteur métal ($F(4,10) = 0,971$, $P = 0,465$) que pour le facteur concentration ($F(2,12) = 0,219$, $P = 0,806$). L'analyse de variance (ANOVA) révèle une différence significative entre les métaux ($F(4,8) = 26,577$, $P = 0,000113$), indiquant que la bioséquestration dépend fortement du type de métal. De plus, un effet significatif de la concentration est également observé ($F = 8,234$, $P = 0,0087$), démontrant que la bactérie produit des rendements de séquestration différents selon le niveau de concentration. Ces résultats mettent en évidence que l'efficacité du processus de bioséquestration est déterminée à la fois par la nature du métal et par sa concentration (Figure 11).



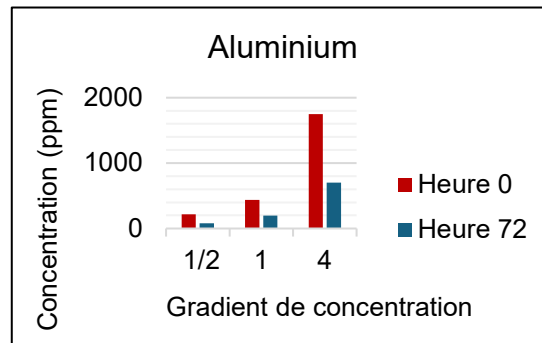


Figure 10
Interactions entre *Sporosarcina pasteurii* et les métaux étudiés en phase liquide

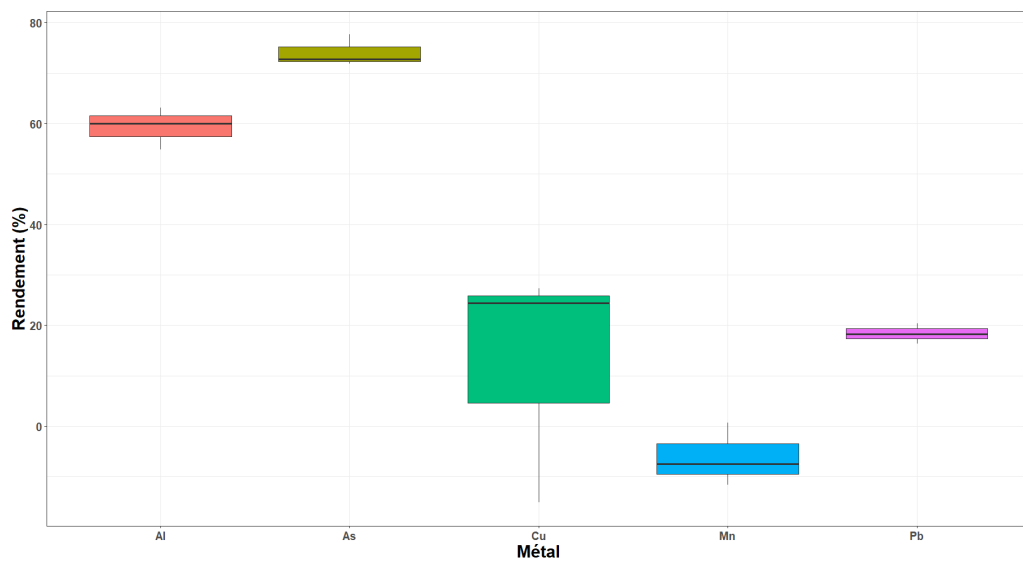


Figure 11
Boxplot comparatif du rendement de séquestration par *Sporosarcina pasteurii* selon les métaux dans la phase liquide

4.9 Évaluation de la performance de *Sporosarcina pasteurii* pour éliminer les métaux dans les sédiments

Les analyses menées sur les échantillons de sédiments révèlent que la capacité de séquestration de *Sporosarcina pasteurii* varie selon le métal étudié et la durée de traitement (Tableau 24).

Tableau 24
Taux de bioséquestration des métaux dans les sédiments par *Sporosarcina pasteurii* pour chaque site échantillonné du lac Osisko

Sites	Jours	Taux de bioséquestration (%)				
		Arsenic	Aluminium	Cuivre	Manganèse	Plomb
Site 1	7	71,43	27,98	35,83	15,57	89,67
	14	82,15	44,65	50,787	40,88	99,67
Site 2	7	55,35	29,17	27,29	21,45	35,17
	14	60,38	40,51	32,71	26,65	24,48
Site 3	7	26,47	33,80	24,62	17,35	36,68
	14	34,19	42,50	31,23	26,51	43,89
Site 4	7	36,71	35,49	25,04	22,83	21,35
	14	41,26	44,74	31,52	28,62	48,71

4.9.1 Interaction de *Sporosarcina pasteurii* avec l'arsenic

Le traitement par *Sporosarcina pasteurii* a entraîné une réduction notable de la concentration d'arsenic dans tous les sites étudiés après 14 jours. Pour le site 1, la concentration est passée de 8,4 mg/Kg au départ à 1,5 mg/Kg (Figure 12), représentant une réduction de plus de 82 % par rapport à la concentration initiale. Le site 2 présente également des résultats significatifs avec une concentration initiale de 15,9 mg/Kg qui diminue à 6,3 mg/Kg, soit une réduction de 60,38 %. Le site 3 la concentration d'arsenic a diminué de 27,2 mg/Kg à 17,9 mg/Kg, ce qui représente une réduction de 34,19 %. Enfin, le site 4 affiche une concentration initiale de 28,6 mg/Kg qui diminue à 16,8 mg/Kg, illustrant une réduction de 41,26 % (Tableau 24). Ces résultats démontrent l'efficacité variable mais constante de *Sporosarcina pasteurii* dans la séquestration de l'arsenic selon les conditions spécifiques de chaque site. Les performances les plus élevées sont observées sur une période relativement courte de 14 jours de biotraitement, soulignant le potentiel de cette bactérie pour des applications de bioremédiation rapide.

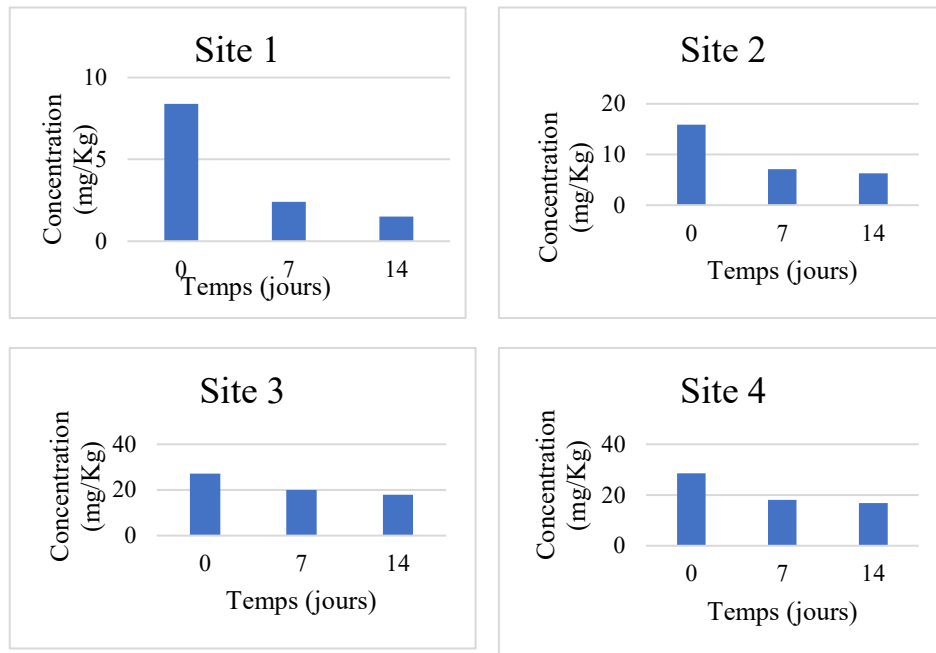


Figure 12
Performance de *Sporosarcina pasteurii* dans l'élimination de l'arsenic dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation

4.9.2 Interaction de *Sporosarcina pasteurii* avec l'aluminium

L'application de *Sporosarcina pasteurii* s'est révélée particulièrement efficace pour la bioremédiation de l'aluminium dans l'ensemble des sites étudiés. Au site 1, une diminution substantielle de 44,65 % a été observée (Tableau 24), la concentration passant de 70 458 mg/Kg à 38 998 mg/Kg après 14 jours de biotraitement (Figure 13). Le site 2, malgré des niveaux de contamination élevés (62 000 mg/Kg initialement), une réduction significative de 40,51 % a été atteinte, conduisant à une concentration finale de 36 883 mg/Kg. De même, le site 3 a présenté une amélioration aussi remarquable de 42,51 %, passant de 58 820 mg/Kg à 33 817 mg/Kg sur une période de 14 jours. Le site 4 a montré une performance comparable, avec une réduction de 44,74 %, la concentration d'aluminium diminuant de 69 097 mg/Kg à 38 182 mg/Kg au terme de deux semaines d'exposition bactérienne. Ces résultats démontrent la capacité robuste de *S. pasteurii* à immobiliser l'aluminium, même dans des contextes de forte contamination, confirmant son potentiel pour des applications de bioremédiation à court terme.

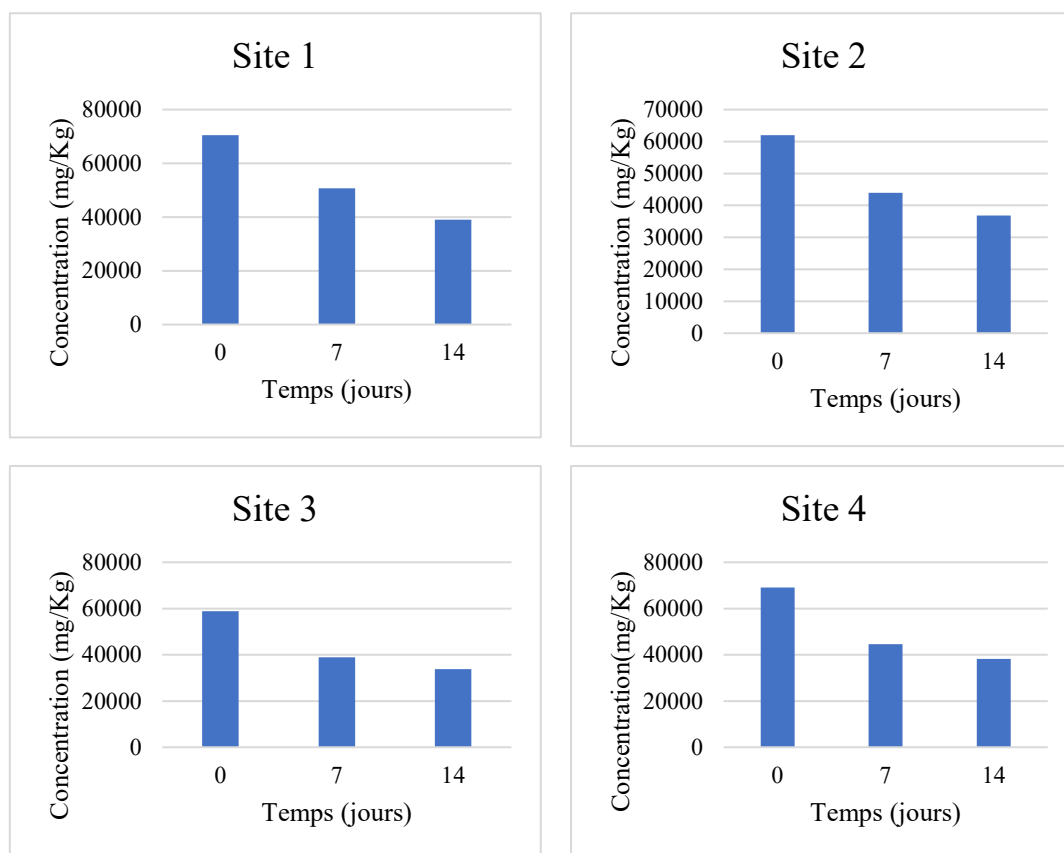


Figure 13
Performance de *Sporosarcina pasteurii* dans l'élimination de l'aluminium dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation

4.9.3 Interaction de *Sporosarcina pasteurii* avec le manganèse

L'utilisation de *Sporosarcina pasteurii* dans la gestion du manganèse a révélé des réponses contrastées selon les sites d'études secteurs d'intervention. Le site 1 a montré la meilleure capacité d'élimination, avec une diminution des concentrations de 700 mg/Kg à 414 mg/Kg après 14 jours de traitement (Figure 14), soit une diminution de 40,9 % (Tableau 24). Les sites 2 et 3 ont affiché des éliminations plus modérées, au site 2, les concentrations ont diminué de 387 mg/kg à 284 mg/kg, correspondant à une réduction de 26,5 %, tandis qu'au site 3, une réduction comparable de l'élimination atteignait 28,6 % a été observée après 14 jours de traitement bactérien. Le site 4 a également présenté une réponse positive, avec une baisse des concentrations de 622 mg/Kg à 444 mg/Kg sur la même durée, correspondant à une réduction de 28,6 %.

Ces résultats mettent en évidence la complexité des interactions entre *Sporosarcina pasteurii* et le manganèse, révélant que l'efficacité de la bioséquestration dépend fortement des conditions physico-chimiques locales. L'optimum du traitement a généralement été atteint après 14 jours d'incubation microbienne.

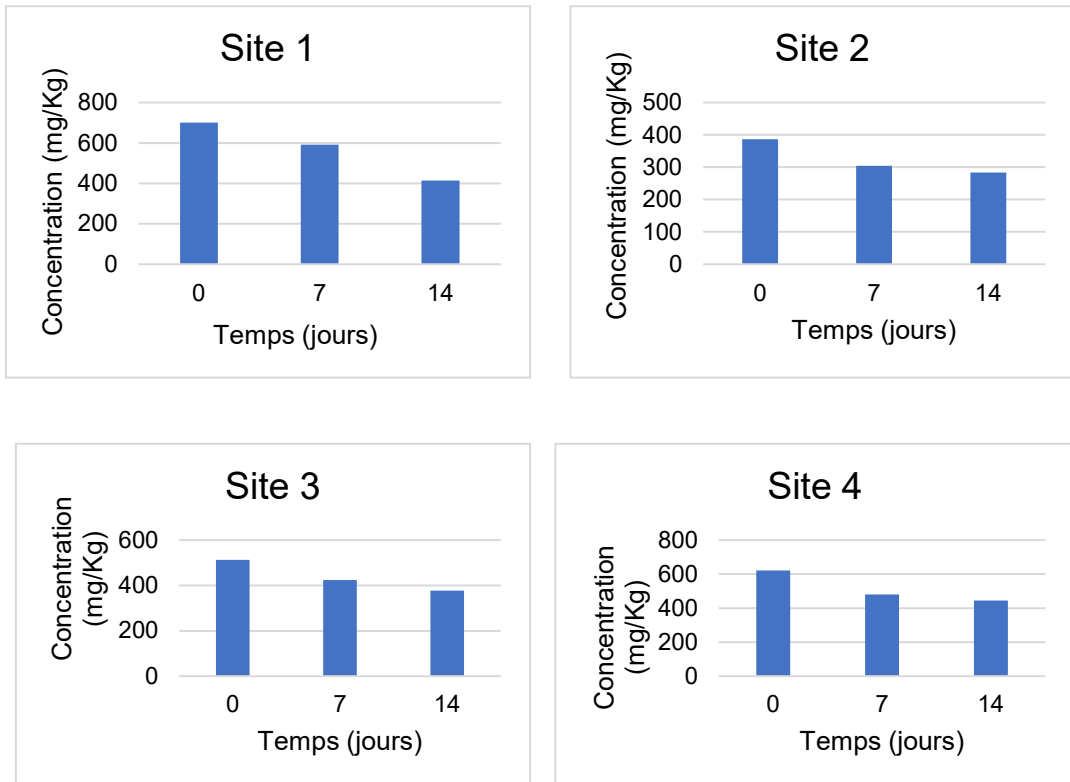


Figure 14
Performance de *Sporosarcina pasteurii* dans l'élimination du manganèse dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation

4.9.4 Interaction de *Sporosarcina pasteurii* avec le plomb

L'action de *Sporosarcina pasteurii* sur le plomb a montré des réponses remarquables selon différents sites contaminés. Le site 1 s'est révélé exceptionnellement réceptif au biotraitement, avec une réduction spectaculaire de 99,7 % (Tableau 24), les concentrations passant de 30 mg/Kg à 0,1 mg/Kg après 14 jours d'incubation microbienne (Figure 15). Le site 2 présenté une réponse positive, avec une diminution d'environ 35 %, la concentration en plomb passant de 116 mg/Kg à 75,2 mg/Kg après 7 jours de traitement. Le site 3 a présenté une

réduction remarquable de ~43 %, les concentrations diminuant de 458 mg/Kg à 257 mg/Kg au terme de deux semaines de traitement. Enfin, le site 4 a affiché une diminution significative du taux de plomb atteignant 48,7 % après 14 jours, avec une réduction des concentrations de 178 mg/Kg à 91,3 mg/Kg.

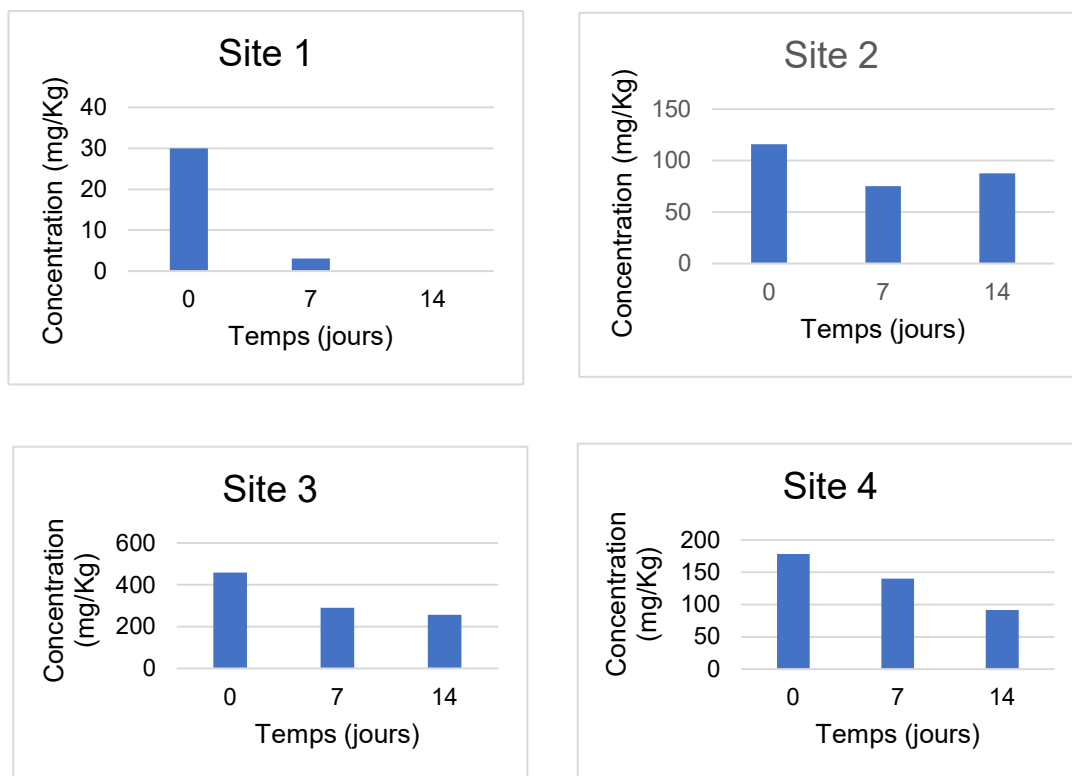


Figure 15
Performance de *Sporosarcina pasteurii* dans l'élimination du plomb dans les différents sites étudiés en fonction du temps d'incubation

4.9.5 Effets du temps et du site sur les concentrations en métaux

L'analyse statistique des données de rendement a révélé des résultats significatifs concernant l'effet du temps et du site sur la concentration des métaux lourds. Tous les métaux étudiés (aluminium, arsenic, cuivre, manganèse et plomb) ont montré une distribution normale des rendements (test de Shapiro-Wilk, $P > 0,05$), justifiant l'utilisation de tests paramétriques. L'analyse de variance a démontré que l'effet du temps était hautement significatif pour tous les métaux : l'arsenic, $F(2,9) = 12,27$, $p = 0,00269$, l'aluminium, $F(2,9) = 350,7$, $P = 2,9e^{-9}$, le cuivre, $F(2,9) = 37,45$, $P = 4,34e^{-5}$, le manganèse, $F(2,9) = 48,97$, $P = 1,45e^{-5}$, et le plomb, $F(2,9) = 5,269$, $P = 0,0306$, indiquant que les concentrations varient significativement au fil du

temps (Figures 16 et 17). Concernant l'effet du site, seuls l'arsenic ($F(3,9) = 12,567$, $P = 0,0031$) et le plomb ($F(3,9) = 8,945$, $P = 0,0132$) ont montré des différences significatives entre les sites, tandis que l'aluminium, le cuivre et le manganèse n'ont pas présenté de variation significative selon le site.

Les tests post-hoc de Tukey HSD ont révélé que pour l'arsenic, le Site 1 présentait un rendement significativement plus élevé que les Sites 3 et 4 ($P < 0,01$), et pour le plomb, le Site 1 était significativement supérieur à tous les autres sites (Sites 2, 3 et 4, $P < 0,05$).

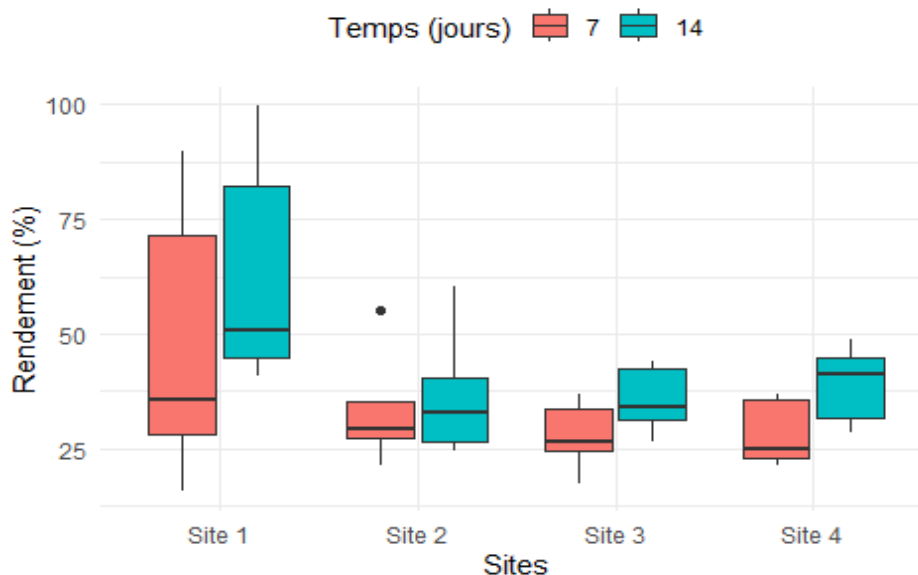


Figure 16
Boxplot comparatif de la répartition des rendements par site d'étude en fonction du temps

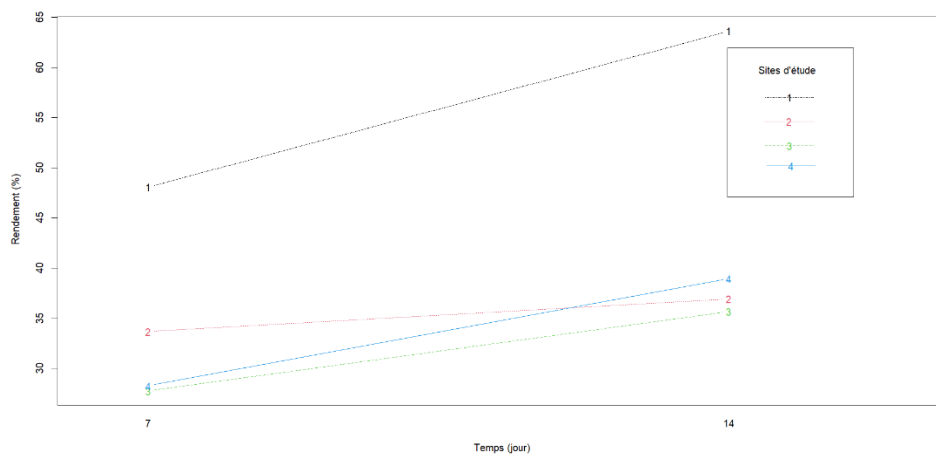


Figure 17
Rendement de séquestration en fonction du temps pour chaque site d'étude

5. DISCUSSION

5.1 *Évaluation de l'état du lac Osisko*

L'état de contamination du lac Osisko peut être qualifié de sévèrement dégradé sur la base de plusieurs indicateurs convergents. Dans la colonne d'eau, les concentrations métalliques dépassent les critères de qualité environnementale du MDDELCC (2013), avec des facteurs de dépassement alarmants pour le fer (32,7 fois la norme au Site 1), l'arsenic (2,9 fois au Site 1) et le plomb (5,2 fois au Site 4). Ces dépassements ne constituent pas des problèmes ponctuels, mais reflètent une contamination chronique et généralisée de l'ensemble du système lacustre (Wang et al., 2022). L'analyse des sédiments confirme et amplifie ce diagnostic, révélant des concentrations exceptionnelles atteignant 11 179 mg/kg pour le fer, 5 520 mg/kg pour le cuivre, 5 372 mg/kg pour le zinc, 526 mg/kg pour le plomb et 51,2 mg/kg pour l'arsenic au Site 4. Ces valeurs placent le lac Osisko dans la catégorie des écosystèmes aquatiques les plus sévèrement impactés par la contamination métallique (Darricau et al., 2021). La persistance de cette contamination dans les deux compartiments (eau et sédiments) indique à la fois un apport continu de contaminants et une capacité limitée du système à s'auto-épurer, caractéristiques typiques des lacs soumis à des pressions industrielles intenses et prolongées (Semenov et al., 2019).

La comparaison de nos résultats des métaux lourds avec ceux des autres systèmes lacustres situés en zones minières confirme le caractère exceptionnel de la contamination du lac Osisko. Par exemple, aux lacs Chibougamau, où les teneurs élevées en arsenic (26,5 mg/kg), plomb (22 mg/kg), cuivre (560 mg/kg), nickel (66 mg/kg) et zinc (130 mg/Kg) dans les sédiments près des parcs à résidus miniers (Laliberté et Tremblay, 2002). De même, au lac Dufault, situé dans la région minière de Rouyn-Noranda, les sédiments présentent de fortes concentrations en cuivre (22-8616 mg/kg), plomb (19-2766 mg/kg), cadmium (1-95 mg/kg) et zinc (148-9000 mg/kg), reflétant l'historique des apports métalliques associés aux activités minières passées (Couillard et al., 2004), le lac Osisko présente une contamination plus sévère et plus étendue spatialement. L'étude de Darricau et al. (2021) sur les sédiments du lac Osisko confirme cette évaluation en classifiant les matériaux sédimentaires comme hautement contaminés par les

métaux lourds avec des concentrations cumulatives de zinc atteignant 4500 mg/kg, des dépassements systématiques des critères d'effets fréquents (CFE) pour l'arsenic, le chrome et le nickel, et une stabilité de cette contamination depuis 1976 sans amélioration notable. Cette comparaison avec les données historiques souligne la persistance exceptionnelle de la pollution métallique dans ce système. Par rapport aux lacs de la région de Rouyn-Noranda étudiés par Borgmann et al. (2004), où les concentrations dans les sédiments variaient de 216 à 2984 mg/kg pour le cuivre, de 152 à 4492 mg/kg pour le zinc, de 1,2 à 38,3 mg/kg pour le cadmium et de 50 à 988 mg/kg pour le plomb, le lac Osisko se distingue par des niveaux de zinc comparables aux valeurs maximales observées (4500 mg/kg vs 4492 mg/kg), mais avec une contamination nettement plus élevée en arsenic et en chrome. L'analyse comparative révèle également que, contrairement aux lacs de zones minières où la contamination se limite souvent aux sédiments superficiels près des sources d'émission comme observée dans les lacs Dufault et Duprat (Borgmann et al., 2004), le lac Osisko présente une contamination généralisée affectant l'ensemble de la colonne d'eau et des sédiments, témoignant d'un impact anthropique d'une ampleur et d'une durée exceptionnelles. Ce schéma de contamination généralisée a été observé dans le lac Balkyldak (Kazakhstan) (Ullrich et al., 2007).

L'analyse des indices de pollution confirme que le lac Osisko subit un risque écologique exceptionnel, même en comparaison avec d'autres sites miniers sévèrement contaminés. Les valeurs de l'indice de risque écologique (RI), qui atteignent jusqu'à 2221,61, sont particulièrement révélatrices. À titre de comparaison, des études menées dans des zones polluées comme du lac Dongting, un autre grand lac chinois affecté par les activités industrielles et minières, a classé le risque écologique comme considérable, mais avec des valeurs de RI moyennes autour de 150 et des pics locaux ne dépassant que rarement 300 (Yi et al., 2011). La magnitude observée dans le lac Osisko s'explique non seulement par les concentrations métalliques extrêmes, mais surtout par la synergie toxique du cadmium et du cuivre, dont les facteurs de toxicité sont très élevés (Hakanson, 1980). De plus, les facteurs d'enrichissement pour le cuivre (jusqu'à 475,5) et l'arsenic (jusqu'à 46,88) témoignent d'un héritage

industriel prolongé où les sédiments, plutôt que de séquestrer les polluants, agissent comme une source de relargage chronique (Gabriele et al., 2025).

Les différences observées entre nos quatre sites d'échantillonnage révèlent des mécanismes de contamination distincts qui expliquent pourquoi la distribution des métaux varie entre l'eau et les sédiments. La prédominance de la contamination aqueuse au Site 1 par l'impact prépondérant des dépôts atmosphériques d'origine industrielle. En raison de sa proximité immédiate avec la fonderie, ce secteur agit comme une zone réceptrice majeure pour les rejets atmosphériques, lesquels sont ultérieurement mobilisés et acheminés vers le milieu lacustre par le ruissellement de surface. Cette dynamique hydrologique crée une zone d'impact périphérique où les métaux atteignent des concentrations maximales avant d'être soumis aux processus de dilution et de décantation. Cette distribution spatiale typique concorde avec les travaux de Yang et al. (2023), qui démontrent une diminution graduelle des concentrations en métaux lourds (Cd, Pb, Zn, Cu, As) corrélée à l'éloignement par rapport aux sources d'émissions.

Les concentrations exceptionnelles en fer (9807 µg/L), en aluminium (437 µg/L) et en cuivre (355 µg/L) mesurées au Site 1 traduisent la signature géochimique caractéristique des panaches d'émissions des fonderies de métaux de base. Le lessivage des sols superficiels du bassin versant immédiat entraîne un apport massif de ces éléments vers le lac, tant sous forme dissoute que particulaire (Dupont, 2023). Cette dynamique d'apport par ruissellement justifie les fortes teneurs aqueuses du Site 1, contrastant avec des charges sédimentaires moindres par rapport au Site 4. Inversement, la contamination sédimentaire maximale observée au Site 4 résulte de processus complexes faisant de cette zone centrale un piège géochimique préférentiel. Les mécanismes de transport et de sédimentation en milieu lacustre favorisent l'accumulation des particules fines chargées en métaux dans les zones de faible énergie cinétique, typiquement les dépressions bathymétriques centrales (Stankevica et al., 2020). Le Site 4, représentant le point le plus profond du lac, bénéficie d'un temps de résidence hydrique prolongé qui optimise la décantation des matières en suspension, l'agglomération des particules porteuses de métaux, et l'adsorption des cations métalliques dissous (Goharrokhi et al., 2021). Ce processus d'accumulation

focalisée est par ailleurs amplifiée par la capacité des sédiments organiques à complexer et à immobiliser les métaux lourds, consolidant ainsi le rôle de ce site comme puits géochimique principal du système (Miranda et al., 2021).

Cette distribution spatiale différentielle entre contamination aqueuse (Site 1) et sédimentaire (Site 4) illustre parfaitement la complexité des processus de transfert et d'accumulation des métaux dans les écosystèmes lacustres, où les sources ponctuelles créent des gradients de contamination modulés par les processus hydrodynamiques, géochimiques et sédimentologiques propres à chaque système.

5.2 Identification de la communauté microbienne native

5.2.1 Diversité taxonomique et fonctionnelle

L'identification de six espèces bactériennes natives dans les sédiments du lac Osisko révèle un potentiel synergique remarquable avec la bactérie *Sporosarcina pasteurii* utilisée. La distribution taxonomique montre une forte prédominance des *Bacillota* (67 % des espèces) avec quatre représentants : *Bacillus clarus* et *Shouchella rhizosphaerae*. Cette diversité est différente de ce qui a été trouvé par Courchesne et al. (2021) dans les résidus miniers contaminés au cobalt du nord-est de l'Ontario, où les *Proteobacteria* et *Actinobacteria* dominaient la composition microbienne. La prédominance des *Bacillota* contraste aussi avec les résultats de Gough et Stahl (2011) dans les sédiments lacustres anoxiques contaminés aux métaux, où une distribution taxonomique différente était rapportée avec une prédominance des bactéries sporulantes (83 % des espèces identifiées). Dans notre étude, la présence de *Shouchella rhizosphaerae* et *Rhizobium changzhiense*, deux espèces fixatrices d'azote, assure une redondance fonctionnelle essentielle selon les principes d'Allison et Martiny (2008) sur la résilience des communautés microbiennes.

5.2.2 Adaptation aux conditions nordiques

La capacité de sporulation de la majorité des espèces identifiées garantit leur survie lors des conditions hivernales rigoureuses de l'Abitibi-Témiscamingue. Cette adaptation aux conditions climatiques locales constitue un avantage significatif par rapport aux technologies de bioremédiation utilisant des microorganismes non adaptés aux conditions nordiques. Ces résultats sont

cohérents avec les travaux de Nicholson et al. (2000) sur la résistance des endospores bactériennes aux conditions environnementales extrêmes, confirmant que les bactéries sporulantes peuvent maintenir leur viabilité pendant des décennies sous conditions défavorables.

De manière particulièrement pertinente, *S. pasteurii* présente également cette capacité de sporulation, comme documenté par Wu et al. (2021), lui conférant une résistance exceptionnelle aux conditions environnementales difficiles. Cette caractéristique est cruciale pour l'application de la bioremédiation MICP dans le contexte nordique du lac Osisko, où les températures hivernales peuvent descendre sous -30 °C et où les cycles gel-dégel répétés constituent un stress environnemental majeur. La formation d'endospores par *S. pasteurii* assure ainsi la persistance et la viabilité de l'agent de bioremédiation même pendant les périodes d'inactivité hivernale, permettant une reprise efficace des processus de bioséquestration lors du retour des conditions favorables au printemps.

5.3 Performance de *Sporosarcina pasteurii* pour la bioséquestration des métaux lourds dans les eaux et sédiments du lac Osisko

Les analyse des résultats de l'activité uréolytique mesurée pour *S. pasteurii*, variant entre 2,05 et 3,29 $\mu\text{mol}/\text{min}$ avec une moyenne de 2,47 $\mu\text{mol}/\text{min}$, se positionne favorablement par rapport aux données rapportées dans la littérature pour d'autres bactéries uréolytiques. Par exemple, cette performance dépasse significativement l'activité maximale de 1,79 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{gDW}$ rapportée par Sridhar et al. (2021) pour *S. pasteurii* cultivée en milieu minimal. Comparativement aux autres microorganismes uréolytiques, cette activité se situe dans la gamme supérieure des performances documentées, notamment par rapport aux 66,14 et 294 $\text{mmol}/\text{L}/\text{h}$ rapportées par Konstantinou et al. (2021) pour différentes souches bactériennes, confirmant le potentiel biotechnologique élevé de cette souche.

L'analyse de la performance globale de bioséquestration par *Sporosarcina pasteurii* révèle une efficacité variable, mais globalement prometteuse, tant en phase liquide qu'en phase solide. En phase liquide, les taux de séquestration sont particulièrement élevés pour l'arsenic (77,66 %) et l'aluminium (63,08 %), se comparant favorablement aux performances de biosorption bactérienne rapportées dans la littérature pour ces métaux difficiles à remédier (Fathollahi et

al., 2021 ; Purwanti et al., 2019). Ces résultats contrastent avec ceux de Li et al. (2022) qui rapportent des efficacités de 98-100 % pour le plomb et 78-82 % pour le cuivre. Les performances plus modestes observées pour le cuivre (27,24 %) et le plomb (20,41 %) dans notre étude pourraient s'expliquer par des différences dans les conditions expérimentales, notamment l'absence d'acclimatation préalable des bactéries aux métaux lourds, des concentrations de calcium et d'urée différentes, ainsi que des paramètres physico-chimiques (pH, température) distincts de ceux utilisés par Li et al. (2022). Dans notre étude, l'efficacité exceptionnellement faible observée pour le manganèse (0,7 %) illustre la sélectivité métallique marquée de *S. pasteurii*. Ces résultats s'alignent avec les observations de Mugwar et Harbottle (2016) qui ont démontré que l'efficacité d'élimination des métaux par *S. pasteurii* varie considérablement selon le type de métal et ses interactions avec les carbonates précipités, reflétant une affinité préférentielle pour certains métaux en fonction de leurs propriétés géochimiques et de leur capacité à former des complexes carbonatés stables.

En phase solide, la capacité de bioséquestration de *S. pasteurii* varie également en fonction du métal, du site et de la durée de traitement. Après 14 jours, les taux de séquestration les plus élevés sont observés pour le plomb (jusqu'à 99,67 %) et l'arsenic (jusqu'à 82,15 %) au site 1, indiquant une forte capacité d'immobilisation de ces métaux dans la matrice sédimentaire. L'aluminium et le cuivre montrent des efficacités modérées, atteignant respectivement 44,74% (Site 4, 14 jours) et 50,78 % (Site 1, 14 jours). Le manganèse reste le métal le moins bien séquestré, avec des taux maximaux de 40,88 % (Site 1, 14 jours), confirmant la faible affinité de la bactérie pour ce métal, comme observé en phase liquide. La variabilité entre les sites (par exemple, le plomb passant de 99,67 % au Site 1 à 48,71 % au Site 4 après 14 jours) suggère l'influence des caractéristiques physico-chimiques spécifiques de chaque sédiment sur l'efficacité de la bioséquestration. Les résultats combinés soulignent le potentiel de *S. pasteurii* pour la remédiation des environnements contaminés par les métaux, avec une efficacité notable pour l'arsenic et le plomb, particulièrement en phase solide, et une sélectivité marquée pour le manganèse dans les deux phases.

Entre autres la comparaison des performances entre les compartiments aqueux et sédimentaires révèle des tendances de bioséquestration distinctement différentes

selon le métal considéré, illustrant la complexité des mécanismes impliqués dans chaque environnement. L'arsenic présente une efficacité supérieure dans la colonne d'eau par rapport aux sédiments, ce qui s'explique parce que l'arsenic dissous dans l'eau est plus facilement accessible à la bactérie et qu'elle peut rapidement précipiter l'arsenic en milieu aqueux. De manière similaire, l'aluminium montre également une performance supérieure en phase aqueuse comparativement aux sédiments, contrairement à ce qu'on pourrait attendre, suggérant que les conditions de pH et de spéciation de l'aluminium dans l'eau du lac favorisent davantage les mécanismes de bioprécipitation directe. Le cuivre présente une efficacité comparable entre les deux compartiments, mais avec des mécanismes probablement distincts : précipitation directe de carbonates de cuivre en phase aqueuse versus immobilisation dans la phase solide par adsorption et co-précipitation. Le plomb révèle un patron inverse marqué avec une performance nettement supérieure dans les sédiments par rapport à l'eau, suggérant que ce métal dépend fortement des facteurs physico-chimiques spécifiques aux sédiments comme la matière organique et les conditions redox. Le manganèse présente le contraste le plus net avec une efficacité quasi-nulle en phase aqueuse, mais significativement améliorée dans les sédiments, confirmant que ce métal nécessite les conditions géochimiques particulières des sédiments pour être efficacement séquestré, comme souligné par Wu et al. (2022) qui notent que le manganèse est rarement mentionné dans les études de bioremédiation par MICP et que les paramètres importants de cette méthode pour le Mn n'ont pas encore été clairement élucidés. Cette différenciation observée entre la phase liquide et la phase solide est cohérente avec les observations de Taharia et al. (2024) qui ont souligné que l'efficacité du MICP pour la bioremédiation des métaux lourds dépend fortement des conditions environnementales et des propriétés du milieu, facteurs qui varient considérablement entre les compartiments aqueux et sédimentaires. Cette distinction est également confirmée par Wang et al. (2023) qui ont démontré que la bioséquestration par MICP implique des mécanismes distincts : la précipitation directe de carbonates en phase aqueuse et l'immobilisation à long terme dans les sédiments via des processus de biosorption, adsorption physique et complexation sur les surfaces bactériennes et minérales précipitées.

Dans cette étude, la sélectivité métallique observée varie selon le compartiment étudié. En phase aqueuse, le gradient d'efficacité suit l'ordre As (77,66 %) > Al (63,08 %) > Cu (27,24 %) > Pb (20,41 %) >> Mn (0,7 %), tandis qu'en phase sédimentaire, l'ordre devient Pb (50-60 %), As (50-60 %) > Al (35-40 %) > Cu (30 %) > Mn (20-25 %), reflétant les propriétés de chaque métal et leur affinité différentielle pour les mécanismes de bioséquestration selon l'environnement. L'arsenic, présent sous forme d'arsenate, peut être efficacement copécipité avec les carbonates de calcium formés par l'activité bactérienne en milieu aqueux, expliquant sa séquestration optimale dans l'eau. L'aluminium, bien que ne formant pas directement de carbonates, peut être immobilisé par adsorption par la bactérie, avec une efficacité particulièrement marquée en phase aqueuse dans les conditions spécifiques du lac Osisko. Le cuivre et le plomb montrent des comportements contrastés : le cuivre maintient des performances similaires dans les deux phases, tandis que le plomb révèle une affinité marquée pour l'immobilisation sédimentaire, probablement due à sa capacité à former des complexes stables avec la matière organique et les surfaces minérales des sédiments. Ces différences peuvent aussi s'expliquer par la toxicité variable de ces métaux pour la bactérie selon les concentrations et les conditions environnementales, comme documenté par Mugwar et Harbottle (2016) qui rapportent une résistance variable de *S. pasteurii* selon le type de métal. Le manganèse, quant à lui, présente une chimie de coordination complexe qui limite sa bioséquestration par les mécanismes carbonatés classiques, nécessitant des conditions spécifiques rarement réunies dans les systèmes MICP conventionnels.

L'influence des caractères géochimiques du milieu sur la performance bactérienne constitue un facteur déterminant qui module significativement l'efficacité de bioséquestration. Le pH, la force ionique, et la concentration en calcium, créent un environnement géochimique complexe qui peut soit optimiser soit limiter l'activité de *S. pasteurii*. Les variations de performance observées entre les différents sites d'échantillonnage du lac Osisko montrent parfaitement cette dépendance aux conditions locales, où les caractéristiques géochimiques spécifiques de chaque site (proximité des rejets industriels, profondeur et les paramètres abiotiques) créent des microenvironnements distincts favorisant différentiellement l'activité bactérienne. Cette sensibilité aux paramètres géochimiques est cohérente avec

les travaux de Ma et al. (2020) qui démontrent que *S. pasteurii* cultivée en présence d'urée présente une meilleure forme cellulaire, une charge de surface plus négative et une capacité de biominéralisation supérieure, soulignant l'importance de l'optimisation des conditions environnementales pour maximiser les performances de bioséquestration.

Finalement, l'effet du temps d'exposition apparaît comme un paramètre critique qui gouverne l'efficacité globale du processus de bioséquestration, les analyses temporelles révélant une amélioration progressive des performances avec l'augmentation de la durée de contact entre la bactérie et les métaux cibles. Cette cinétique temporelle s'explique par plusieurs processus concomitants : l'adaptation métabolique progressive de la bactérie aux conditions de stress métallique, l'accumulation graduelle des produits de bioprécipitation qui créent des sites favorables pour la séquestration ultérieure, et l'établissement d'un équilibre géochimique optimal entre les différents métaux et les produits de l'activité bactérienne. Les données cinétiques obtenues suggèrent que les temps d'exposition prolongés permettent non seulement d'optimiser l'efficacité de séquestration, mais aussi de stabiliser les phases minérales formées, créant des complexes métallo-carbonatés plus résistants à la remobilisation, un aspect important pour l'efficacité à long terme des stratégies de bioremédiation basées sur les MICP comme notre souche *S. pasteurii* dans les environnements aquatiques contaminés (Rajasekar et al., 2025).

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

L'évaluation de l'état du lac Osisko dresse le portrait d'un écosystème en situation critique, dont la dégradation environnementale résulte de décennies d'activités industrielles intensives sans mesures de contrôle environnemental adéquates. La contamination métallique est non seulement chronique et généralisée, mais elle atteint des niveaux exceptionnellement élevés qui dépassent de manière systématique et alarmante les critères de qualité environnementale établis par les autorités provinciales. Cette situation place le lac Osisko dans une catégorie particulièrement préoccupante d'écosystèmes aquatiques sévèrement dégradés, où l'ampleur de la pollution compromet gravement l'intégrité écologique du système et les services écosystémiques qu'il devrait normalement fournir.

Les concentrations en métaux lourds, notamment le fer, l'arsenic, le plomb, le cuivre et le zinc, observées tant dans la colonne d'eau que dans les sédiments, classent le lac Osisko parmi les sites les plus sévèrement impactés par les activités minières à l'échelle régionale et même internationale. Cette contamination ne se limite pas à un compartiment spécifique de l'écosystème, mais affecte l'ensemble du système lacustre, de la surface jusqu'aux sédiments profonds, témoignant d'une pollution diffuse et profondément ancrée dans la structure même de l'écosystème. La comparaison avec d'autres lacs de zones minières au Québec et ailleurs au Canada révèle que le lac Osisko présente des niveaux de contamination qui se situent parmi les plus élevés documentés dans la littérature scientifique, confirmant le caractère exceptionnel de cette dégradation environnementale.

L'étude confirme également la persistance remarquable de cette pollution historique, qui n'a montré aucune amélioration notable depuis les premières évaluations réalisées. Cette stabilité temporelle de la contamination souligne l'incapacité du système lacustre à s'auto-épurer face à la pression anthropique continue et à l'héritage de contamination accumulée au cours des décennies d'exploitation industrielle. Les métaux lourds, une fois déposés dans les sédiments, demeurent piégés dans la matrice sédimentaire et constituent un réservoir de contamination qui continuera d'affecter l'écosystème pendant des décennies, voire des siècles, en l'absence d'intervention active de remédiation.

Cette persistance exceptionnelle s'explique par les propriétés géochimiques des métaux lourds, qui tendent à former des complexes stables avec la matière organique sédimentaire et les minéraux argileux, limitant ainsi leur mobilité et leur dégradation naturelle.

L'hétérogénéité spatiale de la contamination observée entre les différents sites d'échantillonnage révèle la complexité des processus hydro-géochimiques qui régissent le transport, la transformation et le devenir des contaminants dans le lac Osisko. Cette distribution spatiale différentielle, avec un pôle de contamination aqueuse maximale près des rejets directs de la fonderie et une zone d'accumulation sédimentaire dans la partie centrale du lac, illustre parfaitement les mécanismes distincts qui opèrent dans ce système. Les zones proximales aux sources d'émission constituent des points chauds de contamination où les métaux dissous et particulaires atteignent leurs concentrations maximales avant d'être soumis aux processus de dilution, de dispersion et de transformation géochimique. Ces zones d'impact immédiat présentent des signatures géochimiques caractéristiques des effluents industriels, reflétant directement la composition des rejets métallurgiques.

À l'inverse, les zones centrales et profondes du lac fonctionnent comme des pièges géochimiques préférentiels où les processus de sédimentation favorisent l'accumulation progressive des particules fines chargées en métaux. Les mécanismes de transport hydro-sédimentaire, combinés aux processus d'adsorption, de coprécipitation et de complexation avec la matière organique, créent des conditions favorables à la concentration des contaminants dans les sédiments de ces zones de faible énergie hydrologique. Cette accumulation préférentielle transforme les zones centrales du lac en réservoirs de contamination à long terme, où les métaux sont durablement stockés, mais demeurent potentiellement mobilisables sous l'effet de perturbations physico-chimiques ou biologiques.

Cette distribution spatiale complexe de la contamination illustre également la diversité des voies d'exposition et des risques écotoxicologiques auxquels sont confrontés les différents organismes aquatiques. Les organismes pélagiques, évoluant dans la colonne d'eau, sont principalement exposés aux métaux dissous

et aux particules en suspension, tandis que les organismes benthiques, vivant au contact des sédiments, sont exposés à des concentrations métalliques beaucoup plus élevées et à des formes chimiques différentes. Cette hétérogénéité spatiale de la contamination doit être prise en compte dans toute stratégie de bioremédiation, qui devra être adaptée aux caractéristiques spécifiques de chaque zone du lac pour maximiser son efficacité.

Face à ce constat de contamination sévère et persistante, notre étude sur la performance de la souche bactérienne MICP *Sporosarcina pasteurii* pour la bioséquestration des métaux lourds offre des résultats à la fois prometteurs et nuancés, révélant un potentiel biotechnologique élevé, mais une sélectivité métallique marquée qui varie selon le compartiment étudié. L'activité uréolytique de cette bactérie, qui constitue le mécanisme fondamental de la précipitation de carbonates induite microbiologiquement, se positionne favorablement par rapport aux performances documentées dans la littérature scientifique pour d'autres souches bactériennes uréolytiques.

La bactérie démontre une efficacité remarquable pour l'immobilisation de l'arsenic et du plomb, deux contaminants particulièrement préoccupants en raison de leur toxicité élevée pour les organismes aquatiques et pour la santé humaine. Cependant, les performances varient considérablement selon le compartiment considéré. L'arsenic présente une efficacité supérieure dans la colonne d'eau par rapport aux sédiments, ce qui s'explique par la plus grande accessibilité de l'arsenic dissous à la bactérie et sa capacité à former rapidement des précipités en milieu aqueux homogène. L'aluminium montre également une performance supérieure en phase aqueuse comparativement aux sédiments.

Le plomb révèle un comportement inverse particulièrement intéressant, avec une performance nettement supérieure dans les sédiments par rapport à l'eau. Cette affinité marquée pour l'immobilisation sédimentaire s'explique probablement par la capacité du plomb à former des complexes stables avec la matière organique et les surfaces minérales des sédiments, conditions qui sont absentes ou moins favorables en phase aqueuse. Le cuivre présente une efficacité comparable entre les deux compartiments, mais avec des mécanismes probablement distincts :

précipitation directe de carbonates de cuivre en phase aqueuse versus immobilisation dans la phase solide par adsorption et coprécipitation.

Le manganèse présente le contraste le plus net avec une efficacité quasi-nulle en phase aqueuse, mais significativement améliorée dans les sédiments, confirmant que ce métal nécessite les conditions géochimiques particulières des sédiments pour être efficacement séquestré.

La sélectivité métallique observée varie selon le compartiment étudié. En phase aqueuse, le gradient d'efficacité suit l'ordre arsenic, aluminium, cuivre, plomb et manganèse, tandis qu'en phase sédimentaire, l'ordre devient plomb et arsenic en tête, suivis de l'aluminium, du cuivre et du manganèse. Cette différenciation reflète les propriétés de chaque métal et leur affinité différentielle pour les mécanismes de bioséquestration selon l'environnement.

Cette différenciation observée entre la phase liquide et la phase solide est cohérente avec les observations qui soulignent que l'efficacité du MICP pour la bioremédiation des métaux lourds dépend fortement des conditions environnementales et des propriétés du milieu, facteurs qui varient considérablement entre les compartiments aqueux et sédimentaires. La bioséquestration par MICP implique des mécanismes distincts : la précipitation directe de carbonates en phase aqueuse et l'immobilisation à long terme dans les sédiments via des processus de biosorption, adsorption physique et complexation sur les surfaces bactériennes et minérales précipitées.

L'efficacité du traitement par MICP est fortement dépendante des conditions micro-environnementales du milieu, confirmant que cette technologie ne peut être appliquée de manière uniforme sans tenir compte des spécificités géochimiques de chaque site et de chaque compartiment. Les performances de bioséquestration varient non seulement entre la phase aqueuse et la phase sédimentaire, qui présentent des caractéristiques physico-chimiques fondamentalement différentes, mais aussi entre les différents sites d'échantillonnage du lac Osisko, qui présentent des signatures géochimiques distinctes résultant de leur position relative par rapport aux sources de contamination.

Cette variabilité confirme que des facteurs abiotiques du sédiment, notamment le pH, la force ionique, la concentration en calcium dissous, la teneur en matière organique, la composition minéralogique et les conditions redox, modulent significativement l'activité bactérienne et l'efficacité des mécanismes de bioséquestration. Cette sensibilité aux paramètres géochimiques souligne l'importance d'une caractérisation détaillée du site avant toute application de la technologie MICP et de l'optimisation des conditions de traitement pour maximiser les performances de bioséquestration.

L'identification d'une communauté microbienne native adaptée aux conditions nordiques extrême de l'Abitibi-Témiscamingue et possédant des capacités fonctionnelles complémentaires à celles de *S. pasteurii*, ouvrant des perspectives synergiques particulièrement intéressantes pour une application *in situ*. La prédominance de bactéries sporulantes dans cette communauté native garantit leur survie lors des conditions hivernales extrêmes caractéristiques de la région.

En synthèse, si la bioremédiation par *S. pasteurii* ne constitue pas une solution universelle applicable à tous les métaux présents dans le lac Osisko, elle représente néanmoins une stratégie biotechnologique à haut potentiel pour cibler spécifiquement les contaminants les plus préoccupants, notamment l'arsenic et le plomb. La compréhension des mécanismes différentiels de bioséquestration entre la phase aqueuse et la phase sédimentaire permet d'envisager des stratégies de traitement adaptées à chaque compartiment : traitement de la colonne d'eau pour l'arsenic et l'aluminium, et traitement des sédiments pour le plomb et, dans une moindre mesure, le manganèse.

L'approche MICP offre ainsi une alternative prometteuse aux méthodes de remédiation conventionnelles, telles que le dragage des sédiments contaminés suivi de leur confinement terrestre, ou le traitement physico-chimique *ex situ*. En favorisant l'immobilisation des métaux lourds dans la matrice sédimentaire par précipitation carbonatée induite biologiquement, cette stratégie permet de limiter les perturbations écologiques, de réduire les coûts opérationnels et de diminuer les risques liés au transport et au stockage de matériaux contaminés. L'intégration de la communauté microbienne native dans la stratégie de bioremédiation représente une voie de développement particulièrement prometteuse qui pourrait

transformer radicalement l'efficacité et la robustesse de l'approche. Cette stratégie de bioremédiation synergique, exploitant les capacités complémentaires de différentes souches microbiennes et leur adaptation aux conditions locales, pourrait permettre de surmonter certaines des limitations observées avec *S. pasteurii* seule et d'étendre le spectre d'action de la technologie MICP à un plus grand nombre de métaux.

En conclusion, les résultats de cette étude démontrent que la bioremédiation par précipitation de carbonates induite microbiologiquement constitue une approche biotechnologique viable et prometteuse pour la restauration du lac Osisko, avec des stratégies différenciées selon les métaux ciblés et les compartiments traités. Cependant, la transition de cette preuve de concept en laboratoire vers une application à grande échelle nécessitera des recherches complémentaires pour optimiser les conditions de traitement, valider la stabilité à long terme de l'immobilisation des métaux, évaluer les impacts écologiques potentiels et démontrer la faisabilité technique de l'approche dans les conditions réelles du lac.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Achal, V. et Pan, X. (2014). Influence of calcium sources on microbially induced calcium carbonate precipitation by *Bacillus sp.* CR2. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 173(1), 307-317.
- Affan, A., Heo, S. J., Jeon, Y. J., & Lee, J. B. (2015). Variation of *Spirulina maxima* biomass production in different depths of urea-used culture medium. *Ocean Science Journal*, 50(4), 639-648.
- Ahmad, M. K., Islam, S., Rahman, S., Haque, M., & Islam, M. M. (2010). Heavy metals in water, sediment, and some fishes of Buriganga River, Bangladesh. *International Journal of Environmental Research*, 4(2), 321-332.
- Allison, S. D., & Martiny, J. B. (2008). Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(Supplement 1), 11512-11519.
- Ayangbenro, A. S., & Babalola, O. O. (2017). A new strategy for heavy metal polluted environments: a review of microbial biosorbents. *International journal of environmental research and public health*, 14(1), 94.
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361-377.
- Baulaz, Y. (2020). Évolution des socio-écosystèmes des grands lacs alpins et leurs services écosystémiques à l'épreuve des pollutions. Thèse de doctorat, École Doctorale SISEO, UMR CARTELE & UMR EDYTEM, Université Savoie Mont Blanc.
- Bhattacharya, A., Naik, S. N. et Khare, S. K. (2018). Harnessing the bio-mineralization ability of urease producing *Serratia marcescens* and *Enterobacter cloacae* EMB19 for remediation of heavy metal cadmium (II). *Journal of Environmental Management*, 215, 143-152.
- Borgmann, U., Nowierski, M., Grapentine, L.C., & Dixon, D.G. (2004). Assessing the cause of impacts on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec. *Environmental Pollution*, 129(1), 39-48.
- Bourbonnais, N. (2014). Portrait des lacs du RSVL - Analyse des données 2004-2013. Présentation au forum national sur les lacs, Mont-Tremblant, 13 juin 2014. Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.
- Boyer, M. (2008). Freshwater exports for the development of Quebec's blue gold. Montreal, QC, Canada: Montreal Economic Institute.
- Burbank, M.B., Weaver, T.J., Williams, B.C., Crawford, R.L. (2012). Urease activity of ureolytic bacteria isolated from six soils in which calcite was

- precipitated by indigenous bacteria. *Geomicrobiology Journal*, 29(4), 389-395.
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(2), 2782-2799.
- Casas-Ruiz, J. P., Bodmer, P., Bonaudo, L., Hanisch, J., & del Giorgio, P. A. (2021). The role of lake morphometry in modulating surface water CO₂ and CH₄ across a boreal landscape. *Environmental Research Letters*, 16(7),
- Castanier, S., Le Métayer-Levrel, G., & Perthuisot, J. P. (1999). Ca-carbonates precipitation and limestone genesis, the microbiogeologist point of view. *Sedimentary geology*, 126(1-4), 9-23.
- Castro-Alonso, M.J., Montañez-Hernandez, L.E., Sanchez-Muñoz, M.A., Macias Franco, M.R., Narayanasamy, R., & Balagurusamy, N. (2019). Microbially Induced Calcium Carbonate Precipitation (MICP) and its potential in bioconcrete: Microbiological and Molecular Concepts. *Frontiers in Materials*, 6, 126.
- Centre Saint-Laurent. (1996). Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1: L'écosystème du Saint-Laurent. Environnement Canada-Région du Québec, *Collection Bilan Saint-Laurent, Éditions MultiMondes*.
- Chaparro-Acuña, S. P., Becerra-Jiménez, M. L., Martínez-Zambrano, J. J., Rojas-Sarmiento, H. A. (2018). Soil bacteria that precipitate calcium carbonate: mechanism and applications of the process. *Acta Agronómica*, 67(2), 277-288.
- Chen, M., Li, Y., Jiang, X., Zhao, D., Liu, X., Zhou, J., He, Z., Zheng, C. et Pan, X. (2021). Study on soil physical structure after the bioremediation of Pb pollution using microbial-induced carbonate precipitation methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 411.
- Chen, X. et Achal, V. (2019). Biostimulation of carbonate precipitation process in soil for copper immobilization. *Journal of Hazardous Materials*, 368, 705-713.
- Christians, S. et Kaltwasser, H. (1986). Nickel-content of urease from *Bacillus pasteurii*. *Archives of Microbiology*, 145(1), 51-55.
- Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M., & Johnson, P. C. (2000). Heavy metal's structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological applications*, 10(2), 626-638.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). Nature-based solutions to address global societal challenges. *IUCN International Union for Conservation of Nature*.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2001). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau : Protection de la vie aquatique : Arsenic*.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2005). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau : Protection de la vie aquatique : Cuivre (et Plomb)*.
- Couillard, Y., Courcelles, M., Cattaneo, A., & Wunsam, S. (2004). A test of the integrity of metal records in sediment cores based on the documented history of metal contamination in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology*, 32(2), 149-162.
- Courchesne, B., Schindler, M., & Lortie, L. (2021). Relationships between the microbial composition and the geochemistry and mineralogy of the cobalt-bearing legacy mine tailings in northeastern Ontario. *Frontiers in Microbiology*, 12, 660190.
- Couture, P., & Rajotte, J. (2003). Morphometric and metabolic indicators of metal stress in wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Aquatic Toxicology*, 64, 107.
- Creaser, E. H. et Porter, R. L. (1985). The purification of urease from *Aspergillus nidulans*. *International Journal of Biochemistry*, 17(12), 1339-1341.
- Daisley, B., Vancuren, S. J., Brettingham, D. J., Wilde, J., Renwick, S., Macpherson, C. V., ... & Allen-Vercoe, E. (2024). isolateR: an R package for generating microbial libraries from Sanger sequencing data. *Bioinformatics*, 40(7), btae448.
- Darricau, L., Plante, B., Bussière, B., & Pabst, T. (2021). Evaluation of the anthropogenic metal pollution at Osisko lake: Sediments characterization for reclamation purposes. *Applied Sciences*, 11(5), 2298.
- DeJong, J. T., Mortensen, B. M., Martinez, B. C. et Nelson, D. C. (2010). Bio-mediated soil improvement. *Ecological Engineering*, 36(2), 197-210.
- Desrosiers, M., Babut, M. P., Pelletier, M., Bélanger, C., Thibodeau, S., & Martel, L. (2010). Efficiency of sediment quality guidelines for predicting toxicity: The case of the St. Lawrence River. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 6(2), 225-239.
- Dupont, J. (2023). Le souffle polymétallique de la fonderie horné : caractérisation des dépôts atmosphériques à l'aide d'approches passives et de biosurveillance [mémoire accepté]. *Université du Québec à Montréal*.
- Durand, L. (2021). De la région ressource au territoire ressource ? Réflexion autour de l'hydroélectricité communautaire au Lac-Saint-Jean (Québec). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (20-3).

- Environnement et Changement climatique Canada (2017). Enjeux liés à la qualité de l'eau : les nutriments. <https://www.canada.ca/en/environnement-climate-change/services/freshwater-quality-monitoring/nutrients-aquatic-ecosystems.html>
- Falkowski, P. G., Fenchel, T., & Delong, E. F. (2008). The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles. *Science*, 320(5879), 1034-1039.
- Fathollahi, A., Khasteganan, N., Coupe, S. J., & Newman, A. P. (2021). A meta-analysis of metal biosorption by suspended bacteria from three phyla. *Chemosphere*, 268, 129290.
- Favot, E. J., Holeton, C., DeSellas, A. M., & Paterson, A. M. (2023). Cyanobacterial blooms in Ontario, Canada: continued increase in reports through the 21st century. *Lake and Reservoir Management*, 39(1), 1-20.
- Ferland, M.-P., del Giorgio, P. A., Teodoru, C. R., & Prairie, Y. T. (2012). Long-term C accumulation and total C stocks in boreal lakes in northern Québec. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(4).
- Förstner, U. et Wittmann, G. T. W. (2012). Metal pollution in the aquatic environment. *Springer Science & Business Media*.
- Gabriele, M., M. Rosabal, M. Montoro Girona, P. Blaney and G. Grosbois (2025). Mining and e-waste recycling influence the spatial distribution of technology-critical elements, but not rare earth elements, in boreal lakes. *Science of The Total Environment 1007: 180916*.
- Goharrokhi, M., McCullough, G. K., Owens, P. N. et Lobb, D. A. (2021). Sedimentation dynamics within a large shallow lake and its role in sediment transport in a continental-scale watershed. *Journal of Great Lakes Research*, 47(3), 725-740.
- Gomaa, E.Z., (2019). Bioséquestration des métaux lourds par précipitation de calcite induite microbialement par des bactéries uréolytiques. *Rom Biotechnol Letter*. 24(1): 147-153.
- Gorospe, C. M., Han, S. H., Kim, S. G., Park, J. Y., Kang, C. H., Jeong, J. H., & So, J. S. (2013). Effects of different calcium salts on calcium carbonate crystal formation by *Sporosarcina pasteurii* KCTC 3558. *Biotechnology and bioprocess engineering*, 18(5), 903-908.
- Gough, H. L., et Stahl, D. A. (2011). Microbial community structures in anoxic freshwater lake sediment along a metal contamination gradient. *The ISME Journal*, 5(3), 543-553.
- Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2023). Retombées économiques des activités de chasse, de pêche, de piégeage et d'observation de la faune au Québec en 2022.

- Gouvernement du Québec. (2018). L'eau, une ressource à protéger. Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques.
- Grenier, M., Labrecque, S., Garneau, M. et Tremblay, A. (2008). Object-based classification of a SPOT-4 image for mapping wetlands in the context of greenhouse gases emissions: the case of the Eastmain region, Québec, Canada. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 34(sup2).
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14(8), 975-1001.
- Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Du, C. et Chen, X. (2009). Characteristics and accumulation of heavy metals in sediments originated from an electroplating plant. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 922-930.
- Helmi, M., Hall, M. R., Stevens, L. A. et Rigby, S. P. (2016). Effects of high-pressure/temperature curing on reactive powder concrete microstructure formation. *Construction and Building Materials*, 105, 554-562.
- Hintz, W. D., Arnott, S. E., Symons, C. C., Greco, D. A., McClymont, A., Brentrup, J. A., ... & Weyhenmeyer, G. A. (2022). Current water quality guidelines across North America and Europe do not protect lakes from salinization. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(9), e2115033119.
- Hu, L., Wang, H., Xu, P. et Zhang, Y. (2021). Biomineralization of hypersaline produced water using microbially induced calcite precipitation. *Water Research*, 190, 116753.
- Jalilvand, N., Akhgar, A., Alikhani, H. A., Rahmani, H. A., & Rejali, F. (2020). Removal of heavy metals zinc, lead, and cadmium by biomineralization of urease-producing bacteria isolated from Iranian mine calcareous soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20, 206-219.
- Jones, B. D. et Mobley, H. L. (1988). *Proteus mirabilis* urease: genetic organization, regulation, and expression of structural genes. *Journal of Bacteriology*, 170(8), 3342-3349.
- Joshi, A., Thite, S., Karodi, P., Joseph, N., Kumar, A., & Garg, N. (2021). *Alkalihalobacterium elongatum* gen. nov. sp. nov.: An antibiotic-producing bacterium isolated from Lonar Lake and reclassification of the genus *Alkalihalobacillus*. *Frontiers in Microbiology*, 12, 722369.
- Kabir, M., Habiba, U. E., Iqbal, M. Z., Shafiq, M. et Farooqi, Z.-R. (2020). Industrial pollution and its impacts on ecosystem: A Review. *Bioscience Research*, 17(2), 1364-1372.
- Kim, G., Kim, J. et Youn, H. (2018). Effect of temperature, pH, and reaction duration on microbially induced calcite precipitation. *Applied Sciences*, 8(8), 1277.

- Konstantinou, C. et Wang, Y. (2023). Unlocking the potential of microbially induced calcium carbonate precipitation (MICP) for hydrological applications: A review of opportunities, challenges, and environmental considerations. *Hydrology*, 10(9), 178.
- Konstantinou, C., Wang, Y., Biscontin, G. et Soga, K. (2021). The role of bacterial urease activity on the uniformity of carbonate precipitation profiles of bio-treated coarse sand specimens. *Scientific Reports*, 11(1), 6161.
- Kovac, J., Miller, R. A., Carroll, L. M., Kent, D. J., Jian, J., Beno, S. M., ... & Wiedmann, M. (2020). Novel effective *Bacillus cereus* group species "*Bacillus clarus*" is represented by antibiotic-producing strain ATCC 21929 isolated from soil. *mSphere*, 5(6), e00882-20.
- Laliberté, D., et Tremblay, G. (2002). Teneurs en métaux, en BPC et en dioxines et furanes dans les poissons et les sédiments de quatre lacs du nord du Québec en 2001. *Ministère de l'Environnement du Québec, Rapport QE-129*.
- Leverington, D. W. et Schindler, M. (2018). Delineating areas of past environmental degradation near smelters using rock coatings: a Case Study at Rouyn-Noranda, Quebec. *Scientific Reports*, 8(1), 17364.
- Li, X., Wang, Y., Tang, J., & Keke, L. (2022). Removal behavior behavior of heavy heavy metals metals from aqueous aqueous solutions solutions via microbially microbially induced induced carbonate carbonate precipitation precipitation driven driven by acclimatized acclimatized *Sporosarcina pasteurii*. *Applied Sciences*, 12(19), 9958.
- Liu, W. X., Coveney, R. M. et Chen, J. L. (2003). Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities. *Applied Geochemistry*, 18(5), 749-764.
- Loes, A. N., Ruyle, L., Arvizu, M., Gresko, K. E., Wilson, A. L. et Deutch, C. E. (2014). Inhibition of urease activity in the urinary tract pathogen *Staphylococcus saprophyticus*. *Letters in Applied Microbiology*, 58(1), 31-41.
- Lyu, C., Qin, Y., Chen, T., Zhao, Z. et Liu, X. (2022). Microbial induced carbonate precipitation contributes to the fates of Cd and Se in Cd-contaminated seleniferous soils. *Journal of Hazardous Materials*, 423.
- Ma, L., Pang, A. P., Luo, Y., Lu, X., & Lin, F. (2020). Beneficial factors for biomineralization by ureolytic bacterium *Sporosarcina pasteurii*. *Microbial Cell Factories*, 19(1), 12.
- Mance, G. (2012). Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. *Springer Science & Business Media*.

- Marin, K., Coon, A., & Fraser, D. J. (2017). Traditional ecological knowledge reveals the extent of sympatric lake trout diversity and habitat preferences. *Ecology and Society*, 22(2).
- Marinkova, D., Yotova, Lyubov, Ringear, Jean-Marie et and Griesmar, P. (2014). Influence of Ni²⁺ on urease activity produced by biofilms of *Arthrobacter oxydans* 1388. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 28(2), 266-270.
- MDDELCC. (2013). Critères de qualité de l'eau de surface. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques du Québec.
- MDDEP- Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. (2007). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MELCC - Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. (2002). Teneurs en métaux dans les sédiments et les poissons des lacs aux Dorés et Obatogama.
- MELCC - Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2023). Les régions hydrographiques. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/regionshydro/index.htm>.
- Ming, J., Xian-guo, L., Lin-shu, X., Li-juan, C. et Shouzheng, T. (2007). Flood mitigation benefit of wetland soil - A case study in Momoge National Nature Reserve in China. *Ecological Economics*, 61(2), 217-223.
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2024). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Gouvernement du Québec.
- Miranda, L. S., Wijesiri, B., Ayoko, G. A., Egodawatta, P. et Goonetilleke, A. (2021). Water-sediment interactions and mobility of heavy metals in aquatic environments. *Water Research*, 202, 117386.
- Monk, W. A., et Baird, D. J. (2014). Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada.
- Mugwar, A. J. et Harbottle, M. J. (2016). Toxicity effects on metal sequestration by microbially-induced carbonate precipitation. *Journal of Hazardous Materials*, 314, 237-248.
- Müller, G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2(3), 108-118.

- Mulrooney, S. B., Lynch, M. J., Mobley, H. L. et Hausinger, R. P. (1988). Purification, characterization, and genetic organization of recombinant *Providencia stuartii* urease expressed by *Escherichia coli*. *Journal of Bacteriology*, 170(5), 2202-2207.
- Nicholson, W. L., Munakata, N., Horneck, G., Melosh, H. J., & Setlow, P. (2000). Resistance of Bacillus endospores to extreme terrestrial and extraterrestrial environments. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64(3), 548-572.
- Peng, D., Qiao, S., Luo, Y., Ma, H., Zhang, L., Hou, S., Wu, B. et Xu, H. (2020). Performance of microbial induced carbonate precipitation for immobilizing Cd in water and soil. *Journal of Hazardous Materials*, 400.
- Pick, F. R. (2016). Blooming algae: a Canadian perspective on the rise of toxic cyanobacteria. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(7), 1149-1158.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Pirkle, C.M.L., Muckle, G., & Lemire, M. (2016). Managing mercury exposure in northern Canadian communities. *CMAJ: Canadian Medical Association Journal*, 188(14), 1015-1023.
- Ponton, D. E. (2009). Évaluation des études faites sur la contamination du lac Osisko, Rouyn-Noranda, Québec et recommandations sur sa santé et sur les recherches futures. Groupe de travail du lac Osisko: ville de Rouyn-Noranda, Xstrata Fonderie Horne, MDDEP et MRNF. *Rapport interne à la ville de Rouyn-Noranda*. 132 p.
- Priskin, J. (2008). Implications of eutrophication for lake tourism in Québec. *Téoros. Revue de Recherche En Tourisme*, 27(2), 59-61.
- Proulx, I., Ponton, D., Trudel, G., (2015). Étude sur l'état du lac Osisko, Rouyn-Noranda, Québec. Rapport présenté aux membres du groupe de travail sur le lac Osisko : Ville de Rouyn-Noranda Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques.
- Purwanti, I. F., Kurniawan, S. B., Ismail, N. I., Imron, M. F., & Abdullah, S. R. S. (2019). Aluminium removal and recovery from wastewater and soil using isolated indigenous bacteria. *Journal of Environmental Management*, 249, 109412.
- Qasem, N. A., Mohammed, R. H., & Lawal, D. U. (2021). Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *npj Clean Water*, 4(1), 1-15.

- Rajendran, S., Priya, T. A. K., Khoo, K. S., Hoang, T. K. A., Ng, H. S., Munawaroh, H. S. H., ... & Show, P. L. (2022). A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. *Chemosphere*, 287, 132369.
- Roberge, K. (2002). Eutrophisation rapide du lac Saint-Augustin, Québec : étude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. *OBVCAPITALE*.
- Sakan, S.M., Đorđević, D.S., Manojlović, D.D., & Predrag, P.S. (2009). Assessment of heavy metal pollutants accumulation in the Tisza river sediments. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3382–3390.
- Salomons, W. et Förstner, U. (1984). Metals in continental water. Dans W. Salomons et U. Förstner (dir.), *Metals in the Hydrocycle* (p. 138-211).
- Santé Canada. (2010). Évaluation des risques pour la santé liée au mercure présent dans le poisson et bienfaits pour la santé associée à la consommation de poisson. Ottawa: Santé Canada.
- Savard, N. (1978). L'environnement à Rouyn-Noranda: un espace en déséquilibre suite à l'activité minière. *Mémoire de maîtrise* (Université de Montréal, Montréal (QC, Canada)). 169 p
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C. A., Smith, A., & Turner, B. (2020). Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1794), 20190120.
- Semenov, M. Y., Semenov, Y. M., Silaev, A. V. et Begunova, L. A. (2019). Assessing the self-purification capacity of surface waters in lake baikal watershed. *Water*, 11(7), 1505.
- Sepúlveda, S., Duarte-Nass, C., Rivas, M., Azócar, L., Ramírez, A., Toledo-Alarcón, J., Gutiérrez, L., Jeison, D., Torres-Aravena, Á., (2021). Testing the capacity of *Staphylococcus equorum* for calcium and copper removal through MICP Process (Test de la capacité de *Staphylococcus equorum* à éliminer le calcium et le cuivre par le biais du processus MICP). *Minerals* 11(8), 905.
- Shaheen, N., Jalil, A., Adnan, F. et Arsalan Khushnood, R. (2021). Isolation of alkaliphilic calcifying bacteria and their feasibility for enhanced CaCO₃ precipitation in bio-based cementitious composites. *Microbial Biotechnology*, 14(3), 1044-1059.
- Simoneau, M. (2017). Qualité de l'eau des tributaires du lac Saint-Pierre : Évolution temporelle 1979-2014 et portrait récent 2012-2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, Québec.

- Song, M., Ju, T., Meng, Y., Han, S., Lin, L., Jiang, J., (2022). A review on the applications of microbially induced calcium carbonate precipitation in solid waste treatment and soil remediation. *Chemosphere* 290, 133229.
- Sridhar, S., Bhatt, N., & Suraishkumar, G. K. (2021). Mechanistic insights into ureolysis mediated calcite precipitation. *Biochemical Engineering Journal*, 176, 108214.
- Stankevica, K., Vincevica-Gaile, Z., Klavins, M., Kalnina, L., Stivrins, N., Grudzinska, I. et Kaup, E. (2020). Accumulation of metals and changes in composition of freshwater lake organic sediments during the Holocene. *Chemical Geology*, 539, 119502.
- Stratégie Saint-Laurent. (2022). *Portrait du Saint-Laurent*. Stratégie Saint-Laurent. <https://www.strategiesaintlaurent.qc.ca>.
- Su, K., Wang, Q., Li, L., Cao, R., Xi, Y., & Li, G. (2022). Water quality assessment based on Nemerow pollution index method: A case study of Heilongtan reservoir in central Sichuan province, China. *PLoS ONE*, 17(8), e0273305.
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), 611-627.
- Taharia, M., Dey, D., Das, K., Sukul, U., Chen, J. S., Banerjee, P., Dey, G., Sharma, R. K., Lin, P. Y., & Chen, C. Y. (2024). Microbial induced carbonate precipitation for remediation of heavy metals, ions and radioactive elements: A comprehensive exploration of prospective applications in water and soil treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 271, 115990.
- Tang, V. V., Cuong, T. T., Thanh, N. V., & Ha, N. T. H. (2020). Assessment of heavy metal pollution in surface water of Day River, Vietnam. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, 36(2), 52-61.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851.
- Todd, M. J. et Hausinger, R. P. (1987). Purification and characterization of the nickel-containing multicomponent urease from *Klebsiella aerogenes*. *Journal of Biological Chemistry*, 262(13), 5963-5967.
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 566-575.
- Trebitz, A., Sykes, M. et Barge, J. (2019). A reference inventory for aquatic fauna of the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 45(6), 1036-1046.

- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (1991). Risk assessment guidance for superfund: volume i - human health evaluation manual (part a), interim final. (EPA/540/1-89/002). Office of emergency and remedial response, Washington.
- Ullrich, S. M., Ilyushchenko, M. A., Kamberov, I. M. et Tanton, T. W. (2007). Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant. Part I: sediment and water contamination of Lake Balkyldak and the River Irtysh. *The Science of the Total Environment*, 381(1-3), 1-16.
- Varjani, S., Joshi, R., Srivastava, V. K., Ngo, H. H., & Guo, W. (2022). Treatment of wastewater from petroleum industry: current practices and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(20), 29920-29942.
- Vicente-Martorell, J. J., Galindo-Riaño, M. D., García-Vargas, M. et Granado-Castro, M. D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments, and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2), 823-836.
- Wang, H., García Molinos, J., Heino, J., Zhang, H., Zhang, P., & Xu, J. (2021). Eutrophication causes invertebrate biodiversity loss and decreases cross-taxon congruence across anthropogenically-disturbed lakes. *Environment International*, 153, 106494.
- Wang, S., Fang, L., Dapaah, M. F., Niu, Q., & Cheng, L. (2023). Bioremediation of heavy metal-contaminated soil by microbial-induced carbonate precipitation (micp)—a critical review. *Sustainability*, 15(9), 7622.
- Wang, Z., Cowan, E. A., Seramur, K. C., Dwyer, G. S., Wilson, J. C., Karcher, R., Brachfeld, S. et Vengosh, A. (2022). Legacy of coal combustion: widespread contamination of lake sediments and implications for chronic risks to aquatic ecosystems. *Environmental Science and Technology*, 56(20), 14723-14733.
- Wang, Z., Su, J., Ali, A., Zhang, R., Yang, W., Xu, L. et Zhao, T. (2021). Microbially induced calcium precipitation based simultaneous removal of fluoride, nitrate, and calcium by *Pseudomonas* sp. WZ39: Mechanisms and nucleation pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125914.
- Wei, T., Yashir, N., An, F., Imtiaz, S. A., Li, X., & Li, H. (2022). Study on the performance of carbonate-mineralized bacteria combined with eggshell for immobilizing Pb and Cd in water and soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, 2924-2935.
- Wen, Y., Zhang, G., Bahadur, A., Xu, Y., Liu, Y., Tian, M., ... & Jiang, C. (2022). Genomic investigation of desert *Streptomyces huasconensis* D23 reveals its environmental adaptability and antimicrobial activity. *Microorganisms*, 10(12), 2408.

- Williamson, C. E., J. E. Saros, W. F. Vincent and J. P. Smold (2009). Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* 54(6part2): 2273-2282.
- Wu, L., Jin, Z., Zhao, Y., & Chen, J. (2022). Manganese removal and its stabilization by microbially induced carbonate precipitation: A review. *Science of The Total Environment*, 842, 156828.
- Wu, Y., Li, H. et Li, Y. (2021). Biomineralization induced by cells of *Sporosarcina pasteurii*: Mechanisms, Applications and Challenges. *Microorganisms*, 9(11), 2396.
- Xu, J., Du, Y., Jiang, Zhengwu et She, Anming. (2015). Effects of calcium source on biochemical properties of microbial CaCO_3 precipitation. *Frontiers in Microbiology*, 6, 170863.
- Yang, L., Ge, S., Liu, J., Iqbal, Y., Jiang, Y., Sun, R., Ruan, X., & Wang, Y. (2023). Spatial distribution and risk assessment of heavy metal(oid)s contamination in topsoil around a lead and zinc smelter in Henan province, Central China. *Toxics*, 11(5): 427.
- Yang, Z., Wang, Y., Shen, Z., Niu, J. et Tang, Z. (2009). Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2), 1186-1194.
- Yi, Y., Yang, Z. et Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environmental Pollution*, 159(10), 2575-2585.
- Yin, T., Lin, H., Dong, Y., Wei, Z., Li, B., Liu, C. et Chen, X. (2021). Inhibition of cadmium releasing from sulfide tailings into the environment by carbonate-mineralized bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 419.
- Zhang, J., Peng, S., Andrews, M., Liu, C., Brunel, B., Bena, G., ... & Chen, W. (2021). *Rhizobium changzhiense* sp. nov., isolated from effective nodules of *Vicia sativa* L. in North China. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 71(4), 004724.
- Zhang, W., Ju, Y., Zong, Y., Qi, H. et Zhao, K. (2018). In situ real-time study on dynamics of microbially induced calcium carbonate precipitation at a single-cell level. *Environmental Science & Technology*, 52(16), 9266-9276.
- Zheng, N., Wang, Q., Liang, Z. et Zheng, D. (2008). Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environmental Pollution*, 154(1), 135-142.
- Zhu, J., Shen, Dejian, Xie, Jingjing, Tang, Chunmei, Jin, Baosheng et Wu, S. (2021). Mechanism of urea decomposition catalyzed by *Sporosarcina*

pasteurii urease based on quantum chemical calculations. *Molecular Simulation*, 47(16), 1335-1348.

Zhu, X., Li, W., Zhan, L., Huang, M., Zhang, Q. et Achal, V. (2016). The large-scale process of microbial carbonate precipitation for nickel remediation from an industrial soil. *Environmental Pollution*, 219, 149-155.

Zhu, Y., Fan, W., Geng, Z., Feng, J., & Li, X. (2022). High-efficiency and long-term immobilization of multiple heavy metals in contaminated soils using a novel phosphorus-modified biochar. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127284.