



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 l'auteur 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'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.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

Affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Évaluation de l'influence de la variabilité climatique sur le traitement et la
gestion des eaux minières du site minier fermé East-Sullivan (Québec,
Canada)**

ASSEM MALKI

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Mai 2025

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

Affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

**Évaluation de l'influence de la variabilité climatique sur le traitement et la
gestion des eaux minières du site minier fermé East-Sullivan (Québec,
Canada)**

Présenté par **Assem MALKI**

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

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

Mehrez Hermassi, président

Carmen-Mihaela Neculita, membre et directrice de recherche

Vincent Cloutier, membre et codirecteur de recherche

Éric Rosa, membre et codirecteur de recherche

Elmira Hassanzadeh, membre

DÉDICACE

A ma famille.

REMERCIEMENTS

Avant tout, je remercie Dieu, le Tout-Puissant, de m'avoir donné la force et la persévérance nécessaires pour mener à bien mes travaux de recherche de maîtrise et la rédaction de ce mémoire.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à ma directrice de recherche, Carmen Mihaela Neculita, pour m'avoir offert l'opportunité de m'engager dans cette belle aventure de maîtrise à l'UQAT. Grâce à toi, j'ai pu découvrir de nombreux aspects fascinants de l'environnement minier. Merci pour ta confiance, tes précieux conseils, ton soutien constant et tes encouragements, ainsi que pour toutes les formes de motivation qui ont contribué à la réalisation de ce projet.

Je remercie également mes co-directeurs, Éric Rosa et Vincent Cloutier, pour leurs disponibilités infaillibles, leur soutien continu et leurs suggestions constructives, qui m'ont permis de progresser et d'apprendre de nombreux aspects du métier. Merci de m'avoir accueilli dans cette formidable équipe.

Un grand merci à Tomy Roy, stagiaire postdoctoral, pour le partage généreux de ses connaissances, ses commentaires rigoureux et sa disponibilité sans faille. Merci pour ton enthousiasme, ton professionnalisme et ton accompagnement tout au long de la deuxième année.

Je souhaite également exprimer ma sincère reconnaissance aux membres du Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF), qui nous ont accompagné sur le terrain à East-Sullivan, et nous ont fourni les données de suivi indispensables à la réalisation de la présente étude, ainsi que pour leur implication dans les réunions de suivi et la révision attentive du présent document, qui ont contribué à la réussite de ce projet.

À mes parents, Radhia et Mohammed Ali, mes sœurs Zeineb et Sarra, la toute la famille Argoubi ainsi qu'à ma future épouse Dorra, je vous remercie infiniment pour votre soutien indéfectible tout au long de cette aventure.

Mes sincères remerciements vont également à tous mes amis, que ce soit ici à Rouyn ou ailleurs, à Québec, à Montréal, en France et en Tunisie. Vous avez tous contribué, de près ou de loin, à la réussite de ce projet, et je vous en suis profondément reconnaissant.

Enfin, je remercie toutes les personnes qui ont, d'une manière ou d'une autre, contribué à la réalisation de ce projet.

RÉSUMÉ

Le site minier abandonné d'East-Sullivan (Québec), exploité entre 1949 et 1966, a généré environ 15 millions de tonnes de rejets miniers riches en sulfures et 200 000 tonnes de roches stériles acides, entraînant un drainage minier acide (DMA) très contaminé et qui a gravement altéré la qualité des eaux pendant plusieurs décennies. En 1990, soit 25 ans après sa fermeture, le site présentait un pH avoisinant 3 et des concentrations métalliques extrêmes, incluant jusqu'à 17 g/L Fe, 37 g/L sulfates, ainsi que 0,1-1 g/L de Cu, Pb et Zn, dépassant ainsi largement les seuils réglementaires. Cette étude vise à analyser l'évolution de la qualité des eaux du site en se basant sur des données de suivi sur une durée de 24 ans (2000-2023), en se concentrant sur les paramètres clés tels que le pH, la conductivité électrique (CE), les matières en suspension (MES) et les concentrations en métaux dissous (Fe, Zn, Mn). Un second objectif est d'évaluer l'impact potentiel de la variabilité climatique sur ces paramètres, en intégrant des données hydroclimatiques (précipitations, température, débit de la rivière Bourlamaque qui est à proximité du site) et en appliquant des analyses statistiques avancées, notamment l'analyse en composantes principales (ACP). La méthodologie adoptée combine l'analyse de données historiques, la télédétection et des méthodes statistiques avancées pour évaluer l'évolution de la qualité des eaux du site East-Sullivan. Les données géochimiques et hydroclimatiques (2000-2023) ont été compilées, nettoyées et analysées. La télédétection a été explorée pour estimer certaines valeurs manquantes, notamment pour le pH, les MES et la CE, mais a montré des limites en raison de la non-similitude entre les indices spectrales utilisés et le site d'étude. Pour compléter ces estimations, la régression linéaire multiple a été utilisée afin d'estimer les paramètres manquants. Enfin, l'ACP a permis d'identifier les relations entre les variations climatiques et la dynamique géochimique du site.

Selon les résultats obtenus, l'évolution des eaux montre trois grandes phases : entre 2000 et 2005, les eaux restent acides (pH ~3,3) avec des concentrations élevées de sulfates et de certains métaux (Fe > 100 mg/L). Dans la deuxième période (2006-2016), qui débute après la mise en place de mesures de restauration, notamment une couverture organique et la recirculation des eaux à travers la couverture organique (1998-2005), le pH augmente progressivement jusqu'à atteindre des valeurs proches de la neutralité, tandis que les concentrations en fer diminuent de plus de 75 % (de ~108 mg/L, en 2000, à ~26 mg/L, en 2005), et celles du zinc restent sous 2 mg/L depuis les années 2010. Enfin, la troisième période, post-2017, marquée par le dépôt de résidus Goldex, montre une stabilisation générale du pH, ainsi qu'une augmentation ponctuelle de la concentration des sulfates

(jusqu'à 1600 mg/L) et des MES, dans certains points de suivi (ES-07 et ES-CR4), suggérant des interactions avec ces nouveaux matériaux. L'ACP a révélé que la variabilité climatique influence modérément la dynamique géochimique du site. Les précipitations élevées induisent une dilution temporaire des contaminants, réduisant la CE et les concentrations en métaux dissous (corrélation négative $R^2 = -0,7$ à $-0,8$), tandis que les périodes de sécheresse favorisent leur concentration élevée. Cependant, ces variations climatiques restent secondaires par rapport aux effets des stratégies de gestion appliquées. L'intégration de la télédétection a été explorée pour estimer certains paramètres géochimiques (pH, MES, CE) à partir d'indices spectraux issus des images satellites, mais cette approche s'est avérée limitée en raison de la faible résolution spatiale et du manque d'indices spécifiques au site. Ces résultats confirment que la restauration progressive du site a permis d'améliorer considérablement la qualité des eaux, avec une réduction marquée de l'acidité et des concentrations métalliques. Toutefois, la gestion du site doit rester adaptative face aux épisodes climatiques extrêmes, notamment les fortes précipitations qui peuvent remobiliser certains contaminants. Il est essentiel de garder à l'esprit que les données utilisées dans ce projet proviennent d'un programme de suivi environnemental associé aux travaux de restauration et à l'application des directives réglementaires. Recueillies initialement sans objectif de recherche scientifique, ces données présentent une irrégularité marquée, tant au niveau de la fréquence que de la couverture temporelle. De plus, d'une année à l'autre, les périodes couvertes par les données ne sont pas les mêmes, ce qui entraîne un décalage interannuel important. Cette irrégularité limite donc la pleine exploitation des données dans un cadre de recherche structuré.

ABSTRACT

The abandoned East Sullivan mine site (Québec), operated between 1949 and 1966, generated approximately 15 million tonnes of sulfide-rich mine tailings and 200,000 tonnes of acid-generating waste rock, resulting in highly contaminated acid mine drainage (AMD) that severely impacted water quality for several decades. In 1990, 25 years after mine closure, the site still exhibited a pH close to 3 and extreme metal concentrations, including up to 17 g/L of Fe, 37 g/L of sulfates, and between 0.1 and 1 g/L of Cu, Pb, and Zn, significantly exceeding regulatory thresholds.

This study aims to assess the evolution of water quality at the site using 24 years of monitoring data (2000–2023), focusing on key parameters such as pH, electrical conductivity (EC), total suspended solids (TSS), and concentrations of dissolved metals (Fe, Zn, Mn). A secondary objective is to evaluate the potential impact of climate variability on these parameters by integrating hydroclimatic data (precipitation, temperature, and streamflow from the nearby Bourlamaque River) and applying advanced statistical analyses, notably principal component analysis (PCA).

The methodology combines historical data analysis, remote sensing, and advanced statistical methods to evaluate the water quality evolution at the East Sullivan site. Geochemical and hydroclimatic datasets (2000–2023) were compiled, cleaned, and analyzed. Remote sensing was explored to estimate missing values, particularly for pH, TSS, and EC; however, this approach was limited by the lack of similarity between spectral indices used and the study area. To supplement these estimations, multiple linear regression was employed to estimate missing parameters. Finally, PCA was used to identify relationships between climatic variations and geochemical dynamics at the site.

The results highlight three major phases in water quality evolution. Between 2000 and 2005, water remained highly acidic (pH ~3.3), with elevated concentrations of sulfates and metals (Fe > 100 mg/L). In the second period (2006–2016), following the implementation of restoration measures, specifically the application of an organic cover and the recirculation of water through this cover (1998–2005), pH levels progressively increased toward near-neutral values. During this period, iron concentrations decreased by over 75% (from ~108 mg/L in 2000 to ~26 mg/L in 2005), and zinc concentrations have remained below 2 mg/L since the 2010s.

The third period, post-2017, marked by the disposal of Goldex tailings, shows a general stabilization of pH but a temporary increase in sulfate concentrations (up to 800 mg/L) and TSS, in some sampling points (ES-07 et ES-CR4), suggesting interactions with the newly introduced materials. PCA revealed that climate variability moderately influences the site's geochemical dynamics. High precipitation events tend to induce temporary dilution of contaminants, lowering EC and dissolved metal concentrations (negative correlation $R^2 = -0.7$ to -0.8), whereas drought periods promote their concentration increase. Nonetheless, these climatic effects remain secondary to the influence of implemented site management strategies.

The integration of remote sensing to estimate geochemical parameters (pH, TSS, EC) using spectral indices from satellite imagery was also explored, though this approach proved limited due to low spatial resolution and the lack of site-specific spectral indicators. Overall, the results confirm that progressive site restoration significantly improved water quality, with a marked reduction in acidity and metal concentrations. However, site management must remain adaptive to extreme climatic events, particularly heavy rainfall, which may remobilize certain contaminants. It is essential to keep in mind that the data used in this project comes from an environmental monitoring program associated with restoration work and the application of regulatory directives. Initially collected without a scientific research objective, these data exhibit significant irregularity in terms of both frequency and temporal coverage. Additionally, from one year to another, the periods covered by the data are not consistent, leading to a significant interannual gap. This irregularity therefore limits the full use of the data in a structured research framework.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----------|
| DÉDICACE..... | I |
| REMERCIEMENTS..... | II |
| RÉSUMÉ..... | III |
| ABSTRACT..... | V |
| TABLE DES MATIÈRES..... | VII |
| LISTE DES TABLEAUX..... | X |
| LISTE DES FIGURES..... | XII |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS..... | XV |
| CHAPITRE 1 INTRODUCTION..... | 1 |
| 1.1 Contexte..... | 1 |
| 1.2 Problématique..... | 2 |
| 1.3 Objectifs..... | 3 |
| 1.4 Contenu du mémoire et retombées du projet..... | 3 |
| 1.5 Retombées potentielles..... | 4 |
| CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE..... | 5 |
| 2.1 Gestion des eaux minières contaminées..... | 5 |
| 2.2 Le drainage minier acide..... | 6 |
| 2.3 Couverture organiques et mode de fonctionnement..... | 7 |
| 2.4 Variabilité climatique..... | 9 |
| 2.5 Effet de la variabilité climatique sur la qualité des eaux minières..... | 11 |
| 2.5.1 Température et solubilité..... | 12 |
| 2.5.2 Précipitation et mobilisation des métaux lourds..... | 13 |
| 2.5.3 Impact hydrologique sur les conditions redox..... | 14 |

| | | |
|--|---|-----------|
| 2.5.4 | Événements extrêmes et contamination des eaux | 14 |
| 2.6 | Traitement du DMA et variabilité climatique | 18 |
| 2.6.1 | Traitement du DMA | 18 |
| 2.6.2 | Gestion des eaux minières contaminées et variabilité climatique | 18 |
| 2.7 | Modélisation du bilan hydrique | 19 |
| 2.7.1 | Ruissellement entrant | 20 |
| 2.7.2 | Évaporation | 21 |
| 2.8 | Suivi de la qualité des eaux par télédétection | 22 |
| 2.8.1 | Estimation des matières en suspension et de la turbidité | 23 |
| 2.8.2 | Calcul d'indices spectraux pour le pH, la CE, l'oxygène dissous (OD) et la température de l'eau | 26 |
| CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES | | 27 |
| 3.1 | Site d'étude | 27 |
| 3.2 | État du site avant les travaux de restauration | 27 |
| 3.3 | Approches de restauration mises en place | 31 |
| 3.4 | Acquisition des données (pour la période 2000-2023) | 37 |
| 3.7 | Corrélation des paramètres géochimiques | 45 |
| 3.7.1 | Régression linéaire multiple | 46 |
| 3.7.2 | Approche de télédétection | 49 |
| CHAPITRE 4 RÉSULTATS | | 50 |
| 4.1 | Analyse spatiotemporelle des paramètres géochimiques (2000-2023) | 50 |
| 4.1.1 | Stations périphériques (ES-CR1/ES-CR2/ES-CR3) | 50 |
| 4.1.2 | Station de la fosse (ES-07) | 57 |
| 4.1.3 | Stations de control (ES-09/ ES-13/ ES-15) | 62 |
| 4.1.4 | Stations de l'effluent final (ES-M01/ ES-M02/ ES-M03/ ES-CR4) | 67 |

| | | |
|--|--|-----|
| 4.1.5 | Stations du milieu récepteur, rivière Bourlamaque (ES-RB-12b /ES-RB pont).... | 74 |
| 4.2 | Influence de la variabilité climatique sur la variation géochimique | 80 |
| 4.2.1 | Stations périphériques (ES-CR1/ ES-CR2/ ES-CR3) | 80 |
| 4.2.2 | Station de la fosse (ES-07) | 86 |
| 4.2.3 | Stations de control (ES-09/ ES-13/ ES-15) | 89 |
| 4.2.4 | Stations de l'effluent final (ES-CR4/ ES-M01/ ES-M02/ ES-M03) | 91 |
| 4.2.5 | Stations du milieu récepteur, rivière Bourlamaque (ES-RB pont/ ES-RB-12b).... | 95 |
| 4.3 | Vérification des données estimées par télédétection | 97 |
| CHAPITRE 5 DISCUSSION | | 100 |
| 5.1 | Tendance d'influence de la variabilité climatique : Comparaison littérature vs East-Sullivan | 100 |
| 5.1.1 | Impact des précipitations : dilution vs mobilisation des contaminants | 100 |
| 5.1.2 | Effet des sécheresses : concentration accrue en sulfates et métaux | 102 |
| 5.1.3 | Tempêtes et événements extrêmes | 103 |
| 5.2 | Tendance de variation des paramètres géochimique sous la variabilité climatique | 105 |
| 5.3 | Impact du dépôt des résidus de Goldex | 106 |
| 5.4 | Sommaire | 108 |
| 5.5 | Projections climatiques pour le site | 112 |
| 5.6 | Limites et perspectives | 112 |
| CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS | | 114 |
| 6.1 | Conclusion | 114 |
| 6.2 | Recommandations | 115 |
| RÉFÉRENCES | | 118 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 1.1 : Composition chimique des résidus Goldex en 2017 (inspiré de Ethier et al., 2018). | 1 |
| Tableau 2.1 : Exigences au point de rejet de l'effluent final (D019), version 2025. | 6 |
| Tableau 2.2 : Processus de neutralisation et leur impact sur les effluents miniers. | 8 |
| Tableau 2.3 : Moyennes globales des concentrations des eaux de pluie, des rivières et des eaux de l'océan en éléments majeurs (mg/L) (tiré de Probst et Probst, 2015). | 12 |
| Tableau 2.4 : Site soumis à l'oxydation en périodes sèches (inspiré de Odell et al., 2018). | 16 |
| Tableau 2.5 : Exemples de l'effet d'une modification du régime hydrique liée aux variabilités climatiques sur la génération de DMA. | 17 |
| Tableau 2.6: Les types de traitement passif. | 18 |
| Tableau 2.7: Calcul des indices de MES et turbidité (inspiré de Kwong et al., 2022). | 24 |
| Tableau 2.8: Modèles d'estimation de la concentration en MES (modifié de Yang et al., 2022). | 25 |
| Tableau 2.9: Détermination d'indices pour l'estimation de la CE, de l'OD, du pH et de la température de l'eau avec des bandes spectrales du satellite Sentinel-2 (inspiré de Torres-Bejarano et al., 2021). | 26 |
| Tableau 2.10: Indices d'estimation des paramètres de l'eau (Torres-Bejarano et al., 2021). | 26 |
| Tableau 3.1 : Etat initial du site East-Sullivan avant les travaux de restauration (inspiré de Germain et al., 2009). | 28 |
| Tableau 3.2: Caractéristiques des différentes sections de la couverture organique sur le site East Sullivan (inspiré de Germain et al., 2009 ; Tassé, 2004). | 30 |
| Tableau 3.3: Évolution des caractéristiques des effluents traités par recirculation sur East-Sullivan (2001-2005) (inspiré de Germain et al., 2009 et Tassé, 2004). | 35 |
| Tableau 3.4: Localisation géographique des stations d'échantillonnages sur East-Sullivan (MRNF, 2024). | 38 |
| Tableau 3.5 : Les paramètres géochimiques suivis sur 24 années (2000-2023) sur le site East-Sullivan. | 39 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 3.6 : Fréquences d'échantillonnage par station. | 46 |
| Tableau 3.7: Les équations du modèle de régression linéaire pour la dureté,..... | 47 |
| Tableau 3.8: Les valeurs de corrélation des paramètres estimés par chaque station. | 48 |
| Tableau 3.9 : Les équations spectrales de pH, MES, CE..... | 49 |
| Tableau 4.1 : Tendances générales des variations géochimique de la période 2000-2023 sur les stations analysées. | 79 |
| Tableau 4.2 : Les erreurs de corrélation entre pH <i>insitu</i> et pH estimé via télédétection..... | 99 |
| Tableau 5.1: Tendances et comparaison avec la littérature de l'influence de la variabilité climatique sur la géochimie des effluents de East-Sullivan..... | 110 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1.1: Schéma récapitulatif de la structure générale du projet..... | 3 |
| Figure 2.1 : Analyse comparative des opérations minières et de traitement dans les provinces canadiennes en 2014 et prévision des variations de température hivernale (2046-2065 par rapport à 1986-2005) (tiré de Pearce et al., 2009)..... | 10 |
| Figure 2.2: Graphiques de corrélation des valeurs prédites et observées de MES et de turbidité en utilisant l'ensemble d'entraînement (A-C) et de validation (D-F) (tiré de Kwong et al., 2022). | 25 |
| Figure 3.1 : Localisation du site minier East-Sullivan (modifié de : www.dreamstime.com)..... | 27 |
| Figure 3.2: Différentes photographies aériennes du site East-Sullivan. A (1 :15000), vue en 1956-06-17. Source : R882A-023-1956-0. Bibliothèque et Archives nationales du Québec (BANQ), B (1 :15840), C (1 :15000), et D (1 :15000) sont vues respectivement en 1965-08-23, 1983-06-25 et 1994-07-11. Sources : Q65249_096, Q83822_177 et Q94511_018, Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission. | 29 |
| Figure 3.3: A-Vue aérienne de 1990 du site East Sullivan avec un zoom détaillé sur l'avancement de la couverture organique des résidus miniers, (vue le 1990-10-20. Source : Q90858_03. Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission..... | 32 |
| Figure 3.4 : Isopaque du dépôt de résidus de la mine East Sullivan en 1994 (tiré de Germain et al., 2009)..... | 34 |
| Figure 3.5 : Le parc à résidus de East Sullivan : étendue de la couverture organique, élévation de la nappe phréatique en période de recirculation, et emplacements des puits d'observation et de la zone de dispersion (tiré de Germain et al., 2009)..... | 35 |
| Figure 3.6: Photo satellitaire du site montrant la zone de recirculation des eaux présentées par la figure 3.5 (vue le 2005-08-24. Source : Q05156-031-NB. Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission. | 36 |
| Figure 3.7: Emplacements des stations d'échantillonnages sur East-Sullivan (Carte des sites minières restauré. Source : MERN, 2022). | 40 |

| | |
|---|----|
| Figure 3.8: Les plans d'eau sur le site, la fosse et le bassin (vue de 30 juillet 2023. Source : <i>Google Earth Engin</i>)..... | 49 |
| Figure 4.1 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations périphériques du site East-Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024)..... | 52 |
| Figure 4.2: Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour les stations périphériques pour la période 2000-2005..... | 54 |
| Figure 4.3 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques des stations périphériques pour la période 2006-2023..... | 56 |
| Figure 4.4 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans la station ES-07 (la fosse) du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024)..... | 59 |
| Figure 4.5 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour la station ES-07 (la fosse) du pour la période 2000-2023, a) pour la période 2000-2016 et b) pour la période 2017-2023..... | 60 |
| Figure 4.6 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations les stations du control du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024)..... | 64 |
| Figure 4.7 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour les stations de control pour la période 2000-2023..... | 66 |
| Figure 4.8 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations des effluents finaux du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024)..... | 69 |
| Figure 4.9 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour la station de la station de l'effluent finale (station du marais ES-M02). | 72 |
| Figure 4.10: Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations du milieu récepteur (la rivière Bourlamaque) du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024)..... | 76 |

| | |
|---|-----|
| Figure 4.11 : Graphiques d'ACP des paramètres géochimiques pour la station ES-RB-12b du milieu récepteur..... | 78 |
| Figure 4.12: Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2000-2005..... | 81 |
| Figure 4.13 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2006-2016..... | 83 |
| Figure 4.14 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2017-2023..... | 85 |
| Figure 4.15 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique de la fosse (ES-07), a) pour la période 2000-2016 et b) pour la période 2017-2023..... | 87 |
| Figure 4.16 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations de control..... | 90 |
| Figure 4.17 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations de l'effluent final (stations du marais)..... | 93 |
| Figure 4.18 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations du milieu récepteur..... | 96 |
| Figure 4.19: Courbe de comparaison entre des valeurs de pH acquis via télédétection avec des valeurs <i>in situ</i> | 98 |
| Figure 5.1 : Variation du pH entre 2000-2023 des stations de l'effluent final..... | 108 |

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

| | |
|------|---|
| ACP | Analyse en composante principale |
| BSR | Bactéries sulfato-réductrices |
| CE | Conductivité électrique |
| DMA | Drainage minier acide |
| GES | Gaz à effet de serre |
| IOT | Internet des objets |
| MES | Matières en suspension |
| MRNF | Ministère de ressources naturelles de forêt |
| NFC | Communication en champs proches |
| OS | Objectifs spécifiques |
| RFID | Identification par radiofréquences |
| WSN | Réseau de capteurs sans fils |

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Le site minier East-Sullivan, exploité de 1949 jusqu'à sa fermeture en 1966 pour ses ressources aurifères, et ensuite laissé à l'abandon jusqu'au début des années 1980, a constitué un enjeu environnemental majeur en raison de la contamination des eaux par le drainage minier acide (DMA). Depuis les années 1980, des stratégies de restauration progressive ont été déployées afin de contrôler l'oxydation des résidus miniers sulfureux. Parmi ces interventions, une couverture composée de rejets ligneux a été mise en place pour réduire l'oxygénation des résidus, limiter la génération d'acide et maintenir un niveau élevé de la nappe phréatique grâce à une ceinture de digues (Germain et al, 2009).

L'efficacité de ces mesures est toutefois influencée par les conditions climatiques locales. Les variations saisonnières de précipitations et de températures impactent directement l'érosion, le ruissellement et l'évaporation, modifiant ainsi les processus géochimiques et les concentrations des contaminants dans les eaux de surface et souterraines (Lieber et al., 2018). La déposition de résidus issus du site Goldex en 2017 (à partir de décembre 2016, communication personnelle) (Tableau 1.1) a engendré des changements temporaires de la qualité de l'eau du site. À noter que les résidus Goldex ne sont pas déposés sur le parc à résidus recouverts de la couverture composée de la matière organique résiduelle, mais dans une ouverture minière en surface et qui est ennoyée. Dans cette fosse, c'est un mélange de l'eau (à pH acide) et de l'eau des résidus Goldex (à pH autour de neutralité) qui sort en période hivernale et transige dans le bassin sud.

Tableau 1.1 : Composition chimique des résidus Goldex en 2017 (inspiré de Ethier et al., 2018).

| Paramètre | Concentration (%) |
|-----------|-------------------|
| Ca | 4,2 |
| Fe | 3,4 |
| Mg | 1,9 |
| Cu | 0 |
| S total | 0,332 |
| S sulfate | 0,261 |

S'inscrivant dans le contexte préétabli, la présente étude vise à évaluer l'influence du déploiement de méthodes de restauration, de la déposition de rejets miniers, et de la variabilité climatique sur la qualité des eaux du site minier fermé East-Sullivan. La démarche s'appuie sur l'analyse des

données issues d'un suivi géochimique réalisé sur une période de 24 ans (2000-2023). En parallèle, le recours à des techniques de télédétection est exploré pour pallier les lacunes dans les données historiques et offrir un outil complémentaire de suivi environnemental. Les résultats ont permis d'évaluer l'efficacité des stratégies de restauration mises en place et de proposer des recommandations pour le suivi du site dans le contexte des changements climatiques.

1.2 Problématique

La gestion des sites miniers fermés représente un enjeu environnemental majeur, en particulier lorsque ces sites sont associés au DMA et à la contamination des eaux par des métaux dissous. Le site minier East-Sullivan, fermé depuis 1966, est un exemple emblématique de ces défis. Malgré les efforts de restauration progressive entrepris depuis les années 1980, notamment par l'utilisation de couvertures organiques visant à limiter l'oxydation des résidus et à stabiliser la qualité des eaux, les mécanismes sous-jacents de l'évolution géochimique de ce site demeurent encore peu compris.

L'évolution de la qualité géochimique des eaux du site est influencée par une combinaison complexe de facteurs, parmi lesquels la variabilité climatique joue un rôle clé. Les précipitations, les cycles de gel-dégel, ainsi que les températures élevées en période estivale modifient les mécanismes de transport, de dilution et d'oxydation des contaminants. À ces influences climatiques s'ajoutent des interventions humaines, tel le dépôt de résidus Goldex depuis 2017, qui ont perturbé les conditions géochimiques, ce qui soulève des questions quant à leur impact sur la qualité des eaux à long terme. Dans ce contexte, il apparaît essentiel de mieux comprendre les paramètres qui gouvernent la composition chimique des eaux du site East-Sullivan afin d'évaluer l'efficacité des mesures de restauration mises en œuvre et de déterminer dans quelle mesure la variabilité climatique influence la qualité des eaux. L'objectif fondamental de cette étude est donc d'apporter des réponses à deux grandes questions de recherche : 1) Comment la qualité géochimique des eaux du site East-Sullivan a-t-elle évolué entre 2000 et 2023 ? 2) Quel est l'impact de la variabilité climatique sur la qualité de l'eau du site ?

Cette étude s'inscrit dans une démarche visant à enrichir les connaissances sur l'évolution géochimique des eaux minières contaminées sur le site East-Sullivan. Elle ambitionne également de contribuer à la réflexion sur les stratégies de restauration et de gestion environnementale du site en considérant la variabilité climatique.

1.3 Objectifs

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'impact de la variabilité climatique (combiné à celui des rejets miniers et des stratégies de restauration progressive) sur l'évolution de la qualité des eaux du site minier fermé East-Sullivan entre 2000-2023. Cette évaluation vise à identifier les tendances géochimiques et à comprendre les mécanismes sous-jacents (principalement la variabilité climatique) influençant la dynamique des contaminants, en vue d'optimiser les stratégies de gestion environnementale. Les objectifs spécifiques (OS) sont les suivants :

- OS1 : Analyser l'évolution de la qualité des eaux du site sur la période 2000-2023, en se concentrant sur des indicateurs clés tels que le pH, la CE, les MES et les concentrations en métaux dissous (Fe, Zn, Mn).
- OS2 : Analyser l'impact de la variabilité climatique (précipitations, températures) sur la qualité des eaux du site en utilisant l'ACP (analyse en composante principale).

1.4 Contenu du mémoire et retombées du projet

Le présent mémoire est structuré en 5 chapitres, conformément aux objectifs spécifiques (OS) définis dans cette étude. Chaque objectif est basé sur une approche méthodologique permettant de répondre aux questions scientifiques soulevées (Figure 1.1).

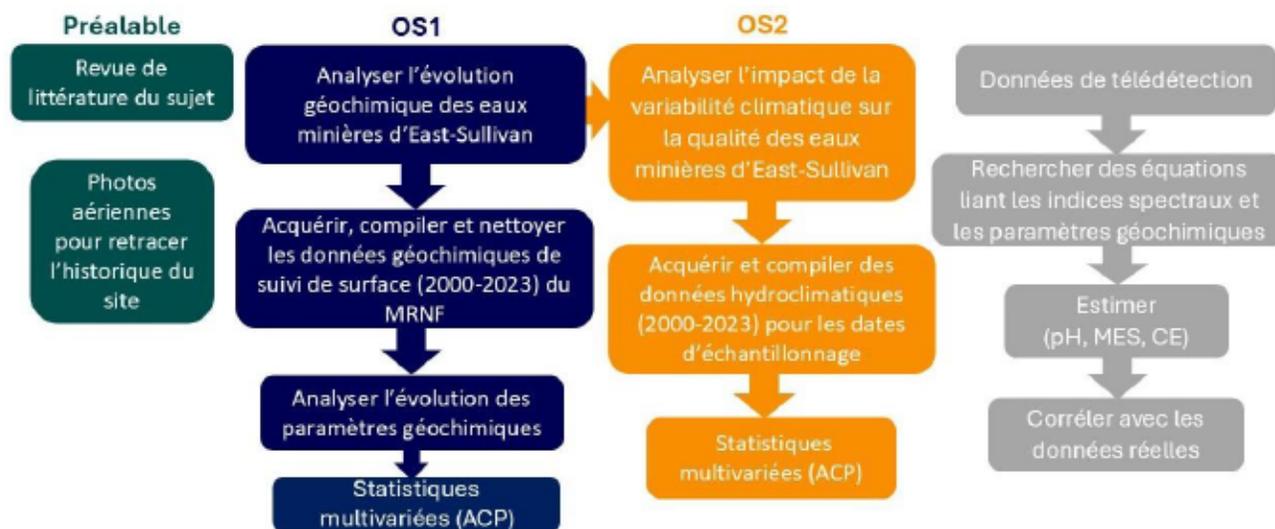


Figure 1.1: Schéma récapitulatif de la structure générale du projet.

1.5 Retombées potentielles

Cette étude permet d'améliorer la compréhension des facteurs gouvernant la qualité des eaux du site minier East-Sullivan sur une période de 24 ans (2000-2023). Les travaux permettent notamment d'évaluer l'efficacité des stratégies de restauration progressive et de mettre en lumière l'impact potentiel de la variabilité climatique sur la qualité des eaux du site. Les résultats permettent de proposer des recommandations pour optimiser les pratiques de gestion environnementale d'autres sites miniers fermés, avant, durant et après la restauration. En outre, cette étude souligne la nécessité d'une approche plus régulière et simultanée des suivis géochimiques et climatiques pour une évaluation plus robuste des paramètres dictant la composition chimique des eaux de sites miniers fermés. Les travaux mettent en lumière le potentiel d'outils analytiques tels que l'ACP pour mieux identifier les relations complexes entre les facteurs climatiques et anthropiques dictant la qualité des eaux. À plus long terme, les conclusions contribueront à renforcer les approches de gestion durable des eaux minières contaminées face aux défis posés par la variabilité climatique.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Gestion des eaux minières contaminées

Les eaux minières se répartissent en deux catégories : les eaux de drainage, soit de ruissellement, et les eaux de procédés de séparation du minerai. Durant l'extraction et la transformation des minéraux, ces eaux peuvent être contaminées par diverses substances nocives, y compris des produits chimiques utilisés dans les processus d'enrichissement des minerais (Phillips, 2016).

Différentes composantes hydrologiques sont à l'origine des eaux minières. Les eaux de surface sont issues principalement des précipitations, telles que la pluie et la neige, qui s'accumulent sur les sites miniers. Le ruissellement depuis des zones situées en amont dans les bassins versants peut également constituer un apport en eau vers les sites miniers. Ces eaux présentent généralement une réponse dynamique aux conditions climatiques, avec notamment des étiages marqués à la fin de l'été, des hautes eaux automnales et des crues printanières (Quenet, 2014). Les eaux souterraines des sites miniers peuvent être issues de la recharge récente ainsi que de l'écoulement des eaux plus anciennes au sein des aquifères de roc fracturé. Ces eaux peuvent être pompées lors des opérations de dénoyage sur les sites actifs (Cloutier et al., 2013). De façon générale, la variabilité saisonnière dans les niveaux et la composition chimique des eaux souterraines est atténuée et déphasée par rapport à celle des eaux de surface (Labell, 2022).

L'industrie minière, par son activité, modifie significativement le paysage hydrologique, instaurant un système de gestion de l'eau d'une grande complexité (Milaras et al., 2014). La composition des eaux minières varie en fonction de facteurs tels que le type de gisement minéral et les méthodes d'exploitation employées. La présence de minéraux sulfureux peut par exemple considérablement altérer la qualité de l'eau (Ardelan et Steinnes, 2010). Les contaminants présents dans les eaux minières peuvent être classés en solubles, insolubles et radioactifs (Mohsin et al., 2021). Les contaminants solubles comprennent notamment les acides résultant de l'oxydation des sulfures au contact de l'air et à la présence des eaux, les métaux lourds et autres substances issues du traitement des minerais, souvent associés au DMA (Liu et al., 2019). Les contaminants peu solubles, quant à eux, se présentent sous forme de particules en suspension, augmentant la turbidité de l'eau et pouvant conduire à l'ensablement lors de leur dépôt (Anawar, 2015). Au Québec, la gestion des rejets miniers est encadrée par la Directive 019 sur l'industrie minière, publiée par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs

(MELCCFP) dans sa nouvelle version de 2025. Ces réglementations définissent les normes à respecter avant tout rejet d'effluents miniers dans l'environnement. Elles précisent les exigences en matière de suivi environnemental ainsi que les seuils limites admissibles pour certaines substances potentiellement nocives contenues dans ces effluents (Tableau 2.1).

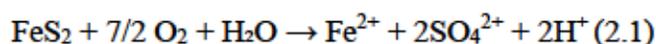
Tableau 2.1 : Exigences au point de rejet de l'effluent final (D019), version 2025.

| Paramètre | Colonne I concentration moyenne mensuelle acceptable | Colonne II concentration maximale acceptable |
|-------------------------|--|--|
| Arsenic extractible | 0,1 mg/L | 0,2 mg/L |
| Cuivre extractible | 0,1 mg/L | 0,2 mg/L |
| Fer extractible | 3 mg/L | 6 mg/L |
| Nickel extractible | 0,25 mg/L | 0,5 mg/L |
| Plomb extractible | 0,08 mg/L | 0,16 mg/L |
| Zinc extractible | 0,4 mg/L | 0,8 mg/L |
| Cyanures totaux | 0,5 mg/L | 1 mg/L |
| Hydrocarbures (C10-C50) | ----- | 2 mg/L |
| Matières en suspension | 15 mg/L | 30 mg/L |

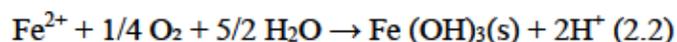
2.2 Le drainage minier acide

Le DMA se caractérise par un pH acide, une CE élevée et des concentrations importantes en métaux et en sulfates (Nordstrom et Alpers, 1999). Le DMA se produit en l'absence de minéraux neutralisants suffisants, laissant les sulfures dans les résidus miniers ou les roches stériles s'oxyder au contact d'oxydants tels que l'oxygène atmosphérique (Janowicz, 2011). Au Québec, un effluent minier est considéré acide si son pH est inférieur à 6, selon la Directive 019 (MELCCFP, 2025).

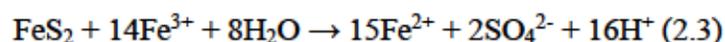
Le processus d'oxydation des sulfures est complexe et comporte plusieurs étapes. Il a été particulièrement étudié pour l'oxydation de la pyrite, le sulfure le plus courant dans la croûte terrestre (Nordstrom et Alpers, 1999). Dans une première étape, la pyrite (FeS_2) subit une oxydation directe en présence d'oxygène, ce qui produit des ions ferreux (Fe^{2+}) et des ions sulfate (SO_4^{2-}), comme le montre l'équation 2.1 (Nordstrom et Alpers, 1999) :



Ensuite, le Fe^{2+} libéré peut s'oxyder en Fe^{3+} en présence d'oxygène. Ce Fe^{3+} peut ensuite précipiter sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en libérant des ions H^+ , à condition que le pH soit suffisamment élevé (équation 2.2) (Nordstrom et Alpers, 1999) :



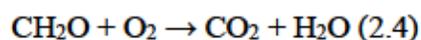
Lorsque le pH diminue, le Fe^{3+} peut oxyder directement la pyrite, accélérant ainsi la génération de DMA par une série de réactions autocatalytiques. Cette réaction est illustrée par l'équation 2.3 (Nordstrom et Alpers, 1999) :



La génération de DMA est d'autant plus efficace que le pH est bas. L'activité bactérienne joue également un rôle de catalyseur dans ces réactions. En particulier, la bactérie *Acidithiobacillus thiooxidans* peut catalyser l'oxydation du soufre, tandis que *Acidithiobacillus ferrooxidans* peut accélérer l'oxydation du fer ainsi que des différentes formes de soufre (Temple et Colmer, 1951).

2.3 Couverture organiques et mode de fonctionnement

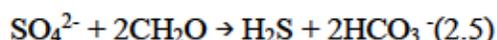
Le traitement du DMA à l'aide de couvertures organiques est une méthode innovante mise en œuvre au site de la mine East Sullivan, au Québec (Aubertin et al., 2003) La couverture organique a été développée dans le but de prévenir l'oxydation des sulfures dans les résidus miniers tout en offrant un environnement réducteur favorable au contrôle du DMA (Demers et al., 2009). La couverture, composée principalement de déchets forestiers (écorces, sciures), favorise un milieu réducteur en consommant l'oxygène disponible, ce qui limite les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux ainsi que la génération d'acide sulfurique. Ces couvertures créent de surcroît un environnement favorable à la réduction des sulfates et à la précipitation des métaux dissous, contribuant ainsi à la réhabilitation des eaux contaminées (Germain et al., 2009). La couverture de déchets ligneux a pour rôle de prévenir l'oxydation des sulfures dans les résidus miniers en bloquant l'infiltration d'oxygène. Ce milieu réducteur favorise la consommation de l'oxygène disponible par l'oxydation du carbone organique (Germain et al., 2009) :



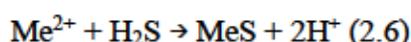
Cette réaction libère du CO_2 , qui favorise la dissolution de la calcite (CaCO_3), ce qui augmente l'alcalinité et le pH dans les zones où l'eau s'infiltré. De plus, les bactéries réductrices de sulfates (BSR) utilisent le soufre des sulfates pour réduire les métaux dissous comme le fer, le cuivre et le

zinc, en précipitant ces métaux sous forme de sulfures métalliques (FeS, ZnS, etc.) dans des conditions anaérobies (Germain et al., 2009) (Tableau 2.2). Les bactéries sulfato-réductrices utilisent les composés organiques présents dans la couverture pour réduire les sulfates, produisant ainsi du sulfure d'hydrogène (H₂S) et de l'alcalinité sous forme de bicarbonate (Tassé, 2004), (Tableau 2.2) :

Réduction des sulfates (et minéralisation de la matière organique, par oxydation):



Précipitation des métaux :



Ces réactions réduisent les concentrations de métaux dissous, abaissant la charge en polluants des eaux. Les métaux dissous tels que le Fe²⁺, le Zn²⁺ et le Cu²⁺ précipitent sous forme de sulfures métalliques insolubles dans des conditions réductrices, ce qui réduit leur concentration dans les eaux souterraines et de surface (Germain et al., 2009) (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Processus de neutralisation et leur impact sur les effluents miniers.

| Processus | Résultat | Impact sur les effluents |
|------------------------------|--|--------------------------------------|
| Consommation d'oxygène | Limitation de l'oxydation des sulfures | Réduction de la production d'acidité |
| Réduction des sulfates | Précipitation des métaux lourds | Amélioration de la qualité des eaux |
| Augmentation de l'alcalinité | Neutralisation de l'acidité | Stabilisation du pH des eaux |

L'installation d'une couverture organique ou d'une barrière contre l'oxygène ne met pas immédiatement fin au DMA. Avant que la couverture ne puisse pleinement agir, les eaux souterraines acides doivent être évacuées des résidus miniers. Les zones à risque sont celles où l'alcalinité est rapidement épuisée, comme près des digues ou dans les zones à haute conductivité hydraulique, où l'oxygène favorise l'altération des résidus. Les eaux provenant de ces zones peuvent nécessiter un certain temps avant d'atteindre un pH neutre, en fonction de leur interaction avec les matériaux minéraux. Les simulations montrent que le temps de purge des eaux acides varie de quelques mois à plusieurs années, selon la localisation (Chippaux et al., 2002).

2.4 Variabilité climatique

Il est impératif de distinguer nettement la climatologie de la météorologie pour mieux appréhender les effets potentiels de la variabilité climatique sur les eaux minières et leur gestion. La météorologie étudie les fluctuations quotidiennes des éléments climatiques tels que la température, les précipitations, les vents et l'humidité (Charron, 2016). La climatologie s'attarde à ces mêmes fluctuations mais sur une durée plus longue, à l'échelle des années, des décennies et davantage. Ces variations peuvent résulter de phénomènes chaotiques et imprédictibles désignés par l'expression « variabilité naturelle du climat » (IPCC, 2021). Toutefois, certains de ces changements sont le fruit de cycles reconnaissables, comme le cycle solaire ou la saisonnalité des courants marins (Pearce et al., 2011). La variabilité climatique est associée à l'évolution à long terme de paramètres climatiques tels que la température et les précipitations. Ces paramètres sont couramment observés sur une période de 30 ans. Ainsi, pour caractériser les variabilités climatiques, il est essentiel d'examiner les données climatiques sur une longue période et d'identifier des tendances qui se distinguent des variations météorologiques éphémères (Roy et al., 2016). Les normales climatiques sont définies comme étant la moyenne des conditions météorologiques relevées sur un intervalle historique de 30 ans, reflétant ainsi les conditions typiquement attendues dans une région précise. En d'autres termes, les données climatiques actuelles sont mises en perspective avec celles recueillies historiquement, principalement grâce aux stations météorologiques préexistantes (Roy et al., 2017). Dans son évaluation, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a identifié plusieurs facteurs d'impact liés au changement climatique (GIEC, 2014). Parmi ceux-ci figurent une tendance à la hausse des températures, qui entraîne la fonte des calottes glaciaires et du pergélisol, avec pour conséquence une élévation du niveau global de la mer. Les températures extrêmes, l'assèchement dans certaines régions, ainsi que l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements climatiques extrêmes (ex. précipitations accrues, cyclones, inondations, vents violents et tempêtes) sont également soulignés. En parallèle, l'acidification des océans et la fertilisation accrue due au CO₂ constituent des changements significatifs pour les écosystèmes marins et terrestres (GIEC, 2014). L'ampleur de l'augmentation des températures est due aux émissions de gaz à effet de serre (GES) et aux niveaux d'aérosols (GIEC, 2014). En utilisant la période de référence 1986-2005, les modèles combinés prévoient un réchauffement global moyen compris entre 1,4 et 2,6 °C d'ici 2046-2065 et entre 2,6 et 4,8 °C d'ici 2081-2100 (GIEC, 2014).

Une augmentation de la fréquence des inondations, tempêtes, glissements de terrain, sécheresses, températures extrêmes et incendies de forêt a été observée pour la période 2000-2007 par rapport à 1970-1979 (WWAP, 2012). Les augmentations de température dans les régions proches des pôles, y compris les juridictions canadiennes, devraient être plus importantes que la moyenne globale en raison de la diminution de l'étendue, de l'épaisseur et de la durée de présence du couvert neigeux et de la glace, réduisant ainsi la réflexion du rayonnement solaire entrant (GIEC, 2014). De 1948 à 2012, le Canada a connu des augmentations de température deux fois supérieures à la moyenne mondiale, avec des communautés au nord du 60e parallèle se réchauffant 2,5 fois plus (Environnement Canada, 2014 ; Pearce et al., 2011). La figure 2.1 superpose les emplacements des mines avec une projection des variabilité climatique (ECCC, 2017), montrant que les mines canadiennes seront affectées par le changement climatique. Un rapport complet sur les projections climatiques et leurs implications pour le Canada a été produit par Environnement Canada (2016).

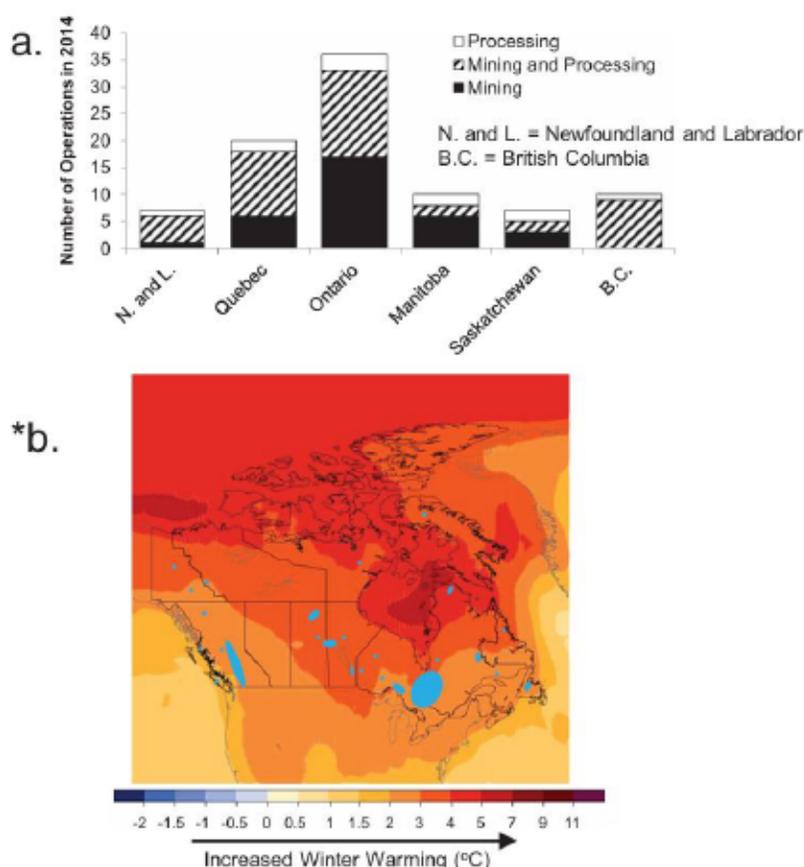


Figure 2.1 : Analyse comparative des opérations minières et de traitement dans les provinces canadiennes en 2014 et prévision des variations de température hivernale (2046-2065 par rapport à 1986-2005) (tiré de Pearce et al., 2009).

Les projections concernant les changements temporels dans la disponibilité de l'eau sont moins précises que les projections concernant les températures (Pearce et al., 2009; Warren et Lemmen, 2014). L'incertitude résulte des hypothèses concernant les facteurs pouvant influencer les niveaux de précipitations (par exemple, l'utilisation des terres et les aérosols) et au fait que les interactions entre les variables qui affectent les niveaux de précipitations ne sont pas toujours linéaires (Phillips, 2016; GIEC, 2014). De plus, étant donné que d'autres variables (ex. variations saisonnières, taux d'évapotranspiration) influent sur la disponibilité de l'eau, une augmentation annuelle des précipitations ne se traduit pas nécessairement par une augmentation de la disponibilité de l'eau tout au long de l'année (Environnement Canada, 2016). Le Canada devrait connaître une augmentation de précipitations annuelles en moyenne, mais des variations régionales et saisonnières sont attendues et une diminution de la disponibilité de l'eau est prévue dans certaines parties du sud du Canada (Environnement Canada, 2016 ; Warren et Lemmen, 2014).

Les impacts des changements climatiques sur les sites miniers suscitent l'intérêt de la communauté scientifique et de l'industrie. Par exemple, ces dernières années, les exploitants de la mine Nickel Rim (Sudbury, Ontario) ont observé une augmentation des cycles de gel-dégel et un dégel printanier plus précoce, des phénomènes ayant un impact sur les conditions environnementales du site (Labonté-Raymond, 2020). Il incombe également de souligner qu'une augmentation des précipitations en hiver et au printemps et une intensification des précipitations extrêmes est prévue (Wang et al., 2016). De tels phénomènes pourraient significativement impacter la quantité et la qualité des eaux minières.

2.5 Effet de la variabilité climatique sur la qualité des eaux minières

De manière générale, les concentrations des ions majeurs dans les eaux fluviales varient inversement avec les débits, illustrant ainsi l'effet de dilution exercé par les eaux naturelles en période de crue (Rosa et al., 2012). Probst et Probst (2015) ont quantifié les concentrations moyennes mondiales des ions majeurs présents dans les eaux de pluie, des rivières et des océans (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Moyennes globales des concentrations des eaux de pluie, des rivières et des eaux de l'océan en éléments majeurs (mg/L) (tiré de Probst et Probst, 2015).

| Milieu | SiO ₂ | Ca | Mg | Na | K | Cl | SO ₄ ²⁻ | CID | COD |
|-------------------------------|------------------|------|------|-------|-------|-------|-------------------------------|------|------|
| Précipitations atmosphériques | 0,3 | 0,31 | 0,26 | 1,46 | 0,135 | 2,6 | 1,37 | 0,20 | 1,93 |
| Fleuves et rivières | 10,4 | 13,5 | 3,6 | 7,4 | 1,35 | 9,6 | 8,7 | 10,2 | 5,37 |
| Océans | 4,24 | 400 | 1336 | 11500 | 390 | 19775 | 2784 | 25,1 | 0,94 |

Les variations spatiales des concentrations de substances dissoutes dans les eaux naturelles sont généralement influencées par quatre principaux facteurs : (1) la température, (2) l'intensité et la composition chimique des précipitations, (3) la nature des substrats géologiques sujets à l'altération, et (4) les processus d'évaporation et de précipitation, particulièrement dans les régions à climat aride et semi-aride (Ouhmidou et al., 2015). En général, des températures élevées et des précipitations abondantes accélèrent les processus d'altération chimique. La susceptibilité des minéraux à l'altération suit l'ordre suivant : minéraux carbonatés > silicates mafiques > feldspaths > quartz (White et al., 1999). Les bassins versants constitués de roches sédimentaires carbonatées sont plus sujets à l'altération chimique que ceux composés de roches volcaniques, elles-mêmes plus vulnérables que les formations plutoniques (Singh et al., 2011). Les taux d'altération chimique varient, avec des estimations pour les roches granitiques au Canada situées entre 0,35 et 1,55 t/km²/an (Milot et al., 2002).

2.5.1 Température et solubilité

La solubilité et la mobilité des contaminants peut être influencée par les variations de température. Une recherche menée dans le centre-sud du Montana a révélé des modifications significatives dans la rétention du Cu et du Zn dans une zone affectée par le DMA, avec un pH variant entre 3 et 7. Les résultats ont démontré qu'une eau plus chaude favorise une augmentation de la vitesse de formation de l'oxyde de Fe (III) (Panagopoulos, 2021). Les mêmes auteurs ont identifié une adsorption plus élevée de Cu et de Zn à des températures plus basses. Il est important de noter que le Cu et le Zn adsorbés sur l'oxyde de fer (III) à des températures plus élevées ne se désorbent pas avec une baisse de la température. Il a également été observé que la quantité de métaux relâchés des sédiments peut augmenter avec la hausse de la température. Une étude en conditions contrôlées

a pour sa part révélé une libération accrue de Cd, Cu et Zn des sédiments fluviaux incubés à 20°C comparativement à 5°C (MontaACs, 1995).

D'autre part, une augmentation des concentrations de Cu et de Mn a été enregistrée à 1 m de la surface des sédiments de Long Island Sound pendant la saison estivale. Cette libération de Cu, qui résulte de la dissolution des oxydes de Mn, est fortement influencée par la température et présente une corrélation inverse avec les niveaux d'O₂ dans les sédiments de fond (Solgi, 2006).

Les températures froides (moyenne annuelle de 5 à 15 °C, avec une moyenne de -15 °C d'octobre à mai) sont responsables d'avoir ralenti les taux d'oxydation du Fe (II) dissous dans un cours d'eau à Howard's Pass, dans le sud-est du Yukon (Gault et al., 2015). Dans une autre étude, le taux d'oxydation de la pyrite était corrélé à la réduction du nitrate dans l'effluent avec une température moyenne d'environ 9 °C (Nielsen et al., 2023). Le taux d'oxydation a augmenté d'un facteur de 1,8 pour chaque augmentation de température de 10 °C dans l'intervalle de 9,1 à 28,9 °C. La température maximale apparente pour le processus a été observée à 40,6 °C, où le taux de réaction était inférieur à ce qui était attendu, probablement en raison d'une activité microbienne limitée à cette température élevée (Nielsen et al., 2023).

2.5.2 Précipitation et mobilisation des métaux lourds

Une étude conduite sur un cours d'eau touché par le DMA dans la région centrale des montagnes Rocheuses du Colorado a révélé une augmentation significative des concentrations de métaux sur une période de 30 ans, avec une hausse de 350 % durant les périodes de faible débit et de 200 % lors des périodes de fort débit (Sakizadeh, 2016). Cette augmentation a été attribuée à une altération plus importante des roches sulfureuses provoquée par la fonte du pergélisol et une diminution des niveaux de neige et de précipitations, engendrant une baisse de la nappe phréatique. Dans ce contexte, un avancement du dégel printanier de 15 jours au cours des trois dernières décennies, accompagné d'une augmentation des températures estivales, semble avoir réduit le débit des cours d'eau et amplifié les concentrations de Zn dans les eaux affectées par le DMA (Lynch et al., 2014).

Par ailleurs, dans une région minière riche en sulfures en Espagne, les niveaux de production de DMA ont varié au fil des années, une variation influencée principalement par les précipitations et les changements dans les taux d'altération minérale (Cánovas et al., 2021). Sur une période de quatre ans, l'évolution de la production de DMA a suivi trois phases distinctes, toutes influencées par les précipitations. La première phase correspond à la dissolution de la pyrite et des minéraux

associés sous l'effet des apports hydriques. La deuxième phase est caractérisée par la précipitation et la redissolution de sels évaporitiques en fonction des cycles d'humidité. Enfin, la troisième phase reflète des variations à long terme, directement liées à l'intensité et à la fréquence des précipitations. Dans cette zone, le débit a varié de 150 L/s à près de 400 L/s, et la charge d'acidité nette a oscillé entre approximativement 200 et 1600 kg par jour (Miller et Hutchins, 2017).

2.5.3 Impact hydrologique sur les conditions redox

Les variations climatiques peuvent influencer la disponibilité de l'oxygène dissous et les conditions d'oxydoréduction dans les eaux de surface et souterraines. Les crues et l'excès d'eau peuvent occasionner des conditions réductrices. Ces conditions favorisent la dissolution réductrice des oxydes de Fe et de Mn ainsi que la libération de métaux jusqu'alors séquestrés. À long terme, la formation de sulfures et d'autres minéraux réduits peut neutraliser les métaux qui ont été solubilisés. En revanche, la baisse des niveaux d'eau peut engendrer des conditions plus oxydantes, favorisant la précipitation d'oxydes et l'altération des sulfures.

2.5.4 Événements extrêmes et contamination des eaux

Les événements extrêmes comme les précipitations intenses et les sécheresses peuvent impacter la qualité des eaux minières. Par exemple, un épisode de sécheresse peut engendrer une augmentation de la concentration des substances dissoutes dans l'eau en raison de l'évaporation et de l'absence de dilution. Les ions dissous peuvent rivaliser avec les oxyanions d'arsenic et de sélénium pour les sites de sorption, provoquant ainsi une mobilité accrue de ces éléments. Par exemple, les ions PO_4^{3-} peuvent rivaliser avec la sorption de l'As(V) sur des matériaux neutralisants (Dallaire, 2019). De plus, une compétition dépendant du pH est observable entre l'As (V), l'As (III) et les ions PO_4^{3-} pour les sites de sorption de la ferrihydrite dans des gammes de pH de 4 à 10, ainsi qu'entre l'As (III) et le sulfate à des pH inférieurs à 7 (Idrissy et Connelly, 2012).

Les modes de précipitation peuvent considérablement affecter les concentrations de contaminants en solution. On remarque souvent une augmentation des niveaux de métaux après la première averse suivant une période de sécheresse, en partie due au lessivage des sédiments, phénomène connu sous le nom d'événement de premier lessivage. En revanche, une hausse du débit d'eau entraîne souvent un effet de dilution et une baisse des concentrations en métaux et métalloïdes, probablement due au transport des contaminants lorsque les précipitations sont plus soutenues sur

une longue durée (Tableau 2.4) (Cánovas et al., 2016). Des augmentations significatives des concentrations en métaux ont été constatées lors des averses après une sécheresse prolongée dans divers types de climats humides, arides à semi-arides et méditerranéens (Fourie et al., 2015). L'évènement de premier lessivage se manifeste en deux phases. Durant les périodes sèches, les minéraux naturels et les résidus miniers subissent une altération continue, accumulant ainsi des produits solubles dans l'eau. Ces produits sont ensuite rapidement solubilisés et emportés lors du premier épisode pluvieux intense, causant une hausse brusque des concentrations en métaux et métalloïdes, particulièrement visible lorsque les niveaux des cours d'eau et rivières montent (McCullough et al., 2019). Dans la région de la mine de Zn-Cu de Sherritt Gordon, située au Manitoba (Canada), des sels efflorescents tels que la mélanterite, la rozenite et la copiapite se sont formés en périodes sèches (Ardelan et Steinnes, 2010). Ces minéraux immobilisent le SO_4^{2-} , le Fe, et d'autres métaux, mais leur haute solubilité les rend susceptibles à la remobilisation lors d'épisodes pluvieux ou de fonte des neiges. Il est à noter que le phénomène de premier lessivage n'est pas observé dans les régions où les fortes précipitations sont fréquentes (Potvin, 2013).

Les précipitations et les hauts niveaux d'eau peuvent diluer les contaminants, tandis que les bas niveaux d'eau peuvent les concentrer. On constate une concentration des contaminants lorsque les niveaux d'eau baissent et une dilution lorsqu'ils montent dans les rivières et les cours d'eau (Tableaux 2.4-2.5) (Ross et al., 2019). Par exemple, pour une rivière au Colorado, les concentrations les plus faibles d'Al, Ca, Mg, Mn, SO_4^{2-} et Zn sont observées de mai à juillet, période où le débit de la rivière est à son maximum. Des fluctuations semblables ont été observées à la mine de Rum Jungle en Australie où une multiplication par 220 des concentrations de Zn et par 370 des concentrations de Cu a été observée pendant la saison sèche comparativement à la saison humide (Solgi, 2006). Les Tableau 2.4 et Tableau 2.5 présentent des exemples tirés de la littérature illustrant comment le régime hydrique influencé par le climat affecte le pH ainsi que la concentration des contaminants dissous dans les zones affectées par le DMA. Le Tableau 2.4 met de l'avant des cas étudiés dans la littérature relativement à l'assèchement de sites, tandis que le Tableau 2.5 présente des exemples d'autres recherches détaillant des cas de sites où les précipitations et les hauts niveaux d'eau ont dilué les concentrations de contaminants comme les métaux, les métalloïdes et les sulfates.

Tableau 2.4 : Site soumis à l'oxydation en périodes sèches (inspiré de Odell et al., 2018).

| Localisation | Description du site et de l'effet d'un assèchement lié aux variabilités climatiques | Références |
|--|--|-------------------------|
| Snake River, Colorado, États-Unis (montagnes Rocheuses) | En septembre (un mois de faible débit) au cours des 30 dernières années, les concentrations dissoutes de Zn, Mn, Ca et SO_4^{2-} ont augmenté significativement de 350 %, 400 %, 100 % et 150 % respectivement, ce qui était lié à une diminution du pH de 3,4-3,8 en 2006 par rapport à 3,8-4,4 dans les années 1980. La fonte du pergélisol, la faible quantité de neige et la fonte précoce de la neige ont entraîné une baisse du niveau de la nappe d'eau, exposant ainsi le matériau de subsurface à l'oxygène, ce qui a provoqué la formation de DMA dans les zones plus élevées de la rivière. Le dessèchement d'une zone humide a également créé des conditions d'oxydation, ce qui, associé à l'apport d'eau souterraine acide, a libéré du Zn précédemment séquestré ainsi que d'autres métaux (à l'exception du Fe). La fonte du pergélisol peut également devenir une source supplémentaire de minéraux, ce qui augmente les concentrations de fond. | (Pour et al., 2020) |
| Questa, Nouveau-Mexique, États-Unis | Les périodes plus sèches ont provoqué l'accélération de l'oxydation de la pyrite, formant ainsi plus de schwertmannite, de jarosite et de mélanothérite. | (Cánovas et al., 2021a) |
| Spring Creek, Iron Mountain, Californie, États-Unis | La dissolution des sels efflorescents présents sur les stériles, les résidus miniers, dans l'installation de précipitation du cuivre et le long du canal augmente l'acidité et les concentrations de métaux après un épisode de fortes précipitations. | (Boo et al., 2020) |
| Contrary Creek, Virginie, États-Unis | Le lessivage des résidus miniers métalliques augmente la concentration de métaux (Fe, Zn, Cu) dans le ruisseau au début des épisodes de tempête de pluie en raison de la dissolution des sels efflorescents. | (Phillips, 2016) |
| Rum Jungle, Australie | Entre 2007 et 2011, sur un site minier abandonné depuis 1975, les concentrations maximales de Fe et As ont été observées avant le pic de débit, probablement en raison de l'oxydation de la pyrite et de la dissolution de minéraux secondaires. Les concentrations d'Al, de Cu et de Zn libérées avec des volumes de débit élevés sont probablement dues à la dissolution de sels efflorescents. | (Cánovas et al., 2021) |
| Mine de charbon Stockton, côte ouest de l'île du Sud, Nouvelle-Zélande | Dans une mine de charbon active, qui contenait des résidus sulfureux (pyrite), pendant la pluie, il a été conclu que la pluie aggrave le DMA. Des événements de fortes précipitations ont libéré 20 tonnes/h de SO_4^{2-} , 50 tonnes/h de sédiments en suspension, 1 tonne/h d'Al dissous et 0,8 tonne/h de Fe dissous. Bien que la pluie ait dilué les contaminants qui étaient déjà présents, la quantité nette de contaminants indiquait que le SO_4^{2-} était libéré à partir de roches pyriteuses altérées, car les concentrations de SO_4^{2-} étaient plus élevées que prévu après avoir pris en compte la dilution. Les concentrations d'Al étaient positivement corrélées aux concentrations de SO_4^{2-} , ce qui indique la dissolution de minéraux comme la kaolinite, la vermiculite, des carbonates et la muscovite. Le rejet est traité dans une usine de dosage de calcaire. | (Pohle et al., 2014) |

Tableau 2.5 : Exemples de l'effet d'une modification du régime hydrique liée aux variabilités climatiques sur la génération de DMA.

| Localisation | Description du site et de l'effet d'une modification du régime hydrique liée aux variabilités climatique | Références |
|--|---|------------------------|
| Elliot Lake, Ontario, Canada | Les fluctuations saisonnières modifient les concentrations des solutés dans l'eau recouvrant les résidus d'U riches en sulfures. Les concentrations sont plus élevées à la fin de l'automne après la diminution des niveaux d'eau pendant l'été, et plus faibles en avril et en mai en raison de la dilution due à la fonte printanière. | (Faubert, 2012) |
| Spring Creek, Iron Mountain, Californie, États-Unis | Les niveaux d'eau plus bas ont entraîné des concentrations plus élevées de SO_4^{2-} et de métaux dans Spring Creek. | (Pohle et al., 2014) |
| Questa, Nouveau-Mexique, États-Unis | La CE dans la rivière Rouge a diminué en raison de l'eau provenant de la fonte des neiges. | (Cánovas et al., 2021) |
| Rum Jungle, Australie | L'hydrochimie et la composition de la communauté microbienne d'un dépôt de résidus générateurs de DMA ont été surveillées. La dilution a été mise en évidence par un pH plus élevé pendant la saison humide (6,3-6,9) par rapport à la saison sèche (3,16-3,2) ainsi que par une diminution des concentrations d'As, de Zn, de Cu, de Fe, de S et d'Al pendant la saison humide. La richesse des espèces microbiennes et la diversité de la communauté ont également diminué pendant la saison sèche. | (Northey et al., 2019) |
| Mine de charbon Stockton, côte ouest de l'île du Sud, Nouvelle-Zélande | Dans une mine de charbon active, ce sont les variations dans l'intensité horaire des précipitations plutôt que la quantité totale d'eau de pluie qui sont responsables des changements dans la quantité de DMA et sa composition. Lors de fortes pluies, le pH est passé en moyenne de 2,9 à 4-5,5, car l'eau de pluie, qui a un pH de 5,6, dilue le DMA. Le pH élevé peut limiter la dissolution du Fe pendant l'orage, car la jarosite et la schwertmannite précipitent. Des volumes similaires de pluie répartis sur plusieurs jours n'ont pas augmenté le pH, car le DMA à faible pH a eu plus de temps pour interagir chimiquement avec l'eau de la rivière. | (Pohle et al., 2014) |

2.6 Traitement du DMA et variabilité climatique

2.6.1 Traitement du DMA

Le traitement des eaux de drainage acide peut être classé en actif ou passif, biotique ou abiotique. Les principales alternatives pour le traitement passif du DMA sont énoncées dans le tableau Tableau 2.6.

Tableau 2.6: Les types de traitement passif.

| Type de traitement | Nom de la technique |
|-----------------------|---|
| Traitement chimique | Drain anoxique calcaire (DAC) Tranchée oxique calcaire (TOC) Drain oxique calcaire (DOC) |
| Traitement biologique | Bioréacteur passif Barrière réactive perméable (BRP) Marais épurateur (aérobie/anaérobie) |

Les marais épurateurs, ou zones humides artificielles, sont des systèmes de traitement inspirés des milieux naturels, conçus pour épurer les eaux usées domestiques, industrielles ou minières par des processus biologiques, physiques et chimiques. L'eau prétraitée s'écoule à travers un substrat (sable, gravier) planté de végétaux (roseaux, typhas) qui favorisent le développement de micro-organismes dégradant la matière organique, les nutriments (azote, phosphore) et certains contaminants métalliques. Les polluants sont éliminés par filtration, adsorption sur les particules du substrat, absorption par les plantes, ou précipitations chimiques (notamment des métaux comme le Fe et le Mn). Ce procédé passif, à faible coût d'entretien, est particulièrement adapté aux sites éloignés ou aux eaux à faible débit, mais nécessite une grande surface, un bon dimensionnement et peut être affecté par les conditions climatiques (gel, sécheresse) (Bacon et al., 2022).

2.6.2 Gestion des eaux minières contaminées et variabilité climatique

Les variabilités climatiques peuvent engendrer des volumes d'eau supérieurs aux débits anticipés lors de la conception de systèmes de traitement. Un cas illustratif est celui survenu dans la mine de Myra Falls, en Colombie-Britannique, où des précipitations importantes ont imposé des réparations urgentes sur des canaux de dérivation afin d'éviter l'inondation des systèmes de traitement et d'entreposage (Shevenell et al., 1999). En outre, lors de débits élevés, le temps alloué au traitement des eaux dans les systèmes passifs (marais épurateurs) peut se révéler insuffisant. Un

aspect bénéfique de cette augmentation volumétrique est la possible dilution des métaux lourds, dont les concentrations tendent à être plus faibles au printemps en raison de la fonte des neiges et durant les épisodes pluvieux intenses (Mitsch et Wise, 1998). Les épisodes de sécheresse peuvent aussi impacter les systèmes de traitement. Par exemple, les barrières réactives perméables, normalement saturées d'eau, nécessitent un flux d'eau souterraine continu pour fonctionner efficacement. Un assèchement intermittent peut compromettre leur rendement (Paces et al., 2002).

Les caractéristiques du couvert nival peuvent aussi influencer la capacité de traitement des eaux. Les barrières réactives perméables, souvent enfouies, tirent avantage d'une protection naturelle contre le gel. Cependant, une réduction de la couverture neigeuse pourrait exposer ces structures souterraines à des gelées potentielles, comme indiqué dans plusieurs recherches sur les couvertures sèches (Samuel et Christian, 2019). L'augmentation des températures et d'un hiver écourté pourrait influencer le fonctionnement des barrières réactives perméables. Ces conditions pourraient entraîner des concentrations de sulfates plus élevées en automne qu'au printemps, du fait des températures souterraines plus chaudes. D'autres conséquences sont à prévoir dans les zones humides artificielles, dans les taux de réduction des sulfates et de précipitation des métaux en fonction des conditions hydrologiques et thermiques (Milaras et al., 2014). Une augmentation généralisée des températures pourrait accentuer l'activité biologique (Côte et al., 2010).

L'oxydation des minéraux sulfurés est régulée par l'apport en oxygène, qui se produit par diffusion à travers la colonne d'eau et par l'écoulement des eaux souterraines. Le brassage des sédiments peut également influencer l'oxydation des sulfures. La hauteur d'eau dans un lac de fosse joue ainsi un rôle déterminant dans le contrôle du DMA (McCullough et al., 2019).

2.7 Modélisation du bilan hydrique

Le bilan hydrique d'un lac de fosse, également appelé bilan hydrologique, se définit par l'analyse comparative entre la quantité d'eau tombée sur la surface d'un bassin versant et les divers processus de transfert de cette eau, notamment l'évaporation, l'écoulement, l'infiltration, et l'alimentation des eaux souterraines jusqu'au lac de fosse (Dong et al., 2019). Le bilan hydrique peut être formulé pour un intervalle de temps donné (Sánchez-España et al., 2014).

$$\Delta S = P + R_{sin} + GWin - E - R_{sout} + GWout \quad (2.7)$$

où :

Δ : variation de la quantité d'eau dans le lac [$L^3 \cdot T^{-1}$]

P : taux de précipitations directes dans le lac [$L^3 \cdot T^{-1}$]

RS_{in} : taux de ruissellement entrant [$L^3 \cdot T^{-1}$]

GW_{in} : débit des eaux souterraines entrant [$L^3 \cdot T^{-1}$]

E : taux d'évaporation [$L^3 \cdot T^{-1}$]

RS_{out} : taux de ruissellement sortant ou débordement [$L^3 \cdot T^{-1}$]

GW_{out} : débit des eaux souterraines sortant [$L^3 \cdot T^{-1}$]

Un bilan hydrique est dit positif lorsque $\Delta S > 0$ et négatif lorsque $\Delta S < 0$ sur un intervalle de temps donné. De nombreuses approches permettent de déterminer chacune des composantes du bilan hydrique et les plus couramment employées sont décrites ci-dessous.

2.7.1 Ruissellement entrant

Le ruissellement entrant correspond au flux d'eau provenant de la surface du bassin versant lorsque les précipitations ou la fonte des neiges excèdent la capacité d'infiltration du sol. Le ruissellement entrant est donc relatif à l'intensité des précipitations, à la conductivité hydraulique du sol, à la topographie et au degré de saturation de la surface du bassin versant entourant le lac de fosse. Le ruissellement est l'un des principaux facteurs d'érosion des sols, mais aussi de transport de contaminants (McCullough et al., 2019).

La méthode utilisée pour décrire le ruissellement entrant dans un lac de fosse en le définissant en fonction des caractéristiques du bassin versant et des précipitations est la suivante (Solgi, 2009):

$$R_{sin} = CR \cdot P \cdot A_{versant} \quad (2.8)$$

où :

R_{sin} : taux de ruissellement entrant [$L^3 \cdot T^{-1}$]

CR : coefficient de ruissellement [-]

P : précipitations [$L \cdot T^{-1}$]

$A_{versant}$: aire du bassin versant [L^2]

Des abaques peuvent être utilisés afin d'estimer le coefficient de ruissellement (SCS, 1972). Une autre méthode plus précise consiste à utiliser le coefficient d'aptitude au ruissellement (CN) qui se base sur la capacité de recharge d'un bassin versant permettant de différencier le débit de ruissellement suivant la distribution des précipitations au cours du temps (Grgic et al., 2004). Le ruissellement entrant peut être défini par la relation (Boughton, 1989) :

$$\frac{R_{\text{sin}}}{\text{Aversant}} = \frac{(P-Ia)^2}{P-Ia+Srs}, P \geq 0 \text{ Si non } =0 \quad (2.9)$$

où :

Aversant : aire du bassin versant [L^2]

P : précipitations [$L \cdot T^{-1}$]

Srs : rétention d'eau maximale dans le sol [$L \cdot T^{-1}$]

Ia : soustraction initiale [$L \cdot T^{-1}$] ; généralement simplifiée par $Ia = 0,2 Srs$

La rétention d'eau maximale dans le sol (*Srs*) peut être déterminée au moyen du coefficient d'aptitude au ruissellement (CN), un nombre adimensionnel compris entre 30 et 100 et qui croît d'autant plus que le ruissellement potentiel est élevé. Le paramètre *Srs* peut ainsi être défini par la relation suivante (Boughton, 1989) :

$$Srs = \frac{1000}{CN} - 10 \quad (2.10)$$

Le CN peut être déterminé grâce à des abaques à partir du type de surface étudiée et de son groupe hydrologique. L'utilisation du coefficient d'aptitude au ruissellement reste limitée à des études se focalisant spécifiquement sur cet écoulement, car elle requiert une caractérisation précise du bassin versant ainsi que des précipitations horaires au lieu de journalières (McCuen, 2005).

2.7.2 Évaporation

L'évaporation joue un rôle majeur dans le renouvellement des eaux d'un lac de fosse (McJannet et al., 2019). La majorité de l'énergie nécessaire au changement de phase de l'eau de l'état liquide à l'état gazeux (2,4 MJ/kg d'eau) est fournie par la radiation solaire. Un déficit de pression de vapeur d'eau à la surface du lac est également nécessaire pour permettre l'évaporation. En effet, l'air ne peut admettre qu'une quantité limitée de vapeur d'eau caractérisée par la pression de vapeur saturante qui croît de façon exponentielle avec la température. Le vent joue un rôle critique dans l'évaporation et permet de renouveler la couche d'air saturée en eau à la surface du lac de fosse par une couche d'air partiellement saturée, ce qui permet la poursuite de l'évaporation (Thiry et al., 2014). L'évaporation dans un lac de fosse peut être estimée sur le terrain au moyen d'un bac d'évaporation. Un facteur de correction est ensuite appliqué pour estimer l'évaporation à l'échelle du lac (McCullough et al., 2019) :

$$E_{\text{site}} = K \times E_{\text{bac}} \quad (2.11)$$

où :

E_{site} : évaporation sur le site [$L \cdot T^{-1}$]

E_{bac} : évaporation dans le bac d'évaporation [$L \cdot T^{-1}$]

K : facteur de conversion [-]

Pour un bac d'évaporation de classe A, le facteur de conversion est généralement $K = 0,7$, mais cette valeur est propre à chaque site et peut varier suivant la période de l'année. Cette méthode requiert un grand ensemble de données sur tout le site et sur plusieurs années et repose sur l'hypothèse voulant que l'évaporation est un phénomène parfaitement périodique (McJannet et al., 2019). Or, les variabilités climatiques ont un impact non négligeable sur cette dernière, ce qui empêche une modélisation fiable sur le long terme.

2.8 Suivi de la qualité des eaux par télédétection

La télédétection appliquée à la qualité de l'eau est une technique permettant de surveiller et d'évaluer les caractéristiques de l'eau à distance, souvent *via* des satellites. Le principe de base repose sur la mesure de la réflectance de la lumière solaire par la surface de l'eau à différentes longueurs d'onde. Les satellites du programme Copernicus, tels que Sentinel-2 et Sentinel-3, sont équipés de capteurs sophistiqués qui captent ces données de réflectance (Panek-Chwastyk et al., 2024). La réflectance est la fraction de la lumière incidente qui est renvoyée par une surface. Différentes substances dissoutes ou en suspension dans l'eau, telles que les phytoplanctons, la matière organique et les sédiments, affectent la quantité de lumière réfléchi à différentes longueurs d'onde. En analysant les variations de réflectance, il est donc possible de déduire des informations sur la qualité de l'eau (Drusch et al., 2012).

Les satellites Copernicus utilisent des capteurs multispectraux et hyper-spectraux. Par exemple, Sentinel-2 dispose de 13 bandes spectrales couvrant des longueurs d'onde de la lumière visible à l'infrarouge, permettant de détecter des changements subtils dans les propriétés optiques de l'eau. Sentinel-3 est équipé d'un radiomètre et d'un spectromètre pour des mesures plus précises de la couleur de l'eau et de la température de surface (Gilerson et al., 2010). Les équations utilisées pour l'estimation des concentrations et de la présence des éléments dans l'eau sont développées à partir de modèles empiriques ou semi-analytiques. Ces modèles sont calibrés en comparant les mesures satellitaires avec des données de terrain obtenues par des capteurs *in situ*. Les équations relient les

valeurs de réflectance mesurées à des concentrations de différents constituants de l'eau (Gordon, 1997). Plusieurs facteurs influencent la précision de la télédétection de la qualité de l'eau :

- Conditions atmosphériques : les variations atmosphériques, telles que la présence de nuages ou d'aérosols, peuvent altérer les mesures de réflectance. Les algorithmes de correction atmosphérique sont nécessaires pour ajuster ces effets (Morel et Prieur, 1977).
- Caractéristiques de l'eau : la profondeur de l'eau, la présence de vagues, et les propriétés optiques de l'eau influencent la réflectance. Par exemple, les eaux turbides peuvent masquer les signaux des substances dissoutes (Pahlevan et al., 2022).
- Résolution spatiale et temporelle : la résolution spatiale des capteurs détermine la taille minimale des caractéristiques détectables. La fréquence des survols influence la capacité à suivre les changements rapides dans la qualité de l'eau (Greb et al., 2018).

En somme, la télédétection fournit un outil puissant pour la surveillance de la qualité de l'eau à large échelle et en temps quasi-réel. Les progrès dans les technologies des capteurs et les techniques de traitement des données continuent d'améliorer la précision et l'utilité de ces méthodes, contribuant ainsi à la gestion durable des ressources en eau (Gilerson et al., 2010). Les sous-sections qui suivent présentent des exemples d'application concrets.

2.8.1 Estimation des matières en suspension et de la turbidité

Des équations de détection et quantification des MES et de la turbidité peuvent être établies à partir de modèles empiriques. Plusieurs formules spécifiques ont été développées à partir des données de réflectance de Sentinel-2. Ces modèles empiriques utilisent des relations statistiques entre les données de différentes bandes spectrales et les paramètres mesurés *in situ* pour prédire la qualité de l'eau (Tableau 2.7) (Kwong et al., 2022).

Le développement des formules empiriques débute par une analyse exploratoire pour identifier les bandes spectrales corrélées significativement avec les paramètres mesurés, utilisant des statistiques descriptives et des tests de corrélation. Diverses combinaisons de bandes peuvent être explorées pour créer un indice ou un ratio qui maximise les corrélations. Des techniques plus avancées comme la régression linéaire, la régression non linéaire ou l'apprentissage automatique avec des réseaux de neurones artificiels peuvent être employées pour établir des modèles statistiques précis, qui sont par la suite entraînés et validés avec des données historiques ou de terrain. Ces modèles

sont finalement vérifiés et calibrés en comparant les prédictions à des données indépendantes et ajustés selon les variations saisonnières ou spécifiques au site.

Tableau 2.7: Calcul des indices de MES et turbidité (inspiré de Kwong et al., 2022).

| Paramètres | Variables Sélectionnées | Formules | |
|------------|-------------------------|---|---|
| MES | B3, (B3)2, (B3)3 | Ratio Normalisé (i, j) : $\frac{R(i)-R(j)}{R(i)+R(j)}$ | Indice spectral basé sur deux bandes, utilisé pour détecter les matières en suspension en réduisant l'effet des conditions d'éclairage. |
| | B4, (B4)2, (B4)3 | Ratio à Trois Bandes (i, j, k) : $\left(\frac{1}{R(i)} - \frac{1}{R(j)}\right) R(k)$ | Améliore la détection des MES en combinant trois bandes spectrales pour mieux différencier les concentrations |
| | B5, (B5)2, (B5)3 | Hauteur de Ligne (i, j, k): $R(j) - R(i) \frac{(R(k)-R(i))(\lambda(j)-\lambda(i))}{\lambda(k)-\lambda(i)}$ | Prend en compte l'espacement spectral et la variation des réflectances entre plusieurs bandes pour quantifier plus précisément les MES. |
| Turbidité | B3, (B3)2, (B3)3 | Ratio Normalisé (i, j) : $\frac{R(i)-R(j)}{R(i)+R(j)}$ | Similaire à l'indice pour les MES, utilisé pour estimer la turbidité à partir de la réflectance. |
| | (B5)2, (B5)3 | Ratio à Trois Bandes (i, j, k) : $\left(\frac{1}{R(i)} - \frac{1}{R(j)}\right) R(k)$ | Approche avancée pour mesurer la turbidité en utilisant la réflectance de trois bandes spectrales. |
| | (B2, B3, B4) | Hauteur de Ligne (i, j, k) : $R(j) - R(i) - \frac{(R(k)-R(i))(\lambda(j)-\lambda(i))}{\lambda(k)-\lambda(i)}$ | Utilise la variation des réflectances dans plusieurs bandes pour mieux estimer la turbidité. |

Les variations atmosphériques, telles que la présence de nuages ou d'aérosols, peuvent altérer les mesures de réflectance. Les algorithmes de correction atmosphérique sont donc nécessaires pour ajuster ces effets (Greb et al., 2018). Certaines approches de calcul appuyées sur la télédétection ont été vérifiées grâce à des comparaisons avec des approches géochimiques. Cette validation croisée entre les observations de terrain et les données satellitaires est cruciale pour ajuster les modèles prédictifs, réduisant ainsi les écarts entre les valeurs prédites et les valeurs réelles. L'utilisation de données géochimiques (comme dans l'exemple de la Figure 2.2 ci-dessous) permet de calibrer et vérifier les formules empiriques appuyées sur des données de télédétection.

Dans le tableau 2.8, qui montre des modèles d'estimation des MES, les relations entre la réflectance mesurée dans certaines bandes spectrales et les concentrations en MES, il est à noter :

- a (2,67) et b (1,75) sont des coefficients dans les modèles empiriques ou semi-empiriques utilisés pour estimer la concentration de MES à partir des données de télédétection.
- $R(\lambda)$ représente la réflectance de télédétection à une longueur d'onde spécifique λ .

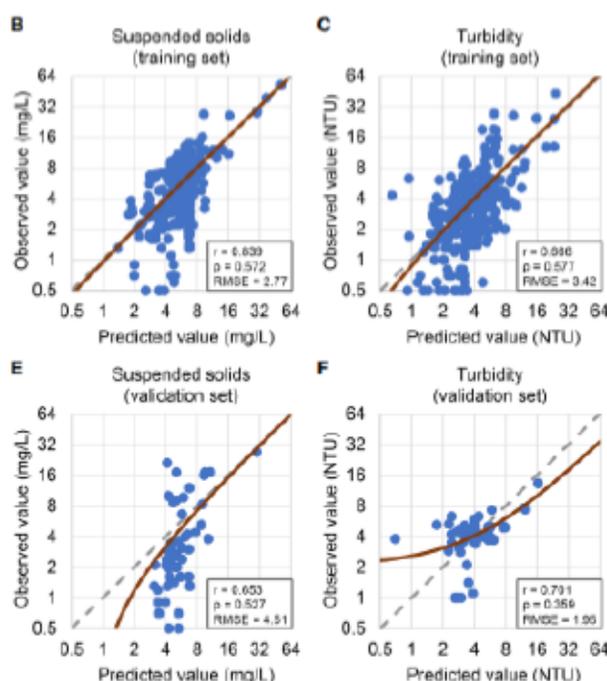


Figure 2.2: Graphiques de corrélation des valeurs prédites et observées de MES et de turbidité en utilisant l'ensemble d'entraînement (A-C) et de validation (D-F) (tiré de Kwong et al., 2022).

Tableau 2.8: Modèles d'estimation de la concentration en MES (modifié de Yang et al., 2022).

| Modèles | R^2 | Satellite |
|---|-------|----------------|
| $\text{Log (MES)} = a + b \times \log R (710)$ | 0,85 | AISA |
| $\{\text{MES}\} = -1,91 \times 1140,25 \times R (645)$ | 0,89 | MODIS |
| $\{\text{MES}\} = 947,579 \times (R (660))^{4,07}$ | 0,65 | SPOT6 |
| $\{\text{MES}\} = \{21428,77 \times R (825)\} \times \{1 - R (825) / 0,21\} - 346,17$ | 0,86 | DEIMOS-1 |
| $\{\text{MES}\} = 3,88 (R (645))^2 + 19,6 R (645)$ | 0,79 | <i>In situ</i> |
| Neural network (MBP) ($\{\text{MES}\}$) | 0,72 | MODIS |

Les modèles présentent des coefficients de détermination R^2 élevés, indiquant une forte corrélation entre les données de télédétection et les mesures *in situ* de MES (Yang et al., 2022). Les modèles empiriques reposent sur des relations statistiques établies à partir de données de terrain, reliant directement la réflectance à la concentration de MES, où $R(710)$ représente la réflectance à

710 nm. Les modèles semi-empiriques combinent des relations empiriques avec des principes analytiques, permettant une meilleure adaptation aux variations régionales et temporelles.

Les bandes spectrales dans les gammes de 580-680 nm et 700-900 nm sont particulièrement sensibles aux changements de concentration de MES. En exploitant cette sensibilité, les modèles d'estimation sont améliorés. Pour vérifier ces modèles, les estimations obtenues sont comparées à des mesures de terrain indépendantes. Des algorithmes spécifiques sont souvent développés pour différentes conditions régionales et types de masses d'eau pour les satellites Sentinel-2, MODIS, AISA, SPOT-6 et DEIMOS-1 (Yang et al., 2022).

2.8.2 Calcul d'indices spectraux pour le pH, la CE, l'oxygène dissous (OD) et la température de l'eau

La régression linéaire multiple peut permettre d'établir des relations quantitatives entre la qualité de l'eau obtenues *in situ* et les valeurs de réflectance des différentes bandes spectrales des images Sentinel-2 (Tableau 2.9). Cette technique permet d'identifier les combinaisons de bandes les plus pertinentes pour prédire les paramètres de qualité de l'eau (Torres-Bejarano et al., 2021).

Tableau 2.9: Détermination d'indices pour l'estimation de la CE, de l'OD, du pH et de la température de l'eau avec des bandes spectrales du satellite Sentinel-2 (inspiré de Torres-Bejarano et al., 2021).

| Paramètre | Bandes utilisés | Justification |
|-----------|--|--|
| CE | B3 (560 nm), B5 (705 nm), B7 (783 nm), B8 (842 nm) | Détecte les variations de clarté influencées par la concentration d'ions en solution. |
| OD | B4 (665 nm), B5 (705 nm), B7 (783 nm), B8 (842 nm), B8A (865 nm) | Exploite la lumière visible et proche infrarouge pour mesurer les variations de la concentration en oxygène. |
| pH | B4 (665 nm), B6 (740 nm), B7 (783 nm), B8 (842 nm) | Sensibles aux changements chimiques qui altèrent la réflectance de l'eau. |

Le Tableau 2.10 détaille les équations et les formules de calcul des indices proposés par Torres-Bejarano et al. (2021) pour la CE, le pH et l'OD.

Tableau 2.10: Indices d'estimation des paramètres de l'eau (Torres-Bejarano et al., 2021).

| Modèle | R ² |
|--|----------------|
| $\text{pH} = 4,925 - 0,03739 \times (\text{B6}/(\text{B4} - \text{B8})) + 2,478 \times (\text{B7}/\text{B6})$ | 0,842 |
| $\text{OD} = -1,687 + 13,65 \times (\text{B5}/(\text{B4} + \text{B8A})) - 0,3714 \times (\text{B4}/(\text{B7} - \text{B8}))$ | 0,778 |
| $\text{CE} = 580,2 - 212,8 \times (\text{B5}/\text{B3}) - 62,7 \times (\text{B7}/\text{B8})$ | 0,735 |

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Site d'étude

Le site minier d'East Sullivan, situé en Abitibi-Témiscamingue (Figure 3.1), a constitué un enjeu environnemental majeur en raison de la contamination des eaux par le DMA. Abandonné en 1966, après 17 années d'exploitation de métaux de base (Cu et Zn) et précieux (Au, Ag), ce site a fait l'objet de plusieurs travaux de restauration depuis les années 1980 afin de limiter la propagation des contaminants et d'améliorer la qualité des eaux contaminées. Les travaux réalisés par le passé (Germain et al., 2004 ; Tassé et al., 2004) ont permis d'évaluer l'efficacité de diverses stratégies de remédiation, notamment l'utilisation de couvertures organiques et de systèmes de recirculation des eaux contaminées. Ces travaux ont mis les bases des méthodes actuelles de gestion du DMA sur le site et constituent un cadre de référence essentiel pour l'étude actuelle, qui vise à évaluer l'évolution de la qualité des eaux en tenant compte de la variabilité climatique.



Figure 3.1 : Localisation du site minier East-Sullivan (modifié de : www.dreamstime.com).

3.2 État du site avant les travaux de restauration

L'état du site minier East Sullivan avant les travaux de restauration est présenté dans le Tableau 3.1 où sont détaillées caractéristiques des rejets miniers, y compris les métaux extraits, la minéralogie des sulfures, ainsi que les paramètres clés influençant le potentiel de génération et de neutralisation de l'acidité. Ces données permettent de mieux comprendre les défis environnementaux liés à la gestion des résidus et leur impact sur la qualité des eaux.

Tableau 3.1 : Etat initial du site East-Sullivan avant les travaux de restauration (inspiré de Germain et al., 2009).

| Caractéristiques | Valeur |
|-------------------------------------|--|
| Métaux extraits | Cu, Zn (Au, Ag) |
| Concentration en sulfures | 3,6 % |
| Minéralogie des sulfures | FeS ₂ (Fe _{1-x} S, CuFeS ₂ , ZnS) |
| Potentiel de génération d'acide | 400 350 t CaCO ₃ |
| Potentiel de neutralisation d'acide | 50 280 t CaCO ₃ |
| Période d'accumulation | 1949-1966 |
| Tonnage | 15 Mt |
| Superficie | 136 ha (+68 ha d'épandage) |
| Morphologie | Plateau de 4-5 m |
| Épaisseur | 2-14 m |

La photo aérienne de 1956 (Figure 3.2-A) montre le site minier East Sullivan en pleine activité, avec un vaste parc à résidus occupant une grande partie de la zone visible. Les teintes claires du parc à résidus indiquent potentiellement des dépôts miniers exposés, sans couverture végétale ni mesures de confinement, favorisant ainsi l'oxydation des sulfures et la production potentielle de DMA. Les infrastructures minières, visibles sur la gauche, témoignent des activités d'extraction et de traitement du minerai, tandis que les routes environnantes semblent servir au transport des matériaux. La transition nette entre le parc à résidus et les zones forestières environnantes met en évidence l'impact localisé des activités minières sur le paysage. L'absence de gestion visible des résidus laisse présager des risques environnementaux significatifs pour les écosystèmes voisins, en particulier pour les cours d'eau et les sols environnants (Figure 3.2-A). La proximité immédiate de la rivière Bourlamaque à ce site suggère que cette dernière était fortement exposée aux eaux de ruissellement contaminées.

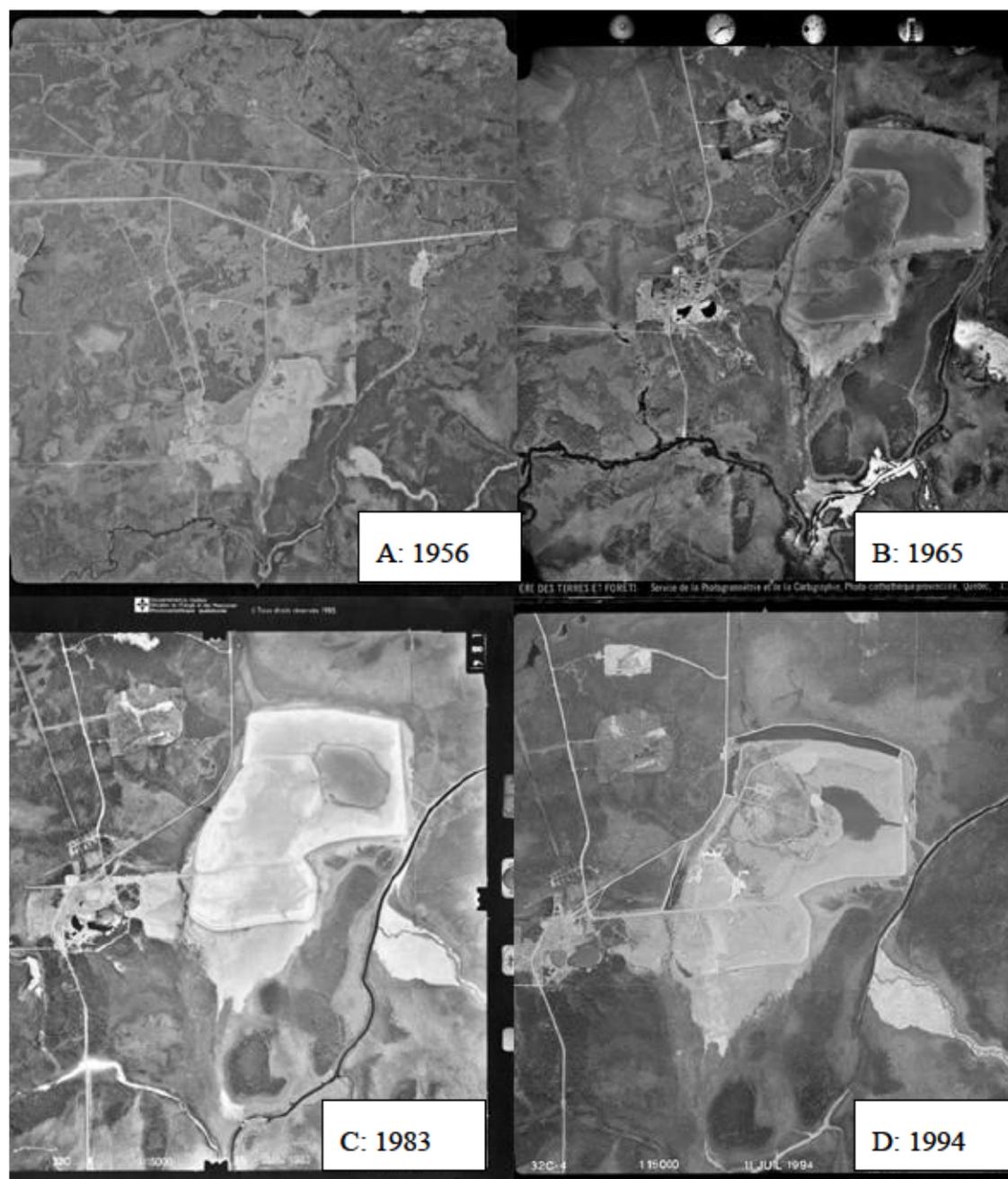


Figure 3.2: Différentes photographies aériennes du site East-Sullivan. A (1 :15000), vue en 1956-06-17. Source : R882A-023-1956-0. Bibliothèque et Archives nationales du Québec (BANQ), B (1 :15840), C (1 :15000), et D (1 :15000) sont vues respectivement en 1965-08-23, 1983-06-25 et 1994-07-11. Sources : Q65249_096, Q83822_177 et Q94511_018, Gouvernement du Québec).

Reproduit avec permission.

La photo de 1965 (Figure 3.2-B), capturée lors de la dernière année d'exploitation de la mine East Sullivan, met en évidence le parc à résidus dans un état de saturation, avec des plans d'eau accumulée à la surface des résidus. Ces eaux, potentiellement chargées en contaminants migraient vraisemblablement depuis le parc à résidus vers la rivière Bourlamaque, comme en témoignent les chemins de ruissellement visibles sur l'image. La zone de contact entre ces chemins de ruissellement et les deux rives la rivière montre une disparition complète de la végétation, un signe d'impact sur l'écosystème riverain. L'image datant de 1983 (Figure 3.2-C) montre que les résidus au sein du parc sont devenus nettement plus clairs, ce qui pourrait s'expliquer par l'oxydation accrue des sulfures exposés à l'air et aux précipitations au fil des années. Certaines zones situées entre le site minier et la rivière Bourlamaque sont devenues plus claires. Cette évolution pourrait être attribuée à une augmentation du lessivage des résidus miniers, qui transporte des particules fines vers les zones naturelles adjacentes. La Figure 3.2-D illustre probablement l'état d'avancement des travaux de confinement des résidus miniers (Tableau 3.2) sur le site East Sullivan. Cette dernière montre une vue générale du site, où les digues entourent le parc à résidus. Ces digues ont été construites pour limiter la migration des contaminants, principalement des métaux lourds et des eaux acides, vers la rivière Bourlamaque visible à proximité. Les plans d'eau à l'intérieur des digues témoignent des accumulations d'effluents, indiquant une tentative de contenir les eaux de ruissellement et de minimiser les impacts en aval (Germain et al., 2009).

Tableau 3.2: Caractéristiques des différentes sections de la couverture organique sur le site East Sullivan (inspiré de Germain et al., 2009 ; Tassé, 2004).

| Région | Période d'accumulation | Types de matière organique résiduelle valorisable | Épaisseur |
|------------|---------------------------------|--|--|
| Nord-Ouest | 1984-1992, puis à faible rythme | Écorces, troncs, déchets de bois pressé, recouverts principalement par des boues d'égout | 0,2 à 6 m (avant 1990) et 2 m (après 1990) |
| Sud | Depuis 1992 | Écorces, sciures, troncs | ≈ 2 m |
| Nord-Est | Depuis 1999 | Écorces | ≈ 2 m |

3.3 Approches de restauration mises en place

Les travaux de réhabilitation ont débuté lors des années 1980 (Germain et al., 2009). La couverture organique à base de résidus ligneux a été introduite dans les années 1980 comme méthode pour prévenir l'oxydation des résidus sulfureux en bloquant l'infiltration d'oxygène. La fermeture de la mine laissait ces résidus acides libres de contaminer l'environnement. Les premières mesures de restauration visaient non seulement l'interruption de l'oxydation des sulfures avec une couverture ligneuse (Figure 3.3), mais aussi l'augmentation de l'infiltration d'eau, ce qui rehaussait la nappe phréatique et purgeait les eaux acidogènes pré-couverture. Un traitement innovateur misant sur la réduction des sulfates a été mis en place, où les effluents acides du parc à résidus étaient recirculés à travers la couverture organique pour assurer leur traitement. Les images des figures 3.3-A et B, prises en octobre 1990, illustrent probablement l'état d'avancement des travaux de recouvrement sur les empilements de résidus sulfurés du site East Sullivan, débutés en 1984. Ces travaux visent à réduire l'impact environnemental des résidus miniers. Les images montrent comment l'eau s'écoule à travers les résidus sulfurés exposés vers la rivière Bourlamaque. Sur les photos, un tracé noir délimite l'avancement de la couverture. Ce recouvrement joue un double rôle essentiel. En créant une barrière physique, il limite le contact des résidus avec l'eau, ce qui réduit le volume d'eau contaminée pouvant s'écouler vers la rivière. De plus, la couverture agit comme une barrière chimique en empêchant l'oxygène atmosphérique d'atteindre les résidus, ralentissant ainsi leur oxydation et donc la production d'acides et de métaux dissous.

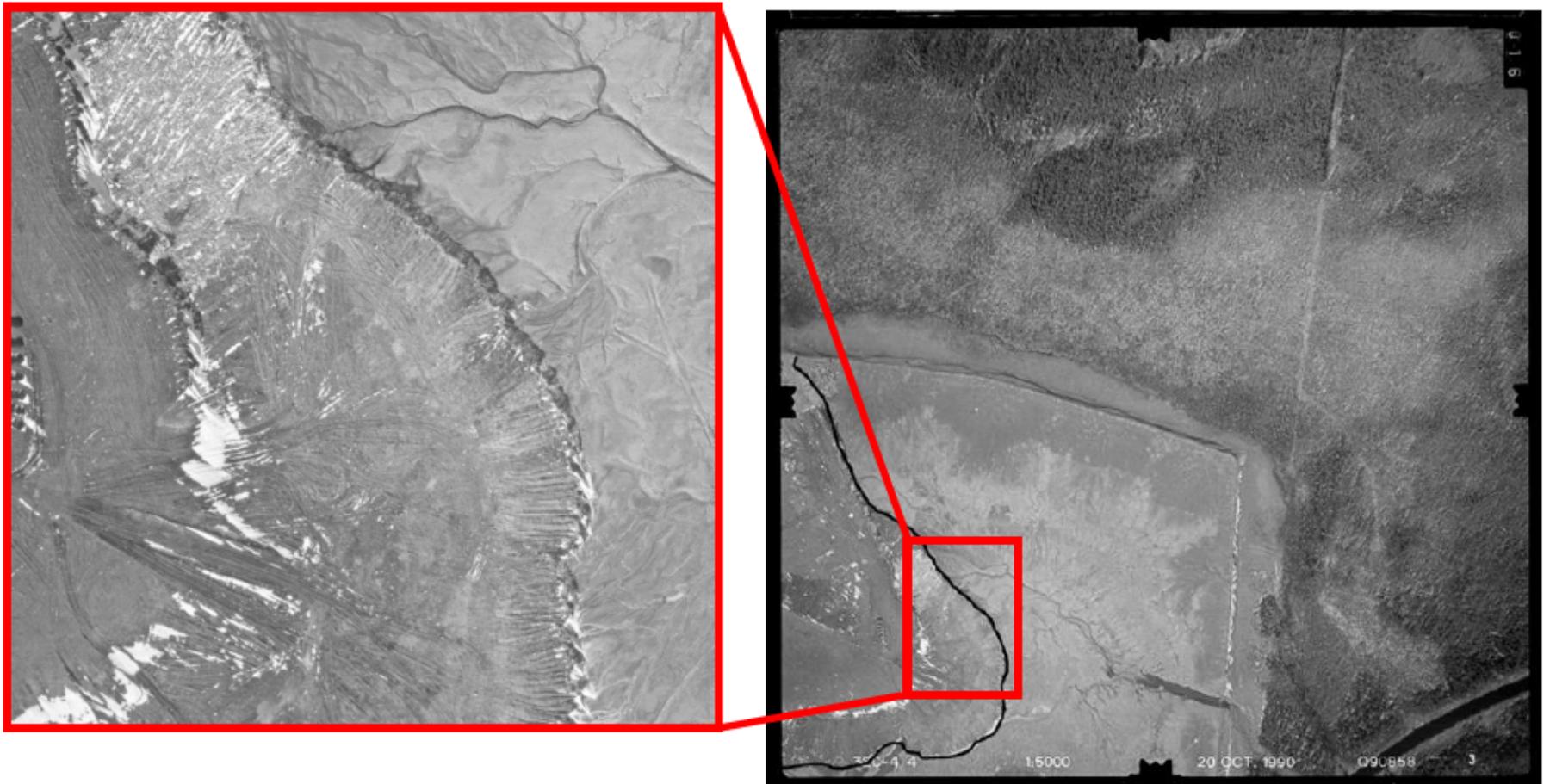
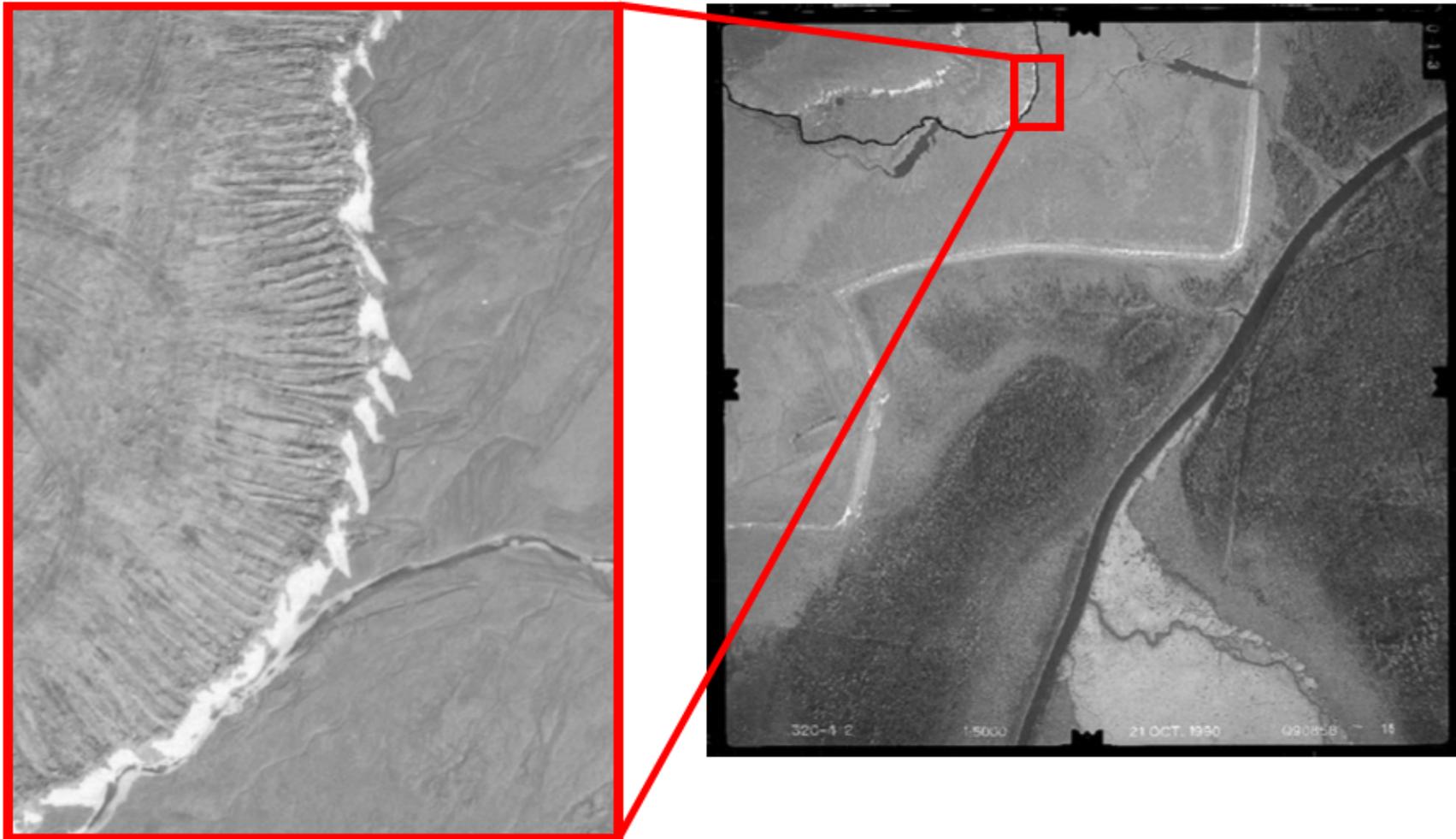


Figure 3.3: A-Vue aérienne de 1990 du site East Sullivan avec un zoom détaillé sur l'avancement de la couverture organique des résidus miniers, (vue le 1990-10-20. Source : Q90858_03. Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission.



B-Vue aérienne de 1990 du site East Sullivan avec un zoom détaillé sur l'avancement de la couverture organique des résidus miniers (vue le 1990-10-21. Source : Q90858_16. Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission.

Figure 3.4 montre la configuration du parc à résidus et la topographie des digues (indiquée par les isopaques). Les digues agissent comme des barrières physiques, empêchant l'eau de s'écouler vers la rivière, en facilitant la gestion des eaux à l'intérieur du parc. Cette double barrière, physique et topographique, est essentielle pour contrôler les flux de contaminants, limiter la pollution de la rivière et stabiliser les résidus à long terme. Ces travaux témoignent de l'évolution vers une gestion plus proactive des résidus miniers (Germain et al., 2009; Tassé et al., 2004).

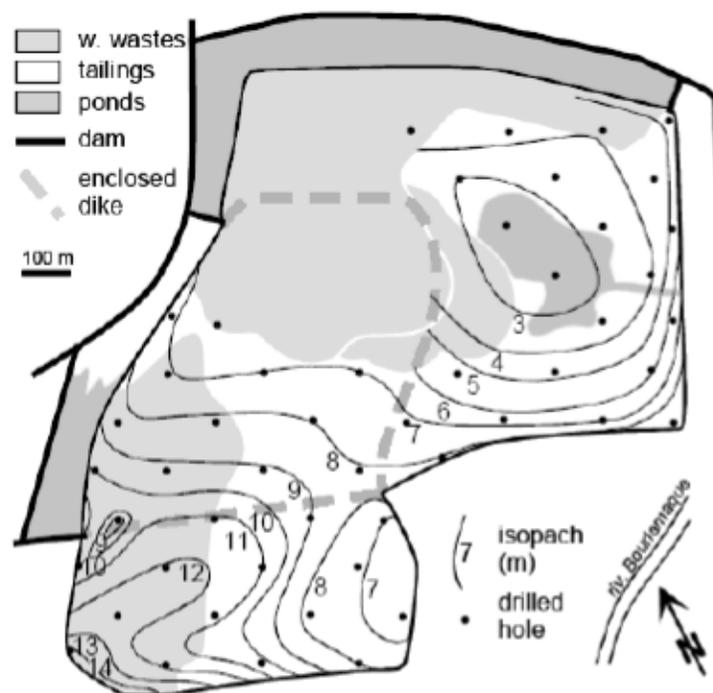


Figure 1. Map of the East Sullivan tailings impoundment in 1994

Figure 3.4 : Isopaque du dépôt de résidus de la mine East Sullivan en 1994 (tiré de Germain et al., 2009).

En 2001, l'approche de recirculation des eaux a été appliquée sur le site minier East-Sullivan afin d'améliorer la qualité des effluents. Ce procédé consistait à réintroduire l'eau traitée en amont du bassin afin de favoriser les processus naturels de neutralisation, la précipitation des métaux et la réduction des sulfates, tout en stabilisant le pH des eaux contaminées (Figure 3.5 ; Figure 3.6).

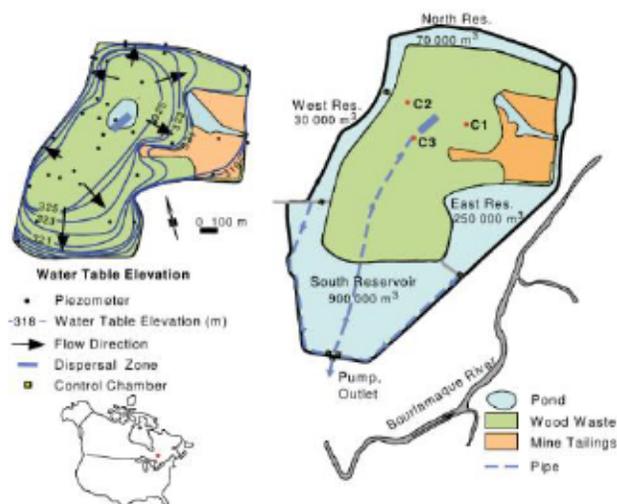


Figure 3.5 : Le parc à résidus de East Sullivan : étendue de la couverture organique, élévation de la nappe phréatique en période de recirculation, et emplacements des puits d'observation et de la zone de dispersion (tiré de Germain et al., 2009).

La couverture organique mise en place sur les résidus miniers de la mine East-Sullivan a eu pour objectif principal de limiter l'oxydation des minéraux sulfurés, réduisant ainsi la formation de DMA. Cette technique repose sur la diminution de la pénétration de l'oxygène et de l'eau dans les résidus, ce qui freine les réactions d'oxydation de la pyrite et la génération de sulfates. Grâce à cette approche, la concentration en SO_4^{2-} a été réduite d'environ 70 %, contribuant à une nette amélioration de la qualité des effluents (Germain et al., 2009). Par ailleurs, la mise en place de la couverture a permis une augmentation du pH, qui est passé d'une valeur fortement acide de 3,2 à environ 7,5 en moyenne (Tableau 3.3). Cette hausse du pH a entraîné une réduction significative de la solubilité des métaux dissous, notamment du fer (Fe), dont la concentration a diminué de 100 mg/L à 3,3 mg/L réduisant ainsi l'intensité du DMA (Germain et al., 2009).

Tableau 3.3: Évolution des caractéristiques des effluents traités par recirculation sur East-Sullivan (2001-2005) (inspiré de Germain et al., 2009 et Tassé, 2004).

| Année | pH | Sulfates (mg/L) | Fer total (mg/L) | MES (mg/L) | Débit total annuel (m ³) |
|-------|-----|-----------------|------------------|------------|--------------------------------------|
| 2000 | 3,2 | 2500 | 100 | 50 | 741 530 |
| 2002 | 3,5 | 2300 | 47,3 | 45 | 798 555 |
| 2003 | 3,8 | 2100 | 3,3 | 40 | 724 783 |
| 2004 | 4 | 1900 | - | 35 | 975 363 |
| 2005 | 7,5 | 900 | 3,3 | 30 | 572 526 |



Figure 3.6: Photo satellitaire du site montrant la zone de recirculation des eaux présentées par la figure 3.5 (vue le 2005-08-24.

Source : Q05156-031-NB. Gouvernement du Québec). Reproduit avec permission.

L'approche de recirculation des eaux repose sur un principe clé, réutiliser les eaux acides issues des résidus miniers (qui sont retenues par la digue) afin de limiter la production continue de DMA et d'améliorer progressivement la qualité des effluents. Ce procédé repose sur plusieurs mécanismes hydro-biogéochimiques. D'abord, en recirculant l'eau dans le système, la disponibilité de l'oxygène au sein des résidus est réduite, limitant ainsi l'oxydation des sulfures et la formation d'acide sulfurique. Ensuite, la recirculation favorise la neutralisation du pH et la précipitation de certains métaux (Germain et al., 2009). Un autre effet important de la recirculation est la stimulation des processus de sulfato-réduction, grâce à l'action de bactéries qui agissent comme catalyseurs dans la transformation des sulfates en sulfures (par réduction) et la minéralisation de la matière organique en bicarbonate (par oxydation) sous des conditions anaérobies. Cette transformation réduit la concentration en SO_4^{2-} dans l'eau, avec une diminution observée de 50 à 70 % après plusieurs cycles de recirculation (Germain et al., 2009). Le pH s'est stabilisé autour de 6,5, réduisant ainsi l'acidité des effluents et améliorant leur qualité chimique (Germain et al., 2009). La concentration en métaux dissous a également significativement diminué, notamment pour le Fe et le Zn, réduisant ainsi la toxicité globale des eaux minières (Germain et al., 2009).

3.4 Acquisition des données (pour la période 2000-2023)

Le point de départ de l'étude est l'acquisition de données géochimiques et climatiques couvrant la période de 2000 à 2023 pour le site de la mine East Sullivan et la rivière Bourlamaque. Ces données sont essentielles pour comprendre comment l'environnement du site a évolué dans le temps et comment il interagit avec la variabilité climatique.

- **Données géochimiques** : Le ministère des ressources naturelles et des forêts (MRNF) a fourni l'ensemble de données, comprenant des mesures régulières de paramètres physico-chimiques sur le site de l'ancienne mine. Ces mesures incluent des analyses de la composition de l'eau à différents points d'échantillonnage (qui sont différents aux ceux qui ont été le sujet de l'étude de Germain et Tassé, en 2004, voir les Figures 3.5 et 3.7). Elles permettent de suivre la qualité de l'eau, les concentrations de métaux, ainsi que d'autres éléments traces (MRNF, 2024).
- **Données climatiques** : Des données climatiques sont extraites du portail du MRNF (<https://climat.meteo.gc.ca>), pour les deux stations de Val D'Or (Val D'Or et Val D'Or A)

et incluent des variables telles que la température, les précipitations, et d'autres indicateurs météorologiques pertinents. Ces données nous permettent d'évaluer l'impact du climat sur l'évolution des conditions géochimiques du site.

Les points d'échantillonnage sont répartis de manière stratégique pour couvrir les différentes zones du site. Par exemple, certains échantillons sont prélevés près des anciens bassins de résidus, tandis que d'autres sont localisés plus en amont, à proximité des cours d'eau.

Le Tableau 3.4 présente les points d'échantillonnage, de leur localisation en coordonnées UTM, et du nombre de mesures effectuées à chaque station. Cette répartition géographique permet de capturer la variabilité spatiale des concentrations en contaminants (Figure 3.7).

Tableau 3.4: Localisation géographique des stations d'échantillonnages sur East-Sullivan (MRNF, 2024).

| Point d'échantillonnage | Nombre de mesures | Zone UTM | Est (m) | Nord (m) |
|-------------------------|-------------------|----------|---------|-----------|
| ES-CR1 | 106 | 18 | 299 135 | 5 328 784 |
| ES-CR2 | 108 | 18 | 298 792 | 5 328 082 |
| ES-CR3 | 298 | 18 | 299 676 | 5 327 606 |
| ES-CR4 | 633 | 18 | 298 846 | 5 327 030 |
| ES-M01 | 148 | 18 | 298 829 | 5 326 982 |
| ES-M02 | 158 | 18 | 298 907 | 5 326 540 |
| ES-M03 | 148 | 18 | 299 029 | 5 326 349 |
| ES-RB-12b | 54 | 18 | 300 312 | 5 328 280 |
| ES-RB pont | 60 | 18 | 298 027 | 5 326 759 |
| ES-15 | 28 | 18 | 299 084 | 5 329 280 |
| ES-13 (EXF) | 46 | 18 | 300 106 | 5 328 048 |
| ES-07 | 68 | 18 | 298 540 | 5 328 159 |
| ES-09 | 54 | 18 | 303 882 | 5 378 506 |

Les mesures effectuées sur 13 stations ont permis de suivre plusieurs paramètres au fil du temps. Le tableau 3.5 présente ces paramètres, suivis durant 24 années sur le site East Sullivan.

Tableau 3.5 : Les paramètres géochimiques suivis sur 24 années (2000-2023) sur le site East-Sullivan.

| Catégorie | Paramètres |
|--------------------------------------|---|
| Paramètres physico-chimiques de base | pH, Eh, dureté, conductivité, alcalinité, acidité, MES, sulfates, sulfures totaux |
| Paramètres organiques/biologiques | DBO5, DCO, phosphore, azote, phénols, tanins & lignines, NH ₄ , COT |
| Métaux et éléments traces | Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, Na, Pb, soufre total, K, Zn |

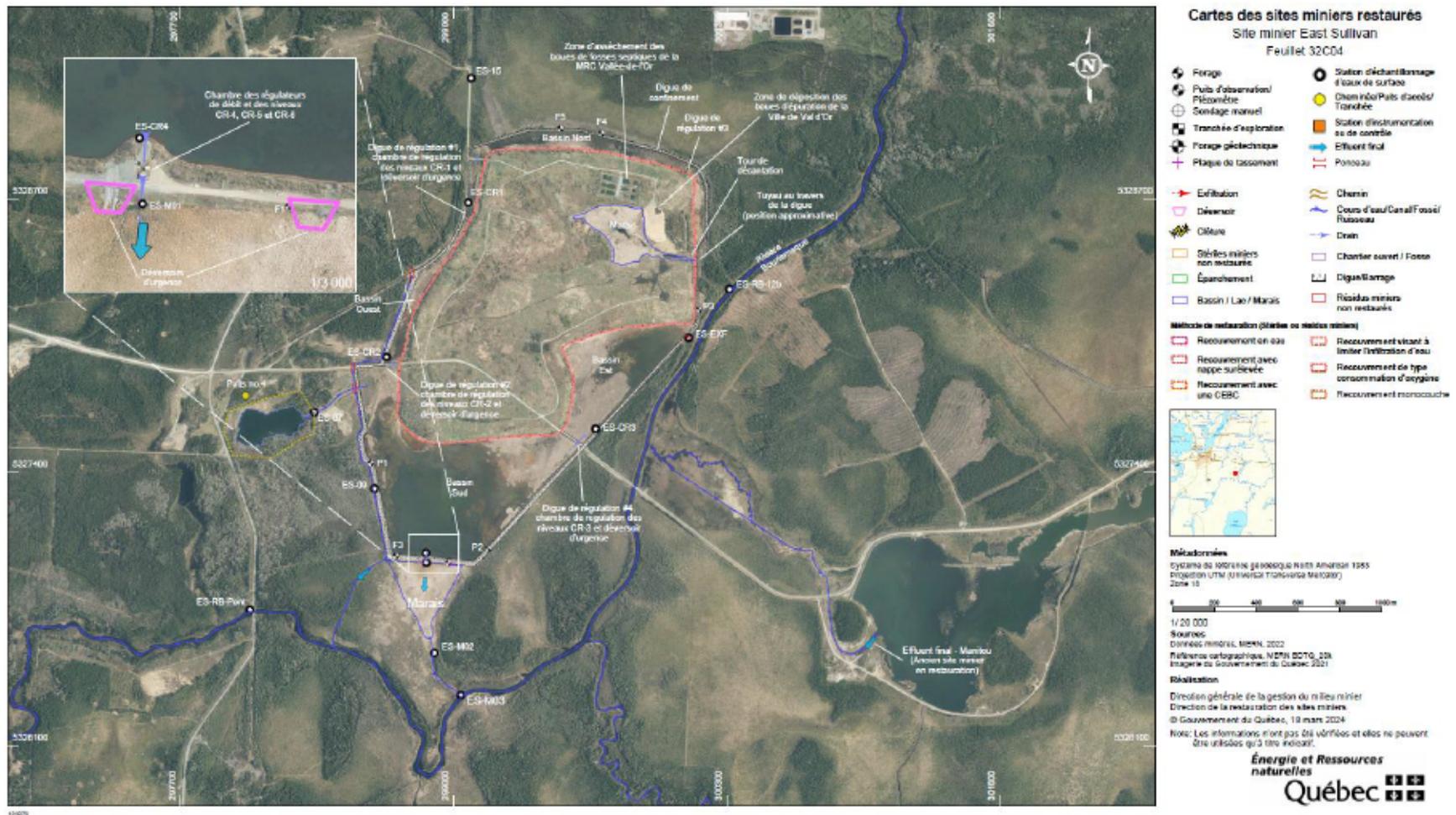


Figure 3.7: Emplacements des stations d'échantillonnages sur East-Sullivan (Carte des sites miniers restaurés. Source : MERN, 2022).

Reproduit avec permission.

3.5 Analyse et traitement des données

3.5.1 Analyse de l'évolution géochimique du site

L'évolution géochimique du site est examinée sur la période de 24 ans (2000-2023). Le processus d'analyse implique les étapes suivantes :

- **Identification des tendances** : En observant des graphiques et des statistiques descriptives, les tendances des concentrations de contaminants dans le temps sont évaluées.
- **Analyse spatiale** : Les concentrations mesurées aux différents points d'échantillonnage sont comparées pour comprendre les gradients de contamination.
- **Évaluation des seuils réglementaires** : Les données collectées sont comparées aux normes environnementales en vigueur (directive D019), afin d'identifier les dépassements ou les risques pour la santé humaine et environnementale.

3.5.2 Nettoyage des données

Le traitement des données débute par un nettoyage pour assurer leur qualité et leur intégrité avant toute analyse. Le nettoyage consiste à :

- **Exclure les valeurs manquantes** : Tout paramètre présentant plus de 25 % de valeurs manquantes est écarté de l'analyse. Cette étape est cruciale pour éviter les biais dans les résultats.
- **Exclure des paramètres avec des valeurs inférieures à la limite de détection (LD)** : Les paramètres dont 25 % des valeurs sont inférieures à la LD sont également exclus. Cela permet d'éliminer les données non significatives.
- **Vérifier les mesures** : Vérification de la cohérence des données pour assurer que les anomalies ou les valeurs aberrantes ne sont pas le résultat d'erreurs de saisie ou de collecte.

3.5.3 Construction de la base de données hydroclimatique

Après le nettoyage, une base de données hydroclimatique est construite, intégrant quatre paramètres clés qui sont corrélés aux données géochimiques pour évaluer l'influence du climat sur la qualité environnementale du site :

Précipitation journalière (mm) : Mesurée chaque jour pour observer la variabilité (<https://climat.meteo.gc.ca>).

Précipitation cumulée (mm) : Cumul des précipitations sur cinq jours avant la date d'échantillonnage pour capturer les effets des événements pluvieux prolongés (<https://climat.meteo.gc.ca>).

Température maximale journalière (°C) : Permet d'évaluer les effets de la chaleur sur les processus de lixiviation des métaux (<https://climat.meteo.gc.ca>).

Débit moyen de la rivière Bourlamaque (m³/s) : Reflète les conditions hydrologiques à proximité du site et leur impact potentiel sur le transport des polluants (<https://www.cehq.gouv.qc.ca>).

Ces paramètres sont essentiels pour analyser les relations entre le climat et les processus géochimiques du site.

3.6 Analyse statistique : Analyse de la composante principale

Diverses techniques statistiques ont été appliquées pour identifier des corrélations potentielles entre les paramètres climatiques et géochimiques. Cela comprend : l'analyse de corrélation et l'identification des relations entre les données hydroclimatiques et les concentrations de polluants géochimiques par biais du logiciel XLSTAT, version 2024. Les tâches consistent à :

- Identifier les corrélations significatives (ex. les relations entre les précipitations intenses et les pics de concentration en métaux lourds).
- Réduire la dimensionnalité des données : l'analyse en composantes principales permet de réduire les nombreuses variables géochimiques et climatiques en quelques facteurs principaux expliquant l'essentiel de la variabilité observée.

Donc les ACP fonctionnent comme suit (Greenacre et al., 2022) :

- Standardisation des données :

Les données sont souvent centrées et réduites (moyenne = 0, écart-type = 1) pour éviter que des variables à grande échelle (ex. : concentration en mg/L) dominent celles à petite échelle (ex. pH).

- Calcul de la matrice de covariance :

Le calcul de la matrice de covariance ou de corrélation pour observer comment les variables varient ensemble.

- Calcul des vecteurs propres et valeurs propres :

On extrait les valeurs propres (qui mesurent la part de variance expliquée par chaque axe) et les vecteurs propres (qui définissent les nouvelles directions, appelées composantes principales).

- Choix des composantes principales (CP) :

On retient les premières composantes (CP1, CP2, etc.) qui expliquent le plus de variance. Par exemple, si CP1 explique 60 % de la variance et CP2 20 %, alors ces deux axes résument 80 % des informations.

- Projection des données :

Chaque observation est projetée dans ce nouveau système d'axes (espace factoriel). Cela permet de visualiser les relations entre les individus (points) et les variables (flèches) dans un plan à 2 dimensions.

Il a été décidé de recourir à l'Analyse en ACP afin d'explorer la structure interne d'un jeu de données multivarié, tout en réduisant la redondance entre variables fortement corrélées. Dans ce contexte, certaines valeurs manquantes ont été estimées par des méthodes de régression linéaire multiple. L'ACP s'inscrit dans une logique compatible avec cette approche, puisqu'elle repose sur l'hypothèse de relations linéaires entre les variables. La projection des données dans un espace de composantes principales permet ainsi de préserver les relations linéaires dominantes tout en atténuant le bruit statistique.

L'introduction de valeurs calculées présente néanmoins un risque de génération de corrélations artificielles, pouvant conduire à des interprétations biaisées. Pour cette raison, une validation croisée fondée sur l'analyse des corrélations entre les valeurs observées et estimées a été réalisée, afin de s'assurer que les données insérées demeurent représentatives de la réalité terrain. L'ACP reste une méthode reconnue pour identifier les variables responsables de la variance dans des jeux de données complexes, même lorsqu'ils incluent des valeurs reconstruites. Cette méthode est d'ailleurs couramment utilisée dans les études environnementales et hydrogéochimiques

notamment lorsqu'il s'agit de combiner données mesurées et valeurs imputées dans un objectif exploratoire.

Pour l'analyse en composantes principales visant à explorer les corrélations potentielles entre les paramètres géochimiques et les conditions climatiques, il a été décidé de découper la période de suivi de 2000 à 2023. Donc, des sous-ensembles de données ont été sélectionnés afin de mieux étudier les corrélations au sein de périodes spécifiques. Le choix de ces sous-ensembles repose sur les approches de gestion mises en place sur le site d'étude. Ainsi, chaque sous-ensemble regroupe des données provenant de périodes caractérisées par des modes de gestion comparables, facilitant une analyse plus ciblée des relations entre les variables étudiées.

3.6.1 Sous-ensembles

Le découpage temporel en trois sous-périodes repose exclusivement sur les différentes approches de gestion mises en œuvre sur le site East Sullivan. Jusqu'en 2005, la stratégie de gestion reposait sur la recirculation des eaux minières contaminées à travers une couverture organique. Entre 2006 et 2016, une phase de stabilisation s'est installée, caractérisée par un ralentissement des interventions directes et un maintien des conditions établies antérieurement. À partir de 2017, une nouvelle stratégie a été mise en place où la fosse peut servir de parc d'urgence pour le dépôt des résidus Goldex durant la période hivernale, de décembre à mars.

Période 1 (2000–2005) : Cette première phase est caractérisée par la mise en œuvre de la stratégie de recirculation des eaux contaminées à travers la couverture organique. Elle représente l'étape initiale de gestion des eaux sur le site.

Période 2 (2006–2016) : Durant cette période, on observe une phase de stabilisation de l'évolution géochimique. Les travaux se sont centrés sur l'avancement des travaux pour la couche organique. Durant cette période, il faut également mentionner le début des travaux de restauration du site Manitou, dont le secteur du Delta, juste à l'est de la rivière Bourlamaque a fait l'objet de travaux (excavation des résidus acidogènes) à l'hiver 2007. Ces travaux ont affecté aussi les eaux de la rivière Bourlamaque.

Période 3 (2017–2023) : Cette dernière période correspond à l'introduction des résidus Goldex, déposés dans la fosse du site East Sullivan. Elle coïncide avec la mise en place d'infrastructures de

gestion supplémentaires destinées à faire face à l'augmentation des volumes et à l'instabilité des digues. Cette période a également vu l'apparition de pics de concentration en sulfates. Il a été décidé aussi de regrouper les stations en 5 différents groupes, afin de mieux analyser le comportement spatial et fonctionnel des eaux sur l'ensemble du site. Ce découpage permet de distinguer les dynamiques propres à chaque zone : périphérie du parc à résidus, effluent final (amont et exutoire), récepteur (rivière Bourlamaque), ainsi que les stations spécifiques (station du control) ou représentatives. Cette classification facilite l'interprétation des tendances géochimiques et le suivi de l'impact environnemental selon les secteurs.

Stations en périphérie du parc à résidus : ES-CR1 (eau du bassin nord), ES-CR2 (eau du bassin ouest) et ES-CR3.

Station représentative de la fosse du site : ES-07 (eau de la fosse).

Stations de control : ES-15 (amont du site), ES-13 (exfiltration sous une digue du parc) et ES-09.

Stations de l'effluent final : Amont : ES-CR4 et ES-M01; Aval : ES-M02 et ES-M03.

Stations du milieu récepteur (rivière Bourlamaque) : Amont : ES-RB pont; Aval : ES-RB-12b.

3.7 Corrélation des paramètres géochimiques

Des ACP ont été réalisées pour établir des corrélations entre les différents paramètres de ces données chimique historiques. Cette approche nécessite toutefois une base de données complète, sans lacunes ni déficits, ce qui n'est malheureusement pas le cas de l'ensemble de données, en raison d'irrégularités chronologiques (Tableau 3.6). L'année 2005 se distingue par aucune collecte d'échantillons sur l'ensemble des stations (toutes les stations n'affichent aucun échantillon en 2005). De même, 2002 aucun échantillonnage pour quasiment toutes les stations (seule ES-M02 présente quelques échantillons en 2002). Certaines stations montrent des interruptions prolongées : par exemple, la station ES-13 (EXF) n'a pas été échantillonnée durant 7 années consécutives (2007 à 2013), et la station ES-15 a une absence de données sur 4 ans (2009 à 2012).

En dehors de ces périodes, on note des irrégularités ponctuelles (années isolées sans échantillons, ex. 2009 ou 2011 selon les stations), reflétant des lacunes d'échantillonnage plus courtes.

Tableau 3.6 : Fréquences d'échantillonnage par station.

| Station | Mesures | Fréquence | Années sans mesure |
|-------------|---------|---------------------|------------------------------------|
| ES-CR1 | 79 | 1-27/an et 1-5/mois | 2002/2005/2009/2011 |
| ES-CR2 | 108 | 1-27/an et 1-5/mois | 2002/2005/2009/2001 |
| ES-CR3 | 298 | 1-27/an et 1-5/mois | 2002/2005/2001 |
| ES-CR4 | 633 | 1-27/an et 1-5/mois | 2003/2005 |
| ES-M01 | 148 | 1-27/an et 1-5/mois | 2003/2005/2023 |
| ES-M02 | 158 | 1-27/an et 1-5/mois | 2002-2005 |
| ES-M03 | 148 | 1-27/an et 1-5/mois | 2003/2005/2023 |
| ES-RB-12b | 54 | 1-4/an et 1/mois | 2002/2005/2007/2009 |
| ES-RB pont | 60 | 1-4/an et 1/mois | 2002/2005/2010 |
| ES-15 | 28 | 1-11/an et 1-3/mois | 2002/2005-2007/2009-2012/2017/2023 |
| ES-13 (EXF) | 46 | 1-11/an et 1-3/mois | 2002/2005/2007-2013 |
| ES-07 | 68 | 1-11/an et 1-3/mois | 2002/2005/2007/2009 |
| ES-09 | 54 | 1-11/an et 1-3/mois | 2002/2005/2007/2009 |

3.7.1 Régression linéaire multiple

Deux protocoles ont été définis pour la préparation des données en vue de l'ACP. Plutôt que de supprimer les dates qui présentent des données manquantes et de perdre une grande portion de la base de données comportant des valeurs manquantes, ce qui entraînerait une perte de données déjà disponibles pour certains paramètres et rendre les valeurs inexploitable pour réaliser des statistiques avancées, il a été décidé de compléter les données manquantes en utilisant la régression linéaire multiple.

Le premier protocole consiste à éliminer les données présentant plus de 25 % de valeurs manquantes, conformément aux études de Cloutier et al. (2008), qui indiquent que les données perdent leur représentativité lorsque le taux de manquement dépasse ce seuil. Pour les paramètres dont le taux de valeurs manquantes est inférieur à 25 %, il a été configuré un modèle de régression linéaire multiple afin de compléter les données.

Pour l'estimation de MES, des paramètres tels que la CE, le Ca, le fer, le Mg, le Mn, le pH et la température (disponibles à d'autres dates) ont été pris en compte. De même, pour estimer la CE, les concentrations en ions comme les sulfates, le Ca, le Mg et le K ont été utilisées. Des modèles

de régression multiple ont ensuite été établis pour estimer les valeurs des paramètres recherchés aux dates où des données étaient manquantes (Tableau 3.7).

Tableau 3.7: Les équations du modèle de régression linéaire pour la dureté, alcalinité, MES, CE, Mg et Ca.

| Paramètre calculé | Paramètres coefficient |
|-------------------|--|
| Dureté | $2,5 \times Ca + 4,1 \times Mg$ |
| Alcalinité | $a1 \times [Ca^{2+}] + a2 \times [Mg^{2+}] + a3 \times [Na^+] + a4 \times pH + a5 \times [Fe^{2+}/Fe^{3+}] + c$ |
| MES | $a1 \times [CE] + a2 \times [pH] + a3 \times [Ca^{2+}] + a4 \times [Mg^{2+}] + a5 \times [SO_4^{2-}] + c$ |
| CE | $a1 \times [Ca^{2+}] + a2 \times [Mg^{2+}] + a3 \times [Na^+] + a4 \times [SO_4^{2-}] + a5 \times [Fe^{2+}/Fe^{3+}] + c$ |
| Mg | $0,7 \times Dureté / 2,5$ |
| Ca | $0,4 \times Dureté / 4,1$ |

Cette méthode a donné des résultats satisfaisants. En comparant les valeurs estimées des paramètres, telles que les MES et la CE, aux valeurs mesurées in situ, des coefficients de corrélation élevés ont été obtenus (Tableau 4.8), ce qui confirme la fiabilité de cette approche.

Tableau 3.8: Les valeurs de corrélation des paramètres estimés par chaque station.

| Station Paramètre | ES- CR1 | ES- CR2 | ES- CR3 | ES- CR4 | ES- M01 | ES- M02 | ES- M03 | ES- RB- 12b | ES- RB pont | ES-15 | ES-13 (EXF) | ES-07 | ES-09 |
|----------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------------|-------------------|-------|----------------|-------|-------|
| Dureté | 0,84 | 0,73 | 0,67 | 0,91 | 0,67 | 0,94 | 0,87 | 0,7 | 0,71 | 0,84 | 0,82 | 0,64 | 0,92 |
| Alcalinité | 0,98 | 0,94 | 0,73 | 0,79 | 0,77 | 0,68 | 0,63 | 0,64 | 0,69 | 0,74 | 0,73 | 0,36 | 0,74 |
| MES | 0,87 | 0,91 | 0,83 | 0,93 | 0,86 | 0,63 | 0,94 | 0,88 | 0,81 | 0,79 | 0,65 | 0,81 | 0,82 |
| CE | 0,72 | 0,87 | 0,74 | 0,89 | 0,81 | 0,90 | 0,84 | 0,73 | 0,62 | 0,9 | 0,84 | 0,65 | 0,73 |
| Mg | 0,83 | 0,69 | 0,76 | 0,88 | 0,66 | 0,77 | 0,65 | 0,94 | 0,83 | 0,72 | 0,67 | 0,97 | 0,81 |
| Ca | 0,88 | 0,81 | 0,8 | 0,7 | 0,97 | 0,92 | 0,74 | 0,73 | 0,73 | 0,85 | 0,71 | 0,85 | 0,67 |

3.7.2 Approche de télédétection

Pour acquérir des données exploitables relatives aux paramètres de pH, de MES et de CE, différentes approches ont été mises en œuvre en exploitant les équations des indices spectraux correspondants. La première approche s'est faite via la plateforme *Google Earth Engine*, qui a permis l'acquisition des données en appliquant les équations des indices spectraux spécifiques à chaque paramètre (Tableau 3.9). Cette méthode a permis de collecter des données sur la fosse et le bassin, en intégrant les paramètres nécessaires pour affiner l'analyse.

Tableau 3.9 : Les équations spectrales de pH, MES, CE.

| Paramètre | Formules | Références | Satellite |
|-----------|---|--------------------------------|------------------------|
| MES | 1. $MES = a + b \times \log(R(710))$ 2. $MES = -1,91 - 1140,25 \times R(645)$ 3. $MES = 947,6 \times (R(660))^{4,07}$ | (Yang et al., 2022) | AISA MODIS SPOT6 |
| CE | $EC = 580,2 - 212,8 \times (B5/B3) - 62,7 \times (B7/B8)$ | (Torres-Bejarano et al., 2021) | SENTINEL2 |
| pH | $pH = 4,925 - 0,03739 \times (B6/(B4 - B8)) + 2,478 \times (B7/B6)$ | (Torres-Bejarano et al., 2021) | |

*R : Réflectance spectrale.

*B : Bande

Les bandes spectrales nécessaires aux analyses ont été téléchargées, étant essentielles pour le calcul des paramètres ciblés dans la zone d'étude. Pour minimiser les interférences, des plans d'eau claire ont été sélectionnés dans la zone d'étude, évitant que les bandes acquises ne soient affectées par des surfaces sèches (Figure 3.8). Après téléchargement des données pour une date spécifique au format CSV, chaque valeur a été géoréférencée selon ses coordonnées X et Y. En appliquant des formules spécifiques (Tableau 3.9) aux bandes géoréférencées, des données localisées pour les paramètres ciblés ont été obtenus.

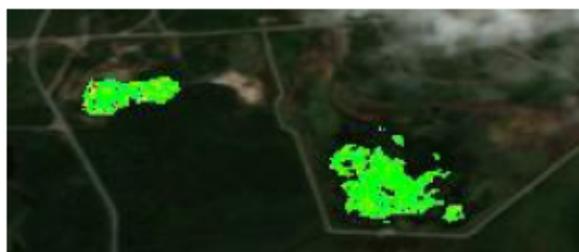


Figure 3.8: Les plans d'eau sur le site, la fosse et le bassin (vue de 30 juillet 2023. Source : *Google Earth Engin*).

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

L'analyse des résultats chimiques disponibles a permis de tracer des courbes illustrant l'évolution de la qualité des eaux du site minier East-Sullivan en fonction du temps et des interventions de restauration. Afin de structurer cette analyse, les stations d'échantillonnage ont été regroupées en trois catégories principales : les stations périphériques, situées sur le pourtour du site (ES-CR1/ES-CR2/ES-CR3), qui permettent de suivre la variation des contaminants dans l'environnement immédiat, la station de la fosse (ES-07), les stations de l'effluent final (ES-M01/ES-M02/ES-M03/ES-CR4), les stations du control (ES-13-EXF/ES-15/ES-09), et enfin, les stations du milieu récepteur, qui est représenté par la rivière Bourlamaque (ES-RB-pont/ ES-RB-12b), servant de référence pour évaluer l'impact global du site sur le milieu récepteur (Figure 3.7). L'analyse des données a été segmentée en trois périodes distinctes afin de mieux cerner l'évolution des paramètres hydrochimiques et d'évaluer l'efficacité des mesures mises en place. *La première période* (2000-2005) correspond à la période de recirculation des eaux minières. *La deuxième* (2006-2016) marque une phase de stabilisation et d'avancement de la couverture organique. Enfin, *la troisième période* (2017-2023) marque le début de l'utilisation de la fosse du site comme un parc d'urgence pour le dépôt des résidus de la mine Goldex. Cette structuration permet ainsi d'analyser de manière détaillée les tendances géochimiques et de mieux comprendre les interactions entre l'évolution géochimique du site et la variabilité climatique.

Une barre rouge est également présentée sur les graphiques pour les paramètres réglementés. Pour le pH, elle représente la valeur seuil minimale acceptable dans les effluents finaux, conformément à la Directive 019 (MELCCFP, 2025). Pour les autres paramètres chimiques, cette barre rouge correspond à la concentration maximale admissible dans un rejet final.

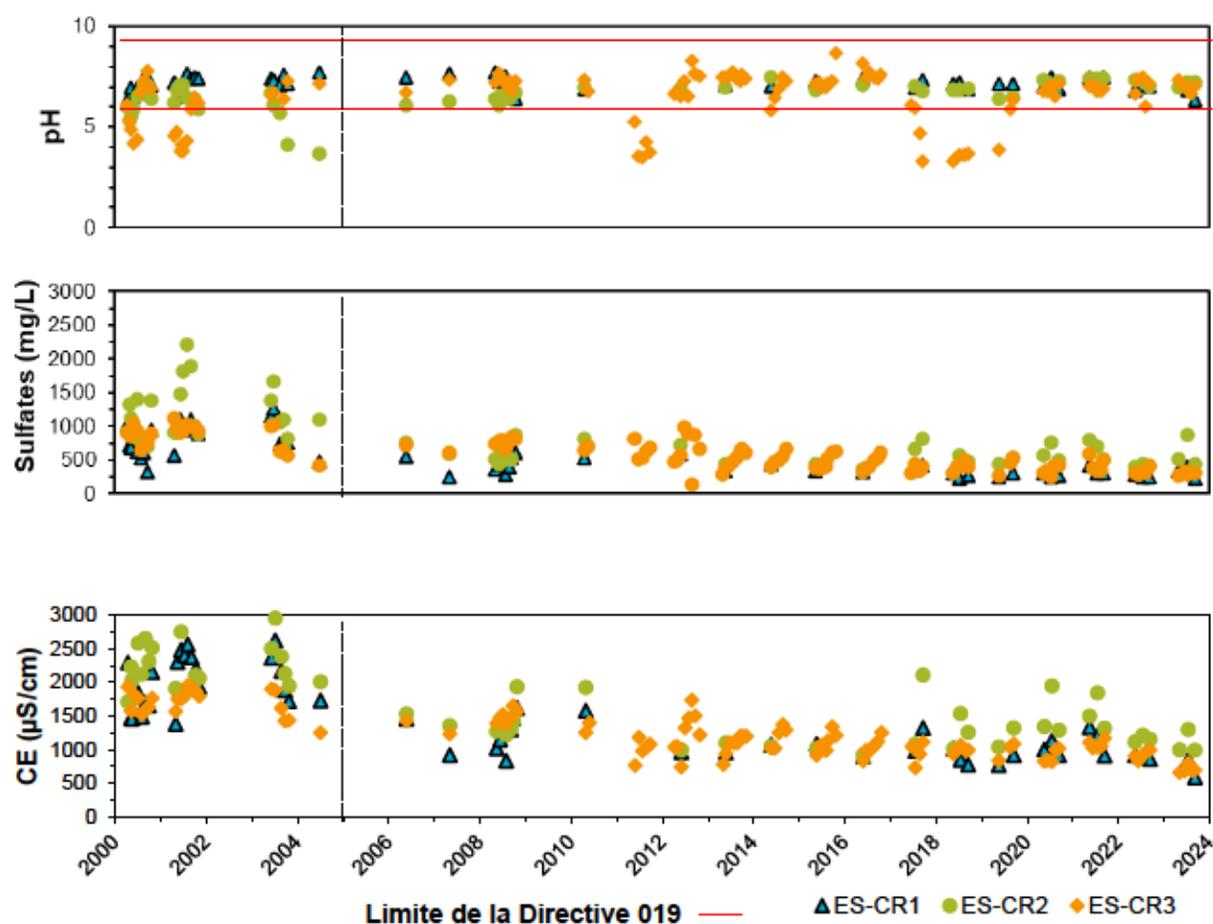
4.1 Analyse spatiotemporelle des paramètres géochimiques (2000-2023)

4.1.1 Stations périphériques (ES-CR1/ES-CR2/ES-CR3)

Période 2000-2005

Entre 2000 et 2005, tel qu'attendu, l'évolution de la qualité des eaux des stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 a été marquée par une minéralisation persistante, due à la lixiviation des eaux porales déjà contaminées dans les résidus fortement oxydés recouverts par la couverture organique. Le pH

a oscillé entre des valeurs acides et neutres selon les stations : de 6,2 à 7,7 pour le point ES-CR1, et de 3,7 à 7,5 pour le point ES-CR2. Pour sa part, le point ES-CR3 montre un pH acide au début de la période, qui commence à se stabiliser à partir de 2003. La CE est restée élevée pour les 3 stations, soulignant une charge ionique importante. Ces concentrations élevées sont attribuées à la dissolution des minéraux sous des conditions acides, tels le Ca et le Mg. Les concentrations de sulfates varient selon les stations de 250 mg/L à 1300 mg/L pour la station ES-CR1, de 800 mg/L à 2400 mg/L pour la station ES-CR2 et de 300 à 1000 mg/L pour la station ES-CR3 (Figure 4.1). Les MES ont montré des pics, excédant le seuil de 150 mg/L pour les 3 stations, souvent en lien avec la mobilisation des métaux, en particulier le Fe et le Mg. Les concentrations en fer ont varié entre 0,5 et 250 mg/L (2000-2002), puis elles commencent à enregistrer des valeurs plus faibles, entre 0,04 et 10 mg/L, sauf deux pics en ES-CR1 et ES-CR3 allant qu'à 40 mg/L (Figure 4.1).



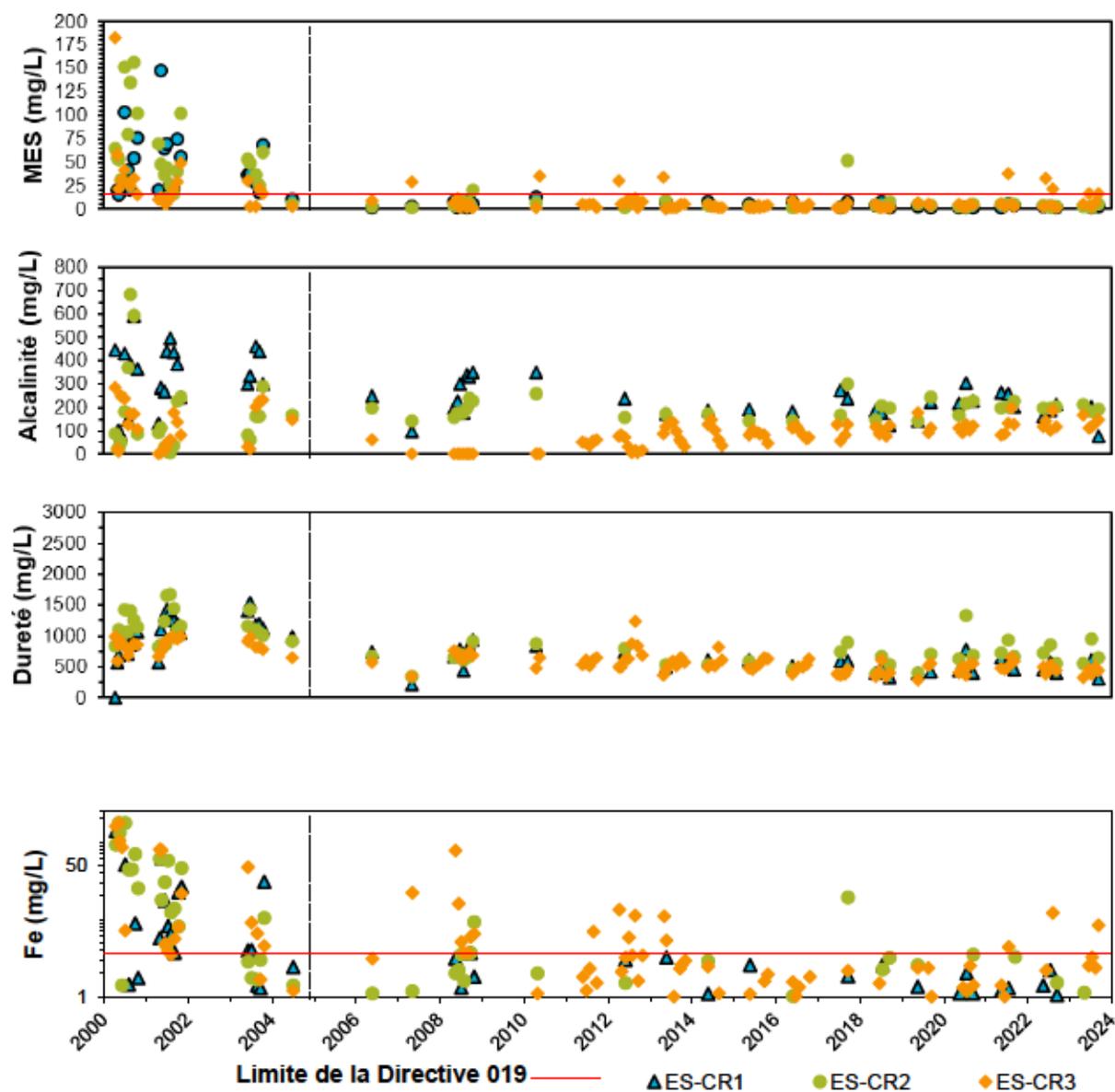
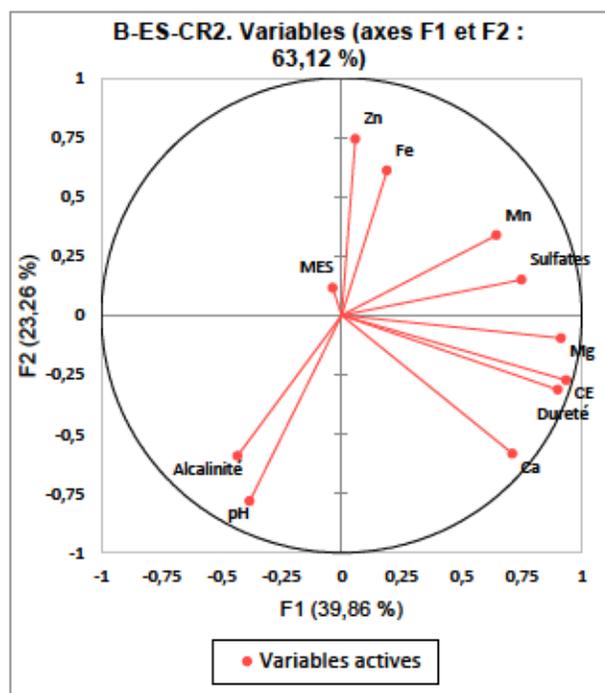
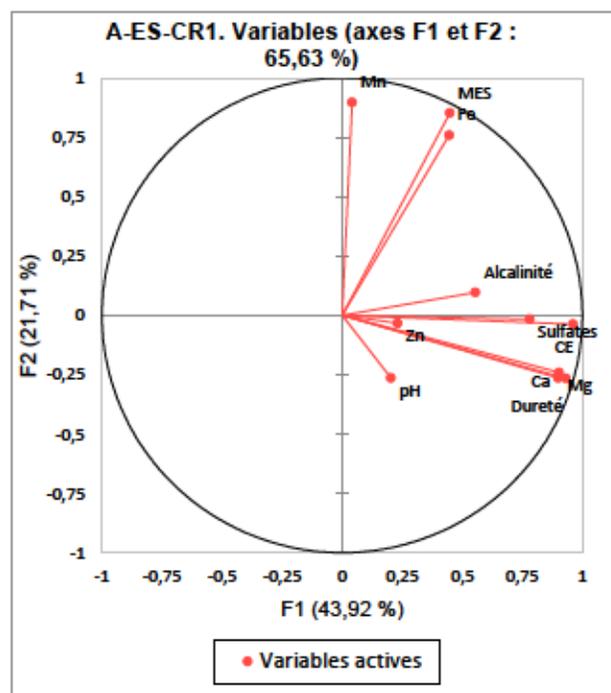


Figure 4.1 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations périphériques du site East-Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024).

Entre 2000 et 2005, l'évolution de la qualité des eaux dans les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 est marquée par une minéralisation persistante, une acidité fluctuante, et une mobilisation importante des métaux. À ES-CR1, la dureté de l'eau est fortement corrélée au Ca ($R^2=0,897$) et au Mg ($R^2=0,930$), ainsi qu'à la CE ($R^2=0,820$), confirmant qu'ils dominent la charge ionique de

l'eau. Les sulfates, présents en concentrations élevées, influencent aussi la CE (corrélation de 0,851). En raison de l'acidité résiduelle, les MES sont fortement corrélées au Fe ($R^2=0,762$) et au Mg ($R^2=0,767$). L'ACP révèle trois facteurs majeurs pour ES-CR1 : F1 (minéralisation, dominée par la CE, la dureté et le Ca/Mg), F2 (MES et métaux dissous, influencés par le Fe et le Mn) et F3 (l'acidité affecte la solubilité des métaux, comme le Zn). Cette tendance montre de la minéralisation, malgré le traitement, et une mobilisation des MES, qui contribuent à la turbidité de l'eau (Figure 4.2-A). À ES-CR2, les eaux restent influencées par la qualité des eaux porales des résidus oxydés, maintenant un pH faible et favorisant la dissolution des métaux. Le pH est négativement corrélé au Fe ($R^2=0,451$), au Mn ($R^2=0,408$) et au Zn ($R^2=0,430$), confirmant que l'acidité accélère leur mise en solution. La dureté est corrélée à la CE ($R^2=0,910$), au Ca ($R^2=0,838$) et au Mg ($R^2=0,841$), montrant que la dissolution minérale sous conditions acides contribue fortement à la charge ionique. Les sulfates présentent une corrélation positive avec la dureté ($R^2=0,541$) et la CE ($R^2=0,678$), suggérant qu'ils participent à la minéralisation, bien que partiellement réduits par le processus de sulfato-réduction. Les MES sont corrélées au Fe ($R^2=0,685$), ce qui indique que ce métal est souvent présent sous forme particulière, en raison de la réduction des oxydes de fer dans les sédiments.



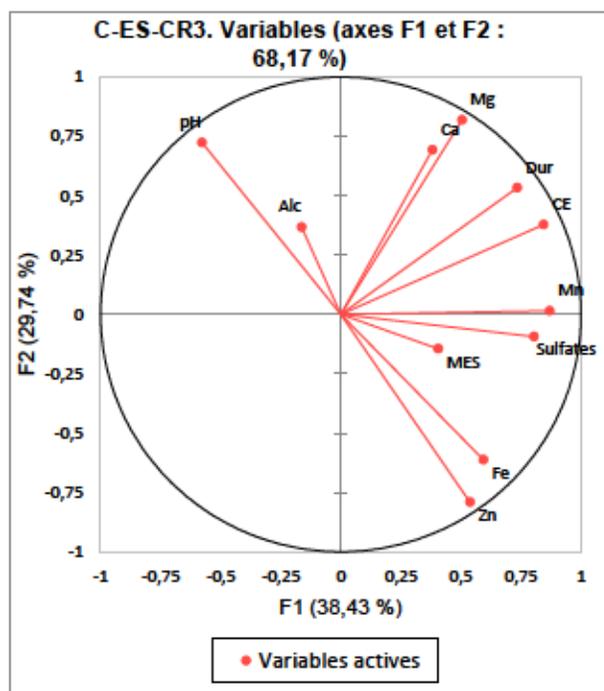


Figure 4.2: Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour les stations périphériques pour la période 2000-2005.

Ces résultats mettent en évidence un environnement riche en sulfates et en métaux dissous, où l'acidité et les processus réducteurs influencent la dynamique chimique de l'eau (Figure 4.2-B).

L'analyse des corrélations et de l'ACP pour ES-CR3 révèle que la minéralisation, l'acidité et la turbidité sont les trois facteurs dominants de la qualité de l'eau. Les ions majeurs (Ca, Mg, sulfates) sont fortement corrélés à la CE et à la dureté, confirmant leur rôle clé dans la charge ionique totale. Le pH est négativement corrélé avec le Fe ($R^2=0,698$) et le Zn ($R^2=0,827$), ce qui reflète une dissolution accrue des métaux sous conditions acides. La CE est influencée par les sulfates (corrélation de 0,720), indiquant qu'ils contribuent à la minéralisation de l'eau. Les MES sont corrélées au Mn ($R^2=0,528$), suggérant que les particules solides peuvent agir comme source des métaux en solution. L'ACP met en évidence trois composantes majeures : F1 (minéralisation par les sulfates et la dureté), F2 (influence de l'acidité sur la dissolution des métaux), et F3 (turbidité et capacité tampons influencés par l'alcalinité et les MES). Les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-

CR3 continuent d'afficher de la minéralisation, une acidité fluctuante et une mobilisation des métaux, avec une stabilisation limitée du pH et une charge ionique élevée (Figures 4.2-C).

Période 2006-2023

Entre 2006 et 2023, les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 ont montré une stabilisation progressive des paramètres géochimiques. À ES-CR1, le pH s'est rapproché de la neutralité, la CE varie entre le 1000 et le 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En effet, au point ES-CR2, le pH s'est stabilisé entre 7 et 7,9, traduisant un passage à des conditions plus neutres. La dureté a légèrement diminué (500-1000 mg/L), la CE a gardé le même niveau (1000-2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), alors que les MES ont diminué aussi (< 30 mg/L). De plus, les sulfates sont passés sous le seuil de 1000 mg/L, et les métaux dissous (Fe, Mn, Zn) ont montré moins de fluctuations, reflétant un environnement chimique plus stable que 2000-2005. L'alcalinité et les sulfates, qui se sont stabilisés, indiquant une atténuation des réactions chimiques actives (Figure 4.1).

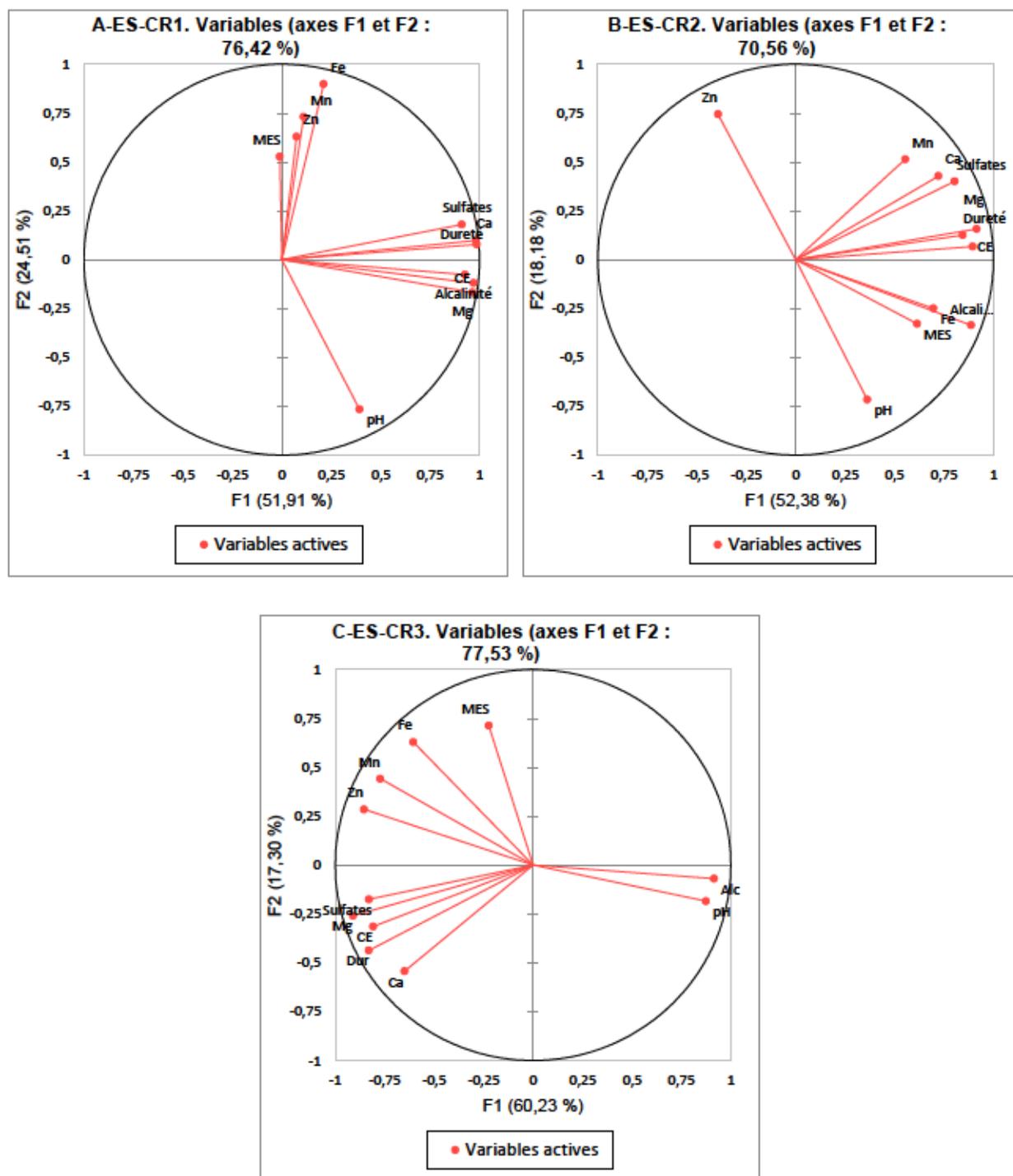


Figure 4.3 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques des stations périphériques pour la période 2006-2023.

À ES-CR3, le pH s'est maintenu entre 6,5 et 7,8, avec une chute ponctuelle vers des valeurs acides (\sim pH 3) entre 2018 et 2020, accompagnée d'une baisse de la dureté (500–600 mg/L) et de la CE (1000–1500 μ S/cm), comparativement aux valeurs de la période 2000–2005. Le Fe total est resté généralement en dessous de 3 mg/L, sauf trois pics isolés en 2008, 2013 et 2023 (Figure 4.1).

L'ACP à ES-CR1 montre une corrélation très forte entre la dureté et le Ca ($R^2 = 0,995$), le Mg ($R^2 = 0,913$) et la CE ($R^2 = 0,906$), traduisant une minéralisation persistante. À ES-CR2, la CE reste corrélée à l'alcalinité ($R^2 = 0,827$), au Mg ($R^2 = 0,788$) et aux sulfates ($R^2 = 0,726$), mais les fluctuations sont nettement réduites par rapport à 2000–2005. Le Zn conserve une corrélation négative avec le pH ($R^2 = -0,564$), suggérant une solubilité toujours influencée par les conditions acides. À ES-CR3, le pH est positivement lié à l'alcalinité ($R^2 = 0,879$) et inversement aux sulfates ($R^2 = -0,680$), au Mg ($R^2 = -0,687$), au Mn ($R^2 = -0,710$) et au Zn ($R^2 = -0,829$). Ces corrélations soulignent une relation forte entre acidité et concentration en métaux dissous. L'ACP révèle des composantes principales structurées : F1 est dominée par la composition acido-basique (pH, alcalinité, sulfates), F2 par les MES et le Fe (turbidité), et F3 par la dureté calcique. Globalement, cette période témoigne d'un état chimique plus stable, d'une atténuation des pics de contamination et d'un meilleur contrôle des paramètres géochimiques clés (Figure 4.3).

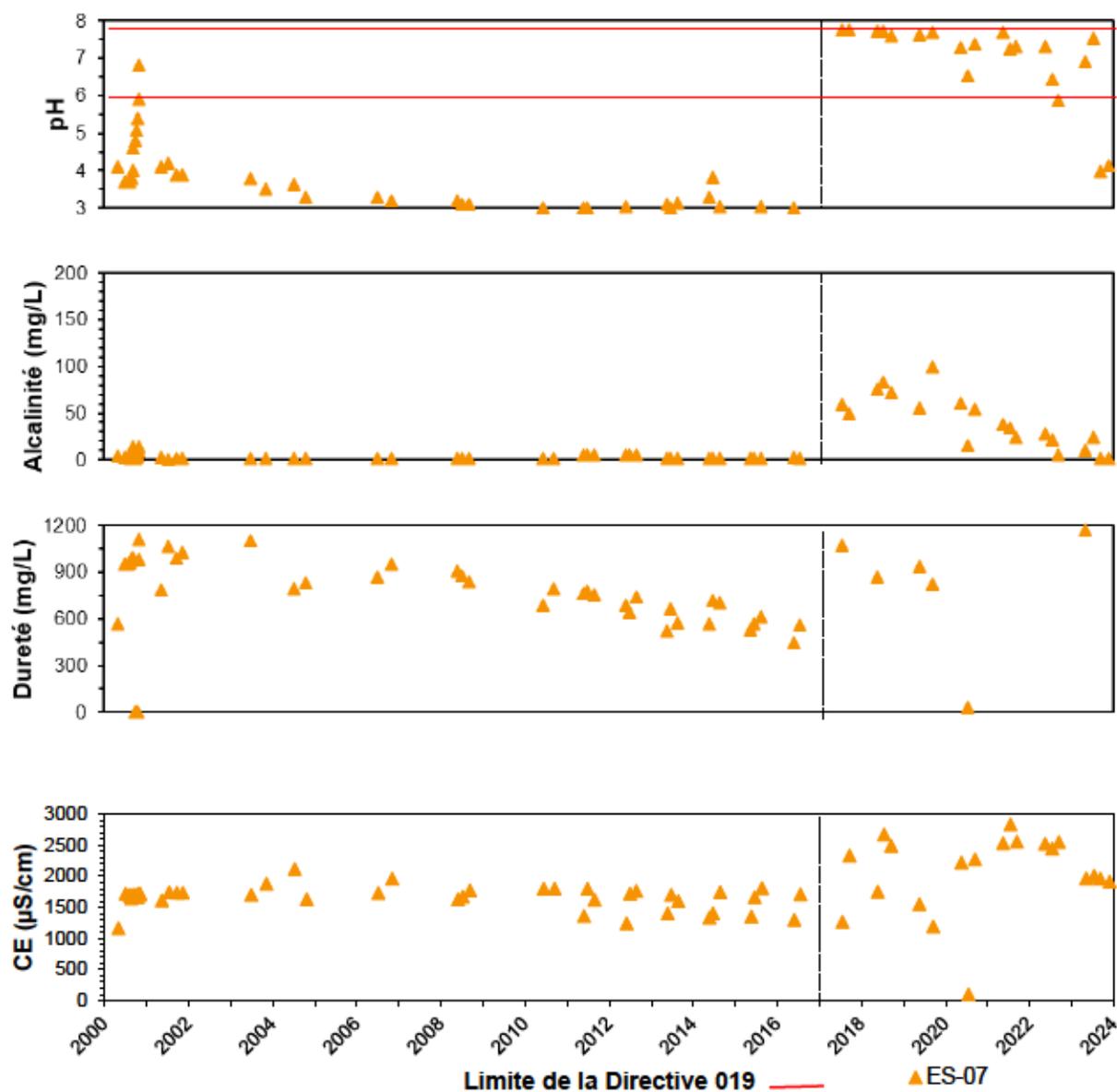
4.1.2 Station de la fosse (ES-07)

La station ES-07 est la station représentative de la fosse. Le pH de cette station a connu une forte acidité entre 2000 et 2016, se maintenant autour de 3. À partir de 2017, coïncidant avec l'introduction des résidus Goldex, une augmentation notable du pH a été observée, atteignant des valeurs proches de 8, indiquant un basculement vers des conditions plus neutres. Les MES sont demeurées généralement sous la limite de directive 019 durant l'ensemble de la période, à l'exception d'un pic en 2023, atteignant environ 20 mg/L.

La dureté variait entre 600 et 900 mg/L avant 2016, puis a augmenté pour se stabiliser entre 900 et 1200 mg/L à partir de cette date. L'alcalinité, quant à elle, fluctuait entre 5 et 50 mg/L jusqu'en 2017. Par la suite, une hausse significative a été enregistrée, atteignant des niveaux de 100 mg/L, avant de redescendre progressivement sous les 50 mg/L à partir de 2022. Les sulfates sont restés

globalement stables, oscillant entre 600 et 1 500 mg/L sur l'ensemble de la période d'analyse. La CE a augmenté de 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2017.

Le Fe était généralement sous la limite de directive, à l'exception de la période 2006 à 2011, où des hausses ponctuelles ont été observées, atteignant jusqu'à 30 mg/L (Figure 4.4).



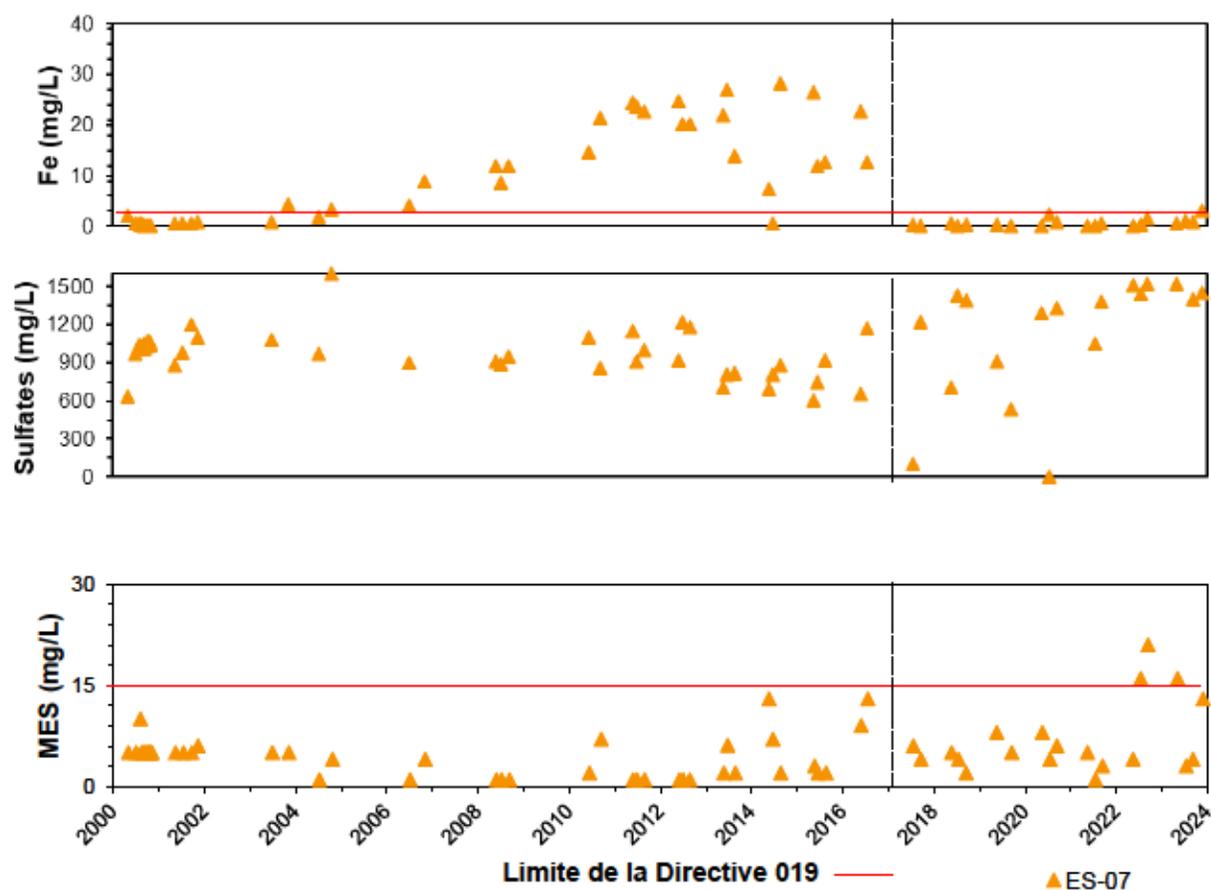


Figure 4.4 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans la station ES-07 (la fosse) du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024).

Période 2000-2016

L'ACP de la période 2000-2006 à ES-07 met en évidence un système typique d'un DMA actif, dominé par l'acidité et la mobilisation généralisée des métaux. Le pH est fortement corrélé négativement avec les concentrations d'Al ($R^2 = -0,966$), Fe ($R^2 = -0,843$), Cu ($R^2 = -0,941$) et Zn ($R^2 = -0,805$), traduisant une solubilisation accrue des métaux en milieu acide (Figure 4.5-a).

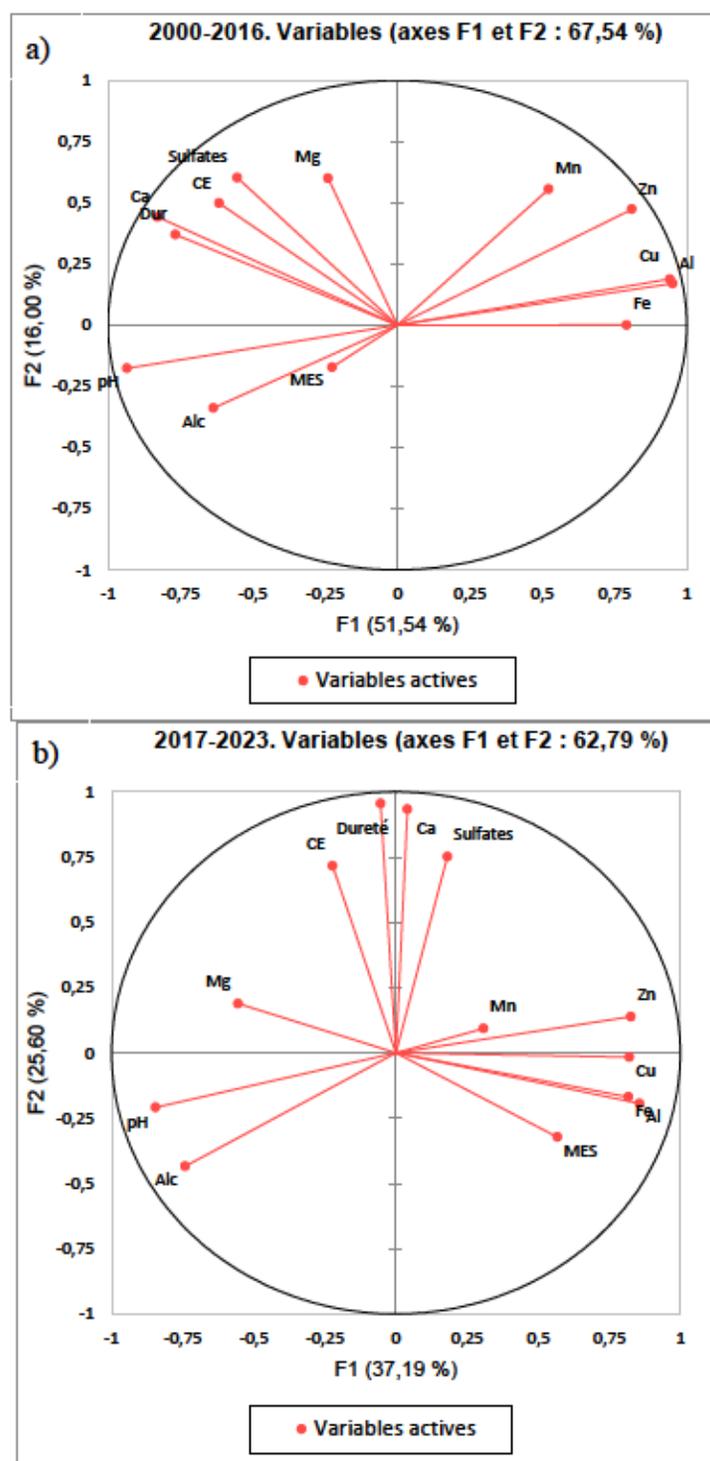


Figure 4.5 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour la station ES-07 (la fosse) du pour la période 2000-2023, a) pour la période 2000-2016 et b) pour la période 2017-2023.

Ces métaux présentent également des corrélations positives entre eux, notamment Cu-Al ($R^2=0,995$) et Al-Zn ($R^2=0,836$), indiquant des mécanismes couplés de libération probablement liés à l'oxydation de minéraux sulfurés. Parallèlement, la charge ionique est élevée : la dureté est corrélée à la CE ($R^2 = 0,674$), au Ca ($R^2= 0,827$) et au Mg ($R^2= 0,270$), tandis que les sulfates sont fortement associés au Ca ($R^2=0,729$) et Mg ($R^2=0,205$), confirmant la décomposition active des sulfures (Figure 4.5-a). L'alcalinité et les MES restent peu corrélées aux autres variables, illustrant un système encore peu tamponné. Globalement, cette période reflète une instabilité géochimique marquée par une acidité dominante, une forte charge ionique et une faible atténuation naturelle.

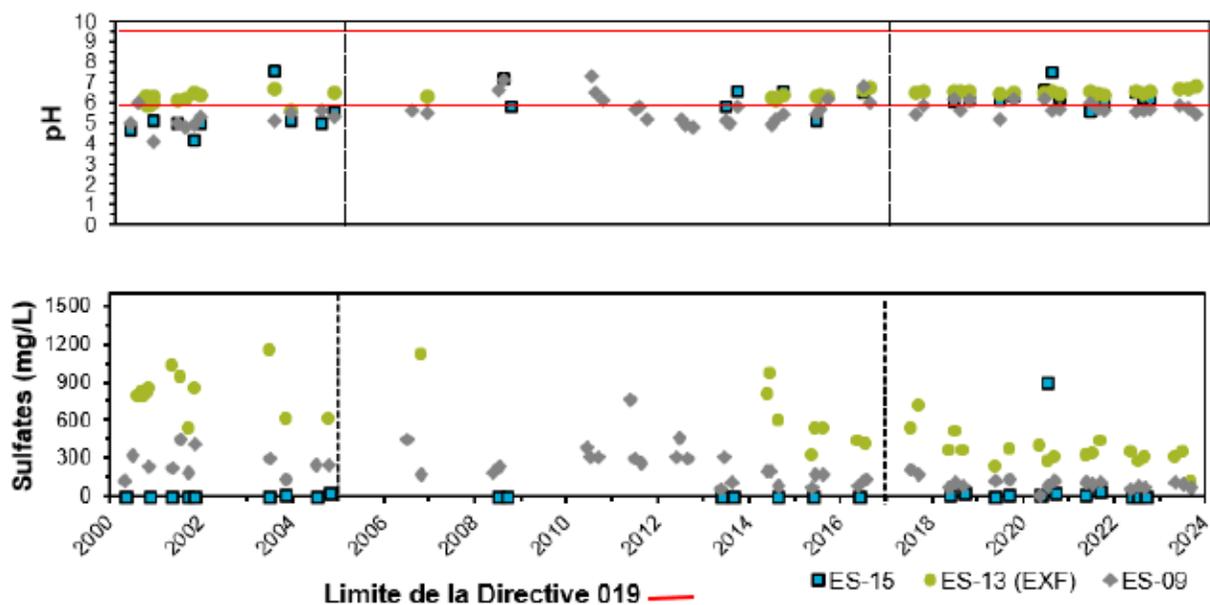
Période 2017-2023

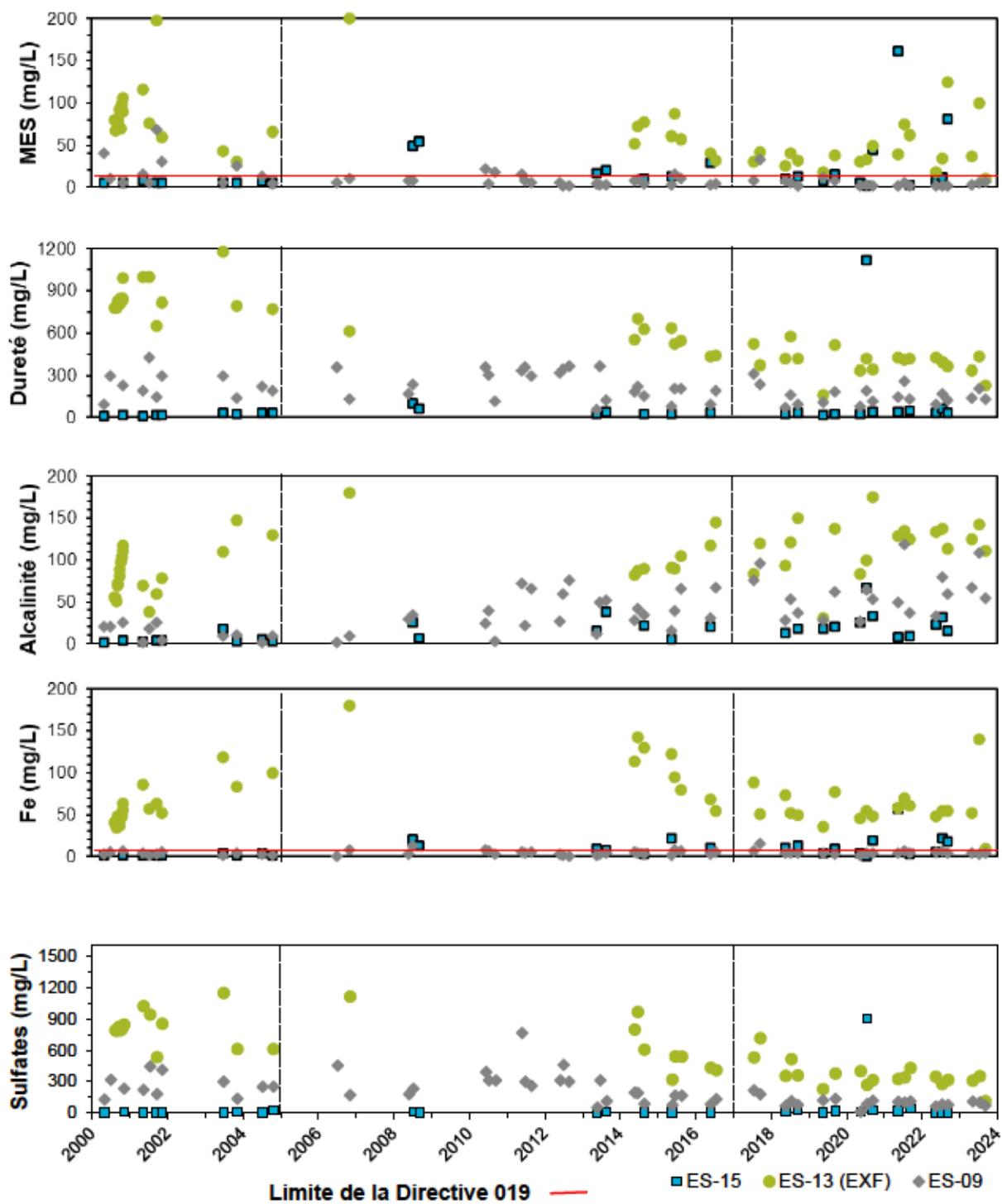
L'ACP de la station ES-07 met en évidence un changement significatif dans les relations entre paramètres géochimiques, indiquant une stabilisation progressive du milieu. Le pH présente une corrélation positive forte avec l'alcalinité ($R^2= 0,735$) et le Mg ($R^2= 0,477$), traduisant une amélioration des conditions neutres, probablement soutenue par des processus de neutralisation dans les résidus ou un environnement plus tamponné. Parallèlement, le pH conserve une corrélation négative marquée avec des métaux typiquement mobiles en milieu acide, notamment l'Al ($R^2= -0,663$), le Cu ($R^2= -0,615$), le Fe ($R^2= -0,616$) et le Zn ($R^2= -0,654$), confirmant que leur présence en solution reste conditionnée par le degré d'acidité. Cependant, comparé aux périodes précédentes, ces corrélations tendent à être moins intenses, ce qui suggère une diminution de la réactivité des sources de contamination. La co-mobilisation des métaux est toujours observable, particulièrement entre le Cu et le Zn ($R^2= 0,916$) et entre le Cu et le Fe ($R^2= 0,584$), ce qui indique que certaines sources métallifères secondaires restent actives. Les corrélations positives entre les sulfates et le Ca ($R^2= 0,650$), ainsi que la dureté ($R^2= 0,608$), reflètent la persistance de processus de dissolution minérale, mais de manière atténuée. Enfin, la corrélation croissante entre les MES et les métaux (Cu : $R^2= 0,450$; Al : $R^2= 0,520$) pourrait indiquer une contribution accrue de particules métalliques aux MES, possiblement lors d'événements pluvieux ou d'épisodes d'érosion localisés (Figure 4.5-b). Globalement, cette période révèle une transition chimique vers un milieu plus stable attribuable aux dépôts de Goldex.

4.1.3 Stations de control (ES-09/ ES-13/ ES-15)

Période 2000-2005

Les stations de contrôle ES-09, ES-13 et ES-15 présentent des conditions géochimiques globalement plus stables. Le pH reste modérément acide à ES-09 (5-6) et plus stable à ES-13 (6,5-7), tandis qu'ES-15 montre une amélioration progressive après 2002, passant de 4,5 à près de 8. La CE est élevée à ES-13 (1000-2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), modérée à ES-09 (250-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et très faible à ES-15 ($<20 \mu\text{S}/\text{cm}$), traduisant une faible minéralisation. L'alcalinité reste basse à ES-09 (10-30 mg/L) et plus élevée à ES-13 (50-150 mg/L), tandis que les données sont limitées à ES-15. La dureté suit une même gradation, de très faible à ES-15 ($<40 \text{ mg}/\text{L}$), intermédiaire à ES-09 (80-320 mg/L), et élevée à ES-13 (600-1200 mg/L). Le Fe reste généralement bas ($<5 \text{ mg}/\text{L}$), sauf à ES-13 où il enregistre des valeurs allant jusqu'à 100 mg/L en 2005. Les sulfates sont quasi absents à ES-15 ($<10 \text{ mg}/\text{L}$), modérés à ES-09 (80-400 mg/L), et relativement élevés à ES-13 (800 à 600 mg/L). Les MES, enfin, dépassent les 15 mg/L dans toutes les stations, avec des pics marqués à ES-09 (75 mg/L en 2002) et des concentrations élevées à ES-13 (60-200 mg/L) (Figure 4.6).





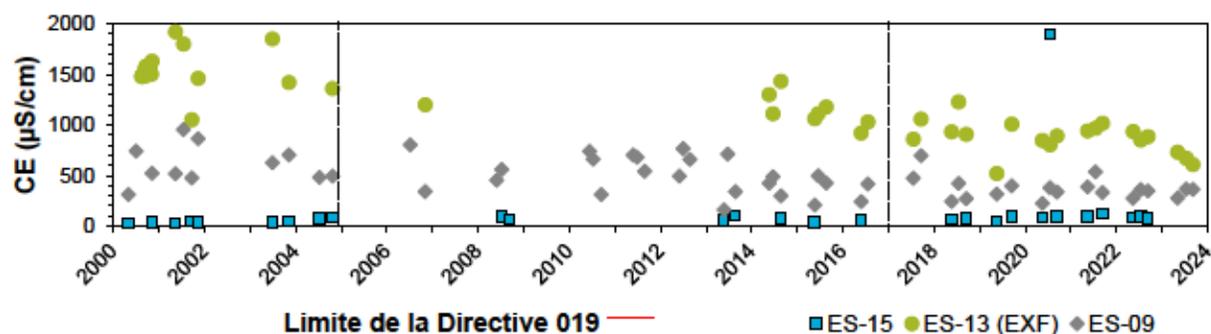


Figure 4.6 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations de contrôle du site East Sullivan entre 2000-2023

(Source des données : MNRF, 2024).

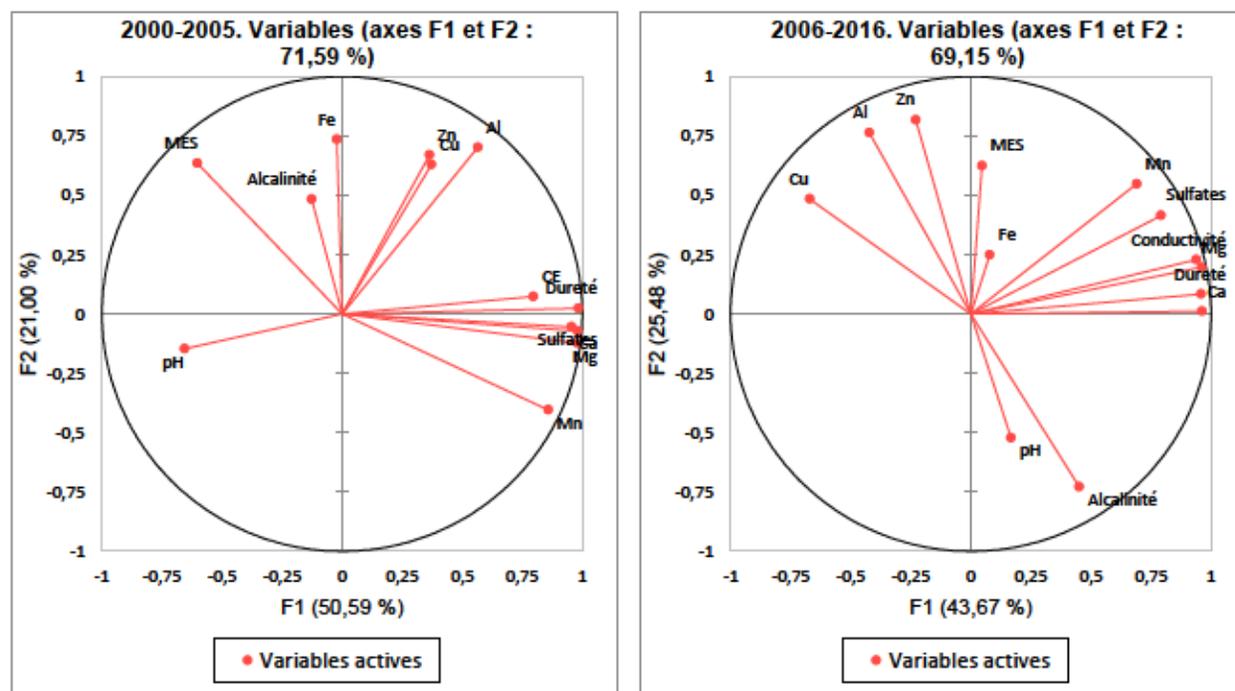
Dans l'ACP, la composante principale F1 met en évidence un lien entre l'acidité, la dissolution des métaux (Al, Cu) et la dureté due au Ca et Mg. F2 reflète la minéralisation ionique influencée par les Sulfates, le Zn et le Mn, tandis que F3 oppose la CE, indicateur de charge ionique, à la MES. Ces analyses confirment que cette période est caractérisée par des processus dominés par l'acidité et la minéralisation (Figure 4.7).

Période 2006-2016

Entre 2006 et 2016, les stations ES-09, ES-13 et ES-15 présentent des profils physico-chimiques contrastés. À ES-13, le pH reste stable (>6) et la CE élevée (1000-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), avec une alcalinité initialement à 200 mg/L diminuant à 120 mg/L, témoignant d'un environnement minéralisé mais partiellement neutralisé. À l'inverse, ES-15 se distingue par une faible minéralisation (CE : 50-100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dureté : 2-10 mg/L, sulfates : <30 mg/L) malgré un pH relativement stable (5-7). ES-09 présente des conditions intermédiaires, avec un pH <6,5, une CE entre 500 et 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, une alcalinité variable (2-60 mg/L), et une dureté oscillante entre 100 et 300 mg/L. Les concentrations en Fe restent généralement <20 mg/L, sauf à ES-13 (jusqu'à 180 mg/L au début de période, déclinant à 60 mg/L). Les sulfates suivent cette tendance, culminant à 1000 mg/L à ES-13 contre 400-200 mg/L à ES-09 et des teneurs marginales à ES-15. Les MES demeurent faibles sauf à ES-13 (40-50 mg/L) et ponctuellement à ES-15 (>30 mg/L). Ces observations confirment

l'hétérogénéité géochimique persistante entre les stations, avec une pression chimique à ES-13, et un régime plus dilué à ES-15 (Figure 4.6).

Durant la période 2006-2016, l'analyse des corrélations et de l'ACP met en évidence une dynamique complexe influencée par la minéralisation, la dureté et l'acidité. Le pH est négativement corrélé avec l'Al ($R^2=0,694$), le Cu ($R^2=0,697$) et le Fe ($R^2=0,561$), indiquant la dissolution des métaux en milieu acide. La dureté, dominée par le Ca ($R^2=0,980$) et le Mg ($R^2=0,815$), reflète leur rôle central dans la composition ionique, tandis que les sulfates, corrélés à la CE ($R^2=0,527$) et au Mn ($R^2=0,561$), témoignent d'une charge ionique importante. L'ACP révèle que la composante principale F1 est liée à la minéralisation et à la charge ionique, influencée positivement par le Zn ($R^2=0,862$), le Mn ($R^2=0,804$) et les sulfates ($R^2=0,702$), et négativement par la MES ($R^2=0,654$). Le F2 met en évidence un lien entre la dureté (Ca et Mg) et des conditions moins acides, alors que F3 reflète un équilibre entre la CE et la MES. Enfin, les composantes secondaires soulignent des interactions spécifiques entre les sulfates, l'alcalinité et la MES. Ces observations révèlent un milieu globalement minéralisé (Figure 4.7).



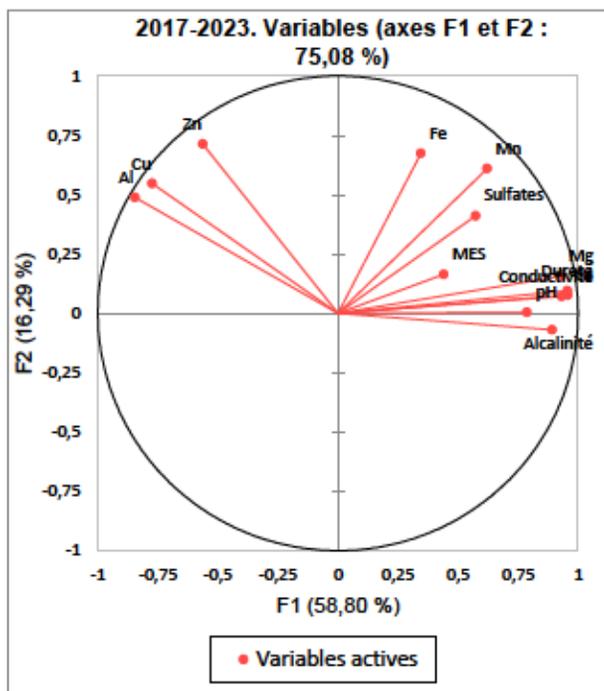


Figure 4.7 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour les stations de control pour la période 2000-2023.

Période 2017-2023

Entre 2017 et 2023, les stations ES-13, ES-09 et ES-15 présentent des tendances contrastées mais globalement stabilisées. Le pH reste neutre à ES-13 (6,5-7), modérément acide à ES-09 (5,5-6,5) et stable à ES-15 (6-6,5). La CE diminue progressivement à ES-13 (1000 à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$), reste modérée à ES-09 (200-500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et très faible à ES-15 (10-80 $\mu\text{S}/\text{cm}$). L'alcalinité varie entre 80–150 mg/L à ES-13, 40-100 mg/L à ES-09, et reste faible à ES-15 (10-30 mg/L), traduisant une capacité tampon réduite. La dureté diminue à ES-13 (400 à 300 mg/L), est stable à ES-09 (~150 mg/L), et minimale à ES-15 (5-20 mg/L). Le Fe dissous dépasse 100 mg/L à ES-13 (avec un pic à 150 mg/L), mais reste <20 mg/L ailleurs. Les sulfates diminuent à ES-13 (600 à 300 mg/L), sont stables à ES-09 (~150 mg/L) et faibles à ES-15 (<30 mg/L). Les MES sont généralement faibles sauf à ES-15 (pic à 160 mg/L en 2022) et à ES-13 (30-150 mg/L, max en 2023). Ces résultats confirment une stabilisation progressive du système, malgré une persistance de charges ioniques élevées à ES-13 et quelques pics ponctuels aux stations plus sensibles (Figure 4.6).

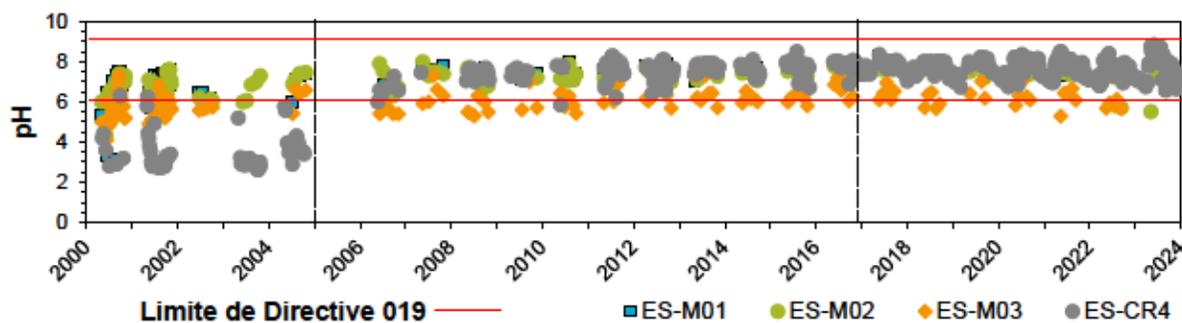
Durant la période 2017-2023, l'analyse montre une forte mobilisation des métaux comme l'Al, le Cu et le Zn, favorisée par des conditions acides, comme en témoigne leur forte corrélation négative avec le pH ($R^2=0,663$, $R^2=0,615$ et $R^2=-0,616$ respectivement). La dureté de l'eau, dominée par le Ca (corrélation avec dureté : $R^2=0,963$), et les sulfates (corrélation avec CE : $R^2=0,403$) participent à la charge ionique globale, reflétée par la CE. La MES, liée à l'Al ($R^2=0,520$) et au Zn ($R^2=0,408$), illustre un rôle de la turbidité dans la disponibilité des métaux. L'ACP confirme ces observations : la composante principale F1 relie l'acidité à la solubilisation des métaux dissous, tandis que F2 est dominée par la dureté et les sulfates, accentuant leur rôle dans la minéralisation. F3 met en lumière un équilibre entre les MES et les ions dissous, avec une influence notable du Mg (Figure 4.7).

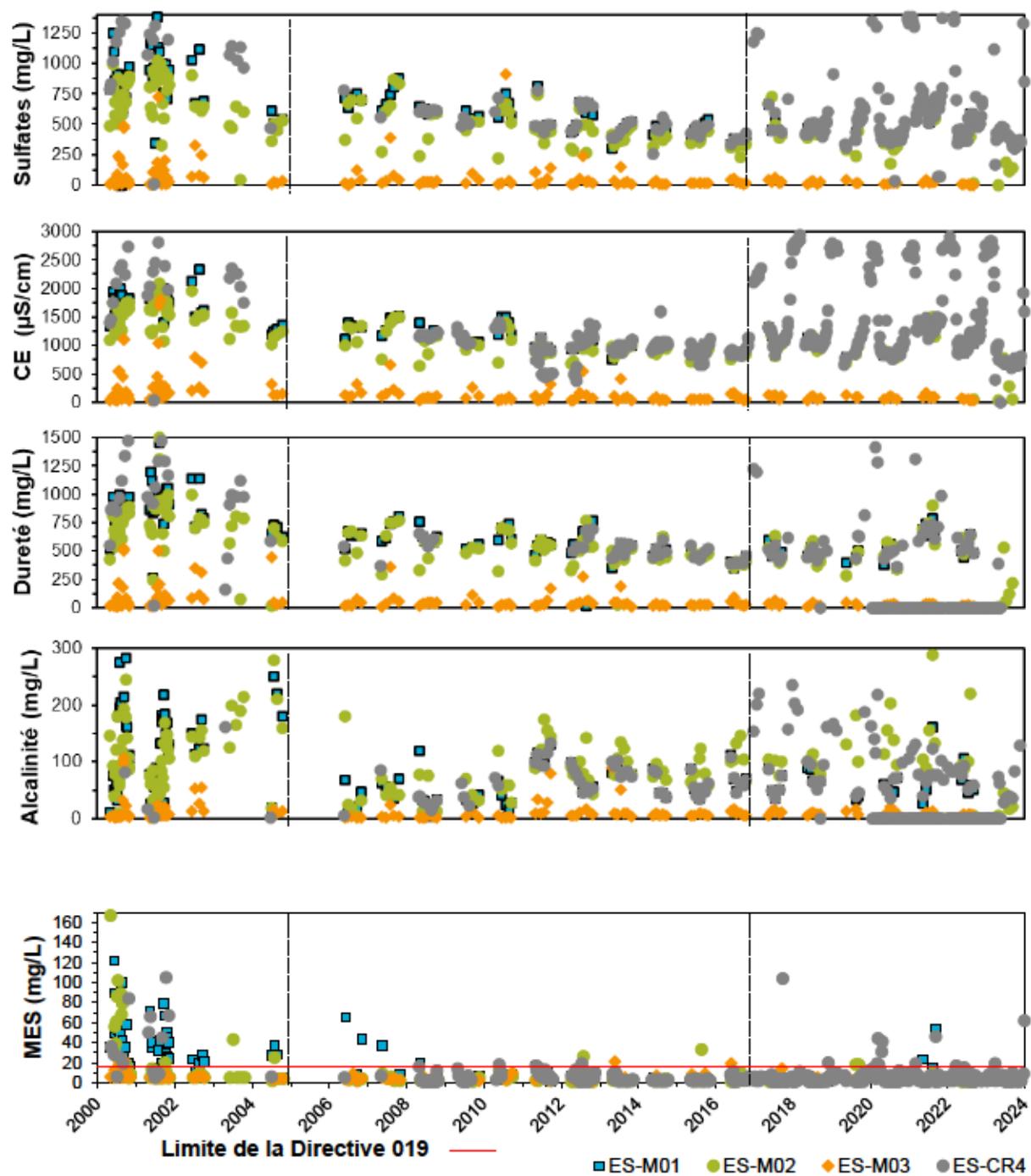
En résumé, la période 2000-2005 illustre un milieu avec une forte charge ionique et des concentrations élevées en métaux. Entre 2006 et 2016, les conditions se sont stabilisées, avec une baisse généralisée des concentrations et un pH tendant vers la neutralité. Enfin, la période 2017-2023 est marquée par une légère augmentation des MES mais elle garde la même stabilité observée en 2006-2016.

4.1.4 Stations de l'effluent final (ES-M01/ ES-M02/ ES-M03/ ES-CR4)

Période 2000-2005

Les stations de l'effluent final, localisées au sud du site après les zones de marais et les systèmes de purification, comprennent trois points principaux de suivi : ES-M01, ES-M02 et ES-M03 avec la station du bassin sud, la station ES-CR4 (en amont de l'effluent).





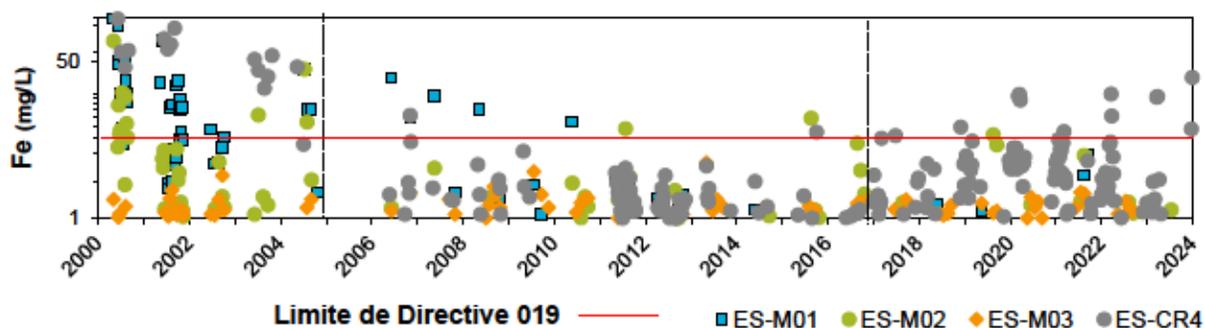


Figure 4.8 : Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations des effluents finaux du site East Sullivan entre 2000-2023

(Source des données : MNRF, 2024).

La station ES-CR4 enregistre, durant cette période, un pH généralement acide, fluctuant entre 3 et 6,2. Les concentrations en sulfates varient de 750 à 2300 mg/L, tandis que la CE se situe entre 1300 et 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La dureté totale oscille entre 500 et 1500 mg/L, avec quelques valeurs ponctuelles inférieures à 500 mg/L, indiquant une minéralisation relativement faible à ces moments-là. Les concentrations en MES dépassent fréquemment les seuils de la directive, atteignant jusqu'à 120 mg/L. Le Fe présente également des teneurs élevées, comprises entre 3 et 70 mg/L.

La station ES-M01 enregistre, en début de période, les valeurs de pH les plus faibles, avoisinant 3, traduisant une acidité marquée ; elle évolue ensuite vers une neutralisation progressive, atteignant des valeurs stables entre 7 et 7,5 jusqu'à la fin de la période. La station ES-M02 affiche des valeurs plus stables, oscillant entre 6 et 8, tandis qu'ES-M03 présente un pH plus variable, allant de 4 à 7,5 en début de période, pour se stabiliser ensuite entre 5,5 et 6,5. La CE est la plus faible à ES-M03 (entre 5 et 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec des pics en 2001-2002), tandis qu'elle atteint entre 1 000 et 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à ES-M02, et entre 1 250 et 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à ES-M01, traduisant une forte minéralisation. La dureté suit une tendance similaire : entre 0,7 et 250 mg/L à ES-M03, 500 à 1 000 mg/L à ES-M02, et jusqu'à 1250 mg/L à ES-M01. Les concentrations en Fe dissous sont stables à ES-M03 (inférieures à 20 mg/L), plus variables à ES-M02 avec des pics atteignant 80 mg/L (notamment en 2000 et 2004), et particulièrement élevées à ES-M01, avec une valeur maximale de 1050 mg/L en

début de période, suivie d'une chute importante jusqu'à 10 mg/L vers la fin de 2004. Pour les sulfates: ES-M03 enregistre les valeurs les plus faibles (entre 4 et 250 mg/L, avec des pics à 500-700 mg/L), tandis qu'ES-M02 débute avec des concentrations entre 500 et 1 000 mg/L, qui diminuent vers 500 mg/L en fin de période ; ES-M01, quant à elle, présente des niveaux les plus élevés (dans les stations des marais) (jusqu'à 1300 mg/L entre 2000 et 2003), avant une réduction progressive autour de 600 mg/L. Enfin, les MES restent faibles à ES-M03 (généralement < 20 mg/L), alors qu'elles atteignent des niveaux très élevés à ES-M01 et ES-M02 en début de période (jusqu'à 120mg/L pour ES-M01 et 160 mg/L pour ES-M02), pour ensuite décroître vers des valeurs plus modérées, autour de 30 à 40 mg/L, en fin de période. Ces tendances traduisent une amélioration globale de la qualité des effluents, particulièrement marquée à la station ES-M03 (l'effluent final) (Figure 4.8).

Pour la période 2000-2005, l'ACP de ES-M02 met en évidence que la variabilité des paramètres physico-chimiques est principalement structurée autour de trois dimensions. La première composante (F1), expliquant 44 % de la variance, est dominée par la dureté, la CE, les sulfates, le Ca et le Mg, reflétant l'influence de la charge ionique totale liée à la dissolution des sels dissous. La deuxième composante (F2), représentant 15 % de la variance, est associée au pH et à l'alcalinité, indiquant un axe lié à l'équilibre acido-basique influencé par les processus de dissolution des carbonates ou des apports organiques. La troisième composante (F3), expliquant 9 % de la variance, est portée par les MES et le Mn, traduisant des processus d'augmentation de la solubilité des métaux en conditions acides. Les corrélations positives, telles que celles entre la dureté et la CE ($R^2=0,889$) ou entre les sulfates et la CE ($R^2=0,838$), soulignent l'importance des ions dissous dans la composition chimique de l'eau, et des corrélations négatives, comme celles entre le Fe et la dureté ($R^2=-0,593$) ou le Fe et le Mg ($R^2=-0,673$) (Figure 4.9).

Période 2006-2016

Pour la période 2006 à 2016, les trois stations des effluents finaux montrent une amélioration générale de la qualité des eaux, avec des variations notables entre les sites. La station la station ES-CR4, montre que le pH commence à augmenter pour maintenir un niveau de neutralité stable. Parallèlement, on observe une diminution générale des concentrations en sulfates, passant d'environ 800 à 500 mg/L. La CE montre une légère hausse, tandis que les MES diminuent pour

se maintenir en dessous des seuils de la directive 019. Les concentrations en Fe suivent la même tendance, passant sous le seuil de 3 mg/L. Cette période illustre donc une amélioration progressive de la qualité de l'eau. La station ES-M03 enregistre les valeurs de pH les plus faibles, avec une moyenne autour de 6, traduisant un milieu légèrement acide. En comparaison, les stations ES-M01 et ES-M02 présentent des valeurs plus stables et plus neutres, oscillant généralement entre 7 et 8 tout au long de la période. La CE reste la plus faible à ES-M03, où elle ne dépasse pas 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis qu'elle est nettement plus élevée à ES-M01 et ES-M02, avec des valeurs variantes généralement entre 1000 et 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, et une tendance à la baisse vers 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en fin de période. La dureté suit une tendance similaire : inférieure à 100 mg/L à ES-M03, contre des niveaux plus élevés, entre 400 et 900 mg/L, à ES-M01 et ES-M02, indiquant une plus forte minéralisation dans ces deux stations. Les concentrations en Fe dissous sont majoritairement inférieures à 3 mg/L dans l'ensemble des stations, à l'exception de quelques pics ponctuels à ES-M01, atteignant jusqu'à 40 mg/L (notamment autour de 2600 à 2700 $\mu\text{g}/\text{L}$). Concernant l'alcalinité, ES-M03 affiche des valeurs variantes entre 4 et 30 mg/L, reflétant une capacité tampon modérée, tandis qu'ES-M01 montre des niveaux plus élevés, allant de 50 à 180 mg/L tout au long de la période, indiquant une eau mieux neutralisée. Les sulfates restent en dessous de 100 mg/L à ES-M03, à l'exception de quelques pics isolés, alors qu'ES-M01 et ES-M02 présentent des concentrations plus importantes, entre 300 et 900 mg/L, illustrant une charge ionique plus forte dans ces stations. Enfin, les MES sont généralement supérieures à 20 mg/L dans toutes les stations, avec quelques pics notables : un en 2007 à ES-M01, et deux pics en 2016 à ES-M02, atteignant jusqu'à 50 mg/L. Ces observations traduisent une évolution contrastée selon les stations, avec une meilleure qualité globale à ES-M03, tandis qu'ES-M01 et ES-M02 restent plus chargées en minéraux et particules, malgré une tendance à l'amélioration (Figure 4.8).

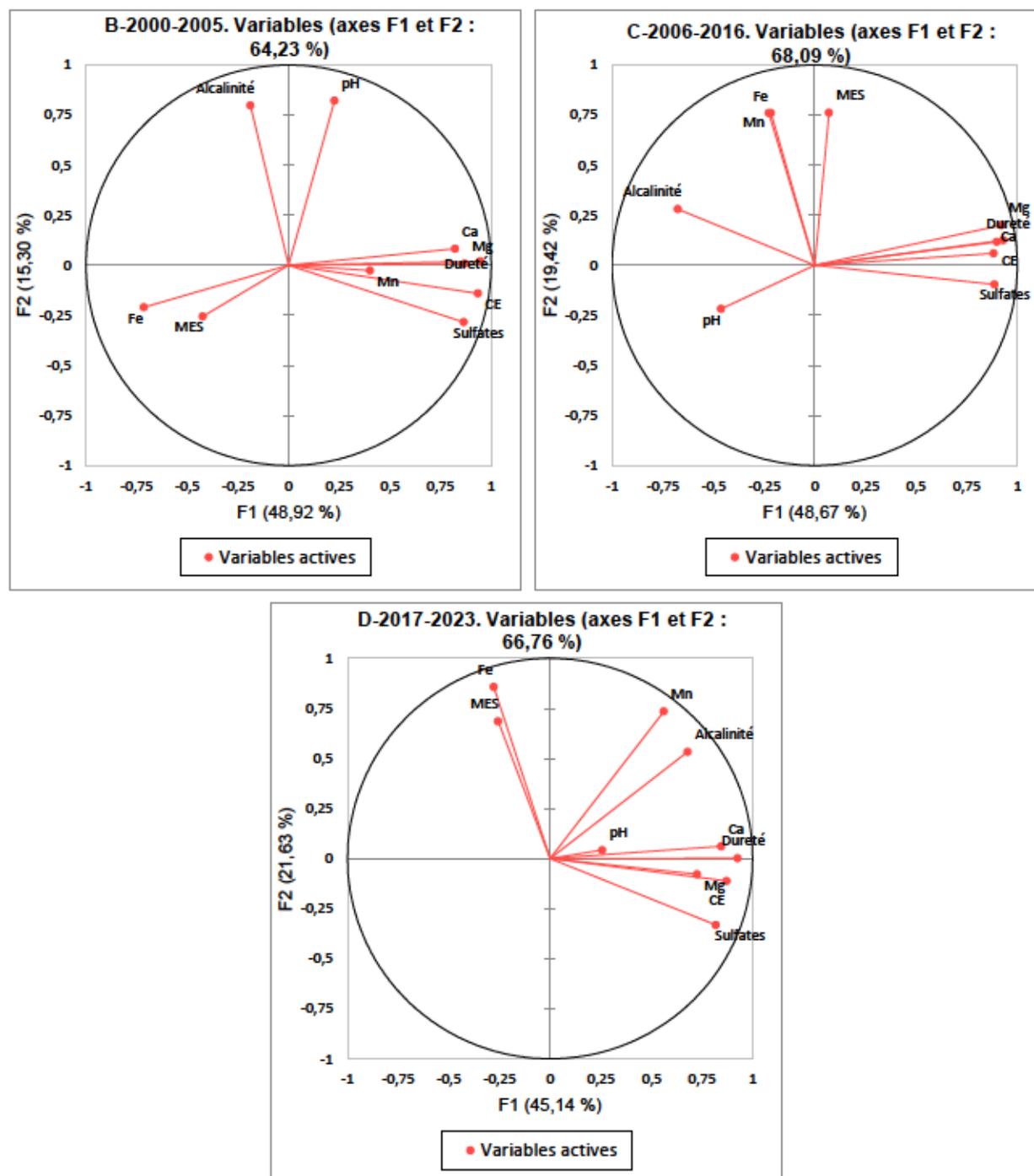


Figure 4.9 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques pour la station de la station de l'effluent finale (station du marais ES-M02).

Pour la période 2006-2016, l'ACP de ES-M02 révèle que la variabilité des paramètres physico-chimiques de l'eau est dominée par trois dimensions principales. La première composante (F1), représentant 56 % de la variance, est fortement liée à la charge ionique totale, incluant la dureté, la CE, les sulfates, le Ca et le Mg, reflétant l'influence d'une dissolution accrue des minéraux. La deuxième composante (F2), expliquant 17 % de la variance, est associée à la mobilisation des métaux (Fe et Mn) et des MES. La troisième composante (F3), représentant 10 % de la variance, est dominée par le pH et l'alcalinité, traduisant un équilibre acido-basique influencé par le Ca. Les corrélations fortes, comme celles entre la dureté, le Ca, les sulfates et la CE, confirment l'importance des ions dissous dans cette période, tandis que des corrélations négatives, comme entre le pH et les sulfates ($R^2=-0,342$) ou le Mg ($R^2=-0,333$), reflètent les interactions entre les processus chimiques et les conditions alcalines. Ces résultats mettent en lumière une stabilisation au niveau des variations des éléments géochimiques où la stabilisation et l'avancement de la couche organique a influencé positivement la qualité des eaux de cette période (Figure 4.9).

Période 2017-2023

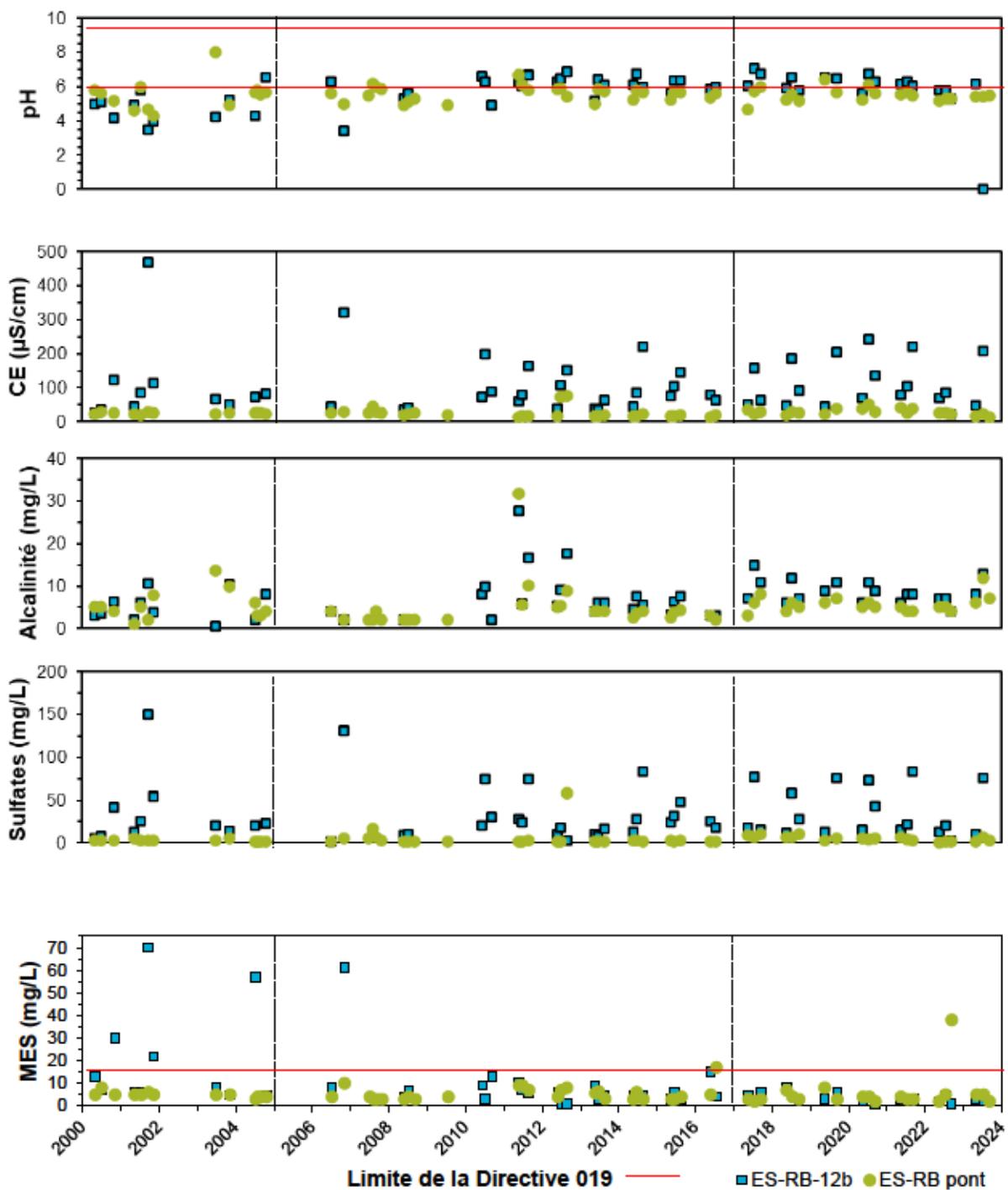
Pour la période 2017 à 2023, les stations des effluents finaux ne présentent pas de changements majeurs par rapport à la période précédente (2006-2016), la majorité des paramètres physico-chimiques restant relativement stables. Toutefois, quelques variations ponctuelles ont été observées à ES-CR4 à l'exception du pH qui demeure relativement stable. Les concentrations en sulfates augmentent progressivement, passant de 500 mg/L à environ 1300 mg/L. La CE, reflet de la charge ionique des eaux, s'accroît également pour atteindre des valeurs allant jusqu'à 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La dureté de l'eau montre une tendance à la hausse, avec l'apparition de pics marqués. Enfin, les concentrations en Fe ont, à plusieurs reprises vers la fin de certaines années, dépassé le seuil de 3 mg/L. Les stations ES-M01 et ES-M02 ont enregistré des pics de CE, atteignant entre 1000 et 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, traduisant une augmentation temporaire de la minéralisation. Ces hausses de CE sont accompagnées par une élévation parallèle de la dureté, avec des valeurs comprises entre 500 et 800 mg/L. L'alcalinité montre également une évolution notable : à ES-M02, elle atteint ponctuellement jusqu'à 300 mg/L, et jusqu'à 150 mg/L à ES-M01, suggérant une capacité tampon temporairement renforcée. En 2022, la station ES-M01 affiche une légère augmentation des concentrations en sulfates, ainsi qu'un pic de MES atteignant 60 mg/L, traduisant une possible perturbation locale ou

un apport ponctuel en particules. Globalement, ces données indiquent une période de stabilité chimique relative, marquée par quelques fluctuations localisées, mais sans modification structurelle majeure dans la qualité des effluents (Figure 4.8).

Pour la période 2017-2023, l'ACP de ES-M02 met en évidence que la variabilité des paramètres physico-chimiques est principalement structurée autour de trois dimensions majeures. La première, représentant 50 % de la variance, reflète la charge ionique totale, dominée par la dureté, la CE, le Ca et les sulfates. La deuxième dimension, représentant 19 % de la variance, est liée à la mobilisation des métaux et des particules, notamment le Fe, le Mn et les MES. La troisième dimension, expliquant 9 % de la variance, est associée aux conditions acido-basiques, caractérisées par des variations du pH et de l'alcalinité, qui influencent la solubilité des métaux et des ions dissous (Figure 4.9). Pour ces stations la qualité d'eau montre une amélioration progressive de la qualité de l'eau à partir de la station ES-CR4 jusqu'à la station ES-M03 (dernière station dans l'effluent final).

4.1.5 Stations du milieu récepteur, rivière Bourlamaque (ES-RB-12b /ES-RB pont)

Sur l'ensemble de la période 2000-2023, la station ES-RB-12b montre une amélioration progressive de la qualité de l'eau. Le pH, initialement acide (souvent <6), évolue vers des valeurs plus neutres, atteignant 6 à 7 à partir de 2006. La dureté passe de 10-20 mg/L à des valeurs allant jusqu'à 80 mg/L, la CE augmente de 50-150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à plus de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ par moments, et l'alcalinité, bien qu'en hausse (de <10 mg/L à des pointes de 30 mg/L), reste modeste. Les teneurs en SO_4^{2-} , élevées en début de période (jusqu'à 50 mg/L), atteignent ponctuellement plus de 75 mg/L vers la fin, traduisant une minéralisation continue. L'Al et le Fe, dont les concentrations atteignaient respectivement jusqu'à 5 mg/L et 19 mg/L au début, diminuent progressivement. En revanche, le Mn (~0,05 mg/L) et le Zn (<0,03 mg/L) montrent une légère augmentation vers 2023. En comparaison, la station ES-RB-Pont reste globalement stable : pH entre 5 et 6, CE inférieure à 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$, dureté autour de 10 mg/L, SO_4^{2-} et métaux dissous généralement <10 mg/L, et un pic isolé d'alcalinité à 30 mg/L en 2012 (Figure 4.10). Ces conditions traduisent une faible minéralisation typique d'un secteur influencé par un milieu humide (Guesdon et al., 2014).



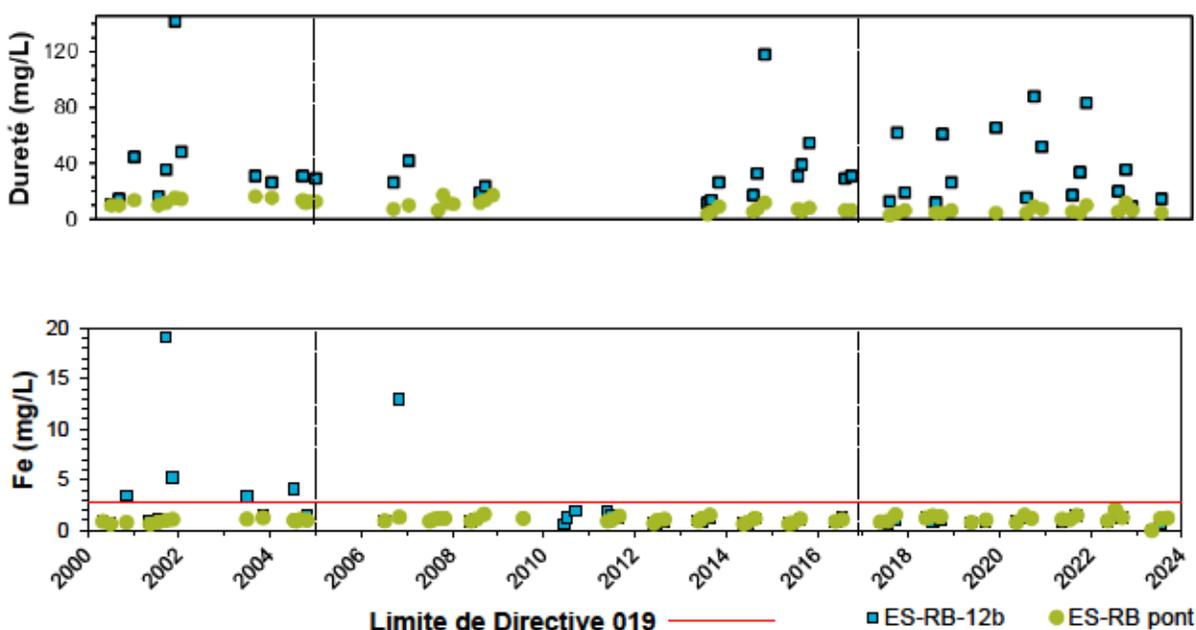
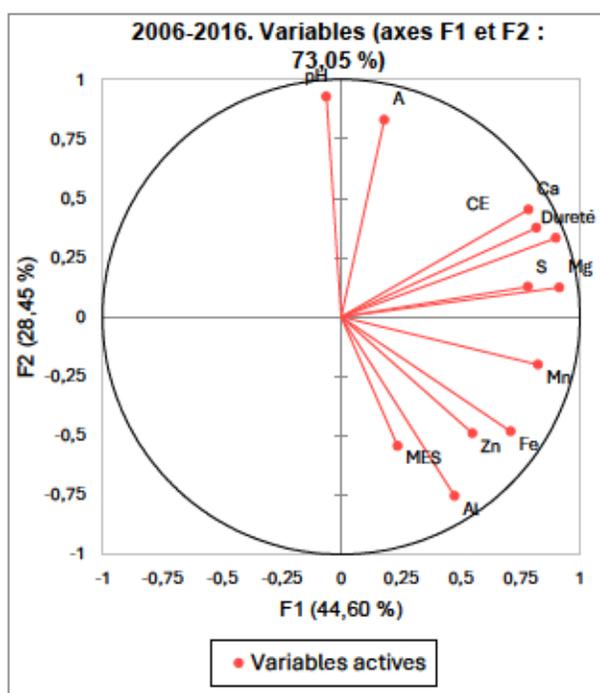
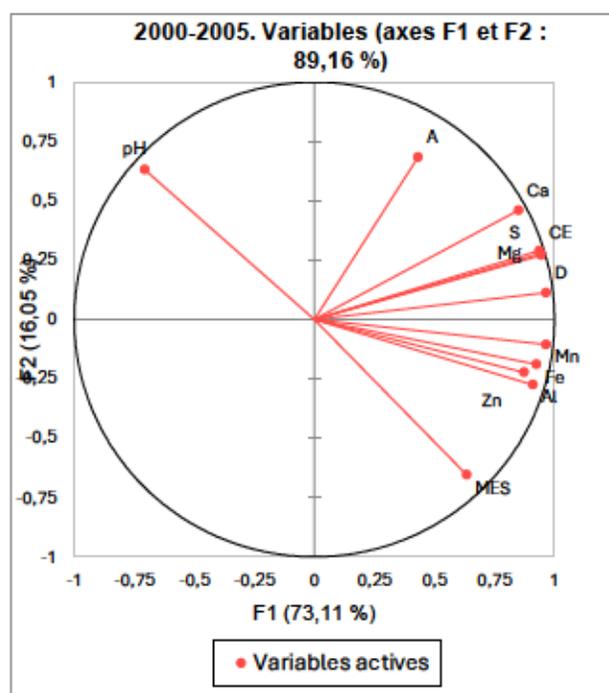


Figure 4.10: Évolution temporelle des paramètres géochimiques (pH, CE, alcalinité, dureté, Fe, sulfates, MES) dans les stations du milieu récepteur (la rivière Bourlamaque) du site East Sullivan entre 2000-2023 (Source des données : MNRF, 2024).

Pour la période 2000–2005, l'ACP met en évidence l'influence dominante de l'acidité sur la chimie de l'eau. L'axe F1 (73 % de la variance) relie la CE, la dureté, les SO_4^{2-} et les métaux dissous comme Al et Mn. L'axe F2 montre une relation inverse entre le pH et les concentrations en Al, Fe et Mn, soulignant la forte mobilisation des métaux en milieu acide (Figure 4.11). Pour la période 2006–2016, l'ACP reflète une transition vers un équilibre chimique. L'axe F1 (63 %) est dominé par les ions dissous (Ca, Mg, SO_4^{2-}), indiquant une minéralisation accrue. L'axe F2 (13 %) traduit une hausse du pH et de l'alcalinité, associée à une réduction de la solubilité des métaux comme Al et Fe. Les axes suivants isolent les phénomènes ponctuels liés aux MES et aux métaux comme le Zn (Figure 4.11). Enfin, pour la période 2017–2023, l'ACP confirme une stabilité chimique, malgré la présence de pics annuels. L'axe F1 (58 %) illustre une minéralisation soutenue par les SO_4^{2-} , Ca et Mg. L'axe F2 témoigne encore de l'impact de l'acidité résiduelle sur certains métaux, notamment Al et Fe. L'axe F3 montre une interaction plus marquée entre les MES et les éléments comme le Zn et le Mn (Figure 4.11).

L'évolution chimique des eaux à la station ES-RB-12b entre 2000 et 2023 montre une nette amélioration progressive de la qualité de l'eau. La première période (2000–2005) se caractérise par une forte acidité, une faible capacité tampon, et des concentrations élevées en métaux dissous (notamment Al et Fe), en lien avec une faible stabilité chimique. À partir de 2006, on observe une transition marquée vers un équilibre chimique : le pH s'élève, la minéralisation s'intensifie, et la solubilité des métaux décroît. Enfin, la période 2017-2023 confirme cette dynamique d'amélioration, avec un pH plus stable, une diminution des concentrations en Al et Fe, et une minéralisation soutenue, bien que ponctuée de pics saisonniers. En parallèle, la station ES-RB pont reste globalement stable et peu impactée, avec des eaux faiblement minéralisées, un pH légèrement acide, et une constance dans les faibles concentrations en contaminants (tel que mentionnée au-dessus, les milieux humides sont généralement caractérisés par cette plage des valeurs de pH selon les travaux de Guesdon et al., 2014).



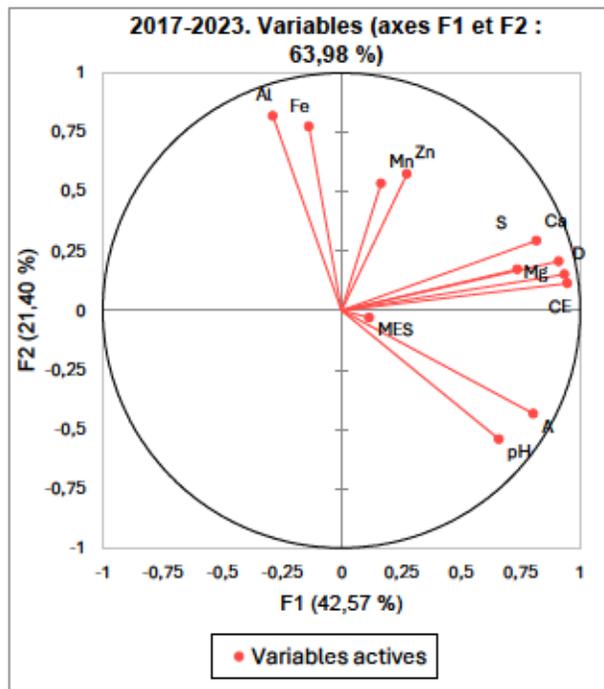


Figure 4.11 : Graphiques d'ACP des paramètres géochimiques pour la station ES-RB-12b du milieu récepteur.

Tableau 4.1 : Tendances générales des variations géochimiques de la période 2000-2023 sur les stations analysées.

| Période | Paramètre | 2000-2005 (Traitement par recirculation) | 2006-2016 (Stabilisation) | 2017-2023 |
|--------------------|--------------------|--|---|--|
| pH | Acidité/Neutralité | Acide : Acidité accrue par oxydation des sulfures | Stabilisation : 6,5-7,8 grâce à l'avancement de CO et augmentation de l'alcalinité. | Neutre à légèrement alcalin. Résidus alcalins /neutres maintiennent pH stable (ex. ES-07). |
| Conductivité | Ionisation | Très élevée. Dominée par SO_4^{2-} , Ca^{2+} , et Mg^{2+} issus des sulfates réduits. | Diminue légèrement, traduisant une stabilisation de la charge ionique. | Modérée et relativement élevée à ES-07. |
| Dureté | Calcium, Magnésium | Élevée. Dissolution accrue sous conditions acides. | Réduction progressive. Dissolution lente des carbonates améliore la capacité tampon. | Très élevée. Apports directs de calcium et magnésium. |
| Sulfates | Charge ionique | Élevés. Générés par l'oxydation des sulfures. | Diminuent légèrement dans quelques stations en l'absence de nouvelles sources actives est avec l'avancement de la couche organique. | Augmentent (ES-CR4 et ES-07). Apports directs des sulfates dans les dépôts Goldex. |
| MES | Turbidité | Très élevée. Favorisée par la mise en suspension de Fe et Mn sous conditions acides. | Réduction importante. Amélioration de la clarté de l'eau. | Fluctuations marquées, MES variables liés aux résidus de Goldex (ES-CR4 et ES-07). |
| Métaux (Fe, Mn) | Mobilisation | Concentrations très élevées : Fe (>100 mg/L dans des stations), Favorisées par l'acidité des eaux. | Diminution marquée : Fe et Mn modérés. Mobilisation réduite grâce à un pH plus neutre. | Pics périodiques : Fe et Mn. |
| Alcalinité | Capacité tampon | Variable : Insuffisante pour neutraliser totalement l'acidité. | Progression importante. Tamponnement accru stabilisant le pH neutre. | Stable à élever dû à l'alcalinité dans les résidus de Goldex (ES-07) / ou ajout des neutralisants (ES-CR4). |
| Tendances globales | Évolution chimique | Acidité marquée, turbidité élevée, et forte charge métallique. | Amélioration chimique progressive : Neutralité du pH, diminution générale des sulfates et des métaux. | Impact potentiel direct des résidus de Goldex : Augmentation de la minéralisation, turbidité accrue, augmentation du pH (ES-CR4 et ES-07). |

4.2 Influence de la variabilité climatique sur la variation géochimique

4.2.1 Stations périphériques (ES-CR1/ ES-CR2/ ES-CR3)

Période 2000-2005

Entre 2000 et 2005, les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 montrent une corrélation modérée entre les conditions climatiques et les paramètres géochimiques, via les effets de la température et des précipitations sur la minéralisation, la turbidité et la mobilité des métaux. À ES-CR1, la température est inversement corrélée au pH ($R^2=0,265$), augmentant ainsi l'acidité, et positivement aux sulfates ($R^2=0,142$) et aux MES ($R^2=0,020$), suggérant une concentration accrue des ions et une turbidité renforcée par évaporation. Les précipitations ont un impact limité sur la charge ionique mais influencent légèrement la mise en suspension des particules (MES : $R^2=0,148$). L'ACP met en évidence trois facteurs clés : F1 (minéralisation dominée par la dureté et la CE), F2 (effet dilutif des précipitations) et F3 (mobilisation des particules sous l'effet de la température) (Figure 4.12).

À ES-CR2, la température est positivement corrélée à la CE ($R^2=0,441$), au Ca ($R^2=0,417$) et au Mg ($R^2=0,341$), indiquant la dissolution minérale, mais inversement corrélée au pH ($R^2=0,211$) et au Mn ($R^2=0,514$), suggérant une intensification de l'acidité. Les précipitations diminuent la CE ($R^2=0,140$) et les sulfates ($R^2=0,115$), tout en favorisant les MES ($R^2=0,230$). L'ACP montre que F1 reflète la charge ionique influencée par la dissolution minérale, tandis que F2 est dominé par la mobilisation des métaux Fe et Zn (corrélation de 0,814 et 0,478, respectivement) (Figure 4.12).

À ES-CR3, les précipitations prolongées réduisent la dureté ($R^2=0,462$), la CE ($R^2=0,456$) et le Mg ($R^2=0,427$), illustrant un effet dilutif, tandis que la température est inversement corrélée aux sulfates ($R^2=0,583$) et au Mn ($R^2=0,531$), suggérant la précipitation chimique favorisée par la chaleur. L'ACP met en évidence F1 (minéralisation dominée par les sulfates et le Mg), F2 (mobilisation des métaux Fe et Zn influencée par la température) et F3 (équilibre chimique, où l'alcalinité et le pH sont modulés par la dilution des précipitations). Entre 2000 et 2005, les précipitations ont un effet dilutif modéré sur la CE et les sulfates, tandis que la température intensifie l'acidité et la mobilisation des métaux (Figure 4.12).

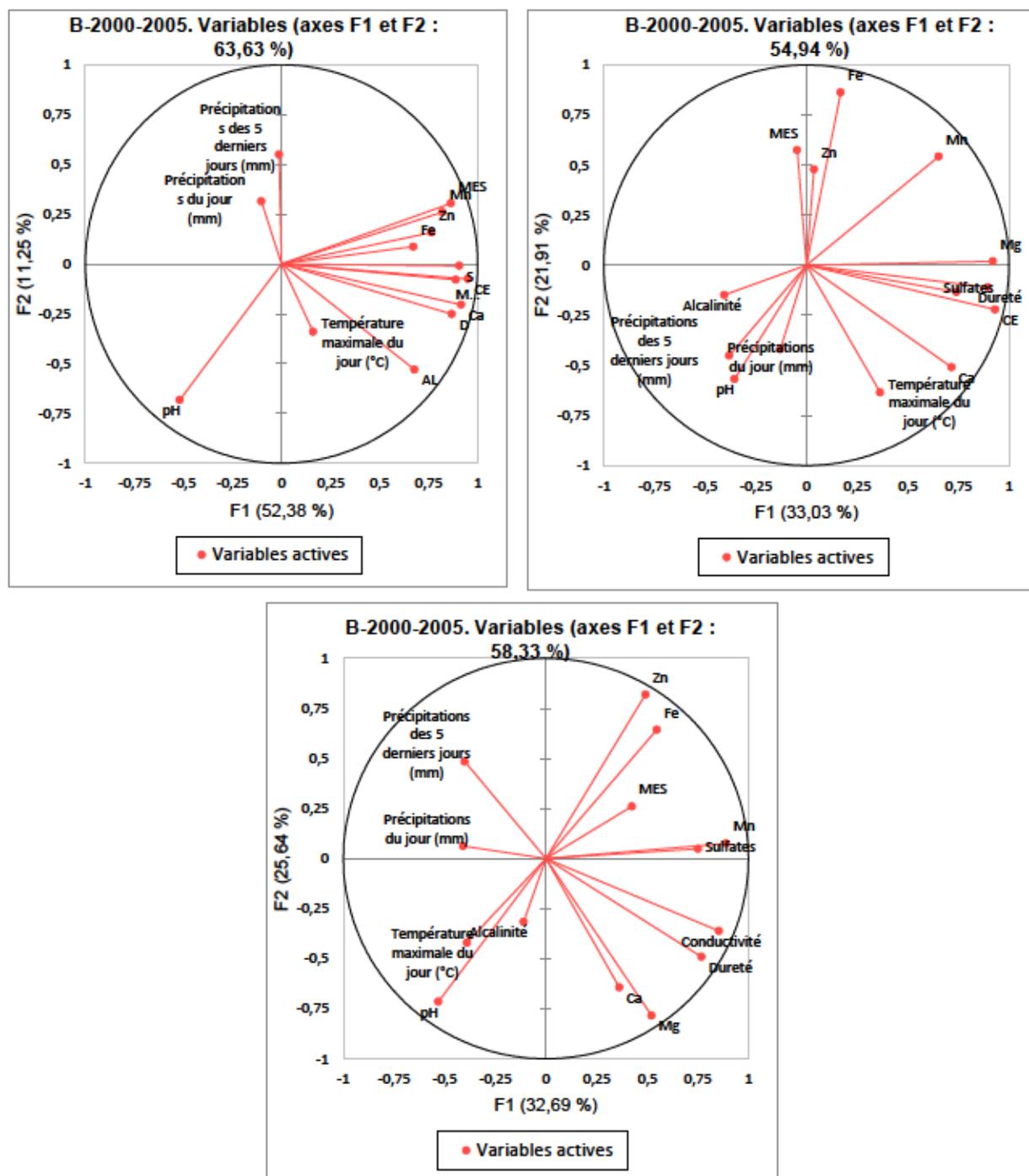


Figure 4.12: Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2000-2005.

La turbidité augmente sous l'effet des précipitations à ES-CR1 et ES-CR2, et la température réduit la solubilité des sulfates et du Mn à ES-CR3. Globalement, les conditions climatiques modulent la turbidité et la mobilité des métaux, mais ont un impact limité sur la minéralisation globale. Cette période est caractérisée par une influence modérée des conditions climatiques sur la géochimie des eaux minières, principalement via des mécanismes de dilution, d'évaporation et de précipitation chimique, avec un impact plus marqué sur la turbidité et la solubilité des métaux (Figure 4.12).

Période 2006-2016

Entre 2006 et 2016, les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 montrent une influence modérée de la variabilité climatique sur la qualité des eaux minières, principalement via la turbidité, la mobilité des métaux et l'acidité. À ES-CR1, les précipitations sont faiblement corrélées à la CE ($R^2=0,126$) et à la dureté ($R^2=0,203$), mais influencent la mobilisation des MES ($R^2=0,388$), du Fe ($R^2=0,866$) et du Mn ($R^2=0,720$), renforçant la turbidité. La température est négativement corrélée aux sulfates ($R^2=0,555$) et au pH ($R^2=0,354$), intensifiant l'acidité et réduisant la solubilité des sulfates. À ES-CR2, elle diminue aussi les sulfates ($R^2=0,654$) et l'alcalinité ($R^2=0,316$), et est fortement associée à la modulation des métaux (Fe : $R^2=0,814$; Zn : $R^2=0,478$). Les précipitations remobilisent les MES ($R^2=0,305$) et les sulfates ($R^2=0,424$), mais diluent le Zn ($R^2=0,529$). À ES-CR3, les précipitations cumulées influencent l'équilibre chimique (0,836 avec F3), avec un effet dilutif sur les sulfates ($R^2=0,215$) et le Mg ($R^2=0,427$). L'ACP met en évidence trois tendances dominantes : F1 (stabilité chimique dominée par la minéralisation), F2 (mobilisation des métaux par les précipitations) et F3 (influence de la température sur la solubilité des sulfates et le pH). Cette période montre une relative stabilité chimique, où la température et les précipitations modulent certains processus sans altérer la minéralisation globale (Figure 4.13).

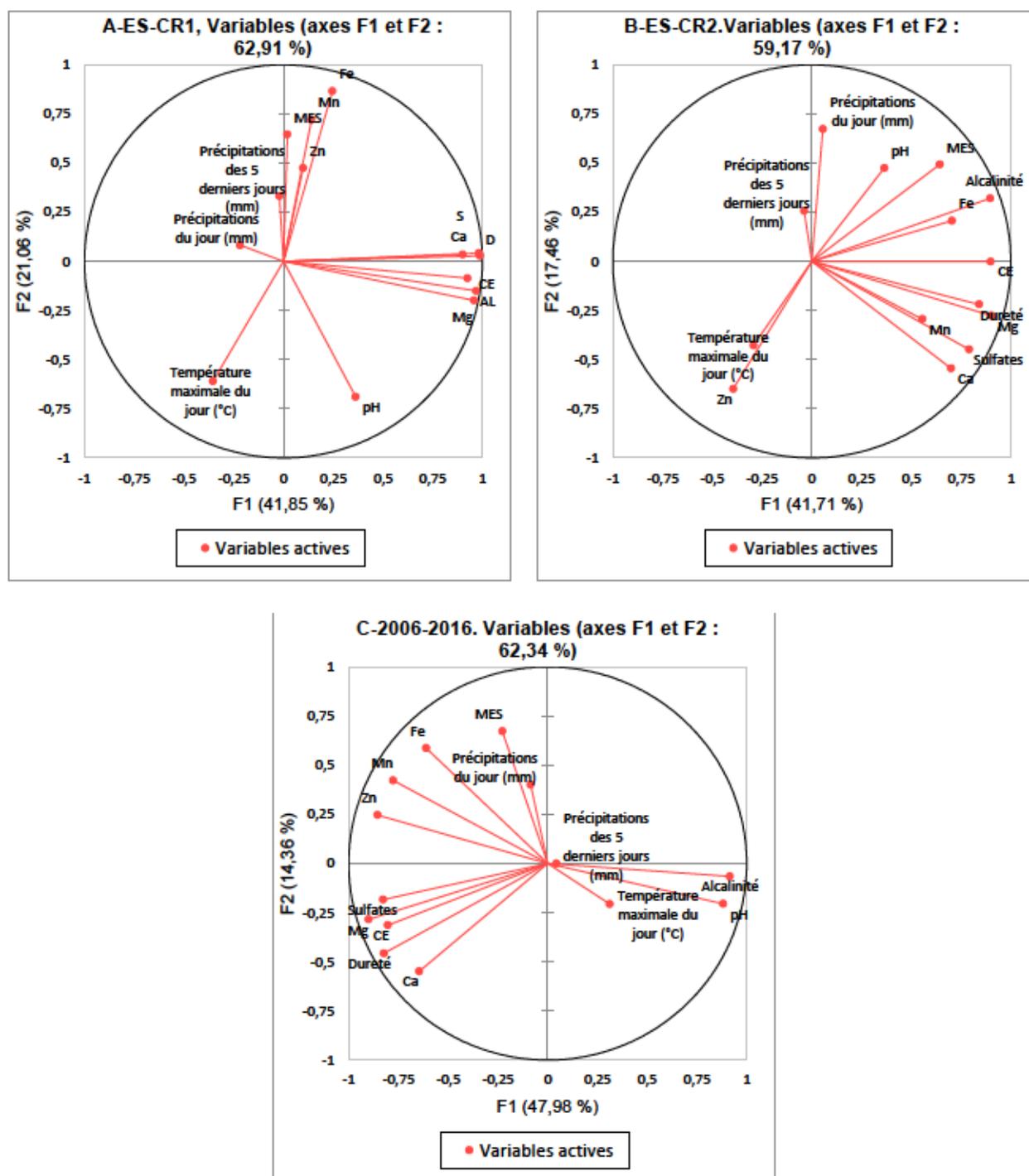


Figure 4.13 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2006-2016.

Période 2017-2023

Entre 2017 et 2023, les stations ES-CR1, ES-CR2 et ES-CR3 montrent une influence climatique plus marquée sur la qualité des eaux minières, avec des effets significatifs sur la turbidité, la mobilité des métaux et la charge ionique. À ES-CR1, les précipitations augmentent la mise en suspension des MES ($R^2=0,154$), tandis que la température favorise la solubilité du Mn ($R^2=0,617$) et du Mg ($R^2=0,504$), tout en réduisant le pH ($R^2=-0,557$), (le pH acide augmente la solubilité des métaux). Le débit de la rivière Bourlamaque joue un rôle dilutif sur la dureté ($R^2=-0,536$) et la CE ($R^2=-0,109$). À ES-CR2, la température favorise la dissolution des minéraux (corrélée à la dureté : $R^2=0,486$; Ca : $R^2=0,421$; Mg : $R^2=0,335$), tandis que les précipitations augmentent les MES ($R^2=0,305$) et diluent les métaux comme le Zn ($R^2=-0,529$). Le débit a un effet régulateur, réduisant la CE ($R^2=-0,391$) et les sulfates ($R^2=-0,765$) tout en augmentant le pH ($R^2=0,459$). À ES-CR3, les précipitations réduisent les sulfates ($R^2=-0,498$) et la turbidité ($R^2=-0,607$), tandis que la température abaisse la solubilité du Mn ($R^2=-0,428$) et des sulfates ($R^2=-0,396$). L'ACP met en évidence trois tendances dominantes : F1 (stabilité chimique et minéralisation), F2 (mobilisation des métaux et turbidité) et F3 (dilution par les précipitations et le débit moyen). Cette période se distingue par une influence climatique plus forte que lors des périodes précédentes (Figure 4.14).

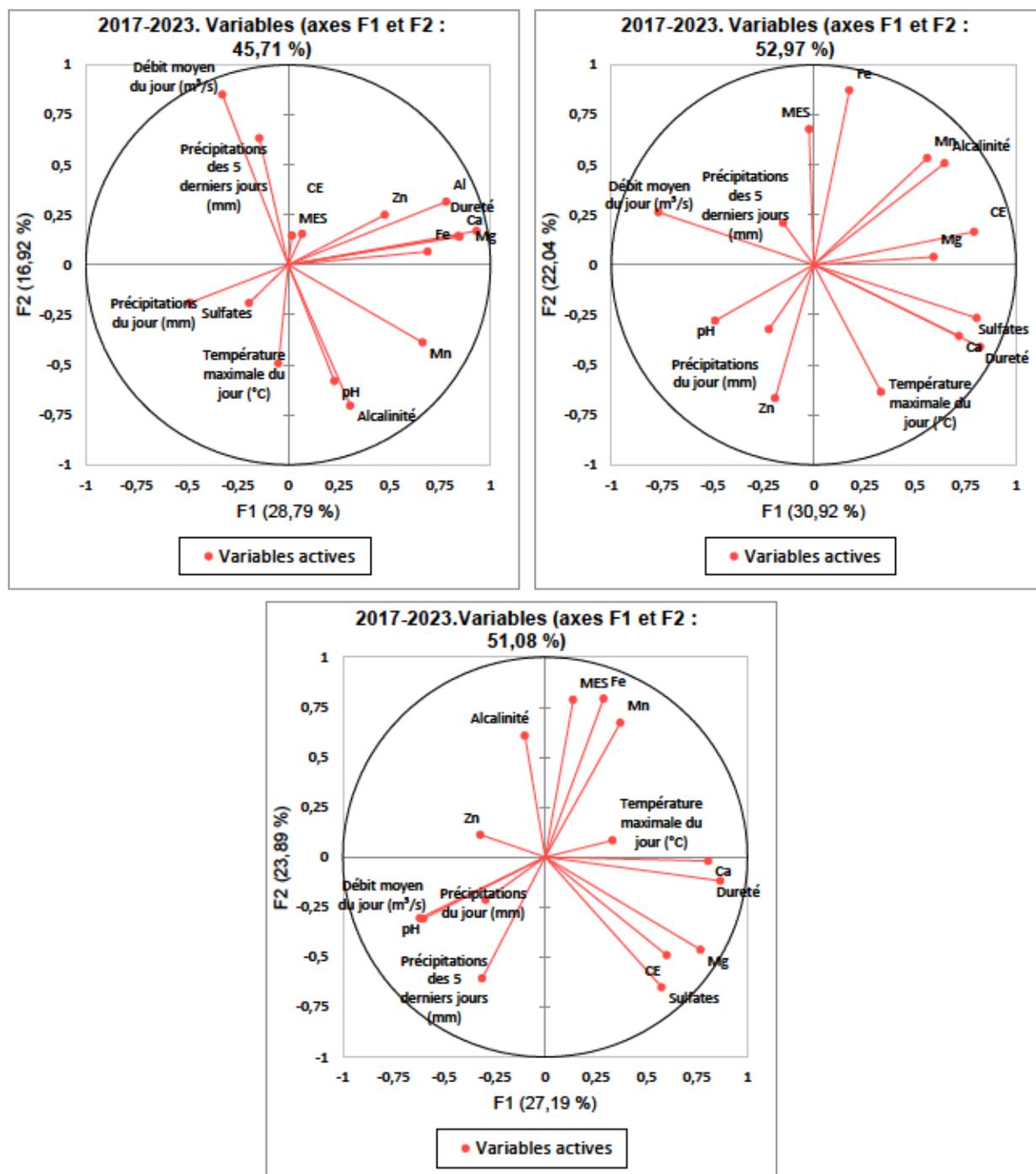


Figure 4.14 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations périphériques pour la période 2017-2023.

4.2.2 Station de la fosse (ES-07)

Période 2000-2016

Pour la période 2000-2016, l'ACP met en évidence trois grands axes de variation géochimique. La première composante, liée à la minéralisation des eaux, regroupe des corrélations très fortes entre la conductivité (0,674 à 1), la dureté (0,674), le Ca (0,655), les sulfates (0,710) et l'alcalinité (0,277). Cette composante traduit une augmentation conjointe des ions majeurs dissous, typique des eaux influencées par la dissolution de minéraux carbonatés et sulfatés. La seconde composante est marquée par une forte opposition entre le pH et plusieurs métaux : Al (-0,966), Cu (-0,941), Fe (-0,843) et Zn (-0,805). Elle reflète un effet acide prononcé, où la baisse du pH favorise la solubilisation de ces métaux, souvent présents sous forme liée ou précipitée à pH plus élevé. Cette composante caractérise les eaux affectées par des phénomènes de lixiviation métallique sous conditions acides. La troisième composante secondaire fait intervenir la température maximale, modérément corrélée au Cu (0,4), au Zn (0,397) et au Mn (0,397), suggérant un effet thermique sur la mobilisation ou la solubilité de certains éléments traces en période chaude. Enfin, les précipitations (journalières et cumulées sur 5 jours) présentent des corrélations généralement faibles avec les paramètres géochimiques, ce qui indique un rôle dilutif ou perturbateur peu structurant à l'échelle de cette période, sans effet dominant dans les premières composantes de l'ACP (Figure 4.15-a).

Enfin, F5 montre une influence mineure de la température ($R^2=0,198$) sur des variables spécifiques comme l'alcalinité et les précipitations. Ces observations soulignent que, durant cette période, les variations saisonnières, en particulier l'augmentation des températures, amplifient l'acidification, la solubilisation des métaux (Al, Cu, Fe, Zn) et influencent les processus de minéralisation, tandis que les précipitations affectent principalement le transport des particules et les concentrations en ions dissous (Figure 4.15-a).

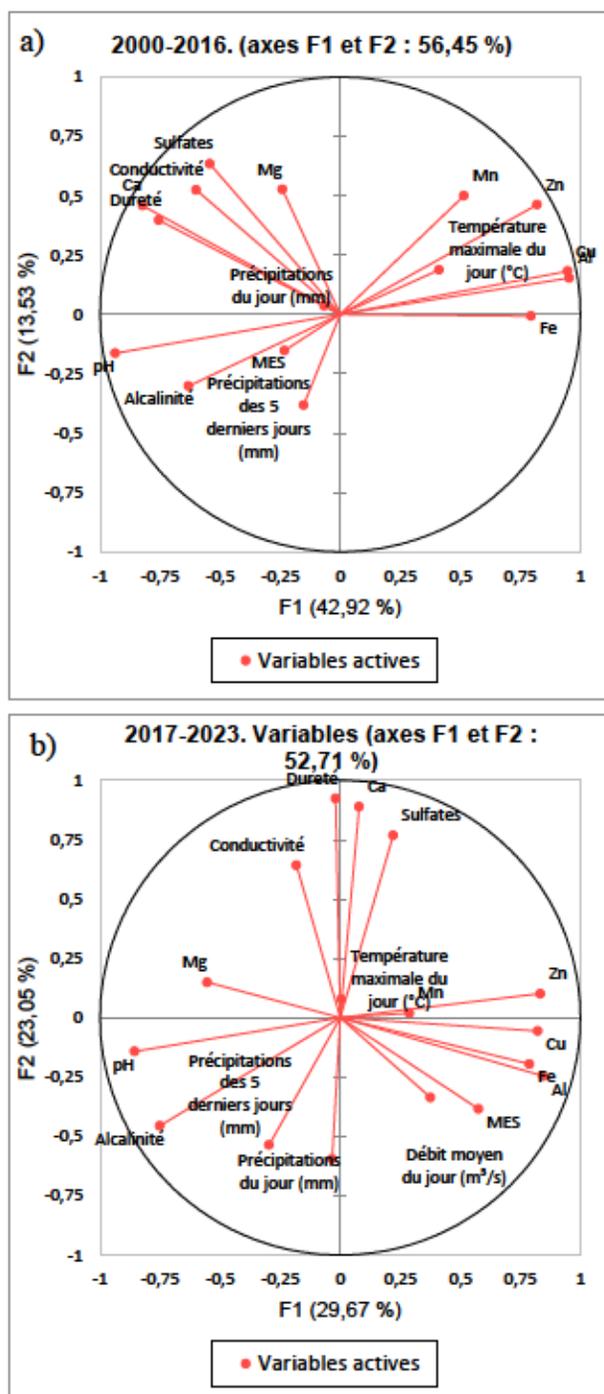


Figure 4.15 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique de la fosse (ES-07), a) pour la période 2000-2016 et b) pour la période 2017-2023.

Période 2017-2023

Durant la période 2017-2023, la variabilité climatique, notamment la température, les précipitations et le débit moyen, ont influencé les paramètres géochimiques des eaux minières. La température maximale est positivement corrélée au débit moyen ($R^2=0,517$), indiquant que des climats plus chauds augmentent le débit potentiellement en raison de la fonte ou de l'évaporation. Elle est également modérément corrélée avec le Zn ($R^2=0,473$), reflétant une mobilisation accrue de ce métal, mais négativement corrélée aux sulfates ($R^2=-0,510$), suggérant une réduction de leur concentration, probablement par précipitation chimique ou dilution. Les précipitations journalières et cumulées sur 5 jours influencent faiblement les paramètres géochimiques, bien qu'elles soient corrélées au débit moyen ($R^2=0,344$) et exercent une influence négative sur les sulfates ($R^2=-0,453$), traduisant leur rôle dans la dilution et le transport des particules. Le pH, négativement corrélé avec l'Al ($R^2=-0,663$) et le Cu ($R^2=-0,615$), montre que des conditions acides favorisent la mobilisation des métaux, amplifiée par la température (F1). La CE, corrélée avec le Ca ($R^2=0,505$) et influencée par les sulfates (F2), reflète la charge ionique accrue en raison des processus de dissolution, modulée par les changements saisonniers. La dureté, principalement liée au Ca ($R^2=0,963$) et au Mg ($R^2=0,815$), reste relativement stable, bien qu'elle montre une sensibilité aux apports climatiques par le biais de la dissolution des minéraux. L'ACP révèle que F1 est dominée par l'Al ($R^2=0,845$), le Zn ($R^2=0,833$), le Cu ($R^2=0,822$) et le Fe ($R^2=0,788$), en lien avec une baisse du pH ($R^2=-0,856$) et une contribution de la température ($R^2=0,376$), traduisant la mobilisation des métaux en conditions acides. F2 met en évidence une forte relation entre la dureté ($R^2=0,924$), le Ca ($R^2=0,889$), les Sulfates ($R^2=0,768$) et les précipitations, reflétant leur rôle dans la minéralisation et les apports ioniques. F3 illustre un équilibre entre la CE ($R^2=0,269$) et les MES ($R^2=0,353$), tandis que F4 met en avant le lien entre le débit moyen ($R^2=0,654$) et les précipitations cumulées ($R^2=0,523$), soulignant leur rôle hydrologique sur la dilution des ions et des particules. Enfin, F5 capture des influences mineures de la température ($R^2=0,350$) sur les interactions chimiques. Ces résultats montrent que les variations saisonnières, en particulier l'augmentation des températures et du débit, amplifient l'acidification et la mobilisation des métaux (Al, Cu, Zn) tout en modifiant la minéralisation et la dynamique hydrologique, révélant une interaction entre facteurs climatiques et processus géochimiques dans cet environnement (Figure 4.15-b).

4.2.3 Stations de control (ES-09/ ES-13/ ES-15)

Période 2000-2005

Pour la période 2000–2005, les corrélations révèlent que la température maximale est négativement liée au pH ($R^2=0,411$), à la dureté ($R^2=0,433$), au Ca ($R^2=0,446$), au Mg ($R^2=0,424$) et au Fe ($R^2=0,556$), ce qui suggère qu'une hausse des températures pourrait favoriser l'acidification et, par conséquent, accroître la solubilité des métaux comme le Fe, en augmentant leur concentration en solution. Les précipitations du jour présentent une corrélation positive avec le pH (0,357), indiquant un effet tampon ou dilutif réduisant l'acidité, et des corrélations négatives avec les sulfates ($R^2=0,371$), l'Al ($R^2=0,356$), le Cu ($R^2=0,247$), la dureté ($R^2=0,260$) et le Mg ($R^2=0,320$), traduisant un effet de dilution sur les ions et les métaux dissous. Les précipitations sur 5 jours montrent le même effet mais de façon plus modérée. Ces résultats soulignent que les précipitations diluent les contaminants, tandis que les hautes températures accentuent les processus de dissolution des métaux en lien avec l'abaissement du pH (Figure 4.16).

Période 2006-2016

Pour la période 2006–2016, l'ACP révèle des relations entre les précipitations, la température et les paramètres de qualité de l'eau. La température maximale est corrélée positivement avec la dureté ($R^2=0,749$), la CE ($R^2=0,644$), le Ca ($R^2=0,697$) et le Mg ($R^2=0,741$), ce qui indique qu'une hausse de température favorise la mobilisation ou la concentration des ions majeurs. Elle est aussi positivement liée aux sulfates ($R^2=0,512$) et au Mn ($R^2=0,528$), suggérant un effet indirect de concentration ou de libération de métaux sous l'effet des conditions chaudes. En revanche, elle est faiblement ou non corrélée avec les métaux trace comme le Fe ou le Zn. Concernant les précipitations (jour et 5 jours), elles sont généralement corrélées négativement avec la CE ($R^2=0,417$ à $-0,440$), les sulfates ($R^2=0,406$), le Ca ($R^2=0,523$), le Mg ($R^2=0,395$) et le Mn ($R^2=0,517$), ce qui reflète un effet dilutif classique, réduisant la concentration des ions en période de pluie. Elles sont aussi négativement corrélées avec l'alcalinité et les MES. Ces résultats indiquent que durant cette période, les températures élevées amplifient la concentration ionique, tandis que les précipitations agissent comme un facteur de dilution, modulant la charge ionique et la solubilité de certains éléments dans les eaux du site (Figure 4.16).

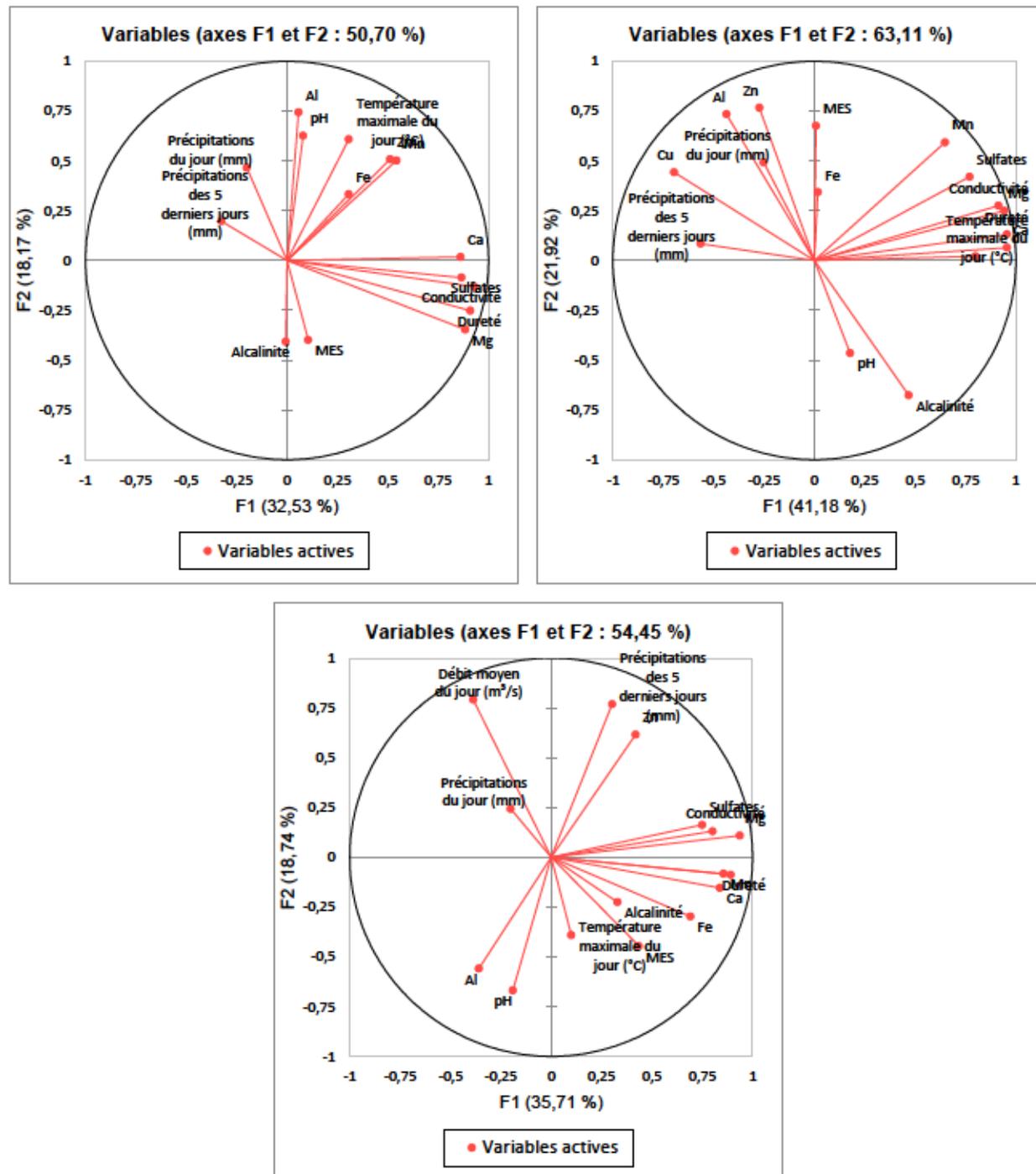


Figure 4.16 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations de control.

Période 2017-2023

Pour la période 2017–2023, l'ACP montre des tendances claires entre le débit, les précipitations, la température et les paramètres de qualité de l'eau. Le débit moyen du jour est fortement négativement corrélé à la CE ($R^2=0,893$), la dureté ($R^2=0,889$), le Ca ($R^2=0,892$), le Mg ($R^2=0,817$), les sulfates ($R^2=0,593$) et l'alcalinité ($R^2=0,798$), indiquant un effet de dilution important lors des hausses de débit, réduisant la concentration des ions majeurs. Les précipitations (jour et 5 jours) confirment cet effet : elles sont négativement corrélées à la conductivité, l'alcalinité, les sulfates, le Ca, et dans une moindre mesure au Zn et Mg, ce qui reflète une dilution des éléments dissous dans les eaux de surface après les épisodes de pluie. Parallèlement, la température maximale du jour est positivement corrélée à la conductivité ($R^2=0,460$), au Ca (0,442), au Mg ($R^2=0,638$) et modérément au pH ($R^2=0,094$), ce qui suggère qu'en période chaude, la concentration ionique augmente possiblement par évaporation ou dessiccation, accentuant la minéralisation des eaux. En résumé, cette période est marquée par un double effet climatique : les précipitations et le débit diluent les ions, tandis que les températures élevées concentrent les éléments majeurs, traduisant une dynamique hydroclimatique contrastée (Figure 4.16).

4.2.4 Stations de l'effluent final (ES-CR4/ ES-M01/ ES-M02/ ES-M03)

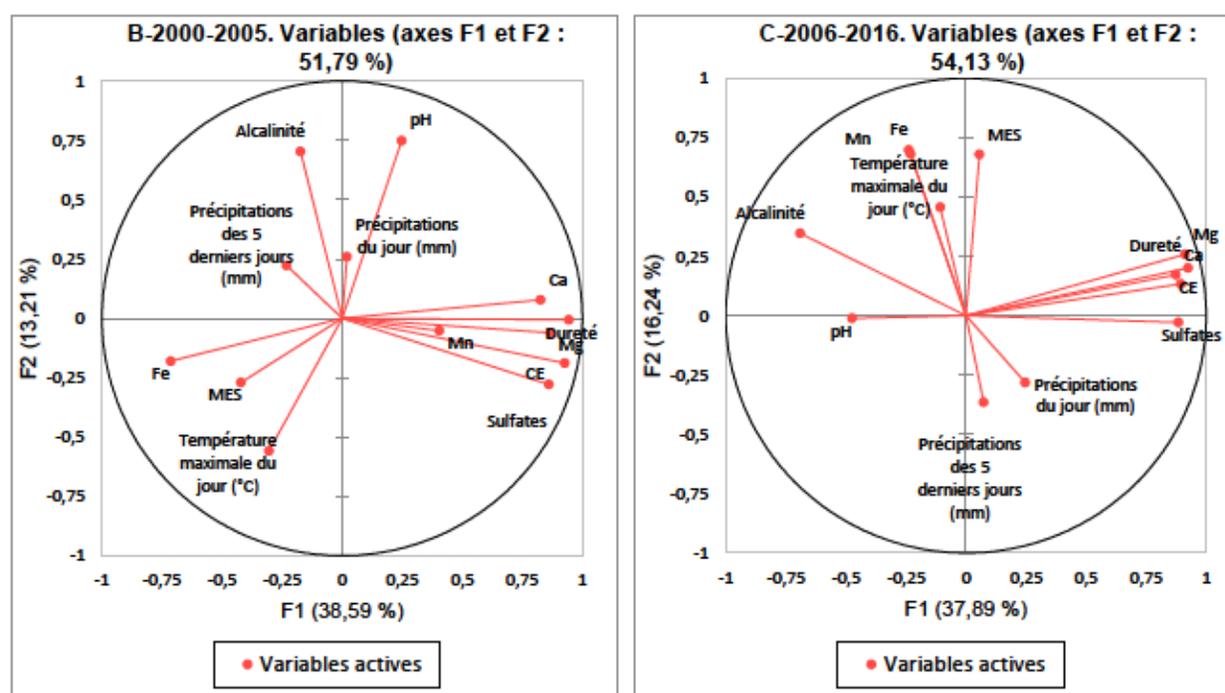
Période 2000-2005

Pour la période 2000–2005, l'ACP met en évidence l'influence de la variabilité climatique sur les paramètres géochimiques des eaux minières, notamment via les précipitations et la température maximale. La première composante (F1), expliquant 49 % de la variance, est dominée par la charge ionique totale (dureté, CE, sulfates, Ca), reflétant l'accumulation des ions dissous issue de la dissolution minérale. Les précipitations journalières montrent une corrélation faible ($R^2=0,020$) avec cette composante, tandis que les précipitations cumulées ($R^2=0,232$) indiquent un impact limité sur la dilution des ions. La deuxième composante (F2), représentant 20 % de la variance, est dominée par l'alcalinité ($R^2=0,703$) et le pH ($R^2=0,749$), traduisant des variations acido-basiques, légèrement influencées par les précipitations cumulées ($R^2=0,223$), qui peuvent perturber l'équilibre chimique. La troisième composante (F3), expliquant 9 % de la variance, est associée à la mobilisation des MES ($R^2=0,731$) et du Mn ($R^2=0,738$), soulignant des processus réducteurs

avec peu d'influence climatique directe. La quatrième composante (F4) est dominée par la température maximale ($R^2=0,559$), qui agit sur la précipitation des carbonates, réduisant la dureté et l'alcalinité, tandis que les précipitations cumulées sur 5 jours ($R^2=0,635$) apparaissent dans F5, montrant leur impact ponctuel sur la mobilisation des ions ou des particules. Les corrélations de la matrice Spearman confirment ces tendances, avec une diminution notable de la dureté ($R^2=0,272$) et de l'alcalinité ($R^2=0,256$) sous l'effet de températures élevées, et une légère dilution des sulfates ($R^2=0,227$) lors des précipitations prolongées. En résumé, la variabilité climatique influence les eaux minières principalement via une dilution limitée des ions lors des précipitations et des modifications chimiques sous l'effet de températures élevées (Figure 4.17).

Période 2006-2016

Pour la période 2006-2016, l'ACP révèle que la variabilité climatique influence les paramètres géochimiques des eaux minières via les précipitations et la température maximale, bien que ces impacts restent modérés. La première composante (F1), expliquant 44 % de la variance, est dominée par la charge ionique totale, incluant la dureté, la CE, le Ca, le Mg et les sulfates, qui reflètent la dissolution des minéraux.



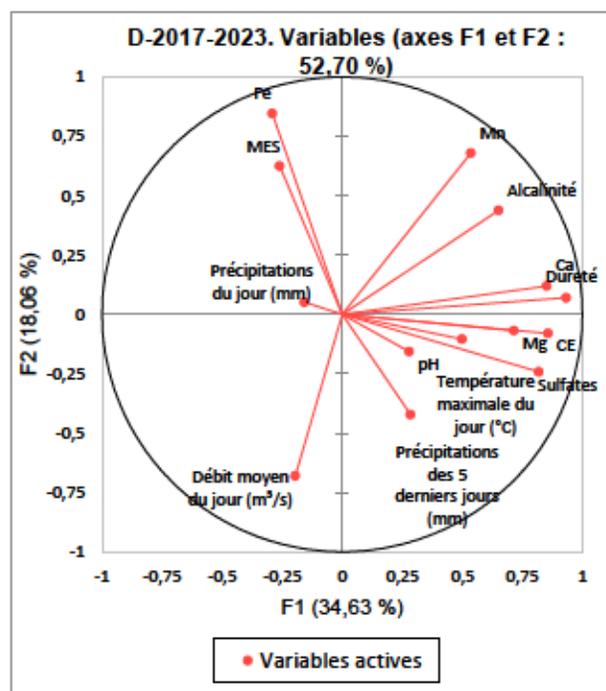


Figure 4.17 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations de l'effluent final (stations du marais).

Les précipitations journalières ($R^2=0,247$) exercent une faible influence positive sur cette composante, contribuant légèrement à l'apport d'ions dissous, tandis que les précipitations cumulées ($R^2=0,365$) montrent un effet de dilution, notamment sur les métaux et les MES (Fe, Mg, MES), qui dominent la deuxième composante (F2). Cette dimension, expliquant 18 % de la variance, met en évidence que les événements pluvieux prolongés réduisent les concentrations métalliques et particulaires, probablement par lessivage ou dilution. La troisième composante (F3), expliquant 9 % de la variance, est dominée par le pH ($R^2=0,687$) et la température maximale ($R^2=0,715$), traduisant un effet des températures élevées sur l'augmentation des conditions alcalines, favorisant la dissolution des carbonates et un pH plus élevé. La quatrième composante (F4), influencée par les précipitations cumulées sur 5 jours ($R^2=0,798$), met en évidence leur rôle dans la dilution des ions, notamment le Mg et les sulfates ($R^2=0,336$). Enfin, la cinquième composante (F5) montre des relations spécifiques, avec une faible contribution des précipitations journalières ($R^2=0,359$) à la remobilisation ponctuelle du Mn. Les corrélations entre les variables confirment ces tendances : la température maximale est positivement corrélée au pH ($R^2=0,395$).

mais négativement à la dureté ($R^2=0,235$), indiquant un effet de précipitation des carbonates sous des conditions plus chaudes, tandis que les précipitations prolongées atténuent les concentrations métalliques et ioniques, avec une dilution notable des sulfates ($R^2=0,227$) et du Mg ($R^2=0,336$). En synthèse, les variabilités climatiques modulent la qualité des eaux minières principalement par des effets de dilution liés aux précipitations (Figure 4.17).

Période 2017-2023

Pour la période 2017-2023, l'ACP montre que la variabilité climatique influence les paramètres géochimiques des eaux minières principalement via les précipitations, la température maximale et le débit moyen. La première composante (F1), expliquant 41 % de la variance, est dominée par la charge ionique totale (dureté, CE, Ca, Mg), reflétant une forte influence de la dissolution minérale. Les précipitations cumulées sur 5 jours ($R^2=0,285$) et la température maximale ($R^2=0,499$) contribuent légèrement à cette composante, indiquant que les précipitations peuvent favoriser la dilution des ions et que des températures élevées modifient l'équilibre chimique. La deuxième composante (F2), représentant 18 % de la variance, met en évidence la mobilisation des métaux (Fe, Mg) et des MES, avec une influence négative du débit moyen ($R^2=0,681$) indiquant que des débits plus élevés diluent les concentrations métalliques (peut être le débit de la rivière entraîne une dispersion des particules notamment MES), notamment le Fe ($R^2=0,424$). La troisième composante (F3), expliquant 12 % de la variance, est associée au pH ($R^2=0,661$), influencé positivement par la température maximale ($R^2=0,457$), favorisant des conditions alcalines et la dissolution des carbonates, tandis que la dureté ($R^2=0,217$) diminue sous l'effet de la précipitation des carbonates à des températures élevées. Les précipitations prolongées, capturées dans F4 (7 % de la variance), diluent certains ions comme le Mg ($R^2=0,298$), tandis que F5, influencé par les précipitations journalières ($R^2=0,503$) et le débit moyen ($R^2=0,411$), reflète des impacts spécifiques de la variabilité climatique ponctuel sur les métaux et particules. Les corrélations positives entre la température maximale et le pH ($R^2=0,380$) et les corrélations négatives avec la dureté ($R^2=0,217$) confirment que des températures élevées favorisent des conditions chimiques modifiées, tandis que les précipitations prolongées diluent les ions et particules, modifiant la composition chimique des eaux. En résumé, les variations saisonnières modulent la qualité des eaux minières par dilution des ions et des métaux lors des précipitations (Figure 4.17).

4.2.5 Stations du milieu récepteur, rivière Bourlamaque (ES-RB pont/ ES-RB-12b)

Période 2000-2005

La minéralisation de l'eau est dominée par la dureté, le Ca ($R^2=0,726$), le Fe ($R^2=0,789$) et le Mg ($R^2=0,839$), influençant directement la CE ($R^2=0,189$), tandis que le pH est inversement corrélé à la CE ($R^2=0,595$), indiquant une acidification des eaux minéralisées. Les MES et les sulfates ($R^2=0,665$) sont étroitement liés, montrant que la turbidité est souvent accompagnée d'une charge élevée en sulfates, tandis que le Mn est négativement corrélé aux MES ($R^2=0,639$), suggérant sa présence plutôt en solution. Les précipitations journalières influencent la dureté ($R^2=0,592$) et le Zn ($R^2=0,774$), tandis que la température réduit la solubilité du Zn ($R^2=0,631$), du Mg ($R^2=0,581$) et des sulfates ($R^2=0,411$), favorisant ainsi leur précipitation. Par ailleurs, la température est positivement corrélée au pH ($R^2=0,707$), indiquant une tendance à l'alcalinisation des eaux sous des températures élevées. La minéralisation et la charge ionique sont contrôlées par les apports en Ca, Mg et Fe, tandis que les facteurs climatiques modulent principalement la turbidité, la solubilité des métaux et l'acidité, avec un effet plus marqué des précipitations sur la dissolution minérale et la mise en suspension des particules (Figure 4.18).

Période 2006-2016

Les précipitations ont un impact limité sur la minéralisation, avec une faible influence sur la dureté ($R^2=0,082$) et la CE ($R^2=0,022$), mais elles favorisent légèrement la mobilisation du Mg ($R^2=0,446$) et du Mn ($R^2=0,310$). En revanche, la température a un effet plus marqué, réduisant la solubilité du Mg ($R^2=0,483$), du Ca ($R^2=0,310$) et des sulfates ($R^2=0,158$), suggérant une précipitation accrue sous conditions plus chaudes. La minéralisation de l'eau est dominée par la dureté (corrélée au Ca : $R^2=0,882$ et au Mg : $R^2=0,805$), influençant directement la conductivité ($R^2=0,535$) et la charge ionique globale. Le Fe et le Mn, moyennement corrélés à la dureté (Fe : $R^2=0,545$; Mn : $R^2=0,453$), indiquent que ces métaux restent sensibles aux variations chimiques du milieu (Figure 4.18).

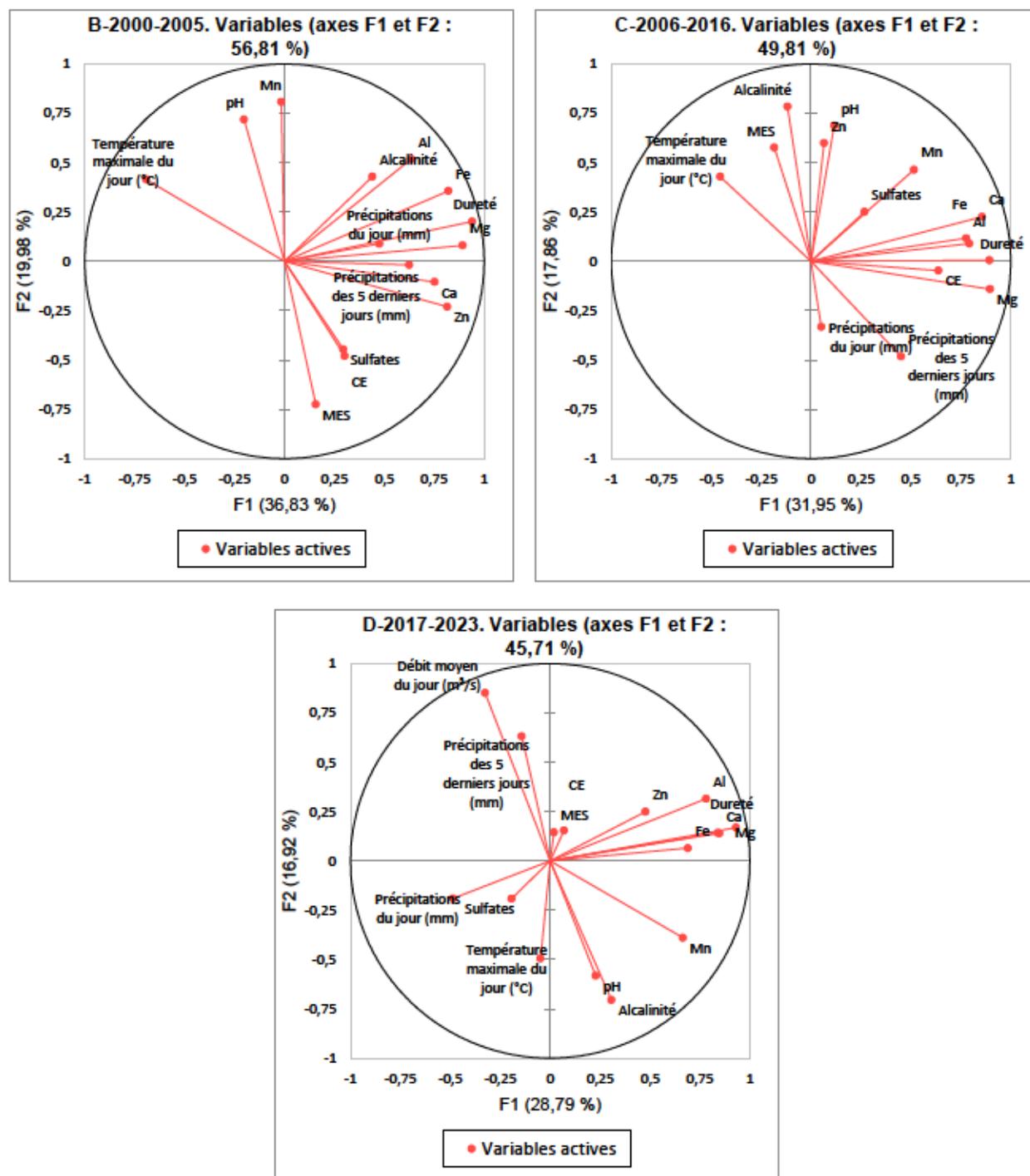


Figure 4.18 : Graphique d'ACP des paramètres géochimiques et la composante hydroclimatique des stations du milieu récepteur.

L'alcalinité, corrélée au pH ($R^2=0,517$) et au Ca ($R^2=0,621$), joue un rôle clé dans la régulation de l'acidité, mais elle est influencée négativement par la température ($R^2=-0,251$), montrant une modification des équilibres ioniques sous l'effet du réchauffement. Ainsi, les précipitations affectent peu la minéralisation mais influencent légèrement la mobilité des métaux, tandis que la température modifie davantage la solubilité des ions, l'alcalinité et l'équilibre chimique des eaux.

Période 2017-2023

La variabilité climatique influence la chimie des eaux en modulant la dilution des ions, la précipitation des minéraux et l'acidité. Le débit moyen a un effet dilutif, réduisant la dureté ($R^2=-0,125$), la CE ($R^2=-0,059$) et les sulfates ($R^2=-0,296$), mais il acidifie l'eau (corrélation négative avec le pH : $R^2=-0,564$ et l'alcalinité : $R^2=-0,612$).

Les précipitations réduisent la concentration des métaux dissous, comme l'Al ($R^2=-0,544$), le Zn ($R^2=-0,535$) et le Fe ($R^2=-0,315$), ainsi que la dureté ($R^2=-0,433$), indiquant un effet de dilution, mais elles ont peu d'impact sur la turbidité. La température influence la solubilité des ions, avec une corrélation négative avec le Mg ($R^2=-0,483$), le Mn ($R^2=-0,540$) et les sulfates ($R^2=-0,158$), favorisant leur précipitation et réduisant la capacité tampon de l'eau ($-0,251$ avec l'alcalinité). La minéralisation reste dominée par le Ca ($R^2=0,936$) et le Mg ($R^2=0,842$), influençant directement la CE ($R^2=0,535$), tandis que les métaux comme le Fe ($R^2=0,571$) et le Mn ($R^2=0,464$) restent sensibles aux variations chimiques du milieu. Ainsi, les précipitations et le débit favorisent la dilution des ions, tandis que la température intensifie la précipitation des minéraux, influençant l'équilibre acido-basique des eaux (Figure 4.18).

4.3 Vérification des données estimées par télédétection

Après avoir sélectionné et trié plusieurs paramètres qui peuvent être appliqués dans la présente étude, trois paramètres qui sont présents dans la base de données de suivi géochimique (Tableau 3.9), à savoir le pH, la CE et les MES, sont retenus pour une évaluation de leur télédétection.

Pour les paramètres disposant de plus d'une équation prédictive, il convient de choisir celles qui ne contiennent pas de facteurs empiriques et dont les paramètres d'équations se composent uniquement des relations entre les réflectances spectrales mesurées par des satellites.

Avant d'exploiter les données issues de l'approche envisagée pour combler les lacunes et les déficits de données, une étape de vérification préliminaire est nécessaire en utilisant des données déjà disponibles. Pour cette phase de vérification, les bandes spectrales ont été acquises et les paramètres pour des périodes correspondant aux données disponibles ont été calculés. Ensuite, des mesures sur ces données ont été faites et il a été procédé à une analyse des corrélations (Figure 4.18), en calculant les indices de corrélation afin d'évaluer la robustesse et la fiabilité de l'approche.

Les résultats de CE dans la fosse à la date du 30 juillet 2023 montrent une valeur *in situ* de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis que les estimations issues de la télédétection ne dépassent pas 370 $\mu\text{S}/\text{cm}$. L'analyse de la corrélation entre les valeurs de pH obtenues *in situ* et celles estimées par télédétection révèle une faible relation linéaire, comme l'indique le coefficient de détermination $R^2=0,0345$ (Figure 4.19). Ce faible R^2 suggère que les valeurs de pH estimées par télédétection n'expliquent qu'une faible fraction de la variabilité des valeurs *in situ*, ce qui limite la précision des estimations obtenues par cette méthode pour ce paramètre spécifique.

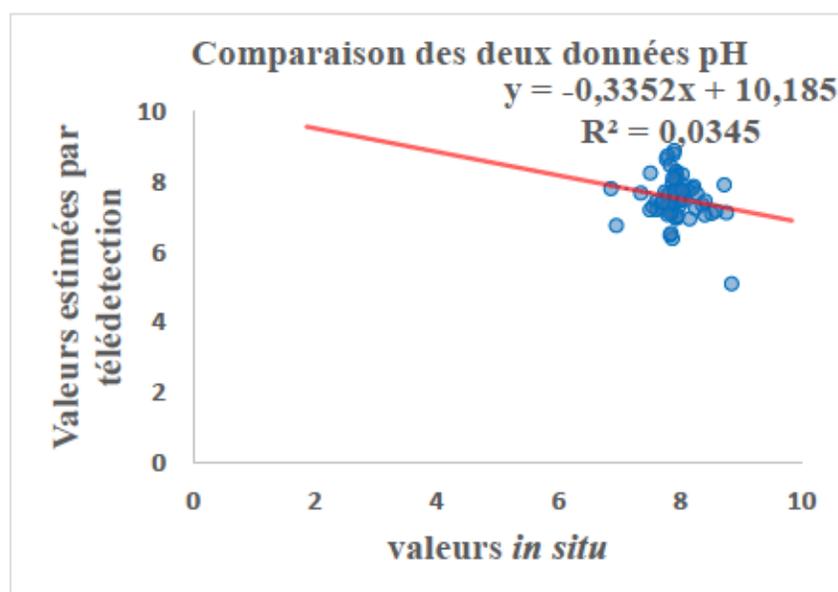


Figure 4.19: Courbe de comparaison entre des valeurs de pH acquis via télédétection avec des valeurs *in situ*.

Les métriques d'erreur confirment également cette faible concordance (Tableau 4.2) : la moyenne des écarts absolus (MAD) est de 0,65, tandis que la moyenne des erreurs quadratiques (MSE) est de 0,74, indiquant une divergence notable entre les deux séries de données. Le RMSE de 0,55 montre l'ampleur moyenne des erreurs, tandis que le pourcentage d'erreur absolue moyenne (MAPE) atteint 8,13 %, ce qui souligne encore les limitations de précision des estimations de pH par télédétection. En somme, ces résultats indiquent que l'approche par télédétection pourrait nécessiter des ajustements ou un modèle alternatif pour améliorer la précision des valeurs de pH dans le contexte étudié.

Tableau 4.2 : Les erreurs de corrélation entre pH *insitu* et pH estimé via télédétection.

| | |
|------|------|
| n | 65 |
| MAD | 0,65 |
| MSE | 0,74 |
| RMSE | 0,55 |
| MAPE | 8,12 |

Le problème réside dans le fait que l'équation utilisée intègre des coefficients spécifiques à un site distinct. Cette approche ne peut donc pas être directement appliquée, non pas en raison de la méthode elle-même, mais plutôt à cause des coefficients de l'équation, qui sont adaptés aux conditions particulières d'un autre site (Kwong et al., 2022). Pour que cette méthode soit applicable, il serait nécessaire de déterminer des coefficients d'équation établis en fonction des conditions spécifiques d'East-Sullivan.

D'autres approches ont également été explorées via les données du site Copernicus (<https://www.copernicus.eu/fr>), mais elles ont présenté, pour la plupart, une corrélation très faible, presque négligeable. En raison de cette limitation, cette méthode a été écartée, et d'autres démarches ont été mises en place pour combler les déficits de données, notamment l'utilisation de la régression linéaire.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Plusieurs études au Canada et ailleurs ont employé des méthodes statistiques multivariées (comme l'analyse en composantes principales, ACP) pour interpréter la chimie des eaux minières et distinguer les facteurs influents. Par exemple, Byrne et al. (2017) ont combiné un échantillonnage synoptique et une ACP pour identifier les sources de contaminants dans un ruisseau affecté par le drainage minier acide au Colorado. Ils ont pu différencier les apports diffus (ex. infiltrations souterraines acides), les épisodes de pluie modifient la contribution des sources en dissolvant les sels accumulés, ce qui amplifie temporairement les concentrations métalliques dans le cours d'eau (Byrne et al., 2017). Au Québec, des travaux récents sur le parc à résidus de Quémont-2 ont aussi utilisé l'ACP pour classer différents échantillons d'eau et de résidus selon leur degré de contamination, et pour déterminer les processus géochimiques dominants dans les eaux de drainage (Boujghad, 2023). Ces approches permettent de comparer les signatures chimiques et de décorrélérer l'effet de la variabilité climatique d'autres facteurs (géologie, traitement). Sur le site de l'ancienne mine East-Sullivan, bien qu'une ACP formel ne soit pas explicitement rapporté dans la littérature, des études intégrées dans les années 1990 ont analysé la composition des eaux de surface et souterraines pour évaluer l'efficacité de la couverture organique (Tassé et Germain, 2004).

5.1 Tendances d'influence de la variabilité climatique : Comparaison littérature vs East-Sullivan

Les variables climatiques précipitations, sécheresses, et tempêtes exercent une influence directe sur la qualité des eaux de drainage minier, comme le montrent de nombreuses études sur plus d'une décennie.

5.1.1 Impact des précipitations : dilution vs mobilisation des contaminants

Les précipitations influencent fortement la qualité des eaux de drainage minier. Lors d'épisodes de pluie intenses, on observe souvent un double effet. D'une part, l'apport brusque d'eau entraîne une dilution temporaire des contaminants dissous, abaissant provisoirement leurs concentrations dans l'effluent. Par exemple, dans un ruisseau minier du Colorado (ex. montrant une variabilité

climatique peut atténuer momentanément l'acidité d'un milieu fortement contaminé), le pH augmente pendant la crue de fonte des neiges (passant d'environ 3,15 à 4) grâce à la dilution (Church, 1997). De plus, une vaste enquête pancanadienne réalisée sur 72 effluents acides a montré que les débits les plus élevés au printemps entraînent généralement les concentrations les plus basses en sulfates en raison de cet effet de dilution (Wilson, 1994). D'autre part, ces précipitations intenses peuvent lessiver et mobiliser les contaminants accumulés en surface (sulfates secondaires, métaux solubles et particules fines), ce qui provoque un pic de contamination au début de l'événement pluvieux (« first flush ») (Byrne et al., 2017). Cet effet a été observé sur plusieurs sites miniers où les précipitations intenses dissolvent rapidement les sels efflorescents stockés en surface, générant des pics de concentration en métaux et sulfates dès le début des crues (Byrne et al., 2017). Une autre étude réalisée sur plusieurs sites miniers a montré qu'après une averse, les concentrations peuvent diminuer en dessous de leur niveau d'avant pluie du fait de la forte dilution, puis remonter graduellement pendant l'étiage suivant (USEPA, 1994). De façon générale, il a été constaté que la production de DMA s'accélère pendant les périodes de fortes pluies (USEPA, 1994). Cet effet des pluies a été constaté sur de nombreux sites miniers, y compris au Canada. Par exemple, les données de plus de 70 ruisseaux de drainage minier acide au Canada indiquent que les sulfates et l'acidité sont typiquement maximaux en hiver (lorsque l'écoulement est minimal) et minimaux au printemps, illustrant le rôle de dilution par les précipitations et la fonte nivale (Wilson, 1994). Par ailleurs, les fortes pluies peuvent éroder les dépôts de résidus miniers et le sol, augmentant ainsi les MES dans les eaux de ruissellement. Ce transport solide accroît la dispersion de métaux particuliers dans l'environnement aquatique. Une étude de Byrne et al. (2017) a montré qu'un événement pluvieux sur un site minier a dissous des sels efflorescents accumulés en surface et érodé les stériles en berge de cours d'eau, modifiant brusquement la charge en contaminants acheminée en aval.

À East-Sullivan, les précipitations ont produit des effets variables sur la qualité des eaux minières, avec des réponses variables selon les périodes et les stations. Entre 2000 et 2005, un effet dilutif est observé à ES-CR3, où les précipitations sont négativement corrélées à la dureté ($R^2=0,462$), la CE ($R^2=0,456$) et le Mg ($R^2=0,427$), suggérant une réduction de la minéralisation sous l'effet de l'apport en eau. Cependant, à ES-CR1 et ES-CR2, les précipitations favorisent la remise en

suspension des MES (corrélation de $R^2=0,148$ et $R^2=0,230$ respectivement), traduisant un effet de mobilisation physique des particules, par voie de ruissellement. Durant la période 2006–2016, l'effet de dilution est moins marqué, mais les précipitations influencent davantage la turbidité : à ES-CR1, les précipitations sont fortement corrélées à la mobilisation du Fe ($R^2=0,866$) et du Mn ($R^2=0,720$), et à l'augmentation des MES ($R^2=0,388$), tandis qu'à ES-CR2, elles favorisent les sulfates ($R^2=0,424$) mais diluent le Zn ($R^2=-0,529$). À ES-CR3, l'effet dilutif se manifeste sur les sulfates ($R^2=-0,215$) et le Mg ($R^2=-0,427$), mais les précipitations cumulées modulent aussi l'équilibre chimique (corrélation de 0,836 avec la composante F3). Entre 2017 et 2023, les précipitations ont une influence encore plus prononcée : à ES-CR1, elles augmentent les MES ($R^2=0,154$) ; à ES-CR2, elles continuent de diluer les métaux (Zn : $R^2=-0,529$) tout en favorisant la remise en suspension des particules ; à ES-CR3, elles réduisent directement les sulfates ($R^2=-0,498$) et la turbidité ($R^2=-0,607$). Dans le milieu récepteur, les précipitations prolongées sont associées à une réduction des concentrations en Al ($R^2=-0,544$), Fe ($R^2=-0,315$) et Zn ($R^2=-0,535$), mais ont peu d'effet sur les MES. Ces tendances sont également visibles à la station ES-07, où les précipitations cumulées ont une corrélation négative avec les sulfates ($R^2=-0,453$) et influencent la dilution ionique via le débit (corrélé à $R^2=0,344$). En comparaison avec les tendances observées dans la littérature, East-Sullivan présente un comportement cohérent : les précipitations jouent un rôle double de dilution et de mobilisation des MES par ruissellements chargés des particules solides.

5.1.2 Effet des sécheresses : concentration accrue en sulfates et métaux

Contrairement aux épisodes pluvieux, les périodes de sécheresse ou de faible écoulement entraînent une concentration accrue des contaminants dans les eaux de drainage minier. Lorsque le niveau d'eau diminue et l'évaporation prédomine, les sulfates et les métaux dissous deviennent plus concentrés. De plus, l'assèchement expose davantage les minéraux sulfurés à l'oxygène de l'air, intensifiant leur oxydation, ce qui génère une production continue d'acidité et de sulfates qui s'accumulent tant que l'eau ne les lixivie pas (Gomes et Valente, 2024). Ce phénomène est bien documenté sur plusieurs sites miniers. Par exemple, une étude dans la Ceinture Ibérique a montré qu'en période de forte sécheresse, les concentrations en métaux dissous peuvent être plus de 20 fois supérieures à celles mesurées pendant la saison des pluies, avec des valeurs atteignant 4 420 mg/L

de Cu en conditions arides contre 187 mg/L après les précipitations (Gomes et Valente, 2024). Ce contraste montre l'impact de l'évaporation et du manque de recharge en eau douce : le milieu se charge en polluants lorsque l'eau vient à manquer. Au Canada, un phénomène similaire a été observé, où les concentrations en sulfate et en métaux avaient tendance à culminer durant les périodes de basses eaux (hiver ou sécheresse estivale), lorsque la dilution est minimale (Wilson, 1994). Les sécheresses prolongées posent un autre risque : la baisse du niveau des nappes phréatiques ou des plans d'eau de couverture, qui peut exposer de nouveaux sulfures à l'air, compromettant ainsi les stratégies de recouvrement humide et rendant plus difficile le maintien d'une couverture d'eau suffisante sur les résidus miniers (MEND, 2011).

Sur le site East-Sullivan, l'influence des sécheresses sur la chimie des eaux s'est manifestée par une élévation significative des concentrations en sulfates, Fe et Mn, particulièrement durant les étés chauds et les hivers à faible enneigement. Entre 2000 et 2005, les périodes de sécheresse entraînaient une hausse marquée de la CE (jusqu'à $R^2=0,687$ entre température et CE à la station ES-CR1) et des sulfates, traduisant une concentration ionique par évaporation. Cette tendance se maintient entre 2006 et 2016, où les températures élevées et la baisse du débit du ruisseau d'exutoire ont favorisé l'accumulation des métaux dissous, notamment le fer et le manganèse (Fe : $R^2=0,587$; Mn : $R^2=0,720$ à ES-CR1). Durant la période récente (2017–2023), ces effets persistent mais sont davantage amortis par la stabilisation progressive du système. Néanmoins, à ES-CR2, on note encore une forte réponse aux sécheresses, avec un enrichissement des sulfates (corrélation positive de 0,556 avec le facteur de température maximale, ACP 2023) et une concentration accrue de Cu, Zn et Ni en période d'étiage. Ces variations confirment un comportement saisonnier bien marqué, bien que modéré par les mesures de restauration. Comparativement à d'autres sites miniers non restaurés, East-Sullivan démontre une meilleure résilience à la sécheresse grâce à son couvert organique et sa zone saturée, qui ralentissent l'oxydation des sulfures. Toutefois, les effets d'évapoconcentration et de réoxydation des zones en surface restent perceptibles, surtout en fin d'été, ce qui confirme la nécessité d'un suivi soutenu lors des années plus sèches.

5.1.3 Tempêtes et événements extrêmes

Les orages violents et épisodes de précipitations extrêmes accentuent les deux effets précédents. Des pluies torrentielles peuvent dépasser la capacité des bassins de retenue et des systèmes de

traitement sur site, entraînant des déversements d'eaux acides non traitées et une érosion accrue (MEND, 2011). L'érosion des digues ou des talus de résidus lors de tempêtes peut augmenter la charge de matières en suspension dans les eaux de ruissellement minier, emportant des particules métallifères vers les rivières. Par exemple, les projections climatiques pour le Canada prévoient une fréquence accrue d'événements de pluie extrême, ce qui pourrait exiger de surdimensionner les structures de gestion de l'eau (digues, canaux d'évacuation) pour éviter qu'elles ne soient submergées (MEND, 2011). En somme, sans mesures d'adaptation, les tempêtes intenses risquent d'entraîner des pics de contamination à court terme (par lessivage brutal des contaminants stockés et par entraînement de sédiments).

Sur des périodes longues (>10 ans), ces effets climatiques se traduisent par des tendances saisonnières récurrentes dans les données de qualité d'eau. Par exemple, dans l'enquête canadienne mentionnée, on a constaté systématiquement chaque année un pH plus bas et des sulfates plus élevés en fin d'hiver (après accumulation sans dilution) suivis d'une amélioration notable au printemps lors de la crue (Gomes et Valente, 2024).

Sur le site East-Sullivan, l'influence des événements extrêmes est observable, bien que leur impact ait diminué au fil du temps grâce aux mesures de stabilisation. Durant la période 2000–2005, les données montrent qu'à ES-CR2 et ES-CR3, les fortes pluies peuvent entraîner une hausse de la turbidité et des MES. L'effet de mobilisation physique est notamment perceptible à ES-CR2, où le lien entre pluie et MES est renforcé ($R^2=0,230$), et à ES-CR1, où la pluie est corrélée positivement à la turbidité ($R^2=0,148$). Toutefois, l'effet dilutif prévaut à ES-CR3. Durant la période 2006–2016, les épisodes extrêmes ont généré des réponses plus contrastées. À ES-CR1, les corrélations fortes entre précipitations et Fe ($R^2=0,866$), Mn ($R^2=0,720$) et MES ($R^2=0,388$) suggèrent que les événements intenses entraînent une remise en circulation de contaminants oxydés en surface, notamment lors de ruissellements importants. Cependant, ces événements extrêmes n'ont pas entraîné de dépassement chronique des seuils grâce à la capacité tampon du système restauré. La période 2017-2023 se caractérise par un amortissement accru de ces effets : à ES-CR3, les précipitations extrêmes sont même corrélées négativement à la turbidité ($R^2=-0,607$), traduisant l'effet du couvert organique stabilisé, et à ES-CR2, la dilution semble prendre le dessus avec des corrélations négatives sur les métaux dissous (ex. Zn, $R^2=-0,529$). Dans le milieu récepteur, les

événements de pluie importants sont associés à une baisse des concentrations en Al ($R^2=0,544$), Fe ($R^2=0,315$) et Zn ($R^2=0,535$), illustrant un effet dilutif dominant. L'analyse multivariée par ACP confirme également ces tendances : entre 2000 et 2005, les événements extrêmes contribuaient davantage à la variance expliquée par les axes associés aux MES et métaux dissous, tandis que de 2017 à 2023, ces variables sont moins liées aux précipitations dans les composantes principales, reflétant une réponse plus stable du système. En somme, contrairement à de nombreux sites miniers non restaurés où les tempêtes entraînent des pics majeurs de contamination, East-Sullivan présente une résilience croissante face aux événements extrêmes : les précipitations intenses y ont un effet de plus en plus atténué, voire bénéfique sur la qualité de l'eau, à mesure que le site se stabilise et que les couvertures agissent comme barrière physique et géochimique.

5.2 Tendance de variation des paramètres géochimique sous la variabilité climatique

Les paramètres géochimiques réagissent différemment à la variabilité climatique selon les contextes géochimiques et les stratégies de gestion mises en place. Le pH, paramètre clé contrôlant la solubilité des métaux, tend à diminuer lors des épisodes de sécheresse ou de faible écoulement sur les sites non traités, et à s'élever en période de crue par effet de dilution (MEND, 2011 ; Gomes et Valente, 2024). À East-Sullivan, une évolution plus stable et favorable est observée : bien qu'initialement acides, les eaux souterraines ont vu leur pH se stabiliser au-dessus de 6 depuis la mise en place du traitement passif (Tassé et Germain, 2004). Cette stabilité est confirmée entre 2000 et 2023, où les corrélations indiquent une diminution du pH sous l'effet de la température à ES-CR1 ($R^2=0,265$ en 2000-2005 ; $R^2=0,354$ en 2006-2016; $R^2=0,557$ en 2017-2023). Les sulfates, indicateurs directs de l'oxydation des sulfures, présentent une dynamique dilutive sous l'effet des précipitations et une concentration accrue en périodes sèches. Sur les sites non restaurés, ils peuvent dépasser plusieurs centaines de g/L (Gomes et Valente, 2024). À East-Sullivan, malgré des hausses ponctuelles observées à ES-CR1 ($R^2=0,142$ avec la température en 2000-2005), les précipitations tendent à les réduire, notamment à ES-CR3 ($R^2=0,498$ en 2017-2023), confirmant un effet de dilution. L'ACP montre d'ailleurs un déplacement progressif des sulfates des premières composantes vers les axes secondaires, reflétant leur moindre importance dans la variance chimique récente. Le Fe dissous suit une dynamique similaire : après un « relargage » initial à la

mise en eau, les concentrations se sont stabilisées. De 2006 à 2023, les données d'ES-CR1 et des stations de la fosse indiquent des corrélations positives entre température et Fe ($R^2=0,866$ en 2006-2016), mais fortement atténuée par les précipitations ($R^2=0,315$ à la station réceptrice en 2017-2023). Les MES, souvent mobilisées par les événements extrêmes sur les sites non traités, montrent une réponse complexe à East-Sullivan : elles augmentent à ES-CR1 sous pluie ($R^2=0,388$ en 2006-2016), mais tendent à diminuer à ES-CR3 à partir de 2017 ($R^2=-0,607$), illustrant l'effet protecteur du couvert végétalisé. Enfin, la CE, reflet de la minéralisation, décroît lentement à East-Sullivan, en lien avec la stabilisation progressive de la chimie des eaux. Alors que la CE peut atteindre plusieurs milliers de $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur des sites acides, elle est fortement corrélée à la dureté et au calcium sur le site ($R^2=0,535$ dans le milieu récepteur en 2017-2023), sans montrer de pics extrêmes. L'ensemble des données suggère qu'à East-Sullivan, les grandes tendances géochimiques (baisse des sulfates, stabilité du pH, réduction des MES et du Fe) suivent une trajectoire opposée à celle des sites non restaurés, et que les variations climatiques y ont un impact modéré, filtré par les processus biogéochimiques et les infrastructures passives mises en place depuis les années 1990.

5.3 Impact du dépôt des résidus de Goldex

Le dépôt des résidus de Goldex, à partir de décembre 2016, a influencé la chimie des eaux des stations ES-07 qui présente le lieu de dépôt direct des résidus Goldex et les eaux du bassin (représentées par la station ES-04), comme observé dans les tendances des paramètres entre 2017 et 2023. Ces concentrations expliquent plusieurs des tendances chimiques observées durant cette période :

- Augmentation des sulfates et de la CE

La présence de soufre sous forme de sulfate (0,261 %) dans les résidus de Goldex a contribué à une augmentation des concentrations en sulfates dans l'eau après 2017. Cette hausse est corroborée par l'augmentation de la CE observée après cette période, atteignant environ $2800 \mu\text{S}/\text{cm}$ à ES-07 (la fosse le lieu de dépôt direct des résidus Goldex).

Cette tendance confirme que le dépôt des résidus de Goldex a intensifié la charge ionique de l'eau, entraînant une minéralisation plus importante, ce qui est en accord avec les corrélations relevées entre les sulfates et la CE dans les analyses statistiques.

- Maintien d'une dureté élevée

Les résidus de Goldex présentent une forte teneur en Ca (4,2 %) et en Mg (1,9 %), ce qui a probablement contribué au maintien de la dureté élevés après 2017 en ES-07.

Les valeurs enregistrées montrent que la dureté augmente après 2017 atteignant 1500 mg/L dans la fosse (station ES-07) ce qui indique que ces éléments ont été lessivés dans l'eau, augmentant la charge en cations majeurs.

- Augmentation des sulfates

Avec une concentration en sulfate de 0,261 % et Soufre 0,332 les résidus de Goldex ont favorisé l'augmentation des concentrations de sulfates pour atteindre le seuil de 1600 mg/L après 2017 dans la station ES-07, et cette teneur montre une atténuation progressive jusqu'à la disparition total en ES-M03 (dernière station de l'effluent final).

- Effet sur le pH

Le dépôt des résidus de Goldex n'a pas eu d'impact négatif sur le pH de l'eau, au contraire le pH a augmenté fortement de 3 à 8 dans la station ES-07, qui est la fosse (naturellement acide, avec pH=3) qui est le lieu de dépôt des résidus de Goldex (Figure 5.1). Les résidus de Goldex sont considérés comme non générateurs d'acide, avec un potentiel de neutralisation net (PNN) de 57 kg CaCO₃/t. (Ethier et al., 2018). Leur teneur en soufre total est de 0,332 %, dont 0,261 % sous forme de sulfate. Ces résidus contiennent 4,2 % de Ca, ce qui leur confère un bon potentiel de neutralisation. Cependant, la valeur exacte du pH des résidus de Goldex n'est pas explicitement mentionnée dans la documentation disponible. Ces résidus présentent probablement un pH neutre à basique, ce qui peut être explique l'augmentation du pH dans les stations du effluents finaux à partir de 2017. *La barre rouge* représente la valeur seuil du pH minimal acceptable dans les effluents finaux, conformément à la Directive 019.

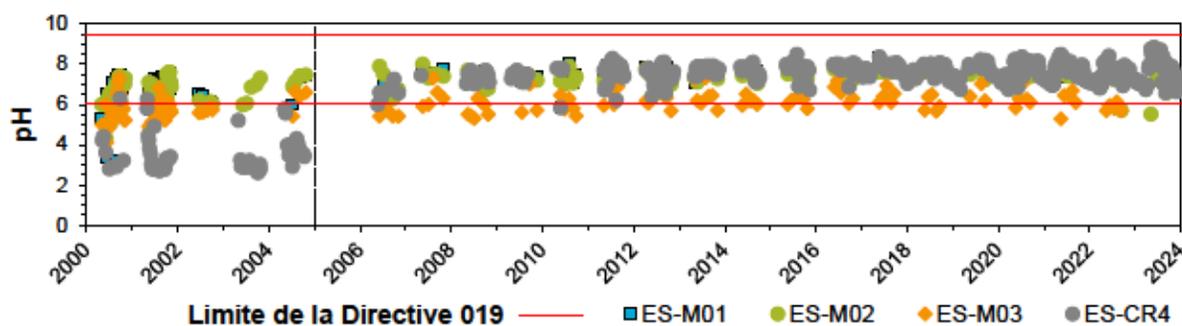


Figure 5.1 : Variation du pH entre 2000-2023 des stations de l'effluent final.

Le dépôt de résidus Goldex a entraîné une augmentation de la CE et de l'pH à la station ES-07. Toutefois, la charge ionique de l'eau présente une diminution progressive entre la station ES-07 et la station ES-M03, dernière station de l'effluent final, soulignant ainsi l'efficacité du traitement par les marais épurateurs.

5.4 Sommaire

L'analyse des données géochimiques sur trois périodes distinctes (2000–2005, 2006–2016, 2017–2023) révèle une évolution progressive et maîtrisée de la qualité des eaux minières à East-Sullivan, malgré les aléas climatiques. Le pH, paramètre central pour la stabilité chimique, montre une amélioration constante vers la neutralité, avec une faible sensibilité aux épisodes climatiques, bien que des corrélations négatives avec la température aient été ponctuellement observées (ex. : $R^2 = -0,557$ à ES-CR1 en 2017-2023). Les sulfates, indicateurs de l'oxydation des sulfures, présentent une tendance à la baisse sur l'ensemble du site, mais leur concentration réagit encore modérément à la température et aux précipitations selon les stations (par exemple, dilution à ES-CR3 : $R^2 = -0,498$ en 2017-2023). Le Fe, initialement élevé, a connu une purge rapide suivie d'une stabilisation durable, avec des corrélations résiduelles à la température ($R^2 = 0,866$ à ES-CR1 en 2006-2016), mais sans dynamique saisonnière forte depuis la restauration. Les MES, fortement influencées par les précipitations, elles augmentent à certaines stations en période pluvieuse (ex. : $R^2 = 0,388$ à ES-CR1 en 2006-2016). Enfin, la CE, reflet de la charge ionique, diminue graduellement grâce à la baisse des sulfates, du Ca et du Mg, bien que sa variabilité reste en partie contrôlée par la température et les apports hydriques ($R^2 = 0,535$ avec le Ca au milieu récepteur). Ainsi, le East-

Sullivan se caractérise par une atténuation modeste de variabilité climatique sur la chimie des eaux, et une amélioration mesurable de la qualité des eaux grâce à l'efficacité des mesures de restauration en place. Les conditions hydroclimatiques, bien que modérées dans leur effet général, jouent un rôle clé lors d'événements climatiques spécifiques :

- Les précipitations entraînent une dilution des contaminants, tout en favorisant le ruissellement et le transport de MES
- Les températures estivales, par évaporation accrue, concentrent les métaux dissous et exacerbent leur impact durant les périodes d'étiage.

Cette étude était capable de gestionner et valoriser le maximum possible ces données dans le cadre de ce projet. Toute fois dans une optique d'amélioration du suivi environnemental à long terme sur les sites miniers fermés, l'intégration de technologies avancées telles que les réseaux de capteurs en ligne (sondes multiparamètres connectées, stations météorologiques automatisées, qui ont été discuté au chapitre de revue) s'avèrent particulièrement pertinente. Ces dispositifs permettent un suivi en temps réel des paramètres physico-chimiques, réduisant significativement les besoins logistiques liés aux campagnes de terrain récurrentes, et optimisant ainsi les coûts d'échantillonnage. Ces réseaux s'inscrivent dans le concept de mine intelligente, facilitant une gestion plus réactive et prédictive des flux hydriques contaminés. Par ailleurs, la télédétection peut également être explorée pour le suivi des bassins tels qu'ES-CR4, à condition de développer des facteurs spécifiques au site (ex. : corrélation entre réflectance spectrale et CE). Cette approche permettrait de combler certaines lacunes temporelles dans les données et alléger les coûts de déplacements des équipes d'échantillonnage, notamment durant les périodes inaccessibles. Enfin, dans un cadre budgétaire raisonnable, il est recommandé de cibler 3 campagnes de prélèvement par saison, soit une au début, au milieu et à la fin de chaque saison climatique. Cette fréquence minimale permettrait de mieux capter l'effet intra-saisonnier de la variabilité climatique, et les périodes transitoires des saisons sur la géochimie des eaux, tout en limitant les interventions de terrain à l'essentiel.

Tableau 5.1: Tendances et comparaison avec la littérature de l'influence de la variabilité climatique sur la géochimie des effluents de East-Sullivan.

| Aspect | Rapporté dans la littérature | Résultats pour le site East Sullivan | Comparaison et analyse |
|--------------------------------|---|--|---|
| Effet des précipitations | <ul style="list-style-type: none"> Les fortes pluies entraînent une dilution des contaminants mais augmentent le ruissellement et la lixiviation des métaux lourds tels que le Zn, le Fe et le Mn (Phillips, 2016). Les précipitations provoquent une dissolution des sels évaporitiques et un transport accru de MES lors du premier lessivage (Cánovas et al., 2021). | <ul style="list-style-type: none"> Les précipitations diluent temporairement les contaminants, augmentent le ruissellement et transportent des MES et des métaux dissous (Fe, Zn, Mn). La fonte des neiges au printemps provoque une dilution marquée, tandis que les pluies d'automne ont un effet moins prononcé en raison de l'accumulation estivale des produits de dissolution. | <ul style="list-style-type: none"> Les deux observations convergent sur le rôle clé des précipitations dans la dilution des contaminants. Les précipitations engendrent une augmentation des MES. |
| Effet des températures élevées | <ul style="list-style-type: none"> Les températures estivales augmentent l'évaporation, concentrant les contaminants (Lynch et al., 2014). L'oxydation des minéraux sulfureux est accélérée par la chaleur, intensifiant la production d'acide et la libération des métaux (Miller et al., 2017). | <ul style="list-style-type: none"> Les températures estivales intensifient l'évaporation, augmentant la concentration en contaminants. Ces températures favorisent également l'oxydation des minéraux sulfureux et la libération d'acides et de métaux dissous. | <ul style="list-style-type: none"> Une concordance claire est observée entre les deux analyses. Les données du site confirment les tendances générales des études, en mettant particulièrement en avant l'impact de l'évaporation estivale et de l'accélération des processus oxydatifs. |
| Effet des températures basses | <ul style="list-style-type: none"> Les températures hivernales ralentissent les processus chimiques, mais la fonte subséquente provoque une dilution et un transport rapide des contaminants accumulés (McLaughlin et McNaughton, 2012). | <ul style="list-style-type: none"> Les températures hivernales ralentissent les processus géochimiques. Les précipitations au début printemps provoque une dilution importante et redistribue les contaminants accumulés durant les mois froids. | <ul style="list-style-type: none"> Les deux approches s'accordent sur les effets saisonniers. La littérature générale met davantage l'accent sur les processus de redistribution post-hivernaux, tandis que les observations effectuées à East Sullivan montrent plutôt que les températures hivernales basses entraînent une concentration accrue des ions et des métaux dissous, en raison de la réduction du débit et de l'évaporation limitée. |

Tableau 5.1: Tendances et comparaison avec la littérature de l'influence de la variabilité climatique sur la géochimie des effluents de East-Sullivan (suite).

| | | | |
|-------------------------------|---|---|--|
| Effet sur la neutralisation | <ul style="list-style-type: none"> • Les variations thermiques modulent la solubilité des minéraux neutralisants (ex. dolomite), influençant leur capacité de neutralisation des acides (Panagopoulos, 2021). | <ul style="list-style-type: none"> • La solubilité des minéraux neutralisants à East Sullivan, notamment la dolomite, varie avec les changements de température, modulant leur capacité de neutralisation des acides. | <ul style="list-style-type: none"> • Une concordance est observée, renforçant l'importance des minéraux neutralisants dans la gestion de l'acidité. • Le site East Sullivan illustre directement cette dynamique. |
| Effet des événements extrêmes | <ul style="list-style-type: none"> • Les précipitations intenses augmentent le transport des contaminants, tandis que les sécheresses concentrent les ions et exposent les résidus oxydants à l'air (Boo et al., 2020). | <ul style="list-style-type: none"> • Les événements extrêmes influencent significativement la qualité des eaux : fortes pluies augmentent la lixiviation, tandis que les sécheresses concentrent les contaminants. | <ul style="list-style-type: none"> • Les observations du site confirment l'impact de cet effet déjà établi dans la littérature, en précisant les mécanismes tels concentration des sulfures en période de sécheresse et la dilution en cas de fortes précipitations. |
| Gestion adaptative | <ul style="list-style-type: none"> • Les stratégies de gestion doivent intégrer la variabilité climatique pour anticiper les fluctuations de qualité de l'eau. • L'automatisation, l'amélioration des infrastructures et la modélisation du bilan hydrique sont proposées (GIEC, 2014). | <ul style="list-style-type: none"> • Les observations sur East-Sullivan montrent que les variations saisonnières nécessitent une adaptation des stratégies pour mieux gérer les pics de contamination. • Les résultats suggèrent l'importance d'une gestion différenciée selon les saisons pour maintenir l'efficacité des mesures de restauration et le contrôle des contaminants. | <ul style="list-style-type: none"> • Les recommandations générales de la littérature sur l'intégration des dynamiques climatiques dans les stratégies de gestion sont pertinentes pour East Sullivan. • Les résultats du site soulignent des besoins spécifiques en termes d'adaptation saisonnière et de gestion des contaminants liés à la variabilité climatique. |

5.5 Projections climatiques pour le site

Dans la région de East-Sullivan, les changements climatiques projetés entraîneront une augmentation des précipitations printanières et hivernales, accentuant les risques d'inondations printanières liés à la fonte des neiges (mobilisation importante des contaminants suite à l'événement de « first flush »). Parallèlement, les périodes estivales pourraient connaître une baisse des débits hydriques due à une évaporation plus élevée, compromettant la disponibilité en eau et la qualité des milieux aquatiques. Une hausse de la fréquence des précipitations extrêmes est également anticipée, ce qui pourrait surcharger les infrastructures et accroître le transport des contaminants sur les sites miniers. Enfin, la région pourrait être plus exposée à l'invasion d'espèces aquatiques exotiques, perturbant davantage les écosystèmes. Ces effets justifient la mise en œuvre d'une gestion adaptative des eaux minières contaminées sur les sites fermés, intégrant à la fois la variabilité climatique et les risques hydrologiques à long terme (Ouranos; Fiches synthèses régionales Abitibi-Témiscamingue, 2020)

5.6 Limites et perspectives

Il est très important de garder en esprit que ces données utilisées dans ce projet proviennent d'un contexte de suivi environnemental lié aux travaux de restauration et au respect des directives. Recueillies sans visée scientifique à l'origine, elles présentent une forte irrégularité en termes de fréquence et de couverture temporelle, ce qui limite leur exploitation dans un cadre de recherche structuré. Le choix d'une méthode d'analyse linéaire, telle que l'ACP, s'est imposé compte tenu de plusieurs contraintes structurelles et méthodologiques propres à cette étude. D'abord, bien que la période de suivi couvre 24 ans (2000–2023), les campagnes d'échantillonnage géochimique présentent une irrégularité importante en termes de fréquence, de distribution saisonnière et de complétude interannuelle. Une majorité des données disponibles proviennent de la saison estivale, ce qui limite la représentativité intra-annuelle et rend difficile la mise en œuvre d'analyses saisonnières robustes. De plus, certaines variables présentent des incertitudes non négligeables, notamment celles calculées à partir de modèles de régression linéaire multiple ou de substituts indirects, avec des marges d'erreur estimées entre 7 % et 30 % selon les paramètres.

Dans ce contexte, le recours à des méthodes non linéaires aurait pu permettre d'explorer des relations plus complexes et potentiellement plus proches de la réalité environnementale (si les résultats ont été pas avec incertitude). En effet, ces méthodes ne se limitent pas aux associations proportionnelles, mais permettent de capturer des dépendances plus nuancées, souvent présentes dans les systèmes naturels (une grande tolérance dans la formation des corrélations). Toutefois, leur sensibilité aux irrégularités et aux incertitudes des données constitue un enjeu majeur dans notre étude. Compte tenu de la variabilité interannuelle, des incertitudes méthodologiques (estimées entre 7 % et 30 % pour certaines variables), ainsi que de l'irrégularité des séries géochimiques, et la tolérance des méthodes linéaires aurait pu accroître le risque d'identifier des relations faussement significatives. À l'inverse, l'ACP, en tant qu'approche linéaire plus rigide (elle n'est pas tolérante dans la formation des corrélations), offre une lecture synthétique et prudente des données, limitant les interprétations surreprésentées par des effets parasites ou des biais d'échantillonnage. Ainsi, le choix de l'ACP s'inscrit dans une logique de robustesse interprétative, centrée sur les tendances dominantes, tout en tenant compte des limites imposées par la qualité des données disponibles.

Par ailleurs, plusieurs éléments restent à approfondir dans de futurs travaux. Notamment, l'effet des décalages temporels (lags) entre les variables climatiques (température, précipitations) et les réponses géochimiques pourrait être modélisé à l'aide d'analyses de séries temporelles ou de modèles retardés. De plus, l'inclusion explicite de l'impact des interventions anthropiques, telles que le dépôt de résidus ou les modifications structurelles du site, devrait être davantage quantifiée pour isoler les effets purement climatiques. Enfin, une visualisation systématique des séries climatiques (températures, précipitations, sécheresses, etc.) et une analyse saisonnière ciblée permettraient d'enrichir l'interprétation des phénomènes géochimiques intra-annuels, et constituent des perspectives méthodologiques pertinentes pour la suite

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

L'analyse de l'évolution géochimique des eaux du site minier East-Sullivan entre 2000 et 2023 a permis d'identifier des tendances significatives, résultant des interventions de restauration, des apports externes et des conditions hydroclimatiques. L'introduction de la couche organique à partir de 1984 a conduit à une amélioration progressive de la qualité des eaux, marquée par une stabilisation du pH autour de la neutralité, une réduction des sulfates et des MES, ainsi qu'une baisse notable des concentrations en métaux dissous tels que le Fe, le Mn et le Zn. Ces résultats confirment l'efficacité des mesures de restauration pour atténuer les effets de l'oxydation des résidus miniers et réduire la disponibilité des contaminants métalliques.

Cependant, le dépôt des résidus de Goldex en 2017 a engendré des perturbations ponctuelles, observées sous forme de pics de CE, de MES et de concentrations métalliques, reflétant une minéralisation accrue et une turbidité temporaire. Ces épisodes rappellent la nécessité d'un suivi rigoureux pour anticiper et évaluer les impacts de nouvelles interventions sur la qualité des eaux.

Les analyses multivariées démontrent des liens étroits entre le pH et les concentrations métalliques, révélant l'influence marquée des variations chimiques mineures sur la solubilité et la mobilité des contaminants. Les conditions hydroclimatiques, bien que modérées dans leur effet global, jouent un rôle clé lors d'événements climatiques spécifiques :

- Les précipitations entraînent une dilution des contaminants, tout en favorisant le ruissellement et le transport de MES
- Les températures estivales, par évaporation accrue, concentrent les métaux dissous et exacerbent leur impact durant les périodes d'étiage.

Une limite majeure identifiée dans cette étude réside dans l'irrégularité des échantillonnages et des paramètres suivis au fil des années, rendant complexe l'interprétation statistique robuste et la détection de tendances géochimiques sur le long terme. L'amélioration de la régularité et de la cohérence des campagnes d'échantillonnage, en tenant compte des variations saisonnières critiques (fonte des neiges, périodes d'étiage, pluies automnales), apparaît comme essentielle pour affiner les analyses futures.

Par ailleurs, la télédétection a été envisagée comme une méthode alternative pour pallier les déficits de données géochimiques dans le suivi du site. Bien que cette approche présente un potentiel important pour compléter les mesures *in situ*, les résultats obtenus dans cette étude n'ont pas abouti à une corrélation satisfaisante avec les paramètres géochimiques mesurés. Cette limitation est principalement due au fait que les équations basées sur les indices spectraux nécessitent généralement des facteurs de correction spécifiques adaptés au site étudié. Cependant, cette nécessité peut être réduite si ces équations sont fondées sur des principes théoriques solides plutôt que sur des observations empiriques. Des ajustements méthodologiques plus précis, prenant en compte les caractéristiques géochimiques, climatiques et optiques locales, sont essentiels pour optimiser l'application de cette technologie.

Ces résultats soulignent l'importance d'une surveillance continue, couplée à une compréhension fine des effets climatiques sur la dynamique géochimique. Ils fournissent une base solide pour améliorer les stratégies de gestion des eaux minières, en mettant l'accent sur une régularité accrue du suivi et une interprétation saisonnière des données pour assurer une gestion durable des sites restaurés.

6.2 Recommandations

Afin d'améliorer la qualité et la robustesse des analyses géochimiques du site, les recommandations suivantes sont proposées :

Maintien d'une régularité dans l'échantillonnage

Il est primordial d'assurer une plus grande régularité dans la fréquence des échantillonnages et la sélection des paramètres suivis. Actuellement, l'irrégularité du nombre d'échantillons d'une année à l'autre et d'un point à l'autre constitue une contrainte majeure, limitant les possibilités d'analyses statistiques fiables et de comparaisons spatio-temporelles. Bien que nous ne proposons pas de fréquence spécifique, il est crucial de maintenir un nombre constant d'échantillons à chaque station et de suivre des paramètres cohérents sur plusieurs années. Cela permettra de mieux identifier les tendances à long terme et d'assurer une interprétation rigoureuse des données.

Corrélation avec les variations saisonnières

Les campagnes d'échantillonnage devraient être alignées avec les principales variations saisonnières, telles que :

- Fonte des neiges : période marquée par une forte dilution et des apports hydriques importants
- Période d'étiage (fin d'été) : où les niveaux d'eau sont faibles, mais plus chargés en contaminants par évaporation
- Pluies d'automne : qui entraînent une dilution, bien distincte de celle observée au printemps.

En intégrant ces périodes clés dans le calendrier d'échantillonnage, il sera possible de mieux cerner les relations cause-effet entre les paramètres géochimiques et les conditions hydroclimatiques, tout en tenant compte des travaux réalisés sur le site, comme le dépôt de résidus de Goldex et l'ajout de matériaux dans la couverture.

Sélection stratégique des paramètres suivis

Une révision des paramètres suivis est nécessaire afin d'éliminer ceux qui ne présentent plus de pertinence (comme les cyanures, si absents depuis plusieurs années) et d'ajouter des paramètres comme le potentiel redox (Eh), qui pourrait permettre d'obtenir des informations sur la spéciation des métaux ($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$, $\text{As}^{\text{III}}/\text{As}^{\text{V}}$) et d'améliorer la compréhension des processus géochimiques. Il serait pertinent d'inclure le suivi de la matière organique dissoute (MOD) et en MES dans le programme de monitoring surtout dans la station ES-CR4 et les stations du marais épurateurs (toutes les stations de l'effluent final), car ces paramètres jouent un rôle crucial dans les processus biogéochimiques des sites miniers restaurés. La MOD peut servir de substrat à la réduction des sulfates et des métaux dans les milieux saturés comme les marais épurateurs ou les couvertures organiques, influençant directement l'efficacité des traitements passifs. De plus, la MOD a la capacité de complexer certains métaux comme le Fe, le Cu ou le Zn, ce qui peut affecter leur mobilité et leur biodisponibilité dans les eaux. Les concentrations de MOD et MES sont également très sensibles aux conditions climatiques : les fortes pluies, la fonte des neiges ou les sécheresses peuvent entraîner une érosion accrue, un ruissellement intense ou une lixiviation des matières

organiques, modifiant ainsi la qualité de l'eau. Enfin, une charge organique ou particulaire élevée peut altérer le fonctionnement des bassins sud (ES-CR4) ou provoquer un colmatage des milieux filtrants (l'exutoire du bassin sud). Ainsi, le suivi régulier de ces paramètres permettrait non seulement de mieux comprendre les dynamiques saisonnières et climatiques, mais aussi de renforcer l'évaluation de la performance des mesures de restauration.

Prise en compte des biais météorologiques

Les échantillonnages doivent inclure une réflexion sur les biais potentiellement introduits par les conditions météorologiques ponctuelles, comme les précipitations lors du jour de l'échantillonnage (ruissellement accru) ou les périodes de canicule (évaporation accentuée). Une analyse rigoureuse de ces facteurs permettra d'isoler les effets des événements climatiques des tendances géochimiques naturelles ou anthropiques.

Analyse croisée des données

Il est recommandé de croiser régulièrement les données de qualité des eaux avec les interventions sur le site (ex. dépôt de résidus de Goldex, travaux sur la couverture).

Cela permettra, entre autres :

- D'évaluer l'ampleur et la durée des perturbations induites par ces interventions
- De distinguer l'impact du dépôt des résidus de Goldex des tendances d'évolution naturelle de la couverture et du site.

Optimisation des points d'échantillonnage

Prioriser les stations d'intérêt majeur d'abord les stations de l'effluent final, ensuite celles autour de la couverture ou périphériques, les stations de la rivière Bourlamaque (amont et aval), et la fosse. Ces points offrent un portrait représentatif des dynamiques « entrée-sortie » et permettent d'évaluer l'efficacité des mesures de restauration mises en place, mais potentiellement évoluant dans le temps. En appliquant ces recommandations, une meilleure régularité dans l'échantillonnage et un suivi optimisé des paramètres permettront d'obtenir des données robustes, facilitant les analyses statistiques, la détection des tendances à long terme et l'évaluation précise des impacts des interventions et des conditions climatiques sur la qualité des eaux.

RÉFÉRENCES

- Anawar, H. M., 2015. Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. *Environmental Management*, 158, 111-121.
- Anawar, H. M., 2013. Impact of climate change on acid mine drainage generation and contaminant transport in water ecosystems of semi-arid and arid mining areas. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 58-60, 13-21.
- Ardelan, M. V., et Steinnes, E., 2010. Changes in mobility and solubility of the redox sensitive metals Fe, Mn and Co at the seawater-sediment interface following CO₂ seepage. *Biogeosciences*, 7, 569–583.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussi re, B., et Chapuis, R., 2003. A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122.
- Bacon, S., 2003.  tude de comportement d'un système de marais épurateurs construit traitant l'effluent d'un abattoir de la région de Québec. National Library of Canada= Bibliothèque nationale du Canada, Ottawa.
- Bahadori, A., et Smith, S. T., 2016. *Dictionary of environmental engineering and wastewater treatment*. Springer International Publishing.
- Bondu, R., Cloutier, V., Rosa, E., et Benzaazoua, M., 2016. A review and evaluation of the impacts of climate change on geogenic arsenic in groundwater from fractured bedrock aquifers. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(9), 296.
- Boo, C., Billinge, I. H., Chen, X., Shah, K. M., et Yip, N. Y., 2020. Zero liquid discharge of ultrahigh-salinity brines with temperature swing solvent extraction. *Environmental Science & Technology*, 54(14), 9124-9131.
- Boujghad, A., 2023. *Caractérisation et évaluation des contaminants dans les solides et les eaux : Cas d'un parc a residus miniers*. [Mémoire de maîtrise,  cole Polytechnique de Montréal].
- Boughton, W., 1989. A review of the USDA SCS curve number method. *Soil Research*, 27(3), 511-523.
- Byrne, P., Runkel, R. L., et Walton-Day, K., 2017. Synoptic sampling and principal components

- analysis to identify sources of water and metals to an acid mine drainage stream. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(20), 17220-17240.
- Cánovas, C. R., Macías, F., Basallote, M. D., Olías, M., Nieto, J. M., et Pérez-López, R., 2021. Metal(loid) release from sulfide-rich wastes to the environment : The case of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 20, 100240.
- Charron, P., 2016. Guide sur les scénarios climatiques: utilisation de l'information climatique pour guider la recherche et la prise de décision en matière d'adaptation. Rapport Ouranos.
- Church, 1997. Source, Transport, and Partitioning of Metals between Water, Colloids, and Bed Sediments of the Animas River, Colorado [U.S. Geological Survey Open-File Report 97-151].
- Clemente, J. S., et Huntsman, P., 2019. Potential climate change effects on the geochemical stability of waste and mobility of elements in receiving environments for Canadian metal mines south of 60°N. *Environmental Reviews*, 27(4), 478-518.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R., et Savard, M. M., 2008. Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Hydrology*, 353(3-4), 294-313.
- Cloutier, V., Pitre, O., Blanchette, D., Dallaire, P. L., Gourde-Bureau, C., Nadeau, S., et Rosa, E., 2013. Recherche sur les impacts de l'exploitation des ressources naturelles et des dépôts en tranchée sur l'eau souterraine des eskers et moraines de l'Abitibi-Témiscamingue. Rapport de recherche P004).R2, GRES-UQAT, 96 p.
- Côte, C. M., Moran, C. J., Hedemann, C. J., et Koch, C., 2010. Systems modelling for effective mine water management. *Environmental Modelling & Software*, 25(12), 1664-1671.
- Dallaire, G., 2019. Étude de l'incertitude liée à la modélisation de l'évapotranspiration potentielle dans les études d'impact des variabilité climatique sur les ressources en eau au Canada, aux États-Unis et au Mexique. [Mémoire de maîtrise, École de Technologie Supérieure, Université du Québec].
- Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. [these de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].

- Dong, S., Xu, B., Yin, S., Han, Y., Zhang, X., et Dai, Z., 2019. Water resources utilization and protection in the coal mining area of northern China. *Scientific Reports*, 9(1), 1214.
- Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., et Bargellini, P., 2012. Sentinel-2 : ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36.
- Environnement et Changement climatique Canada [ECCC]. 2017. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Bisphénol A. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2025].
- Environnement Canada. 2016. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement – Tétrabromobisphénol A (TBBPA). Environnement Canada, Bureau national des recommandations et des normes, Gatineau (Québec). Publié dans la Gazette du Canada, le 14 mai 2016.
- Éthier, M.-P., 2018. Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné. [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Faubert, J.-P., 2012. The growing season water balance and controls on evapotranspiration in wetland reclamation test cells Fort McMurray, Alberta [Master of Science, Carleton University].
- Feige Gault, K. B., Gammon, P., et Fortin, D., 2015. A geochemical characterization of cold-water natural acid rock drainage at the Zn–Pb XY deposit, Yukon, Canada. *Applied Geochemistry*, 62, 35-47.
- Ford, J. D., Pearce, T., Prno, J., Duerden, F., Berrang Ford, L., Beaumier, M., et Smith, T., 2010. Perceptions of climate change risks in primary resource use industries : A survey of the Canadian mining sector. *Regional Environmental Change*, 10(1), 65-81.
- Fourie, A. B., Tibbett, M., Sawatsky, L., et Zyl, D. van., 2015. Mine closure 2015 : Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure : June 1-3, 2015, Vancouver, Canada. InfoMine Inc.
- Fuentes, A., 2022. Impact des variabilité climatique sur le bilan hydrique et la qualité de l'eau dans un lac de fosse. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].

- Germain, D., Tassé, N., et Cyr, J., 2009. The East-Sullivan mine site : Merging prevention and treatment of acid mine drainage. Hydrogéochim Environnement Inc., 1184.
- Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., Ahmed, S. A., 2010. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, 18(23), 24109.
- Giloteaux, L., Duran, R., Casiot, C., Bruneel, O., et Elbaz-Poulichet, F., 2012. Three-year survey of sulfate-reducing bacteria community structure in Carnoule's acid mine drainage (France), highly contaminated by arsenic. *FEMS Microbiology Ecology*. 83 (3), 724–737.
- Gomes, P., et Valente, T., 2024. Seasonal impact of acid mine drainage on water quality and potential ecological risk in an old sulfide exploitation. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(14), 21124-21135.
- Gordon, H. R., 1997. Atmospheric correction of ocean color imagery in the Earth Observing System era. *Geophysical Research: Atmosphere*, 102(D14), 17081-17106.
- Greb, S., Dekker, A., et Binding, C., 2018. Earth observations in support of global water quality monitoring. International ocean colour coordinating group. [Reports and Monographs of the International Ocean Colour Coordinating Group].
- Greenacre, M., Groenen, P. J. F., Hastie, T., D'Enza, A. I., Markos, A., et Tuzhilina, E., 2022. Principal component analysis. *Nature Reviews Methods Primers*, 2(1), 100.
- Grgic, D., Homand, F., et Giraud, A., 2004. Modélisation de l'impact de la désaturation et de l'envoyage sur la stabilité mécanique des mines de Fer de Lorraine. *Journées Nationales de Géotechnique et de Géologie de l'ingénieur*, 40, 54501
- Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2014. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, ou les défis d'un mariage arrangé entre science et politique.
- Guesdon, G., De Santiago Martín, A., Galvez-Cloutier, R. 2014. Restauration du lac La Retenue, l'AngeGardien, Québec. Phase I : Caractérisation des sédiments et qualité de l'eau de surface. Département de génie civil et de génie des eaux, Université Laval, Québec. 37 pages
- Haddaway, N. R., Cooke, S. J., Lesser, P., Macura, B., Nilsson, A. E., Taylor, J. J., et Raito, K., 2019. Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation

- measures on social–ecological systems in Arctic and boreal regions : A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 8(1), 9.
- Hargreaves, G. H., et Samani, Z. A., 1988. Estimation of standard deviation of potential evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 114(1), 175-180.
- Hughes, J., Cowper-Heays, K., Olesson, E., Bell, R., et Stroombergen, A., 2021. Impacts and implications of climate change on wastewater systems : A New Zealand perspective. *Climate Risk Management*, 31, 100262.
- Idrissy, H. E., et Connelly, R., 2012. Water-the other resource a mine needs to estimate. *Procedia Engineering*, 46, 206-212.
- IPCC, 2021. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Janowicz, J. R., 2011. Guidance Document on Water and Mass Balance Models for the Mining Industry. Report Project Number: 1114280024-001-R-Rev0-1000, Submitted to: Yukon Government, Environment Box 2703 Whitehorse, YK.
- Krogerus, K., et Pasanen, A., 2016. Management of water balance in mining areas. *WaterSmart. Reports of Finnish Environment Institute*, 39, 2016.
- Kunz, N. C., Fischer, M., Ingold, K., et Hering, J. G., 2015. Why do some water utilities recycle more than others? A qualitative comparative analysis in new South Wales, Australia. *Environmental Science & Technology*, 49(14), 8287-8296.
- Kwong, I. H. Y., Wong, F. K. K., et Fung, T., 2022. Automatic mapping and monitoring of marine water quality parameters in Hong Kong using Sentinel-2 image time-series and Google Earth Engine cloud computing. *Frontiers in Marine Science*, 9, 871470.
- Labelle, L., 2022. Identification des sites de prélèvement d'eau souterraine en situation de filtration sur berge par un cadre géochimique et isotopique. [Mémoire de maîtrise, Ecole Polytechnique, Montreal].
- Labonté-Raymond, P.-L., 2020. Impact de la hausse d'intensité des précipitations extrêmes causée par les variabilité climatique dans la gestion de l'eau de surface des aires d'entreposage des rejets miniers. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].

- Lee, M.-K., Natter, M., Keevan, J., Guerra, K., Saunders, J., et Uddin, A., 2013. Assessing effects of climate change on biogeochemical cycling of trace metals in alluvial and coastal watersheds. *British Journal of Environment and Climate Change*, 44-66.
- Lessard, F., 2018. Évaluation des couvertures isolantes avec effets capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en conditions nordiques. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Lieber, E., Demers, I., Pabst, T., et Bresson, É., 2018. Effect of climate change on the performance of a monolayer cover combined with an elevated water table to prevent acid mine drainage. [Proceedings of the 74th Canadian Geotechnical Conference].
- Liu, Y., Wang, T., et Yang, J., 2019. Evaluating the quality of mine water using hierarchical Fuzzy theory and Fluorescence regional integration. *Mine Water and the Environment*, 38(2), 243-251.
- Löow, J., Abrahamsson, L., et Johansson, J., 2019. Mining 4.0-The impact of new technology from a work place perspective. *Mining, Metallurgy & Exploration*, 36(4), 701-707.
- Lynch, S., Batty, L., et Byrne, P., 2014. Environmental risk of metal mining contaminated river bank sediment at redox-transitional zones. *Minerals*, 4(1), 52-73.
- Milaras, M., McKay, T. J. M., et Ahmed, F., 2014. Mine closure in South Africa. [A survey of current professional thinking and practice].
- Climate Change and Acid Rock Drainage, 2011. Risks for the Canadian Mining Sector (MEND Report 1.61.7). [Rapport, Mine Environment Neutral Drainage Program].
- MDDEP. 2012. Guide d'interprétation, Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs Québec, Direction des politiques de l'eau. 148 p.
- McCuen, 2005. Hydrological analysis and design (3^{eme} édition). Pearson Prentice Hall.
- McCullough, I. M., Cheruvilil, K. S., Collins, S. M., et Soranno, P. A., 2019. Geographic patterns of the climate sensitivity of lakes. *Ecological Applications*, 29(2), e01836.
- McJannet, D., Hawdon, A., Baker, B., Ahwang, K., Gallant, J., Henderson, S., et Hocking, A., 2019. Evaporation from coal mine pit lakes: Measurements and modelling. 13th International Conference on Mine Closure, 1391-1404.

- McLaughlin, D., et McNaughton, J., 2012. Site Water Balance. [Description des différentes approches pour le calcul de la balance d'eaux sur les sites miniers].
- Miller, J. D., et Hutchins, M., 2017. The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality : A review of the evidence concerning the United Kingdom. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 12, 345-362.
- Miller, K. D., Bentley, M. J., Ryan, J. N., Linden, K. G., Larison, C., Kienzle, B. A., Katz, L. E., Wilson, A. M., Cox, J. T., Kurup, P., Van Allsburg, K. M., MVCall, J., Macknick, J. E., Talmadge, M. S., Miara, A., Sitterley, K. A., Evans, A., Thirumaran, K., Malhotra, M., ... Chellam, S., 2022. Mine water use, treatment, and reuse in the United States : A look at current industry practices and select case studies. *ACS ES&T Engineering*, 2(3), 391-408.
- Millot, R., Gaillardet, J., Dupré, B., et Allègre, C. J., 2002. The global control of silicate weathering rates and the coupling with physical erosion : New insights from rivers of the Canadian Shield. *Earth and Planetary Science Letters*, 196(1-2), 83-98.
- Mitsch, W. J., et Wise, K. M., 1998. Water quality, fate of metals, and predictive model validation of a constructed wetland treating acid mine drainage. *Water Research*, 32(6), 1888-1900.
- Mohsin, M., Zhu, Q., Naseem, S., Sarfraz, M., et Ivascu, L., 2021. Mining industry impact on environmental sustainability, economic growth, social interaction, and public health : An application of semi-quantitative mathematical approach. *Processes*, 9(6), 972.
- MontaACS, F. C., HattumS, B. V., et Deneer, J., 1995. Bioconcentration of chlorpyrifos by the freshwater isopod *Aselhs aquaticus* (L.) in outdoor experimental ditches. *Environmental Pollution* 88, 137-146.
- More, K. S., Wolkersdorfer, C., Kang, N., et Elmaghraby, A. S., 2020. Automated measurement systems in mine water management and mine workings – A review of potential methods. *Water Resources and Industry*, 24, 100136.
- Morel, A., et Prieur, L., 1977. Analysis of variations in ocean color¹. *Limnology and Oceanography*, 22(4), 709-722.
- Moussavi-Harami, R., Mahboubi, A., Nadjafi, M., Brenner, R. L., et Mortazavi, M., 2009. Mechanism of calcrete formation in the Lower Cretaceous (Neocomian) fluvial deposits, northeastern Iran based on petrographic, geochemical data. *Cretaceous Research*, 30(5), 1146-1156.

- Nakoa, K., Rahaoui, K., Date, A., et Akbarzadeh, A., 2016. Sustainable zero liquid discharge desalination (SZLDD). *Solar Energy*, 135, 337-347.
- Nelson, J., et Schuchard, R., 2010. Adapting to climate change. [A guide for the mining industry. Adapting to climate change].
- Nielsen, C. K., Elsgaard, L., Jørgensen, U., et Lærke, P. E., 2023. Soil greenhouse gas emissions from drained and rewetted agricultural bare peat mesocosms are linked to geochemistry. *Science of the Total Environment*, 896, 165083.
- Nordstrom, D., et Alpers, C., 1999. Geochemistry of acid mine waters. In: *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A. Processes, Methods, and Health Issues (Vol. 6, p. 133-160)*.
- Northey, S. A., Mudd, G. M., Werner, T. T., Haque, N., et Yellishetty, M., 2019. Sustainable water management and improved corporate reporting in mining. *Water Resources and Industry*, 21, 100104.
- Odell, S. D., Bebbington, A., et Frey, K. E., 2018. Mining and climate change : A review and framework for analysis. *The Extractive Industries and Society*, 5(1), 201-214.
- Ouhmidou, M., Chahlaoui, A., Kharroubi, A., et Chahboune, M., 2015. Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia (Maroc) Study of the physico-chemical and bacteriological quality of the barrage Hassan Addakhil of Errachidia (Morocco). *Materials and Environmental Sciences*. 6 (6) (2015) 1663-1671
- Ouranos., 2020. Fiches synthèses régionales – Abitibi-Témiscamingue : Changements climatiques projetés. Gouvernement du Québec.
- Paces, J. B., Ludwig, K. R., Peterman, Z. E., et Neymark, L. A., 2002. 234U/238U evidence for local recharge and patterns of ground-water flow in the vicinity of Yucca Mountain, Nevada, USA. *Applied Geochemistry*, 17(6), 751-779.
- Pahlevan, N., Smith, B., Alikas, K., Anstee, J., Barbosa, C., Binding, C., Bresciani, M., Cremella, B., Giardino, C., Gurlin, D., Fernandez, V., Jamet, C., Kangro, K., Lehmann, M. K., Loisel, H., Matsushita, B., Hà, N., Olmanson, L., Potvin, G., Ruiz-Verdù, A., 2022. Simultaneous retrieval of selected optical water quality indicators from Landsat-8, Sentinel-2, and Sentinel-3. *Remote Sensing of Environment*, 270, 112860.

- Panagopoulos, A., 2021. Beneficiation of saline effluents from seawater desalination plants : Fostering the zero liquid discharge (ZLD) approach - A techno-economic evaluation. *Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105338.
- Panek-Chwastyk, E., Dąbrowska-Zielińska, K., Kluczek, M., Markowska, A., Woźniak, E., Bartold, M., Ruciński, M., Wojtkowski, C., Aleksandrowicz, S., Gromny, E., Lewiński, S., Łączyński, A., Masiuk, S., Zhurbenko, O., Trofimchuk, T., et Burzykowska, A., 2024. Estimates of crop yield anomalies for 2022 in Ukraine based on Copernicus Sentinel-1, Sentinel-3 Satellite Data, and ERA-5 Agrometeorological indicators. *Sensors*, 24(7), 2257.
- Pearce, T. D., Ford, J. D., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L., et Smit, B., 2011. Climate change and mining in Canada. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 16(3), 347-368.
- Phillips, J., 2016. Climate change and surface mining : A review of environment-human interactions & their spatial dynamics. *Applied Geography*, 74, 95-108.
- Pohle, I., Koch, H., Conradt, T., Gädeke, A., et Grünewald, U., 2014. Potential impacts of climate change and regional anthropogenic activities in Central European mesoscale catchments. *Hydrological Sciences*, 141217125340005.
- Potvin, R., 2013. Evaluation a différentes echelles de la performance de systemes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide. [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Pour, S. H., Wahab, A. K. A., Shahid, S., Asaduzzaman, M., et Dewan, A., 2020. Low impact development techniques to mitigate the impacts of climate-change-induced urban floods : Current trends, issues and challenges. *Sustainable Cities and Society*, 62, 102373.
- Probst, J.L., Probst, A., 2015. Composition chimique des eaux et variabilité naturelle. In: *L'Eau à découvert*. CNRS Editions, France, pp. 206–207.
- Quenet, M., 2014. Rôle des eaux souterraines dans l'hydrologie d'un bassin versant glaciaire sous condition de pergélisol continu au Spitsberg (Austre Lovénbreen, 79°N). Université Paris-Sud.
- Rosa, E., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Dick, T.A., 2012. Environmental and seasonal controls on riverine dissolved uranium in the Hudson, James, and Ungava bays region, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*. 49(6), 758–771.

- Ross, M. R. V., Topp, S. N., Appling, A. P., Yang, X., Kuhn, C., Butman, D., Simard, M., et Pavelsky, T. M., 2019. AquaSat : A Data set to enable remote sensing of water quality for Inland waters. *Water Resources Research*, 55(11), 10012-10025.
- Roy, J. L., Dubois, V., Tournebize, J., Lauvernet, C., et Clément, R., 2017. Synthèse bibliographique : Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols. [Synthese bibliographique, INRS].
- Sakizadeh, M., 2016. Artificial intelligence for the prediction of water quality index in groundwater systems. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(1), 8.
- Samuel, M. K., et Christian, W., 2019. Disruptive technologies in mine water management-The Future. *Mine Water*. 74, 95-108.
- Sánchez-España, J., Ercilla, M. D., Cerdán, F. P., Yusta, I., et Boyce, A. J., 2014. Hydrological investigation of a multi-stratified pit lake using radioactive and stable isotopes combined with hydrometric monitoring. *Hydrology*, 511, 494-508.
- Sherjah, P. Y., Sajikumar, N., et Nowshaja, P. T., 2023. Quality monitoring of inland water bodies using Google Earth Engine. *Hydroinformatics*, 25(2), 432-450.
- Shevenell, L., Connors, K. A., et Henry, C. D., 1999. Controls on pit lake water quality at sixteen open-pit mines in Nevada. *Applied Geochemistry*, 14(5), 669-687.
- Singh, A. K., Mahato, M. K., Neogi, B., Mondal, G. C., et Singh, T. B., 2011. Hydrogeochemistry, elemental flux, and quality assessment of mine water in the Pootkee-Balihari mining area, Jharia Coalfield, India. *Mine Water and the Environment*, 30(3), 197.
- Solgi, N., 2006. Water balance of metal mining tailings management facilities: Influence of climate condition tailings management options. [Masters, The University of British Columbia].
- Tassé, 2004. Évaluation de la performance de divers types de résidus forestiers pour le traitement du drainage minier acide. Service du développement et du milieu miniers, Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Temple, K. L., et Colmer, A. R., 1951. The autotrophic oxidation of iron by a new bacterium: *thiobacillus ferrooxidans*. *Bacteriology*, 62(5), 605-611.
- Thiry, M., Combes, P., et Raulo, A., 2014. Fonctionnement hydrologique de la zone humide du Rothmoss à Wittelsheim (68). [Les éléments du bilan hydrologique. Rapport technique].

- Torres-Bejarano, F., Arteaga-Hernández, F., Rodríguez-Ibarra, D., Mejía-Ávila, D., et González-Márquez, L. C., 2021. Water quality assessment in a wetland complex using Sentinel 2 satellite images. *Environmental Science and Technology*, 18(8), 2345-2356.
- Vintró, C., Sanmiquel, L., et Freijo, M., 2014. Environmental sustainability in the mining sector : Evidence from Catalan companies. *Cleaner Production*, 84, 155-163.
- Vogels, M., 2013. Effects of past and present mining on fine sediment geochemistry of floodplain soils, Horsefly River, BC, Canada. [Masters, Utrecht University Faculty of Geosciences Department of Physical Geograph].
- Wang, J., Zhang, X., Li, L., Cheng, K., Zheng, J., Zheng, J., Shen, M., Liu, X., et Pan, G., 2016. Changes in micronutrient availability and plant uptake under simulated climate change in winter wheat field. *Soils and Sediments*, 16(12), 2666-2675.
- Warren, F. J., et Lemmen, D. S., 2014. «Synthèse», dans *Vivre avec les variabilité climatique au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*. Warren, F. J., et Lemmen, D. S. (édition 3), Gouvernement du Canada, Ottawa, Canada, 2014, pp. 1-18.
- Wilson, L. J., 2011. [Canada wide survey of acid mine drainage characteristics. Rapport technique].
- White, A.F., Blum, A.E., Bullen, T.D., Vivit, D.V., Schulz, M., Fitzpatrick, J., 1999. The effect of temperature on experimental and natural chemical weathering rates of granitoid rocks. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(19–20), 3277–3291.
- WWAP, 2012. *Managing Water Under Uncertainty and Risk*. World Water Development Report United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.
- Yang, H., Kong, J., Hu, H., Du, Y., Gao, M., et Chen, F., 2022. A review of remote sensing for water quality retrieval : progress and challenges. *Remote Sensing*, 14(8), 1770.
- Zhuykov, S., 2012. Solid-state sensors monitoring parameters of water quality for the next generation of wireless sensor networks. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 161(1), 1-20.