Centre Eau Terre Environnement

DÉVELOPPEMENT D'UN PROCÉDÉ DE TRAITEMENT ÉLECTROLYTIQUE POUR LA DÉSINFECTION ET LA DÉSHYDRATATION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES

Par

Rabab Sendabad

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maîtrise ès Sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Président du jury et examinateur interne	Prof. Tarek Roussi, Centre Eau Terre Environnement (ETE) Institut National de la Recherche Scientifique (INRS)
Examinateur externe	Dr. Oumar DIA Centre des technologies de l'eau
Directeur de recherche	Prof. Kokou Adjallé, Centre Eau Terre Environnement (ETE) Institut National de la Recherche Scientifique (INRS)
Directeur de recherche	Prof. Kamal El Haji, Institut Supérieur des Hautes Études en Développement Durable (ISHEDD)
Co-directeur de recherche	Prof. My Ali El Khakani, INRS-EMT Centre Énergie Matériaux Télécommunication (EMT) Institut National de la Recherche Scientifique (INRS)

© Droits réservés de Sendabad Rabab, août 2025

REMERCIEMENTS

Je remercie tout d'abord Dieu, pour la force, la paix intérieure et la persévérance qu'Il m'a accordées tout au long de cette aventure.

Je souhaite ensuite exprimer ma profonde gratitude au professeur Kokou Adjallé, qui a accepté de m'accompagner avec bienveillance et rigueur dans la phase finale de ce mémoire. Sa disponibilité, ses conseils éclairés et son soutien constant ont été essentiels à la réussite de ce travail.

Je remercie Monsieur Kamal El Haji et, à travers lui, toute l'institution de l'ISHEDD, pour leur appui, leur encadrement et leur confiance tout au long de mon parcours.

Je tiens également à remercier le professeur Patrick Drogui, pour son encadrement, son implication et les bases solides qu'il a apportées à ce projet dès ses débuts. Son expertise scientifique a largement contribué à la construction de cette recherche.

Un grand merci au professeur My Ali El Khakani, mon co-encadrant, pour son écoute, ses précieux conseils et sa présence toujours encourageante tout au long de mon parcours. Son regard attentif et ses interventions pertinentes m'ont été d'une grande aide.

J'exprime également ma reconnaissance à l'INRS, ainsi qu'à toute notre équipe de recherche, pour leur accompagnement, leur soutien et leur collaboration tout au long de ce projet.

Je remercie de tout cœur mes parents, mes frères, puis toute ma famille et mes amis, pour leur amour, leurs encouragements et leur patience, toujours présents dans les moments de doute comme dans les réussites.

AVANT-PROPOS

Ce manuscrit présente les travaux de recherche réalisés en vue de l'obtention du grade de Maître ès Sciences (M. Sc.) dans le cadre du programme de Maîtrise en Sciences de l'Eau de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) – Centre Eau Terre Environnement (ETE). Ce projet s'inscrit dans le domaine du traitement des eaux usées et porte spécifiquement sur la désinfection et la déshydratation des boues d'épuration municipales par voie électrolytique.

L'objectif principal de ce projet est de désinfecter les boues d'épuration municipales par voie électrolytique tout en améliorant la séparation solide/liquide. Pour cela, le potentiel de la technologie d'électrolyse est exploité afin d'optimiser simultanément les performances de désinfection et de déshydratation des boues. Cette approche vise à réduire la charge microbienne et à accroître la siccité, contribuant ainsi à une meilleure gestion des boues en station d'épuration.

Ce mémoire est structuré en six sections principales.

La première section présente le contexte du projet et la problématique, en mettant en évidence les enjeux liés à la gestion des boues d'épuration.

La deuxième section est consacrée à la revue de littérature. Elle aborde l'origine et la composition des boues, leur contamination microbienne, le cadre réglementaire, les techniques de déshydratation, les méthodes conventionnelles de désinfection, ainsi que les technologies électrochimiques.

La troisième section expose les objectifs, les hypothèses et la démarche expérimentale adoptée dans le cadre de cette étude.

La quatrième section décrit en détail le matériel utilisé, le système électrolytique mis en place, ainsi que les méthodes d'analyse pour évaluer les performances du traitement.

La cinquième section présente et discute les résultats obtenus en lien avec les paramètres opératoires testés (intensité du courant, type d'électrode, pH, temps de traitement), ainsi que l'impact du procédé sur la désinfection et la déshydratation des boues.

Enfin, la sixième section conclut le mémoire en répondent aux objectifs de l'étude, en mettant en évidence les limites du procédé étudie et en suggérant des pistes pour des travaux futurs.

L'ensemble de ces travaux vise à contribuer à l'élaborer des solutions innovantes et performantes pour le traitement des boues d'épuration, en conciliant à la fois les objectifs sanitaires et les exigences opérationnelles.

RÉSUMÉ

Les boues d'épuration municipales posent un défi majeur en raison de leur charge microbienne élevée, de leur forte teneur en eau et de la présence de contaminants tels que les métaux lourds. Leur traitement efficace est essentiel pour assurer une gestion durable, réduire les impacts environnementaux et permettre leur valorisation. L'objectif principal de ce mémoire est de développer un procédé électrolytique permettant à la fois la désinfection et la déshydratation des boues, en vue de produire un résidu conforme aux normes de valorisation en tant que matière fertilisante.

Pour atteindre cet objectif, des expérimentations ont été réalisées sur des boues mixtes provenant de la station d'épuration de L'Assomption. L'étude s'est appuyée sur la variation de plusieurs paramètres opératoires : le type d'anode (Ti/IrO_2 et BDD), l'intensité du courant (0,25 à 1,5 A), le temps de traitement (20 à 60 minutes) et le pH (4 à 7). Les analyses ont porté sur la réduction des coliformes totaux et d'E. coli, la siccité, la production d'oxydants, la consommation énergétique, ainsi que la mobilité des nutriments (NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}) et des métaux dans le filtrat.

Les résultats ont permis d'identifier des conditions optimales (pH 4, 0,5 A, 20 minutes, anode BDD) permettant de réduire efficacement la concentration microbienne à des niveaux conformes aux exigences de la catégorie P1 du guide de gestion des matières résiduelles fertilisantes, tout en obtenant une siccité supérieure à 25 %. L'électrolyse a également favorisé la libération de nutriments sous forme soluble, tout en maintenant des concentrations de métaux lourds inférieures aux seuils réglementaires. Ces résultats suggèrent que le procédé peut non seulement traiter les boues efficacement, mais aussi préserver leur potentiel de valorisation agricole.

Ainsi, ce travail démontre que le traitement électrolytique est une technologie prometteuse, intégrant des objectifs sanitaires, environnementaux et économiques, et offrant une alternative durable aux méthodes traditionnelles.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS ..... **II**
AVANT-PROPOS ..... **III**
RÉSUMÉ ..... **IV**
TABLE DES MATIÈRES ..... **V**
LISTE DES FIGURES ..... **VIII**
LISTE DES TABLEAUX ..... **IX**
LISTE DES ABRÉVIATIONS ..... **XI**
1 INTRODUCTION 1
2 REVUE DE LITTÉRATURE 3
2.1. ORIGINE ET COMPOSITION DES BOUES D'EPURATION 3
2.1.1. Origines des boues d'épuration *3*
2.1.2. Compositions des boues d'épuration *4*
2.1.3. Valorisation des boues d'épuration *6*
2.2. LA CONTAMINATION MICROBIENNE DES BOUES D'EPURATION 7
2.3. PRESENCE DE BACTERIES DANS LES BOUES D'EPURATION 8
2.3.1. Diversité des bactéries pathogènes *8*
2.3.2. Importance de la désinfection *8*
2.4. CADRE REGLEMENTAIRE ET GESTION DES BOUES D'EPURATION 8
2.5. TRAITEMENTS DE CONCENTRATION DES BOUES : EPAISSISSEMENT ET DESHYDRATATION DES BOUES 9
2.5.1. Épaississement des boues *9*
2.5.2. Déshydratation des boues *10*
2.5.3. Centrifugation *10*
2.5.4. Traitement thermique *10*
2.5.5. Lits de séchage *11*
2.5.6. Filtration *11*
2.5.7. Le traitement gel-dégel *11*
2.5.8. Technique de filtration sur bandes presseuses *12*
2.6. METHODES DE TRAITEMENT D'HYGIENISATION DES BIO-SOLIDES DE TYPE MUNICIPAL 12
2.6.1. Traitement biologique *12*
2.6.2. Traitement chimique *13*
2.6.3. Traitement physique *14*
2.7. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES METHODES DE TRAITEMENT DES BOUES D'EPURATION 15
2.8. TRAITEMENT ELECTROLYTIQUE DES EFFLUENTS ET DES BOUES D'EPURATION 16
2.8.1. Traitement par électrocoagulation *16*

2.8.2. Traitement par Électro-oxydation *18*
2.9. FACTEURS INFLUENÇANT LES TRAITEMENTS ELECTROCHIMIQUES 20
2.9.1. Intensité du courant électrique *20*
2.9.2. Influence du pH *21*
2.9.3. Rôle de la conductivité *21*
2.9.4. Temps d'électrolyse *22*
2.9.5. Effet de la vitesse d'agitation *22*
2.9.6. Modes d'action des traitements électrolytiques *22*
2.10. ENJEUX ET INTERETS DE L'ELECTROLYSE DANS LA DESINFECTION DES EAUX 24
2.11. APPLICATIONS DE L'ELECTROLYSE A LA DESINFECTION DES EAUX 24
2.12. SYNTHESE COMPARATIVE DES TECHNOLOGIES DE DESINFECTION APPLIQUEES AUX BOUES 25
2.13. EXEMPLES DE PROCEDES DE TRAITEMENT ET DESINFECTION DES BOUES PAR VOIES ELECTROCHIMIQUES 26
2.14. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES ELECTRO-TECHNOLOGIES 29
3 ORIGINALITÉ, HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS 30
3.1. PROBLEMATIQUE ET CONTEXTE 30
3.2. ORIGINALITE 31
3.3. HYPOTHESES 31
3.4. OBJECTIFS 32
3.4.1. Objectif principal *32*
3.4.2. Objectifs spécifiques *32*
3.5. DEMARCHE EXPERIMENTALE 32
4 MATÉRIELS ET MÉTHODES 35
4.1. SITE D'ECHANTILLONNAGE ET CONSERVATION DES BOUES 35
4.2. METHODES ANALYTIQUES 35
4.2.1. Analyse des solides totaux *35*
4.2.2. Mesure du pH et de la conductivité *36*
4.2.3. Mesure de la siccité *36*
4.3. METHODE EXPERIMENTALE 36
4.3.1. Unité d'électro-oxydation (figure 3) *36*
4.3.2. Caractérisation de la cellule électrolytique *37*
4.3.3. Floculation et séparation *38*
4.3.4. Traitement des boues *39*
4.4. REACTIFS ET EVALUATION DE COUTS DE TRAITEMENT 40
5 RÉSULTATS ET DISCUSSION 41
5.1. CARACTERISATION DES BOUES DE LA STATION D'EPURATION MUNICIPALES 41
5.2. CARACTERISATION DE LA CELLULE ELECTROLYTIQUE 42

5.2.1. Production des oxydants totaux en utilisant une anode en Ti/IrO_2 42
5.2.2. Production des oxydants totaux en utilisant une anode en BDD 44
5.3. IDENTIFICATION DES POLYMERES POUR LA FLOCULATION 45
5.3.1. Type et concentration de polymère 45
5.4. TRAITEMENT ELECTROLYTIQUE POUR LE CONDITIONNEMENT ET DESINFECTION DES BOUES 47
5.4.1. Effet de l'intensité et du temps de traitement en utilisant une anode en Ti/IrO_2 47
5.4.2. Effet du type d'anode sur la déshydratation 48
5.4.3. Effet de l'intensité de courant sur la siccité et désinfection en utilisant l'anode en BDD (ST =10,3 g/l) 50
5.4.4. Influence du temps de traitement sur la siccité et désinfection en utilisant l'anode en BDD (ST =11,03 g/l) 52
5.4.5. Effet du pH en utilisant l'anode en BDD (ST =29,52 g/l) 53
5.4.6. Effet de l'électrolyte sur la désinfection et déshydratation en ajout de sel (ST =29,52 g/l) 55
5.4.7. Répétabilité du traitement électrolytique : duplicata en présence d'électrolytes 56
5.4.8. Effet de l'électrolyse sur l'ammonium, nitrates et phosphates 58
5.4.9. Effet du traitement électrolytique sur les métaux lourds et éléments majeurs 59
6 CONCLUSION 62
7 RECOMMANDATIONS 63
8 RÉFÉRENCES 64

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Représentation schématique d'une station d'épuration des eaux usées (Moussouni, 2020) 3

Figure 2.2 Structure schématique d'une membrane cytoplasmique d'une bactérie et mécanisme *(Drogui et Daghrir, 2013)* 24

Figure 4.1 Schéma du dispositif d'électro-oxydation 37

Figure 4.2 Système de séparation des boues après floculation 39

Figure 5.1 Influence du temps sur la concentration des oxydants totaux (Cl_2, HClO, ClO^- et $S_2O_8^{2-}$) en utilisant une anode Ti/IrO2 43

Figure 5.2 Influence du temps sur la concentration des oxydants totaux (Cl_2, HClO, ClO^- et $S_2O_8^{2-}$) en utilisant une anode BDD.....44

Figure 5.3 Évolution de la siccité en fonction du type et concentration des polymères sélectionnés 46

Figure 5.4 Comparaison des deux électrodes en fonction du temps et siccité 50

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Composants des boues d'épuration (Junjie et al, 2011), (Anjum *et al.*, 2016), (Krzysztof et al, 2016), (MELCC, 2021) 5

Tableau 2.2 Normes microbiologiques et indicateurs de performances ciblées dans le cadre du traitement électrolytique 6

Tableau 2.3 Paramètres et critères de qualité des résidus domestiques en lien avec la contamination des pathogènes (Gouvernement du Québec, 2015) 7

Tableau 2.4 Comparaison des principales méthodes de désinfection des eaux usées et des boues 26

Tableau 3.1 Paramètres à mesurer et la méthode utilisée 33

Tableau 4.1 Date et lieu des échantillons des boues utilisées 35

Tableau 5.1 Caractérisation physico-chimique et microbiologique des boues municipales à différentes dates d'échantillonnage 41

Tableau 5.2 Influence de l'intensité et du temps de traitement sur la déshydratation et la consommation énergétique des boues municipales (Boues décembre 2023) 48

Tableau 5.3 Effet de l'intensité du courant sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique 51

Tableau 5.4 Effet du temps de traitement sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique 53

Tableau 5.5 Effet du pH sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique en utilisant une anode en BDD (ST =29,52 g/l) 55

Tableau 5.6 Effet de l'ajout d'électrolytes sur la déshydratation, la désinfection et la consommation énergétique des boues en utilisant une anode BDD 56

Tableau 5.7 Répétabilité du traitement électrolytique : influence du temps sur la déshydratation, la désinfection et la consommation énergétique des boues (anode BDD, pH = 4, I = 1 A, avec ajout d'électrolytes) 57

Tableau 5.8 Effet du traitement électrolytique sur les concentrations en ammonium, nitrate et phosphate dans le filtrat des boues municipales 59

Tableau 5.9 Concentrations des métaux et éléments majeurs dans le filtrat après électrolyse 61

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Abréviation		Définition
A	:	Ampère
Al	:	Aluminium
As	:	Arsenic
BDD	:	Diamant dopé au bore (Boron-Doped Diamond)
Ca	:	Calcium
Cd	:	Cadmium
Cl_2 / HOCl	:	Chlore moléculaire / acide hypochloreux (chlore actif)
Cu	:	Cuivre
E. coli	:	Escherichia coli
Fe	:	Fer
INRS	:	Institut national de la recherche scientifique
K	:	Potassium
MES	:	Matières en suspension
MRF	:	Matières résiduelles fertilisantes
Na	:	Sodium
NH_4^+	:	Ion ammonium
Ni	:	Nickel
NO_3^-	:	Ion nitrate
P	:	Phosphore
pH	:	Potentiel hydrogène (acidité)
PO_4^{3-}	:	Ion phosphate
POR	:	Potentiel oxydoréduction
$S_2O_8^{2-}$	:	Ion peroxodisulfate
ST	:	Solides totaux
STEP	:	Station de traitement des eaux usées
Ti/IrO_2	:	Anode en titane recouverte d'oxyde d'iridium
UFC	:	Unités formant colonie
V	:	Volt
Wh/m^3	:	Wattheure par mètre cube

1 INTRODUCTION

La gestion des boues d'épuration municipales constitue un enjeu majeur dans le domaine de l'assainissement des eaux usées. À l'échelle mondiale, plusieurs dizaines de millions de tonnes de boues sont produites chaque année, posant des défis importants en matière de traitement, d'élimination et de valorisation (Fytili & Zabaniotou, 2008). Au Québec, les stations d'épuration génèrent annuellement environ 300 000 tonnes de boues (MDDELCC, 2017), lesquelles contiennent des contaminants préoccupants, tels que les microorganismes pathogènes (E. coli, coliformes fécaux, etc.), les métaux lourds, ainsi que des composés traces tels que les PFAS, les résidus de médicaments et les produits de soins personnels. La présence de ces polluants représente un risque pour l'environnement et la santé humaine, nécessitant un traitement rigoureux. La réglementation québécoise fixe d'ailleurs des seuils à ne pas dépasser afin d'encadrer leur valorisation (MELCC, 2021).

Une gestion inadéquate des boues peut entraîner des conséquences néfastes pour l'environnement, telles que la contamination des eaux superficielles et souterraines, la dégradation des sols ou encore la génération de nuisances odorantes. En revanche, lorsqu'elles sont correctement traitées, ces boues peuvent être valorisées dans des applications variées, comme l'amendement agricole ou la production d'énergie, contribuant ainsi à une économie circulaire. Cependant, les méthodes de traitement conventionnelles, telles que les traitements thermiques ou chimiques, sont souvent coûteuses, énergivores et difficilement adaptables à certaines réalités locales (Fytili & Zabaniotou, 2008).

Les traitements électrochimiques, en particulier l'électrolyse, se présentent comme une alternative innovante et durable. Ce procédé permet de générer *in-situ* des agents oxydants, tels que le chlore actif (Cl_2, HOCl) et les peroxodisulfates ($S_2O_8^{2-}$), reconnus pour leur capacité à éliminer les microorganismes pathogènes et à modifier les propriétés physico-chimiques des boues (Fytili & Zabaniotou, 2008). Selon Drogui *et al.* (2013), les anodes en diamant dopé au bore (BDD) permettent une production accrue et durable d'oxydants totaux, atteignant jusqu'à 100 mg/L de chlore actif, tout en présentant une efficacité supérieure aux électrodes conventionnelles comme celles en oxyde d'iridium ($TiIrO_2$).

Ce projet de recherche a pour objectif principal d'élaborer et d'optimiser un procédé électrolytique pour la désinfection et la déshydratation des boues d'épuration municipales. Plus précisément, il vise à évaluer les effets de différents paramètres opératoires, tels que l'intensité du courant (0,2 à 1,5 A), le type d'électrodes (BDD et Ti/IrO_2) et la durée de traitement (20 à 60 minutes), sur la

réduction de la concentration microbienne et l'amélioration des propriétés de filtrabilité des boues. Les tests sont réalisés sur les boues issues de la station d'épuration de L'Assomption, qui traite en moyenne 12 000 m³/jour d'eaux usées domestiques et génère environ 500 tonnes de boues par an.

Dans le cadre de ce projet, la désinfection est évaluée en fonction des seuils fixés par le guide de gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF) du ministère de l'Environnement du Québec, en particulier ceux de la catégorie P1 (risque de niveau 1), qui exigent une concentration inférieure à 1 000 UFC/g sec de boue, et en catégorie P2, une concentration inférieure à 2 000 000 UFC/g sec (MELCC, 2021).

Les résultats attendus permettront de définir des conditions optimales pour une gestion efficace et durable des boues, tout en favorisant leur valorisation. En s'inscrivant dans une perspective à la fois environnementale et économique, ce projet vise à améliorer les pratiques actuelles de traitement et à démontrer la pertinence de l'intégration des technologies électrochimiques dans le domaine de l'assainissement.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1. Origine et composition des boues d'épuration

Les biosolides, traditionnellement appelés « boues d'épuration », proviennent du traitement primaire des eaux usées (biosolides primaires), ou du traitement secondaire (biosolides secondaires), et sont souvent combinés (biosolides mixtes). Ces biosolides peuvent provenir du traitement d'eaux usées municipales ou industrielles (Gouvernement du Québec, 2015). La figure 1 illustre un procédé courant basé sur les boues activées, utilisé dans plusieurs stations d'épuration de taille moyenne à grande. Toutefois, au Québec, d'autres procédés comme le lagunage, les filtres percolateurs ou les systèmes hybrides sont également répandus, notamment dans les petites municipalités.

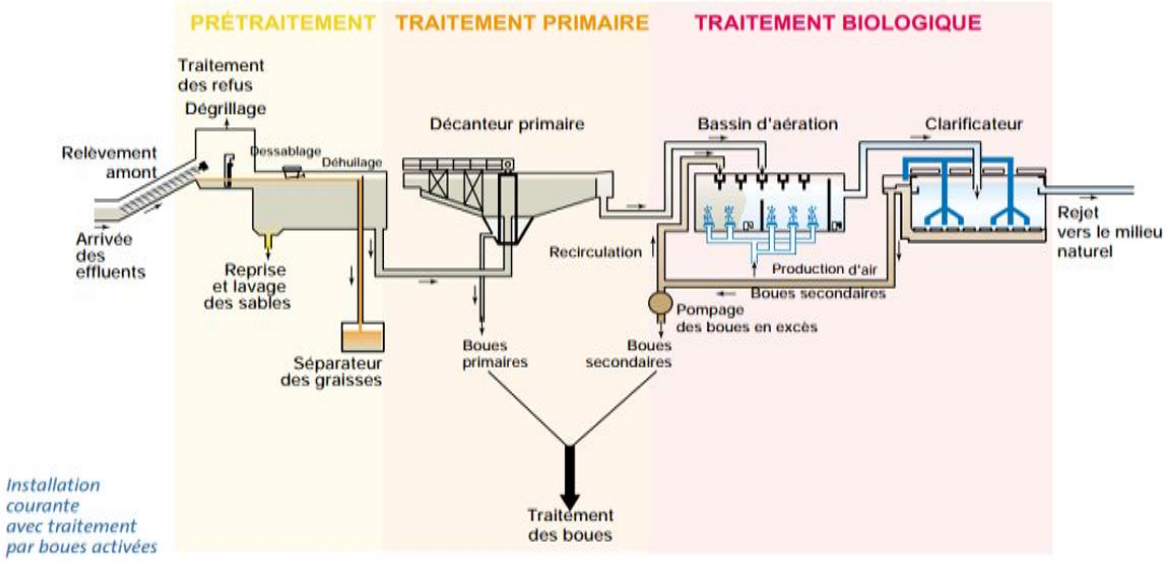


Figure 2.1 Représentation schématique d'une station d'épuration des eaux usées (Moussouni, 2020)

2.1.1. Origines des boues d'épuration

Le traitement des eaux usées municipales entraîne la production régulière de boues. Il est nécessaire de gérer et traiter ces boues en raison de leur contenu nocif et risque de contamination des sols et des sources d'eau. On distingue trois types de boues :

- Les boues primaires générées au niveau du décanteur primaire par le procédé de décantation simple des matières en suspension (MES) contenue dans les eaux usées (Rahmani et Messad, 2020).

- Les boues secondaires provenant du traitement biologique des eaux usées. Elles sont issues des purges en sortie des bassins de décantation secondaire.
- Les boues mixtes sont composées de boues secondaires et de boues primaires. Ce mélange est généralement réalisé avant la stabilisation des boues (Rahmani et Messad, 2020).
- Les boues d'aération prolongée : produites dans les stations d'épuration qui fonctionnent sans décanteur primaire et utilisent un système à aération prolongée. Ces boues sont généralement plus stabilisées et présentent une teneur réduite en matière organique, ce qui limite les nuisances olfactives et facilite leur traitement ultérieur (Rahmani et Messad, 2020).
- Les boues d'étang aéré : ces boues sont générées dans le cadre d'un système d'étang aéré (une méthode de traitement biologique). Ces boues peuvent contenir des microorganismes actifs qui dégradent les matières organiques présentes dans les eaux usées. Elles sont classées parmi les boues biologiques en raison de leur origine microbienne (Rahmani et Messad, 2020).
- Les boues physico-chimiques : Ces boues sont générées par l'ajout de réactifs chimiques (comme des coagulants à base de sels métalliques ou de la chaux) utilisés pour améliorer la séparation des matières en suspension ou précipiter certains contaminants. L'injection peut se faire en traitement primaire ou secondaire, selon l'objectif visé. Ces boues contiennent généralement des hydroxydes métalliques, des précipités de phosphates ou de sulfates, et d'autres composés minéraux issus des réactions chimiques (Israà & Djihane).

Dans le cadre de ce projet, les boues étudiées sont des boues mixtes, plus problématiques en raison de leur forte charge microbienne et de leur volume important. Leur composition, riche en matière organique et en micro-organismes vivants, représente un défi supplémentaire en matière de désinfection et de déshydratation, justifiant ainsi le recours à des technologies avancées comme l'électrolyse.

2.1.2. Compositions des boues d'épuration

En ce qui concerne leur composition, les boues issues des stations d'épuration municipales présentent une grande variabilité. Cette variabilité dépend de leur source (domestique, commerciale, industrielle) et du traitement spécifique qu'elles subissent à l'usine d'épuration des eaux. En général, les boues digérées contiennent entre 15 % et 50 % de matière organique

(composés solubles et insolubles), jusqu'à 5 % d'azote — principalement sous forme organique —, environ 6 % de phosphore, ainsi que d'autres microéléments tels que le potassium, le calcium et le magnésium. Elles renferment également des quantités significatives de métaux lourds et d'agents pathogènes (Beauchesne, 2003). En effet, environ la moitié de ces boues dépassent les normes établies pour les métaux lourds, créant un risque pour la santé humaine et l'environnement Beauchesne, 2008 ; Krzysztof *et al*., 2016). Ces boues peuvent contaminer les sols et les cours d'eau, mettant en danger la santé humaine via l'eau potable ou les cultures irriguées. De plus, elles peuvent perturber les écosystèmes aquatiques, menaçant la faune et la flore locales. Certains organismes, tels que Salmonella, Ascaris et Taenia, ainsi que les virus résistants à la désactivation, représentent des risques majeurs pour la santé humaine et animale, rendant essentielle une gestion prudente de ces déchets (Blais et Sasseville, 1996).

Afin de mieux illustrer la diversité et la complexité des boues municipales, le tableau 1 présente les plages des concentrations observées pour plusieurs paramètres physico-chimiques et microbiologiques, telles que rapportées dans la littérature scientifique (Anjum *et al.*, 2016) ; (Junjie et al., 2011; Krzysztof et al., 2016), ainsi que les normes environnementales ou recommandations en vigueur au Québec lorsqu'elles sont disponibles (MELCC, 2021; Gouvernement du Québec, 2015 ; Recyc-Québec, 2022). Ces données permettront de comparer les valeurs mesurées dans le cadre de ce projet par rapport aux seuils réglementaires.

Tableau 2.1 Composants des boues d'épuration (Junjie et al, 2011), (Anjum *et al.*, 2016), (Krzysztof et al, 2016), (MELCC, 2021**)**

Composants des boues d'épuration	Concentration	Normes
pH	6,3 – 7.8	6,5 – 8,5
Solides totaux (g/l)	13,1 – 220,8	-
Solides volatils (g/l)	9,4 – 108	-
Demande chimique en oxygène (mg/l)	60,7 – 62000 (s)	-
Azote total (mg/l)	105 –9239 (t)	-
Azote ammoniacal (mg/l)	88 – 431	-
Phosphore total (mg/l)	301 – 334	-
Métaux lourds ($mg \cdot kg^{-1}$)		
- Zinc	200 – 360	< 2 500
- Cuivre	35 – 210	< 750
- Plomb	30 – 120	< 150
- Nickel	21 – 51	< 100

Composants des boues d'épuration	Concentration	Normes
- Chrome	50 – 8	< 500
Bactéries		
- Clostridium (UCF/l)	< 1-1000 .10^3	-
- Pseudomonas aeruginosa (UCF/l)	< 5.10^4	-
- Enterobacteriaceae (UCF/l)	< 1-50 .10^7	-
-Coliformes totaux *(UFC/g sec)*	10^4 – 10^7	< 1 000
- E. coli (UFC/g sec)	10^2 – 10^6	< 2 000 000

Afin d'assurer une valorisation sécuritaire des boues, notamment en agriculture, le ministère de l'environnement du Québec a établi des seuils de qualité à respecter. Le Tableau 2 ci-dessous résume les principales normes réglementaires qui orientent ce projet, notamment celles liées à la désinfection (catégorie P1).

Tableau 2.2 Normes microbiologiques et indicateurs de performances ciblées dans le cadre du traitement électrolytique

Paramètre	Norme	Pertinence pour ce projet
E. coli	< 1 000 UFC/g sec (Catégorie P1)	Norme cible principale pour valider l'efficacité de la désinfection
Coliformes totaux	Pas de norme fixe	Suivi complémentaire ; utilisé à titre indicatif seulement, sans valeur normative dans le guide actuel
Solides totaux (siccité)	Pas de norme fixe – valeur à maximiser selon l'usage	Indicateur de performance pour la déshydratation

2.1.3. Valorisation des boues d'épuration

De nombreux travaux soulignent que la valorisation des boues issues des stations d'épuration des eaux usées constitue désormais une préoccupation mondiale majeure, en raison de l'augmentation constante de leur production et de la diversité de leur composition. Des approches de gestion et traitement de ces bio-solides devraient être adéquatement appliquées pour passer du stade de déchet à celui de produit :

- L'incinération est un procédé thermique à haute température qui détruit complètement les agents pathogènes et les composés organiques présents dans les boues, réduisant celles-ci en cendres minérales inertes (Blais et Sasseville, 1996).
- La valorisation des boues sur les terres : Les boues d'épuration, riches en azote et en phosphore, sont utilisées de différentes manières pour fertiliser les terres. Le compostage

permet de stabiliser la matière organique des boues et de réduire considérablement les microorganismes pathogènes lorsqu'il est effectué à des températures adéquates (Recyc-Québec, 2022). En 2021, environ 1,5 million de tonnes humides de matières organiques ont été recyclées par compostage, biométhanisation ou épandage au sol au Québec, reflétant une tendance croissante à la valorisation des matières résiduelles, y compris les boues d'épuration » (RECYC-QUÉBEC, 2021).

- L'enfouissement des boues est une méthode de gestion des déchets dans laquelle les déchets solides sont placés dans des sites d'enfouissement spécialement conçus à cet effet, vu que des décharges contrôlées, pour être recouverts de terre.

Pour évaluer les contaminations d'origine fécale dans les bio-solides, des normes de concentrations ont été établies en fonction de l'origine des bio-solides et du traitement appliqué (Gouvernement du Québec, 2015) (tableau 3).

Tableau 2.3 Paramètres et critères de qualité des résidus domestiques en lien avec la contamination des pathogènes (Gouvernement du Québec, 2015)

Catégorie	Microorganismes visés	Normes microbiologiques	Traitements exigés
P1	E. coli, Salmonelles	E. coli < 1 000 UFC/g sec, absence de Salmonelles	Séchage à ≥ 80 °C ; siccité > 90 %
P2	E. coli, Salmonelles	E. coli < 2 000 000 UFC/g sec, Salmonelles : non détectées dans ≥ 2 échantillons sur 3	Chaulage à pH > 12 pendant 2 h, puis pH ≥ 11,5 pendant ≥ 22 h ; traitement biologique aérobie ; taux d'assimilation d'O_2 ≤ 1 500 mg/kg MO/h ; incorporation au sol < 6 h

D'après le guide du gouvernement du Québec, la catégorie P1 peut être utilisée dans les prairies, les champs de maïs et les grains pour l'alimentation animale, la végétalisation de lieux dégradés, les cultures vivrières, etc. La catégorie P2 quant à elle peut être utilisée seulement dans les prairies, champs de maïs et grains pour l'alimentation animale, sylviculture et végétalisation des lieux dégradés.

2.2. La contamination microbienne des boues d'épuration

La forte charge microbienne des boues d'épuration, notamment la présence de microorganismes pathogènes, constitue un défi majeur pour leur gestion et leur valorisation. Bien que d'autres

formes de pollution, telles que les contaminations physique et chimique, puissent également influencer la qualité des boues, l'accent sera ici mis sur les aspects microbiologiques.

2.3. Présence de bactéries dans les boues d'épuration

2.3.1. Diversité des bactéries pathogènes

Les boues d'épuration contiennent divers micro-organismes pathogènes répartis en quatre grandes catégories. On y retrouve d'abord des virus, tels que les entérovirus (Poliovirus, Coxsackie), les norovirus, les rotavirus, les réovirus et les virus des hépatites A et E, qui sont responsables de maladies gastro-intestinales et hépatiques (Romdhana *et al.*, 2009). Ensuite, plusieurs bactéries pathogènes peuvent être présentes, comme Salmonella, Shigella, Vibrio cholerae, Mycobacterium tuberculoses, Clostridium perfringens, Leptospira, Yersinia, Escherichia coli pathogène et Campylobacter, capables de causer des infections digestives, respiratoires ou systémiques. Les parasites sont également fréquents, notamment les protozoaires (Cryptospridium parvum, Cyclospora cayetanensis, Giardia lamblia) et les helminthes (Ascaris lombricoïdes, Trichuris trichiura, Taenia), qui posent un risque sanitaire en cas de valorisation agricole (Romdhana *et al.*, 2009). Enfin, certains champignons comme Aspergillus, Actinomyces et Candida albicans peuvent être présents et sont particulièrement préoccupants pour les personnes immunodéprimées (Romdhana *et al.*, 2009).

2.3.2. Importance de la désinfection

L'étendue des microorganismes pathogènes, leur capacité d'adaptation constante, et leur résistance aux méthodes de stabilisation soulignent l'importance de la désinfection dans la gestion des boues d'épuration. L'absence d'une désinfection appropriée des boues pourrait engendrer des risques sanitaires graves. Les microorganismes pathogènes contenus dans les boues pourraient contaminer la chaîne alimentaire, mettant en péril la santé humaine. En outre, l'utilisation non régulée de boues non désinfectées en agriculture pourrait propager des maladies, compromettant la qualité des cultures et des produits agricoles. Ainsi, la désinfection devient une mesure cruciale pour prévenir ces risques, assurant la sécurité sanitaire et la durabilité des applications des boues d'épuration (Romdhana *et al.*, 2009).

2.4. Cadre réglementaire et gestion des boues d'épuration

La réglementation relative aux boues d'épuration vise à assurer une gestion transparente et conforme aux normes environnementales, dans le but de contribuer aux objectifs nationaux de

recyclage et de valorisation des matières organiques. La gestion des boues d'épuration est soumise à des réglementations strictes visant à garantir une approche responsable et durable de leur traitement et de leur élimination. Conformément au Guide d'accompagnement pour la révision des Plans de Gestion des Matières Résiduelles (PGMR), les boues municipales, également appelées biosolides, issues des stations d'épuration des eaux usées et des installations septiques, doivent être prises en compte lors de la révision des PGMR.

Il est essentiel que l'inventaire du PGMR comprenne les quantités de boues recyclées ou éliminées pour l'année de référence, ainsi que les objectifs fixés par les autorités régionales pour le recyclage des matières organiques. Ces objectifs sont alignés sur les objectifs nationaux, notamment un taux de recyclage de 60 % d'ici 2023 et un taux de valorisation de 70 % des matières organiques d'ici 2030, conformément aux directives du Plan d'action 2019-2024 et de la Stratégie de valorisation de la matière organique (Recyc-Québec, 2022).

L'inventaire doit présenter en détail les quantités de boues municipales acheminées vers leur destination finale de traitement, en distinguant les provenances des stations d'épuration des eaux usées et des fosses septiques. Les tonnages doivent être spécifiés sur une base humide, avec le taux de siccité moyen (Recyc-Québec, 2022).

Les données nécessaires peuvent être obtenues en interrogeant les responsables des stations d'épuration des eaux usées municipales ou en consultant les données du Système du Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (SOMAE). Il est également possible d'estimer les données manquantes en utilisant des méthodes appropriées, bien que cela soit considéré comme une option de dernier recours (Recyc-Québec, 2022).

2.5. Traitements de concentration des boues : épaississement et déshydratation des boues

2.5.1. Épaississement des boues

Avant la déshydratation, les boues issues du traitement des eaux usées municipales passent généralement par une étape d’épaississement. Cette opération vise à augmenter la concentration en matières sèches, pour réduire le volume des boues à traiter. L’épaississement est une étape clé du traitement des boues, car il permet de réduire leur volume en diminuant la charge hydraulique, ce qui optimise les opérations suivantes, notamment la désinfection et la déshydratation. Il peut être réalisé par décantation gravitaire, flottation ou procédés mécaniques tels que les épaississeurs à tambour ou à gravité. L’objectif est d’atteindre une siccité comprise

entre 4 % et 8 %, selon le type de boues et la technologie employée (Tchobanoglous et al., 2014). Cette étape permet de réduire les coûts d'exploitation et de traitement, tout en améliorant la performance globale du système.

2.5.2. Déshydratation des boues

L'importance de la déshydratation dans le procédé de traitement des eaux usées municipales réside dans sa capacité à réduire efficacement le volume de boues générées. La déshydratation contribue significativement à abaisser les coûts associés à la gestion et au transport des boues d'épuration. Ce processus n'est pas uniquement avantageux sur le plan économique, mais revêt également une importance environnementale, en réduisant l'impact écologique lié à l'élimination des boues si elles ne sont pas déshydratées. En considérant que près de la moitié des coûts opérationnels des stations d'épuration sont liés au traitement des boues, la déshydratation se positionne comme un élément clé pour améliorer l'efficacité globale du système et promouvoir une gestion plus durable des ressources (Hyrycz et al, 2022). Nous énumérerons dans ce qui suit les différentes méthodes de déshydratation des boues municipales.

2.5.3. Centrifugation

La centrifugation est une méthode courante qui repose sur l'utilisation de centrifugeuses. Il s’agit des dispositifs qui exploitent la force centrifuge pour séparer efficacement l'eau des solides contenus dans les boues, mais il est important de noter que l'utilisation de cette technique peut nécessiter une dose plus élevée de conditionnement chimique pour optimiser le processus (Novak, 2007). Au Québec, cette technologie est notamment utilisée à grande échelle dans la station d’épuration Jean-R.-Marcotte (Montréal), l’une des plus importantes en Amérique du Nord. D'autres municipalités, comme Québec et Laval, utilisent également la centrifugation pour le traitement de leurs boues (Ville de Montréal, 2021 ; Recyc-Québec, 2022).

2.5.4. Traitement thermique

Le traitement thermique dans la déshydratation des boues consiste à exposer les boues à des températures élevées (40 à 180 °C) pour améliorer leur performance de déshydratation puisqu’à ces températures, l'eau dans les boues s'évapore en vapeur, favorisant la libération de l'eau liée dans les boues (Jiang et al, 2023). Cependant, le traitement thermique est généralement utilisé en complément d'autres méthodes, car la conversion de l'eau liquide en vapeur nécessite beaucoup d'énergie.

À titre d'exemple, la station d'épuration de Strasbourg-La Wantzenau (France) utilise un traitement thermique basé sur l'incinération des boues dans un four à lit fluidisé. Cette installation permet une réduction de volume de 92 %, produit une chaleur valorisable (plus de 20 GWh/an) et offre un potentiel de récupération de 250 à 300 tonnes de phosphore (Müller et al., 2024).

2.5.5. Lits de séchage

Les lits de séchage sont une technique de déshydratation des boues d'épuration qui exploite l'évaporation naturelle. Les boues sont étendues en couches minces sur des surfaces exposées à l'air et à la lumière solaire et au fil du temps, l'eau contenue dans les boues s'évapore, formant une croûte sèche à la surface (Yamaoka & Hata, 2003). Ce processus simple et économique permet de réduire la teneur en eau des boues, facilitant leur élimination ou leur valorisation.

Par exemple, plusieurs petites stations d'épuration au Québec, notamment celles utilisant des étangs aérés comme à Saint-Joachim-de-Shefford ou à Saint-Fortunat, ont recours aux lits de séchage pour gérer leurs boues de manière autonome et à faible coût (MELCC, 2020).

2.5.6. Filtration

La filtration est une méthode de déshydratation des boues d'épuration qui repose sur l'utilisation d'équipements tels que les filtres-presses à bande ou à tambour. Ce procédé permet de séparer mécaniquement l'eau des particules solides, formant ainsi un gâteau de boue déshydraté. Cette technique est largement utilisée en raison de son efficacité et de sa capacité à produire des boues avec une siccité élevée, facilitant leur transport et leur valorisation (Jiang et al., 2023).

Par exemple, la station d'épuration de Marrakech au Maroc utilise des filtres-presses à bande pour la déshydratation de ses boues. Ce procédé permet d'augmenter la siccité des boues de 2 % à 25 %, facilitant ainsi leur transport et réduisant les nuisances associées à leur état liquide (Khellali & Outahar, 2015).

2.5.7. Le traitement gel-dégel

La technique de traitement par gel-dégel améliore le drainage des boues d'épuration en utilisant le processus de congélation/dégel et peut être combinée au lit de séchage, avec ce dernier utilisé en été et le lit de congélation en hiver pour des niveaux de siccité élevés (Jiang et al, 2023). Cette méthode modifie la structure des flocs de boues par la croissance des cristaux de glace, augmentant irréversiblement la teneur en eau libre. Bien que cela améliore la déshydratation, les

contraintes d'occupation du sol, la vitesse de traitement réduite et les coûts élevés limitent son application pratique (Jiang et al, 2023).

Par exemple, des stations situées dans les régions nordiques du Canada ont expérimenté ce procédé à petite échelle, notamment dans des projets pilotes au Nunavut, profitant des conditions climatiques favorables pour minimiser les coûts énergétiques. Toutefois, l'occupation importante du sol, la lenteur du processus et les coûts d'infrastructure limitent encore son application à grande échelle (Jiang et al., 2023).

2.5.8. Technique de filtration sur bandes presseuses

La technique de filtration sur bandes presseuses consiste à comprimer progressivement les boues entre deux toiles filtrantes qui s'enroulent autour de tambours perforés et de rouleaux. La disposition de ces éléments varie selon le type de filtre utilisé (Olivier et Vaxelaire, 2005). Cette méthode est appréciée pour sa simplicité d'exploitation, la continuité du processus, sa mécanique relativement simple et ses faibles coûts d'exploitation.

Cette technologie est utilisée à grande échelle, notamment à la station d'épuration de la Ville de Québec, où elle permet de traiter efficacement des volumes importants de boues en continu. Cependant, pour une gestion optimale, une bonne maîtrise du procédé est nécessaire, car la teneur en humidité résiduelle du gâteau obtenu a un impact direct sur les coûts de transport, les options de valorisation et les contraintes environnementales (Olivier et Vaxelaire, 2005).

2.6. Méthodes de traitement d'hygiénisation des bio-solides de type municipal

2.6.1. Traitement biologique

Le traitement biologique des bio-solides municipaux est une approche durable qui exploite l'activité d'organismes vivants pour éliminer les contaminants microbiens. Voici quelques exemples de méthodes de traitement biologique couramment utilisées :

2.6.1.1. Compostage

Le compostage est un procédé biologique qui favorise la décomposition naturelle de la matière organique par l'action de micro-organismes, principalement des bactéries et des champignons. Il débute par une réduction significative de la charge pathogène, suivie d'une dégradation progressive des composés organiques. Ce procédé contribue également à limiter la prolifération des vecteurs pathogènes, tels que les insectes et les rongeurs, en réduisant les odeurs et en

stabilisant la matière. Par ailleurs, le compostage permet une diminution notable du volume des boues, pouvant atteindre jusqu'à 60 % en 20 jours (Cárdenas-Talero *et al.*, 2022). Toutefois, sa mise en œuvre peut s'avérer complexe en raison de plusieurs facteurs : le volume initial des boues à traiter, le maintien de conditions thermiques adéquates, la nécessité d'une population microbienne suffisante, et le risque de présence résiduelle de pathogènes si le processus n'est pas correctement maîtrisé.

2.6.1.2. Digestion anaérobie

La digestion anaérobie (DA) est un procédé biologique qui transforme la matière organique complexe en composés simples dans un environnement dépourvu d'oxygène. Elle repose sur quatre étapes principales : l'hydrolyse, l'acidogenèse, l'acétogenèse et la méthanogenèse. Ce processus permet de stabiliser la matière organique et de réduire partiellement la charge pathogène en convertissant les déchets organiques en biogaz, principalement composé de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2) (Khanh Nguyen *et al.*, 2021).

Bien que la digestion anaérobie présente l'avantage de produire de l'énergie renouvelable sous forme de méthane, elle comporte certaines limites, notamment des temps de rétention longs, une efficacité variable selon les substrats, et une faible capacité à éliminer certains composés organiques résistants. Son rendement dépend fortement de plusieurs paramètres opératoires, tels que le pH, la température, et la composition des boues (Khanh Nguyen *et al.*, 2021).

2.6.2. Traitement chimique

Le traitement chimique est une méthode d'hygiénisation des boues qui implique l'utilisation de produits chimiques spécifiques pour éliminer les microorganismes pathogènes.

2.6.2.1. Chloration

La chloration reste une méthode de désinfection couramment utilisée dans certaines installations pour le traitement des boues d'épuration, principalement en raison de la disponibilité du chlore et de son faible coût. Elle peut être appliquée sous forme de chaux chlorée, d'hypochlorite de calcium ($Ca(ClO)_2 \cdot 4H_2O$), ou d'autres dérivés chlorés (Hawrylik, 2020). Son efficacité dépend de plusieurs facteurs, dont la composition chimique des boues, la concentration en chlore, le pH, la température et le temps de contact.

Cependant, l'usage direct du chlore est controversé, notamment au Québec, où son utilisation pour le traitement des eaux usées est interdite depuis 2002 en raison de la formation de composés organochlorés toxiques pour l'environnement (Gouvernement du Québec, 2002). Dans le cas des boues, bien que cette méthode puisse être envisagée dans certaines situations spécifiques (par exemple en contexte d'urgence ou dans des pays où la réglementation le permet), elle exige une manipulation rigoureuse en raison de la toxicité du produit et de ses sous-produits. Ainsi, bien que la chloration permette une inactivation rapide des pathogènes, son application dans le traitement des boues reste limitée et fortement encadrée.

2.6.2.2. Conditionnement à la chaux

Le conditionnement des boues à la chaux, ou stabilisation alcaline, est un procédé chimique utilisé pour améliorer la qualité hygiénique et la déshydratation des boues d'épuration. L'ajout de chaux vive (CaO) ou de chaux éteinte ($Ca(OH)_2$) permet d'augmenter le pH des boues au-delà de 11,5, entraînant une inactivation des micro-organismes pathogènes, une réduction des odeurs, et une stabilisation partielle de la matière organique.

Ce traitement améliore également la siccité du gâteau de boues en modifiant sa structure physique, ce qui facilite les étapes de déshydratation mécanique. Toutefois, le procédé présente certains inconvénients, notamment une augmentation du volume des boues, des coûts liés à l'achat de réactifs, ainsi que la production potentielle de lixiviats alcalins qui doivent être gérés adéquatement.

Malgré ces limites, la stabilisation à la chaux est largement utilisée, notamment dans les stations de petite à moyenne taille, pour la production de boues de catégorie P2 pouvant être valorisées après un traitement complémentaire.

2.6.3. Traitement physique

Le traitement physique pour la désinfection des boues utilise des méthodes qui n'impliquent pas l'ajout de produits chimiques spécifiques. Il repose sur des processus physiques pour éliminer les microorganismes pathogènes. Voici quelques exemples courants de traitements physiques utilisés dans le processus de désinfection des boues : La pasteurisation.

La pasteurisation est le processus de désinfection des boues d'épuration (digestats, rarement boues brutes) à des températures de 65 à 90°C pendant 5 à 30 minutes (Hawrylik, 2020). Lors de la pasteurisation conventionnelle, la forme végétative des micro-organismes est détruite,

tandis que la forme sporulée et les spores bactériennes ne meurent qu'à des températures supérieures à 100°C. Au moins deux cycles de pasteurisation distincts sont nécessaires pour éliminer les endospores, ce qui constitue un processus coûteux (Hawrylik, 2020).

2.7. Impacts environnementaux des méthodes de traitement des boues d'épuration

L'impact environnemental des boues d'épuration représente un enjeu majeur dans la gestion durable des déchets et la protection des écosystèmes. Plusieurs études ont été réalisées afin d'évaluer les effets des différentes méthodes de traitement et d'élimination des boues, en prenant en compte des critères tels que la consommation énergétique, les émissions de gaz à effet de serre, la dispersion de polluants, ainsi que les possibilités de valorisation.

Une analyse comparative menée par Arthur Andersen Environnement (1999), citée par Pradel (2008), a évalué dix filières homogènes de traitement de boues urbaines utilisées en France. Les résultats ont mis en évidence que les filières consommant peu d'énergie et limitant les distances de transport sont globalement plus favorables d'un point de vue environnemental. À l'inverse, la mise en décharge des boues solides s'est révélée comme l'option la plus défavorable, en raison de ses fortes émissions de gaz à effet de serre et de la dispersion de substances toxiques dans l'air.

Dans une étude rapportée par Pradel (2008), Suh et Rousseaux (2002) ont comparé cinq scénarios de traitement des boues : digestion anaérobie avec épandage, digestion avec compostage, digestion avec incinération, stabilisation à la chaux suivie d'incinération, et stabilisation à la chaux avec mise en décharge. Le scénario combinant digestion anaérobie et épandage agricole s'est révélé le moins impactant sur le plan environnemental, notamment grâce à la récupération du biogaz et à la valorisation des boues. Toutefois, la présence d'éléments traces métalliques (ETM) impose une surveillance rigoureuse lors de l'application au sol.

Houillon et Jolliet (2005) ont quant à eux comparé différents procédés, incluant l'épandage agricole, l'incinération et la pyrolyse. Leur analyse a montré que l'incinération sur lit fluidisé, bien qu'énergivore, offre des avantages en matière de réduction de volume, de stabilisation des contaminants et de récupération d'énergie. Elle peut ainsi présenter un meilleur profil environnemental que l'épandage, notamment en milieu urbain ou lorsque la qualité des boues limite leur valorisation agricole. Néanmoins, la gestion des cendres riches en ETM reste un défi.

Enfin, Hospido et al. (2005) ont utilisé l'analyse du cycle de vie (ACV) pour comparer trois scénarios impliquant des traitements biologiques et thermiques. Leur étude a confirmé que la

digestion anaérobie suivie de l'épandage agricole est, dans plusieurs catégories d'impact, l'option la plus favorable, à condition que les boues soient correctement stabilisées et contrôlées.

Ces analyses soulignent l'importance d'une approche globale et contextuelle dans le choix des méthodes de traitement des boues. Il est essentiel de privilégier des solutions qui minimisent la consommation d'énergie, réduisent les émissions polluantes, et respectent les réglementations environnementales. Une évaluation rigoureuse, basée sur l'Analyse du Cycle de Vie, permet d'orienter les décisions vers des filières durables, adaptées aux réalités locales.

2.8. Traitement électrolytique des effluents et des boues d'épuration

Les traitements électrochimiques peuvent être appliqués à divers domaines, notamment le traitement des eaux usées, des effluents industriels, des sols et des biosolides tels que les boues d'épuration (Beauchesne, I., 2008). Ces techniques reposent sur des principes physico-chimiques et électrochimiques, les rendant particulièrement efficaces pour la décontamination de divers rejets industriels et municipaux. Elles sont considérées comme des technologies propres et flexibles, offrant des solutions innovantes pour le traitement des contaminants.

Parmi ces procédés, l'électrocoagulation (EC) et l'électro-oxydation (EO) sont largement étudiées pour leur potentiel dans la décontamination et la désinfection es boues municipales. Ces méthodes permettent l'élimination des polluants organiques et inorganiques tout en favorisant une meilleure séparation solide/liquide. Selon Beauchesne (2003), l'utilisation de processus électrochimiques, notamment pour l'élimination des métaux présents dans les boues d'épuration biologiques municipales, montre un potentiel prometteur en termes d'efficacité et de réduction des impacts environnementaux. Ces approches offrent ainsi une alternative intéressante aux méthodes conventionnelles de traitement des boues.

2.8.1. Traitement par électrocoagulation

L'électrocoagulation (EC) est un procédé électrochimique de traitement des eaux et des effluents qui repose sur l'utilisation d'électrodes sacrificielles, généralement en fer ou en aluminium. Sous l'effet d'un courant électrique, ces électrodes se dissolvent et libèrent des ions métalliques qui agissent comme coagulants en neutralisant les charges des particules en suspension et des polluants dissous. Cette neutralisation favorise leur agglomération en flocs qui peuvent être séparés plus facilement du milieu aqueux (Mollah *et al.*, 2001). L'électrocoagulation présente l'avantage de ne pas nécessiter l'ajout de coagulants chimiques externes, ce qui limite la

production de boues secondaires et réduit l'utilisation de réactifs dans le traitement des eaux usées (Mollah *et al.*, 2001).

2.8.1.1. Applications et efficacité de l'électrocoagulation

L'électrocoagulation est une technologie électrochimique qui a démontré son efficacité dans diverses matrices liquides telles que les eaux usées municipales, les effluents industriels complexes (textiles, agroalimentaires, tanneries, pétrochimie) ainsi que dans les lixiviats de décharges et les boues liquides issues du traitement des eaux usées. Cette technologie est utilisée pour l'élimination de nombreux polluants, notamment les matières en suspension (MES), les composés organiques, les métaux lourds, les huiles, ainsi que certains pathogènes.

Le principe de cette technologie repose sur la génération in situ d'ions coagulants (Fe^{2+}, Fe^{3+} ou Al^{3+}) par dissolution électrolytique d'électrodes sacrificielles. Ces ions provoquent la déstabilisation des particules colloïdales et la formation de flocs, facilitant ainsi la séparation solide/liquide. Grâce à cette double action électrochimique et physique, l'électrocoagulation constitue une méthode polyvalente, adaptée à de nombreux contextes industriels et environnementaux.

Selon DLK Technologies (2023), l'électrocoagulation est appliquée avec succès au traitement des effluents industriels contenant des huiles, des matières en suspension, des métaux lourds et des contaminants récalcitrants. Dans l'industrie textile, elle permet d'éliminer efficacement les colorants et autres composés organiques persistants, réduisant ainsi la charge polluante avant le rejet dans l'environnement (Khandegar & Saroha, 2013). Ce procédé est également utilisé pour traiter les effluents de tanneries, où il assure une réduction significative de la demande chimique en oxygène (DCO) ainsi que l'élimination de métaux lourds tels que le chrome et le cadmium (Khandegar & Saroha, 2013).

2.8.1.2. Utilisation de l'électrocoagulation pour la désinfection des boues d'épuration

L'électrocoagulation a également été étudiée pour le traitement des boues d'épuration, notamment pour améliorer leur déshydratation et leur stabilisation. Selon Beauchesne (2008), cette technologie facilite la séparation solide/liquide en favorisant la coagulation des particules colloïdales présentes dans les boues. Elle permet ainsi une meilleure extraction de l'eau, réduisant le volume final des boues à traiter.

En outre, l'électrocoagulation (EC) permet l'élimination partielle des métaux lourds présents sous forme dissoute dans les boues, par adsorption ou coprécipitation sur les hydroxydes formés in situ à partir des électrodes sacrificielles (Beauchesne, 2008). Toutefois, lorsque l'EC est appliquée directement sur des boues brutes, les métaux éliminés restent généralement piégés dans la phase solide finale après déshydratation. Pour une extraction plus efficace, un traitement préalable du surnageant par lixiviation suivi d'une EC ciblée peut permettre la formation de boues métalliques distinctes, dans un volume réduit.

Par ailleurs, certaines études ont montré que l'électrocoagulation peut également contribuer à la réduction de la charge bactérienne dans les boues. Ce potentiel désinfectant serait lié à la génération locale de radicaux réactifs, à l'augmentation du pH, ainsi qu'aux effets du champ électrique sur les membranes cellulaires des micro-organismes. Toutefois, cette action reste partielle, et l'électrocoagulation est généralement plus efficace lorsqu'elle est combinée à un traitement complémentaire.

Enfin, l'association de l'électrocoagulation avec d'autres technologies, telles que l'électro-oxydation, permet de renforcer son efficacité globale, notamment en matière de désinfection et de dégradation de polluants organiques récalcitrants (Mollah *et al.*, 2001).

2.8.2. Traitement par Électro-oxydation

L'électro-oxydation (EO) est un procédé électrochimique avancé utilisé pour la dégradation des polluants organiques présents dans les eaux usées et les effluents industriels. Le principe de l'EO repose sur l'application d'un courant électrique entre une anode et une cathode immergée dans l'effluent à traiter. Sous l'effet de ce courant, des espèces oxydantes puissantes, telles que les radicaux hydroxyles (·OH), le chlore actif (Cl_2, HClO) et le peroxodisulfate ($S_2O_8^{2-}$), sont générées à la surface de l'anode, favorisant ainsi l'oxydation et la dégradation des contaminants récalcitrants (Mollah *et al.*, 2001).

Contrairement aux procédés biologiques ou physico-chimiques classiques, l'électro-oxydation ne nécessite pas l'ajout de réactifs chimiques, car elle génère directement les agents oxydants nécessaires à la dégradation des polluants. Ce procédé est donc particulièrement adapté au traitement des eaux fortement polluées et contenant des composés non biodégradables (Mollah *et al.*, 2001).

2.8.2.1. Synthèse des applications de l'électro-oxydation

Selon DLK Technologies (2023), l'EO est une technologie flexible et efficace pour l'élimination des contaminants organiques persistants dans divers types d'effluents industriels. Elle est souvent utilisée comme traitement tertiaire ou combinée avec d'autres procédés, tels que l'électrocoagulation, afin d'optimiser la destruction des polluants et réduire la consommation énergétique du procédé.

Khandegar and Saroha (2013) soulignent que l'EO est particulièrement efficace pour la minéralisation complète des polluants organiques en CO_2 et en eau, évitant ainsi la formation de sous-produits toxiques. Cette technologie est largement employée pour la destruction de micropolluants pharmaceutiques, de pesticides, de colorants industriels et de polluants émergents.

2.8.2.2. Exemples d'application de l'électro-oxydation pour la décontamination des rejets

L'électro-oxydation a été utilisée avec succès dans plusieurs secteurs industriels et municipaux :

Traitement des effluents industriels : l'EO a été appliquée dans l'industrie textile pour la destruction des colorants azoïques, permettant d'atteindre une décoloration complète et une réduction significative de la charge organique (Khandegar & Saroha, 2013). Elle est également utilisée pour le traitement des effluents pharmaceutiques, où elle permet d'éliminer les résidus de médicaments qui résistent aux traitements biologiques conventionnels (Mollah *et al.*, 2001).

Traitement des lixiviats de décharges : grâce à sa capacité à générer des oxydants puissants, l'EO a été appliquée pour le traitement des lixiviats de décharges, réduisant significativement la demande chimique en oxygène (DCO) et les concentrations en ammonium, tout en favorisant la minéralisation des polluants récalcitrants (DLK Technologies, 2023).

2.8.2.3. Traitement des boues d'épuration par électro-oxydation

L'électro-oxydation (EO) est une technologie avancée de traitement électrochimique qui permet de détruire les contaminants organiques et microbiologiques présents dans les boues d'épuration. Elle repose sur la génération d'espèces oxydantes puissantes (telles que les radicaux hydroxyle •OH, le chlore actif, le peroxodisulfate) à la surface de l'anode, qui attaquent directement les composés organiques et les membranes cellulaires des micro-organismes.

Appliquée aux boues municipales, l'électro-oxydation permet non seulement une réduction significative de la charge bactérienne, mais aussi une dégradation partielle de la matière organique colloïdale, ce qui améliore la séparation solide/liquide. Cette action favorise à la fois la désinfection et la stabilisation des boues, rendant leur valorisation possible en agriculture ou en filières énergétiques, tout en réduisant les risques sanitaires.

Comparée aux procédés classiques, l'EO présente l'avantage de ne nécessiter aucun ajout de réactif chimique et de produire peu de sous-produits secondaires. Elle peut également être combinée à d'autres techniques électrochimiques, telles que l'électrocoagulation, pour en accroître l'efficacité globale (Mollah *et al.*, 2001) (Beauchesne, 2008).

2.9. Facteurs influençant les traitements électrochimiques

2.9.1. Intensité du courant électrique

L'efficacité des traitements électrochimiques des effluents est étroitement liée à l'intensité du courant électrique appliqué. Plusieurs études, notamment celles de Chen *et al.* (2000) et Tran (2009), ont montré que l'augmentation de l'intensité du courant favorise la libération d'ions coagulants (Al^{3+} ou Fe^{2+}) à partir des électrodes sacrificielles, ce qui améliore la coagulation, la floculation et la précipitation des polluants.

Pour un même temps de traitement, l'augmentation de l'intensité de courant permet d'améliorer significativement l'élimination des polluants. Ting *et al.* (2009) ont rapporté une amélioration de l'efficacité de dégradation du phénol dans des effluents, sans modification de la densité de courant appliquée. Par ailleurs, Rahmani et al. (2015) ont démontré que, dans le cadre du procédé électro-Fenton appliqué au traitement des eaux usées, l'augmentation de la densité de courant de 3,5 à 7 mA/cm² a permis d'accroître le taux d'élimination du phénol de 84 % à 92 %.

Cependant, une intensité de courant trop élevée peut engendrer des consommations excessives d'énergie et d'électrode, ainsi qu'une production accrue de chaleur, ce qui peut nuire à la rentabilité du procédé. Il est donc essentiel d'optimiser ce paramètre en tenant compte d'autres variables comme le pH, la température, le débit hydraulique, le temps de traitement, ou encore la géométrie des électrodes (Drogui *et al.,* 2001)(Schmalz *et al.*, 2009).

Bien que la majorité des études portent sur des effluents liquides industriels ou urbains, certaines recherches ont commencé à explorer l'effet de l'intensité du courant dans le traitement électrochimique des biosolides. Ces travaux suggèrent qu'une intensité modérée permettrait à la fois d'améliorer la déshydratation, la désinfection, et la mobilisation de certains métaux lourds

présents dans les boues. Toutefois, les données spécifiques sur les biosolides restent limitées, et des études complémentaires sont nécessaires pour déterminer les plages optimales d'intensités applicables à cette matrice plus complexe.

2.9.2. Influence du pH

Le pH joue un rôle déterminant dans les traitements électrochimiques, car il influence la formation et la stabilité des oxydants et leur interaction avec les polluants. Des études de Kobya *et al.* (2003) et Panizza and Cerisola (2001) ont souligné son importance, en particulier dans l'électrocoagulation (EC), où il influence la précipitation des hydroxydes métalliques, essentiels à la coagulation et à la capture des contaminants (Mollah *et al.*, 2001).

- En milieu alcalin (pH > 8), les ions hydroxydes (OH^-) favorisent la précipitation des polluants sous forme de flocs, optimisant ainsi leur élimination. (Christian *et al.*, 2024) ont confirmé que l'efficacité du traitement électrochimique augmente avec une élévation du pH.
- En conditions neutres ou légèrement acides (pH ≈ 7), la formation d'espèces oxydantes comme le chlore actif (HClO) est maximisée, améliorant l'oxydation de contaminants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et le phénol (Tran, 2009).

Bien que la majorité des recherches soient centrées sur le traitement des effluents liquides, quelques études récentes ont montré que le pH influence aussi fortement les performances du traitement électrochimique des biosolides. Par exemple, un pH acide favoriserait la désinfection des boues par génération d'oxydants libres, tandis qu'un pH alcalin améliorerait la floculation et la déshydratation. Dans le cas des boues biologiques municipales, l'ajustement du pH avant ou pendant le traitement électrochimique peut ainsi jouer un rôle clé dans l'atteinte des objectifs de stabilisation, de désinfection et de réduction du volume. Toutefois, les données expérimentales spécifiques restent limitées, et des recherches complémentaires sont nécessaires pour définir les plages de pH optimales dans le traitement électrochimique des biosolides (Beauchesne, 2008).

2.9.3. Rôle de la conductivité

La conductivité de la solution est essentielle pour garantir le passage du courant électrique. Une conductivité insuffisante peut limiter le transport des ions, augmenter la résistance du milieu et réduire ainsi l'efficacité du procédé.

• Selon Bayramoglu et al. (2004) et Merzouk et al. (2010), il est parfois nécessaire d'ajouter des sels tels que NaCl ou Na_2SO_4 pour améliorer la conductivité de la solution.

• Une conductivité élevée permet de réduire la tension nécessaire pour maintenir une intensité de courant donnée, ce qui diminue la consommation énergétique et rend le procédé plus économique (Khandegar & Saroha, 2013).

2.9.4. Temps d'électrolyse

L'efficacité du traitement électrochimique est également influencée par le temps d'électrolyse.

- Un temps prolongé favorise la formation d'un plus grand nombre de flocs métalliques et améliore la coagulation des polluants.
- Cependant, au-delà d'un temps optimal, l'efficacité atteint un plateau, car une quantité suffisante d'hydroxydes métalliques est déjà présente pour capter les contaminants (Khandegar & Saroha, 2013).
- Il est donc important de déterminer un temps de traitement optimal, qui assure une bonne performance tout en limitant les coûts liés à la consommation énergétique et à l'usure des électrodes.

2.9.5. Effet de la vitesse d'agitation

L'agitation permet d'assurer une distribution homogène des espèces réactives dans la solution et d'optimiser les transferts de masse.

- Jusqu'à une vitesse d'agitation optimale, l'élimination des polluants augmente, car les flocs se forment plus rapidement.
- Au-delà de cette vitesse optimale, les flocs peuvent être détruits par les forces de cisaillement, ce qui réduit l'efficacité du procédé (Khandegar & Saroha, 2013).

2.9.6. Modes d'action des traitements électrolytiques

L'électrolyse est un procédé par lequel un composé ionisé, généralement dissous dans l'eau et appelé électrolyte, est décomposé par le passage d'un courant électrique. Dans ce procédé, le courant est appliqué entre deux électrodes (anode (+) et cathode (-)) qui sont connectées à une source d'alimentation et immergées dans la solution. Les effets sur les micro-organismes peuvent être directs (oxydation des cellules bactériennes) ou indirects (figure 2). Pour un effet bactéricide, on utilise des variations de champ électrique et de pH, et la production d'un oxydant. L'électrolyse

produit aussi des ions H_3O^+ et OH^-, affectant le pH et perturbant les bactéries (Drogui et Daghrir, 2013). La production d'oxydant peut être due à l'oxydation d'un corps dissous ou de l'eau en oxygène à l'anode, puis en peroxyde d'hydrogène à la cathode.

2.9.6.1. Effet direct

L'électrolyse agit directement sur les micro-organismes en solution par l'échange d'électrons sur l'électrode, entraînant l'oxydation ou la réduction d'une espèce. Des électrodes anodiques catalytiques comme l'oxyde d'iridium (IrO2) ou de ruthénium (RuO2) sont souvent utilisées. Cette action directe peut désactiver les bactéries et détruire les virus. De plus, le champ électrique induit par la différence de potentiel entre les électrodes peut avoir un effet bactéricide (Drogui et Daghrir, 2013). En effet, lorsqu'une solution contaminée est soumise à un champ électrique supérieur à celui existant au niveau de la membrane bactérienne, un effet bactéricide est observé. Ces variations brusques de champ électrique provoquent des perturbations physiologiques chez la bactérie.

2.9.6.2. Effet indirect

L'électrolyse indirecte produit un oxydant qui réagit avec les cellules bactériennes. Cela peut être obtenu par oxydation d'halogénures ou réduction de l'oxygène dissous. Les oxydants, tels que l'hypochlorite d'hydrogène (HClO), l'hypobromite d'hydrogène (HBrO), l'hydroxyde d'iodonium (IOH), le triiodure (I_3^-) ou le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), peuvent traverser la membrane bactérienne et atteindre les centres vitaux, assurant une désinfection efficace. Cette méthode ne nécessite pas l'ajout de réactifs chimiques externes, à condition que les précurseurs ioniques (tels que Cl^-, Br^-, SO_4^{2-}) soient naturellement présents dans l'effluent à traiter, ce qui en fait une approche respectueuse de l'environnement. Elle représente ainsi une option prometteuse pour une désinfection durable de l'eau (Drogui et Daghrir, 2013).

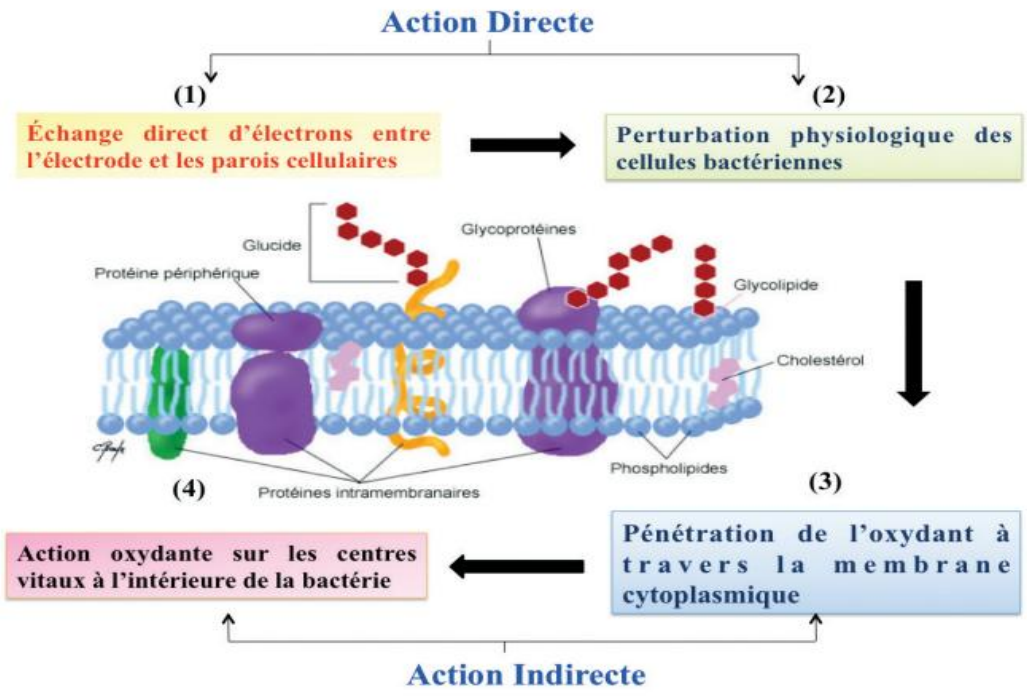


Figure 2.2 Structure schématique d'une membrane cytoplasmique d'une bactérie et mécanisme *(Drogui et Daghrir, 2013)*

2.10. Enjeux et intérêts de l'électrolyse dans la désinfection des eaux

La désinfection est une étape essentielle du traitement des eaux, garantissant l'élimination des pathogènes et la qualité sanitaire des ressources hydriques. Parmi les différentes méthodes existantes, la désinfection chimique est largement utilisée, mais elle nécessite l'ajout de substances comme le chlore, l'ozone ou le brome, ce qui peut entraîner une augmentation de la salinité et du volume des boues résiduelles. Dans ce contexte, les procédés électrochimiques offrent une alternative efficace, en générant directement in situ des oxydants puissants sans nécessiter de réactifs chimiques. Cette caractéristique élimine les contraintes liées au stockage et à la manipulation de produits dangereux, tout en permettant une automatisation accrue du traitement. Avec le développement des énergies renouvelables et des systèmes automatisés, l'électrolyse s'impose ainsi comme une technologie verte et durable pour la désinfection des eaux.

2.11. Applications de l'électrolyse à la désinfection des eaux

L'électrolyse est une solution innovante pour la désinfection et la séparation des eaux et des boues grâce à la génération d'oxydants puissants directement dans le milieu traité. Ce processus

repose principalement sur deux approches complémentaires : l'électrocoagulation et l'électro-oxydation.

L'électrocoagulation repose sur l'utilisation d'électrodes sacrificielles qui libèrent des coagulants métalliques facilitant la précipitation et l'adsorption des contaminants. Ce processus s'est révélé particulièrement efficace dans le traitement des eaux usées municipales, permettant une réduction de 99,8 % des coliformes totaux sous des conditions opératoires optimales de 0,5 A et pH neutre (Rahmani et al., 2020). Il a également été appliqué avec succès aux lixiviats de décharges, atteignant une séparation des contaminants de 90 à 95 % grâce à des électrodes en aluminium et une densité de courant de 15 mA/cm² (Moussavi et al., 2019). Ces résultats montrent que l'électrocoagulation constitue une méthode flexible et efficace pour la désinfection de divers effluents, bien qu'elle puisse générer des boues secondaires nécessitant un traitement complémentaire.

L'électro-oxydation, quant à elle, repose sur l'utilisation d'anodes spécifiques, telles que le diamant dopé au bore (BDD), le dioxyde d'iridium sur substrat de titane (Ti/IrO_2) ou encore le dioxyde du plomb (PbO_2). Ces matériaux permettent la production d'oxydants puissants, tels que le chlore actif, l'ozone et les radicaux hydroxyles, capables de détruire efficacement les micro-organismes. Cette approche a été appliquée avec succès pour le traitement des eaux usées municipales, où une élimination de 99,99 % d'E. coli a été obtenue en utilisant une anode BDD à 0,8 A pendant 60 minutes (Panizza & Cerisola, 2001). Elle a également prouvé son efficacité dans le traitement des effluents agro-industriels, réduisant jusqu'à 95 % des bactéries et virus grâce à l'utilisation d'une anode en PbO_2 à une densité de courant de 20 mA/cm² (Vasudevan et al., 2011).

2.12. Synthèse comparative des technologies de désinfection appliquées aux boues

Le tableau 4 illustre les procédés présentant un fort potentiel pour répondre aux exigences de désinfection dans divers contextes.

Tableau 2.4 Comparaison des principales méthodes de désinfection des eaux usées et des boues

Méthode	Principe	Avantages	Limites	Exemples
Chloration	Ajout de chlore (Cl_2, HOCl)	- Efficace sur de nombreux pathogènes - Facile à appliquer - Peu coûteuse	- Formation de sous-produits toxiques (THM, chlorates) - Moins efficace sur certains protozoaires	Réduction >99 % d'E. coli (Metcalf & Eddy, 2014)
Ozonation	Injection d'ozone (O_3)	- Oxydant puissant - Pas de résidus chimiques - Action rapide	- Coût élevé - Instable (produit sur place) - Nécessite des systèmes spécialisés	90–99 % de réduction bactérienne dans les effluents hospitaliers (Von Gunten, 2003)
Compostage	Dégradation aérobie thermophile de la matière organique	- Permet la valorisation agricole - Réduction de la charge microbienne - Stabilisation des boues	- Longue durée de traitement - Sensible aux conditions de température et humidité	Bonne réduction d'E. coli si température > 55 °C maintenue pendant plusieurs jours (EPA, 2006)
Électro-coagulation	Formation de coagulants in situ (Al ou Fe) par dissolution anodique	- Coût faible - Élimination simultanée MES, métaux, pathogènes	- Production de boues secondaires - Moins efficace à haute salinité - Encrassement progressif des électrodes, nécessitant un entretien régulier	99,8 % de coliformes totaux éliminés (Rahmani et al., 2020)
Électro-oxydation	Production in situ d'oxydants (OH•, Cl_2, $SO_4^{\bullet -}$) à partir d'anodes conductrices	- Désinfection puissante - Efficace sur pathogènes résistants - Peu ou pas de réactifs ajoutés	- Consommation énergétique - Coût élevé (ex. BDD) - Risque de sous-produits - Encrassement des électrodes pouvant diminuer l'efficacité du procédé à long terme	99,99 % d'E. coli éliminés avec BDD (Panizza & Cerisola, 2001)

2.13. Exemples de procédés de traitement et désinfection des boues par voies électrochimiques

Divers procédés électrochimiques ont été développés pour la décontamination et le conditionnement des boues biologiques, qu'elles soient d'origine municipale ou industrielle. Parmi eux, Held et Chauhan (demande de brevet canadien No. 2.382.357) proposent une approche innovante reposant sur l'application de champs électriques pulsés sous haute tension, variant entre 15 000 et 100 000 V. Ce procédé utilise des décharges électriques brèves mais intenses, capables de perturber l'intégrité des membranes cellulaires. Cette action entraîne la libération du

contenu intracellulaire (cytoplasme, enzymes, etc.) ainsi que des liquides intercellulaires, c'est-à-dire des fluides piégés entre les cellules au sein de la matrice biologique. Cette double libération contribue à une meilleure désintégration de la matière, favorisant à la fois la désinfection, la libération de l'eau liée et l'optimisation de la séparation solide/liquide, réduisant ainsi le volume final des boues.

L'efficacité de cette méthode repose en grande partie sur l'intensité de l'énergie appliquée. Des tests réalisés sur des boues activées avec une concentration en solides totaux de 6 % ont montré que l'application d'une énergie de 100 J/mL ou 400 kWh par tonne de boues sèches (tbs) permettait d'atteindre une réduction de 50 % du poids des boues après déshydratation mécanique (Blais et al., 2001). Ces résultats indiquent un potentiel significatif pour l'optimisation de la gestion des boues, réduisant à la fois leur volume et leur impact environnemental.

En plus de l'amélioration de la déshydratation, ce procédé contribue également à une réduction de la concentration bactérienne dans les boues traitées, ce qui limite les risques sanitaires et facilite leur valorisation. Selon (Zhang *et al.*, 2012)Braguglia et al. (2012), l'application de champs électriques pulsés permet une désinfection efficace, avec une élimination bactérienne pouvant atteindre 99 % dans les boues d'épuration.

L'un des principaux avantages de cette approche est qu'elle ne nécessite aucun ajout de produits chimiques, évitant ainsi la formation de sous-produits indésirables. De plus, cette technologie pourrait être intégrée dans des systèmes de traitement existants afin d'améliorer la gestion des boues avant leur évacuation ou leur réutilisation. Cependant, le coût énergétique associé à l'application de hautes tensions reste un facteur à prendre en compte pour assurer la rentabilité économique du procédé à grande échelle.

Ces résultats confirment l'intérêt des traitements électrochimiques dans le domaine de la gestion des boues d'épuration, offrant une alternative efficace aux méthodes conventionnelles de déshydratation et de désinfection.

Ishigaki, dans le brevet canadien n° 1.334.658, a développé une cellule électrolytique innovante pour le traitement des boues d'épuration. Cette cellule est équipée de multiples électrodes planes en fer (anodes) et en acier inoxydable (cathodes), disposées parallèlement avec un espacement inter-électrodes de 15 mm. Chaque électrode est connectée individuellement à un générateur de courant capable de fournir une tension comprise entre 1,5 et 20 V. Cette configuration permet de transformer les substances particulaires hydrophiles présentes dans les boues en substances hydrophobes, améliorant ainsi leur filtrabilité lors de la déshydratation mécanique. De plus, la

conception de la cellule favorise un flux ascendant de boues traitées à proximité des électrodes, éliminant efficacement les bulles de gaz et les flocs accumulés, ce qui prévient l'encrassement des électrodes et optimise les réactions électrochimiques de transformation des boues.

L'étude menée par Bureau (2004) portant sur le traitement électrochimique des boues d'épuration municipales a révélé des résultats prometteurs. En utilisant une cellule électrolytique opérée pendant 60 minutes, et ce, en imposant une intensité de courant de 8,0 A en présence de NaCl (88-354kg/tbs) et H2SO4 (10 – 27 kg/tbs), le système a permis d'améliorer la déshydratation des boues, réduisant jusqu'à 30 % la production de boues déshydratées. De plus, le système a permis éliminer efficacement les germes indicateurs de contamination bactérienne. Des taux d'enlèvement supérieurs à 4 unités d'abattement logarithmiques de coliformes totaux et fécaux ont été enregistrés. La technique d'oxydation électrochimique offre ainsi une solution efficace pour la désinfection des boues municipales.

L'étude de Drogui et al. (2013) a confirmé aussi l'efficacité d'une technique d'électro-oxydation pour la désinfection des boues urbaines et industrielles. Le traitement a permis d'améliorer la déshydratation des boues. Des siccités des boues électrolysées puis déshydratées se situaient entre 25 et 33%, permettant ainsi de réduire de 21 à 29% la masse de boues à gérer. Le procédé s'est révélé également efficace pour l'hygiénisation des boues de papetières et municipales (abattements > 4 à 5 unités d'abattement logarithmique de coliformes totaux et fécaux). Bien que des composés organochlorés aient été détectés, leur réduction de plus de 50% a été obtenue en remplaçant le chlorure de sodium par du sulfate de sodium et du peroxyde d'hydrogène. Le traitement a stabilisé la microbiologie des boues. Il a préservé leurs propriétés fertilisantes et a éliminé les polluants organiques.

Ces dernières années, plusieurs études ont exploré l'application des procédés électrochimiques pour le traitement et la décontamination des boues d'épuration. Par exemple, une recherche menée par l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) a évalué l'efficacité de la stabilisation électrochimique des boues municipales. Les résultats ont montré une élimination significative des microorganismes indicateurs de pathogènes, avec une réduction allant jusqu'à 6 unités logarithmiques pour les coliformes totaux et 5 unités pour les coliformes fécaux. De plus, une augmentation de la siccité des boues de 6 à 10 points a été observée, permettant une réduction de 20 à 30 % de la masse des boues après déshydratation mécanique (yinuerra, 2023).

Une étude de Meunier *et al*. (2004) a montré l'efficacité de l'électrocoagulation pour éliminer les métaux lourds (Cu et Zn) dans des lixiviats issus de boues municipales, la suppression atteint jusqu'à 98,9 % pour le cuivre et 76,6 % pour le zinc à des intensités adaptées. Bien que cette

méthode produise des boues métalliques concentrées, les coûts associés sont inférieurs à ceux de la précipitation chimique traditionnelle, notamment grâce à une consommation énergétique maîtrisée et une meilleure gestion du concentrat métallique.

Par ailleurs, des recherches ont été menées sur l'application de procédés électrochimiques pour la désinfection des eaux usées. L'électro-oxydation a été utilisée pour éliminer efficacement des bactéries, suggérant le potentiel de cette technique pour la désinfection des boues d'épuration (Osman, 2022).

Ces différents travaux illustrent le potentiel des procédés électrochimiques comme alternatives prometteuses pour le traitement et la décontamination des boues d'épuration, offrant des solutions efficaces pour la réduction des agents pathogènes et des contaminants métalliques.

2.14. Avantages et inconvénients des électro-technologies

Les procédés électrochimiques présentent plusieurs avantages notables. Leur simplicité d'utilisation et leur efficacité dans le traitement des eaux en font des technologies adaptées à de nombreuses applications. En plus de limiter l'utilisation de réactifs chimiques, ils génèrent une quantité réduite de boues secondaires, composées essentiellement d'oxydes et d'hydroxydes métalliques, qui sont plus faciles à éliminer et à sécher (Mollah *et al.*, 2001). De plus, les effluents traités contiennent moins de solides dissous, réduisant ainsi les coûts liés à la réutilisation de l'eau. L'application d'un champ électrique permet d'éliminer efficacement les particules colloïdales, tandis que les bulles de gaz générées lors de l'électrolyse facilitent la flottation des polluants, optimisant ainsi leur concentration et élimination subséquente.

Cependant, ces technologies présentent aussi des limites. L'oxydation anodique entraîne une dissolution progressive des électrodes, nécessitant leur remplacement périodique. L'utilisation de l'électricité, bien que non polluante, peut s'avérer coûteuse dans certaines régions, impactant la rentabilité du processus. De plus, des dépôts peuvent se former sur la cathode, réduisant l'efficacité du traitement et demandant un entretien fréquent. L'efficacité du processus dépend également de la conductivité de l'effluent, qui doit être suffisante pour permettre un bon passage du courant. Enfin, dans certaines conditions, les hydroxydes métalliques générés peuvent se solubiliser, limitant ainsi l'efficacité globale du traitement (Mollah *et al.*, 2001).

3 ORIGINALITÉ, HYPOTHÈSES ET OBJECTIFS

3.1. Problématique et contexte

Le traitement des boues d'épuration municipales est essentiel dans le cycle global du traitement des eaux usées, et se pose comme une étape cruciale et complexe. Composées de matières organiques et de divers contaminants, les boues d'épuration nécessitent la mise en place de stratégies novatrices afin d'en assurer une gestion environnementale optimale (Beauchesne, 2003). Au cœur de cette problématique se trouvent deux aspects fondamentaux : la déshydratation et la désinfection.

Traditionnellement, la déshydratation des boues repose sur différentes méthodes telles que la centrifugation, la filtration ou l'ajout de produits chimiques. Ces techniques sont bien établies à l'échelle industrielle, notamment pour le traitement en continu de grands volumes de boues. Toutefois, certaines limites subsistent. Bien que largement utilisées, la centrifugation peut présenter une consommation énergétique notable selon les conditions d'exploitation et le type d'équipement utilisé (Tchobanoglous et al., 2014). Par ailleurs, les procédés chimiques soulèvent des préoccupations liées à la production de résidus complexes, dont l'élimination ou la valorisation peut s'avérer contraignante.

De même, la désinfection est une étape cruciale pour éliminer les risques sanitaires liés à la présence de pathogènes. Cette étape implique des défis écologiques avec l'utilisation fréquente de produits chimiques tels que le chlore (Romdhana *et al.*, 2009).

La complexité de la gestion des boues d'épuration émerge de la nécessité de trouver des solutions intégrées et durables, mettant l'accent sur l'efficacité énergétique, la gestion économique et la préservation de l'environnement. L'amélioration de l'efficacité énergétique des processus de déshydratation devient cruciale pour réduire l'empreinte carbone du traitement des boues. Simultanément, il est impératif d'optimiser les coûts tout en garantissant une gestion durable des boues, réduisant ainsi l'impact financier et environnemental de leur traitement.

La désinfection des boues, en tant que composante essentielle du processus, nécessite également une évolution vers des méthodes plus respectueuses de l'environnement. L'introduction de méthodes de désinfection écologiques, comme la désinfection électrolytique, représente une avenue prometteuse. Cette technologie émergente, utilisant des procédés électrochimiques, offre une alternative viable aux méthodes traditionnelles, réduisant les impacts néfastes sur l'environnement tout en maintenant une efficacité sanitaire optimale.

Dans cette perspective, la recherche dans le domaine du traitement des boues d'épuration doit évoluer vers le développement de solutions globales et novatrices. Cela implique une intégration harmonieuse des avancées technologiques, une exploration approfondie des pratiques économiques et environnementales, et une prise en compte des impératifs sanitaires. L'intégration de ces différentes dimensions permet de développer des solutions de traitement des boues d'épuration à la fois efficaces, durables et respectueuses de l'environnement.

3.2. Originalité

Ce projet se distingue par l'exploration d'un procédé électrolytique comme solution innovante et doublement efficace, capable de désinfecter les boues tout en améliorant leur déshydratation. Contrairement aux approches traditionnelles, ce procédé repose sur l'application d'un courant électrique pour générer *in-situ* des oxydants puissants (chlore actif, persulfate, etc.), tout en favorisant la séparation solide/liquide par des effets électrocinétiques.

L'originalité réside dans :

- L'approche couplée (désinfection + déshydratation) qui est rarement utilisée conjointement dans le cadre des boues.
- L'utilisation de deux types d'électrodes performantes (BDD et Ti/IrO_2).
- L'optimisation des paramètres opératoires (intensité, temps, pH) dans une logique d'efficacité et de réduction des coûts.

Ce projet vise donc à proposer une alternative durable aux méthodes conventionnelles de traitement des boues.

3.3. Hypothèses

Hypothèse 1 : l'application de l'électrolyse sur les boues d'épuration municipales permet de générer des oxydants puissants, tels que le chlore actif (HClO) ou persulfate ($H_2S_2O_8$), pouvant détruire/inhiber des microorganismes pathogènes.

Hypothèse 2 : L'application d'un courant électrique optimisé permettrait d'améliorer la déshydratation des boues issues de la station d'épuration, en favorisant une meilleure séparation solide/liquide, et donc une augmentation de leur siccité.

Hypothèse 3 : L'application d'une intensité de courant modérée, combinée à un temps de traitement réduit, permettrait d'optimiser la désinfection et la déshydratation des boues d'épuration tout en limitant la consommation énergétique. Une intensité modérée réduirait la

production excessive de chaleur, ce qui minimise les pertes d'énergie et prolonge la durée de vie des électrodes. De plus, un temps de traitement plus court contribuerait à limiter l'exposition prolongée des électrodes, réduisant ainsi leur usure et les besoins en maintenance, sans compromettre l'efficacité du procédé.

3.4. Objectifs

3.4.1. Objectif principal

L'objectif principal de ce projet est de développement un procédé de traitement électrolytique pour la désinfection et de déshydratation des boues d'épuration municipales. Pour cela, nous exploitons le potentiel de la technologie d'électrolyse, permettant d'optimiser les performances de désinfection et de déshydratation des boues. Cette approche vise à réduire la charge microbienne et à accroître la siccité.

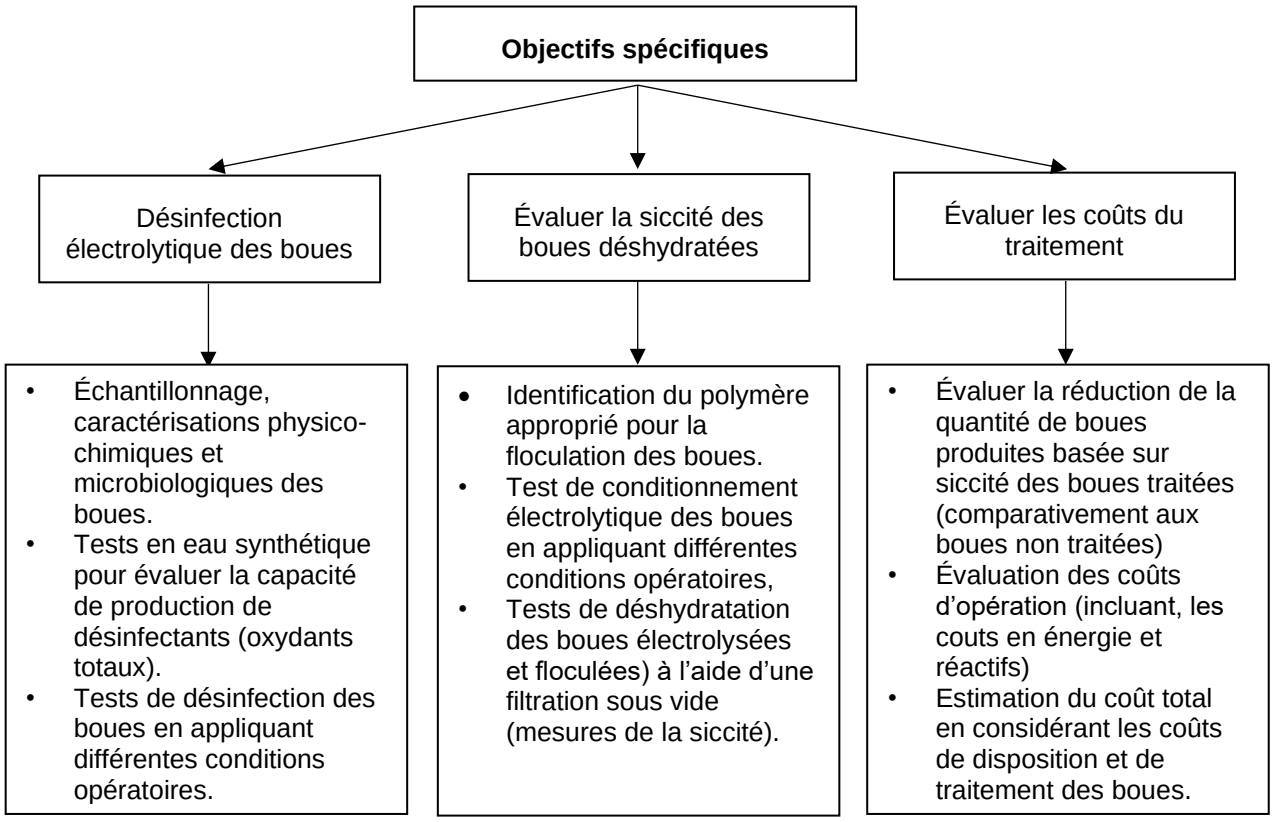
3.4.2. Objectifs spécifiques

De l'objectif global énoncé ci-avant découlent les trois objectifs spécifiques suivants :

- Le premier objectif consiste à étudier les performances épuratoires d'un réacteur électrochimique pour la désinfection des boues municipales en imposant différentes conditions opératoires. Plusieurs paramètres sont étudiés (l'intensité du courant, le pH, le type d'électrode et le temps d'électrolyse, etc.)
- Le deuxième objectif vise à évaluer l'impact de l'électrolyse sur la siccité des boues suite à leur déshydratation à l'aide d'une unité de filtration sous vide.
- Enfin, le troisième objectif consiste à évaluer les coûts d'opération associés à ce type de traitement (en termes de consommation énergétique et consommation de réactifs).

3.5. Démarche expérimentale

La figure ci-dessous résume la méthodologie suivie pour le développement d'un procédé électrolytique adapté à la déshydratation et à la désinfection des boues.



L'échantillonnage a été fait sur le site de la station d'épuration municipale de la ville de l'Assomption située à 60 minutes de la ville de Montréal. Le tableau 5 regroupe les paramètres mesurés pour la caractérisation physicochimique.

Tableau 3.1 Paramètres à mesurer et la méthode utilisée

Paramètre à mesurer	Unité	Méthode
pH	-	MA. 100 – pH 1.1
POR	mV	-
Solides totaux	g/L	MA. 100 – S.T. 1.1
Coliformes totaux	UFC / 100 mL	MA. 700 - Fec. Ec 1.0
E. Coli	UFC / 100 mL	MA. 700 - Ec.BCIG 1.0

Des tests ont été réalisés sur une eau synthétique afin d'évaluer la production des oxydants totaux. Pour cela, 0,4 g de chlorure de sodium et 0,6 g de sulfate de sodium en poudre ont été ajoutés à 500 mL d'eau synthétique, puis une électrolyse est effectuée. Après cette opération, 0,5 g d'iodure de potassium a été introduit dans la solution électrolysée. La solution est ensuite

agitée pendant 15 minutes. Une fois l'agitation terminée, l'absorbance est mesurée à l'aide d'un spectromètre. Enfin, la concentration des oxydants totaux est calculée à partir des données obtenues. Ensuite, des tests préliminaires de traitement des boues ont été réalisés pour le but d'étudier l'influence de quatre types de polymère de différentes charges cationique et anionique (PERCOL-789, AQ-4110, AMX et 216B) sur la siccité. Les boues ont été floculées à des concentrations qui varient entre 1 à 6 kg/tonne de boues sèches (tbs) et le polymère qui donnera une meilleure siccité a été choisi pour la deuxième étape qui sera d'électro-oxydation.

Lors de l'électrolyse, différents paramètres ont été étudiés, notamment le temps de traitement, l'intensité de courant et le type d'électrodes. Ces essais ont permis de suivre la siccité des boues et de calculer les matières en suspension. En parallèle, des expérimentations dédiées à la désinfection ont été réalisées en faisant varier le temps de traitement et l'intensité de courant, tout en utilisant l'électrode ayant donné les meilleurs résultats lors des tests préliminaires. Les critères des meilleures conditions incluent la maximisation de la siccité et l'élimination maximale des bactéries. L'analyse microbiologique des boues traitées a été confiée à un laboratoire externe. Après chaque traitement, les échantillons ont été transportés dans des pots conformes aux exigences et dans les conditions spécifiées par le laboratoire. L'ensemble des essais a été effectué dans un réacteur électrolytique comprenant des électrodes anodiques en diamant dopé au bore (BDD) ou en oxyde d'iridium déposé sur titane (Ti/IrO_2), ainsi qu'une cathode en graphite (Gr). L'intensité de courant appliquée variait de 0,5 A à 1,5 A, pour des durées de traitement allant de 20 à 60 minutes. Le pH était ajusté entre 4 et 7, et le volume utile du réacteur était de 0,5 L. Une fois le traitement électrolytique terminé, 150 mL de boues traitées ont été floculées à l'aide d'un polymère identifié lors de tests préliminaires. Ces boues floculées ont ensuite été transférées dans une unité de déshydratation sous vide. Les boues déshydratées ont été récupérées et séchées à 105 °C pour déterminer leur siccité.

La troisième partie du projet consiste à évaluer les coûts d'opération du traitement des boues. Cela inclut l'estimation des coûts des réactifs et consommables utilisés, tels que l'acide sulfurique (H_2SO_4), l'électricité et le polymère, exprimés en kg/tbs et kWh/tbs. Le coût des réactifs est calculé par tonne de boues traitées, de même que la consommation d'électricité et la quantité de polymère nécessaire pour la floculation. Ensuite, les coûts de disposition des boues, comprenant le transport et la gestion des boues, sont évalués. Le coût total par tonne de boues sèches (tbs) est obtenu en additionnant ces coûts, en prenant en compte une production journalière estimée.

4 MATÉRIELS ET MÉTHODES

4.1. Site d'échantillonnage et conservation des boues

L'échantillonnage des boues d'épuration municipale a été effectuée à la station d'épuration de la ville de l'Assomption (tableau 6).

Tableau 4.1 Date et lieu des échantillons des boues utilisées

Date d'échantillonnage	Lieu d'échantillonnage
Décembre 2023	Station d'épuration de la ville de l'Assomption
Avril 2024	Station d'épuration de la ville de l'Assomption
Octobre 2024	Station d'épuration de la ville de l'Assomption

Les échantillons de boues municipales étudiés proviennent de la station d'épuration de la ville de L'Assomption, qui utilise un procédé de type Électro-BioRéacteur (EBR). L'échantillonnage a été réalisé directement sur place par le personnel de la station. Une fois collectés, les échantillons ont été expédiés au laboratoire de l'INRS par une compagnie de livraison. À leurs arrivées, les chaudières contenant les boues sont placées dans une chambre froide à 4 °C pour préserver leur intégrité avant l'analyse.

4.2. Méthodes analytiques

4.2.1. Analyse des solides totaux

Les totaux solides ont été déterminés en suivant la méthode d'analyse MA. 100 – ST 1.1 établie par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Cette méthode consiste à faire sécher un volume précis de l'échantillon dans une coupole en aluminium préalablement pesée, à une température de 105 °C pendant toute une nuit. La différence de masse de la coupelle avant et après le séchage sert à calculer la concentration en solides totaux à l'aide de la formule suivante

$$ST(g/L) = (\frac{P_s - P_v}{V})$$

Où :

ST : Concentration en solides totaux [g/L]

Ps : Masse de la coupelle en aluminium + masse de l'échantillon après une nuit de séchage dans l'étuve [g]

Pv : Masse de la coupole vide [g]

V : Volume échantillon mis dans la coupole [L]

4.2.2. Mesure du pH et de la conductivité

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre AP115 de Fisher Scientific, préalablement calibré avec des solutions tampons de pH 4, 7 et 10 avant chaque utilisation. La conductivité, quant à elle, a été déterminée à l'aide d'un conductimètre Seven Compact S230.

4.2.3. Mesure de la siccité

La siccité est réalisée en mesurant la masse des résidus solides après un séchage à 105°C pendant une nuit, conformément à la méthode d'analyse MA. 100 – ST 1.1 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). La formule utilisée pour le calcul est la suivante :

$$\text{Siccité (\%)} = (\text{M sec} / \text{M humide}) \times 100$$

Où :

M sec = masse de l'échantillon après séchage (g)

M humide = masse de l'échantillon avant séchage (g)

4.3. Méthode expérimentale

4.3.1. Unité d'électro-oxydation (figure 3)

La figure 3 présente le schéma du dispositif d'électro-oxydation.

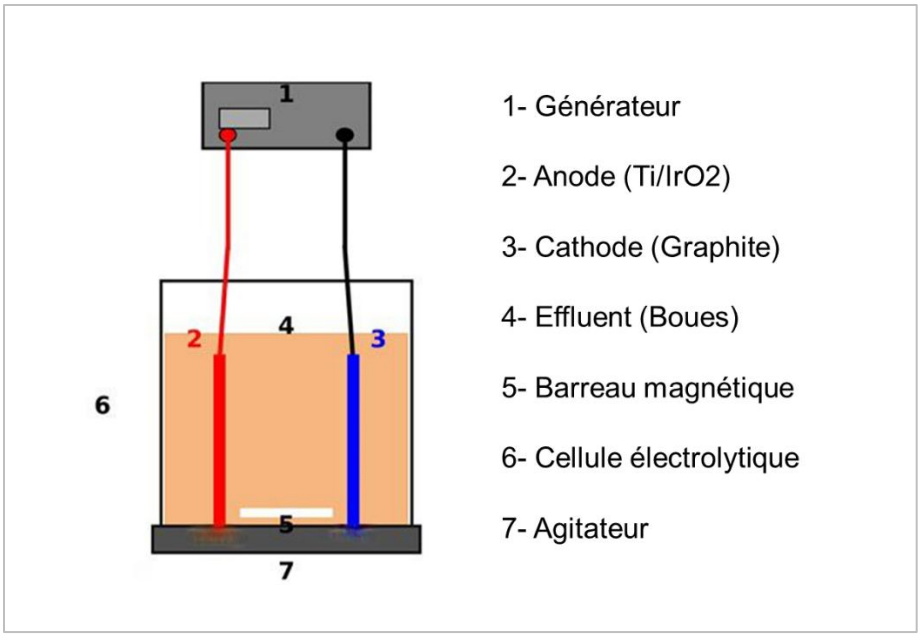


Figure 4.1 Schéma du dispositif d'électro-oxydation

L'unité d'électro-oxydation utilisée est composée d'un générateur de courants de marque BK PRECISION 9184 DC ayant une intensité maximale de 2 A et une tension maximale de 100 V. Une anode de titane recouvert d'oxyde d'iridium (Ti/IrO2) et une autre en diamant dopé au bore (BDD), toutes deux ayant une surface de 65 cm², ont été utilisées et une cathode en graphite d'une superficie de 110 cm^2. La cellule électrolytique, d'un volume utile de 500 mL, est équipée d'un barreau magnétique pour assurer l'agitation pendant le traitement.

4.3.2. Caractérisation de la cellule électrolytique

Les tests en eau synthétique ont été réalisés afin d'évaluer la production des oxydants totaux générés par électrolyse. La solution électrolytique était préparée en dissolvant 0,4 g de chlorure de sodium (NaCl) et 0,6 g de sulfate de sodium (Na_2SO_4) dans 500 mL d'eau ultrapure. Le traitement électrochimique était effectué dans une cellule électrolytique d'un volume utile de 500 mL, équipée d'un agitateur magnétique pour assurer l'homogénéisation de la solution.

L'unité d'électro-oxydation utilisée était alimentée par une source de courant continu BK PRECISION 9184 DC, avec une intensité maximale de 2 A et une tension maximale de 100 V. Deux types d'anodes ont été testés : une anode en titane recouvert d'oxyde d'iridium (Ti/IrO_2) et une anode en diamant dopé au bore (BDD), chacune ayant une surface de 65 cm². La cathode était en graphite, avec une surface de 110 cm². La distance inter-électrode était fixée à 1 cm, ce qui donne un ratio surface anode/volume d'environ 130 cm²/L.

Après le traitement électrolytique, 0,5 g d'iodure de potassium (KI) était ajouté à la solution pour permettre la détection des oxydants produits. Le mélange était ensuite agité pendant 15 minutes avant l'analyse.

L'absorbance de la solution résultante était mesurée à l'aide d'un spectromètre. La concentration des oxydants totaux était ensuite calculée à partir de la loi de Beer-Lambert suivante :

$$A = \varepsilon c l$$

Où :

A : Absorbance (sans unité)

Ɛ : coefficient d'absorption moléculaire (l.mol-1.cm-1)

c : concentration de la substance dans la solution (mol/l)

l : Trajet optique (cm)

Ces mesures ont permis d'évaluer et de comparer l'efficacité des anodes Ti/IrO_2 et BDD pour la production d'oxydants dans des conditions contrôlées. Aucun duplicata n'a été réalisé à cette étape, car le protocole expérimental reposait sur une variation séquentielle des paramètres, et certaines analyses, réalisées en laboratoire externe, engendraient des coûts importants ; toutefois des triplicatas ont été réalisées une fois les conditions optimales déterminées.

4.3.3. Floculation et séparation

Des tests préliminaires ont été réalisés pour identifier le type de polymère utilisé comme floculant dans le traitement des boues d'épuration. Quatre polymères ont été testés : PERCOL-789, AQ-4110, AMX et 216B, avec des concentrations variantes entre 1 et 6 kg/tbs. L'objectif était d'évaluer leur efficacité à floculer les boues avant de procéder à l'étape de déshydratation.

Une fois les boues floculées, la déshydratation a été effectuée à l'aide d'une unité de filtration sous vide. Cette unité comprend une pompe à vide, un système Buchner et un filtre de séparation Fisher (modèle CAT No. 09-790-12F) en crêpe, avec une porosité de 25 µm et un diamètre de 15 cm. Le processus de déshydratation a été mené sous une pression de 5 bars pendant 5 minutes. Après séparation, le gâteau de boues déshydratées est récupéré à la surface du filtre, prêt à être analysé ou traité dans les étapes suivantes. Ce processus permet de réduire efficacement le volume des boues tout en facilitant leur gestion ultérieure. Aucun duplicata n'a été réalisé à cette étape, car le protocole expérimental reposait sur une variation séquentielle des

paramètres, et certaines analyses, réalisées en laboratoire externe, engendraient des coûts importants ; toutefois des triplicatas ont été réalisées une fois les conditions optimales déterminées.

4.3.4. Traitement des boues

Le système utilisé pour la séparation des boues après floculation est présenté à la figure 4.

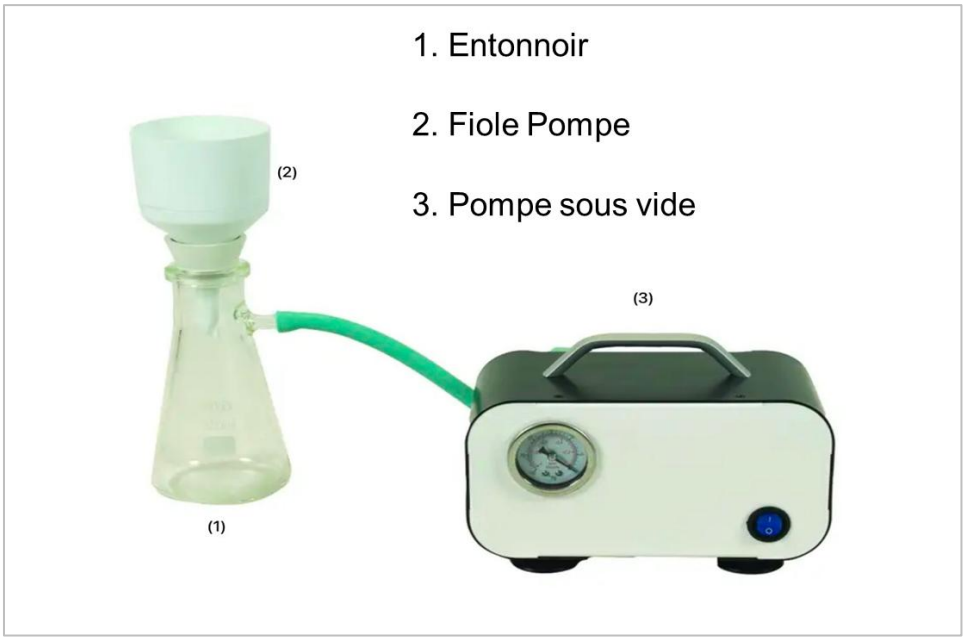


Figure 4.2 Système de séparation des boues après floculation

Dans le traitement des boues d'épuration, deux étapes principales sont généralement suivies : la déshydratation et la désinfection. Ces deux étapes sont essentielles pour réduire le volume des boues, stabiliser leur matière organique et éliminer les microorganismes pathogènes.

4.3.4.1. La déshydratation des boues d'épuration

Le traitement initial des boues a été effectué en utilisant un courant électrique avec une cathode en graphite et d'une anode en diamant dopé au bore (BDD) ou en titane revêtu d'oxyde d'iridium (Ti/IrO_2), des intensités variantes entre 0,5 et 1,5 A, un temps de traitement variant de 20 à 60 minutes, et un pH ajusté entre 4 et 7.

Après le traitement électrolytique, un polymère a été ajouté aux boues pour favoriser leur floculation et faciliter la séparation des phases solide et liquide.

Après floculation, les boues ont été filtrées sous vide pour obtenir un gâteau. Une petite quantité de ce gâteau a été prélevée et placée dans des coupelles en aluminium préalablement pesées. Les coupelles contenant les échantillons ont ensuite été pesées de nouveau afin de déterminer la masse humide des boues. Les échantillons ont ensuite été séchés au four à 105 °C pour éliminer l'humidité résiduelle. Après séchage, la siccité a été calculée à partir de la masse sèche obtenue, afin d'évaluer l'efficacité de la déshydratation.

4.3.4.2. La désinfection des boues d'épuration

La désinfection des boues a été réalisée par le traitement électrolytique. Une fois le traitement effectué, les boues liquides ont été transférées dans des pots en verre ambré de 250 ml pour leur analyse microbiologique. Les pots ont été scellés et transportés dans des conditions spécifiques exigées par le laboratoire externe afin de garantir leur intégrité.

Deux paramètres microbiologiques ont été mesurés pour évaluer l'efficacité de la désinfection des boues. Le premier paramètre était la concentration de coliformes totaux, mesurée selon la méthode de référence MA.700-Col 1.0. Le deuxième paramètre était la présence d'*Escherichia coli*, mesurée selon la méthode de référence MA.705 - EC-BCIG 1.0. Ces analyses ont permis de vérifier l'efficacité du traitement électrolytique pour éliminer les agents pathogènes, garantissant ainsi que les boues traitées respectaient les normes sanitaires. Aucun duplicata n'a été réalisé à cette étape, car le protocole expérimental reposait sur une variation séquentielle des paramètres, et certaines analyses, réalisées en laboratoire externe, engendraient des coûts importants ; toutefois des triplicatas ont été réalisées une fois les conditions optimales déterminées.

4.4. Réactifs et évaluation de coûts de traitement

L'acidification des boues a été réalisée par un apport d'acide sulfurique, donc un prix budgétaire de 100 $CAN/t.m. H_2SO_4 100% (solution utilisée : 96% p/p ; d : 1,83 kg/L) a été utilisé pour l'évaluation des coûts. La floculation des boues a été effectuée par un ajout de polymère organique commercial (polymère anionique ou cationique). Le coût de ce polymère a été estimé à 7,00 $CAN/kg pour l'évaluation des coûts de traitement. Enfin, l'évaluation des coûts énergétiques a été basée sur un prix de 0,09 $CAN/kWh pour l'électricité consommée lors des traitements.

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1. Caractérisation des boues de la station d'épuration municipales

Les analyses ont porté sur plusieurs paramètres clés : le pH, le potentiel d'oxydo-réduction (POR), les solides totaux ainsi que la contamination microbiologique, évaluée par le dénombrement des coliformes totaux et d'*Escherichia coli*. Les résultats sont résumés dans le tableau 7.

Tableau 5.1 Caractérisation physico-chimique et microbiologique des boues municipales à différentes dates d'échantillonnage

Paramètres	Date d'échantillonnage		
	Décembre 2023	Avril 2024	Octobre 2024
pH	7,21 ± 0,03	5,9 ± 0	6,74 ± 0,03
POR (mV)	-	-	274,33 ± 2,22
Solides totaux (g/L)	10,3 ± 0,3	11,06 ± 0,36	29,52
Coliformes totaux (UFC/g m.s.)	-	45 000	5 400 000
E. Coli (UFC/g m.s.)	-	750±0	-

Les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des boues d'épuration municipales sont connues pour varier en fonction de plusieurs facteurs, notamment les conditions de traitement, de stockage et les périodes d'échantillonnage. Dans le cadre de cette étude, les boues mixtes ont été prélevées à la station d'épuration de la ville de L'Assomption lors de trois campagnes distinctes : en décembre 2023, en avril 2024 et en octobre 2024. Cette stratégie d'échantillonnage visait à évaluer l'impact des variations saisonnières et des conditions opérationnelles sur les propriétés des boues.

L'évolution du pH au fil du temps montre une fluctuation importante. En décembre 2023, les boues affichaient un pH neutre autour de 7,2, traduisant un état relativement stable. En avril 2024, le pH est descendu à 5,9, indiquant un passage à un milieu légèrement acide, probablement lié à l'augmentation de la charge organique biodégradable ou à des processus fermentaires favorisant l'accumulation d'acides gras volatils (AGV) (Saidi, 2020). Cette acidification pourrait avoir un impact sur l'activité des microorganismes méthanogènes, souvent sensibles à ce type de

déséquilibre. En octobre 2024, le pH est remonté à 6,74, suggérant un retour à des conditions moins acides, probablement dû à la diminution de l'activité biologique ou à un changement de la composition des eaux usées influençant la qualité des boues.

Concernant les solides totaux, une nette augmentation a été observée au fil des campagnes. De 10,3 ± 0,3 g/L en décembre 2023, la concentration est passée à 11,06 ± 0,36 g/L en avril 2024, puis a fortement augmenté pour atteindre 29,52 ± 3,8 g/L en octobre 2024. Cette augmentation, d'un facteur d'environ 3 par rapport aux deux premières campagnes, pourrait être expliquée par une accumulation de matières solides, un changement dans les procédés de traitement ou encore par un événement exceptionnel ayant perturbé le fonctionnement normal de la station.

La valeur du potentiel d'oxydo-réduction (POR) mesurée en octobre 2024 est de 274,33 mV, indiquant des conditions oxydantes favorables à la stabilisation partielle de la matière organique.

L'analyse microbiologique a révélé des variations importantes au cours des différentes campagnes d'échantillonnage. En avril 2024, les coliformes totaux atteignaient 45 000 UFC/g ms, tandis qu'en octobre 2024, leur concentration a fortement augmenté pour atteindre 5 400 000 UFC/g ms. Cette hausse peut être attribuée à une intensification de l'activité biologique, possiblement amplifiée par des conditions environnementales plus favorables (ex. température plus élevée), ou encore à une contamination externe. Par ailleurs, le dénombrement des E. coli en avril 2024 a révélé une concentration de 750 UFC/g ms, ce qui respecte les exigences de la catégorie P1 du Guide de gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF), dont la limite maximale est fixée à 2 000 000 UFC/g ms.

Ces résultats confirment l'influence des variations saisonnières et des conditions de fonctionnement sur la qualité des boues. En particulier, l'augmentation significative des solides totaux et des coliformes totaux en octobre 2024 souligne l'importance de mettre en œuvre un traitement adapté, tel que la désinfection par voie électrolytique. Ces données constituent ainsi une base précieuse pour évaluer l'efficacité du traitement proposé et son adaptation aux caractéristiques variables des boues.

5.2. Caractérisation de la cellule électrolytique

5.2.1. Production des oxydants totaux en utilisant une anode en Ti/IrO_2

Les tests réalisés avec l'anode Ti/IrO_2 ont permis d'évaluer sa capacité à générer des oxydants totaux, notamment du chlore actif et des oxydants dérivés du sulfate, dans des conditions électrolytiques contrôlées. La solution synthétique employée pour ces essais contenait 800 mg/L

de chlorure de sodium et 1200 mg/L de sulfate de sodium dissous dans 500 mL d'eau ultra-pure, simulant des conditions représentatives des procédés de désinfection et d'oxydation.

Afin d'évaluer la contribution spécifique de chaque ion à la production d'oxydants, des essais complémentaires ont été réalisés séparément avec une solution contenant uniquement du chlorure de sodium (NaCl), et une autre contenant uniquement du sulfate de sodium (Na_2SO_4), aux mêmes concentrations.

Les résultats obtenus révèlent une production progressive des oxydants au cours du temps. La concentration de chlore actif atteint un maximum de 1,46 × 10^{-4} mol/L après 45 minutes d'électrolyse, traduisant l'efficacité de l'anode Ti/IrO_2 pour l'oxydation des ions chlorure. À l'inverse, la production d'oxydants dérivés du sulfate demeure faible, avec une augmentation limitée tout au long du traitement.

Cependant, en considérant la somme des oxydants produits, on observe une contribution globale suffisante pour envisager l'utilisation de ce système dans des applications de désinfection. La figure 5 met en évidence la prédominance du chlore actif sur l'ensemble de la période d'électrolyse, tandis que les oxydants sulfurés n'apportent qu'une contribution marginale.

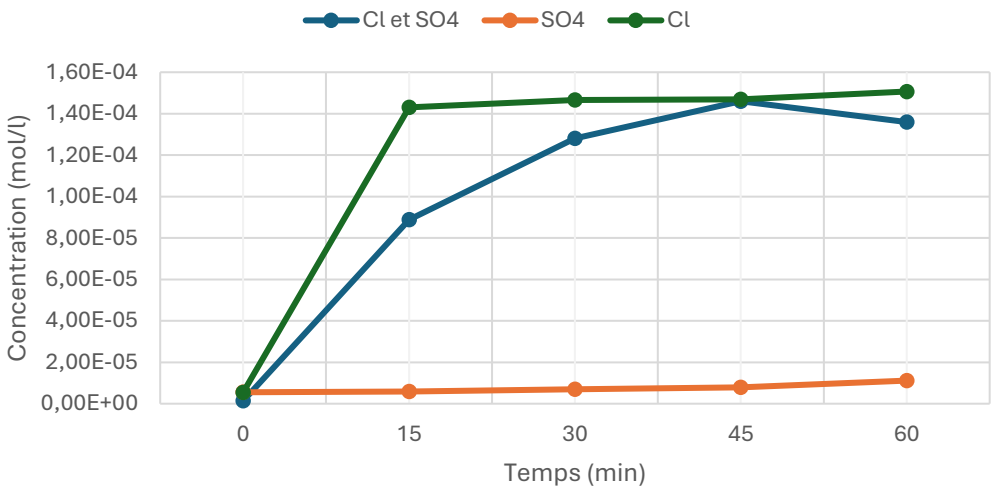


Figure 5.1 Influence du temps sur la concentration des oxydants totaux (Cl_2, HClO, ClO^- et $S_2O_8^{2-}$) en utilisant une anode Ti/IrO2

Cette observation confirme que, malgré une production modeste d'oxydants sulfurés, l'anode Ti/IrO_2 génère des niveaux d'oxydants totaux adéquats pour assurer la désinfection de milieux contaminés, telles que les boues d'épuration. Néanmoins, comparée à des anodes plus

performantes, comme l'anode BDD, l'anode Ti/IrO_2 reste moins efficace pour des applications nécessitant des niveaux d'oxydation élevés.

En conclusion, l'anode Ti/IrO_2 apparaît comme une solution intéressante pour des applications nécessitant des conditions d'oxydation modérées, où la combinaison du chlore actif et des oxydants dérivés du sulfate peut suffire à atteindre les objectifs de désinfection.

5.2.2. Production des oxydants totaux en utilisant une anode en BDD

Les résultats obtenus avec l'anode BDD (Boron-Doped Diamond) confirment sa capacité supérieure à générer des oxydants totaux, notamment du chlore actif et des oxydants dérivés du sulfate. Les conditions expérimentales ont été maintenues identiques à celles des essais avec l'anode Ti/IrO_2, utilisant une solution synthétique contenant 800 mg/L de chlorure de sodium et 1200 mg/L de sulfate dans 500 mL d'eau ultra-pure. Cela a permis une comparaison directe entre les deux types d'anodes.

Les données expérimentales mettent en évidence une montée rapide de la concentration de chlore actif, atteignant 1,57 × 10^{-4} mol/L dès 20 minutes, avant de se stabiliser progressivement. En comparaison avec l'anode Ti/IrO_2, cette valeur est légèrement supérieure et témoigne de l'efficacité accrue du BDD pour l'oxydation des ions chlorure. Par ailleurs, la production d'oxydants dérivés du sulfate s'élève à 8 × 10^{-5} mol/L après 40 minutes, représentant une amélioration notable par rapport aux faibles niveaux observés avec l'anode Ti/IrO_2.

La figure 6 montre clairement l'évolution des différentes espèces oxydantes :

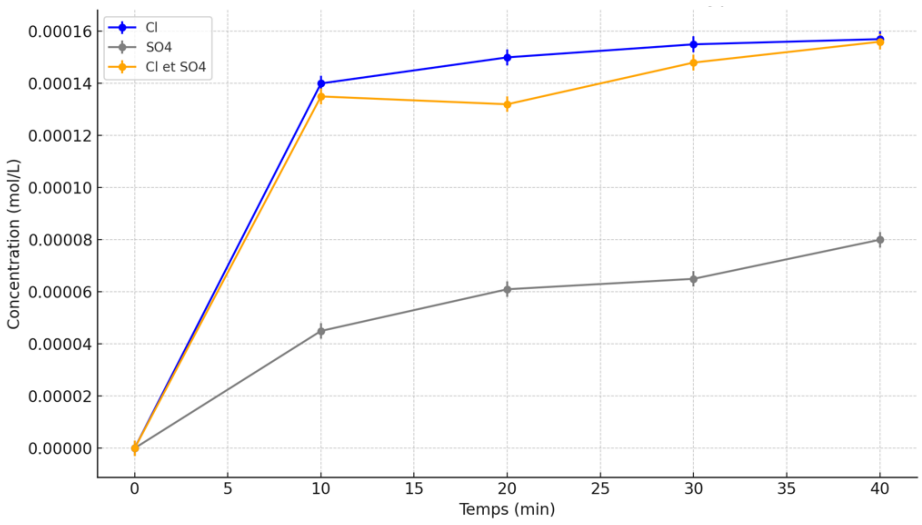


Figure 5.2 Influence du temps sur la concentration des oxydants totaux (Cl_2, HClO, ClO^- et $S_2O_8^{2-}$) en utilisant une anode BDD

Le chlore actif est produit de manière rapide et atteint un plateau relativement stable après 20 minutes.

Les oxydants sulfurés augmentent de manière continue tout au long du traitement, bien que leur production reste inférieure à celle du chlore actif.

La concentration d'oxydants totaux (somme du chlore actif et des oxydants sulfurés) dépasse celle obtenue avec l'anode Ti/IrO_2, assurant ainsi un potentiel oxydant global plus élevé.

Ces résultats démontrent que l'anode BDD constitue une solution plus performante pour les applications de désinfection et d'oxydation avancées. La capacité du BDD à générer simultanément du chlore actif et une quantité importante d'oxydants sulfurés permet de répondre aux exigences élevées pour le traitement des milieux complexes tels que les boues d'épuration. Ce comportement est attribuable à la nature non active de l'anode BDD, favorisant la formation de radicaux hydroxyles et d'autres espèces oxydantes puissantes, en plus du chlore actif.

En conclusion, l'anode BDD présente des avantages significatifs par rapport à l'anode Ti/IrO_2 en termes de production d'oxydants, et apparaît donc comme le choix privilégié pour des procédés de désinfection avancée des boues.

5.3. Identification des polymères pour la floculation

5.3.1. Type et concentration de polymère

L'étude a permis d'évaluer l'effet de différents types de polymères (cationiques et anioniques) ainsi que de leurs concentrations sur l'amélioration de la floculation et de la siccité des boues d'épuration municipales. Quatre polymères commerciaux ont été sélectionnés en raison de leur disponibilité et de leurs caractéristiques distinctes : le Percol-789, l'AQ-4110 et le 216B, tous de nature cationique, ainsi que l'AMX, de nature anionique. Cette diversité visait à comparer l'efficacité de polymères de charges différentes sur la floculation de boues dont la matrice est connue pour contenir majoritairement des particules chargées négativement.

Les résultats obtenus dans le tableau 7 mettent en évidence que la nature du polymère influence de manière significative la performance de floculation. Le Percol-789 a montré la meilleure efficacité en termes de déshydratation, permettant d'atteindre une siccité maximale de 25 %. Cette performance est attribuée à sa charge cationique, favorisant l'attraction électrostatique et la formation de flocs denses et bien structurés avec les particules colloïdales présentes dans les boues. Le polymère AQ-4110, également cationique, a généré des résultats satisfaisants, avec

des valeurs de siccité légèrement inférieures, comprises entre 20 % et 22 %, sans toutefois égaler l'efficacité du Percol-789. En revanche, le polymère AMX, de nature anionique, a présenté les performances les plus faibles parmi l'ensemble des polymères testés, ce qui s'explique par une incompatibilité électrostatique avec les boues étudiées. Le polymère 216B, bien qu'ayant une nature cationique, n'a pas permis d'atteindre les mêmes niveaux d'efficacité que le Percol-789 ou l'AQ-4110, suggérant une affinité moindre ou des caractéristiques de floculation moins adaptées au type de boues utilisé.

L'analyse de l'influence de la concentration a également montré que la dose optimale se situe à 2 kg de polymère par tonne de boues sèches. Au-delà de cette concentration, les gains supplémentaires en siccité deviennent négligeables, ce qui traduit un phénomène de saturation des sites de floculation ou une surconsommation de polymère, pouvant entraîner la formation de flocs fragiles et moins efficaces pour la déshydratation.

En conclusion, ces résultats confirment l'importance du choix du polymère et de son dosage optimal pour maximiser le processus de floculation. Dans le cadre de cette étude, le Percol-789 se positionne comme le polymère le plus adapté, en raison de son efficacité à améliorer la siccité des boues, ce qui est essentiel pour optimiser le conditionnement et la gestion ultérieure de ces résidus.

La figure 7 montre l'évolution de la siccité en fonction du type et concentration des polymères.

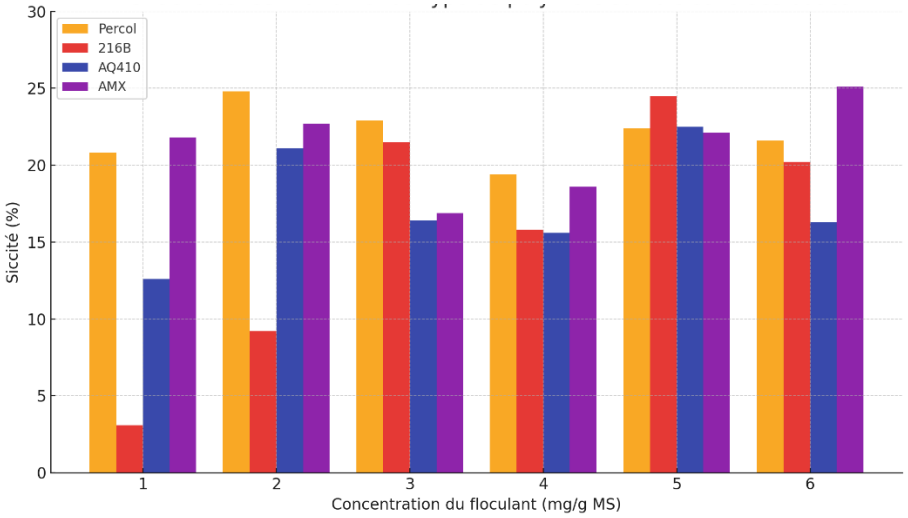


Figure 5.3 Évolution de la siccité en fonction du type et concentration des polymères sélectionnés

5.4. Traitement électrolytique pour le conditionnement et désinfection des boues

5.4.1. Effet de l'intensité et du temps de traitement en utilisant une anode en Ti/IrO_2

L'électrolyse des boues d'épuration a été effectuée à un pH acide de 4, en faisant varier l'intensité du courant (0,5 A, 1 A et 1,5 A) ainsi que la durée du traitement (20, 40 et 60 minutes), afin d'évaluer leur impact sur la déshydratation, la réduction des matières en suspension (MES) et la consommation énergétique.

Les résultats sur la figure 8, montrent que la siccité des boues est influencée par l'intensité et le temps d'électrolyse. À 0,5 A, la siccité augmente avec la durée, atteignant 29,41 % après 60 minutes, contre 22,96 % et 21,42 % pour 20 et 40 minutes respectivement. À 1 A, les siccités restent relativement stables, comprises entre 20,31 % et 22,68 %, peu importe la durée. À 1,5 A, les résultats varient légèrement (entre 22,07 % et 22,48 %) sans amélioration notable comparé à 1,5 A. Ces observations suggèrent que dépasser une intensité de 0,5 A n'apporte pas de gain significatif sur la déshydratation.

Concernant les MES dans le filtrat, leur réduction s'accentue avec l'augmentation de l'intensité. À 0,5 A, les concentrations varient entre 60 390 et 88 800 mg/L, alors qu'à 1 A, elles chutent jusqu'à 27 960 mg/L après 40 minutes. Cependant, à 1,5 A, on observe une légère remontée des concentrations, probablement liée à une remise en suspension de particules colloïdales induite par une intensité trop élevée — un phénomène courant en cas de surcharge électrique (He *et al.*, 2021).

La tension électrique mesurée au cours de l'électrolyse varie en fonction de l'intensité et du temps de traitement. À 0,5 A, elle oscille entre 6,05 ± 0,4 V et 6,7 ± 0,9 V, avec une moyenne proche de 6,3 V. Pour 1 A, la tension augmente légèrement, atteignant des valeurs comprises entre 8,4 ± 1 V et 9,45 ± 0,6 V. À 1,5 A, les tensions sont globalement plus élevées, allant de 8,7 ± 0,8 V à 9,8 ± 0,9 V. Ces variations peuvent être liées à l'évolution de la conductivité du milieu, influencée par la dissolution des électrodes, la modification de la composition ionique du milieu et la diminution progressive des matières en suspension.

La consommation énergétique suit la même logique. Les valeurs les plus faibles sont observées à 0,5 A (3,7 à 12,1 kWh/m³), puis augmentent à 1 A (10,1 à 34,4 kWh/m³) et atteignent un maximum à 1,5 A (17,6 à 50 kWh/m³). Cela met en évidence l'importance de bien ajuster les paramètres pour éviter une consommation excessive (He *et al.*, 2021).

Ces résultats démontrent l'influence majeure des conditions opératoires sur la siccité, la réduction des MES et la demande énergétique. En effet, des paramètres comme l'intensité du courant, le temps de traitement ou le pH modifient significativement les performances du procédé. Une intensité ou une durée de traitement plus élevée améliore souvent la siccité et favorise la séparation solide/liquide. Cependant, ces améliorations s'accompagnent généralement d'une hausse importante de la consommation énergétique. L'analyse croisée de ces indicateurs permettra donc de déterminer les paramètres optimaux assurant un bon équilibre entre performance de traitement et rentabilité énergétique.

Tableau 5.2 Influence de l'intensité et du temps de traitement sur la déshydratation et la consommation énergétique des boues municipales (Boues décembre 2023)

Intensité (A)	**0,5**			**1**			**1,5**		
Temps de traitement (min)	20	40	60	20	40	60	20	40	60
pH	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Siccité (%)	22,96± 0,3	21,42± 0,1	29,41 ±0,09	22,68± 0,3	20,31± 0,15	21,90± 0,03	22,07± 0,2	22,48± 0,5	22,24± 0,4
Tension (V)	6,2 ±0,7	6,05 ±0,4	6,7 ±0,9	8,4 ±1	8,9 ±0,6	9,45 ±0,6	9,8 ±0,9	8,7 ±0,8	9,25 ±0,8
MES filtrat (g/l)	60,39± 0,2	64,270 ±0,4	8,880 0±0,4	31,840 ±0,5	27,960 ±0,3	29,030 ±0,6	53,350 ±0,5	49,640 ±0,2	35,680 ±0,2
Consommation énergétique (kwh/m^3)	3,7	7,3	12,1	10,1	21,4	34,4	17,6	31,3	50

5.4.2. Effet du type d'anode sur la déshydratation

L'effet du type d'anode sur la déshydratation des boues a été évalué en maintenant des conditions opératoires constantes, soit une intensité de courant fixée à 0,5 A et un temps de traitement de 60 minutes. Deux anodes ont été comparées : l'anode en Ti/IrO_2 et l'anode en diamant dopé au bore (BDD) (figure 8). L'objectif était de déterminer si la nature du matériau anodique influence significativement la séparation solide/liquide. Les résultats obtenus montrent que les deux anodes permettent d'améliorer la siccité des boues après traitement électrolytique. La siccité finale mesurée est de 25 % avec l'anode Ti/IrO_2, contre 29,9 % avec l'anode BDD. Bien que cette différence semble suggérer une efficacité légèrement supérieure de l'anode BDD, elle demeure modérée. En l'absence d'une estimation précise de l'erreur expérimentale associée aux mesures de siccité, cette différence ne peut pas être considérée comme significative. Il est donc plus juste

de conclure que les deux anodes offrent des performances comparables en matière de déshydratation, avec une tendance favorable pour le BDD.

Cette variation peut être expliquée par les propriétés électrochimiques distinctes des deux anodes. L'anode Ti/IrO_2 est reconnue pour favoriser la production de chlore actif, principal oxydant responsable de la libération de l'eau contenue dans la structure des boues, facilitant ainsi la séparation solide/liquide. En revanche, l'anode BDD est capable de générer simultanément du chlore actif et une quantité plus importante de radicaux hydroxyles, des espèces oxydantes particulièrement réactives, connues pour leur aptitude à dégrader les composés organiques complexes. La présence de ces radicaux supplémentaires pourrait contribuer à la désorganisation de la matrice organique des boues, améliorant ainsi la déshydratation.

Ces résultats montrent donc que, dans les conditions expérimentales considérées, les deux anodes sont efficaces pour le conditionnement des boues, en assurant un gain notable en siccité. Cependant, la légère supériorité observée avec l'anode BDD pourrait représenter un avantage dans certaines situations spécifiques, notamment lorsque les boues présentent une forte teneur en matière organique difficilement décantable, ou lorsque l'objectif est de minimiser au maximum le volume final à traiter, par exemple dans les petites installations où les capacités de traitement ou d'évacuation sont limitées. Dans ce contexte, une amélioration plus poussée de la séparation solide/liquide permettrait de réduire les coûts liés au transport, à l'élimination ou à la valorisation des boues. L'évaluation comparative d'autres critères, tels que la désinfection, la consommation énergétique et les performances économiques, sera néanmoins essentielle pour orienter le choix final du type d'anode à privilégier dans le cadre du procédé global.

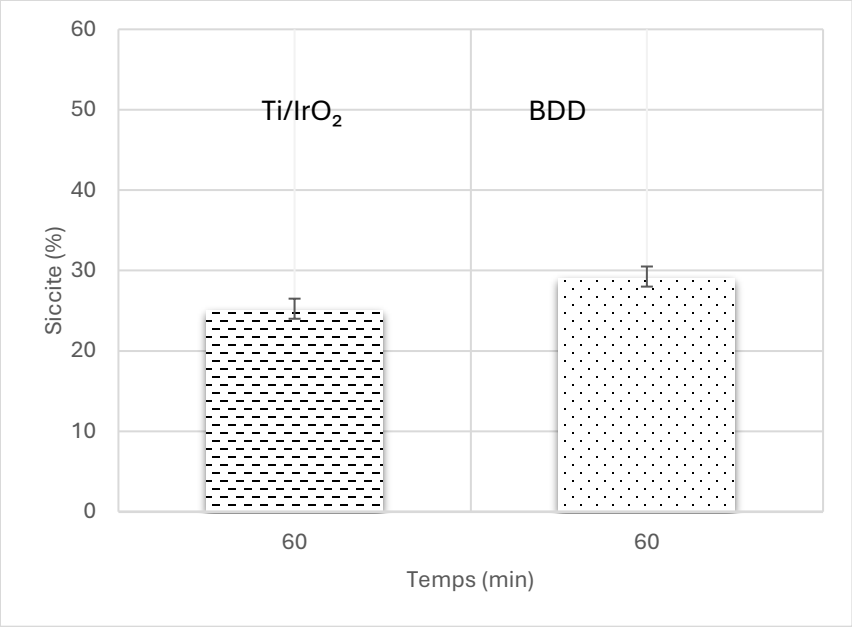


Figure 5.4 Comparaison des deux électrodes en fonction du temps et siccité

5.4.3. Effet de l'intensité de courant sur la siccité et désinfection en utilisant l'anode en BDD (ST =10,3 g/l)

L'effet de l'intensité du courant sur les performances du traitement électrolytique a été évalué en utilisant une anode en diamant dopé au bore (BDD), dans des conditions opératoires constantes : un temps d'électrolyse de 60 minutes, un pH ajusté à 4, et une concentration initiale en solides totaux de 10,3 g/L. Trois intensités de courant (0,25 A, 0,5 A et 1 A) ont été testées afin d'observer leur influence sur la siccité des boues, l'efficacité de désinfection (via l'élimination des E. coli et des coliformes totaux), ainsi que la consommation énergétique du procédé.

Les résultats dans le tableau 9, indiquent que la siccité des boues est peu influencée par l'augmentation de l'intensité dans la plage étudiée. À 0,25 A et 0,5 A, la siccité atteint 27 %, tandis qu'à 1 A, une légère baisse est observée avec une valeur de 25 %. Cette variation limitée suggère que l'intensité du courant n'est pas le paramètre le plus déterminant pour la déshydratation dans ces conditions, et que la nature des espèces oxydantes produites joue un rôle plus important dans la modification de la structure des boues que dans leur séparation physique.

L'influence de l'intensité sur la désinfection des boues est clairement visible. À partir d'une concentration initiale de 1 700 UFC/g sec en coliformes totaux, la concentration finale diminue progressivement avec l'intensité : elle passe à 180 UFC/g sec à 0,25 A (soit 89 % d'enlèvement), puis à seulement 9 et 10 UFC/g sec à 0,5 A et 1 A respectivement (soit 99 % d'enlèvement). Ces

résultats montrent une amélioration significative de la désinfection jusqu'à 0,5 A, au-delà de laquelle aucun gain supplémentaire n'est observé. Bien que les coliformes totaux ne soient pas des indicateurs réglementaires selon le guide MRF, ils ont été suivis ici à titre indicatif pour évaluer l'efficacité du traitement.

La consommation énergétique augmente de manière significative avec l'intensité. Elle passe de 2,85 kWh/m³ à 0,25 A, à 9,65 kWh/m³ à 0,5 A, pour atteindre 25,80 kWh/m³ à 1 A. Bien que cette augmentation soit attendue, son ampleur met en évidence l'importance de raisonner en termes de rendement énergétique global. L'intensité de 0,5 A permet d'atteindre les objectifs de désinfection avec une consommation énergétique modérée et une siccité maintenue. En revanche, passer à 1 A engendre une dépense énergétique près de trois fois supérieure, sans apport fonctionnel supplémentaire. Ce constat souligne que l'augmentation de l'intensité au-delà d'un certain seuil devient inefficace, voire contre-productive dans une logique d'optimisation technico-économique (Jeong et al., 2006).

Ainsi, l'intensité du courant apparaît comme un paramètre essentiel pour la désinfection, mais peu influent sur la siccité lorsqu'une anode BDD est utilisée. Une intensité de 0,5 A représente un compromis optimal entre performance de traitement et consommation énergétique, et devrait être privilégiée dans une logique d'efficacité opérationnelle durable (Jeong et al., 2006).

Le tableau 9 résume ces analyses.

Tableau 5.3 Effet de l'intensité du courant sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique

Paramètre	Intensité 0,25 A	Intensité 0,5 A	Intensité 1 A
Temps de traitement (min)	60	60	60
pH en fin de traitement	4	4	4
Siccité finale (%)	27	27	25
E. coli initial (UFC g^{-1} sec)	750	750	750
E. coli final (UFC g^{-1} sec)	1 000	1 100	950
Variation E. coli (%)	+33 %	+47 %	+27 %
Coliformes totaux init. (UFC g^{-1} sec)	1 700	1 700	1 700
Coliformes totaux fin. (UFC g^{-1} sec)	180	9	10
Réduction coliformes totaux (%)	−89 %	−99,5 %	−99,4 %
Tension appliquée (V)	5,7	9,65	12,9
Énergie spécifique (kwh/m^3)	2,850	9,650	25,800

5.4.4. Influence du temps de traitement sur la siccité et désinfection en utilisant l'anode en BDD (ST =11,03 g/l)

L'effet du temps de traitement sur la performance du procédé électrolytique a été étudié en maintenant constantes les autres conditions opératoires, soit une intensité de courant de 0,5 A, un pH de 4 et une concentration initiale en solides totaux de 11,03 g/L. Trois durées de traitement ont été testées : 20, 40 et 60 minutes. L'objectif était d'évaluer l'impact de la durée d'électrolyse sur la siccité des boues, l'efficacité de la désinfection et la consommation énergétique.

Les résultats du tableau 10, montrent que le temps de traitement influence modérément la siccité des boues. Après 20 minutes de traitement, la siccité atteint 27 %, mais diminue légèrement à 25 % après 40 minutes et reste stable à cette valeur après 60 minutes. Cette tendance suggère que l'allongement du temps de traitement n'entraîne pas nécessairement une amélioration de la déshydratation. Il est possible que la production d'oxydants soit suffisante dès les premières minutes pour favoriser la séparation solide/liquide et que le prolongement de l'électrolyse n'apporte que peu de bénéfices supplémentaires, voire entraîne une légère déstabilisation des flocs formés.

En revanche, l'évolution du temps de traitement a un effet plus marqué sur l'efficacité de désinfection. Pour une concentration initiale en coliformes totaux de 45 000 UFC/g sec, la concentration finale est de 1 500 UFC/g sec après 20 minutes de traitement, diminue à 990 UFC/g sec après 40 minutes et atteint 750 UFC/g sec après 60 minutes. Cette réduction progressive confirme que l'augmentation du temps de traitement améliore l'efficacité de désinfection. Toutefois, la concentration obtenue est déjà inférieure au seuil réglementaire de 2 000 000 UFC/g sec pour les matières résiduelles fertilisantes de catégorie P1, indiquant que ce critère est respecté même avec des temps de traitement plus courts.

En ce qui concerne la consommation énergétique, elle augmente logiquement avec la durée du traitement. Pour un temps de 20 minutes, la consommation est de 2 797 Wh/m³. Elle atteint 5 661 Wh/m³ après 40 minutes et 7 500 Wh/m³ après 60 minutes. Cette tendance confirme que le prolongement du traitement alourdit les besoins énergétiques sans nécessairement induire d'amélioration substantielle de la déshydratation.

Ces résultats (tableau 10) montrent donc que le temps de traitement joue un rôle important dans la désinfection des boues, alors que son impact sur la siccité reste limité dans les conditions expérimentales testées. L'optimisation du temps de traitement devra ainsi tenir compte de l'équilibre entre le niveau de désinfection recherché et la maîtrise de la consommation énergétique.

Tableau 5.4 Effet du temps de traitement sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique

Intensité (A)	**0,5**	**0,5**	**0,5**
Temps (min)	20	40	60
pH	4	4	4
Siccité (%)	27	25	25
Coliformes totaux (UFC/g sec)			
Concentration initiale	45 000	45 000	45 000
Concentration finale	1500	990	750
Tension électrique (V)	8,4	8,5	7,5
Consommation énergétique (kwh/m^3)	2,797	5,661	7,500

5.4.5. Effet du pH en utilisant l'anode en BDD (ST =29,52 g/l)

L'influence du pH sur les performances de déshydratation et de désinfection des boues a été étudiée en maintenant constantes l'intensité de courant à 1 A et la durée de traitement à 20 minutes, avec une concentration initiale en solides totaux de 29,52 g/L. Deux conditions de pH ont été comparées, à savoir pH 4 et pH 7, afin d'évaluer l'impact de l'acidité du milieu sur l'efficacité du procédé électrochimique.

À noter que les résultats obtenus sont spécifiques à la concentration en solides totaux utilisée dans cette expérience. En effet, des boues avec une concentration en ST plus faible pourraient présenter une meilleure accessibilité aux espèces oxydantes générées, favorisant ainsi la désinfection et la solubilisation de la matière organique. À l'inverse, des boues plus concentrées pourraient limiter la diffusion des oxydants, réduire leur efficacité désinfectante et entraîner une plus faible amélioration de la déshydratation. L'effet du pH pourrait alors être amplifié ou atténué selon le niveau de concentration en matière sèche. Des essais supplémentaires à différentes teneurs en solides seraient nécessaires pour confirmer ces tendances et optimiser le procédé dans des conditions variées.

Les résultats montrent que le pH a un effet déterminant sur la performance de déshydratation. À pH 4, la siccité finale atteint 21,5 %, tandis qu'à pH 7, elle chute de manière significative à 12,5 %. Cette diminution importante de la siccité à pH neutre suggère que l'acidification du milieu

favorise la libération de l'eau contenue dans la matrice des boues, probablement en facilitant la rupture des liaisons entre la phase solide et l'eau interstitielle sous l'effet des oxydants générés. Le fonctionnement en milieu acide semble donc plus favorable à la séparation solide/liquide lors du traitement par électrolyse.

Concernant la désinfection, les résultats confirment également l'effet bénéfique d'un pH acide. Pour une concentration initiale en coliformes totaux de 5 400 000 UFC/g sec, la concentration finale obtenue à pH 4 est réduite à 600 000 UFC/g sec, alors qu'elle reste beaucoup plus élevée à pH 7, atteignant 3 800 000 UFC/g sec. Cette différence notable s'explique probablement par la nature des espèces oxydantes produites en milieu acide, notamment le chlore actif et les radicaux hydroxyles, dont l'efficacité est connue pour être supérieure dans des conditions acides. Le maintien d'un pH acide lors de l'électrolyse apparaît donc essentiel pour assurer une désinfection efficace des boues.

La consommation énergétique est également affectée par le pH. Elle est de 7 659 Wh/m³ à pH 4 et augmente à 11 193,6 Wh/m³ à pH 7, en raison principalement de l'augmentation de la tension électrique mesurée pendant le traitement. À pH acide, la conductivité de la solution est généralement plus élevée, réduisant ainsi la tension nécessaire pour maintenir l'intensité fixée, ce qui explique la diminution de la consommation énergétique.

L'ensemble de ces résultats (tableau 11) met en évidence l'importance du pH dans le procédé électrochimique. Le fonctionnement à pH 4 permet d'améliorer simultanément la siccité, la désinfection et de limiter la consommation énergétique, confirmant ainsi le rôle central de l'acidification dans l'optimisation des performances du traitement.

Tableau 5.5 Effet du pH sur la siccité, la désinfection et la consommation énergétique en utilisant une anode en BDD (ST =29,52 g/l)

pH	4	7
Intensité (A)	1	1
Temps de traitement (min)	20	20
Siccité (%)	21,5	12,5
Coliformes totaux (UFC/g sec)		
Concentration initiale	5 400 000	5 400 000
Concentration finale	600 000	3 800 000
Tension électrique (V)	*11,5*	*16,8*
Consommation énergétique (kwh/m^3)	7 659	11 193.6

5.4.6. Effet de l'électrolyte sur la désinfection et déshydratation en ajout de sel (ST =29,52 g/l)

L'effet de l'ajout d'électrolytes, en particulier de chlorure de sodium et de sulfate de sodium, sur l'efficacité de la désinfection et de la déshydratation des boues a été étudié en maintenant les paramètres suivants : une intensité de courant de 1 A, un temps de traitement de 20 minutes et un pH de 4, avec une concentration en solides totaux de 29,52 g/L. La solution électrolytique était enrichie à raison de 800 mg/L de chlorure de sodium et 1200 mg/L de sulfate de sodium afin d'évaluer l'influence directe de la concentration en sel sur les performances du procédé.

Les résultats présentés au tableau 12, montrent que l'ajout d'électrolytes a eu un effet bénéfique sur la déshydratation. La siccité finale mesurée atteint 27 %, soit une amélioration notable par rapport aux essais précédents effectués sans ajout d'électrolytes sous les mêmes conditions de pH, d'intensité et de durée de traitement. Cette amélioration peut être attribuée à l'augmentation de la conductivité du milieu provoquée par la présence de sels, facilitant la formation de flocs plus denses et la libération de l'eau contenue dans la matrice des boues.

L'effet positif de l'ajout d'électrolytes est également observé sur la désinfection. Pour une concentration initiale de coliformes totaux de 5 400 000 UFC/g sec, la concentration finale obtenue est de 260 000 UFC/g sec, soit une réduction significative. Cette diminution peut être expliquée par la formation accrue d'espèces oxydantes, telles que le chlore actif, favorisée par la présence d'ions chlorure et sulfate, ces derniers jouant également un rôle indirect dans la génération d'oxydants secondaires lors de l'électrolyse.

La consommation énergétique, dans ces conditions, est estimée à 4 920 Wh/m³, ce qui reste modéré par rapport aux valeurs mesurées lors d'essais à intensité équivalente sans ajout d'électrolytes. La réduction de la tension observée (7,4 V) est cohérente avec l'augmentation de la conductivité électrique du milieu grâce à la présence de sels, ce qui permet de limiter les pertes énergétiques et d'optimiser le rendement global du procédé.

Ainsi, l'ajout contrôlé d'électrolytes au milieu de traitement s'avère bénéfique tant pour l'amélioration de la déshydratation que pour l'efficacité de la désinfection, tout en permettant de limiter la consommation énergétique. Cette stratégie pourrait donc être envisagée dans l'optimisation globale du procédé électrolytique appliqué aux boues d'épuration.

Tableau 5.6 Effet de l'ajout d'électrolytes sur la déshydratation, la désinfection et la consommation énergétique des boues en utilisant une anode BDD

Intensité (A)	**1**
Temps (min)	20
pH	4
Siccité (%)	27
Concentration en sel (mg/l)	
Chlorure de sodium	800
Sulfate de sodium	1200
Coliformes totaux (UFC/g sec)	
Concentration initiale	5 400 000
Concentration finale	260 000
Tension électrique (V)	7,4
Consommation énergétique (kwh/m³)	4,920

5.4.7. Répétabilité du traitement électrolytique : duplicata en présence d'électrolytes

Afin d'évaluer la reproductibilité du procédé et la fiabilité des résultats obtenus, des tests en duplicata ont été réalisés en conservant des conditions opératoires constantes. Les essais ont été effectués avec une intensité de courant de 1 A, un pH de 4 et des ajouts d'électrolytes correspondant à 800 mg/L de chlorure de sodium et 1200 mg/L de sulfate de sodium. Deux temps de traitement, de 20 et 40 minutes, ont été testés, et chaque condition a été répétée deux fois pour vérifier la reproductibilité des performances.

Les résultats du tableau 13, montrent une bonne répétabilité en termes de siccité. Pour les essais de 20 minutes, la siccité obtenue est identique pour les deux tests, atteignant 29,9 %, tandis que pour les essais de 40 minutes, elle est légèrement plus variable, mais reste très proche, avec des valeurs de 26 % pour les deux répétitions. Cette stabilité confirme la fiabilité du procédé pour le conditionnement des boues, en particulier lorsqu'il est appliqué à un temps de traitement réduit.

Concernant la désinfection, les concentrations finales en coliformes totaux présentent également une très bonne concordance entre les duplicatas. Pour un temps de traitement de 20 minutes, la concentration finale en coliformes totaux est de 27 UFC/g sec pour les deux essais. Pour les traitements de 40 minutes, les concentrations finales sont respectivement de 10 et 9 UFC/g sec, traduisant une excellente reproductibilité. Ces résultats confirment la capacité du procédé à atteindre des niveaux de désinfection élevés et stables sous ces conditions.

La consommation énergétique est également cohérente entre les duplicatas, avec des valeurs très similaires. Pour les essais de 20 minutes, la consommation varie légèrement entre 4 125,8 et 4 462,2 Wh/m³. Pour 40 minutes de traitement, elle est comprise entre 10 257,1 et 11 988 Wh/m³. Les faibles écarts observés peuvent être attribués aux légères variations de tension enregistrées lors des essais, ce qui est courant en électrolyse.

Ces résultats représenter au tableau 13 démontrent la bonne reproductibilité du procédé électrolytique dans les conditions testées, tant pour la déshydratation que pour la désinfection et la consommation énergétique. Cette stabilité est un critère important pour envisager la mise en œuvre du procédé à plus grande échelle.

Tableau 5.7 Répétabilité du traitement électrolytique : influence du temps sur la déshydratation, la désinfection et la consommation énergétique des boues (anode BDD, pH = 4, I = 1 A, avec ajout d'électrolytes)

Intensité (A)	1	1	1	1
Temps (min)	20	20	40	40
pH	4	4	4	4
Siccité (%)	29	29	26	26
Concentration en sel (mg/l)				
Chlorure de sodium	800	800	800	800
Sulfate de sodium	1 200	1 200	1 200	1 200
Coliformes totaux (UFC/g sec)				
Concentration initiale	16 000	16 000	16 000	16 000
Concentration finale	27	27	10	9
Tension électrique (V)	6,7	6,2	9	7,7

Consommation énergétique (kwh/m³)	4 462,2	4 125,8	11 988	10 257,1

5.4.8. Effet de l'électrolyse sur l'ammonium, nitrates et phosphates

L'impact du traitement électrolytique sur les concentrations d'azote ammoniacal (NH_4^+), de nitrate (NO_3^-) et de phosphate (PO_4^{3-}) a été évalué dans le filtrat obtenu après déshydratation des boues, sous les conditions jugées optimales (pH 4, intensité de 1 A, temps de 20 minutes, anode BDD). L'objectif était de déterminer si l'électrolyse modifiait la disponibilité de ces éléments majeurs pour la valorisation future des boues.

Les données compilées figurent au tableau 14 montrent une augmentation marquée des concentrations de ces composés dans le filtrat après traitement. L'ammonium (NH_4^+) passe de 61,3 mg N/L dans le contrôle à 158 mg N/L et 152 mg N/L dans les deux essais, tandis que le nitrate (NO_3^-) passe de 0,48 mg N/L à environ 1 mg N/L. Le phosphate (PO_4^{3-}) connaît quant à lui une augmentation très significative, de 5,18 mg P/L dans le contrôle à 247 mg P/L et 264 mg P/L après traitement.

Ces résultats sont particulièrement intéressants dans la perspective de la valorisation des boues. La libération partielle de ces nutriments dans le filtrat ne correspond pas à une perte, mais au contraire, à une mobilisation de ces éléments, désormais sous forme plus facilement assimilable. Dans le cas du phosphate, cette libération importante est bénéfique, car ce nutriment reste souvent piégé dans la matrice solide des boues et difficilement disponible pour les plantes (Kim *et al.*, 2013). Le procédé électrolytique permet donc de le rendre partiellement soluble, ce qui pourrait améliorer la qualité fertilisante du produit final après traitement.

De plus, malgré l'oxydation partielle de l'ammonium (NH_4^+) en nitrate (NO_3^-), la majorité de l'azote reste sous forme ammoniacale, ce qui est favorable à la valorisation agronomique. En revanche, une partie du phosphate (PO_4^{3-}) peut précipiter ou être oxydée, ce qui est moins favorable à sa récupération. Le maintien des éléments nutritifs comme l'azote ammoniacal, même après électrolyse et séparation solide/liquide, représente donc un avantage notable du procédé, car il contribue à préserver le potentiel de valorisation des boues traitées en tant que fertilisant.

L'électrolyse, appliquée dans ces conditions optimales, assure non seulement la désinfection et la déshydratation des boues, mais permet également de conserver, voire de mobiliser, les

nutriments essentiels (azote et phosphore), favorisant ainsi leur valorisation en tant que matières résiduelles fertilisantes.

Tableau 5.8 Effet du traitement électrolytique sur les concentrations en ammonium, nitrate et phosphate dans le filtrat des boues municipales

	NH4 (mg N/L)	NO3 (mg N/L)	PO4 (mg P/L)
Limite de détection	0,01	0.01	0,002
Limite de détection incluant dilution A	1	0,1	0,02
Limite de détection incluant dilution B	-	-	2
Essai de control	61,3	0,48	5,18
Essai 1	158	0,96	247
Essai 2	152	1	264

5.4.9. Effet du traitement électrolytique sur les métaux lourds et éléments majeurs

Dans le cadre de cette étude, l'effet du traitement électrolytique sur la libération et des métaux lourds et des éléments majeurs a été évalué dans le filtrat obtenu après déshydratation des boues, sous les conditions optimales (pH 4, intensité de 1 A, durée de 20 minutes, anode BDD). L'objectif était de déterminer si le procédé avait un effet sur la solubilisation des métaux initialement liés à la phase solide et d'analyser le potentiel de valorisation du résidu liquide issu du traitement.

Les résultats présentés au tableau 15, ont permis de suivre les concentrations de dix éléments majeurs : aluminium (Al), arsenic (As), calcium (Ca), cadmium (Cd), cuivre (Cu), fer (Fe), potassium (K), sodium (Na), nickel (Ni) et phosphore (P). Les valeurs obtenues montrent que certains éléments, notamment Al, Ca, Na, K, Fe et P, ont connu une augmentation marquée de leur concentration dans le filtrat après traitement. Par exemple, l'aluminium est passé de 0,14 mg/L dans l'échantillon contrôle à 234 et 275 mg/L dans les deux essais, tandis que le phosphore est passé de 5,1 mg/L à 246 et 273 mg/L. Cette mobilité s'explique par la désintégration des flocs et la solubilisation des composés métalliques initialement liés à la matière organique sous l'effet de pH acide.

Selon Mollah *et al.* (2001), le traitement électrochimique favorise des mécanismes tels que la désorption, la dégradation de la structure colloïdale, et la modification des équilibres chimiques, qui peuvent entraîner la libération contrôlée de certains éléments métalliques. Ces phénomènes

sont particulièrement pertinents dans les matrices complexes comme les boues activées. De plus, l'utilisation d'anodes BDD permet la production *in-situ* de radicaux hydroxyles et autres oxydants puissants, qui agissent sur les liaisons organométalliques et facilitent leur transformation (Jeong et al., 2006).

Les métaux lourds d'intérêt environnemental tels que le cadmium (Cd) ou l'arsenic (As) sont restés en dessous des seuils de détection (< 0,006 mg/L et < 0,05 mg/L, respectivement), ce qui indique une absence de relargage problématique dans les conditions testées. Le cuivre (Cu) et le nickel (Ni), bien que détectés, demeurent à des concentrations largement inférieures aux limites environnementales et n'entravent en rien une réutilisation sécuritaire du filtrat.

L'augmentation des concentrations de certains nutriments comme le phosphore, le potassium, le calcium et le sodium peut même être considérée comme un avantage, car elle enrichit la fraction liquide du traitement en éléments fertilisants. En effet, le phosphore est souvent piégé dans les matrices solides des boues sous forme précipitée ou complexée. Sa remise en solution partielle augmente sa biodisponibilité, ce qui est particulièrement favorable à la valorisation agricole des produits issus du traitement.

Ainsi, les résultats obtenus montrent que le procédé électrolytique appliqué aux boues municipales permet non seulement d'assurer la désinfection et la déshydratation, mais également de préserver – voire d'améliorer – le profil chimique des résidus en libérant des éléments utiles à la fertilisation. Aucune accumulation problématique de métaux toxiques n'a été observée, ce qui confirme le caractère sécuritaire et prometteur du procédé pour la production de matières résiduelles fertilisantes (MRF) conformes aux objectifs de développement durable.

En conclusion, l'électrolyse constitue un traitement vert, à haut potentiel de valorisation, et parfaitement adapté aux enjeux modernes de gestion et de recyclage des boues municipales. Le tableau 15 illustre les concentrations mesurées pour dix éléments majeurs et métaux potentiellement préoccupants dans les boues traitées.

Tableau 5.9 Concentrations des métaux et éléments majeurs dans le filtrat après électrolyse

Élément	Limite de détection (mg/L)	Essai contrôle (mg/L)	Essai 1(mg/L)	Essai 2 (mg/L)
	0.01	0.14	234	275
As	0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Ca	1.0	31	157	143
Cd	0.006	<0.006	<0.006	<0.006
Cu	0.01	0.02	0.07	0.07
Fe	0.05	0.09	4.9	5.3
K	1.0	4	154	148
Na	1.0	15	129	136
Ni	0.01	0.04	0.27	0.35
P	0.02	5.1	246	273

6 CONCLUSION

La gestion des boues d'épuration municipales représente un enjeu environnemental, sanitaire et économique majeur. Dans ce contexte, ce travail avait pour objectif principal d'évaluer l'efficacité du traitement électrolytique comme solution permettant à la fois la désinfection et la déshydratation des boues.

Les résultats obtenus ont permis de démontrer que l'application d'une intensité de courant modérée (0,5 A), associée à un temps de traitement réduit (20 minutes), un pH acide (4), et une anode en diamant dopé au bore (BDD), permettait de répondre efficacement à ces deux objectifs.

Sur le plan sanitaire, la charge microbienne a été réduite à des niveaux conformes à la catégorie P1 du guide de gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF), ce qui valide le potentiel désinfectant du procédé. Sur le plan technique, la siccité des boues a atteint jusqu'à 29,9 %, améliorant significativement leur déshydratation par rapport à l'échantillon témoin (17,9 %).

Par ailleurs, le traitement électrolytique a favorisé la mobilisation de nutriments (azote ammoniacal et phosphate) dans le filtrat sous des formes biodisponibles, ouvrant la voie à une valorisation agricole potentielle. Aucun relargage préoccupant de métaux lourds n'a été observé, assurant ainsi la sécurité environnementale du procédé.

En somme, cette étude confirme que l'électrolyse est une technologie prometteuse pour le conditionnement des boues, conciliant désinfection, réduction du volume, valorisation des nutriments et protection de l'environnement. Ces résultats ouvrent la voie à des applications concrètes à l'échelle municipale, dans une logique d'économie circulaire et de gestion durable des matières résiduelles.

7 RECOMMANDATIONS

À la lumière des résultats obtenus, plusieurs recommandations peuvent être formulées afin d'optimiser le procédé de traitement électrolytique des boues et d'orienter les travaux futurs. Parmi celles-ci, on peut recommander de :

1. Tester le procédé à plus grande échelle

Des essais à l'échelle pilote ou semi-industrielle permettraient de valider les performances observées en laboratoire et de mieux évaluer la faisabilité opérationnelle en conditions réelles (débits continus, gestion des électrodes, conditions variables des boues).

2. Évaluer la durabilité et la régénération des électrodes

L'efficacité du traitement est fortement influencée par la nature des électrodes. Il serait utile d'étudier la durée de vie, les mécanismes de dégradation et les possibilités de régénération des anodes, notamment le BDD ou le Ti_4O_7 (H. Rekik et al, 2015), dans une perspective économique et durable.

3. Analyser les sous-produits de désinfection.

Bien que les résultats aient montré une efficacité microbiologique satisfaisante, une attention particulière devrait être portée à la formation potentielle de sous-produits oxydants (chlorates, perchlorates) afin de s'assurer de l'innocuité du procédé à long terme.

4. Poursuivre l'analyse de la valorisation agronomique

Les résultats ont montré une libération intéressante de nutriments (phosphore, ammonium). Des études supplémentaires, incluant des essais en sol ou sur plantes, pourraient confirmer le potentiel fertilisant des boues et du filtrat, en lien avec les critères MRF.

5. Intégrer une évaluation économique et environnementale globale

Il serait pertinent de réaliser une analyse de cycle de vie (ACV) du procédé incluant les coûts d'énergie, de réactifs, de maintenance des électrodes et l'empreinte environnementale. Cela permettrait de comparer objectivement l'électrolyse aux autres méthodes de traitement existantes.

8 RÉFÉRENCES

Anjum M., Al-Makishah N. H., Barakat M. A. (2016). Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. Process Safety and Environmental Protection 102:615-632. https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.05.022

Beauchesne I. (2003). Procédé de décontamination des boues d'épuration municipales: analyse de l'effet des conditions opératoires sur la performance du procédé. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada),

Beauchesne I. (2008). Enlèvement par voie électrochimique des métaux de boues d'épuration biologiques municipales. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada),

Bouguerra, S. (2023): Traitement électrochimique des boues municipales : Stabilisation et amélioration de la siccité (Mémoire de maîtrise, Institut national de la recherche scientifique – INRS, Québec, Canada). Disponible sur : https://espace.inrs.ca/id/eprint/378/1/T000356.pdf

Braguglia, C. M., Gianico, A., & Mininni, G. (2012) : Traitement par champ électrique pulsé pour améliorer la production de méthane à partir des boues d'épuration. Bioresource Technology, 123, 240–247. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.064

Bureau M.-A. (2004). Stabilisation et traitement électrochimique des boues d'épuration municipales et industrielles. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada),

Cárdenas-Talero J. L., Silva-Leal J. A., Pérez-Vidal A., Torres-Lozada P. (2022). The Influence of Municipal Wastewater Treatment Technologies on the Biological Stabilization of Sewage Sludge: A Systematic Review. Sustainability 14(10).

Chen X., Chen G., Yue P. L. (2000). Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. Separation and Purification Technology 19(1):65-76. https://doi.org/10.1016/S1383-5866(99)00072-6

Christian M. B. I., Sylvie K. A. T., Yves G. E. J. E., Zoungranan Y., Arsène T. L., Lynda E., Tchirioua E. (2024). Photocatalytic Decoloration of Methyl Orange by TiO₂ in Slurry. American Journal of Analytical Chemistry 15(11):347-356. https://doi.org/10.4236/ajac.2024.1511022.

Drogui et daghrir (2013): Une nouvelle avenue de désinfection des eaux : La voie électrolytique. Vecteur Environnement, pp. 24–27. Disponible en ligne : https://espace.inrs.ca/view/year/2013.html

Drogui P., Bureau M. A., Mercier G., Blais J. F. (2013). Effectiveness of electrooxidation process for stabilizing and conditioning of urban and industrial wastewater sludge. Water environment research 85(1):35-43.

Drogui, P., Blais, J. F., Mercier, G., Brar, S. K., & Lapointe, F. (2012) : Efficacité du procédé d'électrooxydation pour la stabilisation et le conditionnement des boues d'eaux usées urbaines et industrielles. Water Environment Research, 85(1), 35–43.. https://doi.org/10.2175/106143012X13407368628858

Drogui, P., Elmaleh, S., Rumeau, M., Bernard, C., & Rambaud, A. (2001) : Oxydation et désinfection par le peroxyde d'hydrogène produit dans une cellule à deux électrodes. Water Research, 35(13), 3235–3241. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00013-6

Eurostat. (2020): Production et élimination des boues d'épuration en Europe. Consulté sur https://www.eurostat.eu

Fytili D. & Zabaniotou A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 12(1):116-140. https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014

H. Rekik, L. Pichon, T. Teymoorian, H. Arab, S. Sauvé, M. A. El Khakani, P. Drogui, «Efficient electro-oxidation-based degradation of per- and polyfluoroalkyl (PFAS) persistent pollutants by using plasma torch synthesized pure-Magnéli phase-Ti4O7 anodes», Journal of Environmental Management, 370, 2024, 122929. Gouvernement du Québec. (2015). Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : critères de référence et normes de réglementation (Édition 2015, 216 p.). ISBN 978-2-550-72954-9.

Hawrylik, E. (2020) : Méthodes utilisées pour la désinfection des eaux usées et des boues d'épuration – Revue courte. Architecture Civil Engineering Environment, 13(2), 57–63. https://doi.org/10.21307/ACEE-2020-029

He Z., Zhou X., Wang W., Jin W., Han W., Liu W., Ding W., Chen Y., Feng X. (2021). Study on the Efficiency of On-Site Sludge Reduction Using Ti/SnO2-Sb and Ti/RuO2-IrO2 Electrodes Based on a Cell Lysis-Cryptic Growth System. Water 13(5).

https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mrf/

Hyrycz, M., Nowogoński, I., & Studziński, J. (2022) : Revue des floculants comme méthode efficace pour améliorer la déshydratation des boues municipales : Mécanismes, performances, facteurs influents et perspectives. Science of The Total Environment, 807, 150585. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150585

Israà H. & Djihane N. N. (Valorisation des boues de la station d'épuration de Bathioua Oran.

Jeong, J., Kim, J., & Yoon, J. (2006): Le rôle des espèces réactives de l'oxygène dans l'inactivation électrochimique des micro-organismes à l'aide d'une électrode en diamant dopé au bore. Environmental Science & Technology, 40(19), 6117–6122. https://doi.org/10.1021/es060998b

Junjie, L., Dapeng, L., & Hao, W. (2011) : Composition des boues issues des stations de traitement des eaux usées municipales. In Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Engineering (ICESE) (Vol. 8, pp. 43–47). https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.008

Khandegar V. & Saroha A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. Journal of environmental management 128:949-963. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043

Khanh Nguyen V., Kumar Chaudhary D., Hari Dahal R., Hoang Trinh N., Kim J., Chang S. W., Hong Y., Duc La D., Nguyen X. C., Hao Ngo H., Chung W. J., Nguyen D. D. (2021). Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge. Fuel 285:119105. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119105

Khellali, M., & Outahar, A. (2015). Caractérisation des boues déshydratées de la station d'épuration des eaux usées de Marrakech : Application à la valorisation. Mémoire de fin d'études, Université Cadi Ayyad.

Kim B., Gautier M., Buet A., Michel P., Gourdon R. (2013). Influence du pH sur la libération du phosphore accumulé dans les boues de surface d'un filtre planté de roseaux recevant des eaux usées traitées avec du FeCl3. Environnement, Ingénierie & Développement N°65 - Novembre(65). 10.4267/dechets-sciences-techniques.532

Kobya M., Can O. T., Bayramoglu M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. Journal of Hazardous Materials 100(1):163-178. https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00102-X

Krzysztof, K., Beata, B., & Piotr, K. (2016) : Présence de contaminants dans les boues d'épuration – Situation actuelle. Journal of Environmental Management, 203(3), 1126–1136. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.055

MDDELCC (2017) : Portrait de la gestion des matières résiduelles au Québec – Bilan 2015. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/bilan/portrait2015/portrait2015.pdf

MELCC (2021): Guide de gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF). Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Meunier, N., Drogui, P., Montané, C., Hausler, R., Mercier, G., & Blais, J. F. (2004) : Élimination des métaux dans le lixiviat de boues d'épuration par une technologie électrochimique. Environmental Technology, 25(9), 1141–1156. https://doi.org/10.1080/0959333042000209093

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2024): Guide de conception des ouvrages de traitement des eaux usées domestiques – Lagunage. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/domestique/9-lagunage.pdf

Mollah M. Y. A., Schennach R., Parga J. R., Cocke D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. Journal of Hazardous Materials 84(1):29-41. https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5

Moussavi, G., et al. (2019): Performance d'un système d'électrocoagulation-flottation pour le traitement des eaux usées domestiques en vue d'une réutilisation urbaine. Environmental Science and Pollution Research, 26, 1–10. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05234-5

Moussouni (2020). Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique. (UNIVERSITE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE HOUARI-BOUMEDIENE). https://elearning.centre-univ-mila.dz/a2025/pluginfile.php/86003/mod_resource/content/1/Cours%20Epuration.pdf

Müller, T. *et al* (2024). Thermal treatment of sewage sludge: Energy recovery and phosphorus recycling potential in large-scale applications. Environmental Technology Reports, 26, 101873. https://doi.org/10.1016/j.etr.2024.101873

Osman Y. B. (2022). Traitement électrochimique des eaux usées chargées en polluants émergents utilisant des anodes innovantes à coût maîtrisé. (Université de Haute Alsace-Mulhouse; Université de Carthage (Tunisie)).

Panizza M. & Cerisola G. (2001). Removal of organic pollutants from industrial wastewater by electrogenerated Fenton's reagent. Water research 35(16):3987-3992. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00135-X

Panizza, M., & Cerisola, G. (2008): Oxydation électrochimique comme traitement final des eaux usées synthétiques de tannerie. Environmental Science & Technology, 42(3), 884–889. https://doi.org/10.1021/es071739p

Pradel M. (2008). Analyses de cycle de vie (ACV) appliquées au traitement des boues d'épuration : état de l'art, bilan des connaissances et des impacts environnementaux. Sciences Eaux & Territoires (Spécial Ingénieries-EAT-24):81-93. https://revue-set.fr/article/view/6250

Rahmani et Messad (2020): Etude de valorisation des Boues issues des STEPS Cas de la STEP Beni Mered à Blida. Mémoire M.Sc de la Terre, Université Djilali Bounaama Khemis Miliana, 63p. Disponible à l'adresse : https://dspace.univ-km.dz/xmlui/handle/123456789/4953

Rahmani, AR, & Ebrahimi, A. (2020): Procédé d'électrocoagulation pour la désinfection des eaux usées. Journal of Environmental Management, 268, 110684. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110684

Recyc-Québec (2022): Les boues municipales : Fiche d'information pour la révision des plans de gestion des matières résiduelles (PGMR). Disponible en ligne : https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-info-boues-pgmr.pdf

Recyc-Québec. (2022). Portrait et performance de la gestion des matières résiduelles au Québec – Édition 2022. Gouvernement du Québec. [En ligne]. Disponible sur : https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca

RECYC-QUÉBEC. (2023). Bilan 2021 de la gestion des matières résiduelles – Matières organiques. Gouvernement du Québec. Consulté à l'adresse : https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2021-matieres-organiques.pdf

Romdhana M. H., Lecomte D., Ladevie B., Sablayrolles C. (2009). Monitoring of pathogenic microorganisms contamination during heat drying process of sewage sludge. Process Safety and Environmental Protection 87(6):377-386. https://doi.org/10.1016/j.psep.2009.08.003

Schmalz V., Dittmar T., Haaken D., Worch E. (2009). Electrochemical disinfection of biologically treated wastewater from small treatment systems by using boron-doped diamond (BDD) electrodes – Contribution for direct reuse of domestic wastewater. Water research 43(20):5260-5266. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.036

Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2014): Génie des eaux usées : traitement et valorisation des ressources (5e éd.). McGraw-Hill Education. https://doi.org/10.1036/0073401188

Ting W.-P., Lu M.-C., Huang Y.-H. (2009). Kinetics of 2,6-dimethylaniline degradation by electro-Fenton process. Journal of Hazardous Materials 161(2):1484-1490. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.119

Tran L. H. (2009). Destruction par voie électrochimique d'hydrocarbures aromatiques polycycliques contenus dans des matrices fortement contaminées. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada),

Vasudevan, S., *et al.* (2011): Études sur le traitement électrochimique des eaux usées textiles. Environmental Science and Pollution Research, 18(3), 473–481. https://doi.org/10.1007/s11356-010-0386-1

Ville de Montréal. (2021). Station d'épuration Jean-R.-Marcotte – Traitement des eaux usées. [En ligne]. Disponible sur : https://ville.montreal.qc.ca

Yamaoka M. & Hata K. (2003). Improvements in drying beds for non-concentrated sludge. Advances in Environmental Research 7(3):721-725. https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00031-X

Zhang L., Wang Y., Cheng L.-H., Xu X., Chen H. (2012). Concentration of lignocellulosic hydrolyzates by solar membrane distillation. Bioresource technology 123:382-385. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.064