

Suivi spatio-temporel annuel des écoulements d'eau et de
contaminants dans une infrastructure verte expérimentale par
imagerie géoélectrique

par

Alexis Luzy

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M. Sc. A.

MONTRÉAL, LE 15 MAI 2026

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Alexis Luzy, 2026



Cette licence Creative Commons signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette oeuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'oeuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE:

M. Adrien Dimech, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. François Duhaime, codirecteur
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Michel Baraer, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Christian Dupuis, examinateur externe
Département de géologie et de génie géologique à l'Université Laval

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 11 MAI 2026

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je souhaite exprimer ma sincère reconnaissance à mon directeur de recherche, le professeur Adrien Dimech, pour sa confiance, sa disponibilité et son soutien tout au long de mon projet. Ses précieux conseils, sa liberté accordée et l'ouverture dont il a fait preuve envers de nombreux projets parallèles m'ont permis de pleinement m'approprier ce travail et de développer mon goût pour la recherche. C'est en grande partie grâce à cet encadrement que j'ai décidé de poursuivre dans ce domaine en thèse. Je tiens également à remercier mon co-directeur François Duhaime pour sa disponibilité et la qualité de ses retours sur mes écrits, qui ont constitué un soutien précieux à ce travail. Je remercie également les membres du jury pour le temps consacré à la lecture et à l'évaluation de ce travail, ainsi que pour leurs retours et l'intérêt qu'ils lui ont accordé.

Merci également aux autres professeurs du projet, Janie Masse-Dufresne et Jean-Sébastien Dubé, pour leur implication soutenue, leur grande disponibilité et leurs qualités humaines, qui ont rendu le travail à leurs côtés particulièrement agréable. Malgré un projet très multidisciplinaire, complexe et jalonné d'imprévus, il en ressort une expérience agréable et enrichissante, marquée par un véritable esprit de collaboration. Merci également aux techniciens du département, Richard Prowt, Sébastien Ménard, Alexis Vadeboncoeur et Sylvain Bibeau, pour leur disponibilité et leurs idées, qui m'ont été d'une grande aide plus d'une fois.

J'aimerais également remercier les partenaires institutionnels du projet, la Ville de Montréal, pour avoir permis la réalisation du projet, ainsi qu'à la Ville de Laval, notamment Maxime Paradis, Adriana Giannini et David Phaneuf, pour leur disponibilité et leur intérêt pour la composante géophysique. Merci également à Stantec pour leur aide à l'installation de l'instrumentation, et à Abderrezak Bouchedda pour son accueil dans leur bureau et pour ses explications.

Un grand merci à mes camarades de maîtrise, dont certains avec lesquels je vais continuer de travailler, Rose-Anne, Leïla, Clarissa, Thomas, Jean-Luc, Thierry, Jonathan, Eole et Aaron. Plus largement, merci au laboratoire du LG4, au HC3 et au groupe de géophysique de polytechnique. Un merci tout particulier à Rose-Anne pour son soutien moral, pour sa prise en charge exemplaire

de nombreux dossiers du projet, et pour sa rigueur, qui m'a été précieuse à de nombreuses reprises. Merci également aux autres étudiants du projet, Adam, Kimberly, Houria, Maxime, Adel, Melissa, ce fut un plaisir de travailler avec vous.

Enfin, je remercie du fond du cœur mes parents, Florence et Philippe, ainsi que ma sœur, Marine, mon beau-frère, Théo et ma jeune nièce, Lou. Bien que de l'autre côté de l'Atlantique, votre support a beaucoup contribué à ma réussite et je ne saurais vous remercier suffisamment. Pour finir, un énorme merci à ma conjointe Thalia, pour son soutien indéfectible et sa présence dans ma vie, gros cœur à Maxou et Arthur.

Suivi spatio-temporel annuel des écoulements d'eau et de contaminants dans une infrastructure verte expérimentale par imagerie géoélectrique

Alexis Luzy

RÉSUMÉ

L'intensification des précipitations extrêmes, combinée à l'urbanisation croissante et à l'imperméabilisation des surfaces, exerce une pression accrue sur les systèmes de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Dans ce contexte, les infrastructures vertes (IV) sont de plus en plus déployées afin de réduire les débits de pointe à l'égout et favoriser l'infiltration passive. Toutefois, leurs comportements hydrogéochimiques saisonniers restent peu documentés, notamment en climat froid où les sels de voirie représentent une source importante de contaminants. Cette méconnaissance limite l'optimisation de leur conception et l'évaluation de leur impact sur les infrastructures souterraines et sur les milieux récepteurs.

Ce mémoire présente le suivi des variations de conductivité électrique volumique du sous-sol par tomographie de résistivité électrique en forage et en suivi continu (TL-ERT) dans et autour d'une IV située à Laval (Québec) dans l'objectif d'imager les mécaniques hydrogéochimiques du milieu. Ce dispositif est couplé à une instrumentation classique (piézomètres, sondes de teneur en eau et de température) et à un suivi géochimique et isotopique. Cette approche aide à caractériser les dynamiques d'infiltration sur l'ensemble du profil, là où les méthodes traditionnelles sont plus ponctuelles et plus sensibles à l'hétérogénéité.

Le projet a commencé par la finalisation des piézomètres électriques pour leur installation sur site. Une validation du bon fonctionnement de l'installation a été réalisée lors des premières imageries géoélectriques en avril 2024, permettant le début du suivi continu en automne la même année. Ce suivi a ensuite été automatisé par le déploiement d'un système sur mesure assemblé en interne basé sur le projet OhmPi, qui effectue plusieurs relevés journaliers depuis avril 2025. Le traitement des données repose sur une inversion géophysique incluant une correction des modèles de conductivité pour la température afin de garantir leur comparabilité à long terme. Enfin, l'utilisation de méthodes de regroupement de séries temporelles (TSC) a permis de synthétiser l'intégralité du jeu de données pour identifier des unités hydrogéologiques et aider à bâtir un modèle conceptuel de l'ouvrage sur un cycle saisonnier complet.

Les résultats mettent en évidence des dynamiques saisonnières complexes, fortement influencées par la fonte printanière. Les variations de conductivité électrique observées sont d'abord dictées par les mouvements de chlorures issus des sels de déglaceage, avant d'être principalement régies par les fluctuations de la teneur en eau dès la fin de la période estivale. Cette étude démontre que la TL-ERT en forage, appuyée par le TSC comme outil de synthèse, retranscrit très bien le comportement de l'IV à des échelles inaccessibles par les méthodes classiques.

Mots-clés: TL-ERT, hydrogéophysique, infrastructures vertes, classification automatique de séries temporelles

Temporal monitoring of geoelectric dynamics associated with water and contaminant flows in green infrastructure using electrical resistivity tomography.

Alexis Luzy

ABSTRACT

The intensification of extreme precipitation, combined with increasing urbanization and surface imperviousness, exerts growing pressure on urban stormwater management systems. In this context, Green Infrastructure (GI) are increasingly deployed to reduce peak hydraulic loads and promote passive infiltration. However, their seasonal hydrogeochemical behavior remains poorly documented, particularly in cold climates where the use of de-icing salts represents a significant source of contaminants. This lack of knowledge limits design optimization and the assessment of their impact on subsurface infrastructures and receiving environments.

This thesis presents the monitoring of subsurface geoelectrical dynamics using time-lapse cross-borehole electrical resistivity tomography (TL-ERT) within and around a GI located in Laval (Quebec) aiming to image the hydrogeochemical processes. This geophysical setup is complemented with conventional instrumentation (piezometers, water content and temperature probes) along with geochemical and isotopic monitoring. This approach helps characterize infiltration dynamics across the entire profile, whereas traditional methods provide only point-scale information.

The project began with the finalization of electrical piezometers for on-site installation. Validation of the installation's proper functioning was conducted during the first geoelectrical imaging in April 2024, allowing for the start of continuous monitoring in fall of the same year. This monitoring was subsequently automated through the deployment of a custom system developed in-house based on the OhmPi project, which has been providing multiple daily measurements since April 2025. Data processing is based on geophysical inversion incorporating a temperature correction of the conductivity models to ensure long-term data comparability. Finally, the use of Time Series Clustering (TSC) methods enabled the synthesis of the entire dataset to identify hydrogeological units and assist in building a conceptual model of the infrastructure over a full seasonal cycle.

The results highlight complex seasonal dynamics, strongly influenced by the spring melt. The observed variations in electrical conductivity are initially driven by the movement of chlorides from de-icing salts, before becoming primarily governed by fluctuations in water content starting from late summer onward. This study demonstrates that borehole TL-ERT, supported by TSC as a synthesis tool, accurately captures the behavior of the GI at scales that are inaccessible to conventional methods. This approach could be combined with multiphysics modeling to derive key engineering parameters.

Keywords: TL-ERT, hydrogeophysics, green infrastructures, time-series clustering

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
0.1 Mise en contexte de l'étude	1
0.1.1 Généralités sur les problèmes de surverses d'égouts	1
0.1.2 Essor des solutions fondées sur la nature	3
0.1.3 Impacts collatéraux sur les infrastructures	5
0.1.4 Origine du projet de recherche	8
0.2 Description du projet de recherche	12
0.2.1 Objectifs du projet	12
0.2.2 Retombées du projet	12
0.2.3 Contenu du mémoire	14
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	17
1.1 Notions d'hydrogéologie urbaine appliquées aux IV	17
1.1.1 Fonctionnement des Infrastructures Vertes	17
1.1.2 Instrumentation classique pour le suivi <i>in situ</i>	21
1.1.3 Limites des approches traditionnelles	26
1.2 Tomographie de résistivité électrique	28
1.2.1 Principe de la méthode	28
1.2.2 Applications de la TL-ERT dans des domaines apparentés	30
1.2.3 Cadre théorique et modélisation numérique	33
1.2.4 Paramètres clés de la méthode	34
1.2.5 Paramètres affectant la résistivité volumique du sol	40
1.2.6 Inversion géophysique	42
1.2.7 Correction de la température	46
1.2.8 Approches traditionnelles pour l'interprétation	47
1.3 Notions de classification automatique	48
1.3.1 Méthodes de classification automatique	48
1.3.2 Applications en géosciences	51
1.3.3 Classification de séries temporelles (TSC)	53
1.3.4 Indicateurs de qualité d'une partition	55
1.4 Conclusion sur la revue de littérature	57
CHAPITRE 2 DÉMARCHE DE RECHERCHE	59
2.1 Planification du projet de recherche	59
2.2 Méthodologie adoptée pour compléter les objectifs spécifiques	60
2.3 Présentation des articles	63
2.3.1 Article 1 : Étude du comportement hydrogéologique d'une infrastructure verte drainante par imagerie par tomographie à résistivité électrique continue et haute résolution	63

2.3.2	Article 2 : Comportement complexe d'une infrastructure verte urbaine imagé par tomographie de résistivité électrique en continu et regroupement de séries temporelles	64
CHAPITRE 3 STUDY OF THE HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOR OF A DRAINING GREEN INFRASTRUCTURE USING CONTINUOUS, HIGH-RESOLUTION ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY IMAGING		
3.1	Contextualisation de l'article 1	65
3.2	INTRODUCTION	66
3.3	SITE DESCRIPTION	67
3.4	METHODOLOGY	68
3.4.1	Cross-borehole ERT field instrumentation	68
3.4.2	Resistivity meter	68
3.4.3	Electric piezometer installation method	69
3.4.4	Geophysical installation validation	71
3.5	FIRST GEOPHYSICAL IMAGING OF THE GI	73
3.6	FUTURE STEPS	73
3.7	CONCLUSION	76
3.8	ACKNOWLEDGEMENTS	76
CHAPITRE 4 COMPLEX BEHAVIOUR OF AN URBAN GREEN INFRASTRUCTURE IMAGED USING TIME-LAPSE ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY AND TIME-SERIES CLUSTERING		
4.1	Contextualisation de l'article 2	77
4.2	Introduction	78
4.3	Methodology	82
4.3.1	Study site	82
4.3.2	Hydrogeological and geophysical instrumentation	82
4.3.3	ERT Data acquisition	84
4.3.4	Data quality	84
4.3.5	Inversion	85
4.3.6	Temperature correction	86
4.3.7	Time-lapse clustering	87
4.4	Results	87
4.4.1	Raw time-lapse apparent conductivity	87
4.4.2	Temperature corrected static bulk EC distribution	89
4.4.3	Time-lapse seasonal imaging	90
4.4.4	Rainfall events imaging	91
4.4.5	Clusters seasonal bulk EC variations	93
4.5	Discussion	95
4.5.1	Hydrogeochemical seasonal behavior of the GI	95
4.5.2	Relevance of TL-ERT and TSC in urban context	98

4.5.3	Limitations of the method and recommendations for further characterization	98
4.6	Conclusion	100
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE		103
5.1	Retour sur l'OS1 : Installation et validation des électrodes géophysiques	103
5.1.1	Finalisation des piézomètres électriques	103
5.1.2	Caractérisation du liquide de remplissage	104
5.1.3	Validation de l'installation	106
5.2	Retour sur l'OS2 : Développement d'un appareil de mesure d'une stratégie de suivi continu	107
5.2.1	Retour général sur le OhmPi	107
5.2.2	Protocole de relevé	113
5.3	Retour sur l'OS3 : Traitement du jeu de données géoélectrique	115
5.3.1	Méthode d'inversion des données	115
5.3.2	Méthode de correction de l'effet de la température	116
5.4	Retour sur l'OS4 : Interprétation des données et assemblage d'un modèle conceptuel	120
5.4.1	Inadéquation de l'indice de silhouette pour choisir une partition	120
5.4.2	Impact du pré-traitement des données sur les partitions obtenues	121
5.4.3	Approche de partition consensuelle pour la classification automatique ...	123
5.4.4	Nécessité d'une station météorologique	125
5.4.5	Caractérisation pétrophysique des sols extraits	126
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		129
6.1	Synthèse des travaux	129
6.2	Recommandations	131
ANNEXE I	CONCOURS DE VULGARISATION PAR AFFICHE ÉTS 2025	135
ANNEXE II	CONCOURS DE VULGARISATION PAR AFFICHE ÉTS 2026	137
ANNEXE III	PROPOSITION DE PROTOCOLE ADAPTATIF	139
ANNEXE IV	DONNÉES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE ET DE CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE MESURÉES PAR LES SONDÉS TEROS 12	141
ANNEXE V	MODÈLES DE TEMPÉRATURE VERTICAUX OBTENUS APRÈS CALIBRATION SUR LES DONNÉES DES SONDÉS TEROS 12	143
ANNEXE VI	RELEVÉ COMPLET SAS4000 DU 5 NOVEMBRE 2024	145
ANNEXE VII	RELEVÉ RÉCIPROQUE OHMPI DU 5 NOVEMBRE 2025	151

ANNEXE VIII COMPARAISON DES STATIONS MÉTÉO DU GRAND MONTRÉAL	155
BIBLIOGRAPHIE	157

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 0.1	Présentation des objectifs du projet de maîtrise	13
Tableau 5.1	Définition des protocoles pour une stratégie adaptative	114

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 0.1	4
<p>Nombre d'infrastructure végétalisée aménagées par région administrative du Québec et leur évolution par type depuis les années 2000</p>	
Figure 0.2	5
<p>Volume total de CSO par évènement de pluie pour les mois de juillet et août 2016 pour une distribution d'IV priorisant la rentabilité dans la partie sud de Montréal</p>	
Figure 0.3	7
<p>Concentration molaire de Na^+ vs Cl^- en entrée et en sortie d'une aire de biorétention, d'un bassin de biorétention et dans l'eau souterraine</p>	
Figure 0.4	10
<p>Résumé des différents projets étudiants du projet IV associé à leur planification temporelle</p>	
Figure 1.1	19
<p>Schéma des éléments principaux pour la conception d'une IV</p>	
Figure 1.2	20
<p>Schéma des paramètres principaux impactant le fonctionnement et l'efficacité d'une IV</p>	
Figure 1.3	22
<p>Schéma d'un infiltromètre Philip-Dunne modifié</p>	
Figure 1.4	23
<p>Schéma d'un piézomètre classique équipé d'une sonde de niveau d'eau ..</p>	
Figure 1.5	24
<p>Exemple d'étude pour évaluer l'impact d'une IV sur les niveaux d'eau ..</p>	
Figure 1.6	25
<p>Schéma d'un lysimètre à céramique poreuse</p>	
Figure 1.7	29
<p>Schéma du principe de l'ERT</p>	
Figure 1.8	31
<p>Évolution des publications scientifiques sur l'application de la TL-ERT ..</p>	
Figure 1.9	36
<p>Sensibilité des configurations classiques à trois électrodes</p>	
Figure 1.10	38
<p>Sensibilité des configurations classiques bipôle-bipôle</p>	
Figure 1.11	39
<p>Schéma électrique du principe de mesure ERT</p>	
Figure 1.12	41
<p>Schéma multi-échelles des différentes modes de conduction électrique ..</p>	
Figure 1.13	45
<p>Schéma explicatif du principe de l'inversion ERT</p>	

Figure 1.14	Principe de la classification automatique hiérarchique agglomérative (HAC)	50
Figure 1.15	Impact de la matrice de connectivité sur le processus de classification ...	52
Figure 1.16	Comparaison des stratégies de prétraitement pour la classification automatique HAC	54
Figure 1.17	Analyse de performance via l'indice de Silhouette et l'AMI pour $k = 2$ à 14 avec et sans matrice de connectivité	57
Figure 2.1	Planification par session du projet de maîtrise	59
Figure 2.2	Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 1	60
Figure 2.3	Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 2	61
Figure 2.4	Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 3	62
Figure 2.5	Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 4	63
Figure 3.1	Sky view of the GI and its instrumented profiles.	68
Figure 3.2	Berlier-Bergman geophysical instrumentation.	69
Figure 3.3	Electric piezometer installation method.	70
Figure 3.4	Ohmpi V23 setup for ER-Tempe-Cell continuous measurements.	71
Figure 3.5	Berlier-Bergman site setup for the first ERT measurement	72
Figure 3.6	Berlier-Bergman, survey protocols and pseudosections of the first imaging.	74
Figure 3.7	Berlier-Bergman, first geophysical static imaging.	75
Figure 4.1	Site study and instrumentation presentation	81
Figure 4.2	Raw data for the monitored period	88
Figure 4.3	Inverted and temperature corrected bulk EC images from November 5, 2024 and November 1, 2025	89
Figure 4.4	Seasonal imagine showing six inverted and temperature-corrected bulk EC images sampled between November 5, 2024 and November 1, 2025 .	91
Figure 4.5	Bulk EC relative variations following five rain events	92

Figure 4.6	Temporal variations of the clusters throughout the monitored period	94
Figure 4.7	Seasonal conceptual model of the green infrastructure	97
Figure 5.1	Finalisation des piézomètres électriques	103
Figure 5.2	Résultats de l'analyse type ER-TC des 6 mélanges de remplissage testés entre décembre 2023 et janvier 2024	105
Figure 5.3	Schéma de montage du résistivimètre OhmPi	108
Figure 5.4	Photo de l'installation finale du résistivimètre sur le site de Berlier-Bergman	109
Figure 5.5	Comparaison de l'ancienne version de la carte de mesure utilisée avec la version plus récente	110
Figure 5.6	Paramètres d'acquisitions utilisés depuis avril 2025	111
Figure 5.7	Écart relatif (%) entre le dernier relevé du SAS4000 et le premier du OhmPi suite à son installation	112
Figure 5.8	Comparaison des erreurs réciproques du SAS4000 et du OhmPi	112
Figure 5.9	Exemple de résolution temporelle insuffisante lors d'un léger épisode pluvieux succédant à 15 jours de sécheresse	114
Figure 5.10	Différentes configurations de mesures utilisées dans le protocole de mesure et leurs acronymes associés	115
Figure 5.11	Exemple d'artefact causé par l'inversion inversion avec régularisation temporelle	116
Figure 5.12	Méthodologie adoptée pour l'extrapolation des 3 modèles verticaux de température	117
Figure 5.13	Exemple illustrant les limites possibles de la méthodologie de correction de l'effet de la température en période hivernale 2025	118
Figure 5.14	Exemple de relation entre la résistivité électrique d'un sol et sa température en prenant en compte la fraction gelée	120
Figure 5.15	Analyse de performance via l'indice de Silhouette pour $k = 2$ à 14 pour les données du projet	121

Figure 5.16	Exemples des différentes partitions obtenues en variant le type de prétraitement et le nombre de cluster, avec les données du projet	122
Figure 5.17	Proposition de méthodologie pour de la classification automatique consensuelle	124
Figure 5.18	Exemple d'anomalie météo	125
Figure 5.19	Résultats de l'essai de caractérisation pétrophysique de six échantillons de sols extraits pendant l'installation des divers profils au site de Laval	126

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

AMI	Adjusted Mutual Information (Information Mutuelle Ajustée)
CB	Cement-Bentonite (Ciment-Bentonite)
CEC	Capacité d'échange cationique
CERIU	Centre d'expertise et de recherche en infrastructures urbaines
CSO	Combined Sewer Overflows (Surverses d'égouts unitaires)
EP	Electric Piezometer (Piézomètre électrique)
ERT	Electrical Resistivity Tomography (Tomographie de Résistivité Électrique)
ÉTS	École de technologie supérieure
FDR	Frequency Domain Reflectometry (Réflectométrie dans le domaine fréquentiel)
GE	Geophysical Electrodes (Électrodes géophysiques)
GMM	Gaussian Mixture Models (Modèles de mélange gaussien)
HAC	Hierarchical Agglomerative Clustering (Classification automatique hiérarchique agglomérative)
HW	Horizontal Wenner
IV	Infrastructures Vertes
LTC	Level, Temperature, Conductivity (Niveau, température, conductivité)
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs
MPD	Modified Philip-Dunne (Infiltromètre de Philip-Dunne modifié)
NBS	Nature Based Solutions (solutions fondées sur la nature)
OS	Objectif spécifique
PE	Piézomètres Électriques
PGD	Plan de gestion des débordements
RMS	Root Mean Square (Racine des erreurs carrées moyennes)
SAS4000	Résistivimètre développé par ABEM
SEU	Surverses d'Égouts Unitaires

XX

SI	Silhouette Index (Indice de silhouette)
TL-ERT	Time-Lapse Electrical Resistivity Tomography (Tomographie de Résistivité Électrique en suivi continu)
TSC	Time-Series Clustering (Classification de séries temporelles)
VW	Vertical Wenner

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

C_i	Concentration en contaminant i (Charge polluante entrante)
E	Champ électrique (V/m)
h_w	Hauteur de la nappe phréatique (m)
I_{AB}	Courant électrique injecté (A ou mA)
J	Densité de courant (A/m^2)
K	Facteur géométrique (m)
K_d	Coefficient de partage sol-eau
K_{sat}	Conductivité hydraulique à saturation (mm/h)
mA	Milliampère
mS/cm	Millisiemens par centimètre (unité de conductivité électrique)
mV	Millivolt
m	Modèle de résistivité
$\Omega \cdot m$	Ohm-mètre (unité de résistivité)
$\Phi(\mathbf{m})$	Fonction objective globale
ϕ	Porosité (sans unité)
ρ_{app}	Résistivité apparente ($\Omega \cdot m$)
S_w	Saturation en eau
σ	Conductivité électrique du milieu (S/m ou en pratique mS/cm)
σ_{25}	Conductivité corrigée à une température de référence de 25 °C
σ_{app}	Conductivité apparente (S/m ou en pratique mS/cm)
T	Température (°C)
V	Potentiel électrique (V)
ΔV_{MN}	Différence de potentiel mesurée (V ou mV)
λ	Paramètre de régularisation
χ^2	Chi-carré (erreur normalisée)

INTRODUCTION

0.1 Mise en contexte de l'étude

0.1.1 Généralités sur les problèmes de surverses d'égouts

Les surverses d'égouts unitaires (SEU) constituent une problématique croissante dans de nombreuses villes, notamment en Europe et en Amérique du Nord (Perry *et al.*, 2024; MELCCFP, 2023a), en particulier lorsque les réseaux d'égouts sont combinés et collectent simultanément les eaux usées et les eaux pluviales (Mailhot, Talbot & Lavallée, 2015). Lors d'événements de précipitations intenses, ces systèmes peuvent rapidement dépasser leur capacité maximale, entraînant des débordements et parfois un rejet d'eau vers un milieu récepteur proche (Statistics Canada, 2019; Mailhot *et al.*, 2015).

Bien que ce phénomène ne soit pas nouveau, il devient de plus en plus critique sous l'effet combiné du réchauffement climatique, de l'urbanisation rapide et du vieillissement des infrastructures (Sterling, Ducharme & Polcher, 2013; Bhaskar *et al.*, 2016; Gogien, Dechesne, Martinerie & Lipeme Kouyi, 2023). L'urbanisation croissante modifie en profondeur le cycle hydrologique naturel, notamment par l'augmentation des surfaces imperméables et la diminution marquée de l'infiltration vers les aquifères (Maliva, 2021). Parallèlement, le changement climatique se traduit par une intensification et une plus grande fréquence des événements de précipitations (Mailhot, Duchesne, Caya & Talbot, 2007; Fortier & Mailhot, 2015), par exemple, les projections pour l'Amérique du Nord anticipant une hausse significative du volume annuel total de ruissellement urbain dans les 30 prochaines années (Nodine, Conley, Riihimaki, Holland & Beck, 2024). Ces conditions accentuent la vulnérabilité des milieux urbains, caractérisés par une forte proportion de surfaces imperméables impliquant une capacité d'infiltration limitée (Cooley, Ryan & Smith, 2021; Jean, Morin, Duchesne, Pelletier & Pleau, 2021). De plus, si les SEU sont historiquement associées à la fonte printanière et aux pluies

estivales, les données récentes soulignent leur occurrence croissante durant la période hivernale (Statistics Canada, 2019; Teufel & Sushama, 2021).

Les conséquences environnementales et sanitaires de ces débordements sont largement documentées dans la littérature. Les événements de SEU représentent l'une des principales sources de contamination des eaux de surface et souterraines en milieu urbain, favorisant le transfert direct de polluants vers l'environnement (Olds *et al.*, 2018). Madoux-Humery *et al.* (2013) ont montré que, lors de ces épisodes, les concentrations de contaminants microbiologiques peuvent dépasser de plusieurs ordres de grandeur les seuils de sécurité pour la santé publique, augmentant par exemple significativement les risques d'exposition aux pathogènes d'origine fécale, tels que *E. Coli*. Ces contaminations peuvent se traduire par des fermetures temporaires de sites récréatifs et une dégradation de la qualité des ressources en eau utilisées pour l'alimentation humaine (Botturi *et al.*, 2021). À la contamination microbiologique s'ajoute une charge chimique importante. En climat froid, les sels de déglçage appliqués durant l'hiver s'accumulent dans les sols et sont relâchés lors de la fonte printanière, entraînant un transport de contaminants vers les eaux souterraines (Williams, Williams & Cao, 2000). Corsi, Graczyk, Geis, Booth & Richards (2010) ont observé une augmentation annuelle constante des concentrations de chlorures dans le débit de base des cours d'eau recevant des apports urbains, tandis que Cooper, Mayer & Faulkner (2014) ont mis en évidence les impacts de ces accumulations sur la végétation et les communautés microbiennes. Par ailleurs, le ruissellement urbain transporte divers polluants liés au trafic routier, notamment des métaux lourds tels que le zinc, le cuivre, le plomb et le cadmium (Westerlund & Viklander, 2006). Gooré Bi, Monette, Gasperi & Perrodin (2015) soulignent que les charges métalliques sont particulièrement élevées lors du premier flot suivant une période sèche.

Au-delà de leurs impacts environnementaux et sanitaires, les SEU entraînent également des conséquences économiques importantes (Perry *et al.*, 2024; Botturi *et al.*, 2021). Les événements

extrêmes récents, comme la tempête Debby d'août 2024, illustrent la vulnérabilité croissante des infrastructures urbaines québécoises face aux inondations et aux surverses d'égouts (Maliva, 2021; Nodine *et al.*, 2024). Avec des précipitations records et des coûts de dommages historiques, cet événement souligne l'impact économique majeur des défaillances des systèmes d'assainissement dans un climat changeant (BAC, 2024). Malgré l'abondance de travaux consacrés aux impacts des SEU, un cloisonnement subsiste entre l'étude des dynamiques hydrologiques urbaines à grande échelle et l'analyse des processus hydrogéochimiques à l'échelle de l'IV (Oswald *et al.*, 2023; Lim & Welty, 2018). Une meilleure compréhension de ces mécanismes apparaît indispensable pour évaluer leur rôle réel dans la mitigation des SEU et pour optimiser leur conception et leur implantation dans un contexte de changements climatiques s'accéléralant et d'urbanisation croissante.

0.1.2 Essor des solutions fondées sur la nature

Pour faire face aux défis exposés précédemment, exerçant une pression croissante sur les systèmes d'assainissement urbains, de nombreuses villes se tournent vers des solutions fondées sur la nature (nature based solutions ou NBS en anglais) afin de soutenir les infrastructures urbaines de gestion des eaux (Chen *et al.*, 2019a; Lapointe & Rochman, 2023). Un sous ensemble de ces NBS est regroupé sous le terme générique d'infrastructures vertes (IV) (Fletcher *et al.*, 2015). Ce terme englobe une large gamme de dispositifs aménagés ou semi-naturels, tels que les noues végétalisées, les jardins de pluie, les aires de biorétention ou encore les toits verts. Ces approches visent généralement à favoriser l'infiltration passive à travers des terreaux plus ou moins naturels afin de réduire le débit de pointe acheminé vers l'égout (Sprakman & Drake, 2021; MELCCFP, 2023a). Un objectif secondaire de ces dispositifs est de réaliser une filtration de l'eau. Paus, Morgan, Gulliver, Leiknes & Hozalski (2014) et Beral, Dagenais, Brisson & Kõiv-Vainik (2023) ont documenté des capacités de rétention élevées pour le chrome, le nickel, le plomb et le zinc dans les eaux de ruissellement traitées par ces systèmes. Plus généralement, en

favorisant la rétention temporaire des eaux pluviales, ces systèmes permettent de réduire la charge hydraulique et chimique exercée sur les réseaux d'égouts et de limiter la fréquence et l'intensité des débordements (Chen, Qin, Zheng & Fu, 2019b).

Au Québec, cette approche est progressivement intégrée aux politiques municipales de gestion des eaux pluviales. En 2023, le Service de l'eau de la Ville de Montréal a déposé un Plan de gestion des débordements (PGD) qui recommande explicitement le déploiement d'infrastructures vertes drainantes dans l'espace public, notamment le long des axes routiers (MELCCFP, 2023a). La Figure 0.1 présente l'évolution du nombre d'infrastructures vertes aménagées au Québec depuis l'an 2000, ainsi que leur distribution au sein des différentes régions administratives. On voit clairement une adoption généralisée à l'échelle de la province, notamment des aires de biorétention et des plantations en milieu minéralisé (dans ce contexte, minéralisé veut dire à proximité d'une surface pavée ou d'un trottoir), appuyant l'argument de leur efficacité, de leur polyvalence et de leur bonne intégration dans le paysage urbain (MELCCFP, 2023a).

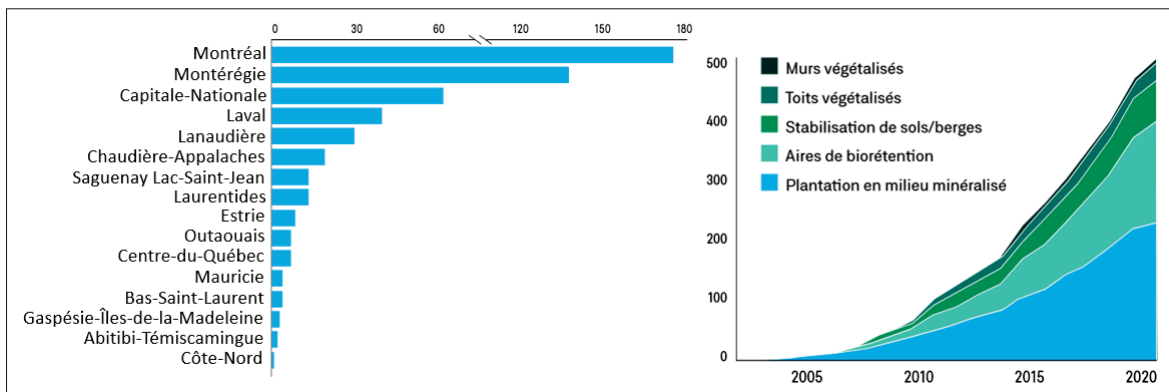


Figure 0.1 Nombre d'infrastructure végétalisée aménagées par région administrative du Québec (gauche) et leur évolution par type depuis les années 2000 (droite). Modifié de Frédette *et al.* (2023)

Assez récemment, plusieurs études ont cherché à évaluer le potentiel des IV à l'échelle du bassin versant urbain. Torres *et al.* (2021) et Jean, Morin, Duchesne, Pelletier & Pleau (2022) ont ainsi mis en évidence des diminutions significatives des débits de pointe et des volumes totaux de

débordements suite à une implantation d'infrastructures vertes. Jean *et al.* (2021) démontrent qu'une installation optimisée d'IV couplée à un pilotage dynamique des vannes de régulation pourrait permettre de réduire les volumes de débordement de plus de 90 % par rapport à une gestion statique. La Figure 0.2 présente plusieurs scénarios où les IV agissent comme un tampon initial qui lisse l'hydrogramme d'entrée, rendant les stratégies de contrôle en aval plus robustes et efficaces (Jean *et al.*, 2021).

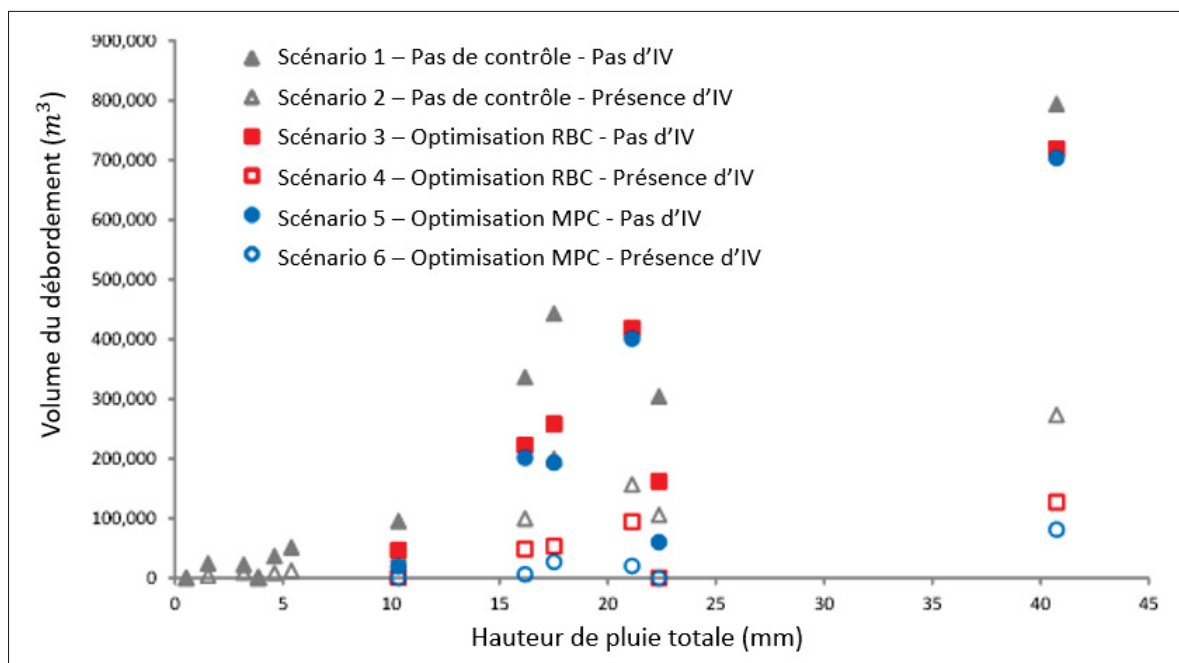


Figure 0.2 Volume total de CSO par évènement de pluie pour les mois de juillet et août 2016 pour une distribution d'IV priorisant la rentabilité dans la partie sud de Montréal. L'acronyme RBC pour "Rule-Based Control" désigne une stratégie ajustant les moyens de contrôle en fonction des niveaux d'eau en temps réel. MPC, pour "Model Predictive Control" complète cette gestion avec des prédictions météorologiques. Traduit de Jean *et al.* (2022)

0.1.3 Impacts collatéraux sur les infrastructures

L'application de sels de voirie dans les villes à climat froid constitue, en hiver, une charge géochimique majeure pour les IV, qui peuvent ainsi devenir des vecteurs de salinisation des aquifères (Radosavljevic *et al.*, 2024; Cooper *et al.*, 2014). En concentrant localement les flux

de contaminants dissous vers le sous-sol, ces ouvrages pourraient favoriser le transfert du chlorure vers les eaux souterraines, contribuant à un phénomène de salinisation qui est de plus en plus documenté à l'échelle mondiale (Shokri, Hassani & Sahimi, 2024; Hopmans *et al.*, 2021; Rengasamy, 2006).

Comme démontré à plusieurs reprises, les ions chlorure et sodium ne sont ni dégradés ni adsorbés de manière significative par le substrat (Denich, Bradford & Drake, 2013; Beral *et al.*, 2023). Burgis, Hayes, Henderson, Zhang & Smith (2020) ont mis en évidence, par des bilans de masse annuels, un transfert quasi-total de la charge en chlorure de la surface vers la nappe phréatique par les IV. La Figure 0.3 illustre clairement cette dynamique : alors que les concentrations en sodium montrent un certain degré de rétention entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage, les concentrations en chlorure demeurent équivalentes, confirmant leur caractère conservatif. L'eau souterraine sous les IV présente des concentrations élevées en chlorure, comme noté par Williams *et al.* (2000), témoignant de l'accumulation progressive de ces ions dans le sous-sol. Un autre risque potentiel de cette accumulation de sels est qu'elle peut entraîner la dispersion des argiles, déclenchant des phénomènes de sodicité qui colmatent progressivement la macroporosité et réduisent drastiquement, à terme, la perméabilité et la capacité d'infiltration de l'ouvrage (Oster & Shainberg, 2001).

L'accumulation de sels dissous augmente la conductivité électrique du sol, exacerbant ainsi un risque majeur en milieu urbain : la corrosion des conduites souterraines métalliques. En effet, la conductivité, lorsqu'elle est causée par une présence élevée de sulfure et d'ions de chlore, est le paramètre principal pour déterminer le taux d'agressivité d'un sol, tel que précisé dans la norme ANSI/AWWA C105/A21.5-99 (Liu, 2024). Une forte concentration en chlorure peut détruire la couche de passivation et entraîner une corrosion galvanique, particulièrement sur les conduites en fonte grise ou ductile (Pieper *et al.*, 2018; Wasim, 2018). Des analyses de défaillance et modélisations de durée de vie confirment d'ailleurs que l'agressivité électrochimique du milieu

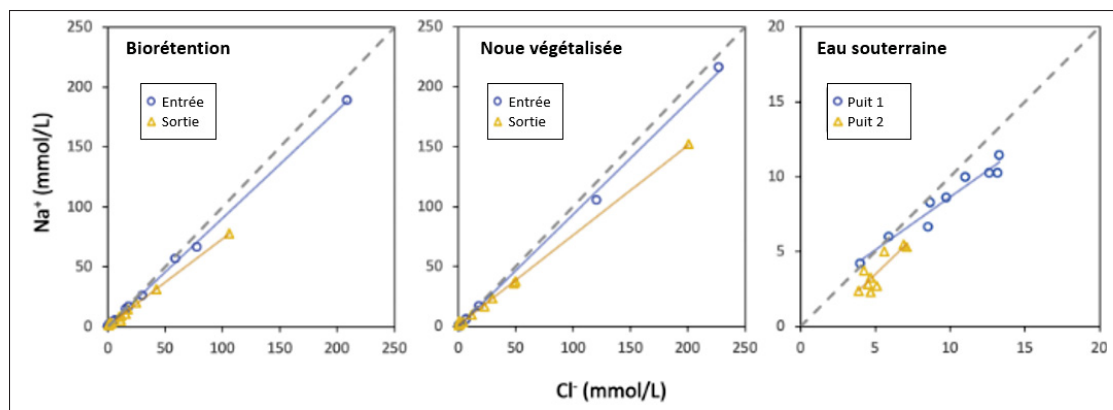


Figure 0.3 Concentration molaire de Na^+ vs Cl^- en entrée et en sortie d'une aire de biorétention, d'un bassin de biorétention et dans l'eau souterraine. Traduit de Burgis *et al.* (2020)

est le paramètre prédominant dans la vitesse de dégradation structurelle des réseaux d'eau potable (Rajani & Makar, 2000). Pour pallier ce problème lors de l'implantation d'infrastructures vertes non drainées à proximité immédiate des conduites, Dugué (2022) recommandent l'installation d'une membrane protectrice ou d'une plaque sacrificielle. L'intégration explicite de telles mesures de mitigation dans les guides de conception souligne l'importance et la réalité du risque de dégradation posé par la proximité de ces ouvrages.

Sur le plan hydrogéologique, cette infiltration par l'IV modifie localement la piézométrie. Tu & Traver (2019) ont démontré, grâce à un suivi piézométrique fin sous des jardinières de trottoir à Philadelphie, que ces ouvrages induisent une réponse rapide de la nappe phréatique. Ce rehaussement localisé peut engendrer des problèmes d'infiltration et d'humidité en cas de proximité immédiate avec des fondations de bâtiments (MELCCFP, 2023b).

Ces dynamiques diverses soulignent le double rôle des IV : bien qu'elles soulagent efficacement les réseaux d'égouts, elles transfèrent simultanément une charge de contaminants vers les eaux souterraines. Cette réalité impose de repenser leur implantation en milieu urbain dense,

nécessitant une surveillance accrue des interfaces sol-aquifère et une évaluation rigoureuse de leur espacement par rapport aux réseaux souterrains vulnérables.

0.1.4 Origine du projet de recherche

Le Québec fait face à un double défi consistant à gérer une urbanisation croissante tout en adaptant ses infrastructures aux projections climatiques indiquant une intensification des précipitations extrêmes (Teufel & Sushama, 2021; Bilodeau, 2023). Dans ce contexte, le déploiement d'infrastructures vertes drainantes s'inscrit comme une stratégie clé pour accroître la résilience des milieux urbains (Eckart, McPhee & Bolisetti, 2017; Oswald *et al.*, 2023). Cependant, leur intégration efficace nécessite une compréhension fine de leur fonctionnement *in situ*, tant à l'échelle du réseau urbain dans lequel elles s'insèrent qu'à celle de l'aménagement unitaire, le second étant souvent moins abordé dans la littérature (Hatt, Fletcher & Deletic, 2009; Eckart *et al.*, 2017).

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans un programme de recherche plus vaste, amorcé à l'automne 2023, en collaboration avec les villes de Montréal et de Laval. L'objectif global de ce partenariat est de répondre aux questionnements concernant l'influence des infrastructures vertes sur les eaux souterraines. Plus particulièrement, cela concerne des points précis tels que l'aire d'influence hydrogéologique et géochimique des IV, leur réponse à des événements de pluie majeurs ou à la fonte des neiges au printemps, ou encore l'évaluation de la pertinence d'y inclure des membranes géotextiles dans les plans de conception. Trois IV ont été instrumentées à l'aide de profils de forages répartis entre le trottoir, le centre de l'îlot végétalisé et la chaussée. L'instrumentation comprend des capteurs de teneur en eau, de température et de conductivité électrique du sol, des dispositifs d'échantillonnage en zone non saturée, ainsi que des piézomètres dédiés au suivi du niveau d'eau et à l'échantillonnage de l'eau souterraine. L'instrumentation hydrogéologique de ces sites est décrite de manière exhaustive dans le mémoire de Rose-Anne Farley (Farley, 2026).

Les deux sites situés sur l'île de Montréal (aux intersections Chabanel/Galinée et Waverly/Mozart) ont été exclusivement équipés de ce matériel hydrogéologique. Le troisième site, situé à Laval près de l'intersection des rues Berlier et Bergman, se distingue par l'intégration d'un suivi géophysique continu par tomographie de résistivité électrique (TL-ERT) en forage, dont l'installation et l'analyse font l'objet du présent mémoire. En complément de l'acquisition en continu, des campagnes d'échantillonnage des eaux souterraines sont conduites à une fréquence quasi-mensuelle depuis l'automne 2023, avec une pause hivernale et une reprise à la suite des premières pluies printanières.

Comme l'illustre la Figure 0.4, ce programme de recherche s'appuie sur les contributions de plusieurs projets étudiants structurés autour de plusieurs thèmes : l'instrumentation, l'échantillonnage, l'essai d'ennoiement, la modélisation et enfin la caractérisation des sols. L'installation de l'instrumentation hydrogéologique et géochimique des trois sites a été réalisée dans le cadre d'un projet de maîtrise en recherche, marquant le début de l'acquisition de données au cours de novembre 2023 (Farley, 2026). Plus récemment, un projet consacré à l'évaluation des méthodes d'installation des lysimètres a cherché à apporter des réponses à certains questionnements, notamment en lien avec l'échantillonnage de l'eau en zone non saturée (Diaw, 2026). En matière d'échantillonnage, les campagnes de terrain et les analyses chimiques et isotopiques en laboratoire ont visé à documenter la dynamique des eaux et des contaminants au cours des saisons (Mehdaoui, 2025; Labassi, 2025). L'essai d'ennoiement, réalisé le 13 novembre 2024, et l'acquisition des données associées avaient pour objectif de reproduire la réponse de l'IV à un évènement de pluie majeur, notamment avec l'utilisation d'un traceur à base de sels de bromure (Alwan, 2025; Joseph, 2025). Le volet de modélisation numérique, réalisé sur COMSOL, a d'abord simulé les réponses des IV à des précipitations (Farley, 2026), puis a exploité les données de traçage au bromure (Alwan, 2025) et de transport des contaminants (Bordage, 2026) afin d'intégrer les observations de terrain dans un cadre physique cohérent.

Objectif général : Évaluer l'influence des infrastructures vertes sur les conditions d'eau souterraine.			2022			2023			2024			2025			2026		
Étudiant(e)	Cadre	Thème général	H	E	A	H	E	A	H	E	A	H	E	A	H	E	A
Slim Rihai	Msc. A	Influence de la compacité sur la structure des portes et le transport du chlorure dans les terreaux															
Rose-Anne Farley	Msc. A	Instrumentation hydrogéologique classique des IVD et modélisation de leur réponse à des événements pluvieux															
Alexis Luzy	Msc. A	Instrumentation géophysique et traitement des données TL-ERT															
Kimberly Liu	M. Ing.	Analyse du taux d'agressivité des sols extraits															
Houria Wahiba Mahdaoui	M. Ing.	Développement d'un cadre d'interprétation géochimique															
Yannick Ngom	M. Ing.	Caractérisation des relations reliant la résistivité et la teneur en eau															
Maxime Langlois	Stage B. Ing.	Caractérisation de la perméabilité des terreaux à l'aide du perméamètre de Guelph															
Adam Alwan	M. Ing.	Mise en place d'un essai d'ennoiement et modélisation du transport du bromure															
Rose Margarete Joseph	M. Ing.	Mise en place d'un essai d'ennoiement															
Melissa Bordage	M. Ing.	Modélisation du transport de contaminant															
Adel Labassi	Stage B. Ing.	Echantillonnage et analyse en laboratoire															
Serigne Modou Diaw	M. Ing.	Méthode d'installation des lysimètres															
Jonathan Van Hanja	PhD.	Évaluation de l'influence des IVD sur la recharge et la qualité des eaux souterraine en milieu urbain, par une approche multi-méthode															

Figure 0.4 Résumé simplifié des différents projets étudiants ayant eu lieu dans le cadre du projet IV, et leur planification temporelle. Les cases en gris concernent les projets allant se poursuivre en doctorat

La caractérisation des sols extraits lors de l'installation a porté sur l'analyse de la sensibilité des substrats à la compaction (Riahi, 2024), sur la mesure de la conductivité hydraulique *in situ* au perméamètre de Guelph (Langlois, 2024), sur l'évaluation du potentiel d'agressivité des sols (Liu, 2024), ainsi que sur la calibration de relations entre la conductivité électrique et la teneur en eau pour aider l'interprétation géophysique (Ngom, 2025). Enfin, l'installation géophysique, l'acquisition de données et leur traitement ont été réalisés dans le cadre du projet de maîtrise dont fait l'objet ce mémoire.

L'efficacité réelle des infrastructures vertes (IV) demeure difficile à évaluer *in situ* à l'aide des méthodes traditionnelles (Lim & Welty, 2018; Mason, Schmidt & Kerkez, 2023), entretenant ainsi des incertitudes quant à leur performance, leur durabilité et leur conception. Les sondes ponctuelles, bien qu'offrant une haute résolution temporelle, sont sensibles à l'hétérogénéité du

milieu. Les méthodes d'échantillonnage d'eau souterraine ou en zone non saturée, quant à elles, s'avèrent chronophages et fortement impactées par la méthode utilisée, et les essais hydrauliques nécessitent une logistique lourde.

Face aux lacunes de ces méthodes, la tomographie de résistivité électrique en continu (TL-ERT) s'impose comme une approche complémentaire prometteuse. Cette méthode est aujourd'hui bien établie en hydrogéochimie environnementale (Dimech *et al.*, 2022). Son approche volumique permet d'investiguer des volumes beaucoup plus étendus que les méthodes ponctuelles, limitant ainsi l'influence de l'hétérogénéité des milieux urbains (Bonneau *et al.*, 2018; Shuster *et al.*, 2021). Si de récentes études ont démontré la pertinence de l'ERT pour évaluer les dynamiques de sels de voirie en milieu urbain (Hodgins, Robinson, Roy & Power, 2023; Pope, Toran, Caplan & Nyquist, 2025), celles-ci s'appuient exclusivement sur des dispositifs de surface. L'originalité du présent projet réside dans le déploiement d'une configuration en forage, conservant une très grande sensibilité en profondeur (Loke, 2018). Cette approche, inédite dans le contexte des IV, permet une imagerie volumique continue et à très haute résolution, pertinente pour suivre le transport des contaminants issus des sels de voirie (Slater, Binley, Daily & Johnson, 2000; Kuras *et al.*, 2009).

Toutefois, le déploiement de la TL-ERT se heurte à ses propres limites : le coût prohibitif de l'instrumentation commerciale qui doit rester immobilisée sur site, la nature multidimensionnelle des jeux de données générés et la difficulté d'en extraire une interprétation hydrogéologique claire. Pour surmonter ces obstacles, ce projet propose plusieurs solutions. D'une part, la barrière financière est contournée par la fabrication d'un système d'acquisition libre de droits basé sur le projet OhmPi (Clement *et al.*, 2020; Blanchy *et al.*, 2024). D'autre part, la multidimensionnalité des données est réduite à l'aide de méthodes de classification automatique de séries temporelles (time-series clustering en anglais). Cette technique d'analyse permet d'identifier les zones du sous-sol présentant des variations temporelles distinctes, ce qui facilite leur interprétation en

synthétisant les dynamiques observées et en permettant leur analyse conjointe avec les niveaux d'eau et les événements météorologiques. Cette démarche vise à aboutir sur la construction d'un modèle conceptuel de l'IV basé sur les données géophysiques. À terme, ces travaux posent les jalons méthodologiques nécessaires à l'intégration de données géoélectriques abordables dans des modèles multiphysiques, afin d'affiner l'estimation des paramètres clés du sous-sol urbain.

0.2 Description du projet de recherche

0.2.1 Objectifs du projet

L'objectif principal de ce projet est de réaliser un suivi temporel des dynamiques de conductivité électrique volumique associées aux écoulements d'eau et de contaminants dans une infrastructure verte drainante par imagerie géoélectrique continue sur un cycle annuel complet. Afin de préciser les étapes nécessaires à la réalisation de cet objectif, celui-ci a été décomposé en 4 objectifs secondaires, présentés dans le Figure 0.1.

0.2.2 Retombées du projet

Ce projet apporte une réponse concrète aux limites des méthodes traditionnelles en proposant une approche novatrice articulée autour de trois points.

Premièrement, ce travail présente le déploiement d'un système d'imagerie géophysique 2D en forage, opérationnel depuis bientôt deux ans maintenant (OS1). Unique au Canada, ce dispositif innovant offre une résolution spatio-temporelle inédite pour l'étude des IV. En s'inscrivant dans la continuité des travaux visant à démocratiser l'instrumentation libre de droit (Clement *et al.*, 2020; Blanchy *et al.*, 2024; Basson, Broekman & Jacobsz, 2021; Mercier, Dupuis & Giroux, 2023), la démonstration d'une installation fonctionnelle mettant à profit le projet OhmPi lève un verrou technologique majeur (OS2). Ce projet démontre qu'une solution à faible coût, contrôlable à

Tableau 0.1 Présentation des objectifs du projet de maîtrise

Objectif principal : OP	Suivi temporel des dynamiques de conductivité électrique volumique associées aux écoulements d'eau et de contaminants dans une infrastructure verte drainante par imagerie géoélectrique.
Objectif secondaire #1 : OS1	Préparer, installer et valider les électrodes géophysiques sur le site étudié puis mettre en place un suivi continu avec le SAS4000.
Objectif secondaire #2 : OS2	Développer un instrument de suivi TL-ERT basé sur le modèle OhmPi puis poursuivre le suivi en continu.
Objectif secondaire #3 : OS3	Définir une méthodologie de traitement des données géoélectriques par inversion géophysique intégrant une correction de la température.
Objectif secondaire #4 : OS4	Identifier les unités hydrogéologiques par TSC et bâtir un modèle conceptuel de l'IV sur un cycle saisonnier complet.
Livrables intermédiaires #1 : OC1	Rédaction d'un article de conférence : GéoMontréal 2024
Livrables intermédiaires #2 : OC2	Présentation des premières données TL-ERT à une conférence : EGU 2025
Livrables intermédiaires #3 : OC3	Rédaction d'un article de journal : Luzy et al. 2026

distance, peut fournir des données de qualité comparable à celles des équipements commerciaux. Cette avancée ouvre la voie à une multiplication de sites instrumentés et d'équipements de laboratoire, essentiels pour capturer la grande variabilité spatiale des processus en milieu urbain (Lim & Welty, 2018) et permettre une caractérisation pétrophysique avancée des sols extraits (Saneiyan, Gimenez, Siegenthaler & Slater, 2024; Dimech *et al.*, 2023).

Deuxièmement, le projet a permis de développer une méthodologie de traitement de données robuste et automatisée (OS3). La mise en place de codes spécifiques pour l'inversion des données, la correction pour la température et l'application de méthodes d'apprentissage non supervisé a garanti l'analyse efficace des 1850 relevés acquis à ce jour. Cette méthodologie constitue une base solide pour le groupe de recherche, facilitant l'intégration future de nouvelles méthodes d'analyse ou de jeux de données additionnels.

Troisièmement, l'analyse de ces données géophysiques et piézométriques a abouti à la construction d'un modèle conceptuel saisonnier de l'ouvrage (OS4). Une telle caractérisation *in situ* reste rare dans la littérature, la complexité des interactions souterraines et le manque de données haute résolution limitant souvent la compréhension du parcours réel de l'eau infiltrée (Kaushal & Belt, 2012; Hamel, Fletcher, Walsh & Plessis, 2011; Bonneau *et al.*, 2018; Mason *et al.*, 2023). Ce modèle, bien que préliminaire, apporte des réponses inédites sur les processus géochimiques, notamment la dynamique des sels, qu'il était difficile d'évaluer par le seul échantillonnage en zone non saturée ou plus profond sous la nappe. De plus, le système s'est distingué par sa robustesse et son autonomie : contrairement aux systèmes d'acquisition connectés aux sondes, qui ont subi des défaillances (noyades, épuisement des piles), le dispositif géophysique a assuré une continuité de service sans perte de données (après une période de correctifs).

En somme, ces travaux posent les jalons d'une méthodologie performante et complémentaire aux approches traditionnelles pour caractériser le transport des contaminants dans des contextes urbains complexes. La pertinence de cette preuve de concept dépasse le cadre académique : la qualité des résultats et la fiabilité du dispositif ont convaincu les partenaires municipaux et institutionnels de déployer une instrumentation similaire sur d'autres sites. À terme, cette approche pourrait être couplée à des modèles multiphysiques pour une calibration plus robuste des paramètres hydrogéochimiques (Hermans *et al.*, 2023).

0.2.3 Contenu du mémoire

Le mémoire est structuré en sept chapitres distincts et s'articule autour de deux contributions scientifiques. À la suite du chapitre introductif, une revue de littérature (Chapitre 1) permet de préciser les aspects techniques et les bases théoriques afin que chaque lecteur dispose des références nécessaires à la compréhension des travaux. Le Chapitre 2 présente la méthodologie générale du projet, incluant une planification temporelle des différentes étapes. Les Chapitres 3 et 4 rassemblent les principaux livrables scientifiques du projet. Le Chapitre 3 correspond à un article

rédigé pour la conférence GeoMontréal 2024 et se concentre sur l'installation de l'instrumentation géophysique à l'automne 2023, ainsi que sur la validation de son bon fonctionnement à partir du premier jeu de données acquis en avril 2024, participant à l'avancement de l'OS 1. Le Chapitre 4 présente un article soumis dans la prestigieuse revue *Journal of Hydrology*, complète l'OS 1 et répond aux OS 2, 3 et 4 en exposant la méthodologie de traitement des données géoélectriques ainsi que le modèle conceptuel hydrogéologique et géochimique développé à partir de l'analyse de ces résultats. Le Chapitre 5 contient les discussions relatives aux différents OS suite aux travaux réalisés, tandis que le Chapitre 6 conclut le mémoire et propose des perspectives et recommandations pour la poursuite du projet.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente les principaux cadres théoriques nécessaires à la compréhension des deux articles constituant ce mémoire de maîtrise. Il s'appuie sur les ressources scientifiques mobilisées tout au long du projet afin de définir les concepts, les équations et les bases méthodologiques utilisés aux différentes étapes. Sans viser l'exhaustivité, cette revue met l'accent sur les éléments essentiels à l'interprétation des résultats et à la cohérence de l'approche adoptée.

1.1 Notions d'hydrogéologie urbaine appliquées aux IV

1.1.1 Fonctionnement des Infrastructures Vertes

Les infrastructures vertes (IV) visent à rétablir un régime hydrologique plus proche des conditions naturelles en favorisant l'infiltration, la rétention et l'évapotranspiration des eaux de ruissellement (Miles & Band, 2015; Fletcher *et al.*, 2015). Au Québec, leur déploiement s'inscrit dans un cadre stratégique et réglementaire de plus en plus structuré. À l'échelle municipale, le Plan Climat 2020-2030 de la Ville de Montréal (Ville de Montréal, 2025) reconnaît les IV comme un levier prioritaire d'adaptation aux changements climatiques. À l'échelle provinciale et municipale, le Guide d'intégration de la gestion durable des eaux pluviales (2e édition) du CERIU (Sebti, Bennis, Modieli & Ambros, 2023) précise les principes de planification et de conception favorisant la gestion à la source et la hiérarchisation des pratiques de contrôle.

Dans ce contexte réglementaire québécois, la transition vers des approches fondées sur la nature est également encadrée par des exigences visant la réduction des fréquences de débordement, tel que stipulé dans le Guide de gestion des débordements et des dérivations d'eaux usées du MELCCFP (MELCCFP, 2023b). Le guide de conception des infrastructures vertes sur rue de la Ville de Montréal (Dugué, 2022) propose une typologie détaillée des ouvrages, incluant principalement les aires de biorétention et les noues végétalisées. Les aires de biorétention

correspondent à des cellules végétalisées de faible emprise, souvent intégrées aux saillies de trottoir, conçues pour maximiser l'infiltration verticale à travers un substrat filtrant.

La Figure 1.1 synthétise les principaux éléments constitutifs d'une infrastructure verte, tels que décrits dans les guides de référence récents (Dugué, 2022; MELCCFP, 2023a), et met en évidence leur rôle fonctionnel dans la gestion des eaux pluviales. L'eau entre dans le système par un trottoir abaissé, ou a lieu un prétraitement grossier généralement effectué par un caniveau à sédiments (élément n°1), ou parfois par un enrochement, afin de limiter l'afflux de matières en suspension et de débris routiers. Cette étape est primordiale pour capter les particules grossières et les abrasifs avant qu'ils n'atteignent le substrat, prolongeant ainsi la durée de vie hydraulique de l'ouvrage en limitant le colmatage de surface (Sprakman & Drake, 2021; MELCCFP, 2023a). En cas de faible pluie, l'eau est drainée sous le niveau de la grille via une barbacane (élément n°7), tandis que lors d'événements plus importants, l'eau déborde du caniveau pour s'écouler dans l'aire d'infiltration. Une fois dans l'ouvrage, le ruissellement traverse une couche de surface (élément n°2) d'une épaisseur de 5 à 10 cm, servant à protéger le substrat contre l'érosion. Cette couche est généralement faite de matériaux biodégradables tels que de la paille, des fibres de noix de coco ou des copeaux de bois (Dugué, 2022).

L'eau s'infiltré ensuite dans la couche de substrat, aussi appelée terreau (élément n°3), d'une épaisseur typique de 100 cm et avec une dépression au centre de 20 à 35 cm. Ce milieu remplit un double rôle de soutien à la croissance des végétaux et de stockage temporaire de l'eau jusqu'à son infiltration complète dans un délai de 48 à 96 heures (Dugué, 2022). L'efficacité du système de biorétention dépend d'un équilibre entre les flux entrants et sortants, intimement lié au ratio entre l'aire de la surface drainée (éléments n°5a) et l'aire d'infiltration (éléments n°5b) (Dugué, 2022). Les volumes excédentaires générés par de très fortes précipitations sont gérés par un trop-plein (élément n°8) redirigeant vers l'égout.

Dans certains cas, une gestion des flux latéraux ou horizontaux spécifiques est nécessaire. Cette gestion est assurée par une membrane géotextile (élément n°4) afin de protéger les infrastructures adjacentes (fondations de chaussée, bâtiments, conduites en fonte ductile) contre des infiltrations

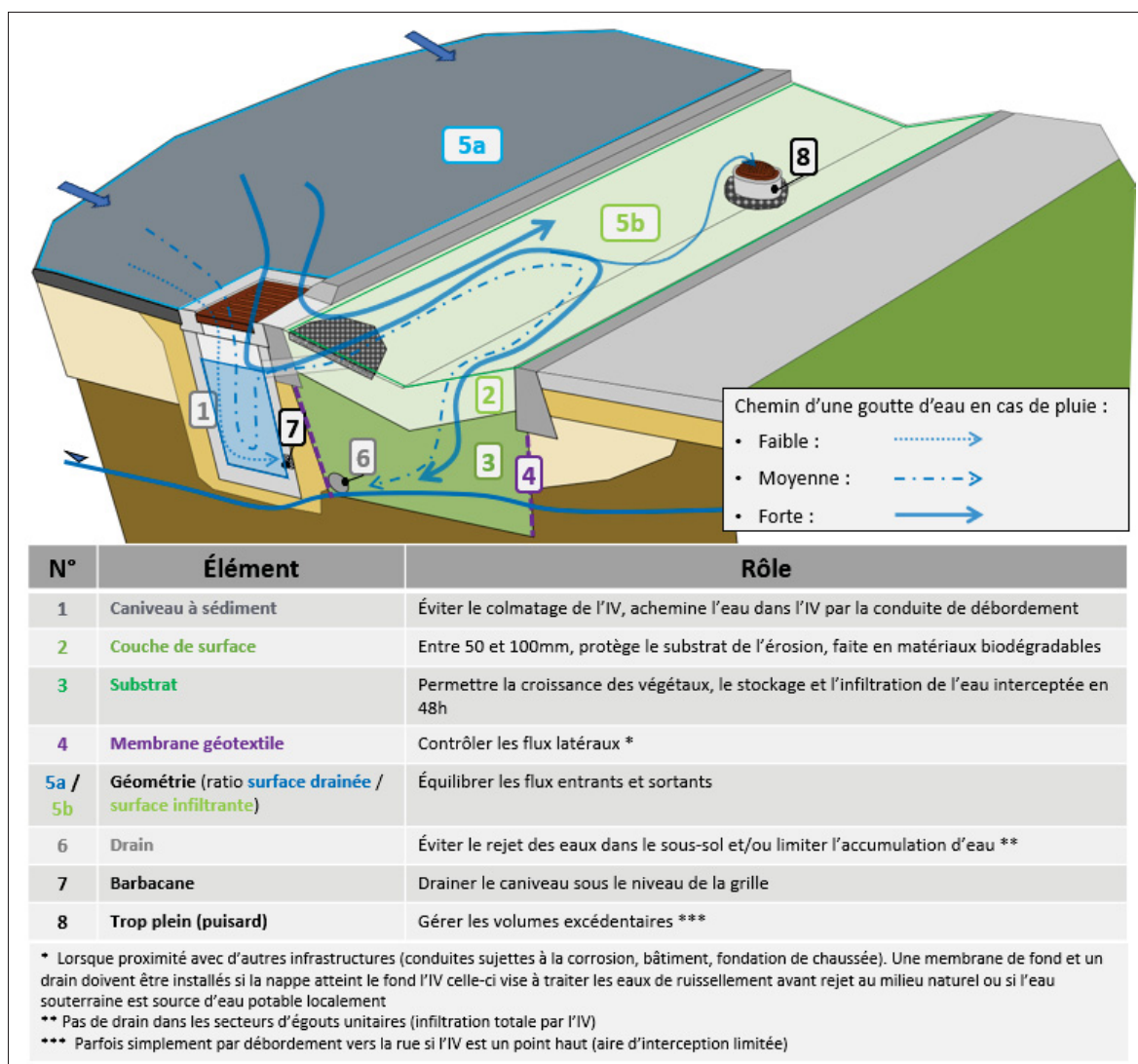


Figure 1.1 Schéma présentant les éléments principaux pour la conception d'une IV. Modifié de Dugué (2022)

latérales susceptibles d'entraîner, par exemple, la migration de sels de déglacement vers des conduites en fonte ductile, la saturation des couches granulaires de chaussée compromettant leur capacité structurelle, ou encore l'humidification excessive d'un sous-sol favorisant les problèmes d'infiltration. Selon le contexte géotechnique et environnemental, un drain perforé (élément n°6) est installé pour éviter l'accumulation excessive d'eau et prévenir les rejets vers les eaux souterraines, bien que son installation soit à éviter dans les secteurs d'égouts unitaires (MELCCFP, 2023a).

Le fonctionnement des IV ne se limite pas à l'aspect hydraulique ; elles agissent également sur le plan biogéochimique. Bien que leurs mécanismes fondamentaux aient été initialement détaillés pour les zones de rejet végétalisées (Boutin *et al.*, 2019; Clar, Barfield, Emiritus & O'Connor, 2004), certains principes sont transposables aux IV urbaines. La Figure 1.2 synthétise les paramètres d'ingénierie critiques qui dictent la performance globale de l'ouvrage, en liant ces différents processus aux dynamiques d'écoulement et de transport des contaminants.

La conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) est le principal moteur de la capacité d'infiltration. Afin d'assurer un drainage adéquat, le substrat est conçu pour viser une conductivité hydraulique comprise entre 30 et 200 mm/h, obtenue pour une compacité relative de 75 à 85%, conformément aux recommandations de la norme CSA W200 (Dugué, 2022). Cette dynamique d'écoulement active des processus mécaniques de filtration par le substrat, retenant ainsi une grande partie des polluants particuliers et des sédiments fins (Clar *et al.*, 2004). Paus *et al.* (2014) ont d'ailleurs démontré des taux de rétention très élevés pour plusieurs métaux traces (chrome, nickel, plomb, zinc) grâce à ce filtrage physique. Toutefois, ce paramètre K_{sat} est particulièrement vulnérable au colmatage. La hauteur de la nappe phréatique (h_w) contraint également ce potentiel : une nappe trop haute réduit l'épaisseur de la zone non saturée disponible et risque de court-circuiter l'ouvrage en reconnectant l'eau de l'aquifère à la surface (Muñoz-Carpena, Lauvernet & Carluer, 2018).

Paramètre clés	Zone concernée	Lien avec la performance de l'IV	Impact sur σ
φ , Porosité	IVD, Sol naturel, Remblai	Plafonne la teneur en eau	θ
K_{sat} , conductivité hydraulique à saturation	IVD, Sol naturel, Remblai	Dirige la capacité d'infiltration, sensible au colmatage	θ
h_w , Hauteur de nappe	IVD, Sol naturel	Impact la teneur en eau par capillarité	θ
K_d , Coefficient de partage sol-eau	IVD	Dicte la mobilité des contaminants	σ_s, σ_w
CEC, capacité d'échange cationique	IVD	Dicte la capacité à capter et retenir des contaminants chargés positivement	σ_s, σ_w
C_i , concentration en contaminant i	IVD, Sol naturel, eau souterraine	Indicateur principal de la charge en contaminant	σ_s, σ_w

Figure 1.2 Schéma présentant les paramètres principaux impactant le fonctionnement et l'efficacité d'une IV

Au niveau du transport des contaminants dissous, la filtration repose sur des processus chimiques liés aux propriétés physico-chimiques du substrat (Hopmans *et al.*, 2021). Les interactions sont régies par le coefficient de partage sol-eau (K_d), qui détermine la fixation ou la migration des éléments, et par la capacité d'échange cationique (CEC), qui définit la capacité du milieu à retenir les polluants cationiques. L'ensemble de ces paramètres réagit de façon dynamique à la charge polluante entrante (C_i) : les pics de concentration printaniers (ex. sels de déglçage) peuvent rapidement saturer la CEC et faire chuter le K_d , inhibant les performances d'épuration. Enfin, cet ensemble est complété par des processus biologiques entraînant la dégradation de la matière organique et des nutriments via la biomasse microbienne fixée sur le système racinaire végétal et le substrat (Boutin *et al.*, 2019).

En définitive, ces ouvrages sont conçus pour respecter des critères stricts afin de garantir leur pérennité, leur efficacité et leur compatibilité avec les opérations de déneigement (Dugué, 2022). Néanmoins, l'évaluation *in situ* de nombreuses infrastructures de ce type démontre que leur réalisation, en pratique, fait face à des défis majeurs. Par exemple, de fréquents défauts de construction, d'aménagement et d'entretien continuent de compromettre la performance réelle de ces systèmes sur le terrain (Le Gigan *et al.*, 2025).

1.1.2 Instrumentation classique pour le suivi *in situ*

Malgré l'adoption croissante des infrastructures vertes, leur performance demeure hautement variable, en raison de la diversité des conditions du sous-sol, de l'environnement urbain, ainsi que des choix de conception et de maintenance (Lim & Welty, 2018; Le Gigan *et al.*, 2025). L'évaluation de ces systèmes *in situ* peut s'articuler autour de deux axes : la caractérisation de leur performance hydrogéologique (capacité d'infiltration et impact sur la nappe phréatique) et l'analyse du transfert et de la rétention des contaminants dans le sol.

Pour caractériser la première de ces composantes, la conductivité hydraulique saturée (K_{sat}) s'impose comme le paramètre clé régissant la capacité d'infiltration de l'ouvrage. Sa mesure *in situ* est préférée aux analyses de laboratoire, qui sont souvent biaisées par le remaniement des

échantillons et non représentatives de la macroporosité réelle du milieu (Fernandes *et al.*, 2025). Pour évaluer ce paramètre, des protocoles utilisant le perméamètre de Guelph ou l'infiltromètre de Philip-Dunne (MPD, illustré à la Figure 1.3) sont déployés (Ahmed, Gulliver & Nieber, 2011; Paus *et al.*, 2014). Ces essais hydrauliques fournissent des valeurs de référence essentielles au dimensionnement et à la modélisation. Cependant, leur rayon d'investigation reste confiné à un volume de sol restreint autour du point de test, ce qui les rend particulièrement sensibles aux hétérogénéités locales, aux effets de colmatage ou à la compaction de surface (Sprakman & Drake, 2021).

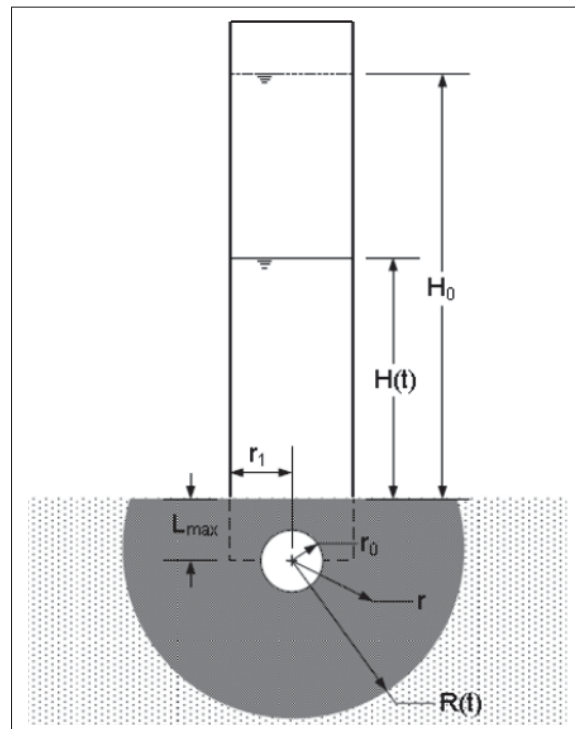


Figure 1.3 Schéma d'un infiltromètre Philip-Dunne modifié tiré de Ahmed *et al.* (2011). Les paramètres sont : H_0 et $H(t)$ la hauteur initiale et à l'instant t de l'eau.

L_{max} est la profondeur d'insertion dans le sol, r_0 , r_1 le rayon de la source et du cylindre, $R(t)$ le rayon du front mouillé net à l'instant t

Au-delà de la capacité d'infiltration en surface, l'évaluation de la réponse hydrologique locale et de l'impact de l'IV sur la recharge de l'aquifère s'effectue typiquement par l'installation de piézomètres et de sondes de niveau d'eau (Mason *et al.*, 2023). Un exemple d'installation classique est schématisé sur la Figure 1.4 ; cela consiste en un tube vertical, partiellement crépiné

à la profondeur d'intérêt, permettant la mise en équilibre hydraulique entre l'eau souterraine et l'intérieur du tubage (Chapuis & Sabourin, 1989). Le niveau d'eau est mesuré à l'aide d'une sonde suspendue dans le tube et correspond alors à la charge hydraulique locale. Ces dispositifs permettent de suivre les fluctuations des nappes phréatiques avec une excellente résolution temporelle et d'appréhender la dynamique de recharge. En complément, des mesures ponctuelles de teneur en eau dans la zone non saturée sont généralement réalisées à l'aide de sondes de type FDR (Frequency Domain Reflectometry). Ces capteurs estiment la teneur en eau volumique à partir de la mesure de la permittivité diélectrique apparente du sol, celle-ci étant fortement dépendante de sa teneur en eau. Cependant, ces approches restent localisées : les piézomètres ne renseignent pas sur la distribution verticale de l'humidité dans la zone non saturée, tandis que les sondes FDR fournissent une information très ponctuelle. De plus, l'installation des piézomètres doit être particulièrement soignée afin d'éviter la création de courts-circuits hydrauliques le long du tubage, et ces dispositifs demeurent sensibles à l'hétérogénéité du milieu (Mason *et al.*, 2023).

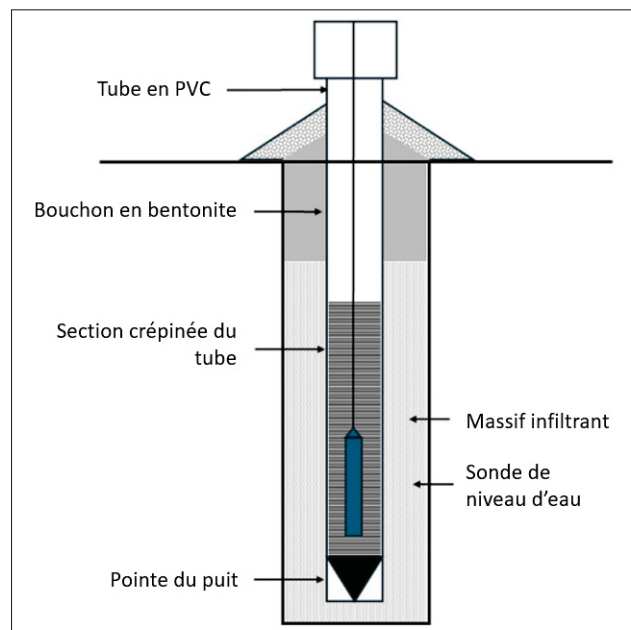


Figure 1.4 Schéma d'un piézomètre classique équipé d'une sonde de niveau d'eau. Modifié de O'Brien *et al.* (2024)

La Figure 1.5 présente un exemple d'instrumentation déployée pour évaluer cet impact hydrogéologique autour d'une jardinière de trottoir. Grâce à ce type de réseau piézométrique, Tu & Traver (2019) ont démontré que le rehaussement local de la nappe induit par l'infiltration était spatialement limité (moins de 3 m d'extension pour la majorité des événements pluvieux) et très transitoire, se dissipant en environ 6 heures. Leurs résultats soulignent également que les fluctuations saisonnières naturelles de la nappe (pouvant atteindre 0,6 m) dépassent largement les variations locales causées par l'ouvrage, mettant en évidence l'importance du contexte hydrogéologique dans lequel on implante l'IV.

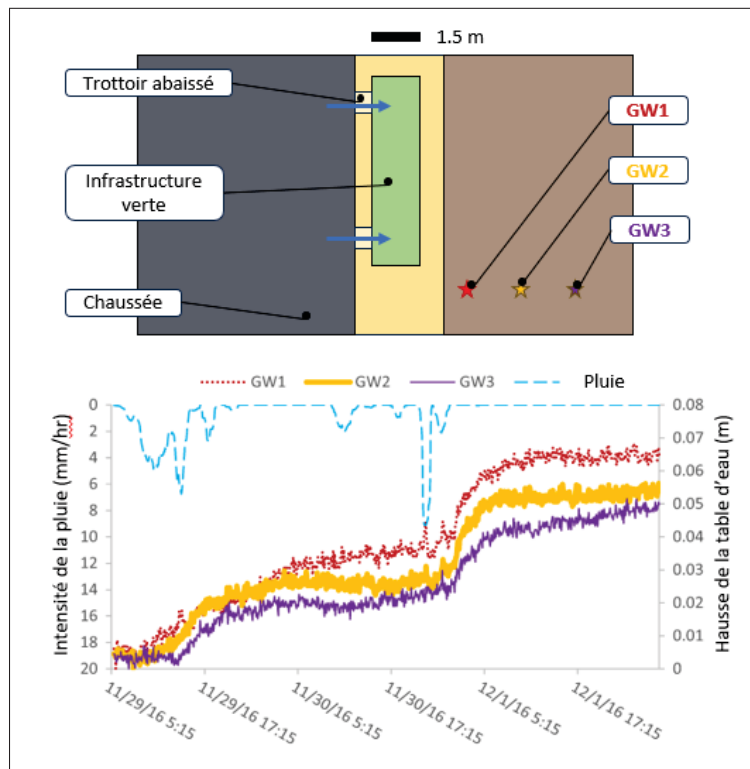


Figure 1.5 Exemple d'installation pour évaluer l'impact d'une IV sur les niveaux d'eau. Le dispositif comprend plusieurs piézomètres disposés à différentes profondeurs et distances de l'ouvrage. Modifié de Tu & Traver (2019)

Pour évaluer le cheminement des contaminants de la surface vers l'eau souterraine, l'approche méthodologique requiert souvent l'échantillonnage de l'eau interstitielle au cours de son trajet dans la zone non saturée. Pour ce faire, l'extraction de l'eau « contaminée » peut s'effectuer

à l'aide de différents types de lysimètres : les lysimètres à succion (type bougies ou plaques poreuses), les lysimètres à tresse (wick lysimeters en anglais), utilisant un matériau fibreux pour échantillonner l'eau par capillarité, ainsi que les lysimètres à boîte de résine, destinés principalement à piéger et accumuler certains solutés (notamment les nutriments) au sein d'un matériau échangeur (Siemens & Kaupenjohann, 2004; Fares, Deb & Fares, 2009). La Figure 1.6 illustre un lysimètre à succion, constitué d'une céramique poreuse située à l'extrémité d'un tube relié à un dispositif, souvent manuel, de mise sous vide. La dépression appliquée dans le tube se transmet à la céramique puis à la matrice du sol environnante, créant un gradient de potentiel matriciel qui permet l'extraction de l'eau retenue par capillarité et la collecte des solutés au cours de leur migration (Meissner, Rupp & Haselow, 2020). L'efficacité de cette méthode dépend fortement de la qualité du contact hydraulique entre la céramique et le sol, particulièrement dans les substrats à texture grossière, ce contact est souvent assuré par la mise en place de farine de silice autour de la bougie (Weihermüller *et al.*, 2007).

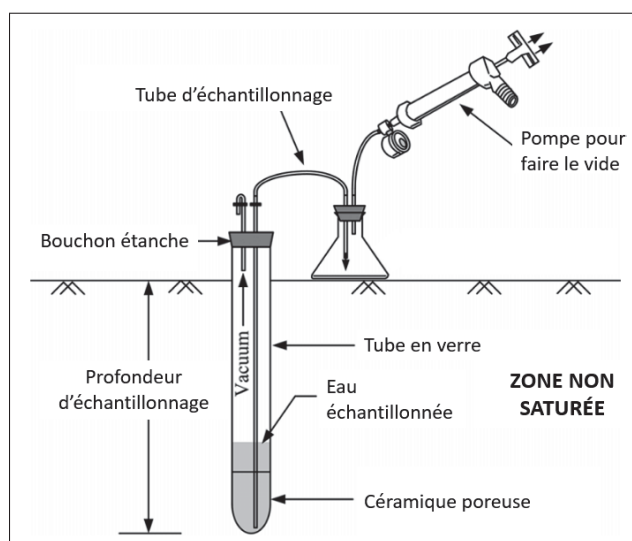


Figure 1.6 Schéma d'un lysimètre à céramique poreuse. Modifié de Fares *et al.* (2009)

Une fois en zone saturée, le prélèvement s'effectue directement via les piézomètres. Pour obtenir un échantillon représentatif de la formation et éviter les biais liés à la turbidité artificielle ou au dégazage, la méthode de pompage à très faible débit ("micro-purging" ou "low-flow sampling")

en anglais) est privilégiée, bien qu'elle soit coûteuse en temps (Qi, Hou & Luo, 2017). Cette technique, utilisant généralement une pompe péristaltique à moins de 100 mL/min, minimise le rabattement et le stress hydraulique exercé sur l'aquifère. Enfin, pour pallier les incertitudes inhérentes aux mesures *in situ*, les études sur modèles réduits en laboratoire (telles que les colonnes de filtration) sont couramment effectuées. En permettant le contrôle rigoureux des flux (conditions aux limites) et de la composition des intrants, cette approche permet d'isoler les mécanismes physico-chimiques, fournissant ainsi des paramètres essentiels à la construction de modèles numériques prédictifs du transfert de contaminants (Beral *et al.*, 2023).

1.1.3 Limites des approches traditionnelles

L'évaluation quantitative de l'impact des IV demeure un défi majeur. La performance des IV est hautement variable d'un site à l'autre en raison de la diversité des conditions du sous-sol en milieu urbain (Lim & Welty, 2018). Cette variabilité est impactée par les choix de conception, de maintenance et les limites budgétaires (Le Gigan *et al.*, 2025), ainsi que par la complexité structurelle du milieu. Cette incertitude intrinsèque est en effet exacerbée par le phénomène de « karst urbain » décrit par Kaushal & Belt (2012). Le sous-sol urbain, truffé de conduites abandonnées, de tranchées de gravier, de câbles et de remblais, crée des chemins d'écoulement préférentiels artificiels (Sharp, 2010). Ces structures peuvent drainer l'eau infiltrée par les IV vers les égouts beaucoup plus rapidement que par la matrice du substrat, court-circuitant ainsi leur fonctionnement hydrologique naturel et, par la même occasion, les processus de filtration (Bonneau *et al.*, 2018).

Dans un tel contexte d'hétérogénéité, le suivi par des méthodes classiques d'instrumentation montre d'importantes limites. Le suivi de ces solutions fondées sur la nature est entravé par cette variabilité spatiale et par le manque de stratégies de mesure globales (O'Brien *et al.*, 2024). En pratique, les mesures ponctuelles (infiltromètres, sondes, lysimètres) offrent une excellente résolution temporelle, mais n'investiguent qu'un volume de sol restreint. Par conséquent, l'eau infiltrée peut contourner complètement le capteur, faussant l'évaluation des performances globales du système (O'Brien *et al.*, 2024). Shuster *et al.* (2021) appuient cette idée en insistant

sur la difficulté conceptuelle d'extrapoler des mesures de perméabilité ponctuelles, qui se révèlent souvent très variables dans les sols urbains remaniés.

Ces limites s'accompagnent de défis logistiques et matériels sur le terrain. Bien que les piézomètres soient des instruments robustes à long terme pour le suivi des niveaux d'eau, ils ne fournissent pas d'informations continues sur la distribution spatiale, verticale et latérale de la teneur en eau (Tu & Traver, 2019). À l'inverse, les sondes de type FDR (*Frequency Domain Reflectometry*) utilisées pour le suivi de l'humidité du sol se sont souvent révélées fragiles et difficiles à maintenir en opération, car les boîtiers de connexion et le câblage situés sous la surface sont hautement vulnérables aux contraintes environnementales et anthropiques. Concernant le suivi du transport des solutés, l'efficacité réelle de l'échantillonnage de la zone non saturée par des lysimètres à bougie poreuse au sein des IV reste très peu documentée en conditions réelles. De plus, les campagnes d'échantillonnage de l'eau souterraine sont extrêmement chronophages, ponctuelles dans le temps, et nécessitent des analyses en laboratoire *a posteriori*. La représentativité spatiale de l'échantillon prélevé est alors difficile à évaluer avec certitude dans ces milieux hétérogènes.

À plus grande échelle, l'évaluation de la performance est compliquée par un « bruit de fond » anthropique important dans les réseaux de drainage, qui masque souvent la signature hydrologique spécifique des IV (Lim & Welty, 2018). Peu d'études parviennent à fermer le bilan hydrologique ou massique avec précision (Hamel *et al.*, 2011), laissant une part d'incertitude importante sur le devenir réel des volumes infiltrés et la fraction contribuant effectivement à la recharge de la nappe (Kaushal & Belt, 2012).

Pour pallier les limites de représentativité spatiale des méthodes ponctuelles, les approches géophysiques émergent comme une solution alternative pertinente. La tomographie de résistivité électrique (ERT) a permis de capturer une forte hétérogénéité spatiale de la conductivité du sol en lien avec les sels de déglaceage, fournissant une composante spatiale inatteignable par de simples capteurs (Pope *et al.*, 2025). De même, les travaux de Hodgins *et al.* (2023) ont illustré l'efficacité de ces méthodes pour caractériser une voie d'écoulement souterraine urbaine

contribuant à la salinisation. C'est dans ce contexte que la méthode ERT, détaillée dans la section suivante, offre un potentiel considérable pour un suivi continu à haute résolution et à échelle représentative de ces ouvrages.

1.2 Tomographie de résistivité électrique

1.2.1 Principe de la méthode

Le principe fondamental de l'ERT repose sur l'injection d'un courant électrique I_{AB} dans le sol à l'aide de deux électrodes A et B, suivi d'une mesure de la différence de potentiel ΔV_{MN} entre deux autres électrodes M et N. Sous l'hypothèse d'un milieu homogène et isotrope, la résistivité apparente, ρ_{app} , est définie :

$$\rho_{app} = K \frac{\Delta V_{MN}}{I_{AB}} \quad (1.1)$$

où K est le facteur géométrique (m), qui dépend de la configuration spatiale des électrodes (Loke, 2018). En pratique, le sous-sol étant hétérogène, la résistivité apparente mesurée représente une valeur volumique influencée par l'ensemble du milieu traversé par les lignes de courant (Schlumberger, 1930).

La Figure 1.7 illustre le principe général de la tomographie de résistivité électrique. Le modèle synthétique (en haut à gauche) présente un fond homogène de $100 \Omega.m$, tandis que celui de droite inclut une anomalie conductrice rectangulaire de $10 \Omega.m$. Les deux rangées intermédiaires illustrent deux mesures $\rho_{app,12}$ et $\rho_{app,25}$ avec leurs lignes de courant et leurs champs de potentiel respectifs. On visualise ainsi bien l'impact de l'anomalie sur la mesure : le courant électrique passe par le chemin de moindre résistance, soit la zone conductrice, ce qui réduit la différence de potentiel le long de son trajet. La dernière rangée présente les pseudo-sections résultantes du relevé complet, \mathbf{d}_{mes} . Il s'agit d'une représentation graphique des résistivités apparentes mesurées pour chaque configuration d'électrodes. Les valeurs mesurées sont disposées à la position horizontale moyenne des 4 électrodes, à une profondeur dépendant de l'espacement entre l'injection et la mesure du potentiel, donnant une représentation visuelle des variations

verticales et latérales de résistivité du sous-sol avant inversion. Dans cette Figure 1.7, les pseudo-sections mettent en évidence la sensibilité spatiale du dispositif : les quadripôles dont les lignes de courant traversent l'anomalie enregistrent une chute marquée de la résistivité apparente (à droite), tandis que, sur le modèle homogène, on observe des mesures quasi constantes.

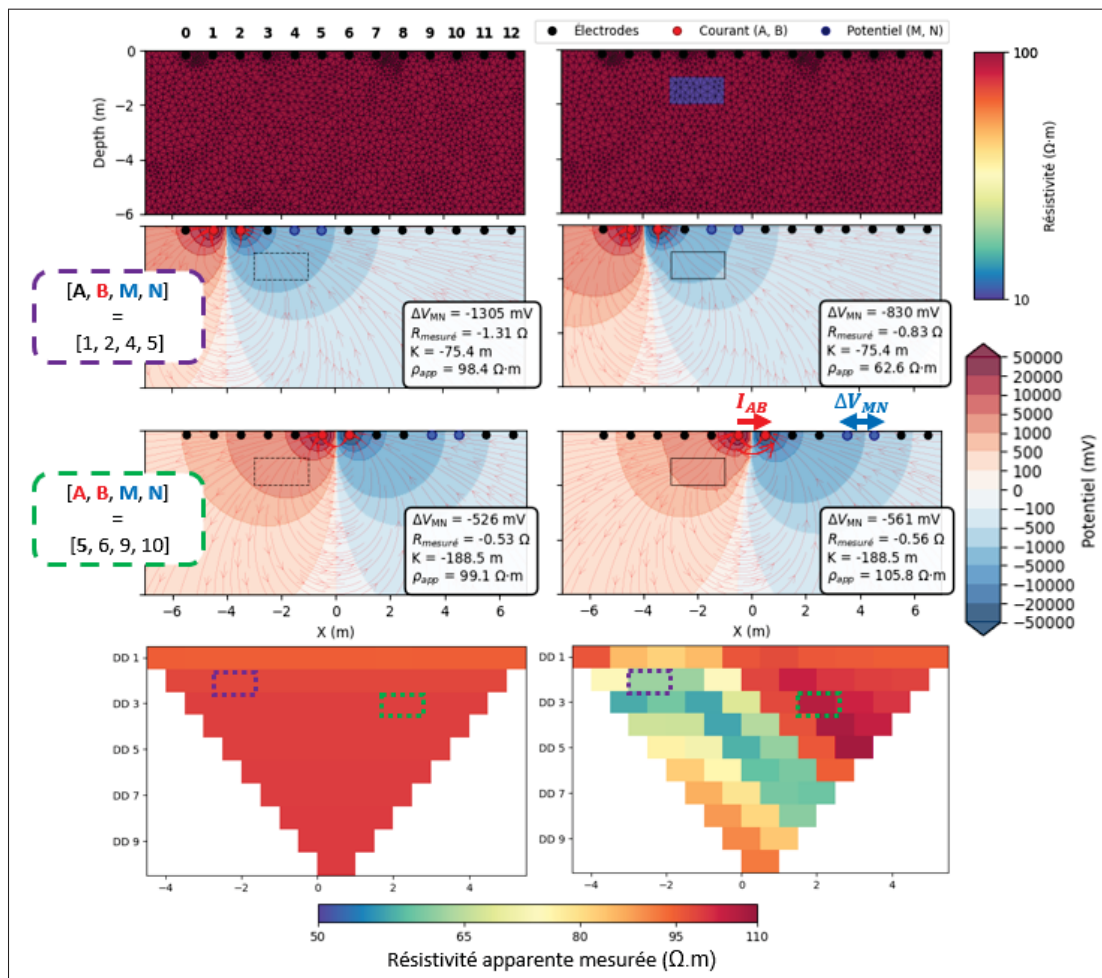


Figure 1.7 Principe de l'ERT présenté avec deux modèles simples : un modèle homogène de $100 \Omega.m$ et un second avec une anomalie rectangulaire de $10 \Omega.m$. Deux mesures de types dipôle-dipôle sont simulées avec leurs lignes de courants et champs de potentiels respectifs. La dernière rangée présente les pseudo-sections associées aux relevés complets comprenant 55 mesures

La reconstruction de la distribution réelle des résistivités du sous-sol nécessite la résolution d'un problème inverse, s'appuyant sur des algorithmes itératifs avec régularisation (Loke & Barker, 1996; Constable, Parker & Constable, 1987). L'application temporelle de cette technique (TL-

ERT) consiste simplement à répéter cette boucle d'acquisition et d'inversion à intervalles réguliers sur un dispositif d'électrodes géophysiques fixes (Singha, Day-Lewis, Johnson & Slater, 2015). Les variations de résistivité observées peuvent alors être interprétées comme la réponse à des changements physiques ou chimiques, notamment des variations de température, de teneur en eau, de conductivité de l'eau interstitielle, ou encore liées à la présence d'ions (Samouëlian, Cousin, Tabbagh, Bruand & Richard, 2005).

1.2.2 Applications de la TL-ERT dans des domaines apparentés

La tomographie de résistivité électrique (TRE, ou ERT pour Electrical Resistivity Tomography) est une méthode géophysique active visant à imager la distribution spatiale de la résistivité ou de la conductivité électrique dans le sol. Ses fondements conceptuels remontent aux travaux de prospection minière au début du XX^{ème} siècle (Schlumberger, 1930), puis se sont structurés au milieu du siècle pour répondre aux problématiques de mise à la terre des systèmes de communication (Sunde, 1949).

L'émergence de la géophysique a offert de nouvelles perspectives pour la caractérisation des processus souterrains, aidant à combler le fossé d'échelle existant entre les observations plus ponctuelles des méthodes traditionnelles et la grande échelle des sites étudiés (Binley *et al.*, 2015; Singha *et al.*, 2015; Hermans *et al.*, 2023). Bien que les méthodes géophysiques aient historiquement été cantonnées à la définition statique des structures géologiques (Samouëlian *et al.*, 2005), le développement de la tomographie de résistivité électrique en continu (TL-ERT) a rendu possible le suivi dynamique des écoulements d'eau, des glissements de terrain, des déplacements de contaminants ou encore des flux thermiques. Plusieurs de ces approches reposent sur des lois pétrophysiques qui relient la résistivité du milieu à des paramètres d'état variables tels que la saturation en eau ou la conductivité du fluide interstitiel. Cette sensibilité croisée a favorisé une adoption rapide de la méthode dans divers domaines d'ingénierie. Comme l'illustre la Figure 1.8, le nombre de publications scientifiques exploitant la TL-ERT a connu une croissance soutenue au cours des deux dernières décennies, notamment en géotechnique environnementale, en hydrogéologie, en géochimie ou encore pour le suivi de la stabilité

géotechnique de remblais, témoignant de sa pertinence et de sa maturité grandissante (Dimech, 2020; Dimech *et al.*, 2022).

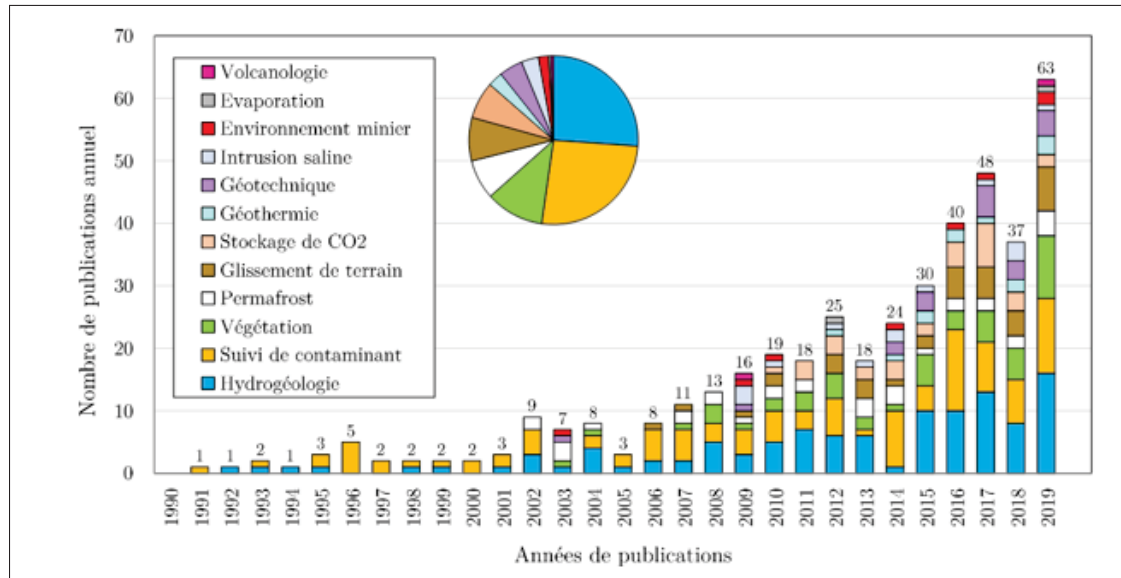


Figure 1.8 Évolution des publications scientifiques sur l'application de la TL-ERT.
Tiré de Dimech (2020)

L'utilisation de la TL-ERT s'articule aujourd'hui dans plusieurs domaines d'application. En hydrogéologie, la TL-ERT offre l'avantage de produire une image volumique continue du sous-sol, sans se limiter aux mesures des capteurs traditionnels, ce qui la rend particulièrement adaptée à la caractérisation de milieux hétérogènes. Elle permet ainsi de suivre l'évolution temporelle des écoulements d'eau à l'échelle du terrain, y compris dans des systèmes complexes comme les aquifères karstiques, dont les comportements hydrologiques sont difficiles à appréhender par des mesures ponctuelles (Xu, Sirieix, Riss & Malaurent, 2017; Watlet *et al.*, 2018). Elle a également contribué à mieux caractériser l'hétérogénéité des aquifères (Uhlemann *et al.*, 2022), à localiser les zones de recharge artificielle, ou encore à distinguer la contribution des précipitations de celle des eaux souterraines dans les milieux humides (Uhlemann *et al.*, 2016). L'étude des intrusions salines et de la dynamique des aquifères côtiers bénéficie également de cette approche (Palacios *et al.*, 2020; Grünenbaum *et al.*, 2023).

Dans le domaine de la géotechnique et des risques naturels, la TL-ERT a permis la mise en place de systèmes de surveillance à grande échelle, servant de base à des réseaux d'alerte précoce (Whiteley, Chambers, Uhlemann, Wilkinson & Kendall, 2019). La méthode permet notamment de détecter l'accumulation d'humidité au sein des glissements de terrain ou des falaises avant que la pression interstitielle n'atteigne un seuil critique (Uhlemann *et al.*, 2017; Whiteley *et al.*, 2021).

La TL-ERT est particulièrement appropriée pour suivre la migration de panaches de contaminants ou des dynamiques de solutés dans le sous-sol. Elle a été utilisée pour détecter l'évolution de panaches de solutés (Pidlisecky, Singha & Day-Lewis, 2011; Wagner, Möller, Schmidt-Hattenberger, Kempka & Maurer, 2013), identifier les chemins d'écoulement préférentiels de contaminants (Bording *et al.*, 2019), et suivre les interfaces eau douce–eau salée en contexte agricole (Blanchy *et al.*, 2025). Des expériences de traçage salin ou thermique couplées à l'ERT permettent par ailleurs d'estimer directement sur le terrain les paramètres de transfert physique et chimique (Perri, Cassiani, Gervasio, Deiana & A. Binley, 2012; Wildemeersch *et al.*, 2014; Klepikova *et al.*, 2016; Hermans, Vandenbohede, Lebbe & Nguyen, 2012). Dans des contextes d'application difficiles et à grande échelle, tels que le secteur minier, les décharges industrielles ou le pergélisol, la TL-ERT s'est démarquée par sa robustesse et sa capacité à fournir des mesures représentatives d'échelle. Dans le secteur minier, elle s'avère particulièrement efficace dans des milieux très hétérogènes et grossiers, comme les haldes à stériles (Dimech *et al.*, 2019) ou les parcs à résidus (Dimech *et al.*, 2022), et a été déployée pour évaluer et suivre la migration de panaches de drainage minier acide (Power, Tsourlos, Ramasamy, Nivorlis & Mkandawire, 2018) et étudier les dynamiques d'humidité dans les recouvrements miniers (Dimech *et al.*, 2024). La TL-ERT s'est également montrée capable de suivre la dynamique de la couche de pergélisol dans les régions froides (Doetsch *et al.*, 2015) et de quantifier des processus de lixiviation dans des décharges (Audebert *et al.*, 2014),

Dans l'ensemble de ces applications, les distributions de résistivité obtenues sont converties, via des lois pétrophysiques, en variables d'état telles que la teneur en eau ou la concentration en contaminants (Binley *et al.*, 2015; Revil *et al.*, 2017; Samouëlian *et al.*, 2005). Cette étape

de conversion constitue toutefois l'une des limites inhérentes de la méthode : transformer des modèles de résistivité en paramètres quantitatifs requiert une calibration rigoureuse en laboratoire (Hinnell *et al.*, 2010; Weller, Slater & Nordsiek, 2013). La précision de cette calibration dépend de la conception expérimentale des cellules de mesure (Clement & Moreau, 2016), des méthodes de correction des données (Saneiyan *et al.*, 2024), mais aussi de la représentativité des échantillons testés par rapport au volume investigué (Dimech *et al.*, 2023). Cette rigueur d'étalonnage est une condition indispensable pour dépasser le stade de l'imagerie purement qualitative.

1.2.3 Cadre théorique et modélisation numérique

L'ERT en courant continu s'appuie sur les principes fondamentaux de la conduction électrique dans les milieux naturels, notamment décrits par la loi d'Ohm, reliant la densité de courant \mathbf{J} (A) au champ électrique \mathbf{E} (V) via la conductivité σ (S/m) :

$$\mathbf{J} = \sigma \mathbf{E} = -\sigma \nabla V \quad (1.2)$$

Le principe de conservation de la charge électrique implique que le courant qui entre dans un volume de sol est égal au courant injecté par la source I en r_s , la position de la source. En combinant les équations 1.2, on obtient l'équation de Poisson généralisée pour un milieu conducteur, qui constitue la base de la modélisation directe d'une mesure ERT en 3D :

$$\nabla \cdot (\sigma \nabla V) = -I \delta(r - r_s) \quad (1.3)$$

Avec r , la distance par rapport à la source r_s . Pour modéliser une source ponctuelle 3D dans un profil géométrique 2D, on applique une transformation de Fourier à l'Équation 1.3, dans la direction invariante \vec{n} perpendiculaire au profil (Dey & Morrison, 1976). Le potentiel V se décrit alors dans le domaine des nombres d'onde k par $\tilde{V}(x, y, k)$, ce qui permet de réduire le problème 3D à une série de problèmes 2D indépendants (Pan & Tang, 2014).

Ces équations 2D sont résolues par la méthode des éléments finis (FEM). Le principe est de découper le domaine en éléments et d'approximer le champ de potentiel V par une combinaison de fonctions simples à l'intérieur de chaque élément (Pan & Tang, 2014). Au lieu de chercher une solution exacte en tout point, on cherche une solution approchée mais lisse sur tout le domaine (Zienkiewicz, Taylor & Zhu, 2010). Comme le domaine est semi-infini, il faut le tronquer et poser des conditions aux limites sur les frontières artificielles. Pour limiter les effets de bord, on applique des conditions mixtes aux frontières qui laissent se propager vers l'extérieur le courant de façon réaliste sans nécessiter un domaine trop grand (Rücker, Günther & Spitzer, 2006).

Près de la source d'injection, le potentiel varie très rapidement et son gradient tend vers l'infini, ce qui obligerait à un maillage extrêmement fin près des électrodes et coûteux à résoudre (Rücker *et al.*, 2006). Pour pallier ce problème, les codes modernes emploient la technique de suppression de singularité d'après les travaux de Lowry, Allen & Shive (1989). Le potentiel est séparé en deux parties : une partie singulière, connue analytiquement, qui représente la variation très rapide du potentiel près de la source, et une partie régulière, inconnue et lissée, qui est celle que l'on résout numériquement. Le champ total de potentiel est ensuite obtenu en combinant ces deux composantes, permettant l'usage de maillages moins denses tout en conservant une haute précision (Rücker *et al.*, 2006).

1.2.4 Paramètres clés de la méthode

La résolution spatiale et temporelle, la profondeur d'investigation et la fiabilité des modèles obtenus en ERT dépendent de nombreux paramètres (Loke, 2018), dont certains relèvent directement des choix du géophysicien, tandis que d'autres sont plus ou moins imposés par les conditions du terrain.

Parmi les paramètres contrôlables figurent notamment la géométrie du dispositif (position et espacement des électrodes), le protocole d'acquisition (séquence et type de configurations utilisées) ainsi que la résolution spatiale et le pas temporel des mesures (Dimech *et al.*, 2022). Les paramètres d'inversion seront abordés dans une sous-section dédiée. Ces choix conditionnent

la sensibilité des relevés, la profondeur d’investigation et la capacité à imager des contrastes de résistivité. La géométrie du quadripôle intervient d’ailleurs explicitement dans le calcul de résistivité apparente ρ_{app} via le facteur géométrique K (Équation 1.1), qui dépend uniquement des distances inter-électrodes :

$$K = 2\pi \left(\frac{1}{r_{AM}} - \frac{1}{r_{AN}} - \frac{1}{r_{BM}} + \frac{1}{r_{BN}} \right)^{-1} \quad (1.4)$$

où r_{XY} désigne la distance entre les électrodes X et Y . En pratique, l’amplitude du potentiel électrique mesuré décroît rapidement avec la distance par rapport aux électrodes d’injection. Dans un milieu homogène, le potentiel associé à une source ponctuelle varie environ selon une loi en $1/r$, les différences de potentiel mesurées diminuent donc fortement avec l’éloignement des électrodes. Cette décroissance géométrique se traduit directement par une diminution du signal mesuré et, par conséquent, par une diminution du rapport signal sur bruit.

À l’inverse, certains paramètres sont en grande partie contraints par le milieu investigué et les conditions d’installation. C’est notamment le cas de la résistance de contact entre les électrodes et le sol, des propriétés électriques intrinsèques des formations (résistivité, anisotropie), du bruit environnemental ou encore de l’accessibilité du site. Bien que partiellement maîtrisables, par exemple, via l’amélioration du couplage électrode-sol (Pavoni *et al.*, 2025), ces facteurs peuvent affecter significativement la qualité des données et, donc, la qualité des résultats inversés (Binley & Kemna, 2005). Dans cette sous-section, nous allons nous concentrer sur l’ERT en forage (souvent appelée cross-borehole en anglais), qui offre des configurations de mesure spécifiques et permet de maintenir une excellente sensibilité sur l’ensemble de la profondeur investiguée.

La Figure 1.9 présente quatre configurations à trois électrodes (pôle–dipôle ou pôle–pôle), dans lesquelles l’électrode d’injection B est supposée située à l’infini en surface. Dans la première colonne (Figure 1.9 a et c), les électrodes A et M sont placées dans le même forage. Lorsque l’électrode N est également positionnée dans ce forage (Figure 1.9 c), la sensibilité est très fortement concentrée au voisinage immédiat du forage : les lobes de sensibilité sont resserrés

et d'amplitude élevée autour des électrodes, traduisant une investigation très locale. Lorsque l'électrode N est installée dans un second forage (Figure 1.9 a), la sensibilité reste marquée près du forage d'injection, mais elle s'étend davantage vers l'espace inter-forages. La concentration autour du premier forage est alors légèrement moins prononcée que dans la configuration c). Dans la seconde colonne (Figure 1.9 b et d), les électrodes M et N sont situées dans le même forage. Lorsque l'électrode A est placée à la même profondeur que M (Figure 1.9 b), la sensibilité se concentre principalement dans la zone comprise entre les deux forages, formant un lobe étendu reliant les électrodes. Lorsque l'électrode A est positionnée en surface (Figure 1.9 d), la sensibilité devient encore plus diffuse et s'étale plus largement en profondeur et latéralement entre les forages, traduisant un volume d'investigation accru mais moins focalisé. Ces configurations présentent toutefois une sensibilité accrue au bruit. En effet, avec l'électrode B située à l'infini, le courant injecté est relativement faible, cela implique des différences de potentiel mesurées plus faibles, réduisant le rapport signal/bruit et rendant les mesures plus vulnérables au bruit.

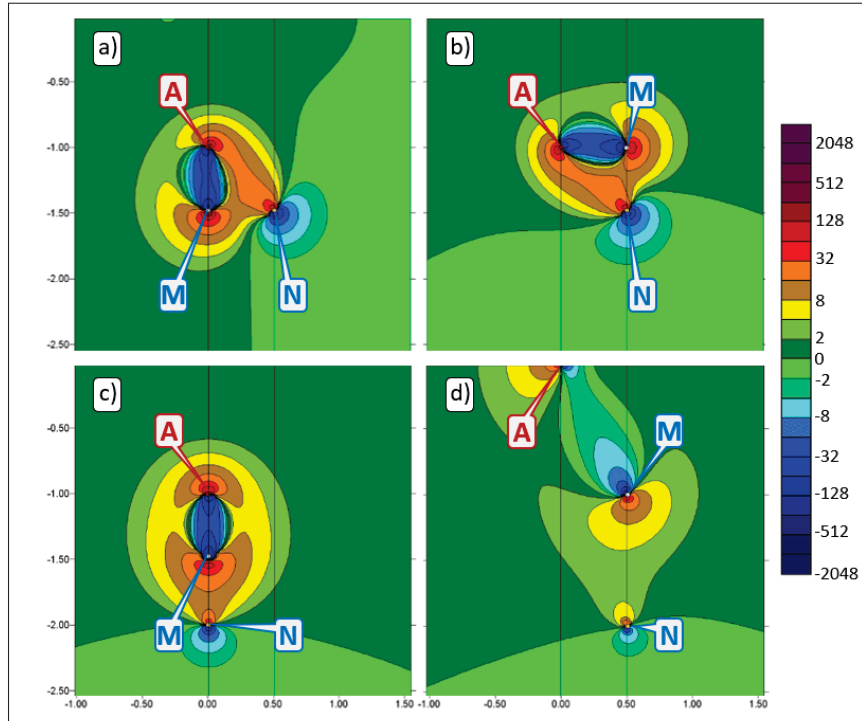


Figure 1.9 Quatre configurations classiques a), b), c) et d) à trois électrodes, avec leur zones de sensibilité respectives suivant l'échelle de couleur à droite (x100). Modifié de (Loke, 2018)

À l'inverse, la Figure 1.10 illustre les configurations à quatre électrodes dites bipôle-bipôle, localisées dans deux forages. Dans la première colonne (Figure 1.10 a et c), le dipôle d'injection (AB) est situé dans deux forages, tout comme le dipôle de mesure (MN), la seule différence entre les deux configurations étant l'espacement vertical entre les deux dipôles. La seconde colonne (Figure 1.10 b et d) présente des configurations inverses, avec les dipôles d'injection et de mesure dans les mêmes forages, la différence entre les deux configurations étant l'espacement entre les électrodes des dipôles. Ces configurations bipôle-bipôle offrent une très haute sensibilité proche des électrodes, ce qui est particulièrement utile pour réaliser des imageries très haute résolution. Toutefois, une différence importante existe entre les deux types de configurations présentées. Lorsque le dipôle d'injection et le dipôle de mesure sont situés dans le même forage (Figure 1.10 b et d), la différence de potentiel mesurée est souvent très faible. En effet, la résistivité du forage, généralement comblé par un mélange de remplissage, est souvent plus faible que celle du sol environnant, ce qui peut engendrer de forts artefacts dans les données (Lee, Cho & Kim, 2016; Doetsch *et al.*, 2010). À l'inverse, lorsque le courant est injecté dans deux forages distincts et que la mesure est réalisée entre ces mêmes forages (Figure 1.10 a et c), les lignes de courant sont contraintes de passer par le sol, faisant de ce type de configuration une alternative très robuste en ERT en forage.

Au-delà des protocoles, la précision géométrique des électrodes est cruciale en TL-ERT : comme le montrent Oldenborger, Routh & Knoll (2005) et Wilkinson, Chambers, Lelliott, Wealthall & Ogilvy (2008), de faibles erreurs de positionnement peuvent induire des biais systématiques via une mauvaise estimation du facteur géométrique, pouvant entraîner des artefacts durant l'inversion. De plus, Rucker & Günther (2011) soulignent que lorsque les distances inter-électrodes deviennent comparables aux dimensions physiques des électrodes, l'approximation ponctuelle échoue, nécessitant des modèles numériques détaillés pour limiter les biais analytiques.

Un autre paramètre impactant la qualité des données est la résistance de contact entre les électrodes et le sol, qui peut s'avérer être un frein logistique majeur. La Figure 1.11 illustre le circuit équivalent simplifié d'une mesure ERT. Une différence de potentiel est imposée aux

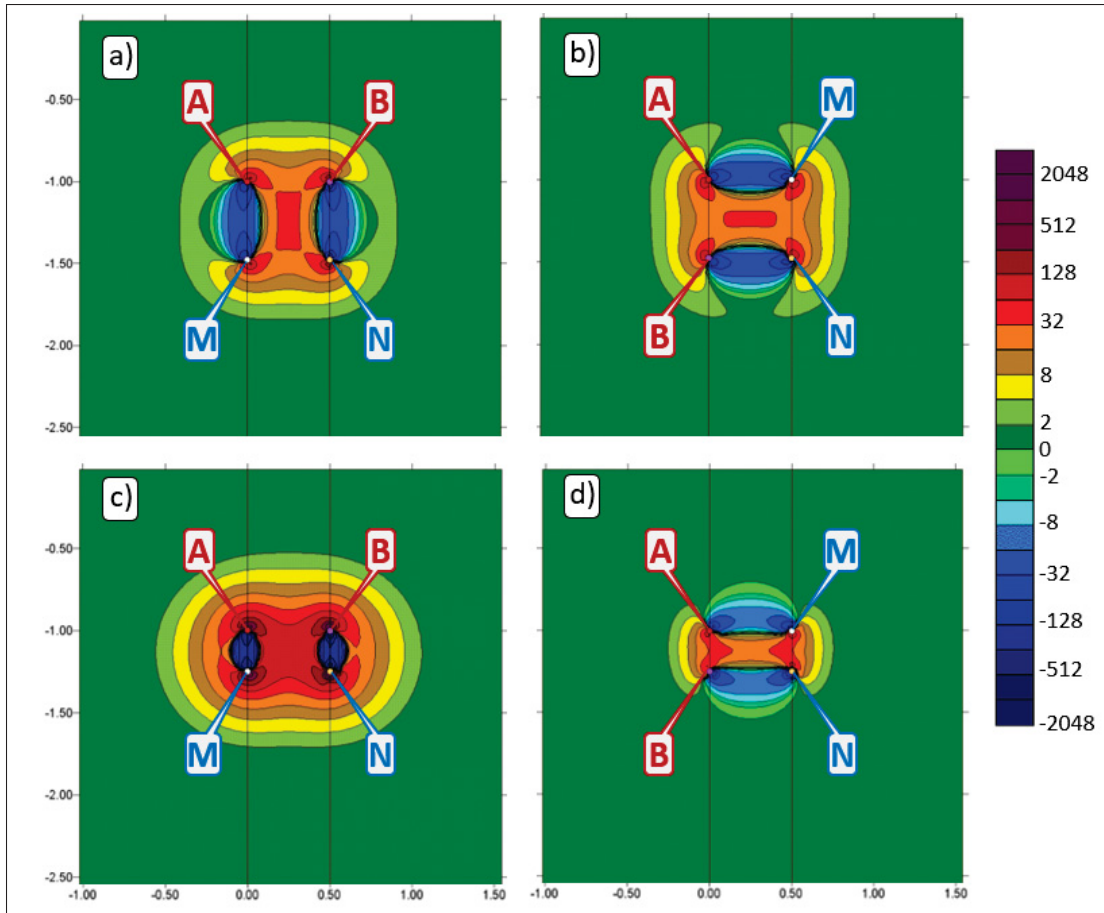


Figure 1.10 Trois configurations bipôle-bipôle classiques a), b), c) et d) utilisant des électrodes sur deux piézomètres, avec leur zones de sensibilité respectives suivant l'échelle de couleur à droite (x100). Modifié de (Loke, 2018)

bornes des électrodes d'injection A et B à l'aide d'un générateur. Le courant I_{AB} injecté dans le sol entre A et B , traverse la résistance de transfert du sol R_{sol} ainsi que les résistances de contact $R_{c,A}$ et $R_{c,B}$ aux électrodes d'injection. La mesure de ce courant est effectuée via une résistance shunt R_{shunt} (généralement d'une valeur de quelques dixièmes d'ohm), placée généralement du côté retour (B). La résistance de transfert totale traversée par le courant injecté est donc la somme de la résistance du sol R_{sol} et des résistances de contact aux électrodes d'injection :

$$R_{transfert} = R_{sol} + R_{c,A} + R_{c,B} \quad (1.5)$$

Ainsi, une augmentation des résistances de contact (due, par exemple, à une interface sol-électrode sèche ou dégradée) diminue le courant injecté I_{AB} , ce qui entraîne une diminution de la différence de potentiel mesurée. Cette différence de potentiel résultante ΔV_{MN} est mesurée à l'aide d'un amplificateur possédant une très grande impédance d'entrée R_{amp} . Cette haute impédance garantit que le courant mesuré I_{MN} dans le circuit de mesure est extrêmement faible, proche de zéro, ce qui minimise la perturbation du champ électrique dans le sol et empêche que la résistance de contact aux électrodes de mesure $R_{c,M}$ et $R_{c,N}$ n'influence la valeur mesurée.

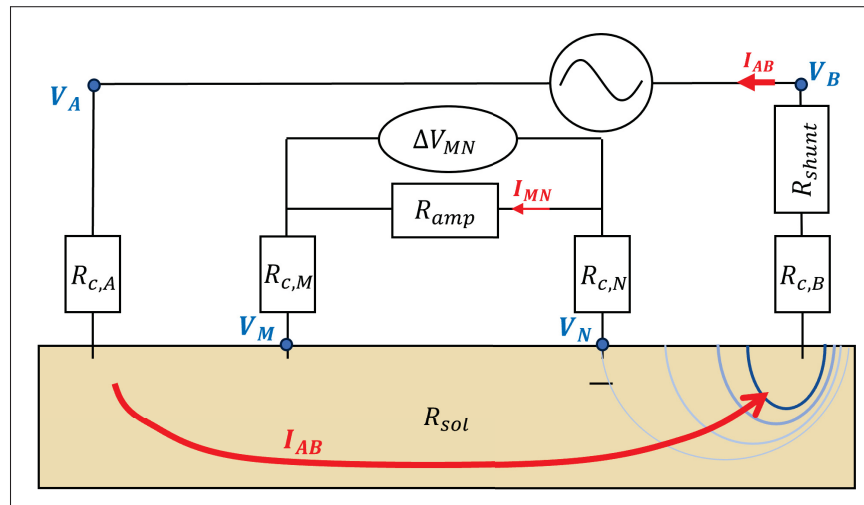


Figure 1.11 Schéma électrique du principe de mesure ERT en incluant l'effet des résistances de contact et la notion d'impédance interne pour la mesure de ΔV_{MN} . Inspiré de Ingeman-Nielsen *et al.* (2016)

Disposer de "bonnes" résistances de contact (typiquement quelques centaines à quelques milliers d'ohms) et relativement stables dans le temps est donc primordial pour effectuer des relevés ERT de qualité. En effet, des résistances de contact élevées ou instables peuvent dégrader significativement le rapport signal sur bruit. Pour quantifier objectivement ce bruit sur le terrain, l'acquisition de mesures réciproques est la méthode de référence. Elle repose sur le théorème de réciprocité détaillé par Parasnis (1988), stipulant que l'échange des paires d'électrodes d'injection (AB) et de potentiel (MN) doit fournir exactement la même résistance de transfert R_t . L'erreur réciproque ϵ_{recip} (%) est classiquement définie comme la différence entre la résistance

mesurée dans la configuration directe R_{direct} et sa réciproque R_{recip} , le tout normalisé :

$$\epsilon_{\text{recip}} = \frac{|R_{\text{direct}} - R_{\text{recip}}|}{R_{\text{direct}}} \times 100\% \quad (1.6)$$

1.2.5 Paramètres affectant la résistivité volumique du sol

Dans un milieu poreux, le courant électrique se propage selon trois mécanismes de conduction distincts, dont les contributions s'additionnent. Comme l'illustre schématiquement la Figure 1.12, à l'échelle de quelques grains de sol, ces trois processus sont la conduction solide, la conduction électrolytique et la conduction de surface (Rhoades, Manteghi, Shouse & Alves, 1989). La conduction solide, schématisée sur la figure du haut, s'effectue directement à travers les grains en les traversant. Pour la majorité des sols peu conducteurs, comme les sables de quartz, la matrice minérale agit comme un isolant (Lesmes & Friedman, 2005), rendant cette contribution négligeable. La conduction électrolytique correspond au passage du courant par migration des ions dissous dans l'eau interstitielle. Son intensité dépend principalement de la teneur en eau et de la conductivité électrique du fluide, contrôlée par la concentration ionique (Corwin & Yemoto, 2020). Enfin, la conduction de surface se produit à l'interface entre les grains et l'eau interstitielle : les particules d'argile et la matière organique possèdent une charge de surface négative qui attire les cations en solution, formant une couche double électrique : la couche de Stern et une couche diffuse (Revil, Soueid Ahmed & Matthai, 2018). Le déplacement des cations mobiles de ces couches sous l'effet d'un champ électrique contribue à un courant de surface, dont l'importance augmente avec la surface spécifique et la capacité d'échange cationique du milieu (Revil *et al.*, 2017). Dans les milieux grossiers saturés par des solutions suffisamment salines, la contribution de la conduction électrolytique est généralement prépondérante ; toutefois, dans les sols fins ou argileux, notamment à faible salinité, son importance relative peut être fortement modifiée par les effets de conduction de surface (Revil *et al.*, 2018).

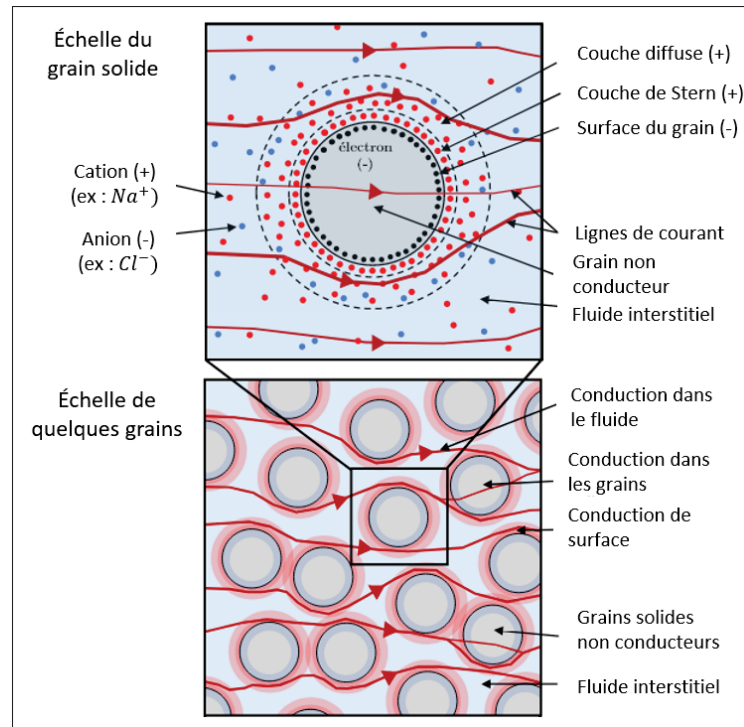


Figure 1.12 Schéma multi-échelles des différentes modes de conduction électrique soit par les solides, de surface et par le liquide. Tiré de (Dimech *et al.*, 2022)

Pour relier la distribution de résistivité obtenue avec l'ERT à des paramètres plus "utiles", on utilise des relations pétrophysiques. Dans les milieux où la conduction électrolytique est largement dominante, la loi empirique d'Archie (1942) est très couramment utilisée pour quantifier des degrés de saturations à partir des imageries géoélectriques (Attia, Fratta & Bassiouni, 2008). Elle s'écrit :

$$\sigma_b = \frac{S_w^n}{a} \phi^m \sigma_w \quad (1.7)$$

où la conductivité électrique apparente du sol σ_b (en S/m) dépend de sa saturation en eau S_w , de sa porosité ϕ (sans unité) et de la conductivité de l'eau interstitielle σ_w (en S/m). Les paramètres a , m (facteur de cimentation) et n (exposant de saturation) sont des paramètres empiriques d'ajustement géométrique sans unités. Dans les milieux contenant des argiles ou de la matière organique, la conduction de surface doit être prise en compte. Le modèle de Waxman & Smits

(1968) généralise alors l'expression précédente en ajoutant une contribution conductrice associée aux surfaces minérales :

$$\sigma_b = \frac{S_w^n}{a} \phi^m \left(\sigma_w + \frac{\sigma_s^{sat}}{S_w} \right) \quad (1.8)$$

avec σ_s^{sat} la conductivité de surface à saturation. Ce terme est divisé par S_w pour traduire le fait que la contribution surfacique est rapportée au volume d'eau présent : lorsque la saturation diminue, la densité volumique effective des charges de surface augmente. En contexte de TL-ERT, ces équations aident à faire le lien entre des variations de conductivité et des variations de teneur en eau volumique, de conductivité de l'eau interstitielle ou de conductivité de surface des grains. Toutefois, ces contributions étant fortement couplées, leur discrimination à partir des seules données géophysiques reste incertaine. Cette ambiguïté justifie le recours à une modélisation hydrogéochimique en parallèle afin de mieux contraindre les paramètres de conductivité et d'affiner l'interprétation.

1.2.6 Inversion géophysique

L'inversion des données de résistivité électrique consiste à déterminer le modèle de résistivité \mathbf{m} qui minimise une fonction objective globale $\Phi(\mathbf{m})$. Comme le décrivent Rücker *et al.* (2006), ce problème inverse, intrinsèquement mal posé (c'est à dire que la solution n'est ni unique ni stable), est traité en minimisant une fonction objectif composée de deux termes représentant un compromis entre la fidélité aux données et la régularisation du modèle :

$$\Phi(\mathbf{m}) = \Phi_d(\mathbf{m}) + \lambda \Phi_m(\mathbf{m}) \quad (1.9)$$

où Φ_d quantifie l'écart entre la réponse du modèle et les observations, Φ_m impose des contraintes sur la structure du modèle (notamment le lissage spatial), et λ est un paramètre régulant ce

compromis. Sous sa forme détaillée utilisant une norme dite "L2" (moindres carrés), elle s'exprime ainsi :

$$\Phi(\mathbf{m}) = |\mathbf{W}_d(\mathbf{d}^{mes} - \mathbf{d}^{mod}(\mathbf{m}))|^2 + \lambda|\mathbf{W}_m(\mathbf{m} - \mathbf{m}_{ini})|^2 \quad (1.10)$$

Les composantes de cette formulation sont définies comme suit : \mathbf{d}_{mes} et $\mathbf{d}_{mod}(\mathbf{m})$ sont des vecteurs de dimension N (nombre de mesures) contenant respectivement les données mesurées et les réponses simulées. \mathbf{m} et \mathbf{m}_{ini} sont des vecteurs de dimension M (nombre de cellules du maillage), contenant les logarithmes des résistivités du modèle courant et d'un modèle de référence. \mathbf{W}_d est la matrice de pondération des données (dimension $N \times N$). C'est une matrice diagonale contenant l'inverse des erreurs pour chaque mesure ($W_{d,ii} = 1/\epsilon_i$), souvent estimées avec les erreurs réciproques. Elle joue un rôle critique pour éviter que l'inversion ne s'efforce d'ajuster le bruit (couramment appelé "overfitting" en anglais). \mathbf{W}_m est la matrice de régularisation, de dimension liée au maillage (typiquement, le "nombre d'arêtes internes" $\times M$). Concrètement, chaque ligne associe deux cellules adjacentes et approxime un gradient spatial discret du modèle. Multiplier l'écart au modèle de référence ($\mathbf{m} - \mathbf{m}_{ini}$) par \mathbf{W}_m revient à pénaliser les variations locales du modèle, et donc à favoriser des solutions lisses.

La relation entre la distribution de résistivité du modèle et les mesures de résistivité apparente étant non linéaire, la minimisation de cette fonction $\Phi(\mathbf{m})$ se fait généralement à l'aide d'un algorithme de type Gauss-Newton (Loke & Dahlin, 2002). Cette méthode consiste à linéariser localement le problème inverse autour du modèle courant et à résoudre, à chaque itération k , le système d'équations suivant pour obtenir la valeur de mise à jour du modèle $\Delta\mathbf{m}_k$:

$$[\mathbf{J}^T \mathbf{W}_d^T \mathbf{W}_d \mathbf{J} + \beta \mathbf{W}_m^T \mathbf{W}_m] \Delta\mathbf{m}_k = \mathbf{J}^T \mathbf{W}_d^T \mathbf{W}_d (\mathbf{d}^{mes} - \mathbf{d}_k^{mod}(\mathbf{m}_k)) - \lambda \mathbf{W}_m^T \mathbf{W}_m (\mathbf{m}_k - \mathbf{m}_{ini}) \quad (1.11)$$

Le modèle mis à jour \mathbf{m}_{k+1} est ensuite calculé comme suit :

$$\mathbf{m}_{k+1} = \mathbf{m}_k + \Delta\mathbf{m}_k \quad (1.12)$$

Dans cette équation, \mathbf{J} est la matrice Jacobienne ($M \times N$) contenant les sensibilités partielles $J_{ij} = \partial d_i / \partial m_j$. La Figure 1.13 présente un schéma de principe de cet algorithme itératif. On commence en entrée avec un jeu de données mesurées \mathbf{d}_{mes} et les erreurs qui lui sont associées ϵ_{mes} , ainsi qu'un modèle initial, souvent homogène et fixé à la valeur médiane de \mathbf{d}_{mes} . On commence ensuite le processus itératif, on simule un jeu de données modélisées $\mathbf{d}_{mod,k}$ dans le modèle \mathbf{m}_k puis on évalue la qualité du modèle en calculant la fonction objective (Équation 1.9) ainsi que le χ^2 (Équation 1.14). On compare ensuite ces nouvelles valeurs aux précédentes et, en fonction de la variation $\Delta\Phi_m$, de la valeur de Chi-carré (χ^2) ou du nombre d'itérations, on décide de poursuivre ou d'interrompre le processus. Si les itérations se poursuivent, l'incrément de modèle $\Delta\mathbf{m}_k$ est calculé en résolvant l'Équation 1.11, permettant d'obtenir le modèle suivant \mathbf{m}_{k+1} et de générer un nouveau jeu de données simulées $\mathbf{d}_{mod,k+1}$.

Le processus itératif s'arrête généralement lorsqu'un des trois critères suivants est atteint : Convergence du χ^2 : Le misfit normalisé atteint une valeur proche de 1 (les données sont expliquées dans la limite de leur erreur). Stagnation : La réduction relative de la fonction objectif entre deux itérations devient négligeable ($< 1-2\%$). Itérations maximales : Un nombre limite d'itérations est atteint.

Une fois l'inversion terminée, la qualité du modèle obtenu peut être quantifiée par l'analyse des résidus, c'est-à-dire l'écart entre les données mesurées et celles modélisées avec le modèle final. Deux indicateurs principaux sont utilisés : la racine des erreurs carrées moyennes (RMS) et le critère du χ^2 . L'erreur RMS offre une mesure absolue de la dispersion moyenne des résidus, exprimée dans la même unité que les données :

$$RMS(\Omega.m) = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (d_i^{mes} - d_i^{mod})^2} \quad (1.13)$$

Bien qu'intuitif, le RMS ne prend pas en compte la qualité variable des mesures individuelles. Une forte erreur sur une donnée très bruitée influencera le RMS autant qu'une erreur sur une

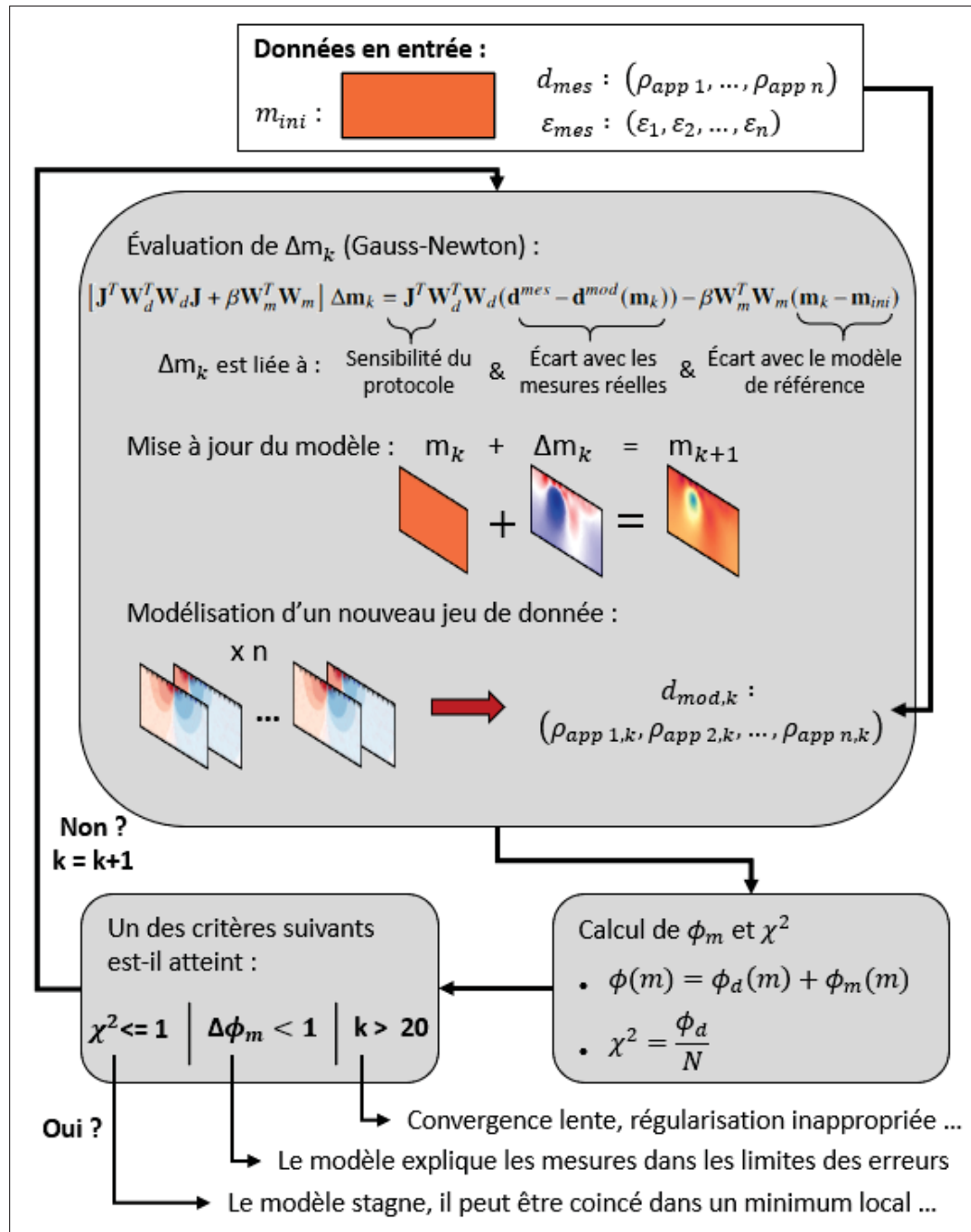


Figure 1.13 Schéma explicatif du principe de l'inversion ERT

donnée fiable. Pour pallier cette limitation, on utilise également l'erreur normalisée, aussi appelée Chi-carré (χ^2), qui pondère chaque résidu par l'incertitude estimée de la mesure ε_i :

$$\chi^2 = \frac{\Phi_d}{N} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{d_i^{mes} - d_i^{mod}}{\epsilon_i} \right)^2 \quad (1.14)$$

Ce critère permet de vérifier si le modèle reproduit les données dans les limites de leur incertitude. Si $\chi^2 \approx 1$: Le modèle est considéré comme satisfaisant, c'est à dire qu'il reproduit les mesures avec une précision équivalente à l'erreur qui leur est associée (par exemple, si l'erreur est fixée à 5 %, un χ^2 de 1 signifie que l'écart moyen est de 5 %). Si $\chi^2 \ll 1$: Il y a sur-interprétation (overfitting en anglais), le modèle ajuste le bruit, créant souvent des structures géologiques artificielles et hachurées. Si $\chi^2 \gg 1$: Le modèle est sous-ajusté, l'algorithme ne parvient pas à expliquer le jeu de données. Si le processus s'arrête en raison de l'atteinte du nombre maximal d'itérations avec un χ^2 encore élevé, cela suggère généralement que les données contraignent mal l'inversion. Cela peut provenir d'une estimation trop optimiste des erreurs de mesure (bruit sous-estimé), de la présence de données aberrantes non filtrées ou d'une inadéquation de la méthode de régularisation (LaBrecque, Miletto, Daily, Ramirez & Owen, 1996b; Loke, Acworth & Dahlin, 2003).

1.2.7 Correction de la température

Les mesures TL-ERT sont particulièrement sensibles aux variations de température, qui peuvent engendrer des variations temporelles de résistivité apparente du même ordre de grandeur que les signaux hydrogéologiques d'intérêt (Hayley, Bentley, Gharibi & Nightingale, 2007). Cette sensibilité provient de l'effet de la température sur la viscosité de l'eau : celle-ci diminue fortement lorsque la température augmente, ce qui facilite la mobilité des ions dans la phase aqueuse (Revil, Cathles, Losh & Nunn, 1998). Il est donc essentiel de corriger les données de résistivité pour tenir compte des variations thermiques, afin de ne pas confondre les effets de température avec de véritables changements des propriétés du milieu (Rein, Hoffmann & Dietrich, 2004). La distribution de la température dans le sol en réponse aux variations saisonnières est généralement modélisée le long d'un profil vertical par une équation sinusoidale amortie

(Brunet, Clément & Bouvier, 2010) :

$$T(z, t) = T_{\text{moyen}} + \frac{\Delta T}{2} \exp\left(-\frac{z}{d}\right) \sin\left(\frac{2\pi}{365}t + \phi - \frac{z}{d}\right) \quad (1.15)$$

où T_{moyen} est la température moyenne annuelle à la surface du sol, ΔT l'amplitude annuelle en surface, z la profondeur, t le temps en jours, et ϕ un déphasage temporel. Le paramètre d correspond à la profondeur d'amortissement. Les paramètres de phase et d'amortissement sont très souvent utilisés comme variables d'ajustement pour reproduire des mesures de sondes à des profondeurs connues. Les paramètres relatifs à la température sont parfois tirés de mesures effectuées par des sondes en surface ou également calibrés pour reproduire les données observées.

Ma, McBratney, Whelan, Minasny & Short (2011) ont comparé les principaux modèles de correction de température, et un modèle linéaire très simple en ressort. La forme générale linéaire pour appliquer la correction à un modèle de conductivité électrique σ_{model} s'exprime :

$$\sigma_{\text{corrig}} = \frac{\sigma_{\text{model}}}{1 + c(T_{\text{vis}} - T_{\text{model}})} \quad (1.16)$$

où σ_{corrig} est le modèle de conductivité corrigé, c'est à dire ramené à une température T_{vis} , généralement 25°C ou la moyenne des valeurs mesurées. T_{model} est une distribution de température au temps du relevé et c est le coefficient de sensibilité à la température, souvent pris entre 0,02 et 0,025 °C⁻¹ (Hayley *et al.*, 2007; Uhlemann *et al.*, 2016). Ma *et al.* (2011) recommandent ce modèle pour des gammes de température dans la plage de 3 à 47°C. Dans les sols gelés, la formation de glace augmente beaucoup la résistivité électrique du sol. Herring, Pidlisecky & Cey (2021) ont mis en évidence les limitations de ces méthodes de correction de la température dans cette situation, point qui est abordé dans la discussion.

1.2.8 Approches traditionnelles pour l'interprétation

Une fois les résultats d'inversion corrigés des effets de la température, l'interprétation des s'articule généralement autour d'approches qualitatives ou quantitatives selon les objectifs visés et les moyens techniques à disposition.

L'approche qualitative se concentre sur la distribution spatiale de la conductivité électrique pour identifier des zones de faiblement ou fortement conductrice que l'on peut associer à des changements de lithologie ou de teneur en eau. Pour interpréter des processus dynamiques, l'imagerie de variations relatives est souvent utilisée : elle permet de visualiser des zones spécifiques de variations que l'on peut associer à des processus de baisse de teneur en eau ou de déplacement de panache de contaminants. Bien que visuellement explicite pour délimiter des panaches, cette méthode reste essentiellement descriptive et sensible au bruit et aux artefacts d'inversions.

Pour développer vers une approche quantitative, il faut généralement mobiliser des relations pétrophysiques, comme la loi d'Archie ou le modèle de Waxman-Smits. Ces relations servent à traduire les valeurs de conductivité électrique en paramètres physiques d'intérêt, notamment pour estimer la teneur en eau volumique ou la conductivité de l'eau interstitielle. L'interprétation peut être approfondie par une modélisation numérique (ex. modélisation d'écoulements d'eau en zone non saturée en résolvant l'équation de Richards), pour évaluer des paramètres hydrodynamiques comme la conductivité hydraulique saturée du milieu. Pour affiner ces modèles, des méthodes d'assimilation de données ou de modélisation couplée sont de plus en plus utilisées. Elles ont généralement pour objectif de combiner les mesures géophysiques avec les simulations numériques afin de mieux contraindre les paramètres et obtenir des résultats plus certains et représentatifs.

1.3 Notions de classification automatique

1.3.1 Méthodes de classification automatique

La classification automatique, ou en anglais *clustering*, est une méthode d'apprentissage non supervisé dont l'objectif est de partitionner un ensemble de données multidimensionnelles en sous-groupes (Jain, Murty & Flynn, 1999). Le principe fondamental repose sur l'identification de structures intrinsèques aux données, sans recours à des étiquettes préexistantes (Jain *et al.*, 1999). L'algorithme cherche à maximiser la cohésion intra-classe (similarité entre observations d'un

même groupe) tout en maximisant la séparation inter-classes (Arbelaitz, Gurrutxaga, Muguerza, Pérez & Perona, 2013; Ward, 1963). En géophysique, cette approche permet de simplifier de grands jeux de données en les regroupant en sous-ensembles présentant des propriétés physiques ou des variations temporelles similaires (Delforge, Watlet, Kaufmann, Van Camp & Vanclooster, 2021). Bien que théoriquement objective, la méthode reste sensible au choix de la métrique de distance ou de l'indice de qualité et nécessite une validation croisée pour s'assurer des résultats (Arbelaitz *et al.*, 2013; Murtagh & Legendre, 2014).

Plusieurs familles d'algorithmes de classification ont déjà été utilisés pour l'analyse de données en géosciences. La méthode des *K-means* partitionne les données en k classes en minimisant la variance intra-cluster de manière itérative (Hartigan & Wong, 1979). Bien qu'efficace, elle favorise des clusters convexes et isotropes (c'est-à-dire de forme compacte et de dispersion similaire dans toutes les directions de l'espace des données) et présente une sensibilité aux conditions initiales (Jain *et al.*, 1999). Les modèles de mélange gaussien (GMM) offrent une alternative probabiliste, où chaque cluster est modélisé par une distribution normale, permettant une plus grande flexibilité morphologique (Reynolds, 2009).

Toutefois, pour une application sur un jeu de données TL-ERT, la classification hiérarchique agglomérative (HAC) s'est avérée la plus efficace (Delforge *et al.*, 2021). Cette méthode consiste à construire une hiérarchie emboîtée de partitions par une approche ascendante (bottom-up) : chaque observation constitue initialement un cluster, puis les paires les plus similaires sont fusionnées séquentiellement (Murtagh & Contreras, 2012). La Figure 1.14 illustre ce processus sur un jeu de données synthétique unidimensionnel de 5 valeurs. Le dendrogramme résultant permet de visualiser l'historique complet des fusions et les distances associées à chaque étape. On observe que les valeurs les plus proches (P4 et P5, séparées de 1,0 unité) sont fusionnées en premier, formant un cluster intermédiaire. La fusion suivante regroupe P2 et P3 (distance de 2,0), puis ce nouveau cluster est fusionné avec le cluster P4-P5 (distance de 3,6). Finalement, P1 est intégré au cluster global à une distance de 6,4. Cette représentation hiérarchique offre une flexibilité dans le choix du niveau de coupure final : une coupure à une distance de Ward de 4,0 produirait deux clusters distincts, tandis qu'une coupure à une valeur de 2,5 en produirait trois.

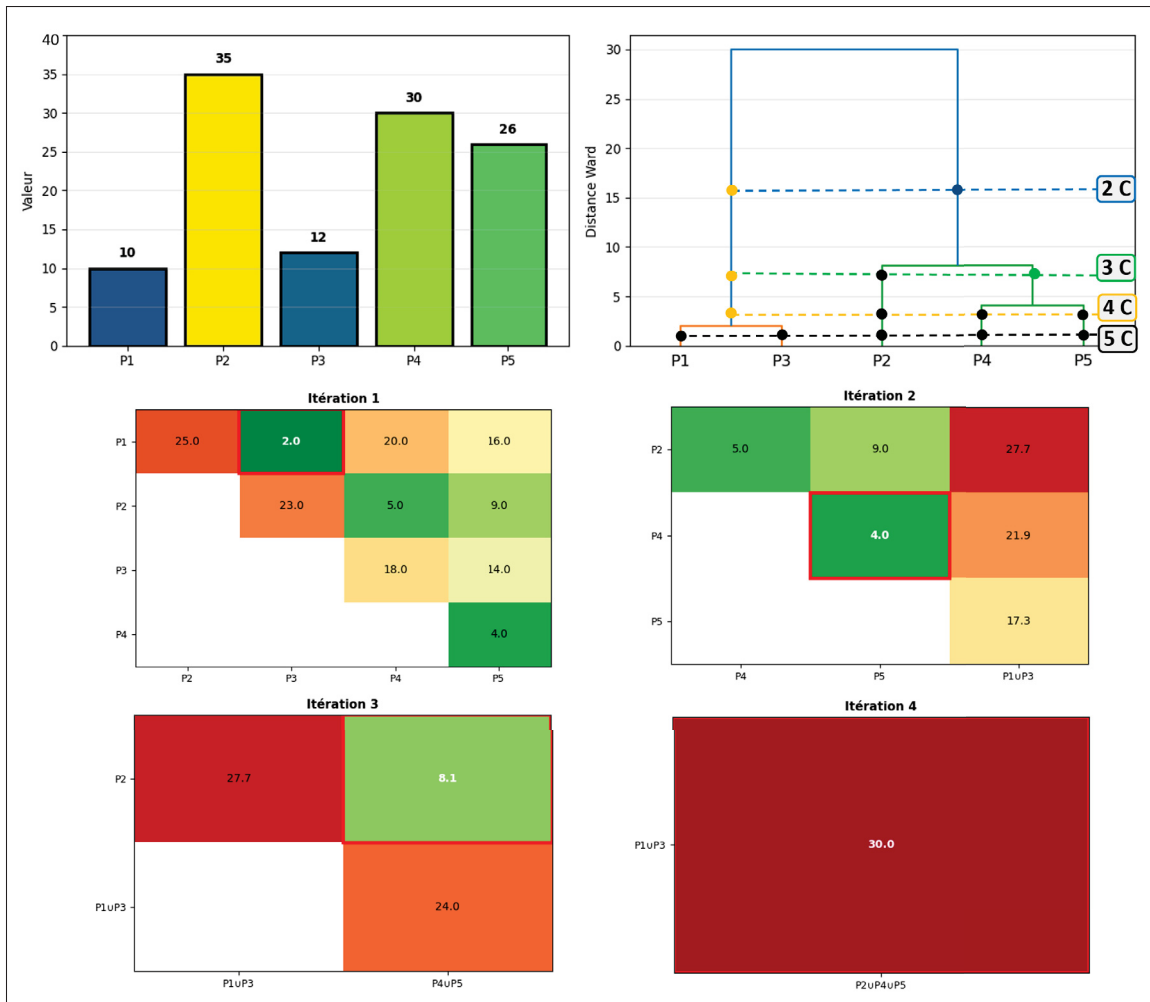


Figure 1.14 Principe de la classification automatique hiérarchique agglomérative (HAC) appliqué à un jeu de données de 5 valeurs (en haut à gauche). Le dendrogramme (en haut à droite) schématise le processus de fusion séquentielle, détaillant les distances de Ward calculées pour les 4 étapes de regroupement, représentées par les traits horizontaux en pointillés ("2 C" = 2 clusters ou groupes). Toutes les distances de Ward calculées à chaque itérations sont représentées dessous, la valeur la plus basse (entourée en rouge) correspond au groupement effectué

Dans le cadre du HAC, le critère de liaison de Ward est la métrique de référence pour minimiser l'augmentation de la variance totale intra-cluster lors des fusions (Ward, 1963; Murtagh & Legendre, 2014). L'objectif est de fusionner les clusters A et B qui minimisent

l'accroissement de la somme des carrés des erreurs (ΔSSE) :

$$\Delta\text{SSE}(A, B) = \frac{n_A n_B}{n_A + n_B} \|\boldsymbol{\mu}_A - \boldsymbol{\mu}_B\|^2 \quad (1.17)$$

où n_A et n_B sont les nombres d'éléments par cluster et $\boldsymbol{\mu}$ leurs centroïdes respectifs. Les implémentations modernes, telles que celles de *SciPy* ou *fastcluster*, définissent une distance spécifique pour la représentation sous forme de dendrogramme, $h_{\text{dendro}}(A, B)$, afin de maintenir une homogénéité avec une distance euclidienne (Virtanen *et al.*, 2020; Müllner, 2013) :

$$h_{\text{dendro}}(A, B) = \sqrt{2\Delta\text{SSE}(A, B)} = \|\boldsymbol{\mu}_A - \boldsymbol{\mu}_B\| \sqrt{\frac{2n_A n_B}{n_A + n_B}} \quad (1.18)$$

Un avantage majeur du HAC en géosciences est la possibilité d'intégrer une matrice de connectivité spatiale, qui définit les relations de voisinage autorisées dans le processus de fusion (Chavent, Kuentz-Simonet, Labenne & Saracco, 2018). Cette contrainte force l'algorithme à ne fusionner que des clusters physiquement adjacents (Abraham *et al.*, 2014). Comme illustré à la Figure 1.15, l'introduction de cette contrainte modifie radicalement le dendrogramme. Dans l'exemple présenté, bien que les points P1 et P3 soient proches dans l'espace des attributs, leur non-adjacence spatiale retarde leur fusion au profit de regroupements plus proches (P4-P5). Cette approche garantit la cohérence spatiale des unités regroupées, évitant la création de clusters fragmentés sans réalité physique, tout en préservant localement la minimisation du critère de Ward parmi les fusions autorisées.

1.3.2 Applications en géosciences

L'usage de la classification automatique croit en popularité dans le domaine des géosciences. Elle a prouvé son efficacité pour la définition d'hydrofaciès dans un système karstique complexe en zone non saturée, permettant de caractériser l'hétérogénéité fonctionnelle des sols au-delà de la simple lithologie (Watlet *et al.*, 2018; Delforge *et al.*, 2021). En géotechnique, l'approche a également démontré sa pertinence pour la caractérisation de discontinuités dans des glissements de terrain, ouvrant la voie à de nouvelles méthodes prometteuses dans ce domaine (Whiteley

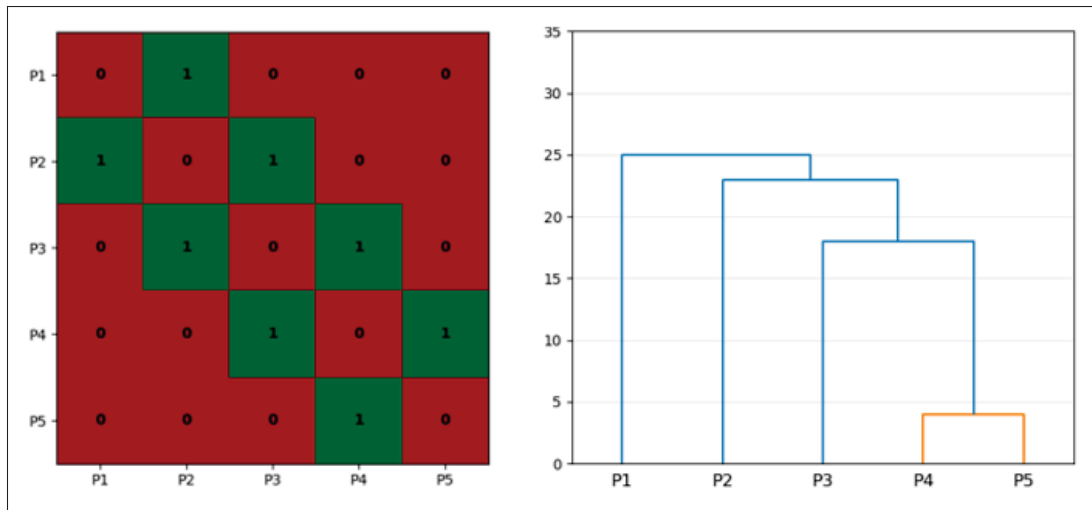


Figure 1.15 Impact de la matrice de connectivité sur le processus de classification. La contrainte d'adjacence modifie l'ordre des fusions (notamment pour P1 et P3) en forçant la création de structures spatialement cohérentes

et al., 2021). Xu *et al.* (2017) a utilisé le HAC combiné à de la TL-ERT pour cartographier l'épikarst de la grotte de Lascaux, caractériser ses dynamiques hydriques saisonnières et bâtir un modèle conceptuel. Plus récemment, Ciampi, Giannini, Cassiani, Esposito & Papini (2024) ont eu recours à une classification sous contraintes géologiques et granulométriques pour discriminer les architectures lithologiques complexes et l'hétérogénéité latérale et verticale des dépôts superficiels.

Dans le contexte spécifique de la TL-ERT, Hermans, Maene, Caudron & Vanhooren (2025) ont exploité la classification automatique de séries-temporelles pour isoler des sous-ensembles de données mesurées présentant des tendances temporelles d'intérêt; l'inversion séparée de ces sous-ensembles s'est révélée efficace pour focaliser l'imagerie et atténuer les artefacts. Enfin, Taghizadeh-Mehrjardi, Nabiollahi, Minasny & Triantafilis (2015) ont comparé six méthodes de classification pour réaliser une cartographie numérique des sols, démontrant la supériorité des arbres de décision et des réseaux de neurones pour prédire les zones géologiques. Cette évolution méthodologique s'inscrit dans le cadre plus large de l'apprentissage automatique appliqué aux géosciences, ouvrant des perspectives pour l'assimilation de données multi-sources

à une meilleure prédiction spatiale et temporelle des processus et des paramètres qui y sont associés (Karpatne, Ebert-Uphoff, Ravela, Babaie & Kumar, 2019).

1.3.3 Classification de séries temporelles (TSC)

La classification des séries temporelles (*Time Series Clustering*, TSC) est une variante qui vise à regrouper des vecteurs de données plutôt que des données statiques (Aghabozorgi, Seyed Shirkorshidi & Ying Wah, 2015; Warren Liao, 2005). Son objectif est de créer des groupes présentant des dynamiques similaires. Dans le cas de la méthode HAC, la métrique reste la même présentée Équation 1.17, μ_A et μ_B étant les centroïdes des vecteurs. Un pré-traitement de ces séries temporelles est généralement effectué et conditionne fortement la partition résultante (Delforge *et al.*, 2021). Généralement, cela a pour but d'atténuer l'influence des effets de magnitude et de mettre en évidence les comportements temporels dominants. Trois types de transformation sont couramment utilisés :

- Données brutes transformation logarithmique : Privilégie les regroupements basés sur l'amplitude absolue (ex : distinction résistif/conducteur).
- Standardisation Z : Transforme chaque série pour obtenir une moyenne nulle et un écart-type unitaire ($z_t = (x_t - \mu)/\sigma$) où x_t désigne la valeur de la série temporelle à l'instant t , μ la moyenne de la série considérée et σ son écart-type. Cela permet de regrouper les zones présentant des dynamiques similaires, indépendamment de leur intensité (Lima & Souza, 2023).
- Différenciation : Consiste à remplacer la série x_t par ses variations successives $\Delta x_t = x_t - x_{t-1}$. Elle permet de supprimer les tendances de fond et de mettre en évidence les variations (Delforge *et al.*, 2021).

La Figure 1.16 met en évidence l'impact de ces prétraitements sur la forme des séries temporelles et sur la partition qui en résulte. L'usage des données brutes (première ligne) produit une partition très proche de l'image des résistivités inversées, privilégiant les regroupements basés sur l'amplitude absolue. Bien qu'elle distingue les zones résistives des zones conductrices, cette approche génère de nombreuses cellules mal classées (indiquées par des contours blancs

correspondant à un indice de silhouette négatif) et omet les propriétés dynamiques du système (Delforge *et al.*, 2021). La standardisation Z (deuxième ligne) rend les séries temporelles plus comparables en normalisant leurs amplitudes ; la partition résultante révèle donc des structures basées sur la cohérence temporelle et les corrélations dynamiques globales (Delforge *et al.*, 2021). La différenciation (troisième ligne) génère une partition très singulière où les clusters sont exclusivement liés aux variations temporelles et aux événements transitoires. Cette approche exacerbe la réactivité de certaines zones du profil tout en écrasant d'autres, car elle supprime les tendances lentes ou de petite ampleur (Delforge *et al.*, 2021). Enfin, la combinaison de

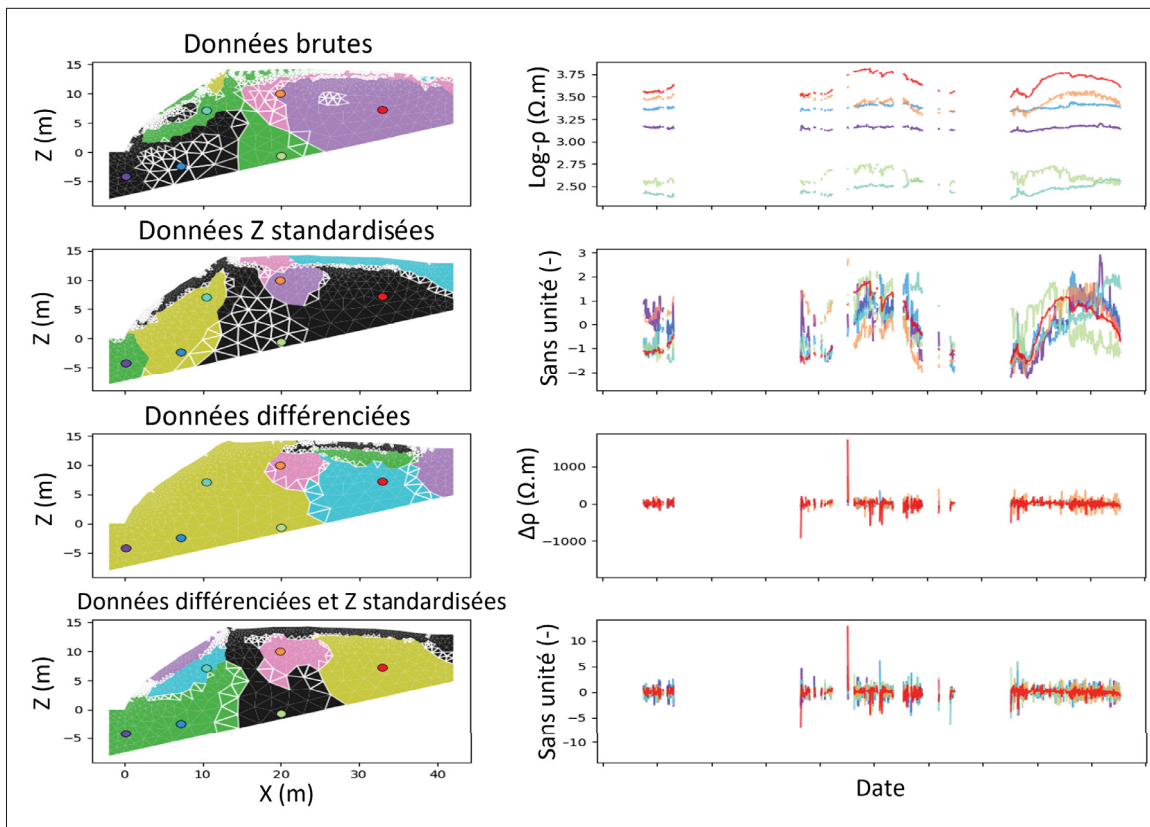


Figure 1.16 Comparaison de quatre stratégies de prétraitement (brut, standardisé, différencié et une combinaison des deux) et leur impact sur la morphologie des signaux et la partition spatiale résultante. Les contours blancs indiquent une valeur de silhouette index négative, soit des cellules "mal" classée. Les données utilisées sont tirées de Delforge *et al.* (2021), et correspondent à un modèle de 1558 cellules et 465 relevés ERT

la différenciation et de la standardisation Z (dernière ligne) offre un compromis : les séries

temporelles sont rendues comparables entre elles tout en restant influencées par la dynamique de leurs variations propres. Le choix du prétraitement doit donc être rigoureusement aligné avec l'objectif d'interprétation : caractérisation lithologique (brut), comportement dynamique global (standardisé) ou réactivité face aux forçages hydrologiques (différencié).

1.3.4 Indicateurs de qualité d'une partition

L'évaluation de la qualité d'une partition non supervisée repose classiquement sur des indicateurs de qualité qui permettent de quantifier à quel point les objets au sein d'un même groupe sont similaires et les groupes entre eux bien séparés. Plusieurs indicateurs existent, chacun mettant l'accent sur un aspect différent de la partition (cohésion intra-classe, séparation inter-classe, stabilité, etc.) (Arbelaitz *et al.*, 2013). Leur utilisation combinée est souvent recommandée afin d'obtenir une appréciation plus robuste de la qualité d'une partition. Parmi les métriques les plus couramment utilisées figure l'indice de Silhouette (Rousseeuw, 1987), défini comme suit :

$$s(i) = \frac{b(i) - a(i)}{\max(a(i), b(i))} \quad (1.19)$$

où $a(i)$ est la dissimilarité intra-classe (distance moyenne entre l'observation i et toutes les autres observations de son cluster) et $b(i)$ la dissimilarité inter-classe minimale (distance moyenne entre l'observation i et les observations du cluster voisin le plus proche). L'indice varie entre -1 (mauvaise classification) et $+1$ (classification idéale), avec des valeurs proches de 0 indiquant des observations à la frontière entre différents groupes.

Pour mesurer la similarité entre des partitions, l'Information Mutuelle Ajustée (*Adjusted Mutual Information*, AMI) est très couramment utilisée (Vinh, Epps & Bailey, 2010; Delforge *et al.*, 2021). L'AMI quantifie l'information partagée entre deux partitions U et V en comparant leur information mutuelle $MI(U, V)$ à la valeur attendue sous l'hypothèse d'indépendance $\mathbb{E}[MI(U, V)]$:

$$AMI(U, V) = \frac{MI(U, V) - \mathbb{E}[MI(U, V)]}{\max(H(U), H(V)) - \mathbb{E}[MI(U, V)]} \quad (1.20)$$

où $H(U)$ et $H(V)$ sont les entropies de Shannon des partitions. Elles quantifient le degré d'incertitude ou d'hétérogénéité de chaque partition : elles sont maximales lorsque les observations sont réparties uniformément entre les clusters et nulles si toutes les observations appartiennent à un seul cluster. L'information mutuelle $MI(U, V)$ mesure la réduction d'incertitude sur la partition U lorsque l'on connaît la partition V (et réciproquement) : elle est élevée lorsque les clusters de U et V se correspondent bien et faible si les partitions sont indépendantes. Formellement, elle s'écrit :

$$MI(U, V) = \sum_{i=1}^{|U|} \sum_{j=1}^{|V|} P(i, j) \log \frac{P(i, j)}{P(i)P(j)} \quad (1.21)$$

où $P(i, j)$ est la probabilité qu'une observation appartienne simultanément au cluster i de U et au cluster j de V , et $P(i)$ et $P(j)$ les probabilités marginales d'appartenance aux clusters i et j . Ainsi, $MI(U, V)$ reflète la quantité d'information que l'une des partitions apporte sur l'autre, tandis que l'AMI corrige cette mesure en tenant compte du niveau d'accord attendu par hasard, permettant une comparaison robuste entre des partitions de tailles ou de nombres de clusters différents. L'AMI associe une valeur de 0 des partitions indépendantes et de 1 pour des partitions identiques.

La Figure 1.17 présente l'évolution des scores de silhouette pour des partitions allant de $k = 2$ à 14, avec et sans contrainte de connectivité. On observe d'abord que l'indice tend à augmenter mécaniquement avec le nombre de clusters, sans nécessairement refléter une meilleure réalité physique. Dans le cas sans contrainte de connectivité, le meilleur score de silhouette est atteint pour 7 clusters. L'ajout de la matrice de connectivité, bien qu'essentiel pour forcer la création de structures géologiques spatialement cohérentes, entraîne systématiquement une baisse des valeurs de l'indice de silhouette. Néanmoins, en observant les scores AMI (calculés par rapport à une partition de référence à $k = 6$), on remarque que les structures obtenues restent très similaires pour des valeurs de k allant de 4 à 8, présentant un score AMI supérieur à 0,8 (Delforge *et al.*, 2021). Cela démontre que si la contrainte spatiale pénalise la cohésion purement statistique

évaluée par l'indice de silhouette, elle préserve la classification robuste des comportements dominants sur une large plage de k .

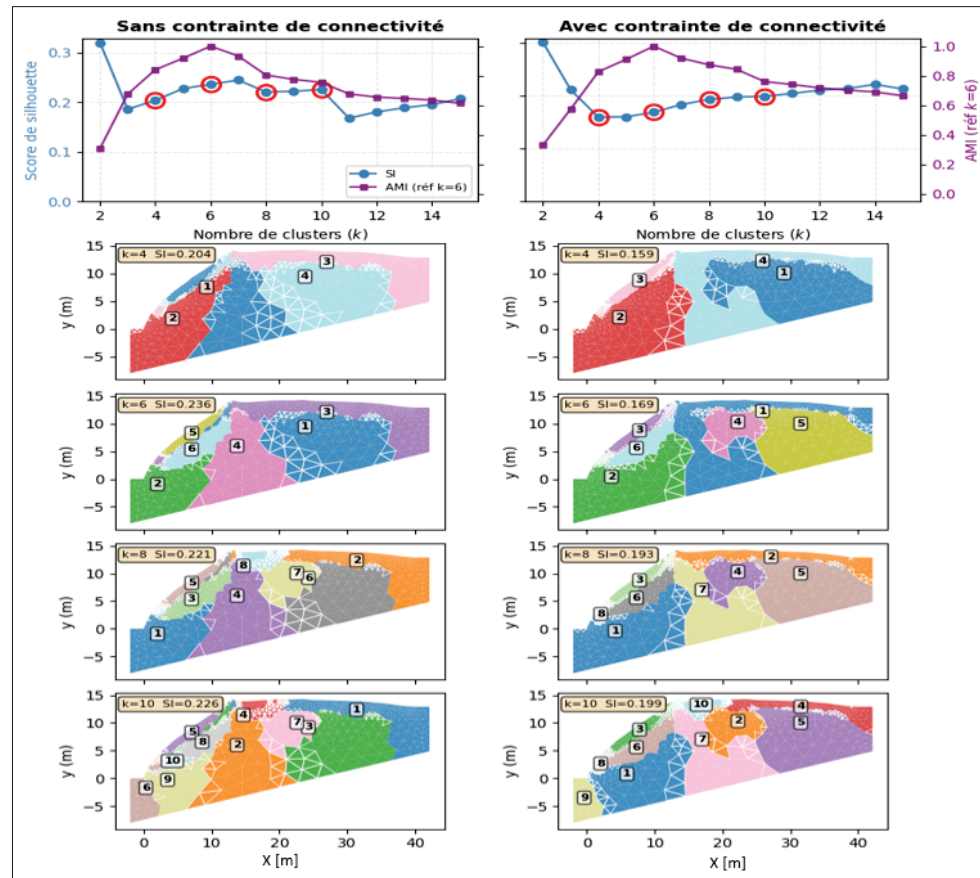


Figure 1.17 Analyse de performance via l'indice de Silhouette pour $k = 2$ à 14. La comparaison entre les partitions non contraintes (gauche) et contraintes spatialement (droite) illustre que l'indice de silhouette ne capture pas la pertinence physique imposée par la connectivité. Les données utilisées sont tirées de Delforge *et al.* (2021), et correspondent à un modèle de 1558 cellules et 465 relevés ERT

1.4 Conclusion sur la revue de littérature

La gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain repose de plus en plus sur le déploiement d'IV, dont l'intégration devient systématique dans les plans d'aménagement urbains. Toutefois, cette revue de littérature souligne que la caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique *in situ* de ces ouvrages demeure complexe car ils sont de petite taille et insérées dans

un milieu urbain structurellement hétérogène qui favorise les écoulements préférentiels. Face à ces spécificités, les approches traditionnelles d'instrumentation *in situ* montrent des limites majeures : leur faible volume d'investigation les rend extrêmement sensibles à l'hétérogénéité locale, compromettant ainsi l'évaluation globale de la performance de l'ouvrage à l'échelle du site.

Pour surmonter ces lacunes, la TL-ERT s'impose comme une méthode de suivi particulièrement pertinente. Ayant démontré son efficacité dans des contextes analogues, elle permet d'imager indirectement les écoulements d'eau et le panache des sels de voirie à haute résolution. Dans le contexte des IV, la configuration en forage s'avère la plus adaptée pour garantir une sensibilité accrue en profondeur, à condition d'assurer un couplage électrique optimal entre les électrodes et le sol et d'appliquer une correction thermique rigoureuse, étape absolument indispensable pour l'interprétation des données en proche surface.

Enfin, bien que la TL-ERT génère des jeux de données d'une grande richesse, l'extraction d'une interprétation hydrogéochimique reste délicate. La TSC, et plus particulièrement la méthode HAC avec matrice de connectivité, apparaît comme un outil complémentaire prometteur en synthétisant la complexité des variations de conductivité électrique en quelques zones distinctes.

CHAPITRE 2

DÉMARCHE DE RECHERCHE

2.1 Planification du projet de recherche

Ce projet de recherche s'est déroulé selon la planification, présentée Figure 2.1 qui place dans le temps la méthodologie adoptée pour atteindre les OS. Elle présente également plusieurs livrables intermédiaires ayant permis de synthétiser l'avancement au travers d'une présentation ou d'une publication.

Objectif principal : Suivi temporel des dynamiques de conductivité électrique volumique associées aux écoulements d'eau et de contaminants dans une infrastructure verte drainante par imagerie géoélectrique.		2023	2024			2025		2026	
		A	H	E	A	H	E	A	H
		Baccalauréat			Maîtrise				
OS1 : Préparer, installer et valider les électrodes géophysiques sur le site étudié puis mettre en place un suivi continu avec le SAS4000.	Finalisation des électrodes et conception d'un mélange de remplissage pour leur installation.	x							
	Validation de l'installation avec le SAS4000		x						
	Suivi continu avec le SAS4000				x	x			
Livrable intermédiaire :	Rédaction d'un article de conférence et présentation à GéoMontréal2024			x	x				
OS2 : Développer un instrument de suivi TL-ERT basé sur le modèle OhmPi puis poursuivre le suivi en continu.	Assemblage d'un résistivimètre basé sur le modèle OhmPi puis validation en laboratoire.			x		x	x		
	Installation et validation du nouveau système OhmPi						x		
	Reprise du suivi continu avec envoi de données automatique						x	x	x
Livrable intermédiaire :	Présentation des premières données TL-ERT à l'EGU 2026						x		
OS3 : Définir une méthodologie de traitement de des données géoélectrique par inversion géophysique qui intègrent une correction de la température.	Mise en place d'une stratégie de pré-traitement des données brutes						x		
	Calibration des modèles de température						x		
	Inversion géophysique et correction des valeurs de conductivité électrique volumique							x	
OS4 : Identifier les unités hydrogéologiques par TSC et bâtir un modèle conceptuel de l'IV sur un cycle saisonnier complet.	Analyse des variations de conductivité							x	
	Traitement par regroupement de séries temporelles							x	
	Construction du modèle conceptuel hydrogéologique et géochimique							x	x
Livrable intermédiaire :	Rédaction d'un article de revue							x	x
Livrable final :	Rédaction du mémoire de maîtrise				x				x

Figure 2.1 Planification par session du projet de maîtrise depuis son commencement à l'automne 2023 lors de mon dernier stage de baccalauréat effectué en recherche

2.2 Méthodologie adoptée pour compléter les objectifs spécifiques

L'OS1 consistait à préparer, installer et valider les électrodes géophysiques sur le site étudié, puis à mettre en place un suivi continu avec le résistivimètre SAS4000 (Figure 2.2). Cette première phase a nécessité la finalisation de la conception des électrodes ainsi que le développement d'un mélange de remplissage adapté à leur installation dans les forages. Une fois les électrodes installées, la validation du dispositif géophysique a été effectuée à l'aide du SAS4000, permettant de vérifier la qualité des contacts entre les électrodes et le milieu, ainsi que la cohérence des mesures de résistivité apparente selon différentes configurations d'électrodes. Cette étape a permis d'assurer la fiabilité des données avant d'initier le suivi en continu avec le SAS4000. Cette première partie s'est concrétisée par la publication d'un premier article de conférence présenté à GéoMontréal2024 (Luzy, Dimech, Duhaime, Dubé & Masse-Dufresne, 2024).

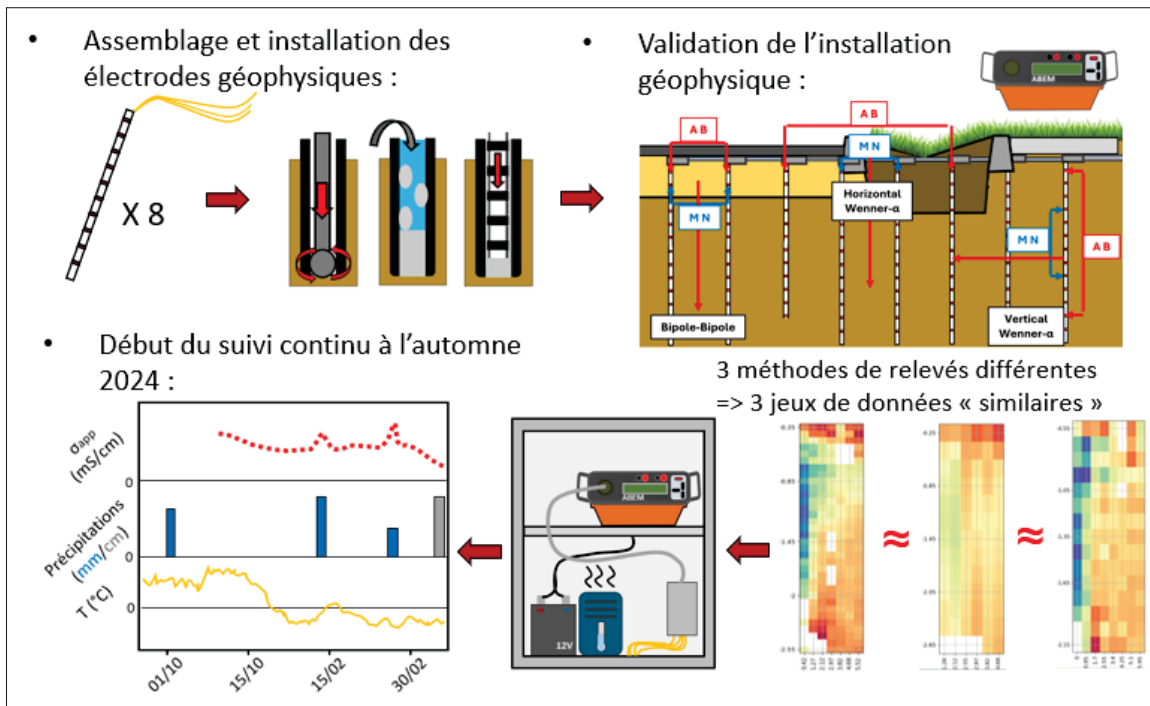


Figure 2.2 Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 1

La deuxième année a été dédiée à l'OS2, avec l'assemblage et la validation du résistivimètre basé sur le modèle OhmPi version 2024 (Blanchy *et al.*, 2024) comme schématisé sur la Figure 2.3.

D'une part, l'assemblage du résistivimètre OhmPi a été réalisé en laboratoire, suivi d'une phase de validation permettant de vérifier ses performances et sa fiabilité face au système commercial SAS4000. D'autre part, l'installation sur le terrain du système OhmPi a nécessité une nouvelle validation pour s'assurer de la continuité et de la cohérence des mesures par rapport au suivi antérieur. Cette approche a permis de poursuivre l'acquisition de données en continu, avec un envoi automatique des résultats à partir du mois d'avril 2025. Cette seconde année s'est terminée par une présentation des premiers résultats de TL-ERT, acquis durant l'automne 2024, à l'EGU 2025 à Vienne en Autriche (Luzy *et al.*, 2025).

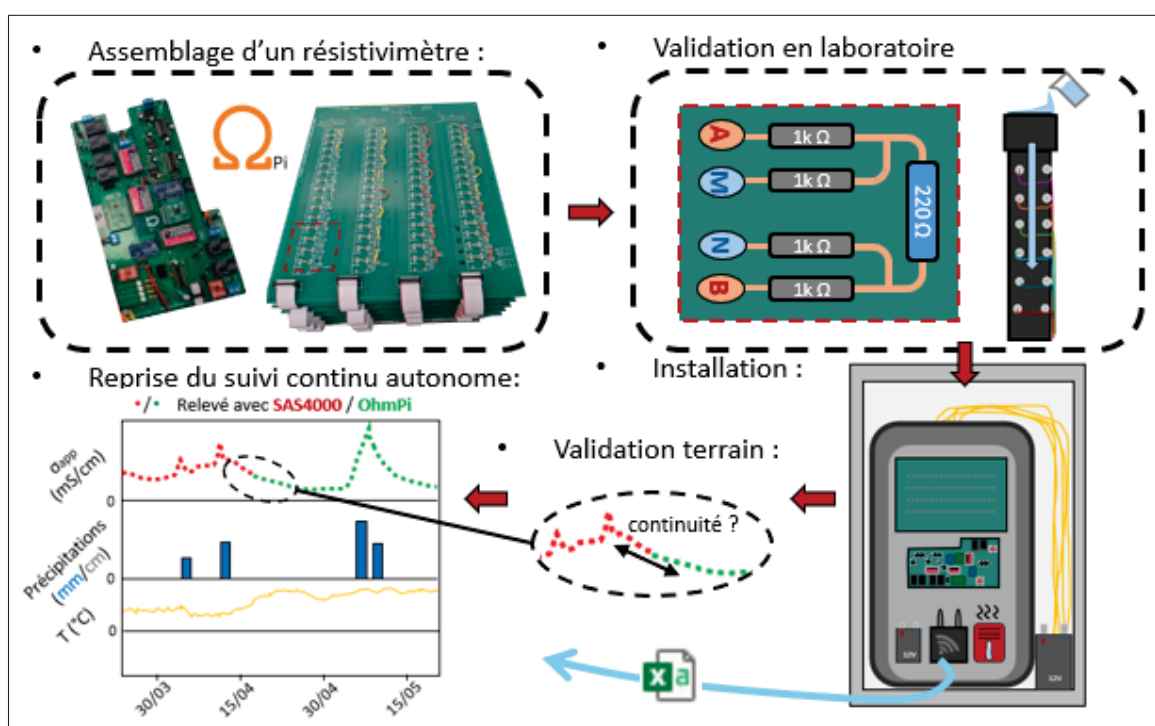


Figure 2.3 Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 2

L'OS3 visait à développer des outils numériques pour le traitement des données géoélectriques par inversion géophysique, intégrant une correction de la température (Figure 2.4). Cette analyse incluait d'abord la mise en place d'une stratégie de pré-traitement des données brutes pour filtrer les mesures de mauvaise qualité et évaluer les électrodes défectueuses. Ensuite, la calibration de trois modèles de température a été effectuée en s'appuyant sur les données des sondes FDR installées dans l'IV, sous la chaussée et sous le trottoir, permettant d'estimer la

distribution spatiale et temporelle de la température. Ces profils de température ont ensuite été utilisés pour corriger l'effet thermique sur les valeurs de conductivité électrique obtenues par inversion géophysique, permettant ainsi l'interprétation des variations de résistivité sur de longues périodes.

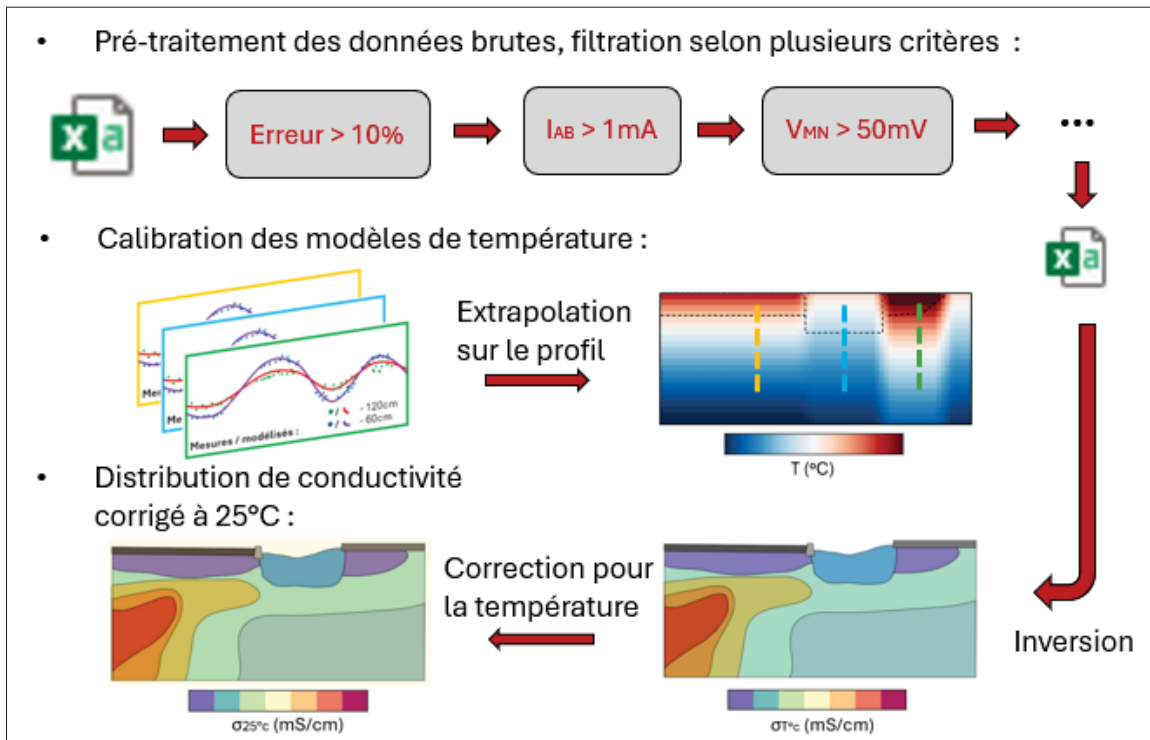


Figure 2.4 Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 3

L'objectif final (OS4) consiste à synthétiser l'ensemble des données géophysiques et hydrogéologiques afin de caractériser le fonctionnement de l'IV sur un cycle saisonnier complet. Comme l'illustre la Figure 2.5, cette étape repose sur deux phases. Dans un premier temps, les données TL-ERT sont analysées à deux échelles temporelles distinctes : les variations de conductivité sont examinées à l'échelle annuelle, puis mises en relation avec des variations à court terme, plus ponctuelles, survenant à la suite d'épisodes pluvieux. Deuxièmement, on utilise le regroupement de séries temporelles (TSC) pour simplifier le modèle en plusieurs groupes présentant un comportement géoélectrique saisonnier similaire. Cela permet de mieux corrélérer temporellement les variations de conductivité avec les événements météorologiques. Ensuite, le modèle conceptuel est construit à partir des six tendances qui ressortent de ces visualisations. Ce modèle permet de visualiser

comment l'IV réagit aux événements de recharge (pluie ou fonte des neiges) et comment le chlorure migrent selon la saison. Cette synthèse transforme des images géophysiques complexes en une compréhension vulgarisée des processus à l'œuvre.

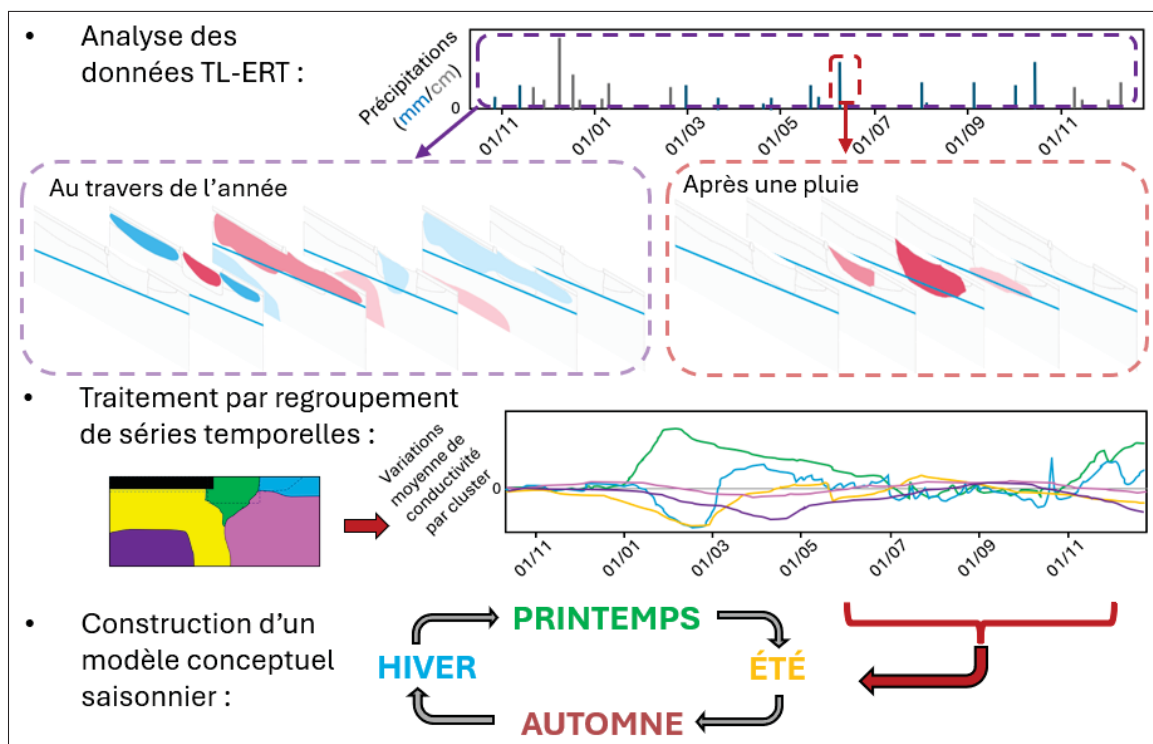


Figure 2.5 Méthodologie adoptée pour réaliser l'objectif spécifique 4

2.3 Présentation des articles

2.3.1 Article 1 : Étude du comportement hydrogéologique d'une infrastructure verte drainante par imagerie par tomographie à résistivité électrique continue et haute résolution

Le premier article a été publié dans le cadre de la conférence GéoMontréal 2024 (77th Annual Canadian Geotechnical Conference) qui a eu lieu à Montréal (Luzy *et al.*, 2024). Il présente l'installation des électrodes géophysiques à Laval, ainsi que la méthodologie utilisée pour valider le fonctionnement des électrodes. L'instrumentation géophysique du site a eu lieu en octobre 2023 et comprenait 103 électrodes réparties sur 8 piézomètres (7*13 + 12), formant une grille

rectangulaire de 2,5 m de profondeur par 6 m de long. Le protocole utilisé pour installer les piézomètres dans le liquide de remplissage afin de garantir un bon contact entre les électrodes et le sol est détaillé dans l'article. Ensuite, une première campagne de mesures a eu lieu en avril 2024 où plusieurs types de relevés ont été effectués avec un SAS4000 pour évaluer s'il y avait des courts-circuits électriques dus à un contraste de résistivité trop élevé entre le liquide de remplissage et le sous-sol. Ce travail initial démontre la capacité de l'installation à fournir une bonne imagerie géoélectrique du sous-sol pour la suite du projet.

2.3.2 Article 2 : Comportement complexe d'une infrastructure verte urbaine imagé par tomographie de résistivité électrique en continu et regroupement de séries temporelles

Soumis à la revue Journal of Hydrology, ce second article présente l'analyse d'un jeu de données TL-ERT complet couvrant la période de novembre 2024 à novembre 2025. L'acquisition des données a été réalisée à l'aide d'un appareil SAS4000 d'ABEM ainsi qu'avec un résistivimètre développé à l'ÉTS basé sur le projet OhmPi. L'article détaille la méthodologie utilisée pour le traitement des données, débutant par le contrôle qualité des mesures (notamment via l'erreur réciproque) et l'identification des électrodes défaillantes. L'inversion géophysique des relevés a été réalisée à l'aide de la librairie pyGIMLi. Les modèles de résistivité obtenus ont ensuite été corrigés de l'effet de la température et ramenés à une température de référence de 25 °C, afin d'assurer leur comparabilité sur de longues périodes. L'interprétation combine une approche classique des variations spatio-temporelles de conductivité et une analyse par regroupement de séries temporelles (TSC). Cette dernière a permis de réduire la dimensionnalité du jeu de données en 5 séries représentatives, aboutissant à la proposition d'un modèle conceptuel synthétisant le comportement de l'IV en plusieurs phases distinctes.

CHAPITRE 3

STUDY OF THE HYDROGEOLOGICAL BEHAVIOR OF A DRAINING GREEN INFRASTRUCTURE USING CONTINUOUS, HIGH-RESOLUTION ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY IMAGING

Alexis Luzy , Adrien Dimech , François Duhaime , Janie Masse-Dufresne , Jean-Sébastien Dubé , Rose-Anne Farley

École de technologie supérieure, Montréal, Québec, Canada

Article publié dans la conférence « GéoMontréal2024 », juillet 2024

3.1 Contextualisation de l'article 1

Cet article a été rédigé au tout début du projet, à la suite de la première campagne d'acquisition de données sur le terrain en fin mars 2024 avec le SAS4000. À cette étape, l'objectif principal était d'évaluer si l'installation était opérationnelle et exploitable pour la suite des travaux. Une des craintes majeures résidait dans la possibilité que le coulis de remplissage crée des courts-circuits électriques le long des piézomètres ou que des câbles aient été sectionnés, rendant des électrodes non fonctionnelles. Finalement, une méthode d'évaluation simple et empirique a été utilisée avec succès pour démontrer que l'installation ne présentait pas d'artefacts majeurs et fonctionnait adéquatement.

ABSTRACT

To answer many new challenges brought by climate changes, the cities of Montreal and Laval aim to increase the installation of green infrastructures (GI). These are vegetated areas built along the roadside with a lowered curb and filled with a mixture of sand, black earth and topsoil. The impact of GI on groundwater levels and salinity is not well documented. This article presents a study of the hydrogeological behavior of GI combining traditional methods with continuous, high-resolution geophysical monitoring of the water flows. One hundred geophysical electrodes (GE) were installed in a grid 2.5 m deep and 6 m long, perpendicular to the axis of the GI. This study presents the methodology that was used for the installation of the GE and

the first measurements. In the longer term, these results will be combined with hydrogeological measurements and *in situ* soil characterization in the laboratory.

RÉSUMÉ

Dans un contexte d'accroissement des défis amenés par les changements climatiques, les villes de Montréal et Laval visent à augmenter la construction d'infrastructures vertes (IV). Ces zones végétalisées construites en bord de rue avec une bordure abaissée sont remblayées avec un mélange de sable, de terre noire et de sol végétal. L'influence des IV sur les niveaux et la salinité de l'eau souterraine est peu documentée. Cet article présente une étude du comportement d'une IV qui combine des méthodes traditionnelles avec une imagerie continue et à haute résolution de la distribution spatio-temporelle de la résistivité électrique par imagerie géophysique. Une centaine d'électrodes ont été installées, formant un quadrillage de 2.5 m de profondeur sur 6 m de long, perpendiculairement à l'axe de l'IV. Cette étude présente la méthodologie qui a été utilisée pour l'installation des électrodes géophysiques ainsi que les premières imageries géophysiques. À plus long terme, ces imageries seront combinées aux mesures hydrogéologiques et à des caractérisations des sols en place.

3.2 INTRODUCTION

Extreme rainfall events are a major problem in Canadian cities. They can cause sewage overflows and contaminant migration, Madoux-Humery *et al.* (2013). Climate change and the growing waterproofing of ground surfaces is increasing the occurrence and impact of these extreme events, Chen *et al.* (2019b); Cooley *et al.* (2021); Bilodeau (2023); Lapointe & Rochman (2023). Among the solutions to alleviate this situation, the construction of vegetated green infrastructure complements the urban hydraulic network by providing buffer zones and pre-treatment of stormwater through filtration, Renaud *et al.* (2023); Radosavljevic *et al.* (2024).

The influence of GIs on groundwater levels and salinity is a concern. The temporal monitoring of electrical resistivity of the subsurface, coupled with physical characterization of soils, has proven its effectiveness in characterizing the movement of water and contaminants in the

unsaturated zone near the surface, Audebert *et al.* (2014); Dimech *et al.* (2022, 2023). To this end, boreholes were drilled in an existing GI in Laval (QC, Canada) and were instrumented to conduct Time-Lapse Electrical Resistivity Tomography (TL-ERT). By combining these methods in a known, full-scale facility with high resolution, the aim is to offer a precise monitoring of groundwater flow. Another main objective is to identify chloride infiltration, which could lead to the premature corrosion of underground pipes, Song, Jiang, Chen, Zhao & Tian (2017); Beral *et al.* (2023).

This article presents the site studied, the geophysical instrumentation installed, and the method used. Finally, an initial static geophysical image of the site is presented.

3.3 SITE DESCRIPTION

The GI studied is located near the Berlier-Bergman intersection, in the city of Laval, north of Montreal, Quebec. The GI is designed to temporarily store and filter a portion of roadside stormwater to reduce the flow entering the sewer system (Frédette *et al.* 2023). As shown in Figure 3.1a, the GI has a 2 m wide by 50 m long rectangular shape. It has a depth of 1 m and is surrounded by two concrete curbs, with, on one side, a flexible asphalt pavement supported by 40 cm of crushed stone (MG20), and on the other, a concrete sidewalk. The geophysical instrumentation in place (ERT line Figure 1b) is complemented by several hydrogeological instrumentation profiles visible in Figure 3.1b. Four (4) fully screened PVC tubing was installed for subsequent borehole ground penetrating radar surveys. The three (3) subsequent profiles are intended for point measurements of soil volumetric water content, suction on 3 levels around the water table, vadose zone water sampling and water levels using conventional piezometers.

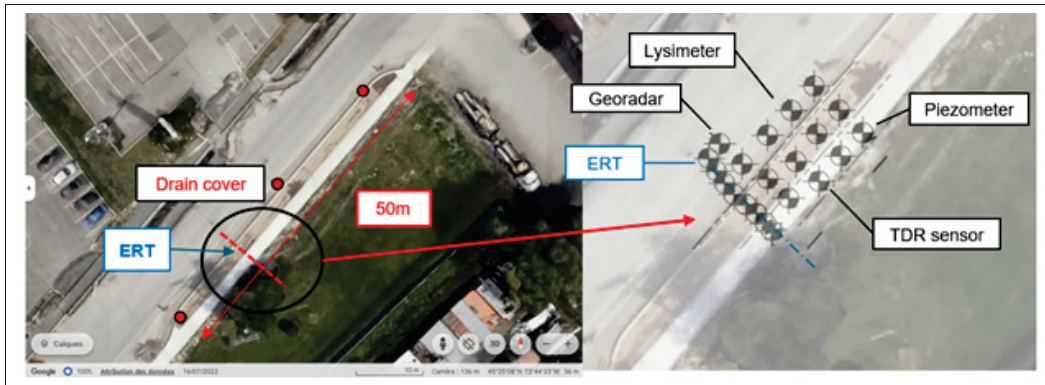


Figure 3.1 a) Plan view of the GI with the satellite image (Google earth) and b) the geophysical and hydrogeological instruments installed in proximity to the GI

3.4 METHODOLOGY

3.4.1 Cross-borehole ERT field instrumentation

The ERT installation, shown in Figure 3.2, consists of 8 electrical piezometers (EP) spaced 85 cm apart, each equipped with 13 geophysical electrodes. One EP only has 12 electrodes due to a drilling refusal. The EP were made using 2.7 m-long PVC tubing with an external diameter of 38 mm. The electrodes are 2 cm-long stainless-steel tubing of 4 cm diameter, spaced 20 cm apart, Wilkinson *et al.* (2008)). Holes were drilled through both tubing to connect the electrode to a copper cable from the inside with a stainless-steel rivet following the methodology described by Sylvain, Pabst & Dimech (2019). The whole grid is about 6 m wide to 2.4 m high. This configuration covers the entire zone of interest, maximizing the resolution of electrical measurements.

3.4.2 Resistivity meter

To produce continuous, high-resolution imaging of the spatial and temporal distribution of resistivity, a dedicated measuring device was assembled based on the open-source Ohmpi project, Clement *et al.* (2020). The device is a 64-electrode resistivity meter that can be increased to 128

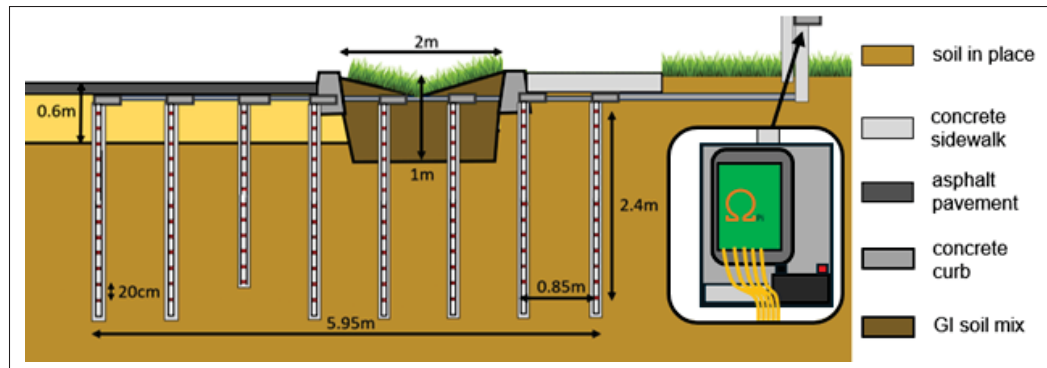


Figure 3.2 Geophysical electrodes grid geometry and Ohmipi based resistivity meter

electrodes, and that can inject up to 50 mA at a maximum voltage of 24 V. It is connected to 12 V batteries that are connected to a charger as shown in Figure 3.2. The device will be upgraded to the latest version that can inject up to 500mA at a maximum voltage of 50 V, Blanchy *et al.* (2024). The use of an assembled device required an additional validation step to ensure the accuracy of the measured values and its suitability for autonomous monitoring over several years. Validation was initially carried out by measuring resistance values on commercially available 220 Ω resistors.

3.4.3 Electric piezometer installation method

EP installation method is crucial in the case of borehole ERT measurements. Contact between the GE and the surrounding soil must be good to avoid introducing measurement errors, Mikkelsen (2002); Kuras *et al.* (2009). Ochs, Klitzsch & Wagner (2022) showed that inversion artifacts are correlated with borehole diameter. Wilkinson *et al.* (2008) showed that misplacement could result in inversion artefacts since GEs position are perfect in the forward modelling. Furthermore, a grout mixture with low permeability was needed to avoid saltwater migration and hydraulic short-circuiting along the borehole Perri, Barone, Cassiani, Deiana & Binley (2020); Thomle, Peta, Zhong, Robinson & Johnson (2023). Using the drill cuttings required sieving and could create irregularities close to the electrodes, especially in dry areas, LaBrecque, Ramirez, Daily, Binley & Schima (1996a). Another source of uncertainty impacting the resulting imaging is the

grout used to fill the borehole, Lee *et al.* (2016); Perri *et al.* (2020). The first solution to mitigate these risks is to use a borehole casing with a diameter as small as possible, LaBrecque *et al.* (1996a). In our case, the borehole had a diameter of 3 inch (7.6 cm) as shown in Figure 3.3.

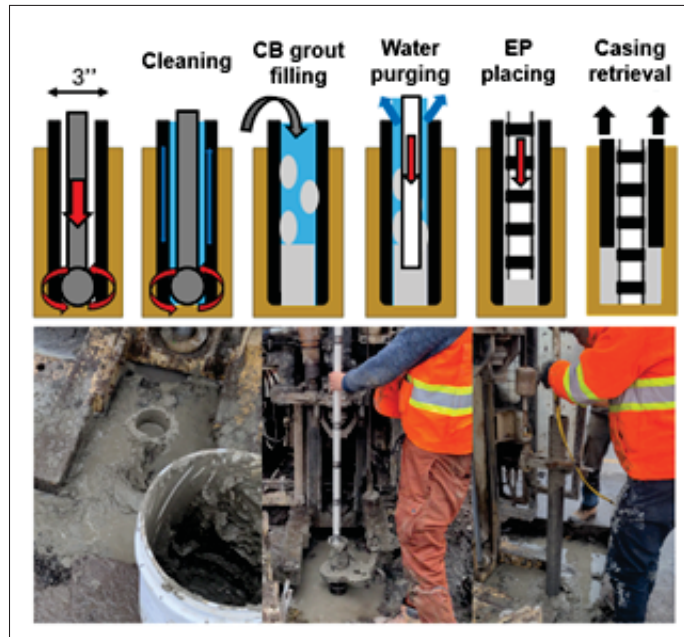


Figure 3.3 Electric piezometer installation method with field pictures

The second solution is to use a cement-bentonite (CB) grout to fill the borehole as suggested by Mikkelsen (2002). We used superplasticizer (SPF) to reach a consistency liquid enough at a lower water content to mitigate shrinkage (Yang 2019). The mass ratio used in term of cement, bentonite, water, and SPF was, 100-200-360-2. It is important to mix water and SPF with cement before adding the bentonite to avoid nullifying the effect of the SPF. The resistivity of the CB grout on site is unknown. A laboratory study on the physical properties of the grout will be conducted using the setup shown in Figure 3.4 with modified electrical resistivity Tempe cells equipped with stainless-steel electrodes, see details in Dimech *et al.* (2023). The end goal is to evaluate the borehole fluid effect, (Lee et al. 2016) and to propose a method to mitigate it (Ochs et al. 2022).

Figure 3.3 shows the methodology used to install the EP on site, accompanied by *in situ* photos during and after installation. The first step consisted in drilling the borehole and cleaning it. The CB mixture was pushed inside the borehole with a PVC tubing to purge the water and avoid creating cavities. Then to avoid a borehole collapse; the EP was directly pushed in the CB mixture from inside the casing which was then removed. A PVC cap was glued to the tubing and the cables were all protected in PVC tubing to prevent them from being cut by aggregates or long-term traffic induced road damages.

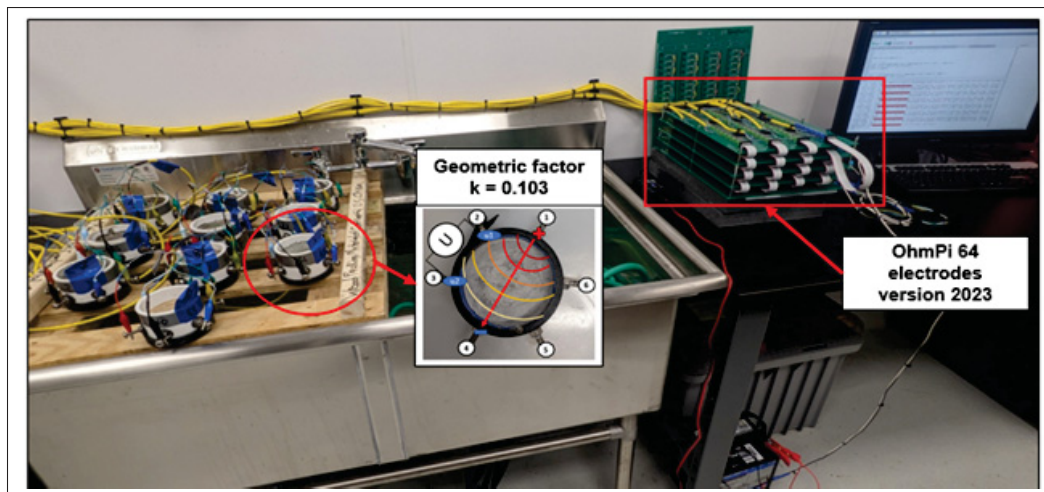


Figure 3.4 OhmPi version 2023 setup for continuous measurement of the cement bentonite mix resistivity over 45 days using 10 cells based on ER Tempe-Cell principle

3.4.4 Geophysical installation validation

Preliminary surveys were conducted as an empiric way to verify if the geophysical installation was efficient and would provide proper imaging. To do so, 2 sets of surveys were done on April 16th and 29th 2024 Figure 3.5 shows the hardware used : an ABEM Terrameter SAS4000, an electrode selector ES10-64C and a homemade connector with 64 screw terminals on one side and 32 pin standard circular connector on the other end to connect the electrodes to the device (Dimech et al. 2019).

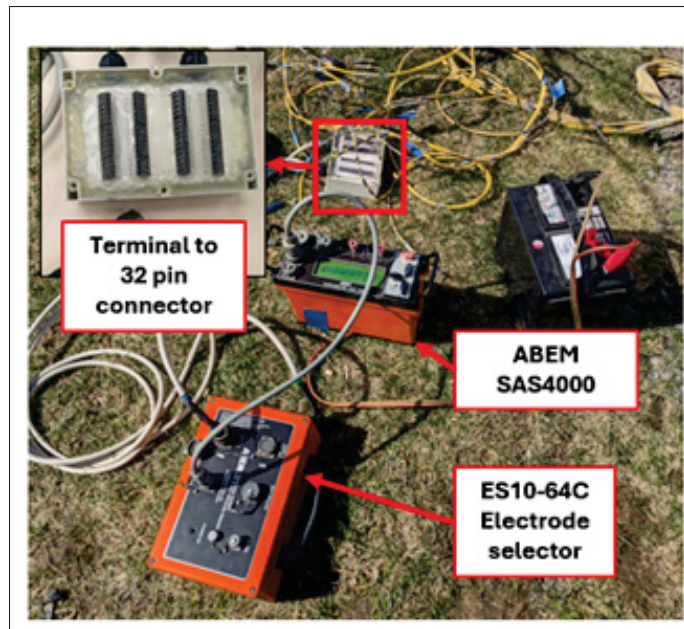


Figure 3.5 Site setup for the first ERT measurement.

The purpose of these measurements was to verify the condition of the ERT installation by carrying out an initial imaging after the snow had melted to identify possible major artefacts (LaBrecque et al. 1996, Thomle et al. 2023). To do so, 3 types of measurements were used (Figure 3.6). Borehole array surveys using one EP at a time (Figure 3.6a) were done as well as cross-borehole surveys using 4 EP, on a same level, at a time (Figure 3.6b). A second kind of cross-borehole surveys (Figure 3.6c) was done to complete measurements with a high-resolution protocol (Kuras et al. 2009, Clément et al. 2014). In total, 3 surveys using 4 EP were done to create an overlap of 2 EP.

Figure 3.6d, shows the resulting pseudo-sections, in the same order from left to right as the 4 surveys. These were produced using the mean depth and horizontal position of all 4 electrodes used for each measurement, the color being the apparent resistivity computed using the pyGIMLi python library (Rücker et al. 2017). White squares are caused by misconnected wires to the terminals and measurements done with electrode 102, which is the 13th of the 6th EP that has been cut. The three survey methods presented in Figure 3.6d, resulted in similar pseudo sections. These results suggest that all installed electrodes were functional and that the installation method

was effective in avoiding major artefacts, an over conductive CB grout would have created a different pseudo section (Lee et al. 2016).

3.5 FIRST GEOPHYSICAL IMAGING OF THE GI

Figure 3.7, shows the first geophysical imaging of the installation, it was computed using all 3 filtered surveys and depict a resistivity distribution that is consistent with the preliminary data collected. The resistive layer under the asphalt pavement and sidewalks matches with the drying crushed stone (MG20), and the transition between the two types of soil is at the same level recorded in drilling logs. The highly resistive area located at $x = 1.5$ m and $z = -2.5$ m corresponds to the location of the drilling refusal and could therefore be interpreted as a boulder. Furthermore, the GI can be interpreted as a lower-resistivity area (resistivity around $20 \Omega\text{m}$). The inverted resistivity matches the soil properties, considering the potential presence of chloride and that the topsoil was wet. Initial field measurements were taken at the end of April. The electrical conductivity of the soil in place at the depth of the Teros-12 capacitance (TDR sensor in Figure 3.1b) were between 760 and $1700 \mu\text{S}/\text{cm}$ (corresponding to 6 and $13 \Omega\cdot\text{m}$). Probes were in saturated soil at the time at a depth of 60 and 120 cm close to EP 2, 4 and 6 starting from the right Figure 3.1b (EP can be seen in the imaging).

3.6 FUTURE STEPS

The next step in this project is to finalize the geophysical instrumentation by installing the final 128-electrode remote-controlled resistivity meter to start autonomous measurements and begin the temporal imaging of the resistivity in and around the IV. Once the installation will be finalized, further verification of electrode installation (CB grout resistivity, contact resistance, hydraulic short-circuit) will be required to ensure the reliability of the measurements. A study will then be carried out to adapt the measurement protocol the resulting surveys will be processed using temporal inversion (3D in this case). A time series clustering approach (Delforge et al. - 2021) will be studied to characterise the different subsurface zones and their respective response in terms of spatial and temporal variations of resistivity. Finally, a more detailed laboratory

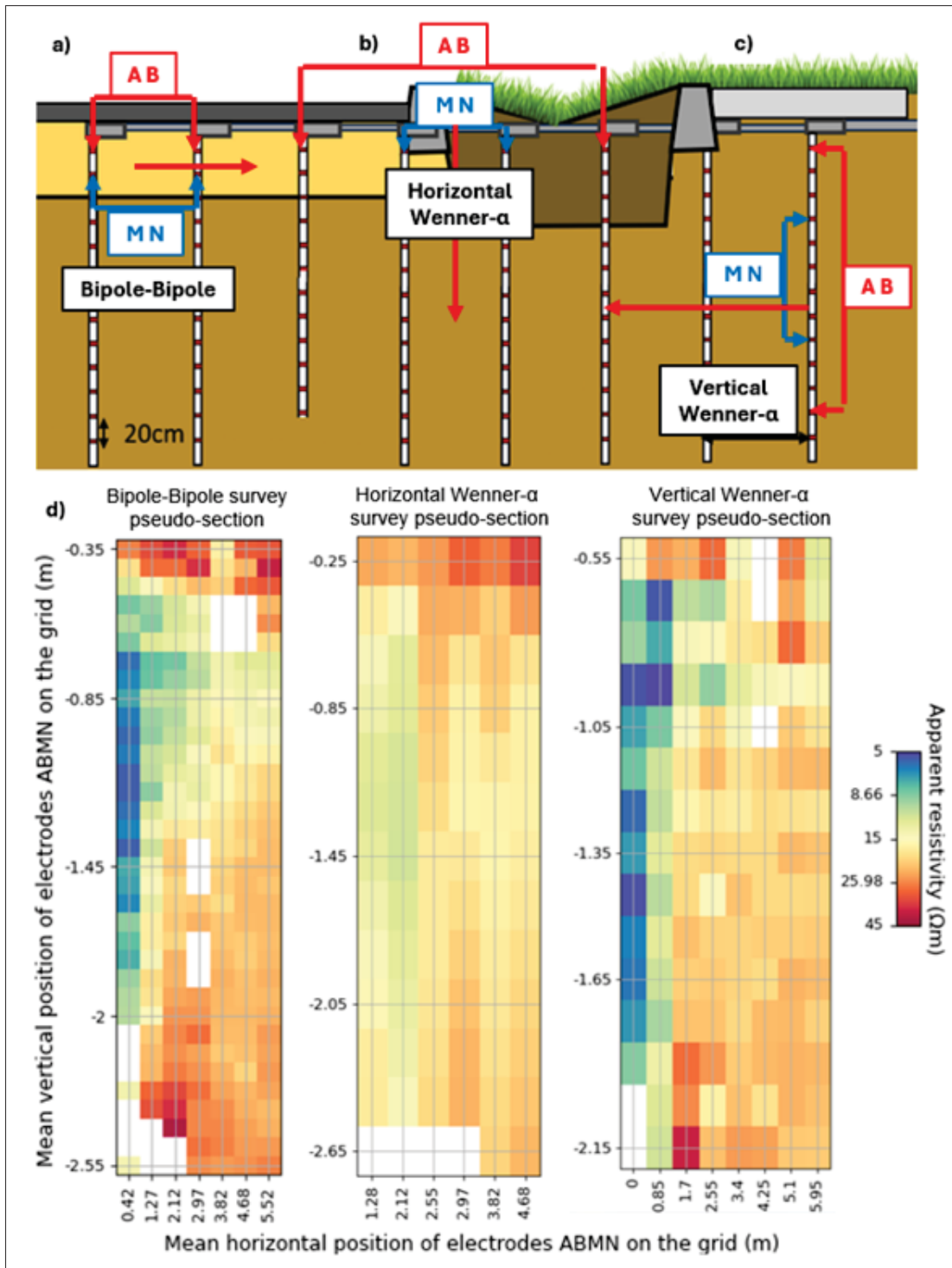


Figure 3.6 a) Bipole-Bipole survey principle, measurements are done going downward between 2 EP and then the protocol switch to the adjacent duo. b) Horizontal Wenner- α survey principle, measurements are done on the same level and then the protocol switch to the next piezometer

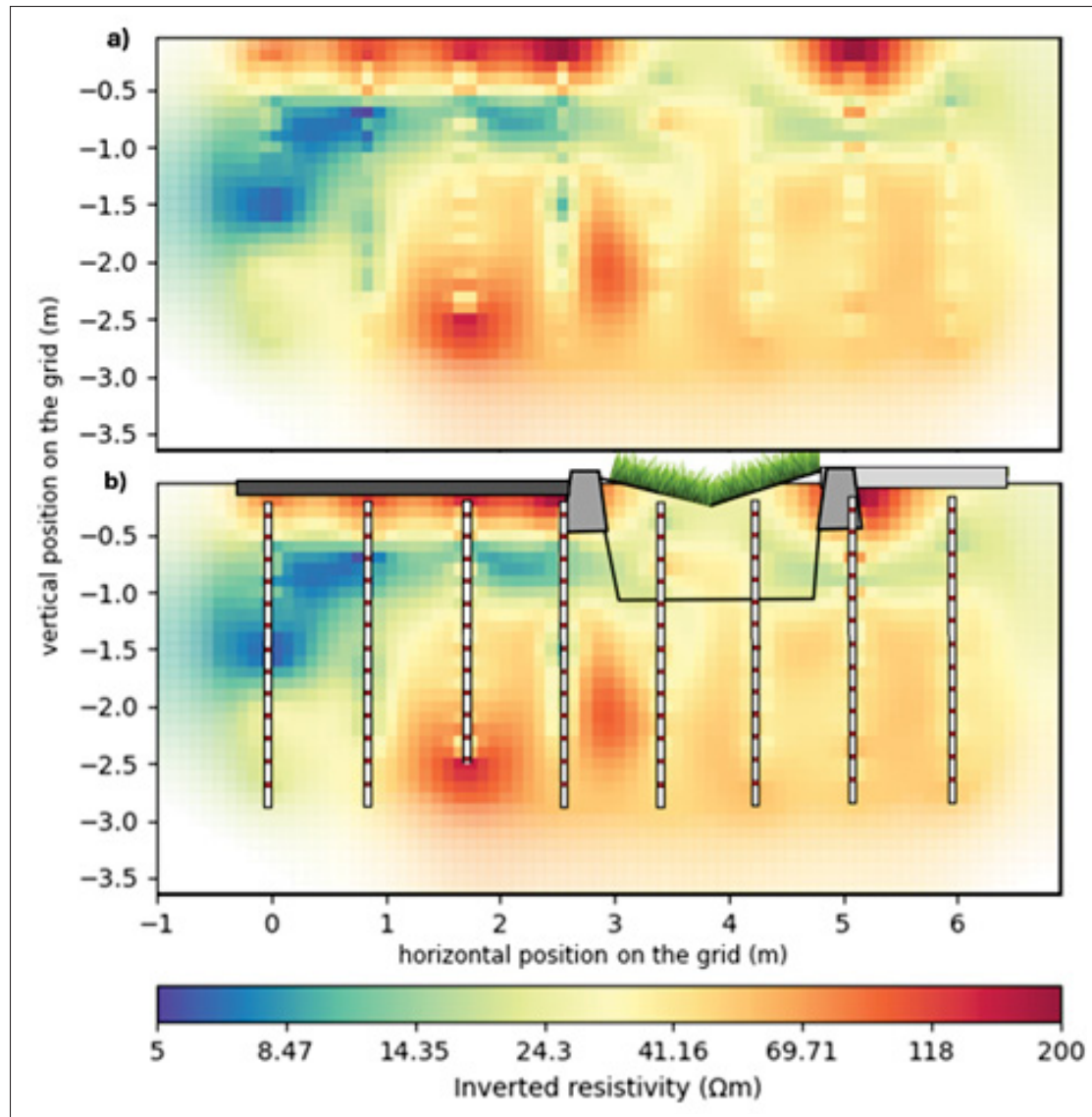


Figure 3.7 a) Inverted resistivity (Ωm) using all filtered measured data, done using pyGIMLi python library. b) resistivity imaging superposed with grid GE and the GI

characterization of the petrophysical properties of the soils sampled during the installation will be performed. This data will support the analysis of the ER imagery produced. Hydrogeological measurements made in the vadose and saturated zones using the instruments to further improve this analysis.

3.7 CONCLUSION

This paper presented part of a larger research project between ÉTS and the cities of Montréal and Laval for the study of the hydrogeological behavior of green infrastructures. It described an installation combining hydrogeological and geophysical instrumentation, the method used for the installation and an initial geophysical imagery. The combination of precise point hydrogeological methods with geophysical methods covering larger areas is intended to provide field and laboratory datasets based on different methods, with the aim of maximizing the reliability and certainty of the final conclusions. These preliminary results suggest that the geophysical ERT cross-borehole installation done in autumn 2023 is fully functional. The autonomous resistivity meter, which will be installed in 2024, will allow a high temporal resolution time-lapse monitoring of urban runoff infiltration into the GI through resistivity imaging.

3.8 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to acknowledge the financial support from Mitacs, the city of Laval, the city of Montreal and ÉTS. This project would not have been possible without the support of the city of Laval and of Montreal and its employees, the effort or the technicians, professors, student, and interns that contributed to the installation of this experimental project.

CHAPITRE 4

COMPLEX BEHAVIOUR OF AN URBAN GREEN INFRASTRUCTURE IMAGED USING TIME-LAPSE ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY AND TIME-SERIES CLUSTERING

Alexis Luzy ^a , Adrien Dimech ^b , François Duhaime ^c , Janie Masse-Dufresne ^d , Jean-Sébastien Dubé ^e , Rose-Anne Farley ^f , Rémi Clément ^g , Maxime Paradis ^h

^{a, b, c, d, e, f} École de technologie supérieure, Montréal, Québec, Canada

^g INRAE, REVERSAAL, Villeurbanne, 69100, France

^h Service de l'ingénierie, Laval, Québec, Canada

Article soumis pour publication à la revue « Journal of Hydrology » le 16 avril 2026

4.1 Contextualisation de l'article 2

Cet article représente la véritable concrétisation de ce projet de maîtrise. À la suite de l'instrumentation du site expérimental avec un résistivimètre OhmPi, un suivi géoélectrique continu et autonome a pu être amorcé et se poursuit depuis. Le but de cet article est de fournir une analyse qualitative des processus hydrogéochimiques à l'œuvre lors d'un cycle saisonnier annuel complet en se basant sur l'imagerie de conductivité extraite. Cette analyse de la dynamique de l'infrastructure verte a été menée de manière relativement indépendante des études hydrogéologiques (Farley, 2026), et géochimiques réalisées en parallèle par manque de temps.

ABSTRACT

Urban green infrastructures (GI) are increasingly implemented to improve stormwater management in cities. However, their design still relies largely on large-scale hydrological performance, with limited attention to site-specific hydrogeological processes. Key mechanisms governing infiltration, solute transport, and seasonal dynamics remain poorly understood, especially in cold-climate cities using de-icing salts, which may threaten buried infrastructure. This gap represents a significant research need with implications for flood resilience and long-term sustainability. This study presents one year of monitoring of water and chloride flow around an instrumented GI

using cross-borehole, high-resolution, time-lapse electrical resistivity tomography at a roadside site in Laval, Quebec, Canada. Automated geoelectrical monitoring was conducted between October 2024 and November 2025 with four surveys per day, using commercial and open-source hardware. The geophysical approach was complemented by hydrogeological monitoring (water levels and sensors) to characterize flow processes. A time-series clustering method was applied to the inverted dataset to identify distinct temporal behaviors of subsurface units. Results indicate dynamic infiltration linked to winter rainfall and spring snowmelt. Seasonal conductivity variations in winter and spring are mainly controlled by pore-water conductivity, while late summer and autumn changes are dominated by volumetric water content. Overall, combining cross-borehole TL-ERT, time-series clustering, and hydrogeological instrumentation provides detailed insight into complex hydrogeochemical behavior in small-scale, heterogeneous urban environments, where traditional monitoring is often limited. This approach delivers high-resolution spatial and temporal data and is well suited for studying urban GI.

4.2 Introduction

Combined sewer overflows (CSOs) represent a growing challenge in many large cities (Perry *et al.*, 2024), with documented cases in Canada (Statistics Canada, 2019; MELCCFP, 2023a), as combined systems can be forced to discharge wastewater and stormwater when hydraulic capacity is exceeded during intense rainfall (Mailhot *et al.*, 2015). This issue is becoming increasingly critical due to the cumulative effects of climate change, rapid urbanization, and aging infrastructure (Sterling *et al.*, 2013; Bhaskar *et al.*, 2016; Gogien *et al.*, 2023). In North America, climate models predict a 10% to 20% increase in the frequency and intensity of extreme precipitation (Nodine *et al.*, 2024), further threatening urban environments characterized by high imperviousness and limited infiltration capacity (Sharp, 2010; Cooley *et al.*, 2021). Furthermore, while CSOs are historically linked to spring snowmelt and summer storms, recent data highlight their increasing occurrence during the winter months (Teufel & Sushama, 2021).

The environmental and economic consequences of sewer overflows are critical for urban water management (Botturi *et al.*, 2021). These events represent a primary source of surface aquatic

ecosystem contamination (Gooré Bi *et al.*, 2015), facilitating the direct transfer of untreated wastewater and various pollutants into the environment (Olds *et al.*, 2018). From a public health perspective, microbial contamination during overflows can exceed safety thresholds by several orders of magnitude (Madoux-Humery *et al.*, 2013). Beyond ecological risks, CSOs impose a financial burden due to aging and undersized infrastructure (Perry *et al.*, 2024). For instance, the remnants of Hurricane Debby in August 2024 caused record flooding in Quebec, becoming the province's most expensive climate event, with nearly \$2.5 billion in insured damages (BAC, 2024).

To mitigate pressure on urban sanitation systems, many cities are increasingly adopting nature-based solutions (NBS), of which green infrastructure (GI) is a key subset (Fletcher *et al.*, 2015). These engineered systems, such as bioswales and bioretention cells, favor passive infiltration to reduce peak flows and hydraulic loads on sewer networks (Joshi, Leitão, Maurer & Bach, 2021). Catchment-scale modelling suggests that optimized GI implementation could substantially reduce overflow volumes (Torres *et al.*, 2021; Jean *et al.*, 2021, 2022). In addition to helping manage peak flows, GIs also contribute to the management of contaminant (Deeb *et al.*, 2020; Spraakman & Drake, 2021). For example, bioretention systems temporarily attenuate winter road salt loads to the sewer system but largely transfer Na^+ and Cl^- to groundwater (Burgis *et al.*, 2020; Denich *et al.*, 2013). Other studies have documented high retention capacities for heavy metals such as chromium, lead, and zinc (Paus *et al.*, 2014; Beral *et al.*, 2023). By temporarily retaining stormwater, GIs act as a buffer that enhances the robustness of urban water management strategies (Chen *et al.*, 2019b).

Despite their widespread adoption, the *in situ* performance of GI remains difficult to evaluate due to as-built variability (Le Gigan *et al.*, 2025) and heterogeneous subsurface conditions (Kaushal & Belt, 2012; Kwak, Smith & Good, 2024). Hydrogeologically, GI systems exhibit substantial variability in *in situ* saturated hydraulic conductivity (Spraakman & Drake, 2021) and can locally alter hydraulic heads (Tu & Traver, 2019). The monitoring of these dynamics remains challenging : conventional instrumentation, such as point-scale sensors and piezometers, often lacks the spatial representativeness required to accurately characterize subsurface processes in

complex and spatially variable systems such as urban GIs (Vereecken *et al.*, 2008; Mason *et al.*, 2023; O'Brien *et al.*, 2024). From a geochemical standpoint, GI may also act as a pathway for groundwater contaminants (Burgis *et al.*, 2020; Denich *et al.*, 2013), potentially leading to the corrosion of subsurface pipe networks (Pieper *et al.*, 2018; Song *et al.*, 2017) and groundwater pollution (Mackie, Lackey, Levison & Rodrigues, 2022; Mayer, Snodgrass & Morin, 1999; Corsi *et al.*, 2010). Furthermore, assessing these geochemical dynamics remains complex, as lysimeters and groundwater sampling campaigns are time-consuming, spatially limited, and influenced by subsurface heterogeneity and installation methods (Fares *et al.*, 2009; Singh, Kaur, Williard, Schoonover & Kang, 2018). Overall, when combined with the inherent complexity of urban subsurface processes (Shuster *et al.*, 2021; Bonneau *et al.*, 2018), these limitations suggest that conventional instrumentation alone is insufficient to comprehensively characterize GI behavior.

Time lapse electrical resistivity tomography (TL-ERT) can overcome the spatial and temporal limitations of traditional methods by providing continuous, indirect imaging of the cumulative effects of subsurface water and solute dynamics through changes in the electrical conductivity of the medium, hereafter referred to as bulk EC (Hermans *et al.*, 2023; Dimech *et al.*, 2022, 2024). Recent applications in urban environments demonstrate the relevance of surface ERT in tracking subsurface salt plumes, with an emphasis on TL-ERT (Hodgins *et al.*, 2023; Hodgins, Robinson, Power & Roy, 2024; Pope *et al.*, 2025). Using cross-borehole configurations allows for high spatial resolution at depth (Kuras *et al.*, 2009; Grünenbaum *et al.*, 2023) and has already been used for the precise tracking of saline plumes (Slater *et al.*, 2000; Perri *et al.*, 2012). Recently, the OhmPi Project (Clement *et al.*, 2020; Blanchy *et al.*, 2024) has provided an efficient solution to promote TL-ERT integration with hydrogeological monitoring programs, offering an affordable alternative for geoelectrical monitoring and has been identified as a key aspect for future TL-ERT applications and developments (Slater & Binley, 2021; Dimech *et al.*, 2022).

Aiming to bridge the gap between geophysical observations and hydrogeological interpretation, time-series clustering (TSC) offers a robust approach to condense multidimensional TL-ERT data into groups of similar spatial and temporal variations (Aghabozorgi *et al.*, 2015; Jain *et al.*,

1999). By delineating zones with similar temporal patterns, TSC can facilitate the identification of hydrofacies and geological structures in a more objective way (Delforge *et al.*, 2021; Oladeji, Parsekian & Grana, 2024) and has demonstrated effectiveness in complex karst environments (Xu *et al.*, 2017).

This study presents an urban green infrastructure instrumented with cross-borehole TL-ERT, complemented by conventional hydrogeological monitoring, to image hydrogeochemical processes through time-lapse electrical conductivity imaging. To our knowledge, this represents the first urban green infrastructure equipped at such a high-resolution, using open-source instrumentation (Clement *et al.*, 2020). This experimental setup enables the investigation of complex seasonal dynamics at an unprecedented spatial and temporal scale, providing a first step toward a representative evaluation of the in situ performance of GI to inform and improve urban design criteria.

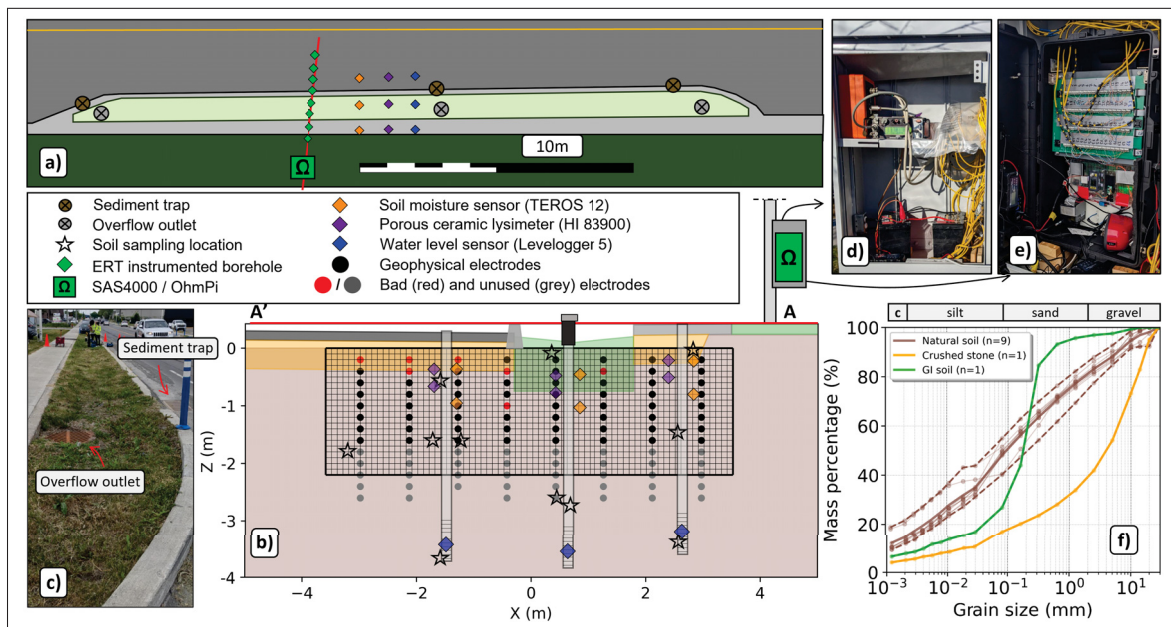


Figure 4.1 Studied site with a) plan view of the green infrastructure (GI) and of the three instrumented profiles, b) cross-section view of the ERT profile showing borehole electrodes, piezometers and sensors positions. c) lengthwise view of the GI with the sediment trap and overflow outlet. The ERT instrumentation setup is shown in d) for the SAS4000 and e) for the OhmPi (measurement board version 2024). f) particle size distributions of the samples retrieved at the locations marked by stars, "c" stands for the clay particle size range

4.3 Methodology

4.3.1 Study site

Figure 4.1 presents the instrumented GI located in Laval, Quebec, Canada. Monitoring instrumentation includes a cross-borehole electrical resistivity tomography profile and two additional hydrogeological monitoring profiles. As presented in Figure 4.1 a), the GI features a rectangular geometry measuring 2 m in width by 50 m in length, with an approximate depth of 1 m. The installation is bounded by a concrete sidewalk on one side and asphalt pavement on the other. Stormwater enters the system in three locations (Figure 4.1 a). In each location, rainwater enters the GI from lowered curb openings along the road–GI interface, allowing surface flow to spill into the facility during rainfall events, and from overflow outlets connected to the sediment traps (Figure 4.1 c), which discharge runoff directly into the bioretention area.

Figure 4.1 f) displays the particle size distribution (PSD) curves of the samples analyzed following the method from BNQ 2501-025/2013, with Figure 4.1 b) showing the sampling locations marked with stars. The PSD curves highlight three distinct material types. The brown curves (9 samples) correspond to a well-graded natural till deposit. In contrast, the green curve (1 sample), corresponding to the GI material, shows a uniform grading, with roughly 70% (w/w) retained between the 80 μm and 1.25 mm standard sieves, and around 25% (w/w) passing 80 μm . The yellow curve (1 sample), associated with the crushed-stone layer beneath the road and sidewalk, corresponds to a coarse material, with about 35% (w/w) passing 1.25 mm. Figure 4.1 f) shows that the three soils display distinct particle-size distributions, which are expected to translate into equally different hydrogeological behaviors.

4.3.2 Hydrogeological and geophysical instrumentation

The GI was constructed prior to the start of the project. Geophysical electrodes are installed in the beginning of December 2023, along with sensors and lysimeters in the vadose zone and piezometers in the saturated zone. In Figure 4.1a), the first profile (green) corresponds to

the cross borehole ERT installation. The second profile enables point measurements of soil volumetric water content, bulk EC, and temperature using TEROS 12 sensors (METER Inc.), installed at depths of 60 cm and 120 cm from the surface (in orange in Figure 4.1 a and b). The third profile corresponds to the porous ceramic lysimeters (Hannah Instruments, HI83900-60 and 90) that are installed at 60 cm and 90 cm to allow for monthly unsaturated zone water sampling (in purple in Figure 4.1 a and b). Finally, groundwater levels, temperature, and EC are monitored using conventional piezometers equipped with water level, temperature, and conductivity (LTC) sensors (Levelogger 5, Solinst, see blue diamonds in Figure 4.1 a and b).

Figure 4.1 b) displays the geometry of the geophysical profile. The ERT installation consists of eight boreholes positioned at 85 cm intervals, each instrumented with 13 geophysical electrodes, except for one that had only twelve due to drilling refusal. Each electrode borehole was fabricated using 2.7 m long PVC tubing with a 38 mm outer diameter, following the method used in Sylvain *et al.* (2019); Dimech *et al.* (2023). Stainless steel electrodes (2 cm long by 4 cm in diameter) are installed at 20 cm vertical intervals and connected to the ERT acquisition hardware from inside the tubing using stainless steel rivets (Dimech *et al.*, 2023).

Ensuring good electrical contact between the electrodes and the surrounding soil is essential to maintain low contact resistance and obtain reliable measurements (Ingeman-Nielsen *et al.*, 2016). To achieve this, a cement–bentonite grout backfill was used, following recommendations by Doetsch *et al.* (2010), Thomle *et al.* (2023) and Mikkelsen (2002). The electrode borehole pipe was then pushed into the grout-filled borehole casing, following the procedure described in Luzy *et al.* (2024). The spatial layout of the array covers an area approximately 6 m wide and 2.4 m high, chosen to fully encompass the expected infiltration and flow zones. The proper functioning of the electrode array was tested in March 2024 using the methodology described in Luzy *et al.* (2024).

4.3.3 ERT Data acquisition

The TL-ERT dataset is acquired using two independent systems shown in Figure 4.1, d) and e). A Terrameter SAS4000 (ABEM) recorded 508 surveys from October 4, 2024, until the installation of the OhmPi system (Clement *et al.*, 2020), with a temporary interruption in data acquisition between December 4, 2024, and January 20, 2025. The OhmPi device began operating on April 16, 2025, acquiring one survey every 6 hours. As of April 2026, it had completed 1350 surveys.

The measurement protocol is based on bipole–bipole configurations, following the approaches of Kuras *et al.* (2009) and Clément *et al.* (2014). As illustrated in the bottom left part of Figure 4.2, current is injected using electrodes positioned at similar depths either in the adjacent (bipole-bipole, referred to as BB0) or in the next boreholes (skipped bipole-bipole or SBB0). Potentials are measured using the first or second (BB1 or SBB1) electrodes directly below the current dipole. A complete survey consists of 286 measurements, including configurations using the third or fourth electrodes below the injection bipole, which are not processed due to their much higher sensitivity to noise.

The ERT hardware is installed in a grounded street-lighting electrical box connected to a continuous 120 V power supply. This setup enables safe year-round operation of the monitoring system and allows a heater to be used during winter to maintain reliable operation under freezing conditions. Due to hardware limitations, only 64 of the 103 installed electrodes are used (unused electrodes are shown in grey in Figure 4.1b), although the OhmPi could have been connected to more electrodes (Blanchy *et al.*, 2024).

4.3.4 Data quality

Robust data quality assessment is essential for obtaining reliable inversion results (LaBrecque *et al.*, 1996b; Slater *et al.*, 2000). As shown in Tso *et al.* (2017), reciprocal measurements are considered the most reliable way to assess measurement quality, while other methods, like stacking error, tend to underestimate it. Starting in mid-April 2025, a daily reciprocal survey was conducted with the OhmPi hardware, with reciprocal error e (%) computed as follows from

Tso *et al.* (2017) :

$$e = \frac{|R_N - R_R|}{|R_N + R_R|} \times 100 \quad (4.1)$$

The terms R_N and R_R are the normal and reciprocal resistance values, respectively. In ideal conditions, these values should be equal (Parasnis, 1988), with any deviation attributable to measurement noise and systematic errors (LaBrecque *et al.*, 1996b). Electrodes that repeatedly produce outliers or measurements with $e > 10\%$ are removed from the protocol, a threshold employed in previous studies (Uhlemann *et al.*, 2016; Dimech *et al.*, 2023). This process identifies dysfunctional electrodes, one with the SAS4000 and seven with the OhmPi, mostly located in the crushed stone layer beneath the road and displaying high contact resistances (highlighted in red in Figure 4.1 b). All measurements involving these electrodes are discarded, resulting in final datasets comprising 162 quadrupoles for the SAS4000 surveys conducted in autumn 2024 and 118 quadrupoles for the OhmPi surveys (see Figure 4.3).

4.3.5 Inversion

All ERT datasets are inverted individually using the inversion framework from the open-source python library pyGIMLi (Rücker, Günther & Wagner, 2017). The mesh is a 2D grid with a cell size of 10×10 cm, resulting in a mesh of 1562 elements. Each time step is inverted independently to preserve sharp conductivity changes after rainfall events, avoiding oversmoothing effects associated with temporal regularization (Loke, Dahlin & Rucker, 2014). The inversion seeks to minimize the standard smoothness-constrained cost function :

$$\Phi(\mathbf{m}) = \|\mathbf{W}_d \cdot (\mathbf{F}(\mathbf{m}) - \mathbf{d})\|^2 + \lambda \|\mathbf{W}_m \cdot (\mathbf{m} - \mathbf{m}_0)\|^2 \quad (4.2)$$

The first term, $\|\mathbf{W}_d \cdot (\mathbf{F}(\mathbf{m}) - \mathbf{d})\|^2$, quantifies the data misfit, with $\mathbf{F}(\mathbf{m})$ being the forward response to a given model \mathbf{m} , and \mathbf{d} the observed data. \mathbf{W}_d is a diagonal matrix of inverse reciprocal errors, serving as a weighting matrix that accounts for data uncertainties. The second term, $\lambda \|\mathbf{W}_m \cdot (\mathbf{m} - \mathbf{m}_0)\|^2$, imposes spatial regularization to stabilize the inversion, where \mathbf{m}_0

is the reference model, and λ controls the balance between data fidelity and model smoothness, set to 20. \mathbf{W}_m is the model roughness matrix, incorporating the anisotropic regularization of Jordi, Doetsch, Günther, Schmelzbach & Robertsson (2018), implemented in pyGIMLi with the `zWeight` parameter set to 0.75 to lightly favor vertical gradients during inversion. All inversions converge rapidly, reaching normalized misfits χ^2 close to 1 within three iterations.

4.3.6 Temperature correction

Seasonal variations in subsurface temperature significantly influence geoelectrical imaging (Hayley *et al.*, 2007), especially in Canada, where yearly temperatures span from -15 °C to $+30$ °C. A correction to a reference temperature is then necessary to ensure accurate interpretation and comparability across several months of data (Dimech *et al.*, 2023; Uhlemann *et al.*, 2016). In this study, temperature correction is applied to inverted ERT results using a thermal model taken from Brunet *et al.* (2010) to predict the temperature in the soil at any depth z and time t .

$$T(z, t) = T_{\text{mean}} + \frac{\Delta T}{2} \exp\left(-\frac{z}{d}\right) \sin\left(\frac{2\pi}{365}t + \phi - \frac{z}{d}\right) \quad (4.3)$$

where T_{mean} is the annual mean surface temperature, ΔT is the amplitude of seasonal variation, d is the thermal damping depth, and ϕ is the phase offset. Seasonal temperature measurements are obtained with TEROS 12 sensors depicted in Figure 4.1, each located in a different surface setup : a paved road, a green infrastructure installation, and a concrete sidewalk. Given the highly varying thermal behavior of these three vertical profiles, the model from equation 4.3 is fitted independently for each borehole using data from both sensors. All four parameters from equation 4.3 are estimated for each borehole to replicate the observed data. R^2 values above 0.98, $RMSE$ values below 0.9 °C, and absolute residuals under 2 °C are obtained.

The 3 different vertical models obtained are then extrapolated to yield a complete $x-z$ temperature distribution. As done in Uhlemann *et al.* (2016), temperature corrected bulk EC values ($\sigma_{t, \text{corr}}$)

are computed using a temperature-conductivity relation of the form :

$$\sigma_{t, corr} = \frac{\sigma_{t, raw}}{1 + c (T_{target} - T_{t, modeled})} \quad (4.4)$$

where $\sigma_{t, raw}$ is the non corrected bulk EC distribution at time t , $T_{target} = 25$ °C corresponds to the reference temperature, and $T_{t, modeled}$ corresponds to the $x - z$ temperature distribution at time t computed with Equation 4.3 and c is the temperature sensitivity coefficient. In this study, a value of 0.02 °C⁻¹ is used, as reported in Chambers *et al.* (2014). This relationship has been shown to effectively correct bulk EC across temperatures from 3 to 47 °C (Ma *et al.*, 2011).

4.3.7 Time-lapse clustering

To delineate zones of similar behavior or properties, the Hierarchical Agglomerative Clustering (HAC) method is used, as done in Xu *et al.* (2017). Scikit-learn's HAC implementation (Pedregosa *et al.*, 2011), is preferred since it offers the option of including a connectivity matrix (Abraham *et al.*, 2014) to restrict cluster fusions to spatially adjacent samples, preserving spatial coherence. As proposed in Delforge *et al.* (2021), the time-series are log transformed and z-standardized using the following formula :

$$\mathbf{X}_{z,i} = \frac{\mathbf{X}_i - \mu(\mathbf{X}_i)}{\sigma(\mathbf{X}_i)} \quad (4.5)$$

where \mathbf{X}_i is the log-transformed time series of EC values extracted at position (x, z) from a set of inverted models. $\mu(\mathbf{X}_i)$ and $\sigma(\mathbf{X}_i)$ are, respectively, the mean and standard deviation of \mathbf{X}_i . This pre-processing is done to ensure scale invariance prior to applying the HAC algorithm.

4.4 Results

4.4.1 Raw time-lapse apparent conductivity

Figure 4.2 displays raw apparent conductivity time-series acquired at six positions from November 5, 2024, to November 1, 2025. The dataset includes a gap from early December 2024 to late January 2025, during which no data are acquired, along with several shorter interruptions later in

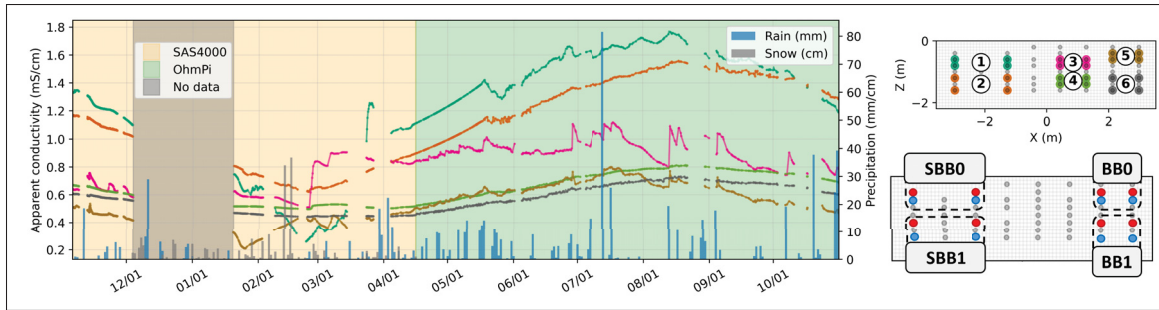


Figure 4.2 Raw measured apparent conductivities (left axis) and daily precipitations (right axis, data from Environment and Climate Change Canada) from November 5, 2024, to November 1, 2025. These time-series are sampled from six configurations, as displayed on the top right panel. The background indicates what ERT hardware device is used. Bottom right panel shows the 4 types of configurations kept for the inversion process

2025 due to hardware problems, for a total of 1209 surveys. All uncorrected time series exhibit a sinusoidal pattern over the course of a year, reflecting seasonal temperature variations with amplitudes depending on the locations. Interestingly, while the configurations below the road and sidewalk show a clear decrease in apparent conductivity during winter, when near-surface temperatures approach $0\text{ }^{\circ}\text{C}$, raw measurements at the bottom of the GI do not display a similar pattern. Furthermore, temperature-induced apparent conductivity variations seem to persist even at depths exceeding 1.5 m, highlighting the necessity for temperature correction of the inverted models to allow for proper comparison across extended periods.

Surface measurements (Figure 4.2, time series 1, 3, and 5) reveal specific responses to precipitation events, characterized by sharp apparent conductivity variations following rainfall. This behavior is most pronounced for the configuration beneath the GI, slightly weaker under the sidewalk, and nearly absent under the road. Furthermore, these sharp variations predominantly occurred from mid-summer onward, suggesting a shift in the mechanisms controlling apparent conductivity. Despite the hardware change between the two acquisitions, the time series remains highly consistent, indicating both the robustness of the dataset and the apparent conductivity dynamics observed along the profile.

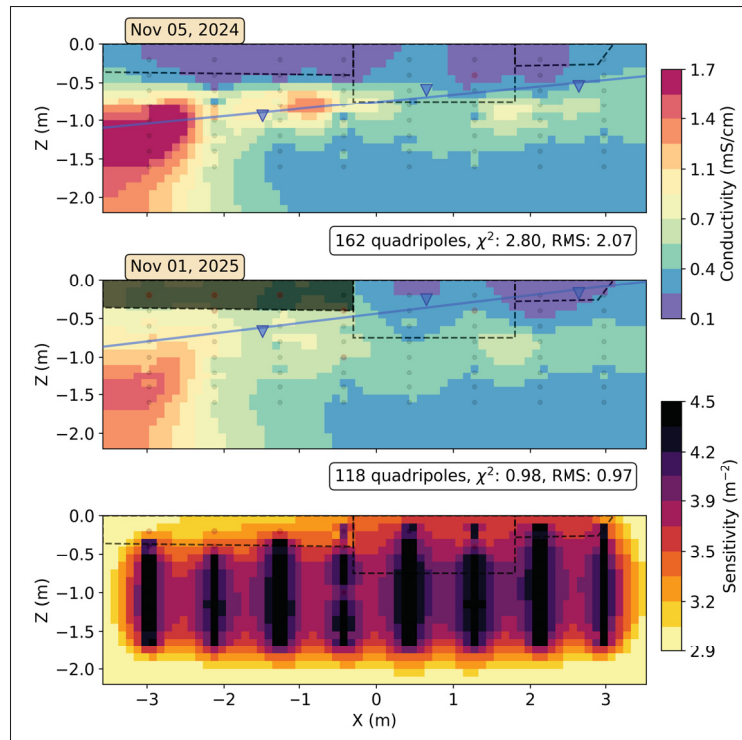


Figure 4.3 Inverted and temperature corrected bulk EC images obtained on November 5, 2024 (top) and November 1, 2025 (middle). The blue line represents the extrapolated water table from the three measured points. Bottom row shows the measurement protocol sensitivity after removing the dysfunctional electrodes

4.4.2 Temperature corrected static bulk EC distribution

Figure 4.3 presents two inverted and temperature corrected bulk EC images acquired approximately one year apart. Both models show a similar distribution of bulk EC. In the first 50 cm, a relatively low EC layer is observed, particularly beneath the sidewalk and the asphalt pavement, with values between 0.1 and 0.4 mS/cm. The soil in the depth range of -0.5 m to -1.25 m reveals a heterogeneous pattern, below the curb, a moderately conductive layer is visible (0.4 to 0.7 mS/cm), the leftmost portion of the profile exhibits a much more conductive zone, with values between 1.0 and 1.6 mS/cm beneath the road, slightly decreasing at greater depths.

The primary difference between the two models lies in the 50 cm layer beneath the road, which is less resolved and shows higher conductivities in the 2025 image, mainly because of the five electrodes that are removed due to high contact resistance. The protocol overall sensitivity remains very high, enabling reliable characterization of subsurface bulk EC dynamics (Figure 4.3). To preserve consistency, the crushed stone layer under the road will be masked and excluded from further analysis. The key feature in both images is the pronounced conductivity gradient toward the left, consistent with the observed water table gradient, with high bulk EC values below the road.

4.4.3 Time-lapse seasonal imaging

Figure 4.4 illustrates seasonal variations in bulk EC along the monitored profile. The figure shows corrected bulk EC images sampled at six dates throughout the year, with their relative variations from t_0 in %. The top time-series panel is shown to support the patterns suggested by the sparse spatial images. Despite substantial temporal changes, the spatial distribution of bulk EC remains consistent throughout the year, with higher values on the left and around the water table and lower values on the right, in agreement with the static images shown in Figure 4.3. The bottom row displays conductivity change $\Delta\sigma_i$ in % relative to the baseline distribution of t_0 on November 5th, 2024, computed as :

$$\Delta\sigma_i = (\sigma_{corr,i}/\sigma_{corr,0} - 1) \times 100 \quad (4.6)$$

During the start of winter (t_1/t_0), a significant EC increase occurs in the GI (from 60% to over 100%), while the zone beneath the sidewalk and road initially shows a considerable decrease (60 to 80%), interpreted as partially frozen soil. By late February (t_2/t_0), bulk EC starts to diminish again in the GI and sidewalk areas, though a distinct increase begins to develop beneath the road surface. Starting from April 15 (t_3/t_0), following the pronounced reduction in GI bulk EC, the overall trend moderates as variations in near surface decrease. The subsequent time steps (t_4 and t_5) exhibit a slow, continuous decline in bulk EC, eventually reaching the t_5/t_0 ratio. This late

image exhibits only shallow variations, concentrated below the sidewalk, with a much higher water table than in November of 2024. These results highlight a broad cyclical behavior in bulk EC over the year, occurring alongside winter snow accumulation and rainfall events, with a pronounced change beginning around March.

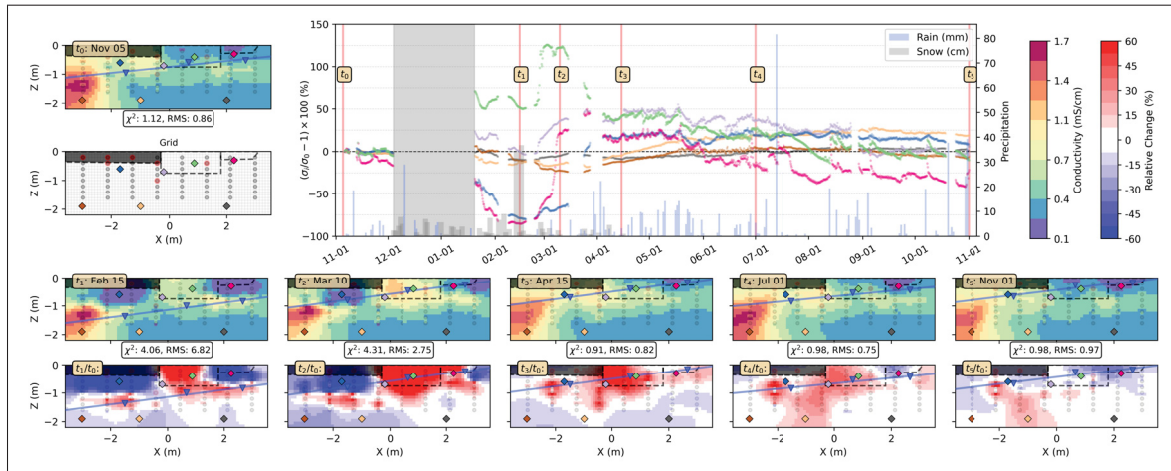


Figure 4.4 Inverted and temperature-corrected bulk EC images sampled six times between November 5, 2024 (t_0) and November 1, 2025 (t_5), with the corresponding color bars on the top right. The last row shows relative changes compared to t_0 . In all spatial plots, the water table level at t_i is represented by a blue line. The top wide panel displays seven time-series of relative changes sampled at seven key locations (top-left blank profile), underscoring the dynamic and temporal sampling of the chosen time-steps. All models result from inversions using 118 quadrupoles

4.4.4 Rainfall events imaging

Figure 4.5 illustrates conductivity changes following five rainfall events during the monitoring period. These intervals are chosen to capture the temporal evolution of rainfall-induced conductivity changes across the profile. The bulk EC variations following these precipitation events exhibit two main patterns.

The first kind of pattern, observed during the autumn events (rainfall events 1, 2, and 5 in autumn 2024 and 2025), is characterized by conductivity variations occurring above the water table. Following a rain event, there is a rapid bulk EC increase of 6 to 20% in the GI and below the sidewalk, which generally returns to baseline over subsequent days. The late September 2025

not return to its pre-rain state after the event. Overall, these events show a decrease in bulk EC above the water table ranging from 4 to 16%, while a marked increase of around 10% occurs deeper in the saturated zone. This behavior ceases in late June, when relative bulk EC changes begin to resemble a combination of the two patterns described previously.

This figure provides a high-resolution temporal view of individual events but remains sparse at broader timescales. Placing these events in the context of the seasonal bulk EC variations shown in Figure 4.4, it becomes apparent that the response of the GI and its surroundings to rainfall evolves throughout the year in terms of bulk EC.

4.4.5 Clusters seasonal bulk EC variations

Figure 4.6 presents the mean bulk EC variations relative to November 5, 2024 (t_0), for each cluster, summarizing the temporal evolution of the profile alongside groundwater levels and daily precipitation. The time-series clustering (TSC) analysis is performed on 1,562 individual cell time-series derived from the 1,222 inverted and temperature corrected 2D bulk EC models. The five-cluster configuration is selected based on three criteria : alignment with the known site stratigraphy (Figure 4.1), spatial coherence, and the distinctiveness of the temporal dynamics exhibited by each cluster. A six-cluster configuration was rejected as over-segmented, as the additional cluster displayed dynamics nearly identical to another one. The 5 clusters seem to correspond well to the known stratigraphy of the study site and exhibit distinct temporal behavior, both in term of bulk EC absolutes values and in term of variations.

Results reveal a clearer cyclical behavior than previously (Figure 4.4), which can be divided into four distinct periods : early winter, late winter, spring, and summer/autumn. During early winter, the GI (cluster 1) exhibited a sharp 90% increase in conductivity, whereas the road and sidewalk zones (clusters 4 and 5) showed a mean decrease of approximately 40%. In late winter (late February in this case), the first rain events triggered a marked rise in the water table and a profile-wide conductivity spike (20% to 80%). During these periods, the lower profile shows opposing trends on the left and right, each reaching about 15% before changing trend. In

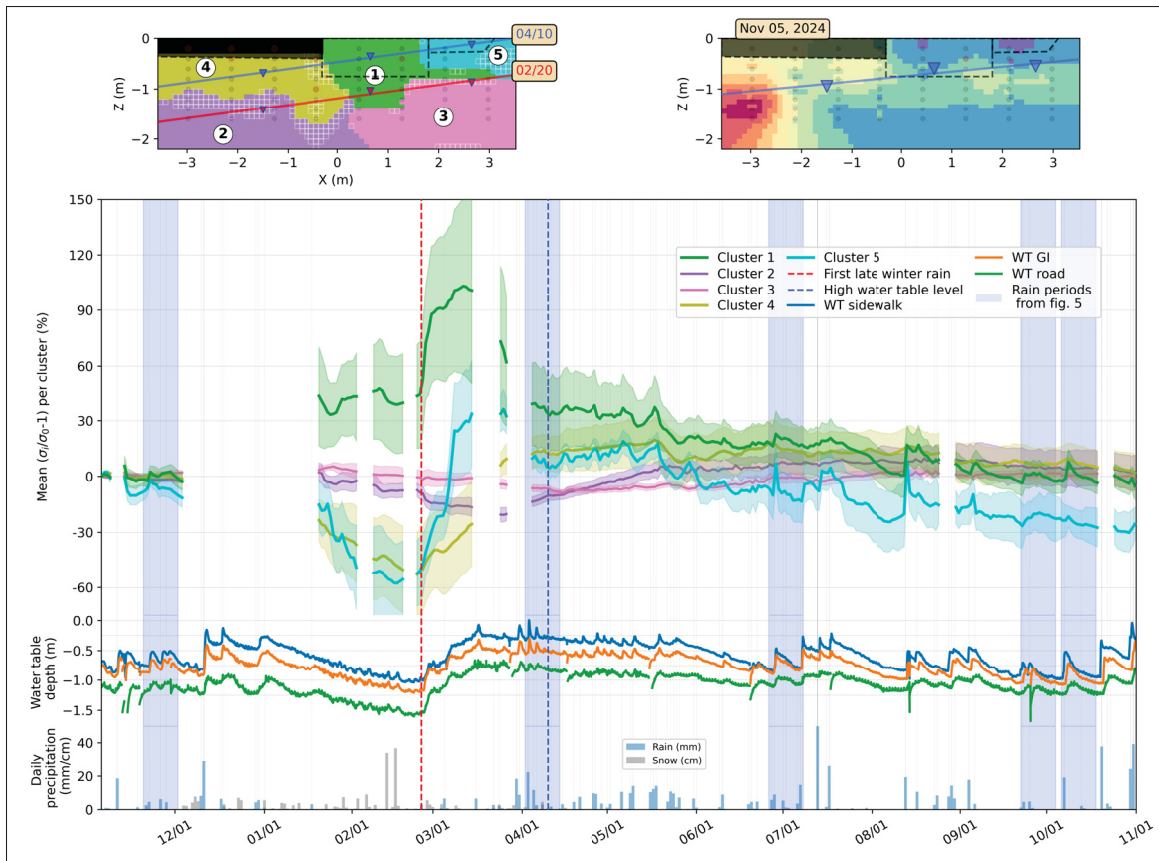


Figure 4.6 The top left image shows the clustering partition obtained for five clusters. The top right image is for comparison. The bottom figure displays time-series of mean bulk EC relative variations for each cluster (compared to November 5, 2024), the shaded area being the cluster's standard deviation. The blue, orange and green plot shows water table (WT) depths measured at three locations and the last row show daily precipitation

spring (April–May), the first rainfall events and the warming temperatures led to a 10% to 40% decrease in the GI cluster, while the bottom left cluster (2, in purple) showed a steady upward trend. Finally, the summer/autumn period resulted in a slow 20% to 50% conductivity drop in the GI and sidewalk zones before groundwater levels and conductivity variations stabilized again in autumn.

The five clusters highlight functionally different zones. The GI and the zone below the sidewalk (clusters 1 and 5) show a response to precipitation events that evolves throughout the year, with an initially strong response following snowmelt, followed by a gradual downward trend,

and a renewed sharp response beginning in late summer (see Figure 4.5). The zone below the road (cluster 4) exhibits few changes outside of winter and high water table periods, while the deeper saturated zones (clusters 2 and 3) display more gradual, dampened responses. This partition provides a quantitative framework for characterizing the seasonal behavior of each hydrogeological unit without relying solely on sparse temporal or spatial sampling. This partition thus provides a quantitative framework for characterizing the seasonal behavior of each hydrogeological unit, facilitating the interpretation of bulk EC variations into hydrogeochemical behaviors.

4.5 Discussion

4.5.1 Hydrogeochemical seasonal behavior of the GI

In this study, the ERT-derived conductivity distribution matched the known stratigraphy. The results show a clear cyclical pattern in bulk EC variations throughout the year. Consequently, the top profile of Figure 4.3 from November 5, obtained using all electrodes with the SAS 4000, can be considered a representative background conductivity distribution. Although this study focuses on temporal dynamics, establishing such a baseline is important because it reflects longer-term processes and integrates the cumulative effects of repeated winter de-icing salt applications and residual solute storage from previous years.

These residual effects are consistent with observations in urban green infrastructure. For instance, Pope *et al.* (2025) reported baseline bulk EC values increasing from 0.125-0.2 mS/cm in October to 0.4-0.66 mS/cm by February, while Hodgins *et al.* (2023) and Hodgins *et al.* (2024) observed a highly conductive zone reaching 1.2–1.5 mS/cm beneath a shallow streambed adjacent to a parking area. Although these studies did not account for temperature variations, our results show a similar post-winter increase and overall cyclic behavior documented by Hernandez Gonzalez *et al.* (2023). In our case, the most conductive zone matches the observed hydraulic gradient. These patterns are consistent with the accumulation effects described by Kelly *et al.* (2008) and

Szklarek, Górecka & Wojtal-Frankiewicz (2022), which contribute to the establishment of a persistent, long-term chloride baseline.

Figure 4.7 presents a conceptual model of the behavior of the GI throughout the year. The first phase can be divided into three phases : early winter (onset of snowfall and road salt application), late winter (first rain events and accelerated snowmelt), and spring (increasing temperatures and frequent rainfall). In early winter, bulk EC increases at the GI surface as road salts infiltrate, while values beneath the sidewalk and road decrease due to falling water tables and reduced volumetric water content (VWC). Surface freezing may further lower bulk EC by reducing the liquid water fraction. Simultaneously, the deeper saturated zone shows a decline in bulk EC, suggesting pore-water dilution. By late winter, rain and snowmelt trigger sharp near-surface bulk EC increases as accumulated salts are mobilized, a mechanism documented by Weatherson, Oswald & Roy (2024). It must be noted that the previous rainfalls in December and January probably exhibited a similar dynamic but are not monitored in 2025. Infiltration observed beneath the road suggests the pavement is not entirely impermeable. During the spring transition, sustained rainfall drives downward solute transport along the hydraulic gradient. As shown in Figure 4.5, April and June events exhibit distinct flushing behaviors : the April response is dominated by changes in pore-water and surface conductivity with negligible VWC influence, while the June event reflects a transition toward VWC driven bulk EC changes. Throughout these phases, the GI slows down salt transport to deeper layers, providing a buffering effect consistent with Shannon, Ahler, Mathers, Ziter & Dugan (2020).

The final two models at the bottom of Figure 4.7 illustrate the response of the GI to a rainfall event. Shortly after a rainfall, bulk EC increases within the GI, beneath the sidewalk, and to a lesser extent under the pavement. Water enters primarily through the curb cut, though some infiltration may also occur through the grassed area to the right of the profile. This influx triggers a shallow rise in the water table, with the magnitude dictated by rainfall intensity. Over the subsequent 4 to 8 days, bulk EC gradually decreases as the system returns to pre-rainfall conditions. This recovery suggests that variations in volumetric water content (VWC) are the primary drivers of near-surface bulk EC changes from late summer until the first snowfall. This

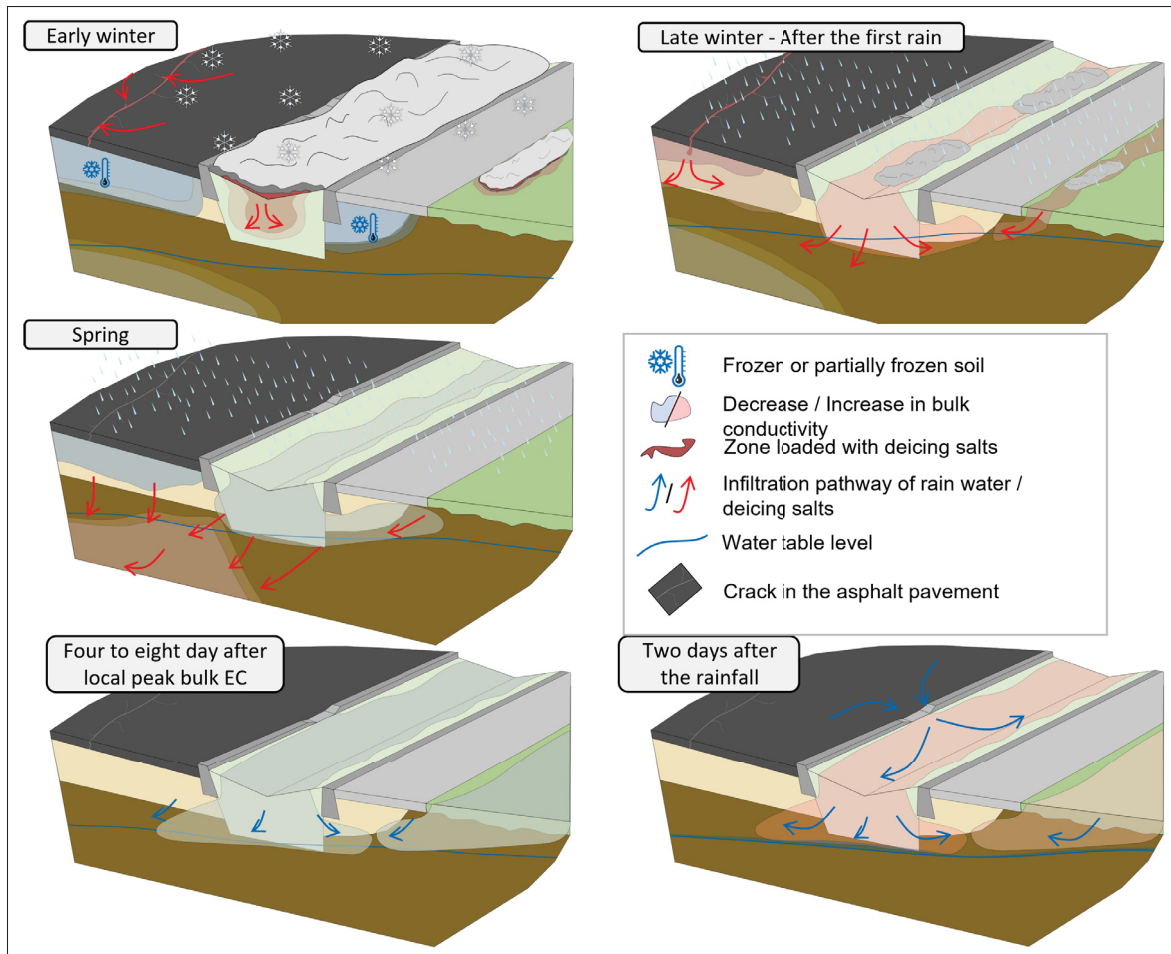


Figure 4.7 Conceptual model of the winter and spring behavior of the green infrastructure and its surroundings based on empirical observations. The first row represent the 2 behaviors during the first and second half of winter. The second row displays the following processes happening in spring. The last row shows the response to a rainfall event in late summer and autumn

interpretation is supported by observations during a prolonged dry period in late July, where soil desaturation produced EC decreases of similar magnitude in both the GI and the zone below the sidewalk.

The hydrologic response of the GI is fundamentally governed by its saturated hydraulic conductivity and the proximity of the water table (Spraakman & Drake, 2021; Muñoz-Carpena *et al.*, 2018). *In situ* measurements using a Guelph permeameter (model 2800K1 from Soil Moisture) yielded a permeability of 3×10^{-6} m/s for the GI soil. This value is slightly below the

8×10^{-6} to 55×10^{-6} m/s range (30 to 200 mm/hr) typically documented in recent technical guides (Dugué, 2022). In contrast, variable head permeability tests conducted in the three piezometers using the method from Chapuis (1999) showed a significantly lower mean permeability of 4×10^{-8} m/s for the underlying till.

4.5.2 Relevance of TL-ERT and TSC in urban context

The use of cross-borehole TL-ERT represents a promising approach for studying urban green infrastructure, enabling high resolution imaging capable of detecting bulk EC variations of only a few percent over a whole profile. While recent studies have applied surface-based TL-ERT to characterize urban subsurface pathways and GI systems (Hodgins *et al.*, 2023, 2024; Pope *et al.*, 2025), the cross-borehole configuration used here achieves unprecedented precision at this scale. The system demonstrates robustness, and inverted models remain spatially consistent and highly representative of the profile. This long-term monitoring is made possible by the recent development of open-source hardware by the OhmPi team (Clement *et al.*, 2020; Blanchy *et al.*, 2024), offering affordable instrumentation and underscoring the need for broader collaboration on open-source tools, whether hardware (Basson *et al.*, 2021; Guyard *et al.*, 2025) or software (Heagy *et al.*, 2024). The TSC method acts as a relevant tool to support the hydrogeochemical interpretation of the geophysical dataset. By clustering cells based on temporal correlation, TSC reduces thousands of time series to a few distinct units, enabling continuous evaluation of pseudo-spatial trends across timescales.

4.5.3 Limitations of the method and recommendations for further characterization

To enable a more precise evaluation of bulk EC variations and to produce quantitative estimations of pore water conductivity or volumetric water content, as demonstrated by Dimech *et al.* (2024) and Grünenbaum *et al.* (2023), more advanced approaches could be implemented. For instance, adaptive measurement protocols, as proposed by Slater & Binley (2021) and Wilkinson *et al.* (2015), could improve the synchronization between hydrogeological processes and conductivity imaging. In addition, optimized acquisition strategies (Uhlemann *et al.*, 2018; Qiang, Shi,

Kang & Revil, 2022) could compensate for unusable electrodes by locally adapting measurement configurations. A more thorough evaluation of potential borehole fluid effects (Doetsch *et al.*, 2010) would also be beneficial, as artifacts appear in several ratio images (e.g., Figure 4.4). These could potentially be mitigated using the updated inversion method described in Lee *et al.* (2016).

Furthermore, vertical temperature models (e.g., Equation 4.3) indicate that soil temperatures fall below 0 °C at a 60 cm depth during winter (January–March) beneath the road and sidewalk, whereas the GI reaches sub-zero temperatures only in February, likely due to the insulating effect of the snow pile. These conditions suggest the presence of frozen or partially frozen soils within the monitored profile, consistent with conductivity data indicating partially frozen soil even near the surface. Temperature correction methods accounting for partially frozen soils (Herring *et al.*, 2021) would therefore improve the evaluation of winter near-surface conductivity. Applying temperature corrections directly to raw measurements (Hayley, Bentley & Pidlisecky, 2010) could further enhance the results, as differences in vertical temperature profiles may propagate through temperature extrapolation and inversion smoothing.

In the context of the TSC method, our final choice of partition is heavily driven by its alignment with the known subsurface geometry, which introduces a degree of subjectivity and contradicts the supposedly objective, data-driven nature of clustering algorithms. The resulting partition was not entirely stable : changes in the dataset or preprocessing could lead to different outcomes. Although the GI and the sidewalk are well identified most of the time, deeper zones often resulted in less consistent clusters. To mitigate this in future studies and obtain a partition that is purely representative of the dataset's intrinsic structure, an approach using consensus clustering (Monti, Tamayo, Mesirov & Golub, 2003), as suggested by Delforge *et al.* (2021), could be implemented. This would provide a more robust and rigorous basis for extracting bulk EC dynamics from large TL-ERT datasets without relying on prior structural assumptions.

As a substantial step toward achieving a better comprehension of much needed phenomena such as soil salinization dynamics (Shokri *et al.*, 2024), a coupling of TL-ERT data with multiphysics

modeling would allow for the estimation of more meaningful parameters (Hermans *et al.*, 2023). Petrophysically and geologically guided multi-physics inversion (Astic, Heagy & Oldenburg, 2020), or the evaluation of contaminant pathways through Bayesian evidential learning (Miao *et al.*, 2026), could enable robust in-situ estimation of key subsurface parameters and complex hydrogeological processes that are otherwise difficult, if not impossible, to evaluate using conventional methods, particularly in heterogeneous urban near-surface environments.

4.6 Conclusion

In this study, cross-borehole TL-ERT is combined with TSC to investigate subsurface processes in an urban environment. A roadside green infrastructure installation and its surroundings are instrumented with a high-density cross-borehole ERT array and complementary hydrogeological sensors. Autonomous geoelectrical monitoring was conducted over more than one year, capturing both seasonal and event-scale dynamics that are rarely observable using conventional approaches.

The results revealed pronounced seasonal patterns, notably rapid conductivity changes during spring snowmelt, interpreted as chloride migration associated with de-icing salt inputs. The monitoring demonstrates the capability of TL-ERT to efficiently resolve small-scale subsurface conductivity variations at high spatial and temporal resolution in a geometrically complex and heterogeneous urban setting. Time-series clustering of resistivity data proved effective in discriminating distinct hydrogeological behaviors within the subsurface, highlighting contrasts in infiltration and solute transport that would be difficult to identify using point-based measurements alone.

These findings have important implications for urban water management and infrastructure design. The proposed approach provides empirical, spatially distributed data that can support the evaluation, validation, and optimization of green infrastructure performance under real operating conditions. In addition, the resulting dataset offers a valuable basis for calibrating and constraining hydrological, hydrogeological, and solute-transport models in urban environments.

Several limitations should be acknowledged. Temperature correction of bulk EC remains challenging in partially frozen soil, precipitation was not directly monitored on site, and reduced performance was observed in coarse, crushed-stone materials. These factors introduce uncertainties that should be addressed in future deployments. Future work will focus on improving ERT monitoring strategies and coupling geophysical observations with numerical modeling constrained by conductivity data and laboratory-based petrophysical characterization.

In conclusion, autonomous and low-cost geophysical monitoring represents a promising and accessible approach for improving the understanding of urban subsurface processes, supporting infrastructure design decisions, and fostering more resilient urban systems grounded in robust empirical evidence.

CHAPITRE 5

DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 Retour sur l'OS1 : Installation et validation des électrodes géophysiques

5.1.1 Finalisation des piézomètres électriques

La Figure 5.1 présente la façon dont les piézomètres électriques (PE) ont été raccordés aux câbles Ethernet à huit brins rejoignant le boîtier du résistivimètre. Les câbles noirs étaient connectés aux électrodes géophysiques depuis l'intérieur du PE par le biais de rivets métalliques. L'application systématique d'une double protection par gaine thermorétractable adhésive sur chaque connexion est une bonne pratique. Enfin, l'ajout d'un boîtier d'angle en tête protège la jonction et évite un endommagement des câbles par cisaillement, surtout dans un contexte urbain où les piézomètres sont enterrés dans de la pierre concassée fortement compactée.

Dans le cadre de futures reproductions, il est recommandé de combler le vide interne du piézomètre avec un matériau très résistif et imperméable (type résine acrylique ou mortier) afin d'éviter les courts-circuits électriques à l'intérieur du piézomètre électrique. Il est important que

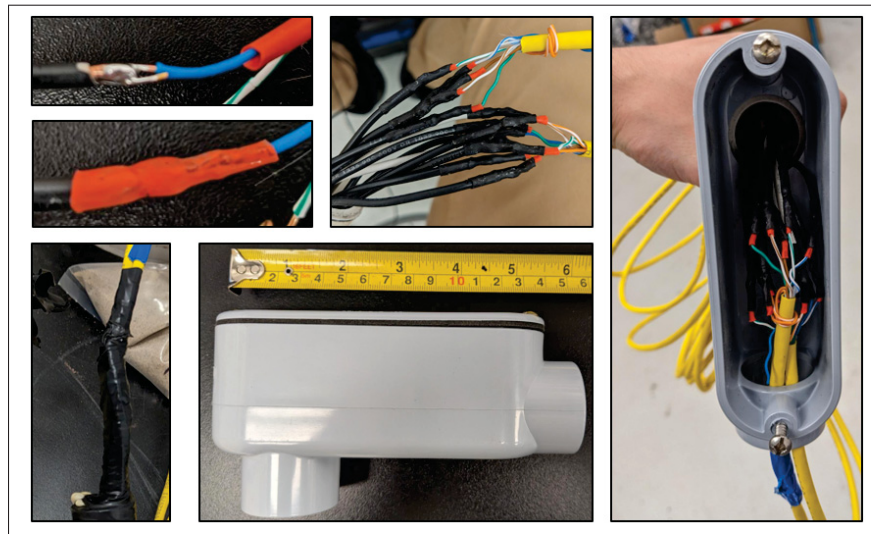


Figure 5.1 Finalisation des piézomètres électriques

ce matériau soit capable de sécher en l'absence d'air. Des essais avaient été réalisés avec de la mousse isolante expansive du commerce, et il s'est avéré qu'elle n'avait pas séché l'intérieur du piézomètre.

5.1.2 Caractérisation du liquide de remplissage

Pour assurer un bon contact entre les électrodes géophysiques et le sol en place et éviter des écoulements verticaux le long du PE, l'usage d'un liquide de remplissage est obligatoire (Luzy *et al.*, 2024). Pour ce projet, un mélange spécifique a été formulé sur site. Voici les quantités utilisées par forage : 3 kg de ciment tout usage, 6 kg de bentonite (200 mesh CETCO PREMIUM GEL), environ 30 mL de superplastifiant (masterglenium 1466 de Euclid Chemicals) et 11 L d'eau.

Afin de valider la conductivité électrique de ce mélange, un suivi temporel de sa variation a été réalisé en laboratoire sur 40 jours, en adaptant la méthode des cellules Tempe décrite dans Dimech *et al.* (2023) avec une version simplifiée sans système de mise sous pression ni suivi de la teneur en eau par pesées régulières. La Figure 5.2 présente les résultats de cette étude pour six mélanges candidats en tant que liquide de remplissage. Les mélanges sont constitués de ciment, bentonite, eau, sable et superplastifiant. Les TC2 et TC3 correspondent au mélange utilisé lors de l'installation (100 g ciment, 200 g bentonite, 375 g eau, 2 ml superplastifiant), la TC2 étant quasi hermétique car recouverte d'une autre cellule. La TC4 contient un mélange où la moitié de la bentonite est remplacée par du sable, avec une teneur en eau réduite. Les TC5 et TC6 sont formulées sans bentonite, avec des ratios ciment/sable variables. La TC7 contient uniquement de l'eau et de la bentonite. Enfin, les TC8 et TC9 reprennent la formulation des TC2 et TC3, mais sont restées immergées jusqu'au 18 janvier, date à laquelle le film a été retiré, l'eau vidangée et les échantillons exposés à l'air, tout comme la TC2.

L'analyse des courbes de résistivité (Figure 5.2) révèle une dynamique complexe dépendant de la quantité d'eau, de l'hydratation du ciment et de l'exposition à l'air. Le mélange de référence (TC3), similaire à celui utilisé *in situ*, montre une chute rapide de conductivité, passant de

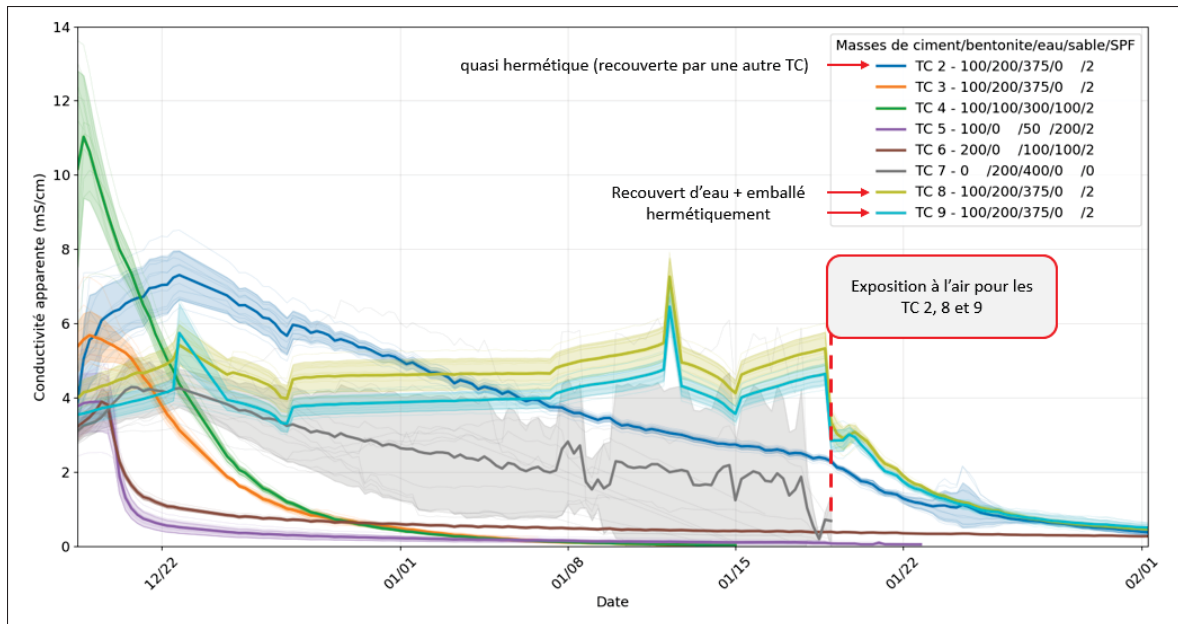


Figure 5.2 Résultats de l'analyse type ER-TC des 6 mélanges de remplissage testés entre décembre 2023 et janvier 2024. Un relevé par TC a été effectué toutes les 6 heures sur la période de suivi, les traits épais représentent la moyenne des 12 mesures du relevé et l'enveloppe leur déviation standard

5,5 mS/cm à 2 mS/cm en 3 jours, puis atteignant 0,5 mS/cm ($20 \Omega \cdot m$) après 12 jours. Par la suite, une décroissance quasi-logarithmique se poursuit jusqu'à atteindre 0,025 mS/cm ($400 \Omega \cdot m$) après 25 jours d'exposition à l'air. Les mélanges TC8 et TC9 conservent une conductivité stable et élevée (entre 4 et 5 mS/cm) tant qu'ils sont immergés. Dès leur exposition à l'air le 18 janvier, ils entament une variation de séchage similaire à celle de la TC3, bien que plus lente, démontrant l'influence de l'exposition à l'air. La TC2 confirme une fois de plus cela ; quasiment hermétique jusqu'au 18 janvier, elle présente dans un premier temps une augmentation puis une diminution très lente pour atteindre environ 2,3 mS/cm après 30 jours. Une fois pleinement exposée à l'air, elle présente un comportement similaire à celui de la TC3 un mois plus tôt. Les mélanges ciment-sable sans bentonite (TC5 et TC6) présentent une chute brutale de conductivité dans les 48 premières heures (prise du ciment), passant de 4 à 1,1 mS/cm (TC6) et 0,6 mS/cm (TC5). Sur le long terme, la TC5 descendra jusqu'à 0,05 mS/cm ($200 \Omega \cdot m$) après 33 jours, montrant une forte sensibilité au rapport eau/ciment, tandis que la TC6 reste plus conductrice (0,3 mS/cm ou $30 \Omega \cdot m$), probablement grâce à la présence d'eau libre dans la pâte de ciment. La

TC7, quant à elle, présente un comportement très bruité, notamment dû à une perte de contact des électrodes à cause du retrait massif du mélange eau-argile uniquement.

Pour optimiser de futures campagnes d'instrumentation, une étude complémentaire pourrait se concentrer sur l'analyse de mélanges de remplissage similaires dans des conditions de sol plus proches de la réalité (entourés de sol et en environnement non saturé). L'objectif serait de développer une gamme de « recettes » étalonnées, capables de maintenir une stabilité à long terme sur le plan de la résistivité électrique, tout en ciblant des gammes de résistivité spécifiques (par exemple 10, 100 ou 500 $\Omega \cdot m$), permettant ainsi d'ajuster le mélange en fonction du site instrumenté. Il serait pertinent de concevoir des mélanges dont la conductivité électrique reposerait principalement sur une conduction électronique plutôt que sur une conduction électrolytique, afin de limiter les variations liées aux changements de teneur en eau.

5.1.3 Validation de l'installation

L'instrumentation comprend huit piézomètres en PVC de 3 mètres (13 électrodes chacun), installés par insertion dans la tige de forage préalablement remplie de coulis. Le processus est détaillé à la Figure 3.3. Lors de cette phase, plusieurs incertitudes subsistaient quant à la qualité de l'installation : risque de déconnexion ou d'endommagement des fils lors de l'insertion, possibilité de courts-circuits internes dans les piézomètres électriques (PE), ou encore un contraste trop élevé entre la conductivité du mélange de remplissage et celle du sol. Ce dernier point est critique, car un ratio $\sigma_{coulis}/\sigma_{sol}$ inadéquat peut engendrer des artefacts majeurs dans les mesures, connus sous le nom d'effets de forage ou borehole effects (Doetsch *et al.*, 2010; Lee *et al.*, 2016).

Comme présenté dans l'article de conférence associé à ces travaux (Figure 3), une première campagne de validation a été menée à la fin mars 2024 pour évaluer le bon fonctionnement de l'installation géophysique. La stratégie de validation reposait sur la comparaison de pseudo-sections issues de trois protocoles distincts : (1) le Horizontal Wenner (HW), utilisant des quadripôles répartis sur plusieurs PE, (2) le Vertical Wenner (VW), exploitant les électrodes le

long d'un même PE, et (3) une configuration Bipole-Bipole utilisant deux PE. L'hypothèse est qu'une similitude entre les trois jeux de données mesurés, acquis avec des configurations de sensibilité différentes (voir Figure 1.10 et 1.9), indiquerait une absence de court-circuit majeur ou de défaut de contact le long des colonnes de forage.

Sur le site expérimental de Laval, les conditions se sont révélées favorables. La nappe phréatique élevée a maintenu le coulis saturé, et la forte conductivité naturelle du sol (2 à 25 $\Omega\cdot\text{m}$) a permis de conserver un ratio de conductivité proche de l'unité avec le matériau de remplissage. Le bon fonctionnement de l'installation a été confirmé par l'analyse d'un an et demi de données de monitoring : les inversions ne présentent pas d'artefacts géométriques caractéristiques, et les valeurs de résistivité inversées sont cohérentes avec les mesures directes de la conductivité de l'eau souterraine.

Si toutefois des artefacts avaient été observés, ou s'ils devaient apparaître sur de futurs sites aux contrastes de résistivité plus marqués, une méthodologie de correction serait applicable. Lee *et al.* (2016) proposent en effet d'intégrer explicitement l'effet de forage dans le processus d'inversion en modélisant la géométrie du puits, permettant ainsi de corriger numériquement les distorsions du champ électrique.

5.2 Retour sur l'OS2 : Développement d'un appareil de mesure d'une stratégie de suivi continu

5.2.1 Retour général sur le OhmPi

L'objectif 2 de ce projet était de développer l'instrumentation nécessaire au suivi TL-ERT du site instrumenté. Cet instrument est basé sur le projet libre de droits OhmPi (Clement *et al.*, 2020; Blanchy *et al.*, 2024), et son développement a débuté à l'automne 2023 avec l'assemblage d'une première carte de mesure version 2023 (Clement *et al.*, 2020). Suite à la publication de Blanchy *et al.* (2024), cette partie du projet a repris dès l'été 2024 avec les premières commandes des composants requis pour la nouvelle version, aboutissant à un instrument fonctionnel à partir de l'hiver 2025, suite à une période d'arrêt. La Figure 5.3 présente la façon dont a été assemblé

le résistivimètre. Le détail le plus important réside dans la désolidarisation du boîtier Pélican (utilisé comme protection et pour faciliter le transport) et de l'instrumentation avec un cadre qui sert de support au MUX (en haut à droite). Le MUX est également désolidarisé de la carte de mesure, installé dans la boîte en plastique (image du centre). Les deux étant uniquement reliés par des fils connectés à des terminaux à vis. La carte de mesure est alimentée par une petite batterie (en bas à gauche sur l'image du centre) chargée en continu sauf pendant les mesures où elle est isolée du chargeur pour éviter des perturbations. Le MUX et le DPS, au travers desquels passe le courant injecté, sont alimentés par une batterie LiFePo 100 Ah.

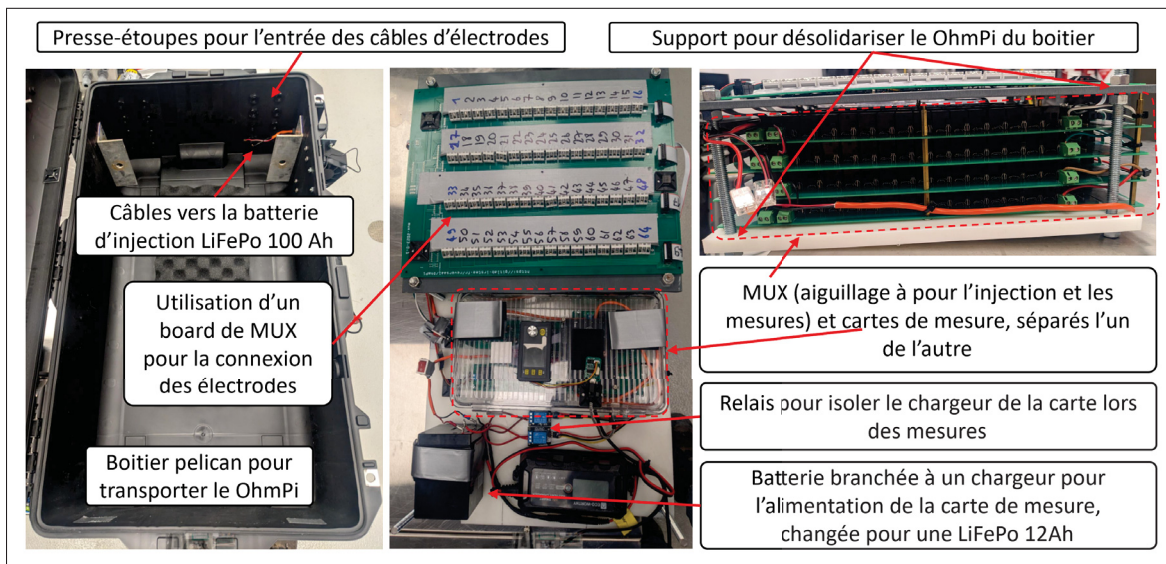


Figure 5.3 Schéma de montage du résistivimètre OhmPi

La Figure 5.4 présente l'installation finale du prototype sur site. Le résistivimètre a été complété par un écran pour voir en temps réel les mesures, ainsi qu'un hub USB pour connecter facilement une souris et un clavier, ce qui s'est montré très utile pour le débogage. Une clé USB y est également branchée en permanence et un doublon des fichiers de données y est transféré à chaque relevé. Un modem 4G a été ajouté pour permettre une connexion en temps réel à distance par la plateforme "Raspberry Pi Connect", ce qui est également très utile pour modifier le code à distance et avoir accès aux messages d'erreur. Un petit chauffage de bureau de 250 W a été ajouté dans le boîtier pour garantir une température convenable en hiver. Il est alimenté par une prise intelligente qui s'active lorsque la sonde placée au centre du boîtier mesure une température

inférieure à 10 °C. La batterie d'injection est également branchée en continu à un chargeur connecté à une prise 120V.

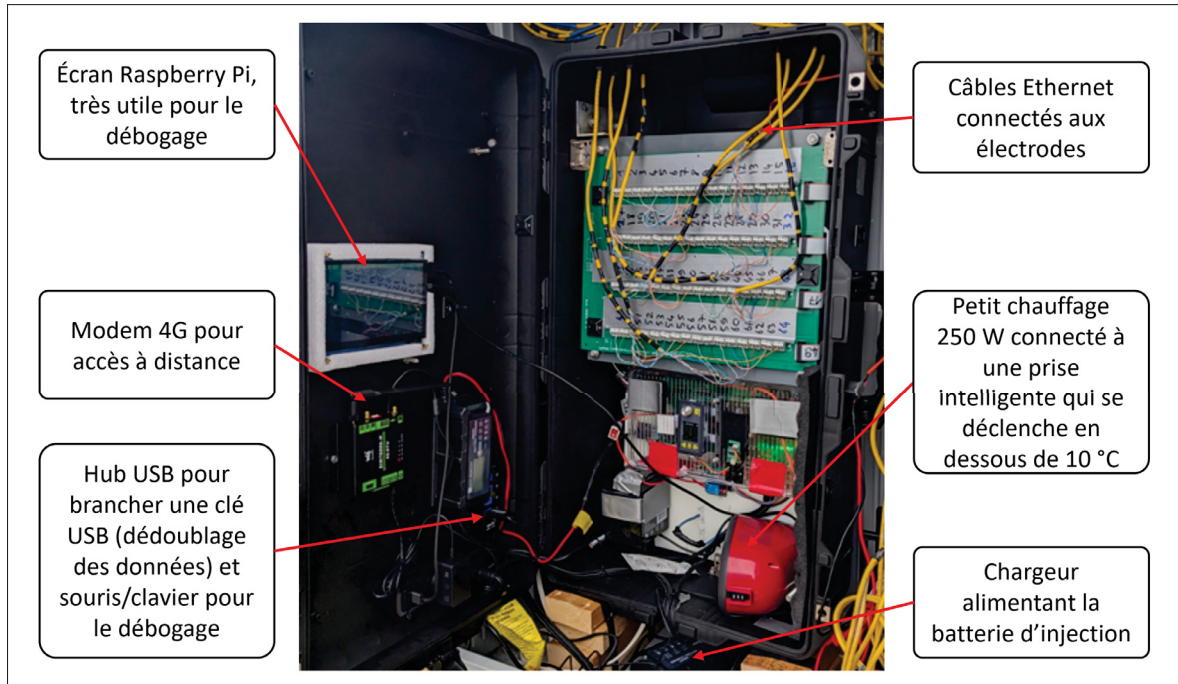


Figure 5.4 Photo de l'installation finale du résistivimètre sur le site de Berlier-Bergman, avec l'écran Raspberry, le modem et le système de chauffage

Le modèle de carte d'acquisition utilisé était le 2024.0.1, téléchargé sur le gitlab du projet OhmPi fin février 2024. Il y a eu un changement majeur depuis, notamment à la fin de l'été 2025 avec la version 2024.1.1. Cette mise à jour n'est pas négligeable, puisqu'elle ajoute un relais de déchargement (voir Figure 5.5), qui permet au potentiel aux bornes du DPH5005 de redescendre à 0 V. Cette nouvelle carte électronique est à privilégier absolument, car l'ancien modèle cause des problèmes au niveau des stratégies de mesure, entraînant des erreurs de communication avec le DPH5005.

Les paramètres d'acquisition utilisés avec le Ohmpi sont résumés sur la Figure 5.6. La stratégie d'acquisition "constant" a été choisie (changée pour "fixed" dans la mise à jour récente); celle-ci correspond à une tension "TX ou v_{ab_max} " fixée aux bornes d'injection. Si le courant mesuré est trop élevé, alors la carte de mesure le baisse progressivement pour atteindre des valeurs dans

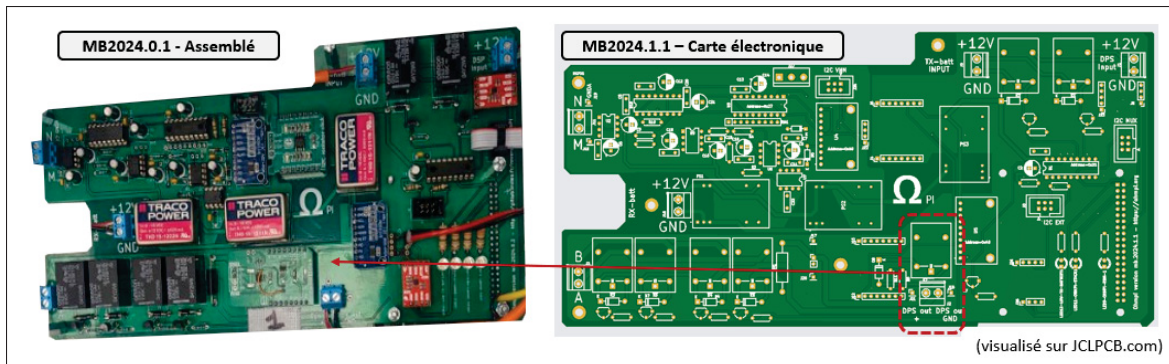


Figure 5.5 Carte de mesure version 2024.0.1 assemblé à gauche, carte électronique de la version 2024.1.1 à droite. On voit l'ajout d'un relai (encadré en pointillés rouges) utile pour déchargé le DPH5005 dédié à l'injection de courant

les limites du matériel (voir le site "ohmpi.org"). Le temps d'injection (*injection_duration*) et le nombre de stacks (*nb_stack*) servent à diminuer l'impact du bruit sur les mesures. Le paramètre *duty_cycle* permet de couper les bords de la période d'acquisition et d'éviter de prendre en compte des phénomènes de polarisation dans la mesure de la résistance de transfert. La valeur de 25 V pour *vab_max* a été choisie par précaution. En effet, lors de l'installation de l'instrument en avril 2025, *vab_max* était fixé à 45 V (la limite étant 50 V) mais plusieurs composants ont été endommagés, notamment suite à des injections dans des milieux résistifs. Ceci est probablement dû à une différence de potentiel trop élevée aux bornes de la résistance shunt due à un dysfonctionnement du DPH5005. À l'avenir, une résistance shunt plus faible pourrait être installée sur la carte de mesure ; cela permettrait d'injecter plus de courant dans un sol de faible résistance et d'améliorer le rapport signal sur bruit, qui serait d'autant plus important pour des mesures à plus haute fréquence ou pour de la polarisation provoquée, par exemple.

La Figure 5.7 présente la comparaison entre le dernier relevé effectué avec le SAS4000 le 15 avril 2025 à 23h55 et le premier relevé du système OhmPi le 16 avril 2025 à 10h27. Ces figures ont servi à évaluer le bon fonctionnement du nouvel instrument lors de son installation sur site le 16 avril 2025. La figure en haut à gauche montre que, pour toutes les mesures, entre 20 et 45 mA est injecté avec une différence de potentiel aux bornes de 5 à 25 V. Les deux autres figures

```

params = {
  "injection_duration": 0.5,
  "strategy": "vmax",
  "duty_cycle": 0.5,
  "nb_stack": 3,
  "vab_max": 25.
}

```

Figure 5.6 Paramètres d'acquisitions utilisés depuis avril 2025

comparent les différences entre les mesures du OhmPi et celles du SAS4000 en fonction du courant injecté et de l'électrode d'injection "A" utilisée. Cette différence est exprimée en % et est appelée "erreur" car les deux relevés sont séparés de seulement 10h35. En l'absence de pluie, toute variation de résistivité apparente ne devrait être causée que par des variations thermiques négligeables à cette échelle de temps.

Ces figures montrent que les mesures avec une erreur élevée ne sont pas corrélées avec un courant d'injection faible, mais avec des électrodes dysfonctionnelles ou, plus probablement, avec des électrodes injectant dans de la roche concassée. Le OhmPi injecte moins de courant et réalise des mesures de potentiel plus bruitées que le SAS4000. Ces mesures, en milieu plus résistif et avec une résistance de contact plus élevée, sont de moins bonne qualité. En pratique, les jeux de données successifs acquis avec le OhmPi nous ont amenés à ne pas utiliser les données des électrodes en surface sous la chaussée, qui présentaient des pertes de contact régulières.

La Figure 5.8 compare les erreurs réciproques du SAS4000 (relevés des 12 et 29 novembre 2024) et du système OhmPi (environ 100 relevés du 16 avril à la fin juillet 2025), en fonction de la résistance ou de la différence de potentiel mesurée. On constate que, de manière générale, les erreurs réciproques des relevés réalisés avec le OhmPi sont en deçà de 10%, la majorité étant proches de 1%. On discerne également une corrélation entre la résistance mesurée et l'erreur, fait admis dans la littérature (Tso *et al.*, 2017).

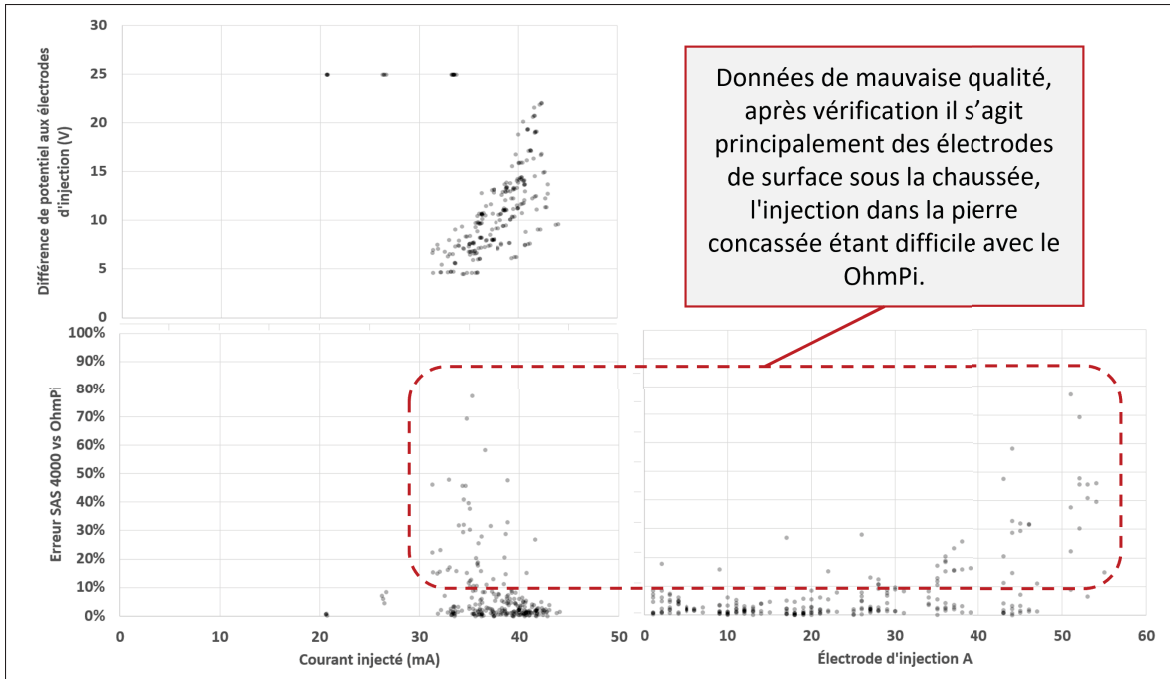


Figure 5.7 Écart relatif (%) entre le dernier relevé du SAS4000 et le premier du OhmPi suite à son installation, en fonction du courant injecté (en bas à gauche) ou de l'électrode d'injection (en bas à droite). La figure en haut à gauche présente la différence de potentiel appliquée aux électrodes d'injection en fonction du courant injecté

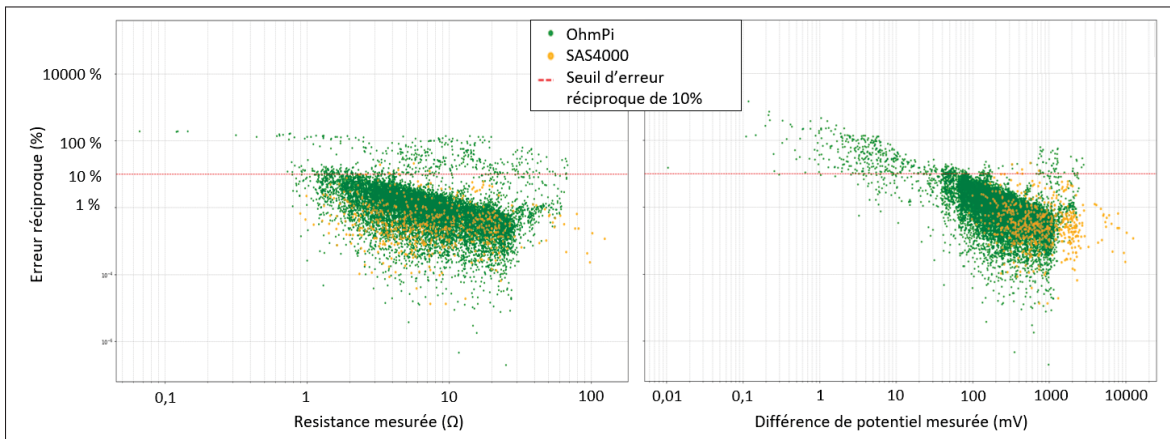


Figure 5.8 Comparaison des erreurs réciproques du SAS4000 et du OhmPi en fonction de la résistance mesurée (gauche) ou de la différence de potentiel mesurée (droite)

Cette première installation d'un système OhmPi pour un suivi continu s'est avérée être un franc succès. Cependant, les périodes de débogage, régulières au début, ont mis en lumière un défaut de conception : bien que le MUX et la carte de mesure soient désolidarisés, l'installation peut encore être améliorée en rendant la carte de mesure plus accessible et en facilitant sa déconnexion. Le MUX étant très robuste, il est rarement source de problèmes techniques une fois qu'il a été validé en laboratoire. Cependant, étant connecté à toutes les électrodes, il est préférable de n'avoir que la carte de mesure à changer en cas de défaillance. Un autre problème, lié au type de batteries utilisées, a fait surface après plusieurs mois de bon fonctionnement du système. Il est fortement recommandé d'utiliser des batteries LiFePo dans toutes les situations et de s'assurer de les charger à 100% avant leur utilisation. Les batteries au plomb classiques, bien que moins chères, supportent mal la charge constante de plusieurs watts.

5.2.2 Protocole de relevé

La fréquence d'échantillonnage fixe (un relevé toutes les 6 heures) a montré ses limites lors de variations rapides de résistivité. Comme l'illustre la Figure 5.9, lors d'un épisode de pluie survenant après une période sèche en août 2025, la résolution temporelle s'avère insuffisante pour capturer la courbe complète suivant l'infiltration. Bien que cette limitation n'ait pas affecté les conclusions globales du projet, elle pourrait restreindre la capacité des données à calibrer finement des modèles hydrogéologiques couplés basés sur des mesures météorologiques et piézométriques, le décalage temporel induit par le pas de temps du protocole limitant la précision du calibrage.

Afin d'optimiser le ratio entre la résolution temporelle et le stockage de données, une stratégie d'acquisition adaptative est proposée. Elle repose sur l'utilisation de trois protocoles (Tableau 5.1) : un protocole de "veille" très rapide, un protocole "actif" couvrant le profil mais restant assez rapide, et le protocole de référence (dit "complet") comprenant toutes les configurations présentées Figure 5.10.

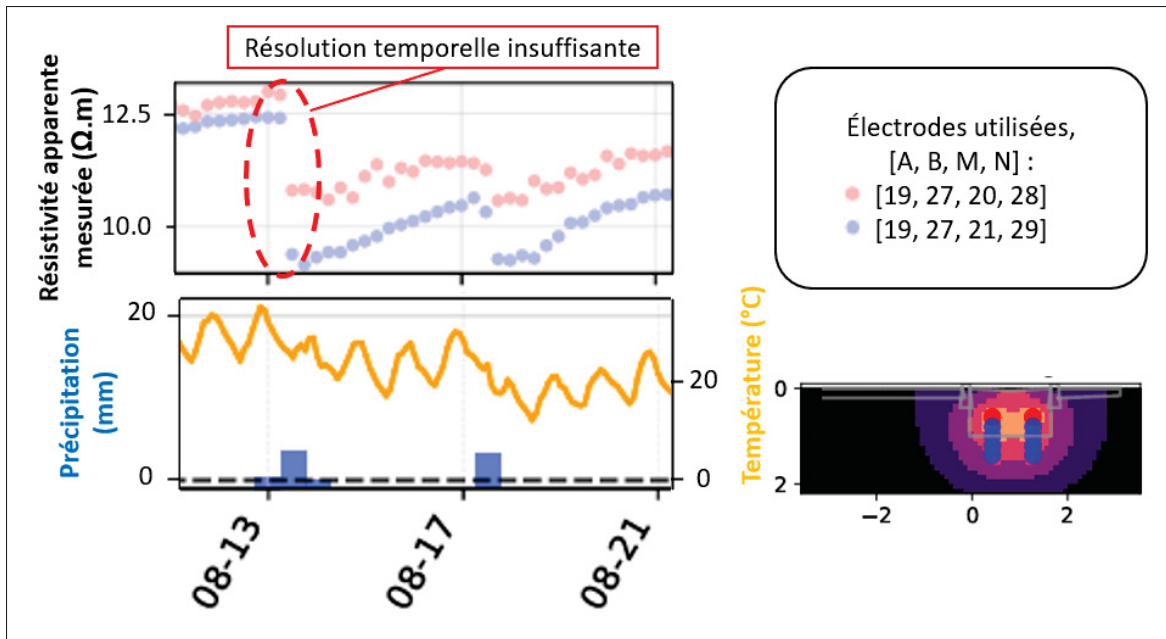


Figure 5.9 Exemple de résolution temporelle insuffisante lors d'un léger épisode pluvieux succédant à 15 jours de sécheresse

Tableau 5.1 Définition des protocoles pour une stratégie adaptative

Type	Configurations ciblées	Nombre de mesures	Durée
1. Veille	Surface uniquement (KR0 + KJ0)	~ 26	5 min
2. Actif	KR0, KR1 + KJ0, KJ1 (détaillé)	~ 115	22 min
3. Complet	Toutes les configurations	286	55 min

Cet algorithme adaptatif très simple (présenté : Annexe III-1) suggère d'exécuter le protocole de veille à haute fréquence (ex : 15 min). Une variation relative de la résistivité apparente de surface supérieure à un seuil défini (ex : 3%), déclenche alors le mode "Actif" qui augmente la densité de mesure tant que le système est en "mouvement", par exemple toutes les 30 minutes. Le protocole de référence est exécuté périodiquement (ex : 12 heures) pour assurer un jeu de données de référence de qualité.

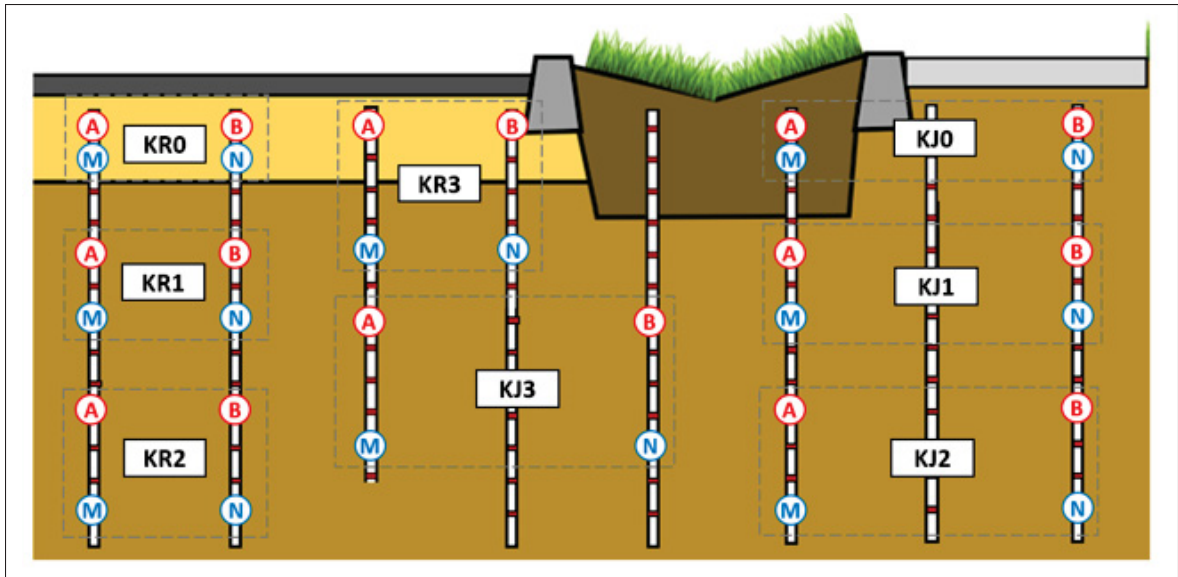


Figure 5.10 Différentes configurations de mesures utilisées dans le protocole de mesure et leurs acronymes associés

5.3 Retour sur l'OS3 : Traitement du jeu de données géoélectrique

5.3.1 Méthode d'inversion des données

L'inversion avec régularisation temporelle (« full inversion » dans pyGIMLi) s'est révélée inadaptée à la réponse hydraulique rapide de l'IV. Comme l'illustre la Figure 5.11, la résistivité apparente mesurée dans l'IV (première ligne) diminue brusquement avec la pluie (dernière ligne) alors que le modèle régularisé lisse cette transition temporellement (seconde ligne), anticipant artificiellement la baisse de résistivité avant l'événement. Ce lissage, bien qu'il réduise le bruit, masque la réactivité réelle du milieu et présente un comportement physiquement non cohérent. Des inversions indépendantes à chaque pas de temps ont donc été privilégiées. Pour réduire les artefacts d'inversion, un pré-traitement est nécessaire (détaillé Figure 4) : exclusion des électrodes défailtantes (18, 34, 37, 41, 49, 50, 57), c'est à dire qui produisaient régulièrement des erreurs réciproques supérieur à 10% ou qui présentaient des pertes de contact. De plus, un filtre de Hampel (fenêtre de 5 mesures, seuil 3 écarts types) a été appliqué aux données apparentes avant de les ré-échantillonner aux 6 heures. L'inversion a ensuite faite à partir d'un modèle

homogène ($300 \Omega \cdot m$), avec une régularisation $\lambda = 20$ et une pondération verticale $zW = 0.75$ favorisant légèrement des variations verticales.

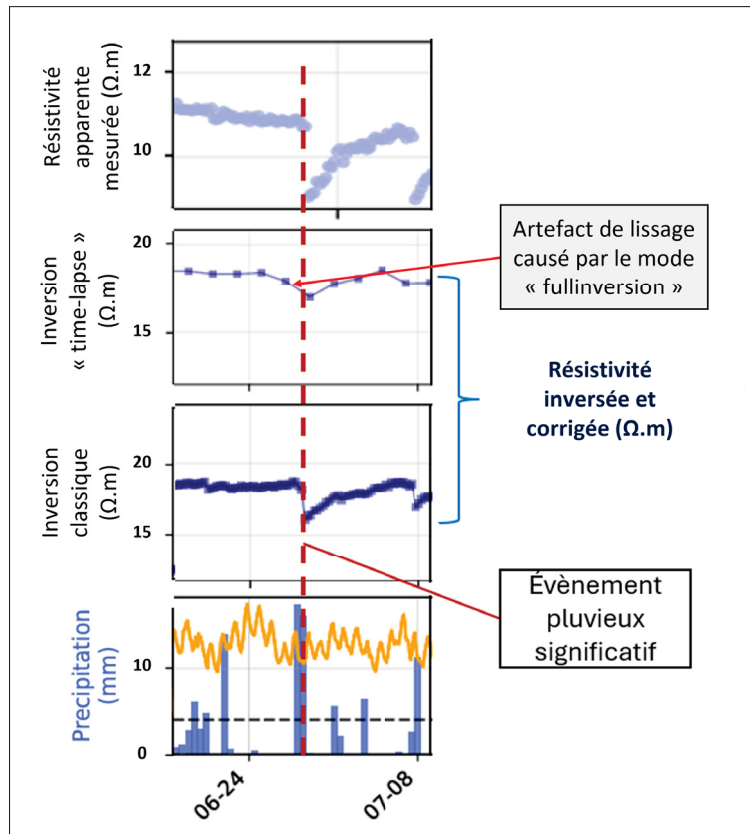


Figure 5.11 Exemple d'artefact causé par l'inversion avec régularisation temporelle ("fullinversion" dans pyGiMLi (Rücker *et al.*, 2017)). La figure du haut représente les données apparente mesurées par une configuration dans l'IV, les deux lignes suivantes sont des séries temporelles de résistivité extraites au centre de l'IV, la première en issue de résultats obtenus par "fullinversion" et la seconde par inversion "classique" individuelle. La dernière rangée présente les données météorologiques correspondantes

5.3.2 Méthode de correction de l'effet de la température

La méthodologie de correction de l'effet de la température utilisée dans cette étude repose sur un ajustement post-inversion utilisant des modèles 2D de températures extrapolés à partir de trois profils verticaux (Équation 4.3) interpolés spatialement, comme détaillé dans la Figure 5.12. Ensuite, la conductivité inversée est ramenée à une température de référence de $25 \text{ }^\circ\text{C}$ en utilisant la relation Équation 4.4.

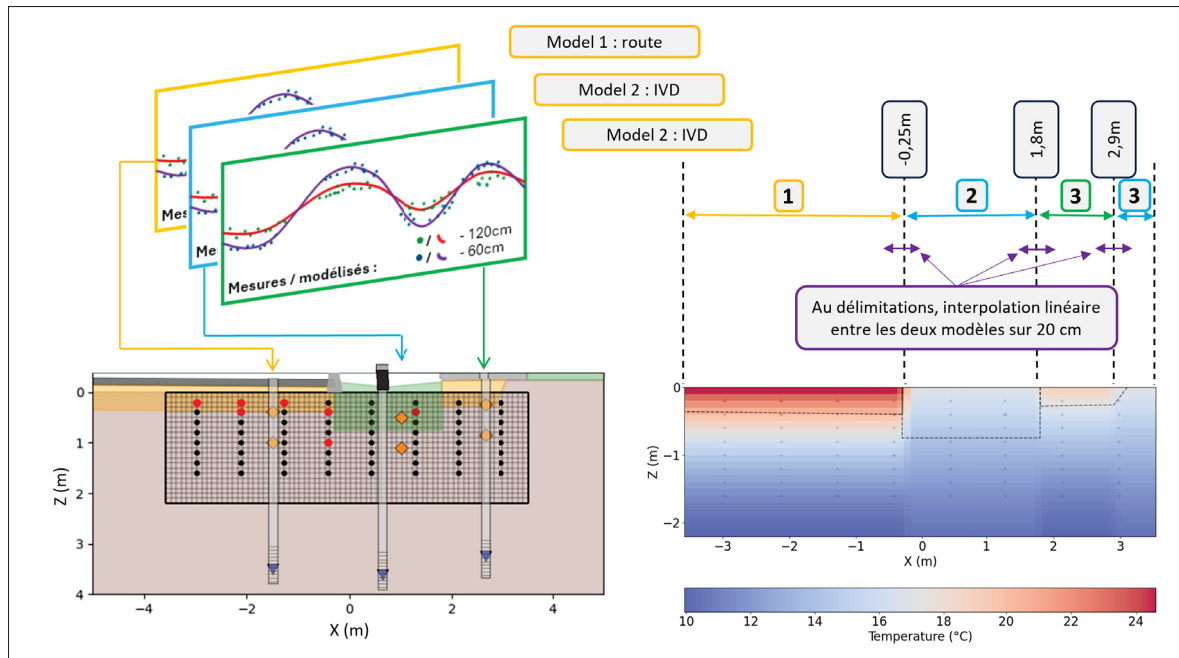


Figure 5.12 Méthodologie adoptée pour l'extrapolation des 3 modèles verticaux de température, calibrés sur les données des sondes (losanges oranges), sur le profil complet. En bas à droite le modèle de température extrapolé pour le 1er juin 2025

Cette méthode s'est avérée efficace pour la majeure partie de la période de suivi. Cependant, des artefacts semblent apparaître lors de la transition hiver-printemps, notamment près de la surface. Comme illustré sur la Figure 5.13, les séries temporelles extraites des modèles de conductivité inversés révèlent un comportement distinct à partir de mars 2025. Bien qu'une baisse de conductivité soit attendue durant l'hiver en raison de l'abaissement de la nappe phréatique, l'ampleur de la chute observée sous la chaussée et le trottoir (courbes bleue, grise et rose) suggère un processus physique non pris en compte par le modèle actuel : le gel partiel du sol. La zone mise en évidence coïncide avec des périodes où la température modélisée descend probablement sous $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ (voir annexe V-2 autour du 3 mars 2025).

En effet, la relation linéaire utilisée (Équation 4.4) est valide sur une plage de températures allant de $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ à $47\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Hayley *et al.*, 2007). Elle néglige le changement de phase eau-glace, qui augmente très fortement la résistivité en réduisant le volume d'eau liquide disponible (Herring *et al.*, 2021). Dans les sols partiellement gelés, l'application d'un simple coefficient linéaire

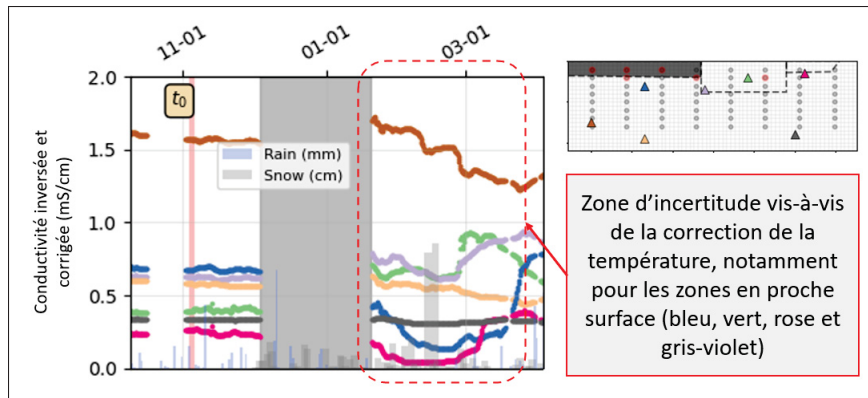


Figure 5.13 Exemple illustrant les limites possibles de la méthodologie de correction de l'effet de la température en période hivernale 2025

engendre donc une sous-corrrection de la résistivité, ce qui peut expliquer les artefacts observés. De plus, il est très probable que l'extrapolation spatiale de la température (Figure 5.12), bien que légèrement lissée au niveau des transitions, se heurte au lissage de l'inversion géophysique et engendre des artefacts.

L'intégration de deux approches complémentaires issues de la littérature pourrait permettre de pallier ces limitations. Une approche de correction pré-inversion, décrite par Hayley *et al.* (2010), permettrait d'atténuer les artefacts liés au lissage. Contrairement à une correction sur le modèle inversé (m), cette approche corrige les données de résistivité apparente (d_{mes}) en amont de l'inversion temporelle. En découplant la régularisation de l'inversion et la correction thermique, cette technique pourrait réduire les biais de sur-corrrection.

Deuxièmement, la relation entre la résistivité et la température devient hautement non linéaire lors de la transition de phase liquide-solide. En conditions de gel, la saturation en eau liquide (S_{wL}) n'est plus constante mais dépend de la température selon la courbe caractéristique de congélation du sol, modélisée par l'équation suivante tiré de Herring *et al.* (2021) :

$$S_{wL}(T) = S_{w-res} + (S_w - S_{w-res})e^{-\left(\frac{T}{w}\right)^2} \quad (5.1)$$

Dans cette expression, S_{w-res} représente la teneur en eau résiduelle (m^3/m^3), S_w la teneur en eau en condition non gelée (m^3/m^3), T la température ($^{\circ}C$) et w est un paramètre de calibration sans unité.

Pour modéliser l'augmentation abrupte de résistivité observée sous le point de congélation due à la réduction de la fraction d'eau liquide qui se change en glace (isolante), Herring, Cey & Pidlisecky (2019) proposent d'adapter la loi d'Archie pour des températures négatives en y intégrant la dépendance thermique de la phase liquide :

$$\rho_{bulk}(T) = a\phi^{-m}(S_{wL}(T))^{-n} \frac{S_r}{\rho_w} \quad (5.2)$$

où ρ_{bulk} est la résistivité du sol à la température T ($\Omega.m$), ϕ sa porosité sans unité, S_r la saturation relative entre 0 et 1 et ρ_w est la résistivité de l'eau interstitielle (en $\Omega.m$). m et n sont des paramètres de calibration sans unité.

Cette relation, illustrée Figure 5.14, met en évidence le caractère non linéaire de la relation pour des températures négatives : la courbe montre un changement abrupt dès que les températures deviennent négatives. Ce changement de régime rend les corrections de température standard inadaptées en contexte hivernal lorsque l'on s'intéresse à des variations de conductivité électrique en proche surface.

Une option intéressante pour améliorer la fiabilité de ces corrections consisterait à utiliser une approche de modélisation thermo-hydrogéochimique directe, calibrée sur les données mesurées par ERT. En simulant physiquement les transferts de masse et de chaleur, on pourrait s'affranchir du lissage excessif produit par les algorithmes d'inversion un artefact particulièrement problématique dans les sols gelés où les contrastes de résistivité sont brutaux. Une telle approche permettrait également de mieux intégrer l'aspect non saturé du milieu.

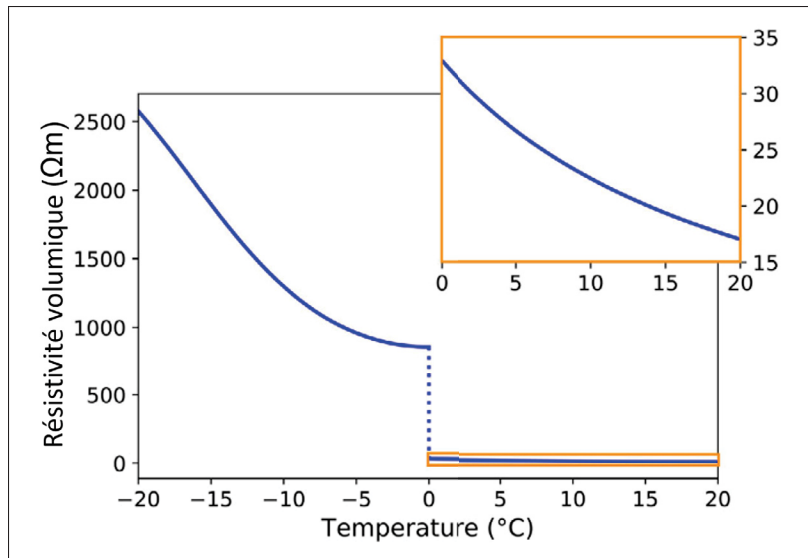


Figure 5.14 Exemple de relation entre la résistivité électrique d'un sol et sa température en prenant en compte la fraction gelée. Traduit de Herring *et al.* (2021)

5.4 Retour sur l'OS4 : Interprétation des données et assemblage d'un modèle conceptuel

5.4.1 Inadéquation de l'indice de silhouette pour choisir une partition

Il a été discuté dans la revue de littérature qu'en classification automatique, l'évaluation d'une partition se fait généralement à l'aide d'indices de qualité (Arbelaitz *et al.*, 2013). Dans ce projet, la méthodologie concernant le TSC était principalement basée sur celle présentée dans l'article de (Delforge *et al.*, 2021), mais dans notre cas, l'indice de silhouette s'est avéré inutile pour le choix de la partition. Comme l'illustre la Figure 5.15, l'indice de silhouette tendait à augmenter de façon quasi monotone avec l'ajout de clusters (k), sans marquer de pic quelconque permettant d'identifier une valeur qui se démarquait et attribuait des scores similaires à des partitions générées avec ou sans contrainte de connectivité spatiale. En pratique, le choix de la partition s'est fait avec d'autres critères. Cependant, la valeur de silhouette propre aux cellules était utile pour visualiser si les clusters étaient plus ou moins bien définis, notamment par le

nombre de cellules aux contours blancs en leur sein, indiquant une valeur de silhouette négative (c'est à dire une cellule peu similaire à son groupe, mais plus qu'au groupe voisin).

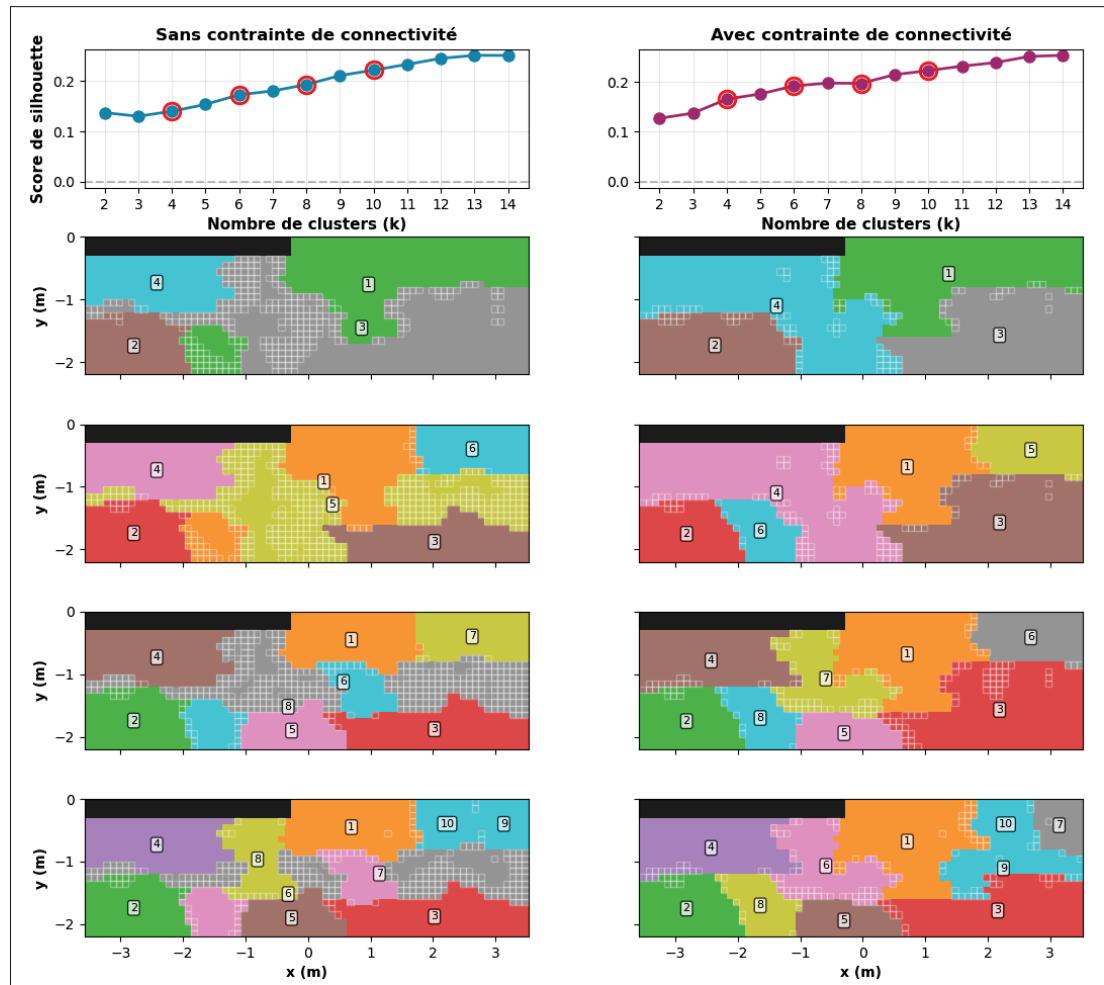


Figure 5.15 Analyse de performance via l'indice de Silhouette pour $k = 2$ à 14. La comparaison entre les partitions non contraintes (gauche) et contraintes spatialement (droite) illustre que l'indice de silhouette ne capture pas la pertinence physique imposée par la connectivité

5.4.2 Impact du pré-traitement des données sur les partitions obtenues

Cette sous-section expose l'influence des méthodes de prétraitement et du nombre de classes (k) sur la structure des partitions obtenues. À travers la Figure 5.16, l'objectif est de démontrer

comment le pré-traitement des séries-temporelles impacte la partition issue du processus de classification automatique avec la méthode HAC, tout en précisant la méthode retenue.

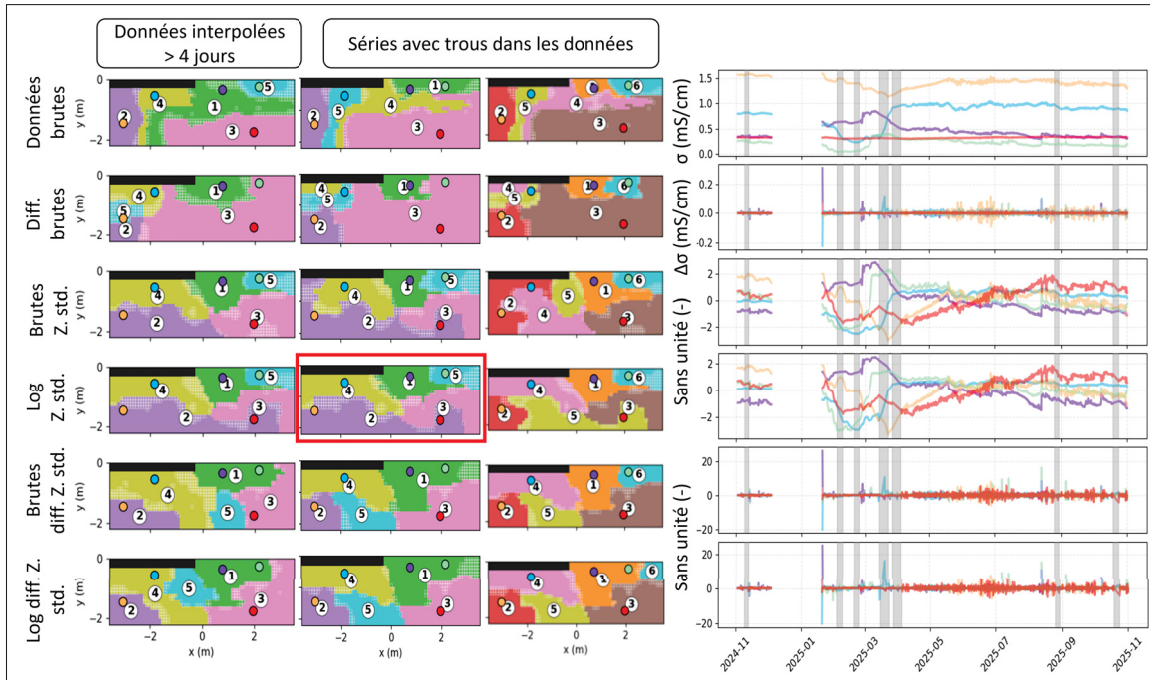


Figure 5.16 Les trois colonnes de gauche montrent les partitions obtenues par HAC pour $k = 5$ et $k = 6$, selon la méthode de prétraitement des données de conductivité électrique volumique. La colonne de droite présente les séries temporelles de ces valeurs, échantillonnées à cinq positions sur le profil. Les périodes grisées indiquent les intervalles où les données ont été interpolées malgré un trou de plus de quatre jours. Le rectangle rouge correspond à la partition retenue pour l'article (Figure 4)

On observe que l'utilisation des données brutes ou simplement différenciées (deux premières lignes) tend à exacerber les contrastes de conductivité absolue. L'application du HAC sur les données de log-résistivité produit des résultats similaires. Les deux premières méthodes produisent des partitions qui reflètent davantage les valeurs et leur distribution que les variations temporelles, limitant ainsi la prise en compte des flux. À l'inverse, l'application d'une standardisation (Z-score, lignes centrales) génère des regroupements en bien meilleure adéquation avec la stratigraphie connue du site.

L'ajout d'un sixième groupe ($k = 6$) ne modifie pas la structure fondamentale de la partition, ce groupe supplémentaire venant principalement occuper des cellules pour lesquelles l'assignation

est incertaine, soit avec des bords blancs (i.e. un indice silhouette négatif). La partition choisie pour l'article (encadrée en rouge) représente ainsi un compromis robuste, similaire à de nombreuses autres partitions (notamment dans les quatre dernières lignes à cinq groupes). Les principales différences entre ces partitions résident dans la délimitation entre le groupe de l'infrastructure verte et celui du trottoir, qui correspond plus ou moins bien à la géométrie connue du site, et qui fusionne parfois avec un groupe plus en profondeur.

5.4.3 Approche de partition consensuelle pour la classification automatique

La pertinence d'une approche de partition consensuelle découle du constat que l'indice de silhouette n'aide pas vraiment à identifier une partition, et également que le prétraitement des données, ainsi que le jeu de données lui-même, l'impactent fortement. C'est de là que provient l'idée d'avoir recours à une méthode cherchant à faire converger les résultats vers une partition qui serait, en théorie, plus représentative des propriétés intrinsèques du jeu de données. Le principe fondamental, théorisé par Monti *et al.* (2003), postule que si une structure de clusters est réelle, elle doit demeurer stable malgré les perturbations induites par un rééchantillonnage. Concrètement, cette méthode génère de multiples partitions via des sous-ensembles de données, puis construit une matrice de consensus reflétant la fréquence de co-occurrence des items dans le même cluster. Zhong, Yue, Zhang & Lei (2015) ont affiné cette méthodologie en pondérant la contribution des paires au consensus par leur proximité spatiale et la cohérence interne des clusters, permettant ainsi de mieux capturer les structures globales.

Dans le cadre de cette étude appliquée aux données de conductivité (TL-ERT), nous transposons ces principes à un protocole spécifique en quatre phases, schématisé à la Figure 5.17. Premièrement, un ensemble de partitions est généré par clustering hiérarchique (HAC) sur des sous-ensembles aléatoires des 1562 cellules du modèle. Deuxièmement, contrairement aux approches classiques qui agrègent toutes les solutions, nous introduisons une étape de filtrage qualitatif basée sur l'*Adjusted Mutual Information* (AMI). Un seuil strict (par exemple, $AMI > 0.8$) est appliqué pour rejeter les partitions divergentes et ne conserver que celles présentant une cohérence structurelle minimale. Troisièmement, un méta-clustering (HAC) est appliqué

sur les partitions, ou plutôt sur leurs "vecteurs d'appartenance", conservés pour produire la solution consensuelle finale. Enfin, la fiabilité de cette classification est évaluée en calculant un indice de silhouette (SI) directement sur la partition consensuelle. Un second seuil de SI est alors défini pour identifier les cellules mal déterminées : celles situées en dessous de ce seuil sont considérées comme des zones d'incertitude.

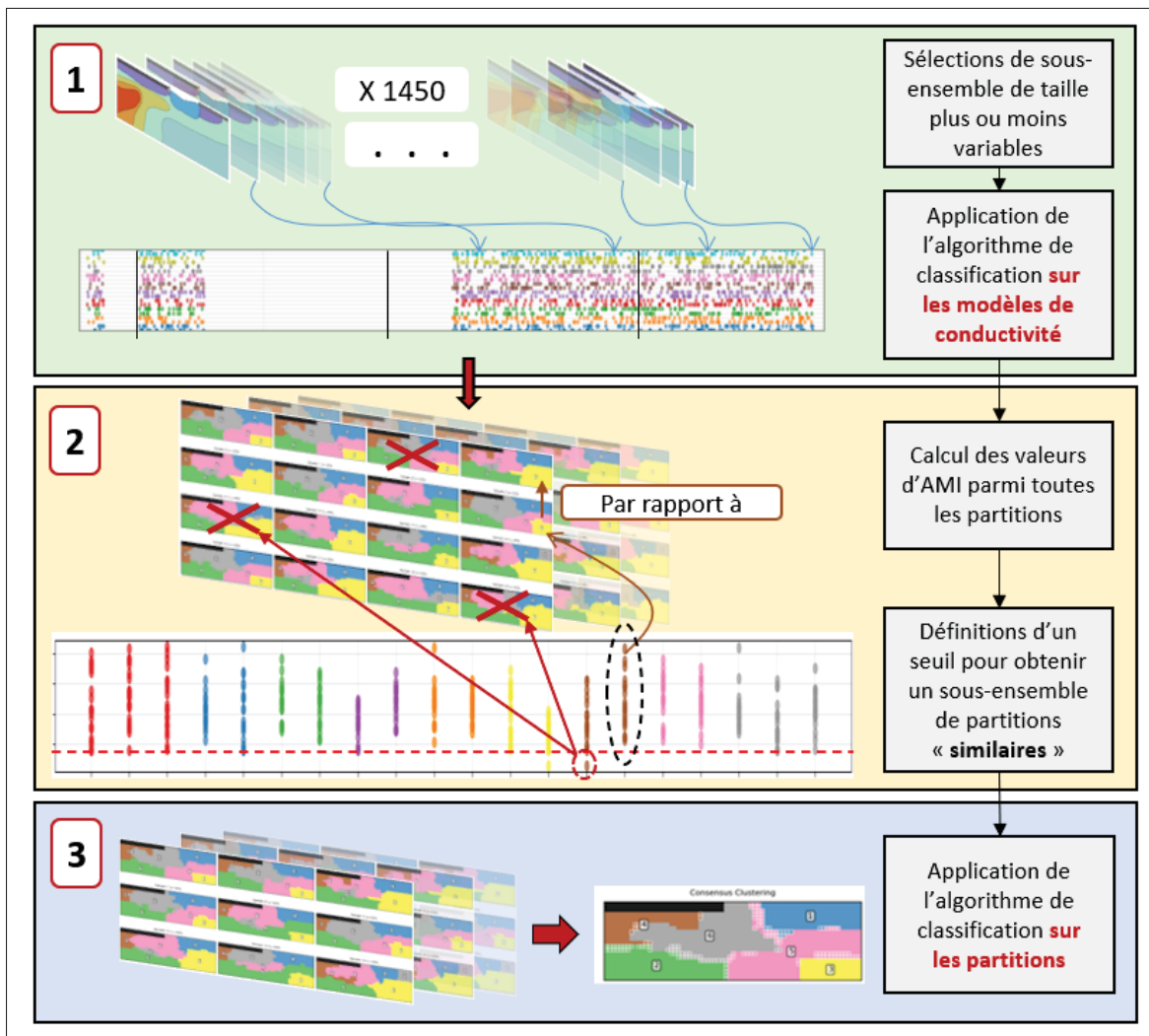


Figure 5.17 Proposition de méthodologie pour de la classification automatique consensuelle

5.4.4 Nécessité d'une station météorologique

L'analyse des variations de conductivité dans le sous-sol suite à un évènement de pluie était une partie centrale pour atteindre l'OS4. Pour ce faire, il est nécessaire d'acquérir des données météorologique afin de corrélérer temporellement les deux phénomènes. Faute d'instrumentation *in situ*, les données ont été téléchargées sur le site du gouvernement canadien (<https://climate.weather.gc.ca/>) pour la station de l'aéroport international de Montréal (YUL, identifiant national : 51157 sur la Figure VIII-1) via des requêtes HTTP en utilisant le module "Requests" intégré nativement dans Python. L'analyse révèle des incohérences notables : deux évènements pluvieux enregistrés comme étant de même intensité et de même durée à l'aéroport engendrent parfois des réponses de conductivité radicalement différentes sur le site (ou inversement, une réponse géophysique marquée sans pluie enregistrée).

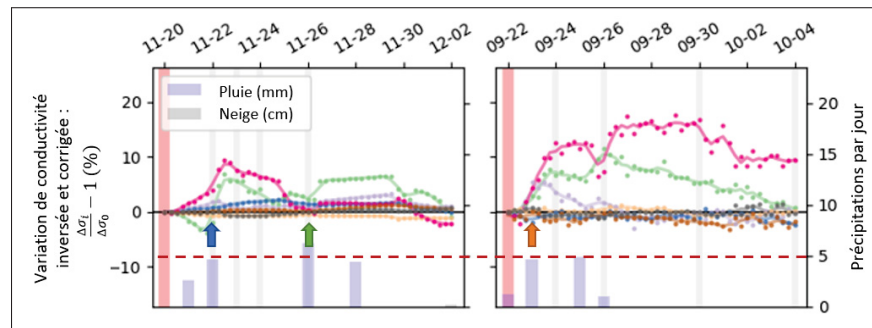


Figure 5.18 Exemple d'anomalie météo

Pour pallier ce biais, l'installation d'une station météorologique directement sur le site constituerait une amélioration notable pour la suite du projet. L'acquisition de données pluviométriques locales à un pas de temps horaire permettrait de caractériser précisément les épisodes de pluie, ce qui est d'autant plus essentiel en cas d'utilisation pour la modélisation numérique.

5.4.5 Caractérisation pétrophysique des sols extraits

Une étude de caractérisation des relations entre la conductivité électrique et la teneur en eau pour six sols extraits lors de l'instrumentation du site a été réalisée à la fin mars 2024. L'installation est présentée sur la Figure 3.4 et les résultats sont présentés dans la Figure 5.19. L'installation utilisait une version simplifiée des cellules Tempe électrique, basée sur les travaux décrits dans Dimech *et al.* (2023), comme celles utilisées pour l'étude des mélanges de remplissage. Les sols avaient été préalablement saturés en eau avant d'être compactés dans la cellule, puis laissés exposés à l'air libre. Douze mesures de configurations équivalentes ont été réalisées pour chaque ER Tempe-Cell (TC) toutes les 6 heures, complétées par des pesées journalières pour évaluer les teneurs en eau.

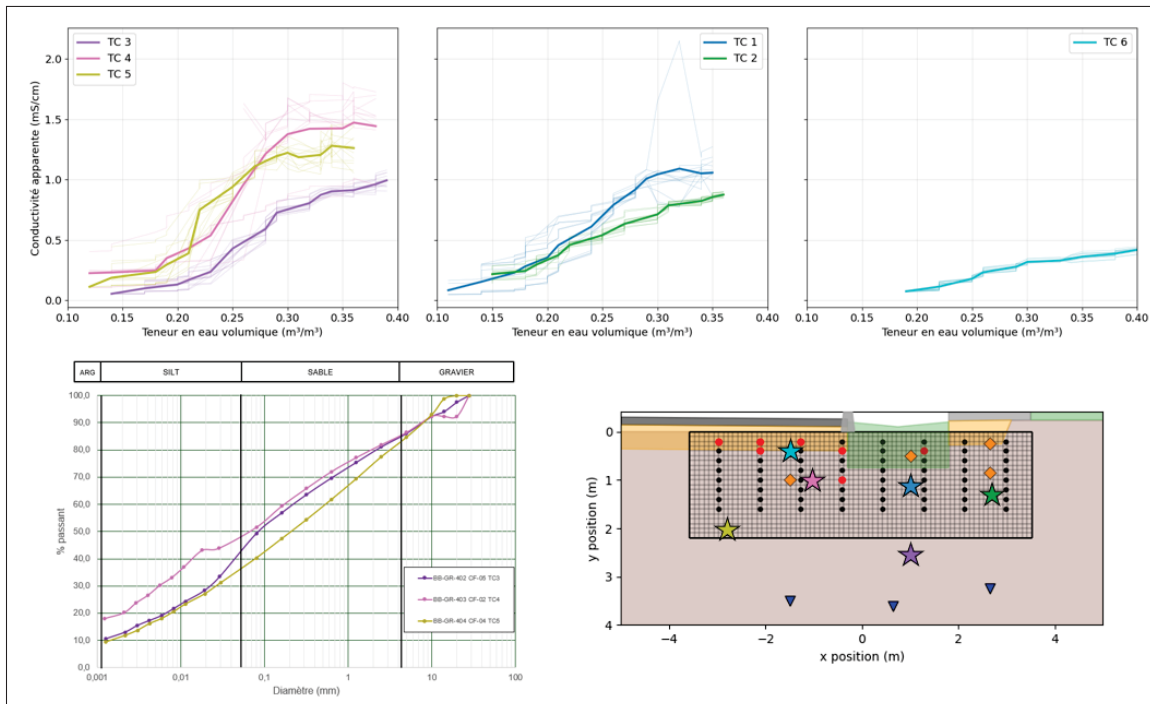


Figure 5.19 Résultats de l'essai de caractérisation pétrophysique de six échantillons de sols extraits pendant l'installation des divers profils au site de Laval. Cet essai a été réalisé conjointement avec Yannick Ngom et Aaron Moya

Bien que les données soient bruitées, on discerne assez nettement des relations entre conductivité et teneur en eau volumique. Il est à noter que les mesures avaient été réalisées avec une carte de

mesure version 2023, limitée à 12V pour l'injection. Il est indéniable qu'une installation utilisant la dernière version proposerait des résultats de bien meilleure qualité, pourrait probablement continuer jusqu'à des teneurs en eau plus basses. Les données de teneur en eau sont disponibles dans le rapport de projet de maîtrise de Yannick Ngom (Ngom, 2025). Une réédition de cette étude, avec une installation améliorée et un traitement plus poussé des données, pourrait permettre de transformer les données de conductivité mesurées en paramètres plus utiles pour les partenaires, tels que des valeurs de teneur en eau volumique ou de conductivité de l'eau interstitielle.

CHAPITRE 6

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Synthèse des travaux

L'objectif principal de ce projet de recherche était de réaliser un suivi temporel des dynamiques de conductivité électrique volumique associées aux écoulements d'eau et de contaminants dans une infrastructure verte par imagerie géoélectrique continue. Pour mener à bien ce projet, la démarche a été structurée autour de quatre objectifs spécifiques : l'assemblage, l'installation et la validation du dispositif géophysique sur site, le développement d'un résistivimètre autonome à bas coût, la mise en place d'une méthode de traitement des données intégrant une correction pour la température, et enfin, l'utilisation d'une méthode de classification automatique pour aider à l'interprétation des données et bâtir un modèle conceptuel saisonnier du site étudié.

La réalisation du premier objectif s'est concrétisée par l'instrumentation du site expérimental à Laval avec huit piézomètres équipés de 103 électrodes au total. Comme démontré dans le premier article (Chapitre 4), une validation empirique utilisant différents protocoles de mesure avec un résistivimètre commercial (SAS4000) a permis de confirmer l'absence de courts-circuits majeurs le long des forages. Cette étape a permis d'évaluer que la méthode d'installation, utilisant un coulis de ciment-bentonite, garantissait un contact adéquat avec le sol et que l'installation géophysique était utilisable. Ce fut également l'occasion de produire la première imagerie géoélectrique du sous-sol du site : on y distinguait déjà un profil de conductivité électrique volumique intéressant, permettant d'identifier l'IV, la pierre concassée sous la chaussée, ainsi qu'une variation latérale de conductivité vers la gauche, avec une zone sous la chaussée particulièrement conductrice (de 1 à 2 mS/cm).

Pour répondre au deuxième objectif et assurer un suivi continu à haute résolution temporelle, un résistivimètre basé sur le projet open-source OhmPi a été assemblé, validé en laboratoire, puis déployé sur le site. Son installation s'est déroulée en plusieurs étapes en raison de difficultés techniques : septembre 2024 (aucun relevé fonctionnel), fin mars 2025 (un relevé fonctionnel),

puis mi-avril 2025, où le système a commencé à fonctionner de manière satisfaisante. Ce passage à une instrumentation autonome a permis de récolter à ce jour plus de 1550 relevés de manière quasiment ininterrompue. Le bon fonctionnement de ce système démontre la faisabilité d'un suivi géophysique à ultra haute résolution spatiale et temporelle et à un coût accessible. Un avantage notable de cet instrument, peu exploité dans le cadre de ce projet, réside dans sa capacité de contrôle à distance et sa grande flexibilité de configuration, tout en permettant l'acquisition de jeux de données de très bonne qualité. Certaines limitations persistent néanmoins dans les zones où l'injection de courant est plus difficile, notamment en proche surface lorsque le sol est partiellement gelé ou dans des milieux de pierre concassée.

La réalisation du troisième objectif a nécessité le développement d'une architecture logicielle et d'une méthodologie de traitement robustes. Les données brutes ont été rigoureusement filtrées, notamment via l'analyse des erreurs réciproques, mais aussi par l'examen individuel des séries temporelles de chaque configuration de mesure, ce qui a conduit à l'identification de sept électrodes défectueuses ; toutes les mesures les impliquant ont été exclues du traitement. Les données ainsi filtrées ont ensuite été inversées indépendamment à chaque pas de temps. Afin de garantir la comparabilité des imageries tout au long de l'année, malgré des variations annuelles de température dépassant 30 °C en proche surface (à 60 cm sous la chaussée) et atteignant encore environ 12 °C de variation annuelle à 3,2 m de profondeur, une correction thermique a été appliquée. Celle-ci repose sur des modèles sinusoïdaux amortis, calibrés à partir des données des sondes TEROS 12 installées à 60 et 120 cm de profondeur sous la chaussée, dans l'IV et sous le trottoir, et a permis de ramener l'ensemble des modèles de conductivités électriques volumiques à une température de référence de 25 °C.

Enfin, le quatrième objectif a été atteint en visualisant les données de plusieurs façons. Deux approches "classiques" ont été utilisées : l'analyse des variations relatives à l'échelle saisonnière, qui a révélé un comportement cyclique global, et l'examen des événements pluvieux ponctuels, permettant d'identifier les mécanismes responsables de ces variations. Ces deux représentations présentaient toutefois des limites : elles étaient soit discrètes dans le temps (événements de pluie) soit dans l'espace (séries temporelles saisonnières), rendant difficile la généralisation.

C'est ce qui a motivé l'utilisation du TSC, qui a offert un outil de visualisation permettant d'analyser les variations moyennes dans le temps par zone du profil, en parallèle des phénomènes météorologiques et des fluctuations du niveau d'eau. L'évolution saisonnière des conductivités montre qu'en début d'hiver, les sels de voirie s'accumulent en surface avec une légère infiltration dans l'IV suite aux épisodes de pluies hivernales. Vers la fin de l'hiver, lorsque les températures se réchauffent et que les précipitations reprennent, un relargage massif des sels vers le sous-sol se produit, entraînant une augmentation significative de la conductivité électrique volumique en surface (de près de 100 % dans l'IV). Au printemps et jusqu'à la fin de l'été, un lavage progressif des sels vers l'eau souterraine se traduit par une diminution de la conductivité électrique volumique au dessus de la table d'eau. Ces variations semblent principalement liées à des variations de la conductivité de surface et de l'eau interstitielle, notamment parce qu'aucun retour complet aux conditions initiales n'est observé après les épisodes pluvieux. Enfin, en automne, les variations de conductivité apparaissent essentiellement liées aux fluctuations de la teneur en eau.

En conclusion, l'objectif principal du projet a été accompli. Le déploiement d'un système TL-ERT en forage a prouvé son efficacité et sa pertinence pour imager en continu et à haute résolution les processus hydrogéochimiques complexes d'une infrastructure verte en milieu urbain. Il s'agit d'une première mondiale, et cette approche se distingue par sa résolution spatiale et temporelle inédite, sa robustesse, ainsi que par la représentativité des imageries obtenues par rapport aux processus observés. Elle apparaît comme un complément particulièrement prometteur aux méthodes d'instrumentation classiques, notamment dans des environnements urbains caractérisés par leur forte hétérogénéité et leurs chemins d'écoulement préférentiels.

6.2 Recommandations

Les travaux réalisés et les défis rencontrés au cours de ce projet de maîtrise permettent de dégager plusieurs recommandations pour de futures recherches, qu'elles s'inscrivent dans la continuité de ce projet ou dans le domaine plus large de l'imagerie géoélectrique. Celles-ci sont

regroupées autour de quatre thèmes : l'instrumentation, l'acquisition, le traitement des données et comment aller plus loin vers des modèles intégrés.

L'expérience d'instrumentation a mis en évidence des pistes d'amélioration matérielle importantes. Lors de la fabrication des piézomètres électriques, il est recommandé de combler le vide interne avec un matériau très résistif et imperméable (tel qu'une résine acrylique) capable de sécher en l'absence d'air, remplaçant ainsi la mousse expansive qui s'est avérée inefficace. Concernant le système OhmPi, l'utilisation de la version de carte électronique la plus récente (incluant un relais de déchargement) est primordiale pour éviter les erreurs de communication liées aux charges résiduelles. Il est également conseillé de désolidariser physiquement la carte de mesure du multiplexeur (MUX) pour faciliter la maintenance sur le terrain. Pour assurer l'alimentation continue du système, qui épuise progressivement les batteries plomb classiques, l'usage de batteries LiFePo est primordial. Enfin, pour interpréter plus en détail les dynamiques observées, l'installation d'une station météo sur les futurs sites est essentielle. L'utilisation des données de l'aéroport international de Montréal introduit une incertitude quand à leur représentativité locale. Cela pourrait se révéler critique pour établir une corrélation quantitative avec les événements de pluie (par exemple couplé à de la modélisation).

Des stratégies d'acquisition adaptatives seraient un ajout très pertinent. La fréquence fixe d'un relevé toutes les six heures a parfois montré ses limites pour capturer l'intégralité de la courbe d'infiltration lors d'événements pluvieux succédant à des périodes sèches. L'implantation d'un protocole d'acquisition adaptatif piloté par un algorithme très simple (tel que proposé à l'Annexe VI) permettrait au système de rester en mode « veille » (sondages rapides et peu fréquents) et de basculer automatiquement vers un mode « actif » (haute fréquence et haute résolution) dès la détection d'une variation significative. Par ailleurs, les protocoles de mesures pourraient intégrer une méthode de compensation permettant d'utiliser des électrodes adjacentes en cas de défaillance d'une électrode spécifique, garantissant ainsi la conservation de la résolution du relevé.

Les données récentes (janvier à avril 2026) ont mis en évidence des variations marquées de conductivité au sein de l'IV lors d'épisodes de précipitations hivernales, suggérant un comportement plus dynamique qu'attendu en contexte de sol partiellement gelé. Les méthodes de correction classiques montrent toutefois leurs limites dans ce contexte. Pour les futures analyses, il serait pertinent d'intégrer des relations adaptées aux températures négatives, tenant compte de la diminution de l'eau liquide disponible. L'adoption d'une correction thermique en pré-inversion (sur les données apparentes) permettrait également de découpler cet ajustement de la régularisation due à l'inversion, limitant probablement l'apparition d'artefacts. Enfin, l'intégration des variations thermiques journalières (cycles jour/nuit) pourrait affiner la résolution et la précision de l'imagerie en proche surface.

Pour pousser l'analyse des données et aller vers une interprétation quantitative des processus à l'œuvre, une caractérisation pétrophysique des sols en laboratoire est nécessaire. Réitérer l'essai présenté en discussion avec le matériel OhmPi actualisé permettrait d'obtenir des relations reliant la conductivité électrique à une teneur en eau. Dans le cadre du TSC, les indices reflétaient mal la qualité des partitions et ne permettaient pas, à eux seuls, d'en sélectionner une de manière fiable. Un léger changement du jeu de données ou de la méthode de traitement influençait fortement la partition, notamment sur les zones sous la nappe phréatique. Pour pallier ce problème, l'utilisation d'une méthode de partition consensuelle pourrait aider à conserver l'aspect "objectif" de cette méthode, et offrirait un résultat plus représentatif du jeu de données. Cette partition consensuelle pourrait être utilisée pour calibrer des modèles en fournissant des valeurs de référence et des écarts-types dans certaines zones du profil. Plus généralement, l'inclusion des données géoélectrique dans la calibration de modèles multiphysiques semble être une approche très prometteuse pour obtenir des modèles hydrogéochimiques plus représentatifs de la réalité.

ANNEXE I

CONCOURS DE VULGARISATION PAR AFFICHE ÉTS 2025

Imagerie géoélectrique des écoulements dans une infrastructure verte drainante

Alexis Luzy, Adrien Dimech, François Duhaime, Jean-Sébastien Dubé, Janie Masse-Dufresne, Rose-Anne Farley



1 - Introduction

Problématique : Surverses d'égouts récurrents à la suite d'événements pluvieux, accrus par l'imperméabilisation des villes et le réchauffement climatique.

Une partie de la solution : Les infrastructures vertes drainantes (IVD), sont de plus en plus utilisées pour diminuer la quantité d'eau drainée par les égouts.

Question de recherche : Quel est l'impact des IVD sur l'eau souterraine ?

Objectif : Mieux comprendre le fonctionnement des IVD à l'aide d'une imagerie continue de variations de résistivité du sol lors de l'infiltration d'eau et/ou de sel.



2 - Méthodologie

Imagerie de résistivité électrique : ρ
 $R_{mes} [\Omega] = k \times \rho$ (extensif) $k [m]$ (facteur géométrique)
 $\rho_{mes} [\Omega.m] = k \times R_{mes}$ (intensif)
 ρ_{mes} converti en ρ par inversion

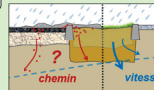
Statique (t_0) : distribution de ρ
 Dynamique ($t_0, t_1...t_n$) : variations $\Delta\rho/\rho$

Caractérisation pétrophysique

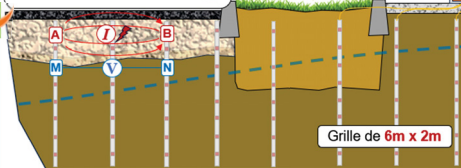
Conversion de ρ en paramètres « utiles » :
 méthode ER
 Tempe-Cell [1] : ρ (H2O, NaCl) %

Modèle conceptuel d'écoulement

À la suite d'un événement pluvieux :
chemin, vitesse d'écoulement.

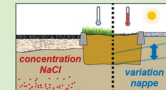


Principe géoélectrique
 Loi d'Ohm : $R_{mes}[\Omega] = V_{MN} / I_{AB}$

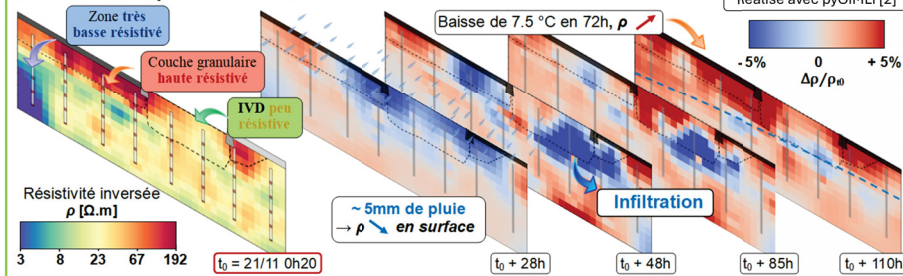


- 64 électrodes géophysiques
- Nappe phréatique
- Couche granulaire (type MG20)
- Résistivimètre SAS4000
- Terreau IVD
- Sol naturel
- Chaussée
- Trottoir en béton

Après plusieurs saisons d'imagerie :
 concentration en **sel**,
 variation **niveau d'eau**.



3 - Résultats préliminaires



4 - Discussion

- La méthode image bien l'infiltration d'eau
- L'eau de pluie semble s'infiltrer par l'IVD et par la chaussée/trottoir
- Une étape de validation croisée avec d'autres profils instrumentés (non présenté) est en cours

5 - Prochaines étapes

- Installation d'un résistivimètre autonome, contrôlable à distance (**OhmPi** [3])
- Analyse laboratoire **ER-TC** pour la caractérisation des sols



[1] Dimech, A., Isabelle, A., Sylvain, K., Liu, C., Cheng, L., Bussiére, B., Chouteau, M., Fabien-Quellé, G., Bérubé, C., Wilkinson, P., Meldrum, P., and Chambers, J. 2023. A multiscale accuracy assessment of moisture content predictions using time-lapse electrical resistivity tomography in mine tailings. *Scientific Reports*, 13(1): 20922.
 [2] Rucker, C., Günther, T., and Wagner, F.M. 2017. pyGIMLI: An open-source library for modelling and inversion in geophysics. *Computers & Geosciences*, 109: 106-113.
 [3] Clement, R., Fargier, Y., Dubois, V., Gance, J., Gros, E., and Forquet, N. 2020. OhmPi: An open-source data logger for dedicated applications of electrical resistivity imaging at the small and laboratory scale. *HardwareX*, 8: e00122.

ANNEXE II

CONCOURS DE VULGARISATION PAR AFFICHE ÉTS 2026

Dynamiques hydrogéochimiques d'une infrastructure verte urbaine révélées par imagerie géoélectrique

Alexis Luzy, Adrien Dimech, François Duhaime, Jean-Sébastien Dubé, Janie Masse-Dufresne, Rose-Anne Farley, Jonathan Van Hanja



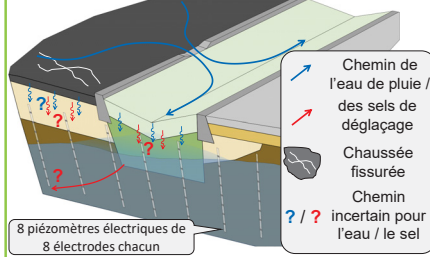
ÉCOLE DE
TECHNOLOGIE
SUPÉRIEURE
Université du Québec

1 – Introduction

Mise en contexte : Les débordements d'égouts, accentués par l'imperméabilisation urbaine et le réchauffement climatique, deviennent plus fréquents après les fortes pluies [1]. Les infrastructures vertes (IV) visent à réduire le pic de débit vers les égouts en favorisant l'infiltration passive dans des aires végétalisées.

Objectif du projet de maîtrise : Développer un système de mesures géophysiques pour aider à comprendre le fonctionnement in-situ des IV à l'aide d'une imagerie continue des variations de conductivité électrique du sol.

2 – Site d'étude et instrumentation



3 – Principe de la méthode géoélectrique

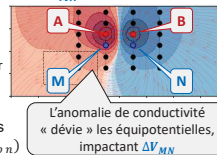
Une mesure consiste en une injection de courant I_{AB} et une mesure de différence de potentiel ΔV_{MN} .

On obtient une conductivité apparente σ_{app} (S/m) tel que :

$$\sigma_{app} = \frac{I_{AB}}{k * \Delta V_{MN}}$$

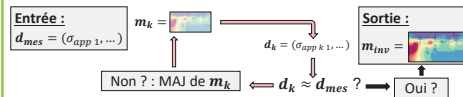
avec k le facteur géométrique

Un relevé comprend n mesures différentes soit un jeu de données 1D : $d_{mes} = (\sigma_{app 1}, \sigma_{app 2}, \dots, \sigma_{app n})$



L'anomalie de conductivité « dévie » les équipotentielles, impactant ΔV_{MN}

En pratique, on cherche une image 2D de σ , obtenue par **inversion géophysique**. Il s'agit d'un processus itératif dans lequel on modifie un modèle de σ m_k utilisé pour modéliser des jeux de données d_{mod} se rapprochant progressivement de d_{mes} :



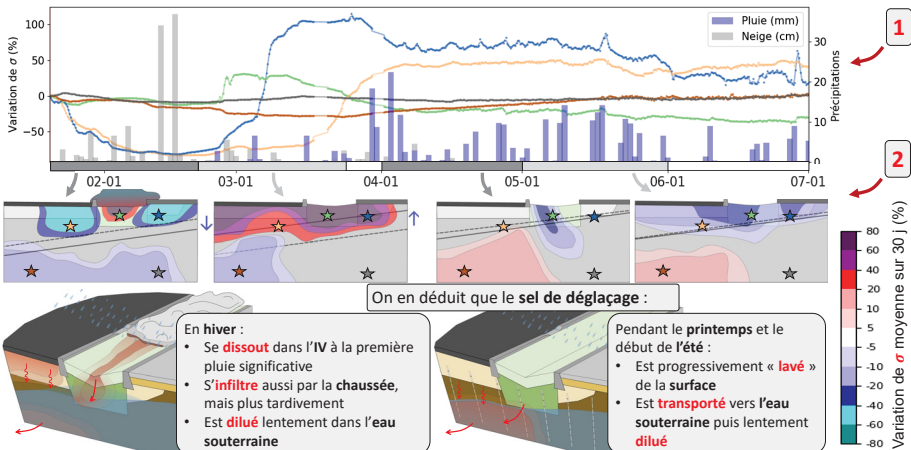
La conductivité d'un sol dépend de :

- Composition du sol
- Teneur en eau
- Conductivité de l'eau
- Présence d'ions en surface

4 – Résultats

Les 650 images 2D de conductivité obtenues entre janvier et juillet 2025 sont généralement analysées au travers de leurs variations en (%), sous forme de :

- Séries temporelles** extraites à certaines positions clés (★)
- Distributions 2D**, pouvant être moyennées sur une période



5 – Conclusion

- L'imagerie géoélectrique offre une résolution spatiale et temporelle inédite en comparaison aux méthodes traditionnelles
- Il s'agit d'une avancée significative pour l'évaluation de la performance in-situ d'IV, nécessaire pour une conception informée

[1] Tsutsumi, B. & Sushama, L. (2021). 2 °C vs. High Warming : Transitions to Flood-Generating Mechanisms across Canada. Water, 13(11), 1494. doi : 10.3390/w13111494.
[2] Clement, R., Fargier, Y., Dubois, V., Gance, J., Gros, E. & Forquet, N. (2020). OhmPi : An open source data logger for dedicated applications of electrical resistivity imaging at the small and laboratory scale. Hardware X, 8, e0122. doi : 10.1016/j.ohx.2020.e0122.



ANNEXE III

PROPOSITION DE PROTOCOLE ADAPTATIF

Algorithme-A III-1 Stratégie de relevés adaptatif en TL-ERT

```
1 Data : Seuil de variation  $\delta = 2\%$ 
2 Data : Dernier relevé en mode veille  $R_{veille}^{dernier} = [ ]$ 
3 Data : Mode actif = Faux
4 1 while Système actif do
5   if heure = 12 : 00 ou heure = 24 : 00 then
6     Effectuer Protocole Complet;
7     Réinitialiser le timer complet;
8   end if
9   if Mode actif = Faux et minutes % 15 == 0 then
10    Effectuer Protocole Veille  $\rightarrow R_{veille}^{actuel}$ ;
11    if  $R_{veille}^{dernier} \neq \emptyset$  then
12       $\Delta = |R_{veille}^{actuel} - R_{veille}^{dernier}| / R_{veille}^{dernier} \times 100$ ;
13      if  $\Delta > \delta$  then
14        Mode actif = Vrai;
15      end if
16    end if
17     $R_{veille}^{dernier} = R_{veille}^{actuel}$ ;
18  end if
19  if Mode actif = Vrai et minutes % 30 == 0 then
20    Effectuer Protocole Actif;
21    Vérifier la stabilité sur les 6 derniers relevés;
22    if variation négligeable then
23      Mode actif  $\leftarrow$  Faux;
24    end if
25  end if
26 end while
```


ANNEXE IV

DONNÉES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE ET DE CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE MESURÉES PAR LES SONDÉS TEROS 12

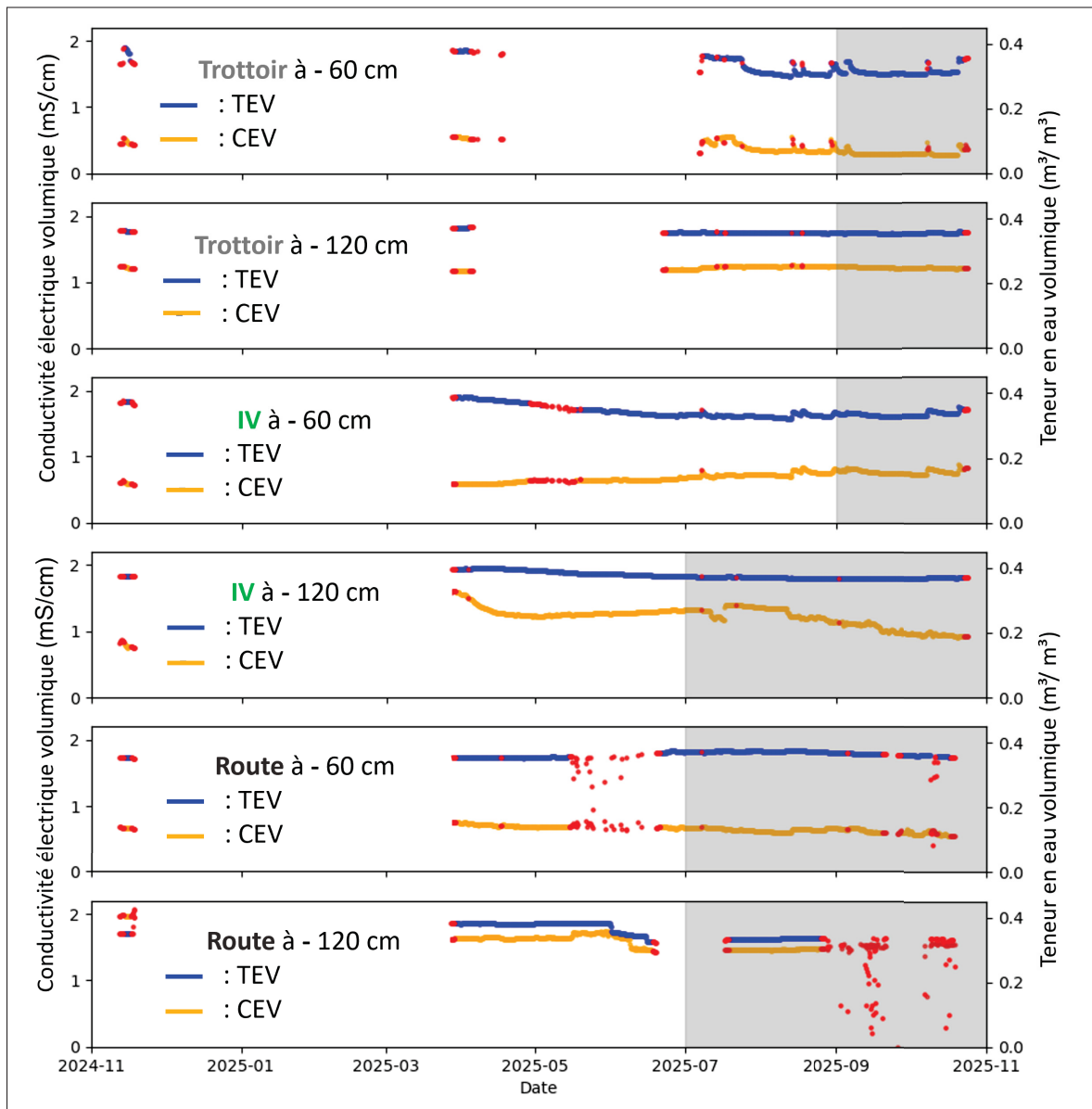


Figure-A IV-1 Données de teneur en eau volumique et de conductivité électrique mesurées par les sondes TEROS 12. En bleu la teneur en eau volumique (TEV, m^3/m^3) et en orange la conductivité électrique volumique (CEV, mS/cm).

ANNEXE V

MODÈLES DE TEMPÉRATURE VERTICAUX OBTENUS APRÈS CALIBRATION SUR LES DONNÉES DES SONDÉS TEROS 12

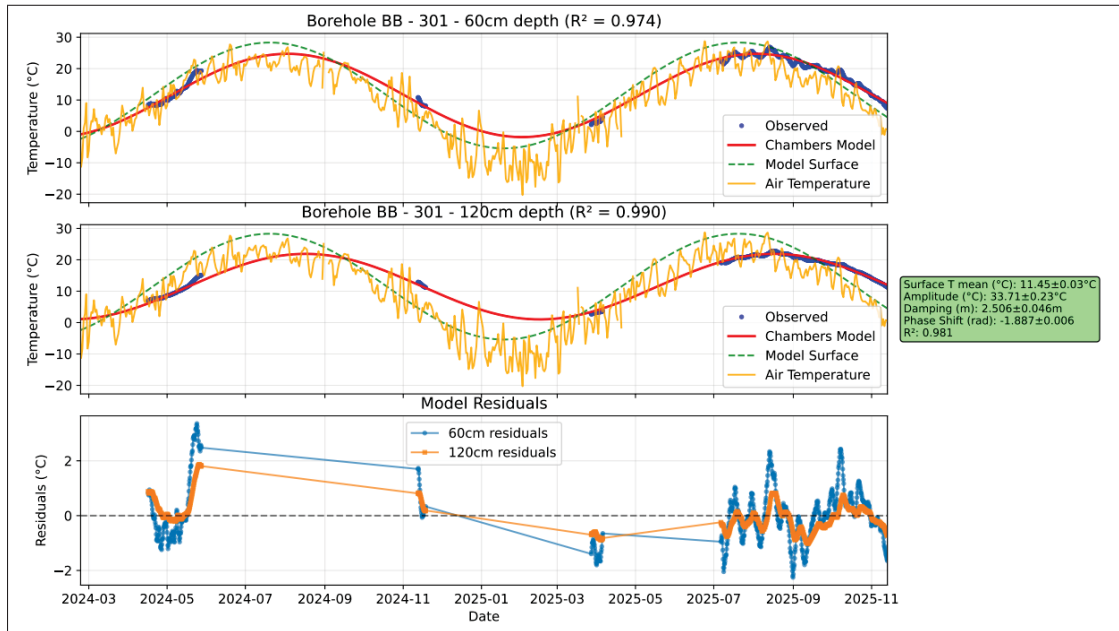


Figure-A V-1 Profile 301, position x = 1.5 m

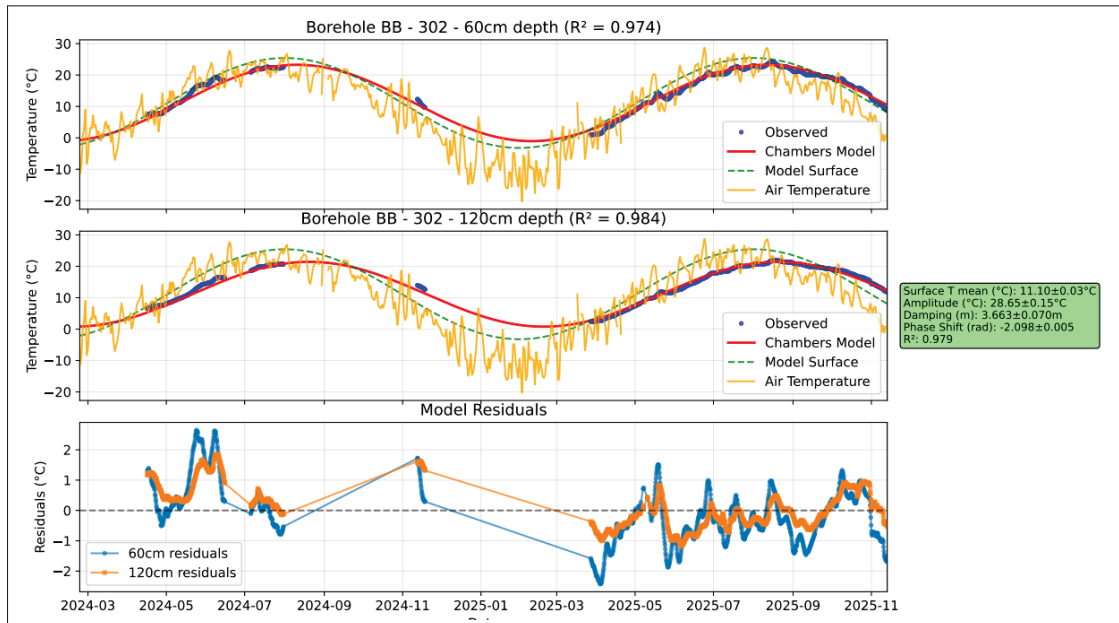


Figure-A V-2 Profile 302, position x = 0.5 m

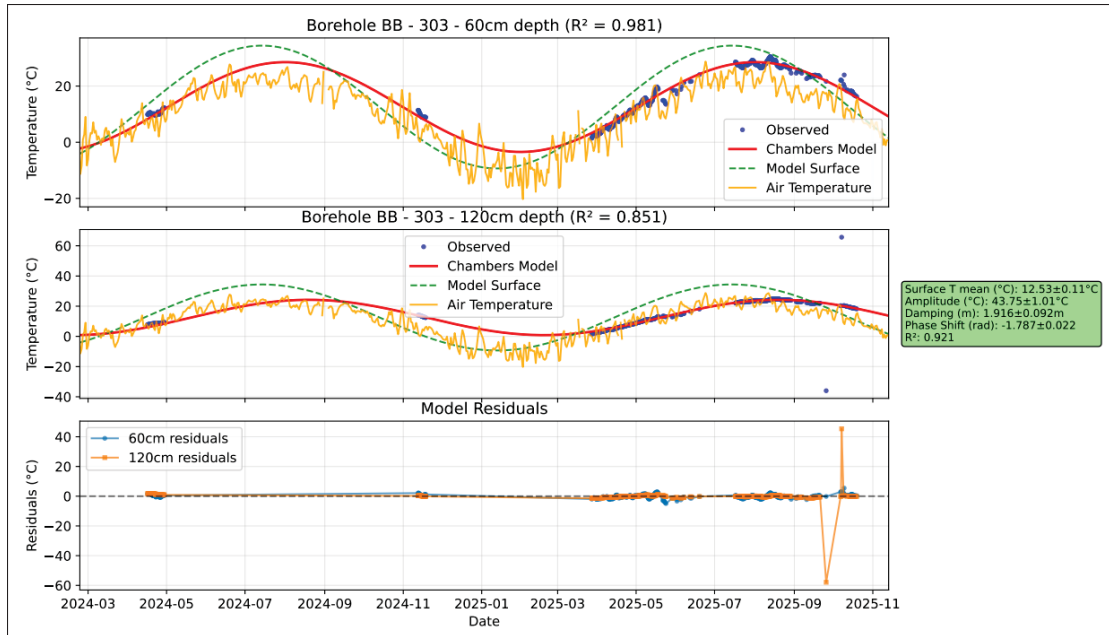


Figure-A V-3 Profile 303, position $x = -1.75$ m

ANNEXE VI

RELEVÉ COMPLET SAS4000 DU 5 NOVEMBRE 2024

MeasDate	A	B	M	N	I(mA)	Voltage(mV)	Res.(ohm)	Error(%)	meas	k	rhoa
2024-11-05 17:25	1	9	2	10	100	3692,43	36,92	0,24	KR0	0,815	30,09
2024-11-05 17:25	1	9	3	11	100	1003,38	10,03	0,07	KR1	2,189	21,96
2024-11-05 17:25	1	9	4	12	100	468,64	4,69	0,17	KR2	4,453	20,87
2024-11-05 17:25	1	9	5	13	100	300,20	3,00	0,19	KR3	7,988	23,98
2024-11-05 17:25	2	10	3	11	100	2394,65	23,95	0,03	KR0	0,815	19,52
2024-11-05 17:25	2	10	4	12	100	798,25	7,98	0,13	KR1	2,189	17,47
2024-11-05 17:25	2	10	5	13	100	451,47	4,51	0,07	KR2	4,453	20,10
2024-11-05 17:25	2	10	6	14	100	278,17	2,78	0,09	KR3	7,988	22,22
2024-11-05 17:26	3	11	4	12	100	1482,75	14,83	0,15	KR0	0,815	12,08
2024-11-05 17:26	3	11	5	13	100	696,81	6,97	0,15	KR1	2,189	15,25
2024-11-05 17:26	3	11	6	14	100	392,63	3,93	0,19	KR2	4,453	17,48
2024-11-05 17:26	3	11	7	15	100	235,26	2,35	0,13	KR3	7,988	18,79
2024-11-05 17:26	4	12	5	13	100	1444,51	14,45	0,19	KR0	0,815	11,77
2024-11-05 17:26	4	12	6	14	100	636,77	6,37	0,15	KR1	2,189	13,94
2024-11-05 17:26	4	12	7	15	100	337,05	3,37	0,10	KR2	4,453	15,01
2024-11-05 17:26	4	12	8	16	100	197,78	1,98	0,29	KR3	7,988	15,80
2024-11-05 17:26	5	13	6	14	100	1858,11	18,58	0,18	KR0	0,815	15,14
2024-11-05 17:26	5	13	7	15	100	694,52	6,95	0,08	KR1	2,189	15,20
2024-11-05 17:26	5	13	8	16	100	344,68	3,45	0,11	KR2	4,453	15,35
2024-11-05 17:26	6	14	7	15	100	2085,72	20,86	0,14	KR0	0,815	17,00
2024-11-05 17:26	6	14	8	16	100	750,19	7,50	0,15	KR1	2,189	16,42
2024-11-05 17:27	7	15	8	16	100	2063,35	20,63	0,25	KR0	0,815	16,82
2024-11-05 17:27	9	17	10	18	100	4955,53	49,56	0,13	KR0	0,815	40,39
2024-11-05 17:27	9	17	11	19	100	854,77	8,55	0,13	KR1	2,189	18,71
2024-11-05 17:27	9	17	12	20	100	415,39	4,15	0,17	KR2	4,453	18,50
2024-11-05 17:27	9	17	13	21	100	241,24	2,41	0,16	KR3	7,988	19,27
2024-11-05 17:27	10	18	11	19	1	32,31	32,31	1,47	KR0	0,815	26,33
2024-11-05 17:27	10	18	12	20	1	7,87	7,87	7,57	KR1	2,189	17,22
2024-11-05 17:27	10	18	13	21	1	3,27	3,27	15,52	KR2	4,453	14,55
2024-11-05 17:27	10	18	14	22	1	1,58	1,58	35,43	KR3	7,988	12,65
2024-11-05 17:28	11	19	12	20	100	1693,96	16,94	0,12	KR0	0,815	13,81
2024-11-05 17:28	11	19	13	21	100	632,20	6,32	0,12	KR1	2,189	13,84
2024-11-05 17:28	11	19	14	22	100	329,39	3,29	0,09	KR2	4,453	14,67
2024-11-05 17:28	11	19	15	23	100	188,00	1,88	0,02	KR3	7,988	15,02
2024-11-05 17:28	12	20	13	21	100	1326,14	13,26	0,13	KR0	0,815	10,81
2024-11-05 17:28	12	20	14	22	100	556,20	5,56	0,04	KR1	2,189	12,18
2024-11-05 17:28	12	20	15	23	100	285,53	2,86	0,02	KR2	4,453	12,71
2024-11-05 17:28	12	20	16	24	100	166,48	1,66	0,02	KR3	7,988	13,30
2024-11-05 17:28	13	21	14	22	100	1773,38	17,73	0,09	KR0	0,815	14,45
2024-11-05 17:28	13	21	15	23	100	650,76	6,51	0,01	KR1	2,189	14,25
2024-11-05 17:28	13	21	16	24	100	316,18	3,16	0,06	KR2	4,453	14,08
2024-11-05 17:29	14	22	15	23	100	1956,43	19,56	0,14	KR0	0,815	15,94
2024-11-05 17:29	14	22	16	24	100	719,03	7,19	0,18	KR1	2,189	15,74
2024-11-05 17:29	15	23	16	24	100	2128,50	21,28	0,14	KR0	0,815	17,35
2024-11-05 17:29	17	25	18	26	100	3603,09	36,03	0,01	KR0	0,815	29,37
2024-11-05 17:29	17	25	19	27	100	953,43	9,53	0,42	KR1	2,189	20,87
2024-11-05 17:29	17	25	20	28	100	478,48	4,78	0,06	KR2	4,453	21,31
2024-11-05 17:29	17	25	21	29	100	276,99	2,77	0,03	KR3	7,988	22,13
2024-11-05 17:30	18	26	19	27	1	28,64	28,64	11,71	KR0	0,815	23,34
2024-11-05 17:30	18	26	20	28	1	9,46	9,46	33,37	KR1	2,189	20,72
2024-11-05 17:30	18	26	21	29	1	4,93	4,93	63,64	KR2	4,453	21,93
2024-11-05 17:30	18	26	22	30	1	3,18	3,18	103,53	KR3	7,988	25,40
2024-11-05 17:30	19	27	20	28	100	1913,23	19,13	0,08	KR0	0,815	15,59
2024-11-05 17:30	19	27	21	29	100	717,04	7,17	0,10	KR1	2,189	15,70
2024-11-05 17:30	19	27	22	30	100	383,17	3,83	0,11	KR2	4,453	17,06
2024-11-05 17:30	19	27	23	31	100	227,84	2,28	0,07	KR3	7,988	18,20
2024-11-05 17:30	20	28	21	29	100	1667,00	16,67	0,12	KR0	0,815	13,59
2024-11-05 17:30	20	28	22	30	100	684,85	6,85	0,10	KR1	2,189	14,99
2024-11-05 17:30	20	28	23	31	100	358,01	3,58	0,06	KR2	4,453	15,94

Figure-A VI-1 Relevé complet réalisé avec le SAS4000 le 5 novembre 2024 - page 1

2024-11-05 17:30	20	28	24	32	100	210,27	2,10	0,03	KR3	7,988	16,80
2024-11-05 17:31	21	29	22	30	100	1733,57	17,34	0,14	KR0	0,815	14,13
2024-11-05 17:31	21	29	23	31	100	677,31	6,77	0,10	KR1	2,189	14,83
2024-11-05 17:31	21	29	24	32	100	341,72	3,42	0,09	KR2	4,453	15,22
2024-11-05 17:31	22	30	23	31	100	1828,55	18,29	0,14	KR0	0,815	14,90
2024-11-05 17:31	22	30	24	32	100	699,81	7,00	0,15	KR1	2,189	15,32
2024-11-05 17:31	23	31	24	32	100	1986,57	19,87	0,21	KR0	0,815	16,19
2024-11-05 17:31	25	33	26	34	100	5279,30	52,79	0,09	KR0	0,815	43,03
2024-11-05 17:31	25	33	27	35	100	1028,48	10,28	0,25	KR1	2,189	22,51
2024-11-05 17:31	25	33	28	36	100	465,75	4,66	0,36	KR2	4,453	20,74
2024-11-05 17:31	25	33	29	37	100	258,24	2,58	0,20	KR3	7,988	20,63
2024-11-05 17:32	26	34	27	35	100	1833,01	18,33	0,08	KR0	0,815	14,94
2024-11-05 17:32	26	34	28	36	100	681,33	6,81	0,12	KR1	2,189	14,91
2024-11-05 17:32	26	34	29	37	100	348,89	3,49	0,09	KR2	4,453	15,54
2024-11-05 17:32	26	34	30	38	100	210,86	2,11	0,04	KR3	7,988	16,84
2024-11-05 17:32	27	35	28	36	100	1416,22	14,16	0,16	KR0	0,815	11,54
2024-11-05 17:32	27	35	29	37	100	570,55	5,71	0,28	KR1	2,189	12,49
2024-11-05 17:32	27	35	30	38	100	302,76	3,03	0,34	KR2	4,453	13,48
2024-11-05 17:32	27	35	31	39	100	185,83	1,86	0,57	KR3	7,988	14,84
2024-11-05 17:32	28	36	29	37	100	1448,93	14,49	0,14	KR0	0,815	11,81
2024-11-05 17:32	28	36	30	38	100	574,95	5,75	0,04	KR1	2,189	12,59
2024-11-05 17:32	28	36	31	39	100	305,45	3,05	0,01	KR2	4,453	13,60
2024-11-05 17:32	28	36	32	40	100	182,34	1,82	0,04	KR3	7,988	14,57
2024-11-05 17:33	29	37	30	38	100	2166,10	21,66	0,51	KR0	0,815	17,65
2024-11-05 17:33	29	37	31	39	100	631,51	6,32	0,17	KR1	2,189	13,82
2024-11-05 17:33	29	37	32	40	100	333,94	3,34	0,20	KR2	4,453	14,87
2024-11-05 17:33	30	38	31	39	100	1786,28	17,86	0,19	KR0	0,815	14,56
2024-11-05 17:33	30	38	32	40	100	730,39	7,30	0,26	KR1	2,189	15,99
2024-11-05 17:33	31	39	32	40	100	1996,08	19,96	0,30	KR0	0,815	16,27
2024-11-05 17:34	33	41	34	42	100	6206,38	62,06	0,14	KR0	0,815	50,58
2024-11-05 17:34	33	41	35	43	100	736,00	7,36	0,17	KR1	2,189	16,11
2024-11-05 17:34	33	41	36	44	100	370,76	3,71	0,30	KR2	4,453	16,51
2024-11-05 17:34	33	41	37	45	100	229,13	2,29	0,36	KR3	7,988	18,30
2024-11-05 17:34	34	42	35	43	100	1499,82	15,00	0,10	KR0	0,815	12,22
2024-11-05 17:34	34	42	36	44	100	576,52	5,77	0,06	KR1	2,189	12,62
2024-11-05 17:34	34	42	37	45	100	309,08	3,09	0,02	KR2	4,453	13,76
2024-11-05 17:34	34	42	38	46	100	192,54	1,93	0,05	KR3	7,988	15,38
2024-11-05 17:34	35	43	36	44	100	1035,37	10,35	0,18	KR0	0,815	8,44
2024-11-05 17:34	35	43	37	45	100	450,29	4,50	0,15	KR1	2,189	9,86
2024-11-05 17:34	35	43	38	46	100	251,38	2,51	0,22	KR2	4,453	11,19
2024-11-05 17:34	35	43	39	47	100	143,81	1,44	0,10	KR3	7,988	11,49
2024-11-05 17:34	36	44	37	45	100	1020,00	10,20	0,18	KR0	0,815	8,31
2024-11-05 17:34	36	44	38	46	100	473,18	4,73	0,46	KR1	2,189	10,36
2024-11-05 17:34	36	44	39	47	100	222,74	2,23	0,28	KR2	4,453	9,92
2024-11-05 17:34	36	44	40	48	100	125,70	1,26	0,24	KR3	7,988	10,04
2024-11-05 17:35	37	45	38	46	100	1619,50	16,19	0,27	KR0	0,815	13,20
2024-11-05 17:35	37	45	39	47	100	500,67	5,01	0,12	KR1	2,189	10,96
2024-11-05 17:35	37	45	40	48	100	246,96	2,47	0,14	KR2	4,453	11,00
2024-11-05 17:35	38	46	39	47	100	1685,24	16,85	0,19	KR0	0,815	13,73
2024-11-05 17:35	38	46	40	48	100	623,11	6,23	0,15	KR1	2,189	13,64
2024-11-05 17:35	39	47	40	48	100	1944,67	19,45	0,14	KR0	0,815	15,85
2024-11-05 17:36	41	49	42	50	100	8077,77	80,78	0,05	KR0	0,815	65,83
2024-11-05 17:36	41	49	43	51	100	674,22	6,74	0,34	KR1	2,189	14,76
2024-11-05 17:36	41	49	44	52	100	382,18	3,82	0,34	KR2	4,453	17,02
2024-11-05 17:36	41	49	45	53	100	217,46	2,17	0,28	KR3	7,988	17,37
2024-11-05 17:36	42	50	43	51	100	1298,26	12,98	0,75	KR0	0,815	10,58
2024-11-05 17:36	42	50	44	52	100	632,15	6,32	0,99	KR1	2,189	13,84
2024-11-05 17:36	42	50	45	53	100	326,03	3,26	0,25	KR2	4,453	14,52
2024-11-05 17:36	42	50	46	54	100	283,43	2,83	0,87	KR3	7,988	22,64
2024-11-05 17:36	43	51	44	52	100	979,59	9,80	0,42	KR0	0,815	7,98

Figure-A VI-2 Relevé complet réalisé avec le SAS4000 le 5 novembre 2024 - page 2

2024-11-05 17:36	43	51	45	53	100	470,64	4,71	0,04 KR1	2,189	10,30
2024-11-05 17:36	43	51	46	54	100	274,15	2,74	0,10 KR2	4,453	12,21
2024-11-05 17:36	43	51	47	55	100	164,06	1,64	0,02 KR3	7,988	13,11
2024-11-05 17:37	44	52	45	53	100	1494,69	14,95	0,03 KR0	0,815	12,18
2024-11-05 17:37	44	52	46	54	100	452,89	4,53	0,22 KR1	2,189	9,91
2024-11-05 17:37	44	52	47	55	100	235,39	2,35	0,19 KR2	4,453	10,48
2024-11-05 17:37	44	52	48	56	100	136,23	1,36	0,18 KR3	7,988	10,88
2024-11-05 17:37	45	53	46	54	100	1050,00	10,50	0,05 KR0	0,815	8,56
2024-11-05 17:37	45	53	47	55	100	416,71	4,17	0,06 KR1	2,189	9,12
2024-11-05 17:37	45	53	48	56	100	210,79	2,11	0,02 KR2	4,453	9,39
2024-11-05 17:37	46	54	47	55	100	1355,23	13,55	0,17 KR0	0,815	11,05
2024-11-05 17:37	46	54	48	56	100	480,10	4,80	0,04 KR1	2,189	10,51
2024-11-05 17:37	47	55	48	56	100	1559,45	15,59	0,04 KR0	0,815	12,71
2024-11-05 17:38	49	57	50	58	100	7656,72	76,57	0,06 KR0	0,815	62,40
2024-11-05 17:38	49	57	51	59	100	609,50	6,09	0,50 KR1	2,189	13,34
2024-11-05 17:38	49	57	52	60	100	264,22	2,64	0,89 KR2	4,453	11,77
2024-11-05 17:38	49	57	53	61	100	126,42	1,26	0,88 KR3	7,988	10,10
2024-11-05 17:38	50	58	51	59	100	1260,38	12,60	0,49 KR0	0,815	10,27
2024-11-05 17:38	50	58	52	60	100	455,70	4,56	0,82 KR1	2,189	9,98
2024-11-05 17:38	50	58	53	61	100	198,52	1,99	0,62 KR2	4,453	8,84
2024-11-05 17:38	50	58	54	62	100	187,49	1,87	1,31 KR3	7,988	14,98
2024-11-05 17:38	51	59	52	60	100	750,67	7,51	0,26 KR0	0,815	6,12
2024-11-05 17:38	51	59	53	61	100	317,55	3,18	0,04 KR1	2,189	6,95
2024-11-05 17:38	51	59	54	62	100	173,36	1,73	0,22 KR2	4,453	7,72
2024-11-05 17:38	51	59	55	63	100	99,05	0,99	0,11 KR3	7,988	7,91
2024-11-05 17:39	52	60	53	61	100	1204,42	12,04	0,02 KR0	0,815	9,82
2024-11-05 17:39	52	60	54	62	100	289,68	2,90	0,25 KR1	2,189	6,34
2024-11-05 17:39	52	60	55	63	100	144,60	1,45	0,23 KR2	4,453	6,44
2024-11-05 17:39	52	60	56	64	100	88,44	0,88	0,06 KR3	7,988	7,06
2024-11-05 17:39	53	61	54	62	100	581,36	5,81	0,37 KR0	0,815	4,74
2024-11-05 17:39	53	61	55	63	100	232,46	2,32	0,71 KR1	2,189	5,09
2024-11-05 17:39	53	61	56	64	100	129,72	1,30	0,80 KR2	4,453	5,78
2024-11-05 17:39	54	62	55	63	100	693,62	6,94	0,20 KR0	0,815	5,65
2024-11-05 17:39	54	62	56	64	100	282,26	2,82	0,14 KR1	2,189	6,18
2024-11-05 17:40	55	63	56	64	100	829,42	8,29	0,08 KR0	0,815	6,76
2024-11-05 17:40	1	17	2	18	100	3918,15	39,18	0,20 KJ0	0,711	27,86
2024-11-05 17:40	1	17	3	19	100	1296,66	12,97	0,22 KJ1	1,63	21,14
2024-11-05 17:40	1	17	4	20	100	841,30	8,41	0,29 KJ2	2,825	23,77
2024-11-05 17:40	1	17	5	21	100	587,90	5,88	0,39 KJ3	4,377	25,73
2024-11-05 17:41	2	18	3	19	1	31,13	31,13	0,28 KJ0	0,711	22,14
2024-11-05 17:41	2	18	4	20	1	11,61	11,61	1,88 KJ1	1,63	18,92
2024-11-05 17:41	2	18	5	21	1	6,87	6,87	2,06 KJ2	2,825	19,41
2024-11-05 17:41	2	18	6	22	1	4,50	4,50	5,28 KJ3	4,377	19,70
2024-11-05 17:41	3	19	4	20	100	2044,27	20,44	0,15 KJ0	0,711	14,53
2024-11-05 17:41	3	19	5	21	100	968,65	9,69	0,15 KJ1	1,63	15,79
2024-11-05 17:41	3	19	6	22	100	618,24	6,18	0,15 KJ2	2,825	17,47
2024-11-05 17:41	3	19	7	23	100	417,26	4,17	0,16 KJ3	4,377	18,26
2024-11-05 17:41	4	20	5	21	100	1713,00	17,13	0,15 KJ0	0,711	12,18
2024-11-05 17:41	4	20	6	22	100	884,25	8,84	0,08 KJ1	1,63	14,41
2024-11-05 17:41	4	20	7	23	100	543,25	5,43	0,04 KJ2	2,825	15,35
2024-11-05 17:41	4	20	8	24	100	370,88	3,71	0,03 KJ3	4,377	16,23
2024-11-05 17:41	5	21	6	22	100	2051,44	20,51	0,13 KJ0	0,711	14,59
2024-11-05 17:41	5	21	7	23	100	911,35	9,11	0,01 KJ1	1,63	14,85
2024-11-05 17:41	5	21	8	24	100	545,67	5,46	0,07 KJ2	2,825	15,42
2024-11-05 17:42	6	22	7	23	100	2196,35	21,96	0,11 KJ0	0,711	15,62
2024-11-05 17:42	6	22	8	24	100	977,68	9,78	0,04 KJ1	1,63	15,94
2024-11-05 17:42	7	23	8	24	100	2371,36	23,71	0,19 KJ0	0,711	16,86
2024-11-05 17:42	9	25	10	26	100	4419,55	44,20	0,17 KJ0	0,711	31,42
2024-11-05 17:42	9	25	11	27	100	1408,94	14,09	0,11 KJ1	1,63	22,97
2024-11-05 17:42	9	25	12	28	100	733,96	7,34	0,12 KJ2	2,825	20,73

Figure-A VI-3 Relevé complet réalisé avec le SAS4000 le 5 novembre 2024 - page 3

2024-11-05 17:42	9	25	13	29	100	483,97	4,84	0,05 KJ3	4,377	21,18
2024-11-05 17:43	10	26	11	27	100	2774,88	27,75	0,08 KJ0	0,711	19,73
2024-11-05 17:43	10	26	12	28	100	1076,38	10,76	0,12 KJ1	1,63	17,55
2024-11-05 17:43	10	26	13	29	100	642,27	6,42	0,11 KJ2	2,825	18,14
2024-11-05 17:43	10	26	14	30	100	431,52	4,32	0,06 KJ3	4,377	18,89
2024-11-05 17:43	11	27	12	28	100	1920,97	19,21	0,10 KJ0	0,711	13,66
2024-11-05 17:43	11	27	13	29	100	943,95	9,44	0,10 KJ1	1,63	15,39
2024-11-05 17:43	11	27	14	30	100	577,39	5,77	0,07 KJ2	2,825	16,31
2024-11-05 17:43	11	27	15	31	100	390,90	3,91	0,07 KJ3	4,377	17,11
2024-11-05 17:43	12	28	13	29	100	1927,57	19,28	0,12 KJ0	0,711	13,71
2024-11-05 17:43	12	28	14	30	100	909,39	9,09	0,03 KJ1	1,63	14,82
2024-11-05 17:43	12	28	15	31	100	553,50	5,54	0,02 KJ2	2,825	15,64
2024-11-05 17:43	12	28	16	32	100	364,24	3,64	0,13 KJ3	4,377	15,94
2024-11-05 17:43	13	29	14	30	100	2041,19	20,41	0,13 KJ0	0,711	14,51
2024-11-05 17:43	13	29	15	31	100	924,14	9,24	0,10 KJ1	1,63	15,06
2024-11-05 17:43	13	29	16	32	100	531,21	5,31	0,07 KJ2	2,825	15,01
2024-11-05 17:44	14	30	15	31	100	2234,73	22,35	0,15 KJ0	0,711	15,89
2024-11-05 17:44	14	30	16	32	100	939,84	9,40	0,09 KJ1	1,63	15,32
2024-11-05 17:44	15	31	16	32	100	2209,14	22,09	0,20 KJ0	0,711	15,71
2024-11-05 17:44	17	33	18	34	100	6651,01	66,51	0,09 KJ0	0,711	47,29
2024-11-05 17:44	17	33	19	35	100	1179,72	11,80	0,13 KJ1	1,63	19,23
2024-11-05 17:44	17	33	20	36	100	755,09	7,55	0,14 KJ2	2,825	21,33
2024-11-05 17:44	17	33	21	37	100	517,39	5,17	0,08 KJ3	4,377	22,65
2024-11-05 17:45	18	34	19	35	1	31,27	31,27	11,14 KJ0	0,711	22,23
2024-11-05 17:45	18	34	20	36	1	12,19	12,19	27,26 KJ1	1,63	19,88
2024-11-05 17:45	18	34	21	37	1	7,59	7,59	43,24 KJ2	2,825	21,45
2024-11-05 17:45	18	34	22	38	1	5,56	5,56	61,62 KJ3	4,377	24,34
2024-11-05 17:45	19	35	20	36	100	1934,56	19,35	0,15 KJ0	0,711	13,75
2024-11-05 17:45	19	35	21	37	100	914,20	9,14	0,16 KJ1	1,63	14,90
2024-11-05 17:45	19	35	22	38	100	593,25	5,93	0,17 KJ2	2,825	16,76
2024-11-05 17:45	19	35	23	39	100	407,13	4,07	0,20 KJ3	4,377	17,82
2024-11-05 17:45	20	36	21	37	100	1514,92	15,15	0,14 KJ0	0,711	10,77
2024-11-05 17:45	20	36	22	38	100	794,69	7,95	0,10 KJ1	1,63	12,95
2024-11-05 17:45	20	36	23	39	100	502,02	5,02	0,09 KJ2	2,825	14,18
2024-11-05 17:45	20	36	24	40	100	357,51	3,58	0,15 KJ3	4,377	15,65
2024-11-05 17:46	21	37	22	38	100	2168,91	21,69	0,75 KJ0	0,711	15,42
2024-11-05 17:46	21	37	23	39	100	860,19	8,60	0,06 KJ1	1,63	14,02
2024-11-05 17:46	21	37	24	40	100	538,10	5,38	0,18 KJ2	2,825	15,20
2024-11-05 17:46	22	38	23	39	100	2049,27	20,49	0,16 KJ0	0,711	14,57
2024-11-05 17:46	22	38	24	40	100	992,24	9,92	0,24 KJ1	1,63	16,17
2024-11-05 17:46	23	39	24	40	100	2445,20	24,45	0,28 KJ0	0,711	17,39
2024-11-05 17:47	25	41	26	42	100	4202,13	42,02	0,08 KJ0	0,711	29,88
2024-11-05 17:47	25	41	27	43	100	1207,87	12,08	0,14 KJ1	1,63	19,69
2024-11-05 17:47	25	41	28	44	100	694,96	6,95	0,11 KJ2	2,825	19,63
2024-11-05 17:47	25	41	29	45	100	477,72	4,78	0,07 KJ3	4,377	20,91
2024-11-05 17:47	26	42	27	43	100	2006,57	20,07	0,18 KJ0	0,711	14,27
2024-11-05 17:47	26	42	28	44	100	947,03	9,47	0,12 KJ1	1,63	15,44
2024-11-05 17:47	26	42	29	45	100	584,03	5,84	0,16 KJ2	2,825	16,50
2024-11-05 17:47	26	42	30	46	100	403,57	4,04	0,21 KJ3	4,377	17,66
2024-11-05 17:47	27	43	28	44	100	1622,70	16,23	0,14 KJ0	0,711	11,54
2024-11-05 17:47	27	43	29	45	100	799,94	8,00	0,20 KJ1	1,63	13,04
2024-11-05 17:47	27	43	30	46	100	498,83	4,99	0,20 KJ2	2,825	14,09
2024-11-05 17:47	27	43	31	47	100	338,12	3,38	0,26 KJ3	4,377	14,80
2024-11-05 17:47	28	44	29	45	100	1715,59	17,16	0,16 KJ0	0,711	12,20
2024-11-05 17:47	28	44	30	46	100	807,81	8,08	0,25 KJ1	1,63	13,17
2024-11-05 17:47	28	44	31	47	100	480,97	4,81	0,16 KJ2	2,825	13,59
2024-11-05 17:47	28	44	32	48	100	309,58	3,10	0,20 KJ3	4,377	13,55
2024-11-05 17:48	29	45	30	46	100	1752,83	17,53	0,16 KJ0	0,711	12,46
2024-11-05 17:48	29	45	31	47	100	792,16	7,92	0,14 KJ1	1,63	12,91
2024-11-05 17:48	29	45	32	48	100	452,30	4,52	0,15 KJ2	2,825	12,78

Figure-A VI-4 Relevé complet réalisé avec le SAS4000 le 5 novembre 2024 - page 4

2024-11-05 17:48	30	46	31	47	100	2006,18	20,06	0,17 KJ0	0,711	14,26
2024-11-05 17:48	30	46	32	48	100	818,53	8,19	0,20 KJ1	1,63	13,34
2024-11-05 17:48	31	47	32	48	100	2058,52	20,59	0,17 KJ0	0,711	14,64
2024-11-05 17:49	33	49	34	50	100	10005,35	100,05	0,13 KJ0	0,711	71,14
2024-11-05 17:49	33	49	35	51	100	971,99	9,72	0,41 KJ1	1,63	15,84
2024-11-05 17:49	33	49	36	52	100	596,28	5,96	0,64 KJ2	2,825	16,84
2024-11-05 17:49	33	49	37	53	100	374,85	3,75	0,31 KJ3	4,377	16,41
2024-11-05 17:49	34	50	35	51	100	1574,09	15,74	0,35 KJ0	0,711	11,19
2024-11-05 17:49	34	50	36	52	100	815,79	8,16	0,72 KJ1	1,63	13,30
2024-11-05 17:49	34	50	37	53	100	479,56	4,80	0,21 KJ2	2,825	13,55
2024-11-05 17:49	34	50	38	54	100	405,85	4,06	0,63 KJ3	4,377	17,76
2024-11-05 17:49	35	51	36	52	100	1222,05	12,22	0,30 KJ0	0,711	8,89
2024-11-05 17:49	35	51	37	53	100	659,63	6,60	0,27 KJ1	1,63	10,75
2024-11-05 17:49	35	51	38	54	100	431,78	4,32	0,43 KJ2	2,825	12,20
2024-11-05 17:49	35	51	39	55	100	291,10	2,91	0,51 KJ3	4,377	12,74
2024-11-05 17:49	36	52	37	53	100	1658,12	16,58	0,10 KJ0	0,711	11,79
2024-11-05 17:49	36	52	38	54	100	603,43	6,03	0,19 KJ1	1,63	9,84
2024-11-05 17:49	36	52	39	55	100	369,93	3,70	0,19 KJ2	2,825	10,45
2024-11-05 17:49	36	52	40	56	100	260,50	2,61	0,18 KJ3	4,377	11,40
2024-11-05 17:50	37	53	38	54	100	1483,30	14,83	1,10 KJ0	0,711	10,55
2024-11-05 17:50	37	53	39	55	100	595,13	5,95	0,15 KJ1	1,63	9,70
2024-11-05 17:50	37	53	40	56	100	379,12	3,79	0,07 KJ2	2,825	10,71
2024-11-05 17:50	38	54	39	55	100	1508,15	15,08	0,26 KJ0	0,711	10,72
2024-11-05 17:50	38	54	40	56	100	731,21	7,31	0,34 KJ1	1,63	11,92
2024-11-05 17:51	39	55	40	56	100	1876,36	18,76	0,20 KJ0	0,711	13,34
2024-11-05 17:51	41	57	42	58	100	4956,20	49,56	0,07 KJ0	0,711	35,24
2024-11-05 17:51	41	57	43	59	100	899,45	8,99	0,10 KJ1	1,63	14,66
2024-11-05 17:51	41	57	44	60	100	475,06	4,75	0,04 KJ2	2,825	13,42
2024-11-05 17:51	41	57	45	61	100	326,49	3,26	0,03 KJ3	4,377	14,29
2024-11-05 17:51	42	58	43	59	100	1727,05	17,27	0,16 KJ0	0,711	12,28
2024-11-05 17:51	42	58	44	60	100	714,28	7,14	0,07 KJ1	1,63	11,64
2024-11-05 17:51	42	58	45	61	100	438,22	4,38	0,05 KJ2	2,825	12,38
2024-11-05 17:51	42	58	46	62	100	294,43	2,94	0,06 KJ3	4,377	12,89
2024-11-05 17:51	43	59	44	60	100	1055,45	10,55	0,22 KJ0	0,711	7,50
2024-11-05 17:51	43	59	45	61	100	544,39	5,44	0,23 KJ1	1,63	8,87
2024-11-05 17:51	43	59	46	62	100	343,69	3,44	0,27 KJ2	2,825	9,71
2024-11-05 17:51	43	59	47	63	100	234,91	2,35	0,38 KJ3	4,377	10,28
2024-11-05 17:52	44	60	45	61	100	1000,35	10,00	0,17 KJ0	0,711	7,11
2024-11-05 17:52	44	60	46	62	100	484,49	4,84	0,13 KJ1	1,63	7,90
2024-11-05 17:52	44	60	47	63	100	298,35	2,98	0,21 KJ2	2,825	8,43
2024-11-05 17:52	44	60	48	64	100	204,55	2,05	0,22 KJ3	4,377	8,95
2024-11-05 17:52	45	61	46	62	100	1081,39	10,81	0,08 KJ0	0,711	7,69
2024-11-05 17:52	45	61	47	63	100	478,88	4,79	0,02 KJ1	1,63	7,81
2024-11-05 17:52	45	61	48	64	100	287,90	2,88	0,02 KJ2	2,825	8,13
2024-11-05 17:52	46	62	47	63	100	1253,01	12,53	0,16 KJ0	0,711	8,91
2024-11-05 17:52	46	62	48	64	100	524,89	5,25	0,13 KJ1	1,63	8,56
2024-11-05 17:53	47	63	48	64	100	1313,38	13,13	0,11 KJ0	0,711	9,34

Figure-A VI-5 Relevé complet réalisé avec le SAS4000 le 5 novembre 2024 - page 5

ANNEXE VII

RELEVÉ RÉCIPROQUE OHMPI DU 5 NOVEMBRE 2025

time	A	B	M	N	inj time [ms]	Vmn[mV]	I[mA]	R[Ohm]	R_std [%]	Ps [mV]	nbStack	Tx[V]	CPU temp [degC]	Nb samples [-]	L_std [%]	Vrm_std [%]	R_ab [kOhm]
2025-11-05T06:00:20	2	10	1	9	500	2113,05	44,45	47,54	1,79	87,62	3	22,78	45,764	198	1,16	1,39	0,51
2025-11-05T06:00:38	3	11	1	9	500	511,47	43,07	11,88	6,18	69,93	3	18,65	45,277	198	2,13	5,80	0,43
2025-11-05T06:00:53	4	12	1	9	500	432,25	40,55	10,67	8,56	79,86	3	11,65	43,329	198	3,46	7,40	0,29
2025-11-05T06:01:08	5	13	1	9	500	295,89	43,50	6,81	10,83	68,92	3	14,36	44,303	198	1,87	10,31	0,33
2025-11-05T06:01:22	3	11	2	10	500	1061,94	43,50	24,42	2,26	-269,12	3	18,84	43,329	198	1,67	2,10	0,43
2025-11-05T06:01:38	4	12	2	10	500	360,01	41,02	8,78	6,23	-255,28	3	11,80	42,842	198	3,07	5,33	0,29
2025-11-05T06:01:52	5	13	2	10	500	222,41	43,79	5,08	8,75	-242,45	3	14,43	43,329	199	1,67	8,54	0,33
2025-11-05T06:02:07	6	14	2	10	500	138,09	42,82	3,23	14,50	-236,10	3	13,80	42,842	198	1,65	14,40	0,32
2025-11-05T06:02:22	4	12	3	11	500	640,82	41,13	15,59	3,98	-84,22	3	11,85	42,355	198	2,75	3,10	0,29
2025-11-05T06:02:36	5	13	3	11	500	329,75	43,90	7,51	6,07	-65,26	3	14,47	42,842	198	1,52	5,89	0,33
2025-11-05T06:02:50	6	14	3	11	500	176,18	43,19	4,08	11,09	-57,03	3	13,92	41,868	198	1,53	10,94	0,32
2025-11-05T06:03:05	7	15	3	11	500	103,92	43,01	2,42	18,92	-52,36	3	15,64	42,842	198	2,44	18,79	0,36
2025-11-05T06:03:20	5	13	4	12	500	681,96	43,96	15,51	2,82	-59,54	3	14,49	40,894	197	1,40	2,70	0,33
2025-11-05T06:03:35	6	14	4	12	500	291,54	43,24	6,74	6,25	-49,28	3	13,93	42,842	198	1,42	6,06	0,32
2025-11-05T06:03:49	7	15	4	12	500	155,67	43,31	3,60	11,29	-48,03	3	15,72	42,355	198	2,18	11,10	0,36
2025-11-05T06:04:05	8	16	4	12	500	87,23	38,29	2,28	21,18	-44,51	3	11,71	42,355	198	5,12	20,55	0,31
2025-11-05T06:04:19	6	14	5	13	500	775,89	43,20	17,96	2,51	-151,81	3	13,92	41,868	198	1,37	2,34	0,32
2025-11-05T06:04:33	7	15	5	13	500	299,08	43,43	6,89	6,31	-148,81	3	15,75	41,868	198	1,99	6,21	0,36
2025-11-05T06:04:48	8	16	5	13	500	142,83	40,73	3,51	12,89	-146,68	3	12,49	41,868	198	3,72	12,43	0,31
2025-11-05T06:05:02	7	15	6	14	500	902,07	43,40	20,79	2,39	-156,21	3	15,72	41,381	198	1,79	2,21	0,36
2025-11-05T06:05:17	8	16	6	14	500	314,09	41,12	7,64	6,31	-147,11	3	12,62	41,381	198	3,03	6,18	0,31
2025-11-05T06:05:32	8	16	7	15	500	844,78	41,27	20,47	2,59	-185,89	3	12,66	41,868	198	2,66	3,05	0,31
2025-11-05T06:05:46	11	19	9	17	500	482,43	40,87	11,83	8,40	-456,46	3	14,55	41,381	198	4,88	7,00	0,36
2025-11-05T06:06:01	12	20	9	17	500	233,92	40,87	5,73	14,62	-441,15	3	10,61	41,868	198	3,30	14,44	0,26
2025-11-05T06:06:15	13	21	9	17	500	141,54	41,78	3,39	24,00	-441,37	3	11,23	42,842	198	3,65	23,70	0,27
2025-11-05T06:06:28	12	20	11	19	500	633,05	41,08	15,42	3,13	-277,62	3	10,69	41,868	198	2,73	3,19	0,26
2025-11-05T06:06:42	13	21	11	19	500	280,07	42,10	6,66	6,56	-260,99	3	11,29	40,894	198	3,02	6,19	0,27
2025-11-05T06:06:56	14	22	11	19	500	148,20	42,54	3,49	11,55	-244,39	3	11,24	41,381	198	1,93	11,39	0,26
2025-11-05T06:07:10	15	23	11	19	500	84,56	41,30	2,05	20,61	-235,33	3	11,53	39,92	198	4,11	20,12	0,28
2025-11-05T06:07:24	13	21	12	20	500	614,78	42,24	14,56	3,37	-69,49	3	11,32	42,842	198	2,65	2,93	0,27
2025-11-05T06:07:38	14	22	12	20	500	253,97	42,87	5,93	6,70	-53,61	3	11,33	41,868	198	1,69	6,39	0,26
2025-11-05T06:07:52	15	23	12	20	500	126,04	41,72	3,02	13,55	-51,54	3	11,60	39,92	198	3,42	13,12	0,28
2025-11-05T06:08:06	16	24	12	20	500	69,92	39,73	1,76	23,83	-48,37	3	11,63	40,894	198	5,29	23,19	0,29
2025-11-05T06:08:20	14	22	13	21	500	759,36	42,82	17,74	2,43	-94,90	3	11,32	41,868	198	1,53	2,13	0,26
2025-11-05T06:08:34	15	23	13	21	500	273,10	42,04	6,50	6,41	-90,30	3	11,67	41,381	198	2,93	5,98	0,28
2025-11-05T06:08:48	16	24	13	21	500	129,85	40,50	3,21	12,89	-85,35	3	11,96	41,381	198	3,88	12,53	0,30
2025-11-05T06:09:02	15	23	14	22	500	831,33	42,24	19,69	2,70	-145,52	3	11,71	42,355	198	2,53	2,41	0,28
2025-11-05T06:09:17	16	24	14	22	500	292,87	40,73	7,19	5,96	-131,35	3	12,07	41,381	198	3,14	5,84	0,30
2025-11-05T06:09:31	16	24	15	23	500	876,50	40,91	21,43	2,32	-173,09	3	12,12	40,894	198	2,82	3,03	0,30
2025-11-05T06:09:45	19	27	17	25	500	472,70	41,44	11,41	5,64	214,51	3	18,65	41,381	198	1,15	5,64	0,45
2025-11-05T06:10:01	20	28	17	25	500	195,82	35,76	5,50	15,09	197,40	3	9,06	40,894	198	7,03	13,32	0,25
2025-11-05T06:10:14	21	29	17	25	500	133,50	40,60	3,30	20,22	200,14	3	9,45	41,381	198	5,62	19,45	0,23
2025-11-05T06:10:27	20	28	19	27	500	584,11	36,47	16,08	7,06	-551,51	3	9,19	40,894	198	6,43	4,41	0,25
2025-11-05T06:10:41	21	29	19	27	500	276,44	41,32	6,70	9,08	-516,19	3	9,55	41,381	198	4,79	7,95	0,23
2025-11-05T06:10:54	22	30	19	27	500	157,08	42,44	3,71	14,27	-499,85	3	9,47	41,381	198	3,15	13,80	0,22
2025-11-05T06:11:07	23	31	19	27	500	91,20	40,80	2,24	24,87	-493,33	3	9,46	41,868	198	4,65	24,51	0,23
2025-11-05T06:11:21	21	29	20	28	500	736,72	41,69	17,70	4,54	-254,75	3	9,60	40,894	198	4,23	3,24	0,23
2025-11-05T06:11:34	22	30	20	28	500	300,65	42,77	7,03	7,06	-227,67	3	9,52	40,894	198	2,69	6,55	0,22
2025-11-05T06:11:47	23	31	20	28	500	152,85	41,32	3,70	13,68	-221,64	3	9,57	41,868	198	3,82	13,28	0,23
2025-11-05T06:12:00	24	32	20	28	500	85,95	39,78	2,17	23,44	-216,79	3	11,77	42,355	198	5,34	22,85	0,30
2025-11-05T06:12:15	22	30	21	29	500	726,93	42,97	16,92	3,22	-171,60	3	9,55	42,355	198	2,32	2,74	0,22
2025-11-05T06:12:28	23	31	21	29	500	275,71	41,63	6,63	7,25	-163,79	3	9,63	41,381	198	3,29	6,97	0,23
2025-11-05T06:12:41	24	32	21	29	500	137,41	40,81	3,37	14,10	-157,49	3	12,18	41,381	198	3,79	13,82	0,30
2025-11-05T06:12:55	23	31	22	30	500	764,83	41,72	18,34	3,12	-170,52	3	9,64	41,381	198	2,86	3,12	0,23
2025-11-05T06:13:09	24	32	22	30	500	285,51	40,92	6,98	6,63	-156,36	3	12,24	40,894	198	3,05	6,69	0,30
2025-11-05T06:13:23	24	32	23	31	500	828,12	41,19	20,11	2,47	-217,14	3	12,30	40,894	198	2,75	3,05	0,30
2025-11-05T06:13:37	27	35	25	33	500	468,88	41,69	11,25	6,16	88,57	3	21,41	40,894	199	2,75	5,47	0,51
2025-11-05T06:13:53	28	36	25	33	500	186,56	35,33	5,29	14,34	91,74	3	8,68	40,894	198	4,47	14,07	0,25
2025-11-05T06:14:07	29	37	25	33	500	142,75	40,80	3,50	18,48	97,46	3	10,60	39,92	198	2,77	18,10	0,26
2025-11-05T06:14:20	28	36	27	35	500	482,12	35,99	13,40	4,48	-99,96	3	8,84	40,894	198	3,78	4,92	0,25
2025-11-05T06:14:34	29	37	27	35	500	244,60	41,11	5,95	7,68	-74,29	3	10,67	40,894	198	2,46	7,59	0,26
2025-11-05T06:14:47	30	38	27	35	500	138,77	41,96	3,31	13,16	-52,48	3	11,93	40,407	198	1,44	13,12	0,28
2025-11-05T06:15:01	31	39	27	35	500	69,64	37,67	1,86	28,40	-45,54	3	7,87	40,407	198	9,52	27,09	0,21
2025-11-05T06:15:14	29	37	28	36	500	689,50	41,17	16,75	2,76	-124,48	3	10,69	41,381	198	2,23	2,73	0,26
2025-11-05T06:15:28	30	38	28	36	500	282,62	41,97	6,74	5,71	-110,17	3	11,94	40,894	198	1,57	5,74	0,28
2025-11-05T06:15:42	31	39	28	36	500	119,92	39,02	3,09	15,27	-112,21	3	8,06	40,407	198	7,83	13,63	0,21
2025-11-05T06:15:55	32	40	28	36	500	68,55	38,48	1,79	24,35	-101,39	3	10,64	40,407	198	4,29	23,84	0,28
2025-11-05T06:16:09	30	38	29	37	500	650,04	41,98	15,49	2,81	-160,42	3	11,96	41,381	198	1,61	2,91	0,28

Figure-A

2025-11-05T06:16:23	31	39	29	37	500	223,81	39,31	5,71	9,89	-175,10	3	8,06	39,433	198	6,84	8,50	0,21
2025-11-05T06:16:36	32	40	29	37	500	120,34	39,67	3,04	14,59	-160,70	3	11,02	39,433	198	3,09	14,42	0,28
2025-11-05T06:16:49	31	39	30	38	500	645,80	39,22	16,51	5,73	-142,17	3	8,00	40,407	198	6,10	4,29	0,20
2025-11-05T06:17:02	32	40	30	38	500	267,55	40,00	6,69	6,70	-109,25	3	11,14	41,381	198	2,61	6,67	0,28
2025-11-05T06:17:16	32	40	31	39	500	771,66	40,23	19,18	2,49	-402,70	3	11,19	40,894	198	2,44	2,99	0,28
2025-11-05T06:17:29	35	43	33	41	500	88,38	9,61	9,58	2027,97	-77,84	3	3,50	40,407	198	6,51	2097,49	0,36
2025-11-05T06:17:39	36	44	33	41	500	107,70	14,01	8,01	1696,93	-162,74	3	3,60	39,92	198	5,31	1756,89	0,26
2025-11-05T06:17:48	37	45	33	41	500	186,23	11,51	16,43	1003,54	-111,95	3	3,46	40,407	198	2,83	1018,57	0,30
2025-11-05T06:17:59	36	44	35	43	500	447,93	38,34	11,68	2,85	50,39	3	9,86	40,407	198	3,53	4,15	0,26
2025-11-05T06:18:13	37	45	35	43	500	185,56	38,45	4,83	6,53	58,67	3	11,31	41,381	198	1,94	6,66	0,29
2025-11-05T06:18:27	38	46	35	43	500	96,42	38,27	2,52	12,30	62,40	3	11,21	40,407	198	1,71	12,35	0,29
2025-11-05T06:18:41	39	47	35	43	500	47,17	37,01	1,27	26,07	62,95	3	11,29	40,407	198	1,88	26,05	0,31
2025-11-05T06:18:55	37	45	36	44	500	474,44	38,49	12,33	2,60	-81,63	3	11,32	39,92	198	1,89	2,81	0,29
2025-11-05T06:19:09	38	46	36	44	500	188,35	38,58	4,88	6,19	-74,16	3	11,29	41,381	198	1,50	6,13	0,29
2025-11-05T06:19:23	39	47	36	44	500	82,24	37,63	2,19	14,06	-69,59	3	11,53	39,92	198	2,13	14,01	0,31
2025-11-05T06:19:37	40	48	36	44	500	42,19	35,48	1,19	28,79	-67,16	3	8,91	40,894	198	3,81	28,52	0,25
2025-11-05T06:19:50	38	46	37	45	500	517,52	38,83	13,33	2,42	-100,43	3	11,35	39,92	198	1,56	2,59	0,29
2025-11-05T06:20:04	39	47	37	45	500	165,00	37,84	4,36	7,58	-98,37	3	11,60	40,407	198	2,46	7,40	0,31
2025-11-05T06:20:18	40	48	37	45	500	80,25	36,86	2,18	15,35	-97,83	3	9,20	40,894	198	3,13	15,13	0,25
2025-11-05T06:20:32	39	47	38	46	500	557,05	38,20	14,59	2,97	-172,56	3	11,74	40,894	198	2,63	2,74	0,31
2025-11-05T06:20:46	40	48	38	46	500	199,18	37,50	5,31	6,48	-180,54	3	9,29	40,407	198	3,09	6,37	0,25
2025-11-05T06:20:59	40	48	39	47	500	655,88	38,03	17,25	2,85	-70,82	3	9,34	40,894	198	3,13	3,48	0,25
2025-11-05T06:21:12	43	51	42	50	500	748,41	39,18	19,12	5,41	249,96	3	13,87	40,407	198	3,54	4,60	0,35
2025-11-05T06:21:27	44	52	42	50	500	274,35	37,77	7,29	13,64	260,41	3	9,88	40,894	198	6,25	12,08	0,26
2025-11-05T06:21:39	45	53	42	50	500	119,01	32,60	3,67	29,57	269,01	3	7,37	39,92	198	7,16	28,80	0,23
2025-11-05T06:21:52	46	54	42	50	500	102,96	35,39	2,92	33,99	271,85	3	8,55	40,407	198	6,41	33,15	0,24
2025-11-05T06:22:05	44	52	43	51	500	443,03	38,77	11,45	5,79	-222,92	3	10,11	40,894	199	5,01	4,28	0,26
2025-11-05T06:22:19	45	53	43	51	500	158,61	35,41	4,49	11,09	-197,41	3	7,93	40,407	198	5,37	10,15	0,22
2025-11-05T06:22:32	46	54	43	51	500	88,20	36,84	2,40	18,47	-183,77	3	8,85	40,407	198	5,54	17,65	0,24
2025-11-05T06:22:45	47	55	43	51	500	63,22	39,41	1,61	25,86	-174,30	3	13,19	39,92	198	5,63	25,13	0,33
2025-11-05T06:23:00	45	53	44	52	500	361,21	35,37	10,23	5,89	-402,27	3	7,90	40,894	198	5,09	4,79	0,22
2025-11-05T06:23:13	46	54	44	52	500	145,10	36,98	3,93	11,22	-382,45	3	8,88	40,894	198	5,24	10,06	0,24
2025-11-05T06:23:26	47	55	44	52	500	97,30	40,17	2,43	15,64	-370,05	3	13,50	40,407	198	5,31	14,71	0,34
2025-11-05T06:23:40	48	56	44	52	500	45,03	33,76	1,34	32,84	-358,96	3	7,78	39,433	198	6,11	32,18	0,23
2025-11-05T06:23:53	46	54	45	53	500	390,07	36,88	10,60	6,02	-487,90	3	8,85	39,92	198	5,12	3,79	0,24
2025-11-05T06:24:07	47	55	45	53	500	170,76	40,14	4,26	9,51	-463,39	3	13,51	40,407	198	5,19	8,13	0,34
2025-11-05T06:24:21	48	56	45	53	500	78,91	36,67	2,16	18,33	-445,07	3	8,37	39,92	198	5,13	17,48	0,23
2025-11-05T06:24:34	47	55	46	54	500	510,54	40,31	12,70	5,54	-450,17	3	13,57	40,894	198	4,98	3,09	0,34
2025-11-05T06:24:49	48	56	46	54	500	163,65	37,02	4,43	9,71	-411,18	3	8,41	39,433	198	4,70	8,70	0,23
2025-11-05T06:25:02	48	56	47	55	500	499,86	36,73	13,63	4,80	-423,00	3	8,34	39,433	198	4,36	3,27	0,23
2025-11-05T06:25:16	51	59	50	58	500	589,40	36,11	16,36	4,79	-221,38	3	10,22	39,433	198	5,14	2,84	0,28
2025-11-05T06:25:29	52	60	50	58	500	177,56	32,93	5,39	5,82	-196,98	3	7,75	38,946	198	1,54	5,75	0,24
2025-11-05T06:25:40	53	61	50	58	500	75,69	29,62	2,56	13,97	-203,36	3	6,35	40,894	198	2,03	13,72	0,21
2025-11-05T06:25:53	54	62	50	58	500	76,80	34,38	2,24	14,07	-197,83	3	9,65	39,92	198	1,95	13,69	0,28
2025-11-05T06:26:06	52	60	51	59	500	301,44	33,50	9,00	3,14	-112,24	3	7,87	39,92	198	1,79	3,40	0,23
2025-11-05T06:26:18	53	61	51	59	500	108,30	32,47	3,34	8,65	-103,61	3	6,87	39,92	198	2,09	8,62	0,21
2025-11-05T06:26:31	54	62	51	59	500	57,86	35,05	1,65	16,26	-93,66	3	9,82	39,92	198	2,39	16,02	0,28
2025-11-05T06:26:43	55	63	51	59	500	34,72	33,91	1,02	26,33	-90,11	3	5,86	39,433	198	3,67	26,40	0,17
2025-11-05T06:26:54	53	61	52	60	500	256,46	32,43	7,91	4,25	-366,93	3	6,86	39,92	198	2,74	4,55	0,21
2025-11-05T06:27:06	54	62	52	60	500	94,54	35,09	2,70	10,48	-351,94	3	9,83	39,433	198	2,63	10,34	0,28
2025-11-05T06:27:18	55	63	52	60	500	48,95	34,34	1,43	20,44	-343,86	3	5,93	39,433	198	3,71	20,47	0,17
2025-11-05T06:27:29	56	64	52	60	500	23,90	27,17	0,89	40,25	-333,75	3	4,59	40,407	198	7,89	38,89	0,17
2025-11-05T06:27:40	54	62	53	61	500	237,49	34,99	6,79	5,14	-375,51	3	9,81	40,407	198	2,87	4,76	0,28
2025-11-05T06:27:52	55	63	53	61	500	88,80	34,59	2,57	11,71	-365,56	3	5,99	40,894	198	3,83	12,40	0,17
2025-11-05T06:28:03	56	64	53	61	500	39,87	27,96	1,44	28,05	-354,06	3	4,70	39,92	198	7,86	26,87	0,17
2025-11-05T06:28:12	55	63	54	62	500	255,02	34,85	7,32	4,98	-146,54	3	6,04	40,407	199	4,06	6,28	0,17
2025-11-05T06:28:23	56	64	54	62	500	79,93	27,69	2,90	16,70	-120,30	3	4,66	39,92	198	8,04	14,84	0,17
2025-11-05T06:28:32	56	64	55	63	500	231,24	28,82	8,07	9,03	-187,40	3	4,80	40,894	198	7,79	5,69	0,17
2025-11-05T06:28:42	3	19	1	17	500	645,12	41,60	15,52	7,78	-334,08	3	16,01	41,381	198	2,70	7,26	0,38
2025-11-05T06:28:58	4	20	1	17	500	582,61	40,03	14,57	8,76	-296,60	3	12,03	39,92	198	2,99	7,94	0,30
2025-11-05T06:29:12	5	21	1	17	500	437,74	43,60	10,05	11,33	-298,89	3	13,61	38,946	198	1,69	10,83	0,31
2025-11-05T06:29:26	4	20	3	19	500	745,51	40,05	18,62	4,78	-248,26	3	12,11	39,433	198	2,53	4,58	0,30
2025-11-05T06:29:40	5	21	3	19	500	438,84	43,74	10,04	7,70	-225,19	3	13,65	38,946	198	1,49	7,40	0,31
2025-11-05T06:29:55	6	22	3	19	500	275,26	43,20	6,37	12,32	-209,30	3	12,11	40,407	198	1,24	12,03	0,28
2025-11-05T06:30:09	7	23	3	19	500	183,08	42,52	4,31	18,34	-201,25	3	13,39	39,92	198	2,41	18,08	0,31
2025-11-05T06:30:23	5	21	4	20	500	848,36	43,74	19,40	4,02	-40,22	3	13,64	38,459	198	1,38	3,79	0,31
2025-11-05T06:30:37	6	22	4	20	500	413,77	43,44	9,53	8,08	-28,90	3	12,17	41,868	198	1,17	7,77	0,28
2025-11-05T06:30:52	7	23	4	20	500	247,96	42,77	5,80	13,41	-25,55	3	13,45	39,433	198	2,16	13,10	0,31
2025-11-05T06:31:06	8	24	4	20	500	161,77	39,81	4,08	20,71	-24,02	3	10,84	38,946	198	5,75	19,73	0,27
2025-11-05T06:31:20	6	22	5	21	500	880,06	43,43	20,27	3,71	-125,59	3						

2025-11-05T06:31:48	8	24	5	21	500	227,34	41,03	5,55	15,03	-126,60	3	11,16	39,92	198	4,35	14,40	0,27
2025-11-05T06:32:02	7	23	6	22	500	970,26	43,00	22,57	3,55	-176,84	3	13,51	39,92	198	1,81	3,31	0,31
2025-11-05T06:32:17	8	24	6	22	500	413,57	41,19	10,05	8,21	-173,65	3	11,21	39,92	198	3,56	7,77	0,27
2025-11-05T06:32:31	8	24	7	23	500	995,87	41,46	24,03	3,69	-206,29	3	11,27	39,433	198	3,12	3,94	0,27
2025-11-05T06:32:45	10	26	9	25	500	2479,26	43,30	57,27	2,49	-250,46	3	23,82	39,433	198	1,95	1,72	0,55
2025-11-05T06:33:02	11	27	9	25	500	686,60	42,71	16,08	6,42	-197,56	3	21,94	40,407	198	1,18	6,22	0,51
2025-11-05T06:33:19	12	28	9	25	500	310,97	38,10	8,17	14,48	-202,60	3	9,08	39,92	198	3,48	13,99	0,24
2025-11-05T06:33:32	13	29	9	25	500	241,91	42,63	5,68	18,55	-200,97	3	10,65	39,92	198	2,91	18,06	0,25
2025-11-05T06:33:46	11	27	10	26	500	1282,81	42,83	29,95	2,89	-316,73	3	22,07	39,433	198	0,98	2,90	0,52
2025-11-05T06:34:02	12	28	10	26	500	434,56	38,44	11,32	8,86	-312,84	3	9,14	38,946	198	3,27	8,25	0,24
2025-11-05T06:34:16	13	29	10	26	500	300,51	42,77	7,03	12,41	-300,22	3	10,66	38,946	198	2,57	12,08	0,25
2025-11-05T06:34:29	14	30	10	26	500	207,72	43,35	4,79	17,60	-290,78	3	11,59	38,946	198	1,33	17,31	0,27
2025-11-05T06:34:43	12	28	11	27	500	733,95	38,56	19,05	5,57	-553,05	3	9,15	39,433	198	3,07	5,12	0,24
2025-11-05T06:34:57	13	29	11	27	500	412,00	42,87	9,62	9,35	-535,18	3	10,68	39,433	198	2,33	9,01	0,25
2025-11-05T06:35:10	14	30	11	27	500	260,09	43,41	5,99	14,42	-520,73	3	11,61	39,433	198	1,26	14,10	0,27
2025-11-05T06:35:24	15	31	11	27	500	176,97	43,03	4,12	21,46	-517,15	3	12,09	39,92	198	2,76	20,96	0,28
2025-11-05T06:35:38	13	29	12	28	500	837,96	43,07	19,46	4,49	-202,61	3	10,71	39,92	198	2,19	4,00	0,25
2025-11-05T06:35:52	14	30	12	28	500	403,26	43,42	9,29	8,69	-187,80	3	11,60	39,433	198	1,19	8,33	0,27
2025-11-05T06:36:06	15	31	12	28	500	248,30	43,35	5,73	14,07	-187,30	3	12,17	40,407	198	2,45	13,73	0,28
2025-11-05T06:36:20	16	32	12	28	500	159,61	42,48	3,77	22,16	-185,58	3	13,85	39,92	198	4,30	21,51	0,33
2025-11-05T06:36:35	14	30	13	29	500	869,82	43,47	20,01	3,96	-170,89	3	11,62	38,946	198	1,19	3,64	0,27
2025-11-05T06:36:49	15	31	13	29	500	398,14	43,38	9,18	8,53	-171,31	3	12,17	39,433	198	2,23	8,17	0,28
2025-11-05T06:37:03	16	32	13	29	500	229,42	42,98	5,35	14,97	-169,54	3	13,98	39,92	198	3,43	14,49	0,33
2025-11-05T06:37:17	15	31	14	30	500	954,18	43,42	21,98	3,79	-220,94	3	12,18	39,92	198	2,02	3,42	0,28
2025-11-05T06:37:31	16	32	14	30	500	401,66	43,10	9,33	8,62	-211,15	3	14,01	39,92	198	2,87	8,24	0,33
2025-11-05T06:37:46	16	32	15	31	500	954,29	43,22	22,08	3,73	-209,39	3	14,03	39,433	198	2,47	3,89	0,32
2025-11-05T06:38:01	19	35	17	33	500	585,98	41,45	14,14	7,03	328,71	3	15,05	39,433	198	2,59	6,70	0,36
2025-11-05T06:38:16	20	36	17	33	500	346,19	37,67	9,23	13,10	319,14	3	10,72	39,92	198	6,61	11,28	0,28
2025-11-05T06:38:30	21	37	17	33	500	266,12	40,61	6,56	15,43	335,73	3	11,69	40,407	198	3,64	14,99	0,29
2025-11-05T06:38:44	20	36	19	35	500	664,15	38,69	17,22	7,57	-291,31	3	10,96	39,92	198	5,79	5,63	0,28
2025-11-05T06:38:57	21	37	19	35	500	386,18	40,80	9,47	9,78	-250,80	3	11,74	39,92	198	3,29	9,47	0,29
2025-11-05T06:39:11	22	38	19	35	500	255,40	41,83	6,11	13,90	-230,58	3	12,04	40,407	198	1,52	13,76	0,29
2025-11-05T06:39:25	23	39	19	35	500	153,68	38,39	4,02	24,34	-229,43	3	7,84	40,894	198	6,28	23,36	0,20
2025-11-05T06:39:39	21	37	20	36	500	755,32	40,94	18,46	5,26	-296,25	3	11,76	40,894	198	3,09	4,85	0,29
2025-11-05T06:39:52	22	38	20	36	500	381,32	42,03	9,08	9,23	-270,17	3	12,10	39,92	198	1,55	9,08	0,29
2025-11-05T06:40:07	23	39	20	36	500	193,62	39,21	4,95	18,47	-275,52	3	7,96	39,433	198	5,60	17,56	0,20
2025-11-05T06:40:19	24	40	20	36	500	135,64	38,20	3,57	26,18	-268,37	3	9,19	39,92	198	6,26	25,15	0,24
2025-11-05T06:40:33	22	38	21	37	500	804,14	42,09	19,11	4,44	-241,32	3	12,12	39,433	198	1,60	4,30	0,29
2025-11-05T06:40:47	23	39	21	37	500	310,58	39,05	7,97	12,15	-258,75	3	7,91	39,92	198	5,21	11,26	0,20
2025-11-05T06:41:00	24	40	21	37	500	198,73	39,34	5,06	18,37	-248,33	3	9,47	40,407	198	4,76	17,85	0,24
2025-11-05T06:41:13	23	39	22	38	500	760,06	38,95	19,55	5,95	-199,70	3	7,87	39,92	198	4,88	5,26	0,20
2025-11-05T06:41:26	24	40	22	38	500	368,73	39,73	9,29	9,77	-176,31	3	9,56	40,407	198	4,01	9,24	0,24
2025-11-05T06:41:39	24	40	23	39	500	948,97	39,82	23,84	3,92	-438,60	3	9,56	40,407	198	3,67	4,59	0,24
2025-11-05T06:41:53	27	43	26	42	500	943,01	41,40	22,80	4,42	-3,10	3	18,36	40,894	198	3,05	3,28	0,44
2025-11-05T06:42:09	28	44	26	42	500	336,88	36,95	9,12	9,32	16,90	3	8,36	40,894	198	3,27	9,27	0,23
2025-11-05T06:42:22	29	45	26	42	500	210,90	40,09	5,26	14,53	19,14	3	9,51	39,92	199	2,82	14,47	0,24
2025-11-05T06:42:35	30	46	26	42	500	149,56	40,78	3,67	20,57	21,96	3	8,94	40,894	198	3,07	20,42	0,22
2025-11-05T06:42:49	28	44	27	43	500	593,30	36,93	16,07	4,59	64,61	3	8,45	40,407	198	3,18	5,37	0,23
2025-11-05T06:43:02	29	45	27	43	500	282,69	40,19	7,04	9,69	77,34	3	9,58	41,381	198	2,80	9,65	0,24
2025-11-05T06:43:15	30	46	27	43	500	182,74	40,88	4,47	14,95	85,26	3	9,00	40,407	198	3,39	14,83	0,22
2025-11-05T06:43:29	31	47	27	43	500	128,48	40,22	3,20	20,82	89,30	3	13,71	40,407	198	1,78	20,80	0,34
2025-11-05T06:43:43	29	45	28	44	500	666,34	40,19	16,58	4,11	-19,41	3	9,59	40,407	198	2,84	4,58	0,24
2025-11-05T06:43:56	30	46	28	44	500	305,72	40,93	7,48	8,72	-14,46	3	9,03	41,381	198	3,57	8,53	0,22
2025-11-05T06:44:10	31	47	28	44	500	196,27	40,24	4,88	13,15	-15,71	3	13,85	39,92	198	1,77	12,91	0,34
2025-11-05T06:44:24	32	48	28	44	500	121,49	39,71	3,07	22,04	-16,87	3	12,04	39,92	198	4,35	21,60	0,30
2025-11-05T06:44:38	30	46	29	45	500	663,07	40,89	16,23	4,64	-96,42	3	9,03	40,407	198	3,67	4,78	0,22
2025-11-05T06:44:51	31	47	29	45	500	304,96	40,13	7,60	9,03	-100,26	3	13,86	40,894	198	1,73	8,92	0,35
2025-11-05T06:45:06	32	48	29	45	500	177,16	40,51	4,38	15,69	-103,40	3	12,34	40,894	198	3,18	15,25	0,30
2025-11-05T06:45:20	31	47	30	46	500	744,20	40,17	18,53	3,98	-88,29	3	13,94	40,894	198	1,68	3,82	0,35
2025-11-05T06:45:34	32	48	30	46	500	311,07	40,72	7,64	9,13	-98,67	3	12,40	39,433	198	2,74	8,78	0,30
2025-11-05T06:45:48	32	48	31	47	500	773,24	40,86	18,93	4,23	-174,98	3	12,42	40,407	198	2,62	4,13	0,30
2025-11-05T06:46:03	36	52	35	51	500	501,69	37,87	13,27	6,33	80,29	3	10,35	40,407	198	4,87	5,52	0,27
2025-11-05T06:46:16	37	53	35	51	500	260,24	36,18	7,20	10,60	85,99	3	8,92	40,407	198	4,60	10,23	0,25
2025-11-05T06:46:30	38	54	35	51	500	172,88	39,06	4,43	15,20	87,02	3	11,90	40,407	198	3,58	14,70	0,30
2025-11-05T06:46:42	39	55	35	51	500	99,39	35,11	2,85	26,39	81,08	3	7,09	41,381	198	7,79	25,54	0,20
2025-11-05T06:46:55	37	53	36	52	500	522,05	36,89	14,16	5,33	-246,36	3	9,07	40,407	198	4,00	5,29	0,25
2025-11-05T06:47:08	38	54	36	52	500	264,75	39,61	6,69	9,53	-227,87	3	12,05	40,407	198	3,17	8,86	0,30
2025-11-05T06:47:21	39	55	36	52	500	126,65	36,65	3,46	20,03	-219,11	3	7,31	39,92	198	5,80	19,93	0,20
2025-11-05T06:47:33	40	56	36	52	500	82,41	34,09	2,44	30,49	-213,72	3	7,08	39,92	198	8,14	29,02	0,21
2025-11-05T06:47:45	38	54	37	53	500	534,55	39,59	13,51									

2025-11-05T06:48:10	40	56	37	53	500	122,85	35,52	3,48	20,95	-293,62	3	7,30	39,92	198	7,09	19,67	0,21
2025-11-05T06:48:21	39	55	38	54	500	535,28	37,90	14,13	4,98	-378,09	3	7,49	39,92	198	4,14	5,83	0,20
2025-11-05T06:48:32	40	56	38	54	500	230,17	35,29	6,55	12,29	-365,10	3	7,21	40,894	198	6,33	11,01	0,20
2025-11-05T06:48:44	40	56	39	55	500	605,64	34,82	17,44	6,40	-318,03	3	7,08	40,894	198	5,70	5,08	0,20
2025-11-05T06:48:58	42	58	41	57	500	2458,97	41,26	59,61	5,61	-328,55	3	18,03	40,894	199	1,15	5,41	0,44
2025-11-05T06:49:12	43	59	41	57	500	639,05	33,82	19,01	19,05	-335,17	3	7,43	40,407	198	7,50	17,51	0,22
2025-11-05T06:49:25	44	60	41	57	500	484,69	33,23	14,60	23,25	-377,23	3	7,62	40,407	198	1,27	22,94	0,23
2025-11-05T06:49:38	45	61	41	57	500	768,82	35,21	21,84	13,90	-354,54	3	9,32	39,92	198	0,70	13,67	0,26
2025-11-05T06:49:51	43	59	42	58	500	636,54	34,82	18,32	5,88	-277,16	3	7,58	40,894	198	5,99	5,23	0,22
2025-11-05T06:50:04	44	60	42	58	500		33,85	7,52	9,28	-219,71	3	7,72	39,92	198	1,46	9,13	0,23
2025-11-05T06:50:17	45	61	42	58	500	145,02	36,04	4,03	16,20	-202,42	3	9,50	39,92	198	0,79	15,96	0,26
2025-11-05T06:50:30	46	62	42	58	500	95,70	35,36	2,71	24,34	-188,09	3	9,64	40,894	198	1,02	24,04	0,27
2025-11-05T06:50:44	44	60	43	59	500	422,44	34,12	12,38	5,38	-209,80	3	7,75	40,894	198	1,74	5,41	0,23
2025-11-05T06:50:57	45	61	43	59	500	190,49	36,18	5,27	11,86	-202,05	3	9,54	40,407	198	0,88	11,61	0,26
2025-11-05T06:51:10	46	62	43	59	500	114,73	35,74	3,21	19,19	-194,58	3	9,73	41,381	198	1,06	18,92	0,27
2025-11-05T06:51:24	47	63	43	59	500	88,96	38,58	2,31	25,41	-194,24	3	10,89	39,92	198	3,44	25,07	0,28
2025-11-05T06:51:37	45	61	44	60	500	373,66	36,37	10,27	6,02	-459,13	3	9,56	40,407	198	1,00	5,73	0,26
2025-11-05T06:51:51	46	62	44	60	500	164,95	35,98	4,59	13,89	-452,26	3	9,79	39,92	198	1,14	13,66	0,27
2025-11-05T06:52:04	47	63	44	60	500	122,46	38,91	3,15	19,20	-447,71	3	11,08	40,407	198	3,10	18,83	0,28
2025-11-05T06:52:17	48	64	44	60	500	65,61	30,78	2,13	34,20	-439,42	3	6,64	41,668	198	1,39	33,84	0,22
2025-11-05T06:52:29	46	62	45	61	500	378,06	35,98	10,51	6,13	-470,12	3	9,79	40,894	198	1,23	6,01	0,27
2025-11-05T06:52:43	47	63	45	61	500	185,54	38,99	4,76	13,15	-465,61	3	11,14	40,894	198	2,90	12,81	0,29
2025-11-05T06:52:56	48	64	45	61	500	99,11	33,75	2,94	23,31	-454,73	3	7,15	40,407	198	1,56	22,84	0,21
2025-11-05T06:53:08	47	63	46	62	500	443,71	38,88	11,42	5,77	-323,60	3	11,15	39,92	198	2,76	5,29	0,29
2025-11-05T06:53:21	48	64	46	62	500	165,19	33,47	4,94	14,12	-295,42	3	7,09	40,407	198	1,84	13,65	0,21
2025-11-05T06:53:32	48	64	47	63	500	382,11	32,56	11,74	6,02	-476,68	3	6,91	41,381	198	2,25	5,77	0,21

Figure-A VII-4 Relevé réciproque après filtration des mesures comprenant des électrodes défectueuses réalisé avec le OhmPi le 5 novembre 2025 - page 4

ANNEXE VIII

COMPARAISON DES STATIONS MÉTÉO DU GRAND MONTRÉAL

Comparaison des précipitations par jour pour 4 stations du Grand Montréal.

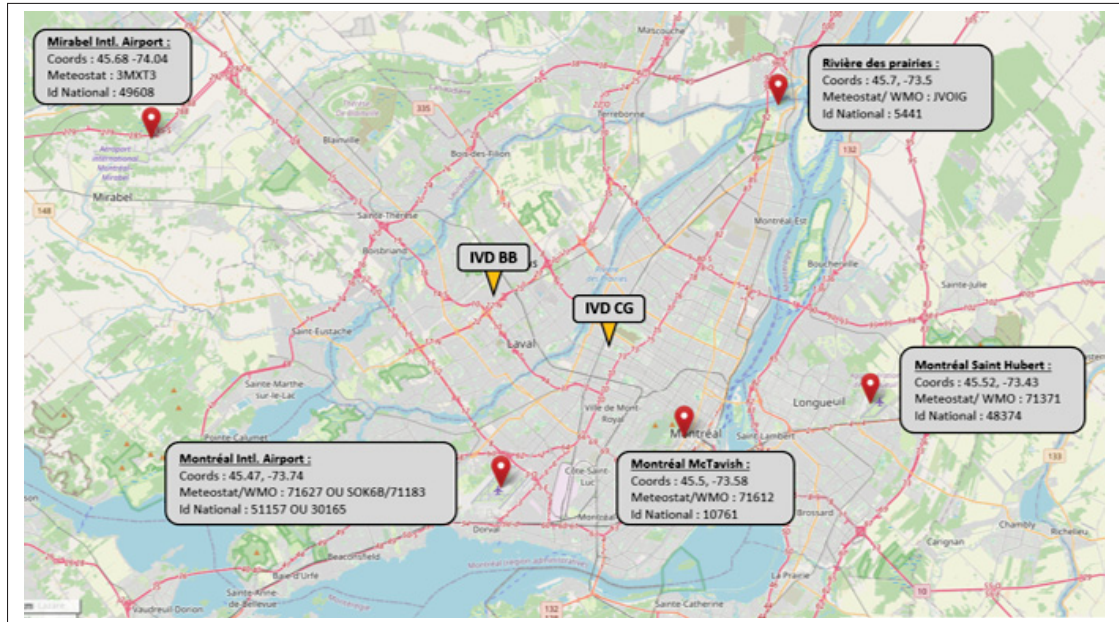


Figure-A VIII-1 Géolocalisation de 4 stations météo du Grand Montréal et de l'aéroport international de Mirabel, ainsi que de deux IV du projet : celle de Laval (Berlier-Bergman) et de Montréal (Chabanel-Galinée)

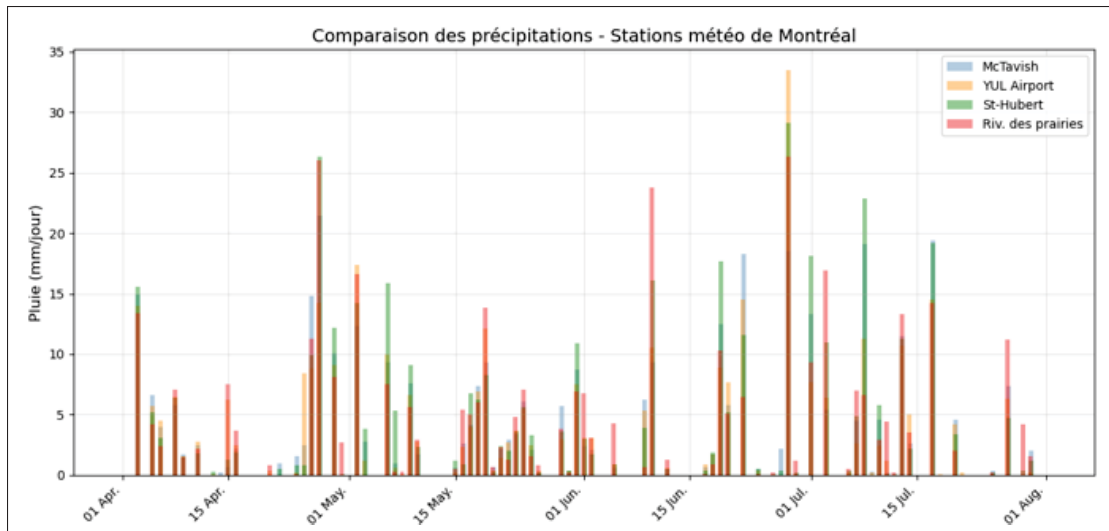


Figure-A VIII-2 Comparaison des précipitations journalières pour 4 stations d'Avril à Août 2025

BIBLIOGRAPHIE

- Abraham, A., Pedregosa, F., Eickenberg, M., Gervais, P., Mueller, A., Kossaifi, J., Gramfort, A., Thirion, B. & Varoquaux, G. (2014). Machine learning for neuroimaging with scikit-learn. *Frontiers in Neuroinformatics*, 8. doi : 10.3389/fninf.2014.00014.
- Aghabozorgi, S., Seyed Shirshorshidi, A. & Ying Wah, T. (2015). Time-series clustering – A decade review. *Information Systems*, 53, 16–38. doi : 10.1016/j.is.2015.04.007.
- Ahmed, F., Gulliver, J. S. & Nieber, J. L. (2011). A New Technique to Measure Infiltration rate for Assessing Infiltration of BMPs.
- Alwan, A. (2025). *Mise en place d'un essai d'ennoiement et modélisation du transport du bromure*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Arbelaitz, O., Gurrutxaga, I., Muguerza, J., Pérez, J. M. & Perona, I. (2013). An extensive comparative study of cluster validity indices. *Pattern Recognition*, 46(1), 243–256. doi : 10.1016/j.patcog.2012.07.021.
- Archie, G. (1942). The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics. *Transactions of the AIME*, 146(01), 54–62. doi : 10.2118/942054-G.
- Astic, T., Heagy, L. J. & Oldenburg, D. W. (2020). Petrophysically and geologically guided multi-physics inversion using a dynamic Gaussian mixture model. *Geophysical Journal International*, 224(1), 40–68. doi : 10.1093/gji/ggaa378.
- Attia, A. M., Fratta, D. & Bassiouni, Z. (2008). Irreducible Water Saturation from Capillary Pressure and Electrical Resistivity Measurements. *Oil & Gas Science and Technology - Revue de l'IFP*, 63(2), 203–217. doi : 10.2516/ogst:2007066.
- Audebert, M., Clément, R., Touze-Foltz, N., Günther, T., Moreau, S. & Duquennoi, C. (2014). Time-lapse ERT interpretation methodology for leachate injection monitoring based on multiple inversions and a clustering strategy (MICS). *Journal of Applied Geophysics*, 111, 320–333. doi : 10.1016/j.jappgeo.2014.09.024.
- BAC. (2024). Événement météorologique le plus coûteux de l'histoire du Québec : les inondations d'août causent près de 2,5 milliards de dollars de dommages assurés. Repéré à https://bac-quebec.qc.ca/media/kozngael/nr-2024-09-10-qc_flooding_estimates_sept4-24_v04_pb_fr.pdf.
- Basson, J. A., Broekman, A. & Jacobsz, S. W. (2021). TD-DAQ : A low-cost data acquisition system monitoring the unsaturated pore pressure regime in tailings dams. *HardwareX*, 10, e00221. doi : 10.1016/j.ohx.2021.e00221.

- Beral, H., Dagenais, D., Brisson, J. & Kõiv-Vainik, M. (2023). Impact of de-icing salt runoff in spring on bioretention efficiency. *Blue-Green Systems*, 5(2), 170–185. doi : 10.2166/bgs.2023.036.
- Bhaskar, A. S., Beesley, L., Burns, M. J., Fletcher, T. D., Hamel, P., Oldham, C. E. & Roy, A. H. (2016). Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. *Freshwater Science*, 35(1), 293–310. doi : 10.1086/685084.
- Bilodeau, E. (2023). *Evaluation of the impact of climate change on runoff in urban watersheds*. (Mémoire M. Sc. A., École de technologie supérieure - Université du Québec). Repéré à https://www.researchgate.net/publication/379265166_Evaluation_of_the_impact_of_climate_change_on_runoff_in_urban_watersheds.
- Binley, A. & Kemna, A. (2005). DC Resistivity and Induced Polarization Methods. Dans Rubin, Y. & Hubbard, S. S. (Éds.), *Hydrogeophysics* (vol. 50, pp. 129–156). Dordrecht : Springer Netherlands. doi : 10.1007/1-4020-3102-5_5.
- Binley, A., Hubbard, S. S., Huisman, J. A., Revil, A., Robinson, D. A., Singha, K. & Slater, L. D. (2015). The emergence of hydrogeophysics for improved understanding of subsurface processes over multiple scales. *Water Resources Research*, 51(6), 3837–3866. doi : 10.1002/2015WR017016.
- Blanchy, G., Watlet, A., Clément, R., Kaufmann, O., Forquet, N. & Guyard, H. (2024). OhmPi : learn how to build an open-source resistivity meter. *Agriculture and geophysics : Illuminating the subsurface*, pp. 33. doi : 10.62329/MCKV3023.
- Blanchy, G., Everaert, B., Rodriguez, E., Mehmandoostkotlar, A., Caterina, D., Chambers, J., Nguyen, F., Hermans, T., De Smedt, P., Huits, D. & Garré, S. (2025). Advances in agrogeophysics : geophysical monitoring of the fresh–saline water interface in an agricultural field in the Belgian polders. *Comptes Rendus. Géoscience*, 357(G1), 47–60. doi : 10.5802/crgeos.291.
- Bonneau, J., Fletcher, T. D., Costelloe, J. F., Poelsma, P. J., James, R. B. & Burns, M. J. (2018). Where does infiltrated stormwater go? Interactions with vegetation and subsurface anthropogenic features. *Journal of Hydrology*, 567, 121–132. doi : 10.1016/j.jhydrol.2018.10.006.
- Bordage, M. (2026). *Modélisation du transport de contaminant*. (M. Ing.).
- Bording, T. S., Fiandaca, G., Maurya, P. K., Auken, E., Christiansen, A. V., Tuxen, N., Klint, K. E. S. & Larsen, T. H. (2019). Cross-borehole tomography with full-decay spectral time-domain induced polarization for mapping of potential contaminant flow-paths. *Journal of Contaminant Hydrology*, 226, 103523. doi : 10.1016/j.jconhyd.2019.103523.

- Botturi, A., Ozbayram, E. G., Tondera, K., Gilbert, N. I., Rouault, P., Caradot, N., Gutierrez, O., Daneshgar, S., Frison, N., Akyol, , Foglia, A., Eusebi, A. L. & Fatone, F. (2021). Combined sewer overflows : A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(15), 1585–1618. doi : 10.1080/10643389.2020.1757957.
- Boutin, C., Papias, S., Prost-Boucle, S., Morvannou, A., Forquet, N., Choubert, J. M., Pourcher, A.-M. & Clément, R. (2019). *Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation*. Vincennes : Agence française pour la biodiversité.
- Brunet, P., Clément, R. & Bouvier, C. (2010). Monitoring soil water content and deficit using Electrical Resistivity Tomography (ERT) – A case study in the Cevennes area, France. *Journal of Hydrology*, 380(1-2), 146–153. doi : 10.1016/j.jhydrol.2009.10.032.
- Burgis, C. R., Hayes, G. M., Henderson, D. A., Zhang, W. & Smith, J. A. (2020). Green stormwater infrastructure redirects deicing salt from surface water to groundwater. *Science of The Total Environment*, 729, 138736. doi : 10.1016/j.scitotenv.2020.138736.
- Chambers, J., Gunn, D., Wilkinson, P., Meldrum, P., Haslam, E., Holyoake, S., Kirkham, M., Kuras, O., Merritt, A. & Wragg, J. (2014). 4D electrical resistivity tomography monitoring of soil moisture dynamics in an operational railway embankment. *Near Surface Geophysics*, 12(1), 61–72. doi : 10.3997/1873-0604.2013002.
- Chapuis, R. P. (1999). *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*.
- Chapuis, R. P. & Sabourin, L. (1989). Effects of installation of piezometers and wells on groundwater characteristics and measurements. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(4), 604–613. doi : 10.1139/t89-073.
- Chavent, M., Kuentz-Simonet, V., Labenne, A. & Saracco, J. (2018). ClustGeo : an R package for hierarchical clustering with spatial constraints. *Computational Statistics*, 33(4), 1799–1822. doi : 10.1007/s00180-018-0791-1.
- Chen, J., Liu, Y., Gitau, M. W., Engel, B. A., Flanagan, D. C. & Harbor, J. M. (2019a). Evaluation of the effectiveness of green infrastructure on hydrology and water quality in a combined sewer overflow community. *Science of The Total Environment*, 665, 69–79. doi : 10.1016/j.scitotenv.2019.01.416.
- Chen, S., Qin, H.-p., Zheng, Y. & Fu, G. (2019b). Spatial variations of pollutants from sewer interception system overflow. *Journal of Environmental Management*, 233, 748–756. doi : 10.1016/j.jenvman.2018.09.082.

- Ciampi, P., Giannini, L. M., Cassiani, G., Esposito, C. & Papini, M. P. (2024). Geo-constrained clustering of resistivity data revealing the heterogeneous lithological architectures and the distinctive geoelectrical signature of shallow deposits. *Engineering Geology*, 337, 107589. doi : 10.1016/j.enggeo.2024.107589.
- Clar, M. L., Barfield, B. J., Emiritus, P. & O'Connor, T. P. (2004). *Volume 3 Basin Best Management Practices*. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP).
- Clement, R. & Moreau, S. (2016). How should an electrical resistivity tomography laboratory test cell be designed? Numerical investigation of error on electrical resistivity measurement. *Journal of Applied Geophysics*, 127, 45–55. doi : 10.1016/j.jappgeo.2016.02.008.
- Clement, R., Fargier, Y., Dubois, V., Gance, J., Gros, E. & Forquet, N. (2020). OhmPi : An open source data logger for dedicated applications of electrical resistivity imaging at the small and laboratory scale. *HardwareX*, 8, e00122. doi : 10.1016/j.ohx.2020.e00122.
- Clément, R., Moreau, S., Henine, H., Guérin, A., Chaumont, C. & Tournebize, J. (2014). On the value of combining surface and cross-borehole ERT measurements to study artificial tile drainage processes. *Near Surface Geophysics*, 12(6), 763–776. doi : 10.3997/1873-0604.2014034.
- Constable, S. C., Parker, R. L. & Constable, C. G. (1987). Occam's inversion ; a practical algorithm for generating smooth models from electromagnetic sounding data. *Geophysics*, 52(3), 289–300. doi : 10.1190/1.1442303.
- Cooley, S. W., Ryan, J. C. & Smith, L. C. (2021). Human alteration of global surface water storage variability. *Nature*, 591(7848), 78–81. doi : 10.1038/s41586-021-03262-3.
- Cooper, C. A., Mayer, P. M. & Faulkner, B. R. (2014). Effects of road salts on groundwater and surface water dynamics of sodium and chloride in an urban restored stream. *Biogeochemistry*, 121(1), 149–166. doi : 10.1007/s10533-014-9968-z.
- Corsi, S. R., Graczyk, D. J., Geis, S. W., Booth, N. L. & Richards, K. D. (2010). A Fresh Look at Road Salt : Aquatic Toxicity and Water-Quality Impacts on Local, Regional, and National Scales. *Environmental Science & Technology*, 44(19), 7376–7382. doi : 10.1021/es101333u.
- Corwin, D. L. & Yemoto, K. (2020). Salinity : Electrical conductivity and total dissolved solids. *Soil Science Society of America Journal*, 84(5), 1442–1461. doi : 10.1002/saj2.20154.

- Deeb, M., Groffman, P. M., Blouin, M., Egendorf, S. P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D. L., Walsh, D., Morin, T. & Séré, G. (2020). Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations. *SOIL*, 6(2), 413–434. doi : 10.5194/soil-6-413-2020.
- Delforge, D., Watlet, A., Kaufmann, O., Van Camp, M. & Vanclooster, M. (2021). Time-series clustering approaches for subsurface zonation and hydrofacies detection using a real time-lapse electrical resistivity dataset. *Journal of Applied Geophysics*, 184, 104203. doi : 10.1016/j.jappgeo.2020.104203.
- Denich, C., Bradford, A. & Drake, J. (2013). Bioretention : assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. *Water Quality Research Journal*, 48(4), 387–399. doi : 10.2166/wqrjc.2013.065.
- Dey, A. & Morrison, H. (1976). *Resistivity modeling for arbitrarily shaped two dimensional structures. Part I. Theoretical formulation* (Rapport n°LBL-5223, 7290708). Repéré le 2026-01-12 à <http://www.osti.gov/servlets/purl/7290708-OifOw6/native/>.
- Diaw, S. M. (2026). *Évaluation de la méthode d'installation des lysimètres à bougie poreuse*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Dimech, A. (2020). *Application de la tomographie de résistivité électrique au suivi de la performance des ouvrages de restauration minière*. Repéré à https://www.researchgate.net/publication/343214871_Literature_review_2020_-_Partial_exigence_for_PhD.
- Dimech, A., Chouteau, M., Aubertin, M., Bussière, B., Martin, V. & Plante, B. (2019). Three-Dimensional Time-Lapse Geoelectrical Monitoring of Water Infiltration in an Experimental Mine Waste Rock Pile. *Vadose Zone Journal*, 18(1), 1–19. doi : 10.2136/vzj2018.05.0098.
- Dimech, A., Cheng, L., Chouteau, M., Chambers, J., Uhlemann, S., Wilkinson, P., Meldrum, P., Mary, B., Fabien-Ouellet, G. & Isabelle, A. (2022). A Review on Applications of Time-Lapse Electrical Resistivity Tomography Over the Last 30 Years : Perspectives for Mining Waste Monitoring. *Surveys in Geophysics*, 43(6), 1699–1759. doi : 10.1007/s10712-022-09731-2.
- Dimech, A., Isabelle, A., Sylvain, K., Liu, C., Cheng, L., Bussière, B., Chouteau, M., Fabien-Ouellet, G., Bérubé, C., Wilkinson, P., Meldrum, P. & Chambers, J. (2023). A multiscale accuracy assessment of moisture content predictions using time-lapse electrical resistivity tomography in mine tailings. *Scientific Reports*, 13(1), 20922. doi : 10.1038/s41598-023-48100-w.

- Dimech, A., Bussière, B., Cheng, L., Chouteau, M., Fabien-Ouellet, G., Chevé, N., Isabelle, A., Wilkinson, P., Meldrum, P. & Chambers, J. (2024). Monitoring moisture dynamics in multi-layer cover systems for mine tailings reclamation using autonomous and remote time-lapse electrical resistivity tomography. *Canadian Geotechnical Journal*, 61(11), 2505–2522. doi : 10.1139/cgj-2023-0112.
- Doetsch, J., Ingeman-Nielsen, T., Christiansen, A. V., Fiandaca, G., Auken, E. & Elberling, B. (2015). Direct current (DC) resistivity and induced polarization (IP) monitoring of active layer dynamics at high temporal resolution. *Cold Regions Science and Technology*, 119, 16–28. doi : 10.1016/j.coldregions.2015.07.002.
- Doetsch, J. A., Coscia, I., Greenhalgh, S., Linde, N., Green, A. & Günther, T. (2010). The borehole-fluid effect in electrical resistivity imaging. *Geophysics*, 75(4), F107–F114. doi : 10.1190/1.3467824.
- Dugué, M. (2022). Guide de conception GCI-3A Infrastructures vertes sur rue avec infiltration complète. Repéré à <https://ville.montreal.qc.ca/executiontravaux/document/gci-3a>.
- Eckart, K., McPhee, Z. & Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of The Total Environment*, 607-608, 413–432. doi : 10.1016/j.scitotenv.2017.06.254.
- Fares, A., Deb, S. K. & Fares, S. (2009). Review of vadose zone soil solution sampling techniques. *Environmental Reviews*, 17(NA), 215–234. doi : 10.1139/A09-010.
- Farley, R.-A. (2026). *Instrumentation hydrogéologique classique des IVD et modélisation de leur réponse à des évènements pluvieux*. (Mémoire M. Sc. A., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Fernandes, G., Di Prima, S., Lipeme Kouyi, G., Fletcher, T. D., Donze, D., James, R., Saint-Louis, S., Martini, M., Nicklason, C. & Lassabatere, L. (2025). A novel method to assess the infiltration and filtration functions of urban soils. *Vadose Zone Journal*, 24(6), e70050. doi : 10.1002/vzj2.70050.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D. & Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525–542. doi : 10.1080/1573062X.2014.916314.
- Fortier, C. & Mailhot, A. (2015). Climate Change Impact on Combined Sewer Overflows. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(5), 04014073. doi : 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000468.

- Frédette, G., Trickey-Massé, M., Daigneault, L. & St-Gelais, (2023). FICHES INFORMATIVES SUR LES INFRASTRUCTURES VÉGÉTALISÉES - Biorétention. Repéré à https://www.quebecvert.com/medias/QCV_FicheIV_Bioretenion.pdf.
- Gogien, F., Dechesne, M., Martinerie, R. & Lipeme Kouyi, G. (2023). Assessing the impact of climate change on Combined Sewer Overflows based on small time step future rainfall timeseries and long-term continuous sewer network modelling. *Water Research*, 230, 119504. doi : 10.1016/j.watres.2022.119504.
- Gooré Bi, E., Monette, F., Gasperi, J. & Perrodin, Y. (2015). Assessment of the ecotoxicological risk of combined sewer overflows for an aquatic system using a coupled “substance and bioassay” approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(6), 4460–4474. doi : 10.1007/s11356-014-3650-9.
- Grünenbaum, N., Günther, T., Greskowiak, J., Vienken, T., Müller-Petke, M. & Massmann, G. (2023). Salinity distribution in the subterranean estuary of a meso-tidal high-energy beach characterized by Electrical Resistivity Tomography and direct push technology. *Journal of Hydrology*, 617, 129074. doi : 10.1016/j.jhydrol.2023.129074.
- Guyard, H., Prost-Boucle, S., Sudre, J., Moreau, S., Imig, A., Favreau, G., Quatela, V. & Clement, R. (2025). An open source ultrasonic flowmeter for monitoring the input/output flow rates of wastewater treatment plants. *HardwareX*, 21, e00613. doi : 10.1016/j.ohx.2024.e00613.
- Hamel, P., Fletcher, T. D., Walsh, C. J. & Plessis, E. (2011). Quantifying the restoration of evapotranspiration and.
- Hartigan, J. A. & Wong, M. A. (1979). Algorithm AS 136 : A K-Means Clustering Algorithm. *Applied Statistics*, 28(1), 100. doi : 10.2307/2346830.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D. & Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 310–321. doi : 10.1016/j.jhydrol.2008.12.001.
- Hayley, K., Bentley, L. R., Gharibi, M. & Nightingale, M. (2007). Low temperature dependence of electrical resistivity : Implications for near surface geophysical monitoring. *Geophysical Research Letters*, 34(18), 2007GL031124. doi : 10.1029/2007GL031124.
- Hayley, K., Bentley, L. R. & Pidlisecky, A. (2010). Compensating for temperature variations in time-lapse electrical resistivity difference imaging. *GEOPHYSICS*, 75(4), WA51–WA59. doi : 10.1190/1.3478208.

- Heagy, L. J., Kang, S., Capriotti, J., Fournier, D., Cockett, R. & Oldenburg, D. W. (2024). Opportunities for open-source software to accelerate research in applied geophysics. *The Leading Edge*, 43(2), 84–94. doi : 10.1190/tle43020084.1.
- Hermans, T., Vandenbohede, A., Lebbe, L. & Nguyen, F. (2012). A shallow geothermal experiment in a sandy aquifer monitored using electric resistivity tomography. *GEOPHYSICS*, 77(1), B11–B21. doi : 10.1190/geo2011-0199.1.
- Hermans, T., Goderniaux, P., Jougnot, D., Fleckenstein, J. H., Brunner, P., Nguyen, F., Linde, N., Huisman, J. A., Bour, O., Lopez Alvis, J., Hoffmann, R., Palacios, A., Cooke, A.-K., Pardo-Álvarez, , Blazevic, L., Pouladi, B., Haruzi, P., Fernandez Visentini, A., Nogueira, G. E. H., Tirado-Conde, J., Looms, M. C., Kenschlikova, M., Davy, P. & Le Borgne, T. (2023). Advancing measurements and representations of subsurface heterogeneity and dynamic processes : towards 4D hydrogeology. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(1), 255–287. doi : 10.5194/hess-27-255-2023.
- Hermans, T., Maene, A., Caudron, C. & Vanhooren, L. (2025). Unsupervised data selection for focused time-lapse inversion in electrical resistivity tomography monitoring.
- Hernandez Gonzalez, L. M., Rivera, V. A., Akosa, D., Phillips, C. B., Hatch, S. L., Miller, W. M. & Packman, A. I. (2023). Road salt intrusion dynamics in an ex-urban native wetland complex. *PLOS Water*, 2(7), e0000148. doi : 10.1371/journal.pwat.0000148.
- Herring, T., Cey, E. & Pidlisecky, A. (2019). Electrical Resistivity of a Partially Saturated Porous Medium at Subzero Temperatures. *Vadose Zone Journal*, 18(1), 1–11. doi : 10.2136/vzj2019.02.0019.
- Herring, T., Pidlisecky, A. & Cey, E. (2021). Removing the effects of temperature on electrical resistivity tomography data collected in partially frozen ground : Limitations and considerations for field applications. *Vadose Zone Journal*, 20(5), e20146. doi : 10.1002/vzj2.20146.
- Hinnell, A. C., Ferré, T. P. A., Vrugt, J. A., Huisman, J. A., Moysey, S., Rings, J. & Kowalsky, M. B. (2010). Improved extraction of hydrologic information from geophysical data through coupled hydrogeophysical inversion. *Water Resources Research*, 46(4), 2008WR007060. doi : 10.1029/2008WR007060.
- Hodgins, G., Robinson, C. E., Roy, J. W. & Power, C. (2023). Characterization of subsurface pathways contributing to freshwater salinization of urban streams using electrical and electromagnetic imaging techniques. *Science of The Total Environment*, 905, 167225. doi : 10.1016/j.scitotenv.2023.167225.

- Hodgins, G., Robinson, C. E., Power, C. & Roy, J. W. (2024). Road salt chloride exposure in urban streambeds and links to groundwater – surface water interactions and salt sources. *Science of The Total Environment*, 957, 177488. doi : 10.1016/j.scitotenv.2024.177488.
- Hopmans, J. W., Qureshi, A., Kisekka, I., Munns, R., Grattan, S., Rengasamy, P., Ben-Gal, A., Assouline, S., Javaux, M., Minhas, P., Raats, P., Skaggs, T., Wang, G., De Jong Van Lier, Q., Jiao, H., Lavado, R., Lazarovitch, N., Li, B. & Taleisnik, E. (2021). Critical knowledge gaps and research priorities in global soil salinity. Dans *Advances in Agronomy* (vol. 169, pp. 1–191). Elsevier. doi : 10.1016/bs.agron.2021.03.001.
- Ingeman-Nielsen, T., Tomaškovičová, S. & Dahlin, T. (2016). Effect of electrode shape on grounding resistances — Part 1 : The focus-one protocol. *GEOPHYSICS*, 81(1), WA159–WA167. doi : 10.1190/geo2015-0484.1.
- Jain, A. K., Murty, M. N. & Flynn, P. J. (1999). Data clustering : a review. *ACM Computing Surveys*, 31(3), 264–323. doi : 10.1145/331499.331504.
- Jean, M., Morin, C., Duchesne, S., Pelletier, G. & Pleau, M. (2021). Optimization of Real-Time Control With Green and Gray Infrastructure Design for a Cost-Effective Mitigation of Combined Sewer Overflows. *Water Resources Research*, 57(12), e2021WR030282. doi : 10.1029/2021WR030282.
- Jean, M., Morin, C., Duchesne, S., Pelletier, G. & Pleau, M. (2022). Real-time model predictive and rule-based control with green infrastructures to reduce combined sewer overflows. *Water Research*, 221, 118753. doi : 10.1016/j.watres.2022.118753.
- Jordi, C., Doetsch, J., Günther, T., Schmelzbach, C. & Robertsson, J. O. (2018). Geostatistical regularization operators for geophysical inverse problems on irregular meshes. *Geophysical Journal International*, 213(2), 1374–1386. doi : 10.1093/gji/ggy055.
- Joseph, R. M. (2025). *Mise en place d'un essai d'ennoiement*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Joshi, P., Leitão, J. P., Maurer, M. & Bach, P. M. (2021). Not all SuDS are created equal : Impact of different approaches on combined sewer overflows. *Water Research*, 191, 116780. doi : 10.1016/j.watres.2020.116780.
- Karpatne, A., Ebert-Uphoff, I., Ravela, S., Babaie, H. A. & Kumar, V. (2019). Machine Learning for the Geosciences : Challenges and Opportunities. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 31(8), 1544–1554. doi : 10.1109/TKDE.2018.2861006.

- Kaushal, S. S. & Belt, K. T. (2012). The urban watershed continuum : evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 15(2), 409–435. doi : 10.1007/s11252-012-0226-7.
- Kelly, V. R., Lovett, G. M., Weathers, K. C., Findlay, S. E. G., Strayer, D. L., Burns, D. J. & Likens, G. E. (2008). Long-Term Sodium Chloride Retention in a Rural Watershed : Legacy Effects of Road Salt on Streamwater Concentration. *Environmental Science & Technology*, 42(2), 410–415. doi : 10.1021/es071391l.
- Klepikova, M., Wildemeersch, S., Hermans, T., Jamin, P., Orban, P., Nguyen, F., Brouyère, S. & Dassargues, A. (2016). Heat tracer test in an alluvial aquifer : Field experiment and inverse modelling. *Journal of Hydrology*, 540, 812–823. doi : 10.1016/j.jhydrol.2016.06.066.
- Kuras, O., Pritchard, J. D., Meldrum, P. I., Chambers, J. E., Wilkinson, P. B., Ogilvy, R. D. & Wealthall, G. P. (2009). Monitoring hydraulic processes with automated time-lapse electrical resistivity tomography (ALERT). *Comptes Rendus. Géoscience*, 341(10-11), 868–885. doi : 10.1016/j.crte.2009.07.010.
- Kwak, N., Smith, V. & Good, K. D. (2024). Assessing the influence of green stormwater infrastructure implemented for combined sewer overflow control on urban streamflows. *Journal of Hydrology*, 640, 131670. doi : 10.1016/j.jhydrol.2024.131670.
- Labassi, A. (2025). *Stage B. Ing. - Échantillonnage et analyse en laboratoire de l'eau souterraine.*
- LaBrecque, D. J., Ramirez, A. L., Daily, W. D., Binley, A. M. & Schima, S. A. (1996a). ERT monitoring of environmental remediation processes. *Measurement Science and Technology*, 7(3), 375–383. doi : 10.1088/0957-0233/7/3/019.
- LaBrecque, D. J., Miletto, M., Daily, W., Ramirez, A. & Owen, E. (1996b). The effects of noise on Occam's inversion of resistivity tomography data. *GEOPHYSICS*, 61(2), 538–548. doi : 10.1190/1.1443980.
- Langlois, M. (2024). *Stage B. Ing. - Caractérisation de la perméabilité des terreaux à l'aide du permeamètre de Guelph.*
- Lapointe, M. & Rochman, C. M. (2023). Passive ecosystem services, juxtaposed with engineered processes, can democratize wastewater treatment. *Nature Water*, 1(4), 308–310. doi : 10.1038/s44221-023-00065-w.

- Le Gigan, A., Leclerc, A., Martel, J.-L., Dugué, M., Beaudry, D., Abdeljelil, I. & Bérard, S. (2025). A Comprehensive Inspection Protocol to Assess Stormwater Green Infrastructure Hydraulic Performance : A Case Study for the City of Montreal. *Proceedings of the Canadian Society for Civil Engineering Annual Conference 2024, Volume 9*, pp. 253–257.
- Lee, K.-S., Cho, I.-K. & Kim, Y.-J. (2016). Borehole effect in 2.5D crosshole resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*, 135, 212–222. doi : 10.1016/j.jappgeo.2016.10.015.
- Lesmes, D. P. & Friedman, S. P. (2005). RELATIONSHIPS BETWEEN THE ELECTRICAL AND HYDROGEOLOGICAL PROPERTIES OF ROCKS AND SOILS. Dans *Hydrogeophysics*. Dordrecht [Netherlands] New York : Springer.
- Lim, T. C. & Welty, C. (2018). Assessing Variability and Uncertainty in Green Infrastructure Planning Using a High-Resolution Surface-Subsurface Hydrological Model and Site-Monitored Flow Data. *Frontiers in Built Environment*, 4, 71. doi : 10.3389/fbuil.2018.00071.
- Lima, F. T. & Souza, V. M. (2023). A Large Comparison of Normalization Methods on Time Series. *Big Data Research*, 34, 100407. doi : 10.1016/j.bdr.2023.100407.
- Liu, K. (2024). *Étude du lien entre le taux d'aggréssivité des sols et la salinité de l'eau souterraine*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Loke, M. H. (2018). Tutorial : 2-D and 3-D electrical imaging surveys. Repéré à https://www.researchgate.net/publication/264739285_Tutorial_2-D_and_3-D_Electrical_Imaging_Surveys.
- Loke, M. & Barker, R. (1996). Rapid least-squares inversion of apparent resistivity pseudosections by a quasi-Newton method¹. *Geophysical Prospecting*, 44(1), 131–152. doi : 10.1111/j.1365-2478.1996.tb00142.x.
- Loke, M. & Dahlin, T. (2002). A comparison of the Gauss–Newton and quasi-Newton methods in resistivity imaging inversion. *Journal of Applied Geophysics*, 49(3), 149–162. doi : 10.1016/S0926-9851(01)00106-9.
- Loke, M., Acworth, I. & Dahlin, T. (2003). A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys. *Exploration Geophysics*, 34(3), 182–187. doi : 10.1071/EG03182.

- Loke, M., Dahlin, T. & Rucker, D. F. (2014). Smoothness-constrained time-lapse inversion of data from 3D resistivity surveys. *Near Surface Geophysics*, 12(1), 5–24. doi : <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2013025>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.3997/1873-0604.2013025>.
- Lowry, T., Allen, M. B. & Shive, P. N. (1989). Singularity removal; a refinement of resistivity modeling techniques. *Geophysics*, 54(6), 766–774. doi : 10.1190/1.1442704.
- Luzy, A., Dimech, A., Duhaime, F., Dubé, J.-S. & Masse-Dufresne, J. (2024). Study of the hydrogeological behavior of a draining green infrastructure using continuous, high-resolution electrical resistivity tomography imaging. *GéoMontréal2024*. Repéré à https://www.researchgate.net/publication/384152245_Study_of_the_hydrogeological_behavior_of_a_draining_green_infrastructure_using_continuous_high-resolution_electrical_resistivity_tomography_imaging.
- Luzy, A., Dimech, A., Duhaime, F., Dubé, J.-S., Masse-Dufresne, J. & Farley, R.-A. (2025). High-resolution time-lapse DC-IP imaging of a green infrastructure's response to a flooding test and a heavy rain event. Vienna, Austria.
- Ma, R., McBratney, A., Whelan, B., Minasny, B. & Short, M. (2011). Comparing temperature correction models for soil electrical conductivity measurement. *Precision Agriculture*, 12(1), 55–66. doi : 10.1007/s11119-009-9156-7.
- Mackie, C., Lackey, R., Levison, J. & Rodrigues, L. (2022). Groundwater as a source and pathway for road salt contamination of surface water in the Lake Ontario Basin : A review. *Journal of Great Lakes Research*, 48(1), 24–36. doi : 10.1016/j.jglr.2021.11.015.
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadel, K., Galarneau, M., Servais, P. & Prévost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants : Evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research*, 47(13), 4370–4382. doi : 10.1016/j.watres.2013.04.030.
- Mailhot, A., Talbot, G. & Lavallée, B. (2015). Relationships between rainfall and Combined Sewer Overflow (CSO) occurrences. *Journal of Hydrology*, 523, 602–609. doi : 10.1016/j.jhydrol.2015.01.063.
- Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D. & Talbot, G. (2007). Assessment of future change in intensity–duration–frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrology*, 347(1-2), 197–210. doi : 10.1016/j.jhydrol.2007.09.019.

- Maliva, R. (2021). *Climate Change and Groundwater : Planning and Adaptations for a Changing and Uncertain Future : WSP Methods in Water Resources Evaluation Series No. 6*. Cham : Springer International Publishing. doi : 10.1007/978-3-030-66813-6.
- Mason, B. E., Schmidt, J. & Kerkez, B. [arXiv :2302.10969 [eess]]. (2023). Measuring city-scale green infrastructure drawdown dynamics using internet-connected sensors in Detroit. arXiv. Repéré le 2025-09-07 à <http://arxiv.org/abs/2302.10969>.
- Mayer, T., Snodgrass, W. & Morin, D. (1999). Spatial characterization of the occurrence of road salts and their environmental concentrations as chlorides in Canadian surface waters and benthic sediments. *Water Quality Research Journal*, 34(4), 545–574.
- Mehdaoui, H. W. (2025). *Caractérisation de la géochimie des eaux souterraines*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Meissner, R., Rupp, H. & Haselow, L. (2020). Use of lysimeters for monitoring soil water balance parameters and nutrient leaching. Dans *Climate Change and Soil Interactions* (pp. 171–205). Elsevier. doi : 10.1016/B978-0-12-818032-7.00007-2.
- MELCCFP (Éd.). (2023a). *Guide de gestion des débordements et des dérivations d'eaux usées - Tome III - Mesures de gestion*. Québec : Environnement, lutte contre les changements climatiques, faune et parcs Québec.
- MELCCFP (Éd.). (2023b). *Guide de gestion des débordements et des dérivations d'eaux usées - Tome II - Portrait*. Québec : Environnement, lutte contre les changements climatiques, faune et parcs Québec.
- Mercier, A., Dupuis, J. C. & Giroux, B. (2023). Geophysical Open Seismic Hardware : Design of a Vertical Seismic Profiling Instrument. *Journal of Open Hardware*, 7(1), 3. doi : 10.5334/joh.50.
- Miao, K., Huang, Y., Zhang, L., Guo, L., Fu, Z. & Hermans, T. (2026). Uncertainty analysis of contaminant sources in fracture networks : A framework integrating falsification and Bayesian evidential learning. *Advances in Water Resources*, 211, 105238. doi : 10.1016/j.advwatres.2026.105238.
- Mikkelsen, P. E. (2002). Cement-Bentonite Grout Backfill for Borehole Instruments. *GEOTECHNICAL INSTRUMENTATION NEWS*.
- Miles, B. & Band, L. E. (2015). Green infrastructure stormwater management at the watershed scale : urban variable source area and watershed capacitance. *Hydrological Processes*, 29(9), 2268–2274. doi : 10.1002/hyp.10448.

- Monti, S., Tamayo, P., Mesirov, J. & Golub, T. (2003). Consensus Clustering : A Resampling-Based Method for Class Discovery and Visualization of Gene Expression Microarray Data. *Machine Learning* 52, 91–118 (2003). doi : <https://doi.org/10.1023/A:1023949509487>.
- Murtagh, F. & Contreras, P. (2012). Algorithms for hierarchical clustering : an overview. *WIREs Data Mining and Knowledge Discovery*, 2(1), 86–97. doi : 10.1002/widm.53.
- Murtagh, F. & Legendre, P. (2014). Ward’s Hierarchical Agglomerative Clustering Method : Which Algorithms Implement Ward’s Criterion? *Journal of Classification*, 31(3), 274–295. doi : 10.1007/s00357-014-9161-z.
- Muñoz-Carpena, R., Lauvernet, C. & Carluer, N. (2018). Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips – Part 1 : nonuniform infiltration and soil water redistribution. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(1), 53–70. doi : 10.5194/hess-22-53-2018.
- Müllner, D. (2013). **fastcluster** : Fast Hierarchical, Agglomerative Clustering Routines for *R* and *Python*. *Journal of Statistical Software*, 53(9). doi : 10.18637/jss.v053.i09.
- Ngom, Y. (2025). *Caractérisation en laboratoire des relations pétrophysiques reliant la résistivité et la teneur en eau*. (M. Ing., École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Nodine, T. G., Conley, G., Riihimaki, C. A., Holland, C. & Beck, N. G. (2024). Modeling the impact of future rainfall changes on the effectiveness of urban stormwater control measures. *Scientific Reports*, 14(1), 4082. doi : 10.1038/s41598-024-53611-1.
- Ochs, J., Klitzsch, N. & Wagner, F. M. (2022). Mitigation of installation-related effects for small-scale borehole-to-surface ERT. *Journal of Applied Geophysics*, 197, 104530. doi : 10.1016/j.jappgeo.2022.104530.
- Oladeji, E., Parsekian, A. & Grana, D. (2024). Machine Learning-Based Hydrofacies Classification : Effects of Noise and Regularization. *Journal of Geophysical Research : Machine Learning and Computation*, 1(3), e2024JH000197. doi : 10.1029/2024JH000197.
- Oldenborger, G. A., Routh, P. S. & Knoll, M. D. (2005). Sensitivity of electrical resistivity tomography data to electrode position errors. *Geophysical Journal International*, 163(1), 1–9. doi : 10.1111/j.1365-246X.2005.02714.x.

- Olds, H. T., Corsi, S. R., Dila, D. K., Halmo, K. M., Bootsma, M. J. & McLellan, S. L. (2018). High levels of sewage contamination released from urban areas after storm events : A quantitative survey with sewage specific bacterial indicators. *PLOS Medicine*, 15(7), e1002614. doi : 10.1371/journal.pmed.1002614.
- Oster, J. D. & Shainberg, I. (2001). Soil responses to sodicity and salinity : challenges and opportunities. *Australian Journal of Soil Research*, 39(6), 1219–1224. doi : 10.1071/SR00051.
- Oswald, C. J., Kelleher, C., Ledford, S. H., Hopkins, K. G., Sytsma, A., Tetzlaff, D., Toran, L. & Voter, C. (2023). Integrating urban water fluxes and moving beyond impervious surface cover : A review. *Journal of Hydrology*, 618, 129188. doi : 10.1016/j.jhydrol.2023.129188.
- O'Brien, C. M., Mossman, M., Chamberlain, L., Jenkins, J., Watson, J., Wilson, R., Williams-Clark, D., Singer, A., Riggio, K., Gallet, D., Miller, W. M. & Packman, A. I. (2024). Community-centered instrumentation and monitoring of nature-based solutions for urban stormwater control. *Frontiers in Water*, 6, 1370501. doi : 10.3389/frwa.2024.1370501.
- Palacios, A., Ledo, J. J., Linde, N., Luquot, L., Bellmunt, F., Folch, A., Marcuello, A., Queralt, P., Pezard, P. A., Martínez, L., Del Val, L., Bosch, D. & Carrera, J. (2020). Time-lapse cross-hole electrical resistivity tomography (CHERT) for monitoring seawater intrusion dynamics in a Mediterranean aquifer. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(4), 2121–2139. doi : 10.5194/hess-24-2121-2020.
- Pan, K. & Tang, J. (2014). 2.5-D and 3-D DC resistivity modelling using an extrapolation cascadic multigrad method. *Geophysical Journal International*, 197(3), 1459–1470. doi : 10.1093/gji/ggu094.
- Parasnis, D. (1988). Reciprocity theorems in geoelectric and geoelectromagnetic work. *Geoexploration*, 25(3), 177–198. doi : 10.1016/0016-7142(88)90014-2.
- Paus, K. H., Morgan, J., Gulliver, J. S., Leiknes, T. & Hozalski, R. M. (2014). Assessment of the Hydraulic and Toxic Metal Removal Capacities of Bioretention Cells After 2 to 8 Years of Service. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(1), 1803. doi : 10.1007/s11270-013-1803-y.
- Pavoni, M., Peruzzo, L., Boaga, J., Carrera, A., Barone, I. & Bast, A. (2025). Brief communication : Use of lightweight and low-cost steel net electrodes for electrical resistivity tomography (ERT) surveys performed on coarse-blocky surface environments. Frozen ground/Frozen Ground. Repéré le 2026-01-23 à <https://egusphere.copernicus.org/preprints/2025/egusphere-2025-405/>.

- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A. & Cournapeau, D. (2011). Scikit-learn : Machine Learning in Python. *MACHINE LEARNING IN PYTHON*.
- Perri, M. T., Barone, I., Cassiani, G., Deiana, R. & Binley, A. (2020). Borehole effect causing artefacts in cross-borehole electrical resistivity tomography : A hydraulic fracturing case study. *Near Surface Geophysics*, 18(4), 445–462. doi : 10.1002/nsg.12111.
- Perri, M., Cassiani, G., Gervasio, I., Deiana, R. & A. Binley. (2012). A saline tracer test monitored via both surface and cross-borehole electrical resistivity tomography : Comparison of time-lapse results. *Journal of Applied Geophysics*, 79, 6–16. doi : 10.1016/j.jappgeo.2011.12.011.
- Perry, W. B., Ahmadian, R., Munday, M., Jones, O., Ormerod, S. J. & Durance, I. (2024). Addressing the challenges of combined sewer overflows. *Environmental Pollution*, 343, 123225. doi : 10.1016/j.envpol.2023.123225.
- Pidlisecky, A., Singha, K. & Day-Lewis, F. D. (2011). A distribution-based parametrization for improved tomographic imaging of solute plumes : Distribution-based parametrizations. *Geophysical Journal International*, 187(1), 214–224. doi : 10.1111/j.1365-246X.2011.05131.x.
- Pieper, K. J., Tang, M., Jones, C. N., Weiss, S., Greene, A., Mohsin, H., Parks, J. & Edwards, M. A. (2018). Impact of Road Salt on Drinking Water Quality and Infrastructure Corrosion in Private Wells. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14078–14087. doi : 10.1021/acs.est.8b04709.
- Pope, G. G., Toran, L., Caplan, J. S. & Nyquist, J. (2025). Spatiotemporal Dynamics of Road Salt in a Highway Bioswale : A Comparison of Point and Continuous Monitoring Methods. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236(10), 654. doi : 10.1007/s11270-025-08281-8.
- Power, C., Tsourlos, P., Ramasamy, M., Nivorlis, A. & Mkandawire, M. (2018). Combined DC resistivity and induced polarization (DC-IP) for mapping the internal composition of a mine waste rock pile in Nova Scotia, Canada. *Journal of Applied Geophysics*, 150, 40–51. doi : 10.1016/j.jappgeo.2018.01.009.
- Qi, S., Hou, D. & Luo, J. (2017). Optimization of groundwater sampling approach under various hydrogeological conditions using a numerical simulation model. *Journal of Hydrology*, 552, 505–515. doi : 10.1016/j.jhydrol.2017.07.016.
- Qiang, S., Shi, X., Kang, X. & Revil, A. (2022). Optimized arrays for electrical resistivity tomography survey using Bayesian experimental design. *GEOPHYSICS*, 87(4), E189–E203. doi : 10.1190/geo2021-0408.1.

- Radosavljevic, J., Slowinski, S., Rezanezhad, F., Shafii, M., Gharabaghi, B. & Van Cappellen, P. (2024). Road salt-induced salinization impacts water geochemistry and mixing regime of a Canadian urban lake. *Applied Geochemistry*, 162, 105928. doi : 10.1016/j.apgeochem.2024.105928.
- Rajani, B. & Makar, J. (2000). A methodology to estimate remaining service life of grey cast iron water mains.
- Rein, A., Hoffmann, R. & Dietrich, P. (2004). Influence of natural time-dependent variations of electrical conductivity on DC resistivity measurements. *Journal of Hydrology*, 285(1-4), 215–232. doi : 10.1016/j.jhydrol.2003.08.015.
- Renaud, A., Durand, V., Mügler, C., Marlin, C., Léger, E., Noret, A. & Monvoisin, G. (2023). Influence of vegetation-induced water table seasonality on groundwater chloride concentration dynamics in a riparian fen peatland. *Hydrological Processes*, 37(12), e15054. doi : 10.1002/hyp.15054.
- Rengasamy, P. (2006). World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany*, 57(5), 1017–1023. doi : 10.1093/jxb/erj108.
- Revil, A., Cathles, L. M., Losh, S. & Nunn, J. A. (1998). Electrical conductivity in shaly sands with geophysical applications. *Journal of Geophysical Research : Solid Earth*, 103(B10), 23925–23936. doi : 10.1029/98JB02125.
- Revil, A., Coperey, A., Shao, Z., Florsch, N., Fabricius, I. L., Deng, Y., Delsman, J. R., Pauw, P. S., Karaoulis, M., De Louw, P. G. B., Van Baaren, E. S., Dabekaussen, W., Menkovic, A. & Gunnink, J. L. (2017). Complex conductivity of soils. *Water Resources Research*, 53(8), 7121–7147. doi : 10.1002/2017WR020655.
- Revil, A., Soueid Ahmed, A. & Matthai, S. (2018). Transport of water and ions in partially water-saturated porous media. Part 3. Electrical conductivity. *Advances in Water Resources*, 121, 97–111. doi : 10.1016/j.advwatres.2018.08.007.
- Reynolds, D. (2009). Gaussian Mixture Models. Dans Li, S. Z. & Jain, A. (Éds.), *Encyclopedia of Biometrics* (pp. 659–663). Boston, MA : Springer US. doi : 10.1007/978-0-387-73003-5_196.
- Rhoades, J. D., Manteghi, N. A., Shouse, P. J. & Alves, W. J. (1989). Soil Electrical Conductivity and Soil Salinity : New Formulations and Calibrations. *Soil Science Society of America Journal*, 53(2), 433–439. doi : 10.2136/sssaj1989.03615995005300020020x.

- Riahi, S. (2024). *Rihahi - Mémoire M. Sc. A. - Influence de la compacité sur la structure des pores et le transport du chlorure dans les terreaux d'infrastructures vertes*. (Thèse de doctorat, École de technologie supérieure - Université du Québec).
- Rousseuw, P. J. (1987). Silhouettes : A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20, 53–65. doi : 10.1016/0377-0427(87)90125-7.
- Rücker, C. & Günther, T. (2011). The simulation of finite ERT electrodes using the complete electrode model. *GEOPHYSICS*, 76(4), F227–F238. doi : 10.1190/1.3581356.
- Rücker, C., Günther, T. & Spitzer, K. (2006). Three-dimensional modelling and inversion of dc resistivity data incorporating topography - I. Modelling. *Geophysical Journal International*, 166(2), 495–505. doi : 10.1111/j.1365-246X.2006.03010.x.
- Rücker, C., Günther, T. & Wagner, F. M. (2017). pyGIMLi : An open-source library for modelling and inversion in geophysics. *Computers & Geosciences*, 109, 106–123. doi : 10.1016/j.cageo.2017.07.011.
- Samouëlian, A., Cousin, I., Tabbagh, A., Bruand, A. & Richard, G. (2005). Electrical resistivity survey in soil science : a review. *Soil and Tillage Research*, 83(2), 173–193. doi : 10.1016/j.still.2004.10.004.
- Saneiyan, S., Gimenez, D., Siegenthaler, E. & Slater, L. (2024). On the accuracy of saturation estimation from electrical measurements of soils with high swelling clay content. *Vadose Zone Journal*, e20340. doi : 10.1002/vzj2.20340.
- Statistics Canada. (2019). Municipal wastewater systems in Canada, 2013 to 2017. (11). Repéré à https://www150.statcan.gc.ca/n1/en/daily-quotidien/190625/dq190625c-eng.pdf?st=4B_BKznT.
- Schlumberger, C. (1930). *Étude sur la prospection électrique*. Paris : Gauthier-Villards. Repéré à <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k64569898.texteImage>.
- Sebti, A., Bennis, S., Modieli, S. & Ambros, M. (2023). *Guide-integration-gestion-durable-des-eaux-pluviales-2e-edition-02-2023_0*. CERIU. Repéré à <https://ceriu.qc.ca/system/files/2025-09/Guide-integration-gestion-durable-des-eaux-pluviales-2e-edition.pdf>.
- Shannon, T. P., Ahler, S. J., Mathers, A., Ziter, C. D. & Dugan, H. A. (2020). Road salt impact on soil electrical conductivity across an urban landscape. *Journal of Urban Ecology*, 6(1), juaa006. doi : 10.1093/jue/juaa006.

- Sharp, J. M. (2010). The impacts of urbanization on groundwater systems and recharge. *KIP Articles.*, 2719.
- Shokri, N., Hassani, A. & Sahimi, M. (2024). Multi-Scale Soil Salinization Dynamics From Global to Pore Scale : A Review. *Reviews of Geophysics*, 62(4), e2023RG000804. doi : 10.1029/2023RG000804.
- Shuster, W., Schifman, L., Kelleher, C., Golden, H. E., Bhaskar, A. S., Parolari, A. J., Stewart, R. D. & Herrmann, D. L. (2021). *K* in an Urban World : New Contexts for Hydraulic Conductivity. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 57(3), 493–504. doi : 10.1111/1752-1688.12918.
- Siemens, J. & Kaupenjohann, M. (2004). Comparison of Three Methods for Field Measurement of Solute Leaching in a Sandy Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 68(4), 1191–1196. doi : 10.2136/sssaj2004.1191.
- Singh, G., Kaur, G., Williard, K., Schoonover, J. & Kang, J. (2018). Monitoring of Water and Solute Transport in the Vadose Zone : A Review. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1–23. doi : 10.2136/vzj2016.07.0058.
- Singha, K., Day-Lewis, F. D., Johnson, T. & Slater, L. D. (2015). Advances in interpretation of subsurface processes with time-lapse electrical imaging. *Hydrological Processes*, 29(6), 1549–1576. doi : 10.1002/hyp.10280.
- Slater, L., Binley, A., Daily, W. & Johnson, R. (2000). Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection. *Journal of Applied Geophysics*, 44(2-3), 85–102. doi : 10.1016/S0926-9851(00)00002-1.
- Slater, L. & Binley, A. (2021). Advancing hydrological process understanding from long-term resistivity monitoring systems. *WIREs Water*, 8(3), e1513. doi : 10.1002/wat2.1513.
- Song, Y., Jiang, G., Chen, Y., Zhao, P. & Tian, Y. (2017). Effects of chloride ions on corrosion of ductile iron and carbon steel in soil environments. *Scientific Reports*, 7(1), 6865. doi : 10.1038/s41598-017-07245-1.
- Spraakman, S. & Drake, J. A. P. (2021). Hydrologic and soil properties of mature bioretention cells in Ontario, Canada. *Water Science and Technology*, 84(12), 3541–3560. doi : 10.2166/wst.2021.464.
- Sterling, S. M., Ducharme, A. & Polcher, J. (2013). The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nature Climate Change*, 3(4), 385–390. doi : 10.1038/nclimate1690.

- Sunde, E. D. (1949). *Earth Conduction Effects in Transmission Systems* (éd. Van Nostrand Company, Inc.). New York. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/sce.3730340336>.
- Sylvain, K., Pabst, T. & Dimech, A. (2019). Waste Rock Valorization in Monolayer Covers with Elevated Water Table. *Environmental Engineering*.
- Szklarek, S., Górecka, A. & Wojtal-Frankiewicz, A. (2022). The effects of road salt on freshwater ecosystems and solutions for mitigating chloride pollution - A review. *Science of The Total Environment*, 805, 150289. doi : 10.1016/j.scitotenv.2021.150289.
- Taghizadeh-Mehrjardi, R., Nabiollahi, K., Minasny, B. & Triantafyllis, J. (2015). Comparing data mining classifiers to predict spatial distribution of USDA-family soil groups in Baneh region, Iran. *Geoderma*, 253-254, 67–77. doi : 10.1016/j.geoderma.2015.04.008.
- Teufel, B. & Sushama, L. (2021). 2 °C vs. High Warming : Transitions to Flood-Generating Mechanisms across Canada. *Water*, 13(11), 1494. doi : 10.3390/w13111494.
- Thomle, J., Peta, K., Zhong, L., Robinson, J. & Johnson, T. (2023). Design and implementation of resistive grout for cross-borehole electrical imaging. *Journal of Applied Geophysics*, 105118. doi : 10.1016/j.jappgeo.2023.105118.
- Torres, M., Fontecha, J., Walteros, J., Zhu, Z., Ahmed, Z., Rodríguez, J. & Rabideau, A. (2021). City-scale optimal location planning of Green Infrastructure using piece-wise linear interpolation and exact optimization methods. *Journal of Hydrology*, 601, 126540. doi : 10.1016/j.jhydrol.2021.126540.
- Tso, C.-H. M., Kuras, O., Wilkinson, P. B., Uhlemann, S., Chambers, J. E., Meldrum, P. I., Graham, J., Sherlock, E. F. & Binley, A. (2017). Improved characterisation and modelling of measurement errors in electrical resistivity tomography (ERT) surveys. *Journal of Applied Geophysics*, 146, 103–119. doi : 10.1016/j.jappgeo.2017.09.009.
- Tu, M.-C. & Traver, R. (2019). Water Table Fluctuation from Green Infrastructure Sidewalk Planters in Philadelphia. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 145(2), 05018008. doi : 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001369.
- Uhlemann, S., Chambers, J., Wilkinson, P., Maurer, H., Merritt, A., Meldrum, P., Kuras, O., Gunn, D., Smith, A. & Dijkstra, T. (2017). Four-dimensional imaging of moisture dynamics during landslide reactivation. *Journal of Geophysical Research : Earth Surface*, 122(1), 398–418. doi : 10.1002/2016JF003983.

- Uhlemann, S., Wilkinson, P. B., Maurer, H., Wagner, F. M., Johnson, T. C. & Chambers, J. E. (2018). Optimized survey design for electrical resistivity tomography : combined optimization of measurement configuration and electrode placement. *Geophysical Journal International*, 214(1), 108–121. doi : 10.1093/gji/ggy128.
- Uhlemann, S., Ulrich, C., Newcomer, M., Fiske, P., Kim, J. & Pope, J. (2022). 3D hydrogeophysical characterization of managed aquifer recharge basins. *Frontiers in Earth Science*, 10, 942737. doi : 10.3389/feart.2022.942737.
- Uhlemann, S., Sorensen, J. P. R., House, A. R., Wilkinson, P. B., Roberts, C., Gooddy, D. C., Binley, A. M. & Chambers, J. E. (2016). Integrated time-lapse geoelectrical imaging of wetland hydrological processes. *Water Resources Research*, 52(3), 1607–1625. doi : 10.1002/2015WR017932.
- Vereecken, H., Huisman, J. A., Bogena, H., Vanderborght, J., Vrugt, J. A. & Hopmans, J. W. (2008). On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology : A review. *Water Resources Research*, 44(4), 2008WR006829. doi : 10.1029/2008WR006829.
- Ville de Montréal. (2025). *Plan Climat 2020-2030 Montréal*. Repéré à <https://montreal.ca/articles/plan-climat-montreal-objectif-carboneutralite-dici-2050-7613>.
- Vinh, N. X., Epps, J. & Bailey, J. (2010). Information Theoretic Measures for Clusterings Comparison : Variants, Properties, Normalization and Correction for Chance. *Journal of Machine Learning Research*. Repéré à <https://jmlr.csail.mit.edu/papers/volume11/vinh10a/vinh10a.pdf>.

- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., Burovski, E., Peterson, P., Weckesser, W., Bright, J., Van Der Walt, S. J., Brett, M., Wilson, J., Millman, K. J., Mayorov, N., Nelson, A. R. J., Jones, E., Kern, R., Larson, E., Carey, C. J., Polat, , Feng, Y., Moore, E. W., VanderPlas, J., Laxalde, D., Perktold, J., Cimrman, R., Henriksen, I., Quintero, E. A., Harris, C. R., Archibald, A. M., Ribeiro, A. H., Pedregosa, F., Van Mulbregt, P., SciPy 1.0 Contributors, Vijaykumar, A., Bardelli, A. P., Rothberg, A., Hilboll, A., Kloeckner, A., Scopatz, A., Lee, A., Rokem, A., Woods, C. N., Fulton, C., Masson, C., Häggström, C., Fitzgerald, C., Nicholson, D. A., Hagen, D. R., Pasechnik, D. V., Olivetti, E., Martin, E., Wieser, E., Silva, F., Lenders, F., Wilhelm, F., Young, G., Price, G. A., Ingold, G.-L., Allen, G. E., Lee, G. R., Audren, H., Probst, I., Dietrich, J. P., Silterra, J., Webber, J. T., Slavič, J., Nothman, J., Buchner, J., Kulick, J., Schönberger, J. L., De Miranda Cardoso, J. V., Reimer, J., Harrington, J., Rodríguez, J. L. C., Nunez-Iglesias, J., Kuczynski, J., Tritz, K., Thoma, M., Newville, M., Kümmerer, M., Bolingbroke, M., Tartre, M., Pak, M., Smith, N. J., Nowaczyk, N., Shebanov, N., Pavlyk, O., Brodtkorb, P. A., Lee, P., McGibbon, R. T., Feldbauer, R., Lewis, S., Tygier, S., Sievert, S., Vigna, S., Peterson, S., More, S., Pudlik, T., Oshima, T., Pingel, T. J., Robitaille, T. P., Spura, T., Jones, T. R., Cera, T., Leslie, T., Zito, T., Krauss, T., Upadhyay, U., Halchenko, Y. O. & Vázquez-Baeza, Y. (2020). SciPy 1.0 : fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261–272. doi : 10.1038/s41592-019-0686-2.
- Wagner, F. M., Möller, M., Schmidt-Hattenberger, C., Kempka, T. & Maurer, H. (2013). Monitoring freshwater salinization in analog transport models by time-lapse electrical resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*, 89, 84–95. doi : 10.1016/j.jappgeo.2012.11.013.
- Ward, J. H. (1963). Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236–244. Repéré à <http://links.jstor.org/sici?sici=0162-1459%28196303%2958%3A301%3C236%3AHGTOA0%3E2.0.CO%3B2-9>.
- Warren Liao, T. (2005). Clustering of time series data—a survey. *Pattern Recognition*, 38(11), 1857–1874. doi : 10.1016/j.patcog.2005.01.025.
- Wasim, M. (2018). Factors influencing corrosion of metal pipes in soils. *Environmental Chemistry Letters*, 16, 861–879. doi : <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0731-x>.
- Watlet, A., Kaufmann, O., Triantafyllou, A., Poulain, A., Chambers, J. E., Meldrum, P. I., Wilkinson, P. B., Hallet, V., Quinif, Y., Van Ruymbeke, M. & Van Camp, M. (2018). Imaging groundwater infiltration dynamics in the karst vadose zone with long-term ERT monitoring. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(2), 1563–1592. doi : 10.5194/hess-22-1563-2018.

- Waxman, M. & Smits, L. (1968). Electrical Conductivities in Oil-Bearing Shaly Sands. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 8(02), 107–122. doi : 10.2118/1863-A.
- Weatherson, W. O. W., Oswald, C. J. & Roy, J. W. (2024). High-Frequency Data Provides Insight into Chloride Transport Pathways and Exceedances of Chronic Chloride Guidelines for the Protection of Aquatic Life in Streams Impacted by Deicers. *ACS ES&T Water*, 4(6), 2445–2457. doi : 10.1021/acsestwater.3c00780.
- Weihermüller, L., Siemens, J., Deurer, M., Knoblauch, S., Rupp, H., Göttlein, A. & Pütz, T. (2007). In Situ Soil Water Extraction : A Review. *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1735–1748. doi : 10.2134/jeq2007.0218.
- Weller, A., Slater, L. & Nordsiek, S. (2013). On the relationship between induced polarization and surface conductivity : Implications for petrophysical interpretation of electrical measurements. *GEOPHYSICS*, 78(5), D315–D325. doi : 10.1190/geo2013-0076.1.
- Westerlund, C. & Viklander, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of The Total Environment*, 362(1-3), 143–156. doi : 10.1016/j.scitotenv.2005.06.031.
- Whiteley, J. S., Chambers, J. E., Uhlemann, S., Wilkinson, P. B. & Kendall, J. M. (2019). Geophysical Monitoring of Moisture-Induced Landslides : A Review. *Reviews of Geophysics*, 57(1), 106–145. doi : 10.1029/2018RG000603.
- Whiteley, J., Watlet, A., Uhlemann, S., Wilkinson, P., Boyd, J., Jordan, C., Kendall, J. & Chambers, J. (2021). Rapid characterisation of landslide heterogeneity using unsupervised classification of electrical resistivity and seismic refraction surveys. *Engineering Geology*, 290, 106189. doi : 10.1016/j.enggeo.2021.106189.
- Wildemeersch, S., Jamin, P., Orban, P., Hermans, T., Klepikova, M., Nguyen, F., Brouyère, S. & Dassargues, A. (2014). Coupling heat and chemical tracer experiments for estimating heat transfer parameters in shallow alluvial aquifers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 169, 90–99. doi : 10.1016/j.jconhyd.2014.08.001.
- Wilkinson, P. B., Chambers, J. E., Lelliott, M., Wealthall, G. P. & Ogilvy, R. D. (2008). Extreme sensitivity of crosshole electrical resistivity tomography measurements to geometric errors. *Geophysical Journal International*, 173(1), 49–62. doi : 10.1111/j.1365-246X.2008.03725.x.
- Wilkinson, P. B., Uhlemann, S., Meldrum, P. I., Chambers, J. E., Carrière, S., Oxby, L. S. & Loke, M. (2015). Adaptive time-lapse optimized survey design for electrical resistivity tomography monitoring. *Geophysical Journal International*, 203(1), 755–766. doi : 10.1093/gji/ggv329.

- Williams, D., Williams, N. E. & Cao, Y. (2000). Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Research*, 34(1), 127–138. doi : 10.1016/S0043-1354(99)00129-3.
- Xu, S., Sirieix, C., Riss, J. & Malaurent, P. (2017). A clustering approach applied to time-lapse ERT interpretation — Case study of Lascaux cave. *Journal of Applied Geophysics*, 144, 115–124. doi : 10.1016/j.jappgeo.2017.07.006.
- Zhong, C., Yue, X., Zhang, Z. & Lei, J. (2015). A clustering ensemble : Two-level-refined co-association matrix with path-based transformation. *Pattern Recognition*, 48(8), 2699–2709. doi : 10.1016/j.patcog.2015.02.014.
- Zienkiewicz, O. C., Taylor, R. L. & Zhu, J. (2010). *The finite element method : its basis and fundamentals* (éd. 6. ed., reprint., transferred to digital print). Amsterdam Heidelberg : Elsevier.