

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS ET DE LA MOBILITÉ DURABLE

Projet R868.1

Roman Laloge, Patrick Boivin, Jacques Brisson et Danielle Dagenais

Institut de recherche en biologie végétale

Réalisé pour le compte du ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec

Avril 2025

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec et elle a été financée par le Ministère.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement les positions du ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec.

ÉQUIPE DE TRAVAIL

DANIELLE DAGENAI (Agr., Ph. D. Aménagement)	Professeure titulaire École d'urbanisme et d'architecture de paysage Chercheure associée Institut de recherche en biologie végétale Université de Montréal
JACQUES BRISSON (Ph.D. Écologie)	Professeur titulaire Institut de recherche en biologie végétale Université de Montréal
PATRICK BOIVIN (M.Sc. Appliquées)	Conseiller à la recherche Institut de recherche en biologie végétale Université de Montréal
ROMAN LALOGÉ (Candidat à la maîtrise)	Étudiant Candidat à la maîtrise en sciences biologiques Université de Montréal
JACQUES BARIL	Assistant technique Institut de recherche en biologie végétale
BENOIT ST-GEORGES (DEC Horticulture)	Auxiliaire de recherche Institut de recherche en biologie végétale Université de Montréal
ROSEMARIE LOMBART (Stagiaire)	Étudiante Candidate au baccalauréat en biologie Université du Québec à Montréal
GARANÇE ROSEMORDUC (Stagiaire)	Étudiante Candidate à la maîtrise en environnement et développement durable Université de Montréal

COLLABORATION

SOPHIE DUCHESNE (Ing., Ph.D. Sciences de l'eau)	Professeure titulaire Institut National de la Recherche Scientifique (INRS) Centre Eau Terre Environnement
MARGIT KÕIV-VANIC (Ph.D., Université de Tartu)	Professeure associée Université de Tartu Chercheure associée à l'IRBV

Pour fins de citation :

Lalogue, R., P. Boivin, J. Brisson et D. Dagenais. 2024. Potentiel environnemental des fossés de drainage du ministère des Transports du Québec et de la Mobilité Durable. Rapport final. Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal. 152 pages et annexes.

RÉSUMÉ

Les eaux de ruissellement provenant des autoroutes peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau des cours d'eau. En effet, les fossés d'autoroute évacuent les eaux de ruissellement des abords d'autoroute, potentiellement chargées de polluants, vers ces cours d'eau. Cette problématique risque de s'aggraver avec les changements climatiques au Québec, car l'augmentation de l'intensité des pluies qu'ils provoquent augmente les risques que les contaminants atteignent les milieux naturels.

Plusieurs ouvrages végétalisés de gestion des eaux pluviales pouvant être construits le long des autoroutes traitent celles-ci par filtration/décantation/infiltration. Il est possible que les fossés de drainage, pourvus de végétation déjà existante, aient aussi cette capacité de traitement, ce qui intéresse le ministère des Transports et de la Mobilité durable. La présente étude vise à analyser en profondeur les fossés de drainage autoroutiers et à identifier les paramètres biologiques, hydrologiques et topographiques qui exerceraient une influence sur le traitement des polluants par ces fossés. Pour cela, un dispositif expérimental de 12 stations d'échantillonnage a été mis en place le long des talus et des fossés d'autoroute situés au sud de Montréal, dans la région administrative de la Montérégie. Ces 12 sites, répartis sur 4 emplacements, présentent des caractéristiques hétérogènes en regard de paramètres exerçant potentiellement une influence sur le traitement des eaux de ruissellement. En comparant les fossés entre eux, il sera possible d'identifier les paramètres significatifs dans la conception de fossés plus performants pour le traitement des eaux pluviales.

Ainsi, pour ce faire, lors de chaque événement de forte intensité (~15 mm/h), l'eau provenant de la route et l'eau du fossé ont été échantillonnées, et de nombreux paramètres ont été mesurés tels que les matières en suspension, les éléments traces métalliques, les hydrocarbures pétroliers, etc. Dans un premier temps, ces variables seront corrélées à d'autres éléments caractéristiques du fossé, afin de discerner leurs influences respectives et, dans un deuxième temps, dans le but de concevoir un modèle de fossé optimisé pour la gestion et/ou la rétention des polluants. Durant l'été 2023, sept événements ont été échantillonnés et les nombreuses caractéristiques du fossé ont été mesurées.

La comparaison entre la qualité de l'eau de ruissellement autoroutier et celle du fond de fossé met en évidence une diminution significative de la concentration de certains polluants issus du ruissellement autoroutier. Vingt-quatre heures après un événement pluvieux, l'eau du fond de fossé présente des concentrations réduites en MES, pH, NO_3^- , phosphore total, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn et hydrocarbures. Cette réduction s'explique principalement par deux mécanismes : d'une part, la dilution due à l'apport d'eau provenant du talus de déblai et à la pluie tombant directement dans le fossé ; d'autre part, l'effet des caractéristiques topographiques et phytologiques des fossés. Les analyses statistiques ont révélé qu'un talus plus long et incliné pouvait réduire la concentration d'ions issus des sels de déglacage. Parmi ces derniers, les chlorures se distinguent comme un polluant particulièrement abondant, avec plus de la moitié des échantillons prélevés dans le fond de fossé, 24 heures après la pluie, dépassant les critères de qualité des eaux établis par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP).

Les analyses effectuées sur l'eau du fond de fossé, 72 heures après la pluie, suggèrent qu'une largeur accrue du fond de fossé présente de nombreux avantages. En effet, les fossés plus

larges favorisent une meilleure filtration des polluants ainsi que le développement d'une végétation plus dense, le tout rendu possible par une réduction de la hauteur d'eau. Cette végétation, représentée ici par le facteur de blocage, a démontré son efficacité à réduire les concentrations de matières en suspension en ralentissant l'écoulement de l'eau et en facilitant les processus de décantation et de sédimentation.

Sur la base des résultats, nous recommandons d'optimiser la longueur des talus ainsi que la largeur du fond de fossé afin de rendre plus efficaces les processus cités ci-dessus. Cependant, dans un abord d'autoroute donné, augmenter la longueur du talus diminuerait la largeur du fossé, ce qui nous amène à dire que de plus amples recherches seraient requises afin de déterminer ce qu'il faudrait prioriser selon le contexte. Nous recommandons également d'éviter des fonds propices aux inondations chroniques en prenant soin de créer des pentes constantes dans le fond des fossés, ce qui favoriserait l'apparition d'une végétation émergente dense, filtrant mieux les polluants. À l'avenir, l'étude des fossés à deux niveaux pourrait offrir des solutions prometteuses pour améliorer la gestion des eaux de ruissellement. Cette configuration consiste à créer deux paliers distincts dans le fond du fossé : un niveau inférieur plus étroit qui sert principalement à évacuer les écoulements de faible débit et un niveau supérieur, plus large, qui permet de gérer les débits élevés lors d'événements pluvieux intenses. De plus, l'installation de petits barrages ou dispositifs de retenue dans le fond des fossés pourrait améliorer davantage la sédimentation des matières en suspension en augmentant le temps de résidence de l'eau, ce qui faciliterait la décantation des particules fines et réduirait leur transport vers les milieux récepteurs.

SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET DES RECOMMANDATIONS

L'étude sur le potentiel environnemental des fossés de drainage autoroutiers du ministère des Transports et de la Mobilité durable du Québec a mis en évidence leur rôle crucial dans la gestion des eaux pluviales et la réduction des polluants issus des chaussées. Les résultats montrent que ces infrastructures permettent une diminution significative de la concentration en polluants entre l'eau de ruissellement provenant de la route et l'eau dans le fond du fossé, 24 heures après un événement pluvieux. Parmi les principales réductions observées, les matières en suspension diminuent en moyenne de 70 %, accompagnées d'une baisse de 23 % des concentrations en nitrates, 53 % en phosphore total et de plus de 15 % en plusieurs éléments traces métalliques tels que le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le zinc. Ces résultats sont cohérents avec les valeurs rapportées dans la littérature scientifique.

Toutefois, la présence de chlorures, issus des sels de déneigement appliqués en hiver, reste préoccupante. En effet, même 72 heures après un épisode pluvieux, leur concentration demeure élevée dans le fond des fossés, et plus des trois quarts des échantillons analysés dépassent les critères de qualité de l'eau établis par le MELCCFP.

Les caractéristiques topographiques n'ont pas d'impact sur la qualité des eaux des fossés dans les premiers 24 heures après la pluie. Leur effet se fait sentir 72 heures après la pluie, soit lorsque l'eau a davantage atteint le fond du fossé. La largeur du fond de fossé et la présence de végétation sont alors les principales caractéristiques associées à la réduction de certains polluants. Un fond de fossé plus large réduit les concentrations de MES. Il semble faciliter la sédimentation des particules en suspension en diminuant la vitesse d'écoulement de l'eau et en rapprochant les particules du fond, ce qui favorise leur dépôt. Il permet également le développement d'une végétation plus dense, dont l'effet filtrant contribue à l'épuration des eaux. Par ailleurs, un talus long permet de réduire la concentration des ions à 24 et 72 heures, tandis que la pente n'a un effet significatif qu'à 24 heures. Les processus en cause restent à préciser.

Sur la base de ces observations, plusieurs recommandations ont été formulées pour optimiser la performance des fossés de drainage. Il est suggéré d'augmenter la largeur du fond des fossés afin de favoriser l'infiltration et la filtration des polluants, tout en maintenant une pente longitudinale uniforme pour éviter la formation de zones d'inondation chronique. De plus, une gestion adaptée de la végétation est essentielle : encourager la présence d'espèces végétales filtrantes à forte densité de tiges et limiter les interventions d'entretien excessives permettraient de maximiser l'effet épuratoire de la végétation. Une piste de recherche prometteuse pourrait consister à tester l'aménagement de fossés à deux niveaux, dont la structure, inspirée des cours d'eau naturels, permettrait de combiner un écoulement régulier confiné au lit principal avec un second palier végétalisé jouant le rôle de plaine inondable temporaire lors des fortes précipitations, favorisant ainsi la rétention des polluants par la végétation.

Enfin, l'étude souligne l'importance d'un suivi adapté aux conditions locales afin d'ajuster les pratiques d'entretien et d'aménagement en fonction des spécificités de chaque site. En somme, les fossés de drainage jouent un rôle clé dans la gestion des eaux de ruissellement autoroutières, mais leur efficacité peut être renforcée par des aménagements ciblés et une gestion adaptative.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
1.1) Polluants issus de l'autoroute	1
1.2) Conditions climatiques	2
1.2.i) Période sèche (PS)	2
1.2.ii) Hauteur de précipitation	3
1.2.iii) Intensité moyenne de précipitation	3
1.2.iv) Intensité maximale	3
1.2.v) Effet saisonnier	3
1.3) Fossés de drainage autoroutier	4
1.3.i) Fonction et avantages	4
1.3.ii) Impacts environnementaux des fossés de drainage autoroutiers	6
1.4) Les fossés de drainage autoroutiers : un outil stratégique de gestion des eaux pluviales	7
1.4.i) Topologie et hydrologie	7
1.4.ii) Végétation, hydrologie et polluant	8
1.5) Problématique	9
2. MÉTHODOLOGIE	12
2.1) Sélection des sites	12
2.2) Identification des sites	12
2.2.i) Localisation	12
2.2.ii) Mesure topographique	14
2.2.iii) Bassins versants	15
2.2.iv) Entretien	16
2.3) Installations et travaux	16
2.3.i) Gouttières	17
2.3.ii) Pluviomètres	17
2.3.iii) Piézomètres	18
2.3.iv) Déversoir triangulaire (V-notch)	20
2.3.v) Section transversale	21
2.4) Échantillonnages	22
2.4.i) Échantillonnage de sol	22
2.4.ii) Caractérisation de la végétation	23
2.5) Protocole pour événement pluvieux	25
2.5.i) Phase T0	25
2.5.ii) Phase T1	25
2.5.iii) Protocole d'échantillonnage de l'eau de ruissellement	26
2.5.iv) Phase T2	27
2.5.v) Nettoyage et préparation d'un nouvel échantillonnage	28
2.6) Analyse des résultats	28
2.6.i) Mesure physico-chimique	28
2.6.ii) Traitement et analyses des données	29

3.	RÉSULTATS ET DISCUSSION	31
3.1)	Sol.....	31
3.1.i)	Talus extérieur	31
3.1.ii)	Fond de fossé	33
3.2)	Caractérisation végétale.....	36
3.2.i)	Recouvrement, densité et hauteur des espèces végétales du fond de fossé 36	
3.2.ii)	Recouvrement de la végétation en fonction des secteurs.....	36
3.3)	Paramètres de pluviosité	39
3.4)	Variables hydrologiques	40
3.4.i)	Hauteur d'eau	40
3.4.ii)	Volume d'eau	42
3.4.iii)	Hauteurs d'eau prises par les piézomètres.....	45
3.4.iv)	Débit de l'eau	46
3.4.v)	Sections transversales	50
3.5)	Qualité de l'eau de ruissellement autoroutier.....	51
3.5.i)	Comparaison des données avec celles de la littérature scientifique	51
3.5.ii)	Statistiques	55
3.6)	Qualité de l'eau de fond de fossé	58
3.6.i)	Comparaison des données avec celles de la littérature scientifique	58
3.6.ii)	Statistiques de l'eau du fond de fossé à T1	61
3.6.iii)	Statistiques de l'eau du fond de fossé à T2.....	68
3.7)	Différence entre l'eau de ruissellement autoroutier de l'eau du fond de fossé (T1).	70
3.8)	Différence entre l'eau du fond de fossé à T1 et T2	73
3.8.i)	Concentration.....	73
3.8.ii)	Bilan de masse	75
3.9)	Comparaison avec les critères du MELCCFP.....	77
4.	DISCUSSION GÉNÉRALE.....	80
4.1)	Résultats majeurs	80
4.2)	Discussion.....	81
4.3)	Recommandations	82
5.	CONCLUSION	85
6.	RÉFÉRENCES.....	86
	ANNEXE A. LIGNE DE TEMPS DES ACTIVITÉS MENÉES PAR L'ÉQUIPE DE TRAVAIL DU PROJET	97
	ANNEXE B. PROFIL LONGITUDINAL DU FOND DE FOSSÉ DE CHAQUE SITE AVEC EN ORDONNÉES LA HAUTEUR (M) ET EN ABSCISSE, LA LONGUEUR (M) (EXAGÉRATION VERTICALE 40x). LE POINT ZÉRO DES AXES CORRESPOND À LA PREMIÈRE MESURE EN AMONT DU FOSSÉ SITUÉ.....	98

ANNEXE C. PROFIL LONGITUDINAL EN FONCTION DU SECTEUR ET DES RÉSEAUX HYDROGRAPHIQUES (EXAGÉRATION VERTICALE)	102
ANNEXE D. PHOTO RELATIVE À L'ÉCHANTILLONNAGE DE SOL SUR LE SITE M4 À L'AIDE D'UNE TARIÈRE	106
ANNEXE E. INSTALLATION DU V-NOTCH SUR LE SITE DE MARIEVILLE	107
ANNEXE F. PROTOCOLE POUR LA SONDE HANNA HI 98194.....	108
ANNEXE G. PROTOCOLE D'ANALYSE DES MES	108
ANNEXE H. DATE ET HEURE DES ÉTAPES D'ÉCHANTILLONNAGES DE LA PLUIE	109
ANNEXE I. PARAMÈTRES DE PLUVIOMÉTRIE EN FONCTION DES SITES ET DES ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX. LES VALEURS EN ROUGE CORRESPONDENT À L'INTENSITÉ MAX INFÉRIEURE À 15 MM/H	110
ANNEXE J. ANALYSE DE SOL DES TALUS EN FONCTION DES SITES AVEC, EN ROUGE, LES VALEURS DÉPASSANT LE CRITÈRE A DU GIPSRTC.....	111
ANNEXE K. ANALYSE DE SOL DES FOSSÉS EN FONCTION DES ÉCHANTILLONNAGES DE DÉBUT (D) ET DE FIN (F) DE SAISON AVEC LEUR ÉCART-TYPE ENTRE PARENTHÈSES.....	112
ANNEXE L. FAMILLE, GENRE, ESPÈCES RECENSÉES ET INDICE DE SHANNON PAR SECTEUR ET ZONE.....	113
ANNEXE M. PHOTOS RELATIVES À LA CARACTÉRISATION VÉGÉTALE	114
ANNEXE N. PROPORTION MOYENNE DE RECOUVREMENT DES FAMILLES OBSERVÉES DANS LE FOSSÉ EN FONCTION DE LA ZONE D'AOÛT À SEPTEMBRE POUR LES SECTEURS J, V, M ET C.....	116
ANNEXE O. LOG(VOLUME D'EAU) DE CHAQUE SECTEUR EN FONCTION DU SITE ET DU TEMPS.....	117
ANNEXE P. HAUTEUR EN CM ET ÉQUIVALENT EN DÉBIT SUR LE V-NOTCH.....	119
ANNEXE Q. GRAPHIQUES DES HAUTEURS D'EAU PRISES PAR LES PIÉZOMÈTRES ET RELEVÉS DES STATIONS PLUVIOMÉTRIQUES AINSI QUE LES CONCENTRATIONS DE MES PAR ÉVÉNEMENT DE PLUIE	120
ANNEXE R. VALEURS ABERRANTES EXCLUES DES ANALYSES DE QUALITÉ DE L'EAU – RUISSELLEMENT AUTOROUTIER (R).....	134
ANNEXE S. VALEURS ABERRANTES EXCLUES DES ANALYSES DE QUALITÉ DE L'EAU – EAU DE RUISSELLEMENT DE FOND DE FOSSÉ (T1 ET T2).....	135
ANNEXE T. MOYENNE ET ÉCART-TYPE DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU PROVENANT DE LA ROUTE (R) PAR SECTEUR	138
ANNEXE U. RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE PLUIE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DE RUISSELLEMENT DE LA ROUTE (R)	139

ANNEXE V. MOYENNE ET ÉCART-TYPE DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU DE FOND DE FOSSÉ À T1 PAR SECTEUR ...	140
ANNEXE W. CONCENTRATION DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU CONTENUE DANS LE FOND DE FOSSÉ À T2 PAR SECTEUR.....	141
ANNEXE X. RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE TOPOGRAPHIE DU SITE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DU FOND DE FOSSÉ À T1.....	142
ANNEXE Y. RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE TOPOGRAPHIE DU SITE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DU FOND DE FOSSÉ À T2.....	143
ANNEXE Z. ESTIMATION ET P-VALUE POUR LES ÉLÉMENTS CONSTITUANT LA QUALITÉ DE L'EAU SELON L'ÉQUATION SUIVANTE : $T2 \sim R + (1 Site) + (1 Pluie)$	144
ANNEXE AA. VALEURS DES DIFFÉRENTS CRITÈRES DU MELCCFP (ACCESSIBLE SUR HTTPS://WWW.ENVIRONNEMENT.GOUV.QC.CA/EAU/CRITERES_EAU/INDEX.ASP)..	145

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Sources de polluants dans les eaux de ruissellement provenant des autoroutes	1
Tableau 2. Ville, autoroute, débit journalier moyen annuel (DJMA) et section des sites de l'étude (DJMA récupéré sur Données Québec (2023))	13
Tableau 3. Mesures topographiques moyennes et écart-type des sites établis selon les données d'arpentage prises en juillet 2023. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.	15
Tableau 4. Caractéristiques des bassins versants des sites d'étude.....	15
Tableau 5. Date et type d'entretien réalisé sur les sites étudiés.....	16
Tableau 6. Localisation des sections transversales et des sites leur correspondant.....	21
Tableau 7. Paramètres de sol analysés	22
Tableau 8. Variables mesurées en fonction des zones	24
Tableau 9. Matériel, manipulation et objectif pour T0.....	25
Tableau 10. Matériel, manipulation et objectif pour T1.....	26
Tableau 11. Matériel, manipulation et objectif pour T2.....	27
Tableau 12. Paramètres de qualité de l'eau de ruissellement autoroutier et de fond de fossé avec les responsables des analyses	29
Tableau 13. Moyennes et écart-types des analyses de sol du talus extérieur en début de saison en fonction des secteurs (J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly), des valeurs de Streeter et al. (2019) et des moyennes des concentrations des ETM dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016) avec, en rouge, les valeurs dépassant les critères A du GIPSRTC. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.	32

Tableau 14. Moyenne et écart-type des analyses de sol de fond de fossé de début et fin de saison en fonction des secteurs (J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly), des valeurs de Streeter et al. (2019), des moyennes des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016) avec, en rouge, les valeurs dépassant les critères A du GIPSRTC. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.....	34
Tableau 15. Moyenne et écart-type de recouvrement total, densités de plantes vivantes et mortes ainsi que hauteur totale de toutes les espèces végétales du fond de fossé (zone D) en fonction des sites. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.....	36
Tableau 16. Moyenne de hauteur d'eau (cm), prise manuellement avec leur moyenne, écart-type et étendue pour chaque site. J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.	41
Tableau 17. Estimation et p-value pour la variation de l'eau entre T0 et T1 selon l'équation suivante : $\log(\Delta T0 - T1Veau) \sim Dtiges + Hpluie\ avant\ T1 + \Delta pluie - T1T + Ltalus + Ptalus + Lfossé + Pfossé$	44
Tableau 18. Liste des données prises par les piézomètres par site avec C : Complet et F : Fiable.....	46
Tableau 19. Débits des sites en fonction des événements de pluie	47
Tableau 20. Moyenne et écart-type des concentrations des éléments dans l'eau de ruissellement autoroutier mesurés dans le cadre de la présente étude en comparaison avec celles de Han et al., 2006, de Winston et al. 2015, Li & Barrett, 2008 et des études sélectionnées recensées par Fardel et al., 2019. Les étendues sont entre crochets et les écarts-types sont présentés entre parenthèses.	53
Tableau 21. Moyenne et écart-type des concentrations des éléments dans l'eau de fond de fossé (T1 et T2) autoroutier mesurés dans le cadre de la présente étude (Lalogue et al., 2024) comparée à l'étude de Boivin et al. (2021) et avec les études sélectionnées recensées par Fardel et al. (2019). Les étendues sont entre crochets et les écarts-types sont présentés entre parenthèses.....	59
Tableau 22. Estimation et P-value pour les éléments constituant la qualité de l'eau selon l'équation suivante : $T1 \sim R + (1 Site) + (1 Pluie)$. La légende se trouve sur le tableau de droite.....	62
Tableau 23. Variations de la concentration entre R (eau de ruissellement autoroutier) et T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) en pourcentage pour chaque élément analysé dans l'eau par secteur avec la moyenne et les données de Fardel et al. (2017) avec leurs étendues entre crochets. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge, à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p-value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.	71
Tableau 24. Variations de la concentration entre T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) et T2 (eau du fond de fossé, 48h après T1) en pourcentage pour chaque élément analysé dans l'eau par secteur. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge,	

à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses..... 74

Tableau 25. Variations du bilan de masse entre T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) et T2 (eau du fond de fossé 48h après T1) en pourcentage pour chaque éléments analysé dans l'eau par secteur. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge, à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p -value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses..... 76

Tableau 26. Proportion des échantillons dépassant les critères de protection de la vie aquatique (aiguë) du MELCCFP et concentration moyenne des éléments dans l'eau en comparaison avec les critères en fonction : des secteurs, du lieu et du temps d'échantillonnage. Avec comme secteur J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly. Avec R : échantillon d'eau contenue dans la citerne, provenant directement de l'autoroute; T1 : échantillon d'eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie; T2 : échantillon d'eau du fond de fossé moins de 48h après T1..... 79

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Fossé de drainage en vue $\frac{3}{4}$	4
Figure 2. Plan de la structure de drainage d'une chaussée d'autoroute extrait du dessin normalisé 025 du Tome II - Construction routière (2024).	5
Figure 3. Localisation des 12 sites répartis sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent	14
Figure 4. a : gouttière; b : citerne « inactive » avec un dispositif anti-refoulement (cercle en bleu)...	17
Figure 5. Pluviomètres et station météo installés sur les différents sites. a : Station météo chez « Matériaux Paysagers Savaria »; b : Pluviomètre sur le site M2; c : Pluviomètre sur le site C1.....	18
Figure 6. Modules de l'appareil de mesure de hauteur d'eau	18
Figure 7. Têtes de piézomètre.....	19
Figure 8. Tubes en PVC servant de supports à l'appareil de mesure de hauteur d'eau sur le site J5 à gauche	19
Figure 9. Emplacement des V-notch de : a : Marieville; b : Chambly	20
Figure 10. Planche de bois servant à la mesure de la section transversale du fossé	21
Figure 11. Schéma de fossé $\frac{3}{4}$ avec le positionnement des points d'échantillonnage de sol. Bleu : échantillons pris sur le talus; Vert : échantillons pris dans le fossé.....	23
Figure 12. Localisation des transects et quadrats circulaires permettant de caractériser la végétation	24
Figure 13. Éléments utilisés lors d'un échantillonnage d'eau de surface	26
Figure 14. Pichet monté au bout d'un bâton	27
Figure 15. Nettoyage à la brosse de la géomembrane de la gouttière après un échantillonnage	28

Figure 16. Pot Mason servant pour l'analyse des MES et des données prises avec la sonde Hanna ...	29
Figure 17. Proportion moyenne de recouvrement des genres observés dans le fossé en fonction de la zone d'août à septembre 2023 pour les secteurs J, V, M et C	38
Figure 18. Ligne de temps des pluies échantillonnées.....	39
Figure 19. a : Hauteur de pluie avant le premier échantillonnage (T1) par événement (mm); b : Intensité maximale de pluie par événement (mm/h)	40
Figure 20. Boîte à moustache de la hauteur d'eau (cm) prise manuellement en fonction du temps; T0 étant avant la pluie, T1 moins de 24h après la pluie et T2 48h après T1.....	41
Figure 21. log(Volume d'eau) en fonction des secteurs et du temps; J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly.....	42
Figure 22. Canal de déversement sur le secteur de Sainte-Julie. À droite se trouve J4	43
Figure 23. Débit mesuré par le V-notch et pluviométrie en fonction du temps sur le secteur de Marieville; a : 5 ^e événement pluvieux du 06/10/2023 au 10/10/2023; b : 7 ^e événement pluvieux du 16/11/2023 au 20/11/2023.....	49
Figure 24. Profil transversal des sites J4, V1, M-V-notch et C-V-notch avec une exagération verticale de 3,5 cm (cm).....	50
Figure 25. a : MES (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des secteurs; b : Zinc (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly	54
Figure 26. a : Site M2 avec la géomembrane intacte (photo prise le 08/05/2023); b : Site M2 avec la géomembrane asphaltée (photo prise le 22/07/2023).....	55
Figure 27. Chlorures (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des pluies échantillonnées durant la saison 2023 sur tous les secteurs	55
Figure 28. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les conditions de la pluie et les concentrations en éléments dans l'eau de ruissellement provenant de l'autoroute (R)...	57
Figure 29. a : MES (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs; b : Nickel (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs; d : Cuivre (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly; c : Chlorures (mg/l) de l'eau du fond de fossé à T1 en fonction de l'événement	60
Figure 30. Schéma de calcul du volume par m ² d'espèce végétale dans le fond d'un fossé de drainage	64
Figure 31. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les caractéristiques du fossé et les concentrations en éléments dans l'eau de fond de fossé (T1)	66
Figure 32. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les caractéristiques du fossé et les concentrations en éléments dans l'eau de fond de fossé (T2)	69

Figure 33. Nitrates (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly	72
Figure 34. a : log(MES) (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; b : Nickel (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly	73
Figure 35. log(MES) (mg/l) dans l'eau à T1 et T2 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly	75
Figure 36. Représentation schématique des secteurs, de leurs profils transversaux et de leur végétation, basée sur les données quantitatives ainsi que sur des observations de terrain	82
Figure 37. Photo de l'amont du fossé à M3 où se trouve de l'eau stagnante	83
Figure 38. Schéma d'un fossé conventionnel et d'un fossé à deux niveaux.....	84

1. INTRODUCTION

Les eaux de ruissellement provenant des autoroutes peuvent affecter la qualité des cours d'eau en transportant divers polluants. Lors des précipitations, ces contaminants sont lessivés de la chaussée et se retrouvent dans les fossés de drainage autoroutiers, qui jouent un rôle clé dans leur gestion. Cette étude vise à analyser en profondeur ces fossés et à identifier les paramètres biologiques, hydrologiques et topographiques influençant leur capacité à traiter les polluants.

Dans cette introduction, nous présenterons d'abord les principaux polluants issus des infrastructures routières, ainsi que l'influence des conditions climatiques sur leur concentration. Ensuite, nous décrirons la structure et le fonctionnement des fossés de drainage, en mettant en lumière les défis potentiels liés à leur efficacité épuratoire. Enfin, nous exposerons les objectifs spécifiques de cette étude.

1.1) Polluants issus de l'autoroute

La source des polluants présents sur la surface des autoroutes est divisée en deux catégories : directe et indirecte (Barrett et al., 1998). Le fonctionnement normal des véhicules et l'usure des différents composants automobiles par frottement (carrosseries, pneus, plaquettes de frein) contribuent directement à la charge polluante. Les polluants issus des voitures sont les principaux contributeurs de la pollution totale présente sur l'autoroute (Brown et al., 2011; Gunawardena et al., 2015; Bäckström et al., 2004; Ball et al., 1998). La pollution indirecte est causée par les dépôts atmosphériques de polluants présents dans l'air (Irwin & Losey, 1978). Ainsi, on retrouve sur les autoroutes : les matières en suspension (MES), les éléments traces métalliques (ETM), les huiles ainsi que des nutriments (Müller et al., 2020). Ces polluants et leurs sources sont répertoriés dans le tableau 1. Bien que leur origine puisse être multiple et croisée, ce tableau offre une vue d'ensemble claire sur leur provenance.

Tableau 1. Sources de polluants dans les eaux de ruissellement provenant des autoroutes

Polluants	Sources
MES	Usure de la chaussée, véhicule, atmosphère, abrasifs, sédiments (Young et al., 1996)
Azote et phosphore	Atmosphère, fertilisants, sédiments, gaz de combustion (Young et al., 1996)
Cadmium	Carrosseries, pneus, plaquette de frein (Rivard, 2005)
Chrome	Placages en métal, moteur, usure des freins (Young et al., 1996)
Cuivre	Placage en métal, usure des pièces, moteur, usure des freins, fongicides et insecticides (Young et al., 1996) et dépôts atmosphériques (Gunawardena et al., 2015)
Fer	Rouille de la carrosserie, structure d'acier, moteur (Young et al., 1996)
Mercur	Carrosseries, pneus, plaquette de frein (Rivard, 2005)
Potassium	Résidus de pneu, sels de déglçage (Davis et al., 2001)
Manganèse	Moteur, carburant (Young et al., 1996)
Sodium et calcium	Sels de déglçage, graisse (Young et al., 1996)
Nickel	Essence et diésel, huiles, usure des freins, asphalte (Young et al., 1996)
Plomb	Essence, usure des pneus, huiles et graisses lubrifiantes, peinture utilisée sur les routes, usure des pièces (Young et al., 1996)
Zinc	Usure des pneus, huile à moteur, graisse (Young et al., 1996)
Chlorures	Sel de déglçage (Young et al., 1996)
Hydrocarbure	Carburant diésel, pose et évaporation des goudrons contenus dans l'asphalte (Young et al., 1996)

Après avoir identifié les sources, il est essentiel de cerner les facteurs qui influencent la quantité de polluants déposés sur la route. Le volume de circulation est un facteur déterminant : il est donc important de prendre en compte le Débit Journalier Moyen Annuel (DJMA), qui représente la moyenne quotidienne de véhicules passant sur une route sur une année. D'autres facteurs, plus difficiles à quantifier, affectent également la quantité de polluants déposés. Par exemple, le type de chargement des véhicules, qu'il s'agisse de matériaux solides provenant de chantiers ou de fermes, peut influencer la pollution (Shaheen, 1975). La contribution atmosphérique varie, entre 2 et 78 % pour les ions (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- et SO_4^{2-}) et entre 10 et 48 % pour les solides en suspension (Asplund R.L. et al., 1980). Une fois déposés, les polluants peuvent être partiellement éliminés par les vents et les turbulences, qui peuvent enlever jusqu'à 86 % du plomb et disperser ou éliminer 70 à 99 % des HAP dans l'atmosphère (Aye, 1979). Cependant, une bonne partie des polluants seront lessivés par la pluie, mis en suspension ou dissous, pour finalement rejoindre les eaux de ruissellement autoroutières. D'après plusieurs études (Steiner et al., 2006; POLMIT, 2002; Best et al., 2002; Revitt et al., 2022), environ 35 % des polluants déposés sur l'autoroute se retrouveront dans ces eaux. La pollution diffuse que transportent ces eaux est loin d'être anecdotique. Elle représente 50 % de la pollution totale de l'eau dans le monde développé (Novotny et Harvey, 1994). Plus précisément, les sédiments et leurs polluants adsorbés sont la deuxième cause principale d'altération des cours d'eau et des rivières aux États-Unis (Falbo et al., 2013). Les autres éléments précédemment mentionnés comme les ETM ou les huiles sont également nocifs pour les milieux récepteurs (Tixier et al., 2011).

Une fois dans l'eau, les huiles et hydrocarbures resteront à la surface en raison de leur masse volumique plus faible que l'eau. Les sédiments, eux, seront mis en suspension et décanteront plus ou moins vite en fonction de leurs tailles. Les ETM et autres éléments seront répartis en deux phases : dissoute et particulaire (Hvitved-Jacobsen et al., 2010; Gasperi et al., 2014). Les chlorures, sodium et calcium sont très solubles et se retrouveront le plus souvent sous forme dissoute alors que les ETM et composés azotés sont le plus souvent adsorbés aux sédiments (Leroy et al., 2015).

Étant donné que les eaux de ruissellement proviennent des précipitations, il est important de considérer les conditions climatiques qui peuvent influencer leur concentration en polluants.

1.2) Conditions climatiques

Concernant l'influence des conditions climatiques, Trenouth & Gharabaghi (2016) proposent les 5 facteurs suivants :

- Période sèche (PS)
- Hauteur de précipitation
- Intensité moyenne de précipitation
- Intensité maximale de précipitation
- Effets saisonniers

1.2.i) Période sèche (PS)

La période sèche correspond au nombre de jours où les précipitations quotidiennes sont inférieures à 0,5 mm (Agriculture et Agroalimentaire Canada). Bien que cela soit non linéaire

et souvent spécifique au site, il est largement admis que plus la période sèche est longue, plus les polluants s'accumulent sur la route (Lee et al., 2011, 1998; Kim et al., 2006; Li & Barrett, 2008; Lau et al., 2009). Les polluants atmosphériques tels que les orthophosphates peuvent être corrélés positivement à la période sèche (Yuan et al., 2017).

1.2.ii) Hauteur de précipitation

La hauteur de précipitation correspond à la hauteur de la colonne d'eau qui est tombée lors d'un événement. Elle se mesure en millimètres et peut être corrélée positivement avec certaines charges de polluants contenus dans l'atmosphère (Irwin & Losey, 1978; Gunawardena et al., 2015). La hauteur de précipitation est logiquement étroitement corrélée aux volumes de ruissellement; de fait, la masse de polluants s'accumulant étant une valeur finie, l'augmentation de la hauteur de précipitation se traduit par une diminution de la concentration en polluant (Bedient et al., 1980). Seulement, cette relation reste complexe; certaines publications affirment qu'il n'y a qu'un faible lien entre la hauteur de précipitation et la concentration de polluants (Deletic & Maksimovic, 1998) tandis que d'autres ont trouvé une forte relation (Kayhanian et al., 2003).

1.2.iii) Intensité moyenne de précipitation

L'intensité moyenne de précipitation correspond à la division entre la hauteur de précipitation (mm) et le temps (h) que dure l'événement et se mesure en mm/h. Le début d'un événement correspond au moment où les stations météo et pluviomètres ont enregistré leurs premières gouttes de pluie. La fin d'un événement est naturellement le moment où la dernière goutte de pluie atteint le pluviomètre. Les pauses durant les événements de plus de 6h ne sont pas prises en compte dans le calcul. Une intensité moyenne de précipitation élevée peut, par exemple, amener à un lessivage important de contaminants dissous tels que les nitrates ou l'ammoniac (Novotny & Olem, 1995).

1.2.iv) Intensité maximale

L'intensité maximale (mm/h) a été calculée sur des périodes de 10 minutes en prenant la plus grande hauteur de pluie tombée sur un événement donné. Selon Li et al. (2015), c'est avec l'intensité moyenne, un des paramètres les plus importants. Elle est directement liée à la force avec laquelle la pluie va heurter le sol, et donc à l'énergie cinétique transmise par les gouttes d'eau. Cette énergie va permettre aux particules de la surface de la route de se détacher pour être entraînées par le ruissellement.

1.2.v) Effet saisonnier

Les caractéristiques des précipitations changent avec les saisons, ce qui affecte la composition de l'eau de ruissellement (Gunawardena et al., 2015). Le climat de la Montérégie (zone géographique où se situent les sites) subit des hivers glacials et venteux, caractéristiques des climats continentaux. Ainsi, les mois d'hiver sont typiquement associés à des températures négatives qui impliquent l'utilisation de sel de déglacage. Cela peut amener divers changements dans la chimie de l'eau de ruissellement tels qu'une augmentation de la concentration du chlorure et du sodium. Cette salinité provoque une augmentation de la solubilité des métaux lourds, habituellement sous forme particulaire (Shaw et al., 2006), facilitant donc leur libération de la surface de la route (Novotny et al., 1998; Bäckström et al.,

2003; Reinosdotter & Viklander, 2007). Concernant le sol, García-Serrana et al (2017) ainsi que Rujner et al. (2018) ont constaté que, pour un même débit entrant, le flux infiltré en automne est 12 % plus élevé qu'il ne l'est au printemps, quand le sol est humide. Les pratiques agricoles saisonnières sur les terres avoisinant l'autoroute exercent une influence sur la composition de l'eau des fossés de drainage autoroutier, les fossés agricoles et autoroutiers étant souvent connectés. Ainsi, l'épandage de fumier peut apporter des MES et des bactéries telles que *E.coli* au début de l'été (Fablo et al., 2013). Même en dehors de la période de croissance des cultures, un lessivage des MES et des nutriments peut se produire, contribuant à la contamination des eaux de drainage.

L'importance des facteurs mentionnés plus haut varie selon les études. Le taux de chute de pluie moyen est la variable physique la plus importante selon de nombreux auteurs (Borris et al., 2014). Néanmoins, Brezonik & Stadelmann (2002) concluent que la hauteur de précipitations prime et Zhao & Li (2013), la durée de l'événement. C'est pourquoi tous ces facteurs doivent être pris en compte dans une analyse concernant la qualité de l'eau provenant des autoroutes.

1.3) Fossés de drainage autoroutier

1.3.i) Fonction et avantages

Les fossés de drainage sont largement utilisés pour gérer les eaux pluviales le long des routes au Québec, en particulier dans les secteurs non urbanisés (Nikolaides, 2014). Toutefois, en milieu urbanisé, le drainage repose plutôt sur des infrastructures comme les puisards et les conduites souterraines. Le réseau routier supérieur québécois, qui comprend les autoroutes et les routes nationales et régionales, s'étend sur 31 000 km (Bilan de l'état des chaussées du réseau routier supérieur québécois, 2018-2019). À l'exception des routes locales et municipales, la gestion des fossés de drainage relève du ministère des Transports et de la

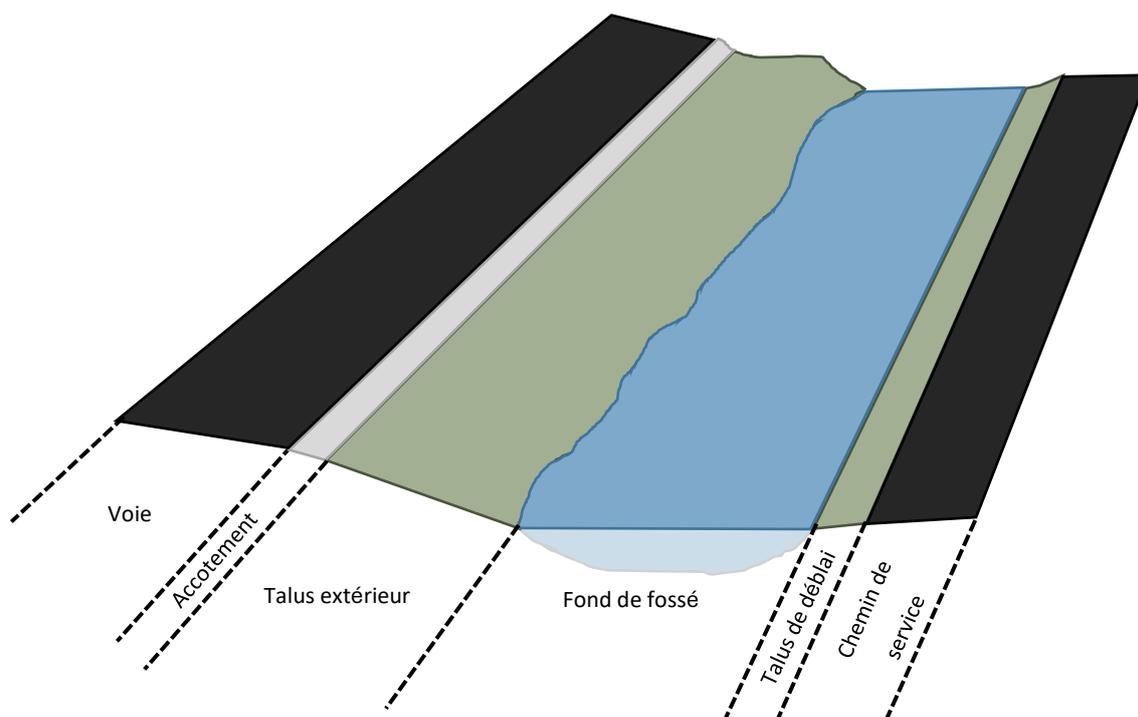


Figure 1. Fossé de drainage en vue ¾

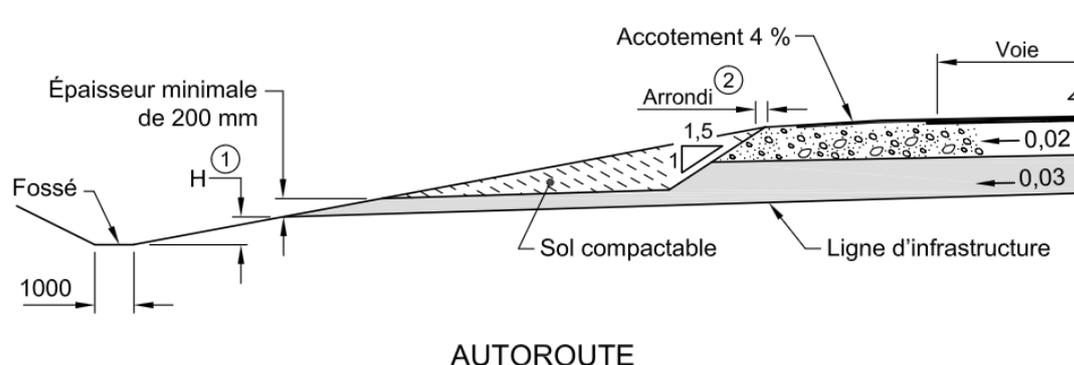
Mobilité durable (MTMD), conformément à l'article 103 de la Loi sur les compétences municipales (RLRQ, c. C-47.1), entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2006.

Les fossés ont pour fonction principale de collecter et d'évacuer les eaux de pluie et de ruissellement provenant des autoroutes et de leurs accotements. Ces structures sont essentielles pour assurer la sécurité routière des usagers en réduisant l'accumulation d'eau sur la chaussée, limitant ainsi les risques d'aquaplanage et de fermeture des routes en cas d'inondation (Falbo et al., 2013; Buchanan et al., 2013; Forman, 2003). Ils peuvent capturer environ 20 à 30 % du ruissellement dans certains bassins versants (Schneider, 2016; Buchanan et al., 2013). La figure 1 illustre un fossé en 3/4, présentant ses différents composants conformément aux normes ministérielles énumérées dans le Tome I - Conception routière (2024).

La configuration des fossés de drainage varie considérablement. La topographie du fossé dépend donc du terrain sur lequel il est construit. Les caractéristiques comme la pente du talus extérieur, la longueur du talus et la pente longitudinale du fond du fossé peuvent varier, conférant au fossé des propriétés distinctes qui influencent son efficacité et son fonctionnement (Barrett et al., 2004). Ces aspects seront explorés plus en détail dans les sections suivantes.

Certains fossés sont de simples canaux creusés pour drainer le sol, d'autres sont « aménagés à partir de cours d'eau naturels redirigés, susceptibles de contenir d'importantes quantités de sédiments, tandis que d'autres ressemblent à des zones humides avec une végétation pérenne et une accumulation de matière organique », comme le mentionnent Needelman et al. (2007, p. 171, traduction). Les mêmes auteurs suggèrent que, dans les fossés, les sédiments et les matériaux du sol en dessous peuvent évoluer en sols jeunes s'ils sont stables. Ces sols sont alors aptes à favoriser la croissance de la végétation (Scholz & Grabowiecki, 2007).

Il existe toutefois des normes minimales à respecter pour la construction des fossés de drainage autoroutiers, telles que définies, notamment dans les Tomes I, II, III, IV du MTMD. La profondeur minimale entre le fond du fossé et la ligne d'infrastructure est fixée à 500 mm (figure 2). Pour les autoroutes, la différence de hauteur entre la ligne d'infrastructure et le revêtement de la route est d'environ 1 000 mm, bien que cela puisse varier en fonction de



- ① À l'exception du roc, la profondeur H des fossés mesurée par rapport à la ligne d'infrastructure doit être de 500 mm au minimum pour les autoroutes et les routes nationales et de 300 mm au minimum pour les autres routes.

Figure 2. Plan de la structure de drainage d'une chaussée d'autoroute extrait du dessin normalisé 025 du Tome II - Construction routière (2024).

l'indice de gel, du trafic projeté et des conditions spécifiques du site. Par conséquent, la différence de hauteur totale entre le fond du fossé et la route doit être d'au moins 1 500 mm. Le MTMD recommande une pente idéale de talus extérieur de 6:1 (horizontale:verticale), cela correspond à un talus d'environ 9,6 m de longueur. Enfin, selon les normes du MTMD, le fond du fossé doit avoir une largeur minimale de 1 mètre, avec une pente généralement comprise entre 0,5 % et 3 %. À noter que les normes citées ne précisent que certaines exigences relatives à la conception des fossés.

1.3.ii) Impacts environnementaux des fossés de drainage autoroutiers

Comme mentionné précédemment, les eaux de ruissellement autoroutières sont souvent chargées de polluants. La concentration de polluants dans le ruissellement des eaux pluviales peut parfois dépasser celles des eaux usées traitées (LeFevre et al., 2015) ce qui dégrade la qualité des écosystèmes aquatiques récepteurs (Chang et al., 2018). En tant que première structure de gestion rencontrée par ces eaux, les fossés jouent un rôle crucial dans la limitation des impacts sur les cours d'eau en aval. Les ouvrages de gestion des eaux pluviales ajoutés en bordure des autoroutes, telles que les bassins de rétention, peuvent réduire encore davantage ces impacts. Toutefois, rassembler et traiter les eaux de ruissellement provenant de milliers de kilomètres de réseaux au Québec semble impossible, tant sur le plan logistique que financier, posant ainsi des problèmes significatifs pour la qualité de l'eau. Les fossés d'autoroute omniprésents le long de ces dernières peuvent donc jouer un rôle important dans le traitement des eaux de ruissellement d'autoroute.

De plus, selon Buchanan et al. (2013), 94 % des fossés routiers se déversent directement dans les cours d'eau, modifiant ainsi les écoulements naturels. De façon plus générale, Forman et Alexander (1998) et Jones et al. (2000) émettent l'hypothèse que l'hydrologie des bassins versants est modifiée par les fossés de drainage autoroutiers en :

- concentrant et réacheminant le ruissellement de surface;
- convertissant les écoulements souterrains peu profonds en écoulements rapides;
- diminuant l'humidité du sol en aval.

Les conséquences de cette « hydromodification » sont :

- l'augmentation des inondations annuelles moyennes des cours d'eau récepteurs de 2 à 12 % (La Marche & Lettenmaier, 2001; Wigmosta & Burges, 2001);
- l'augmentation du débit de pointe de 3 à 300 % dans les cours d'eau récepteurs (La Marche & Lettenmaier, 2001; Wigmosta & Perkins, 2001; Cuo et al., 2006).

Tout cela pose donc un problème au niveau quantitatif. Toutefois, il est important de nuancer ces résultats : certains chercheurs, tels que Jones & Grant (1996), Thomas & Megahan (1998) et Beschta et al. (2000), ont obtenu des résultats contradictoires, voire opposés. Ces différences sont souvent attribuables à la difficulté d'isoler les effets des fossés des impacts d'autres activités, comme l'exploitation forestière, par exemple. Malgré cela, Buchanan et al.

(2013) affirment que la majorité des preuves suggère que les réseaux de drainage routier ont un impact significatif sur l'hydrologie des bassins versants.

Concernant le sol des fossés de drainage, il existe un manque au niveau de la recherche, la plupart des études se sont concentrées sur la capacité de transport de l'eau et l'hydrologie de ces systèmes (Ahmed et al., 2015; Buchanan et al., 2013; Kayhanian et al., 2007; Wemple et al., 2017). Or, les sols en bord de route comptent parmi les sols les plus significativement altérés dans les environnements artificiels (Barrett et al., 1998) et leur santé et stabilité peuvent avoir des impacts environnementaux significatifs (Ahmed et al., 2015). Suite à la construction d'une route, les sols aux abords peuvent connaître une accumulation significative de métaux lourds (Alloway, 1995) et d'autres ions issus des sels de déglacage tels que Na^+ et Cl^- , qui peuvent être ainsi relargués par la suite (Stagge et al., 2012).

1.4) Les fossés de drainage autoroutiers : un outil stratégique de gestion des eaux pluviales

La recherche scientifique offre des recommandations précises sur les caractéristiques qu'un fossé doit posséder pour infiltrer l'eau efficacement et réduire ainsi le volume de ruissellement. Ces directives permettent d'identifier les configurations les plus efficaces pour atteindre ces objectifs. Selon Boger et al. (2018), cinq facteurs principaux ressortent des diverses études analysées (Barrett et al., 2004; Yu et al., 2001; Li et al., 2008; Lucke et al., 2014) :

- Le sol;
- La pente;
- La longueur du talus ou du fond de fossé;
- Le traitement de ces derniers (fréquence de tonte);
- Le type de végétation.

1.4.i) Topologie et hydrologie

Un sol riche en sable favorise une meilleure infiltration des polluants, comme le soulignent Yousef et al. (1987) et Davis et al. (2012). Les pentes légères, inférieures à 3 %, contribuent également à augmenter les taux d'infiltration en ralentissant l'écoulement de l'eau à travers le fond du fossé, selon Yu et al. (2001). Pour maximiser l'infiltration de l'eau, il est également recommandé d'allonger autant que possible la longueur du fossé avant que l'eau ne soit rejetée dans les cours d'eau avoisinants.

Des recommandations issues de la littérature existent concernant la longueur et la pente d'un talus extérieur optimale :

- Pour une pente de 10 % : longueur de 4 m;
- Pour une pente de 10 à 35 % : longueur de 5 m;
- Pour une pente de 35 à 50 % : longueur de 9 m (Barrett et al., 2004).

De plus, une meilleure infiltration de l'eau entraîne également l'infiltration de ses constituants. Ainsi, toute diminution du volume d'eau infiltrée réduit de facto la quantité de polluants traités.

Toutes ces variables dépendent des caractéristiques du sol où les fossés de drainage sont installés, et sont généralement difficiles à modifier. La compaction du sol d'un fossé pendant

la construction peut également avoir un impact (Gregory et al., 2006). Néanmoins, la végétation présente dans les fossés ainsi que les méthodes de traitement appliquées peuvent significativement influencer l'infiltration de l'eau et l'élimination des polluants.

1.4.ii) Végétation, hydrologie et polluant

Les plantes aquatiques influencent activement l'hydrodynamique des cours d'eau, un rôle également observé dans les fonds de fossés (Tabacchi et al., 2000). En ralentissant la vitesse de l'eau, elles réduisent le potentiel érosif et favorisent la décantation des MES (Kanso, 2021). Cet effet est attribué aux parties aériennes, tandis que les racines stabilisent les dépôts et empêchent la remise en suspension des sédiments (Horner et al., 1994). La littérature reconnaît également la filtration passive comme une des meilleures pratiques pour la gestion des eaux pluviales (Roesner et al., 1999; Claytor & Schueler, 1996). En plus de filtrer les polluants (Mitsch et al., 2009), l'absorption d'eau par les plantes diminue l'humidité résiduelle des sols, ce qui augmente l'infiltration (National Research Council, 2009; Davis et al., 2012; Ahmed et al., 2014). Une couverture végétale supérieure à 80 % permettrait une réduction significative des MES (Li et al., 2008; Barrett et al., 2004). Cette réduction des MES entraîne également une diminution des polluants qui leur sont adsorbés (Fardel et al., 2019), tandis que certaines plantes peuvent directement absorber des polluants spécifiques (Gavrić et al., 2019).

Ces mécanismes, bien que biologiques pour certains, s'expliquent aussi par des paramètres physiques et hydrauliques. Le ralentissement de l'eau dans les fossés, essentiel pour la sédimentation des MES, est lié à la rugosité des fossés. Celle-ci se décompose en deux composantes principales : d'une part, la rugosité intrinsèque du canal, déterminée par les matériaux en place, les irrégularités et les variations de la section transversale ; d'autre part, la rugosité induite par les plantes présentes (Chow, 1959). L'apport des plantes à la rugosité des canaux est largement étudié dans la littérature (Petryk & Bosmajian, 1975; Gwinn & Ree, 1980; Barnes, 1967; Baptist et al., 2007; Ishikawa et al., 2000; Järvelä, 2002), car la végétation peut contribuer de 20 % à 60 % de la rugosité totale d'un canal (Nicosia et al., 2020), soulignant ainsi son rôle déterminant dans l'hydrodynamique des fossés. Il est donc courant de relier les caractéristiques des plantes à la rugosité à l'aide de différents coefficients ou facteurs de friction, tels que le coefficient de Manning (Manning et al., 1980), le coefficient de Chézy, ou encore le facteur de friction dans la formule de Darcy-Weisbach (Darcy, 1845). Parmi les caractéristiques végétales prises en compte, on retrouve :

- La densité des plantes;
- Le diamètre des tiges (Tang et al., 2021);
- La disposition ou l'arrangement des végétaux (Green, 2005);
- La taille des plantes immergées (Baptist et al., 2007);
- La flexibilité des tiges (Vogel, 1984);
- La densité foliaire (Wang et al., 2023).

Au-delà des caractéristiques spécifiques des plantes, il est également possible de représenter la végétation à travers des facteurs de blocage. Ces facteurs quantifient l'impact physique de la végétation sur l'écoulement en fonction de leur occupation spatiale. Par exemple, le facteur de blocage de la section transversale « B^x » (Champion & Tanner, 2000) détermine le pourcentage de surface occupée par les plantes dans la section transversale x en projetant leur silhouette sur un plan vertical. Le facteur de blocage de la surface « B^{SA} » (Fisher, 1992) mesure la surface occupée par les plantes en vue de dessus (leur surface aérienne). Fisher

(1992) propose également le facteur de blocage volumétrique « B^v » défini comme le volume de végétation immergé divisé par le volume total d'eau contenue dans le canal pour une section de canal donnée.

D'autres chercheurs se sont intéressés à la contribution des plantes à la rugosité en fonction de leurs espèces. Leurs principales conclusions indiquent que les Poacées sont particulièrement efficaces pour augmenter la rugosité (Isselin-Nondedeu & Bédécarrats, 2007; Morgan, 2004). En effet, cette famille de plantes présente un excellent compromis entre la densité et la surface foliaire, la densité et le diamètre moyen pondéré des tiges, tout en possédant à la fois une densité foliaire basale élevée et une grande surface foliaire spécifique (Kervroëdan et al., 2018). Ces caractéristiques augmenteraient sensiblement la rugosité d'un canal.

Seulement, la littérature n'examine pas spécifiquement l'influence des espèces de plantes sur le traitement des polluants dans les fossés de drainage autoroutiers. Néanmoins, des études réalisées dans d'autres systèmes d'infiltration, comme les biofiltres, ont évalué en serre l'efficacité de 20 espèces résistantes aux inondations. Ces recherches ont révélé des variations significatives, allant jusqu'à un facteur 20 dans l'atténuation des polluants. Certaines espèces des genres *Carex*, *Melaleuca* et *Juncus* ont montré une efficacité bien supérieure comparée à d'autres, comme *Leucophyta*, *Microlaena* ou *Acacia* (Read et al., 2008).

À l'inverse, l'absence de végétation dans les fossés de drainage autoroutiers réduit l'infiltration de l'eau, car les plantes, qui normalement consomment l'eau par évapotranspiration, ne sont pas présentes. De plus la présence de racines de végétaux favorise également l'infiltration de l'eau (Shi et al., 2021). Cela peut entraîner une augmentation du volume d'eau de ruissellement, favorisant ainsi un transport plus important des contaminants vers les milieux naturels. De plus, en l'absence de végétation, certains contaminants ne sont pas absorbés par les plantes, ce qui augmente leur présence dans les eaux de ruissellement (Reubens et al., 2007).

1.5) Problématique

Après lecture de ces lignes, on comprend que les fossés de drainage représentent à la fois un problème et une solution dans la gestion des eaux de ruissellement autoroutières, affectant tant la quantité que la qualité de l'eau. Bien que l'aménagement de ces derniers se limite à un profilage et un ensemencement, ces fossés font partie des ouvrages de gestion des eaux pluviales (OGEP) retenus par le ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). La littérature s'accorde également à dire que les fossés de drainage font partie des pratiques de gestion optimales. Il reste malgré tout encore deux préoccupations majeures quant à l'étude de l'efficacité de réduction des polluants. La première, soulevée par Barrett et al. (1998), concerne la grande variabilité des résultats d'élimination des polluants d'une étude à l'autre. Cette variabilité est due à des facteurs que nous venons de citer tels le DJMA, les types de véhicules (Shaheen, 1975), les caractéristiques des précipitations (Borris et al., 2014; Brezonik & Stadelmann, 2002; Zhao & Li, 2013), la topographie des fossés (Barrett et al., 2004; Yu et al., 2001), les conditions initiales d'humidité du sol (García-Serrana et al., 2017; Rujner et al., 2018), les caractéristiques du sol (Davis et al., 2012; Gregory et al., 2006) ainsi que la végétation (Read et al., 2008; Reubens et al., 2007) et son entretien (Sañudo-Fontaneda et al., 2020). Tout cela rend chaque étude unique. Durant les années 90, deux revues de littérature faites par Barrett

(1995) et Irish et al. (1998) tentant de cerner quels facteurs impactaient le plus l'eau de ruissellement autoroutier ont trouvé des conclusions différentes et même incohérentes. Ces incohérences sont attribuables aux interactions complexes entre les variables et à la diversité des études terrains. En somme, cela complexifie la tâche des autorités quant à l'évaluation systématique de l'efficacité des fossés de drainage. La seconde préoccupation réside dans les directives de conception actuelles des fossés (Li et al., 2008) qui seraient parfois peu adéquates et qui entraîneraient des performances incohérentes en raison de normes de conception peut-être trop générales ou mal adaptées.

Tout cela rend les fossés difficiles à reproduire physiquement en laboratoire et demeure d'une grande complexité à modéliser. En effet, Trenouth & Gharabaghi (2016) soulignent la difficulté de tirer des conclusions précises à partir de données qui varient dans le temps et l'espace, ce qui rend les généralisations nécessaires et les modèles approximatifs. La contribution en eau de ruissellement provenant de sources diverses, comme expliqué dans le point 1.1, rend le défi de modélisation encore plus complexe (McKenzie et al., 2009; Gunawardena et al., 2015).

Dans ce contexte, les études terrains demeurent la meilleure méthode d'évaluation des niveaux de pollution et d'enlèvement. Selon Li et al. (2008), on distingue trois types principaux d'études sur le terrain :

- 1^{ère} : Analyse des sols des fossés de drainage afin de déterminer si les sols agissent comme un « puits » pour retenir les polluants (Bell & Wanielista, 1979; Streeter et al., 2019);
- 2^e : Collecte des échantillons d'eau dans le fond de fossé et comparaison avec des échantillons de ruissellement non traités provenant des chaussées (Yousef et al., 1985; Kaighn & Yu, 1996; Wu et al., 1998; Barrett et al., 1998);
- 3^e : Collecte des échantillons en interceptant les écoulements de surface sur les accotements enherbés avant qu'ils n'atteignent le fossé et comparaison des échantillons à différentes distances du bord de la chaussée (Barrett et al., 2004) comme cela a été fait lors d'un projet précédent par Boivin et al. (2021).

Toutefois, indépendamment de la méthode d'échantillonnage utilisée, les fossés de drainage, composés d'un talus extérieur similaire à une bande enherbée et d'un fond de fossé, équivalent à une noue végétalisée, sont reconnus pour leur efficacité dans l'élimination des polluants (Kaighn & Yu, 1996; Barrett et al., 2004). Cependant, au Québec, la valeur de performance de traitement reconnue par le MELCCFP considère uniquement un fossé « nu », dépourvu d'éléments techniques particuliers qui pourraient bonifier le traitement offert comme ceux cités précédemment. La présente étude vise à mener des travaux de recherche qui permettront de mieux connaître le potentiel de traitement de différentes configurations de fossés de drainage actuels (sans aménagement particulier) du MTMD, de façon à identifier les caractéristiques des fossés les plus importantes pour améliorer l'enlèvement des polluants.

Le présent rapport final fait suite au protocole de recherche final livré le 31 janvier 2023 ainsi qu'au rapport d'activité 2 livré le 28 septembre 2023, et fait état des décisions prises, des activités réalisées et des résultats du projet de recherche R868.1 subventionné par le MTMD.

Pour rappel, les principaux objectifs du projet de recherche sont :

- Mesurer la capacité des fossés routiers actuels à retenir les contaminants et à améliorer la qualité des eaux de ruissellement provenant des chaussées;
- Proposer des critères permettant aux concepteurs du MTMD et aux analystes du MELCCFP d'apprécier l'effet des fossés routiers sur le traitement des eaux de ruissellement, notamment dans le contexte de projets assujettis à une demande d'autorisation en vertu de l'article 22, alinéa 1, paragraphe 3 de la loi sur la qualité de l'environnement (LQE).

Les objectifs spécifiques du projet de recherche sont :

- Mesurer l'effet de différentes configurations de fossés (pentes latérales et longitudinales, hauteur de l'eau dans le fossé, coefficient de rugosité de Manning, niveau de la nappe phréatique, ratio entre la surface tributaire et la surface de traitement) sur le traitement des eaux de ruissellement;
- Mesurer l'effet et l'efficacité de la végétation présente dans les fossés, selon certains paramètres (densité, type, flexibilité des tiges, diversité), sur le traitement des eaux de ruissellement et identifier les plus efficaces;
- Identifier les techniques d'entretien (tonte et fauchage de végétation, nettoyage des sédiments, méthode du tiers inférieur) les plus adéquates pour optimiser la capacité de traitement;
- Proposer les critères de conception à considérer (configuration des fossés et végétation) pour optimiser la qualité des eaux de ruissellement tout en respectant les fonctions de drainage des fossés.

De février 2023 à juin 2024, les acteurs présentés dans la section « Équipe de travail » et « Collaboration » ont œuvré au bon déroulement du projet afin de récolter les données requises durant l'été 2023, de les analyser et de rédiger le rapport final du projet de recherche.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1) Sélection des sites

La phase 1, menée à l'automne 2022, première année du projet, a été consacrée à la mise en place des systèmes de suivi. Lors de cette étape, l'équipe de recherche a d'abord identifié 23 sites potentiels répondant à plusieurs critères spécifiques. Ces sites devaient permettre une collecte rapide des échantillons et se situer dans un rayon d'environ 30 km autour de l'intersection de l'autoroute 30 et de la route 116, tout en étant accessibles via une voie de service ou un chemin d'accès adjacent au tronçon autoroutier. Les tronçons retenus devaient être relativement rectilignes et uniformes en termes de longueur du talus extérieur, tout en étant éloignés des bretelles entrées ou sorties d'autoroutes. De plus, les sites exempts de glissières de sécurité, susceptibles de modifier le ruissellement de l'eau vers le fossé, étaient privilégiés.

Par la suite, diverses mesures ont été effectuées sur les 23 sites présélectionnés tels que dénivélé, longueur de pente du talus extérieur, pente et largeur du fond de fossé, ainsi que le niveau d'eau, car ces caractéristiques avaient été identifiées comme pouvant influencer sur la vitesse d'écoulement de l'eau notamment et le potentiel de traitement des fossés (Boivin et al., 2023). Des observations complémentaires, telles que des vidéos de débit apparent, la direction du courant, ou encore des notes sur la microtopographie locale, ont également été réalisées.

Le 4 novembre 2022, une visite de terrain a été organisée avec des membres du comité de suivi pour finaliser la sélection des sites. Enfin, les 12 sites d'étude ont été choisis et validés au début de l'année 2023.

2.2) Identification des sites

La ligne du temps de l'annexe A décrit les dates et activités réalisées.

2.2.i) Localisation

Durant la fin de l'année 2022, un ensemble de 12 sites a été sélectionné parmi 23 propositions. La sélection de ces sites a été faite de sorte à avoir des échantillons variés de ce que peuvent représenter les fossés de drainage au sud de la grande région de Montréal, tout en étant accessibles par des voies de desserte sécuritaire. Par conséquent, ce ne sont pas des fossés situés dans un terreplein central, ils reçoivent donc l'eau du talus de déblai, en plus de la route (figure 1). Les sites sont tous localisés sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent en périphérie de l'agglomération de Montréal. Ils ont été renommés selon les villes les plus proches de ces derniers (tableau 2). La position géographique des 12 sites est présentée à la figure 3 :

Tableau 2. Ville, autoroute, débit journalier moyen annuel (DJMA) et section des sites de l'étude (DJMA récupéré sur Données Québec (2023))

Ville	Autoroute	Secteur	DJMA (2023)	Sites
Sainte-Julie	A30	J	35 000	J1
				J2
				J3
				J4
				J5
Varenes		V	22 600	V1
				V2
Marieville	A10	M	46 000	M1
				M2
				M3
				M4
Chambly		C	45 000	C1



Figure 3. Localisation des 12 sites répartis sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent

2.2.ii) Mesure topographique

Chaque site mesure 50 mètres de long parallèlement à l'autoroute avec 0 et 50 mètres marquant respectivement le début et la fin du site. Les sites sont situés le long d'autoroute à deux voies. Les mesures d'arpentage, menées début juillet 2023, ont permis d'établir les résultats liés à la longueur et la pente du talus extérieur ainsi que la largeur et la pente du fond de fossé (tableau 3).

Tableau 3. Mesures topographiques moyennes et écarts-types des sites établis selon les données d'arpentage prises en juillet 2023. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

Site	Longueur du talus extérieur (m)	Pente du talus extérieur (%)	Largeur du fond de fossé (m)	Pente du fond de fossé (%)
J1	11,8 (0,3)	15,3 (0,5)	1,7 (0,4)	0,14
J2	11,2 (0,3)	16,5 (0,6)	2,2 (0,4)	0,12
J3	11,8 (0,2)	15,4 (0,5)	1,8 (0,2)	0,04
J4	12,5 (0,3)	17,6 (0,5)	1,9 (0,5)	0,16
J5	12,2 (0,4)	16,5 (0,3)	2 (0,2)	0,47
V1	13,8 (0,3)	20,9 (0,4)	2,9 (0,4)	0,42
V2	13,9 (0,5)	19,1 (0,5)	3,07 (0,5)	0,23
M1	11,1 (0,4)	35,9 (1,9)	2,7 (0,2)	0,24
M2	11,6 (0,3)	31,5 (1,4)	2,9 (0,3)	0,22
M3	11,6 (0,3)	28,7 (1,5)	2,7 (0,2)	0,26
M4	10,9 (0,2)	23,8 (1)	2,61 (0,53)	0,67
C1	6,76 (0,2)	26,1 (0,5)	1,93 (0,18)	0,2

En annexe B se trouvent les profils longitudinaux des fonds de fossé de chaque site. L'annexe C présente les profils longitudinaux du fond de fossé par secteur, mais également l'hydrographie de ces derniers. Leur visualisation permet de saisir le sens d'écoulement des sites et les éventuelles connexions avec le réseau hydrographique.

2.2.iii) Bassins versants

L'équipe du ministère des Transports a transmis à l'équipe de travail, en octobre 2022, les données de localisation des bassins versants pour les sites d'étude. Cependant, la proximité des sites J4 et J5 avec des canaux de déversement du réseau hydrographique a complexifié l'estimation précise de leurs bassins versants (Annexe C) car ces derniers pouvaient varier en fonction de la hauteur d'eau et de l'influence exercée par les canaux de déversement. Ainsi, les données relatives aux bassins versants ne seront pas prises en compte dans l'analyse des résultats. À titre informatif, le tableau 4 présente les données disponibles concernant ces bassins.

Tableau 4. Caractéristiques des bassins versants des sites d'étude

Sites	Superficie (m ²)	Superficie imperméable (m ²)	Rapport Surface imperméable/Surface	Largeur route (m)
J1	11 500	5 101	0,44	8,65
J2	18 300	5 804	0,32	9,16
J3	21 200	6 349	0,30	8,94
J4	NA	NA	NA	NA
J5	NA	NA	NA	NA
V1	10 600	2 737	0,26	7
V2	22 000	4 724	0,21	6,14
M1	14 500	2 773	0,19	8,91
M2	11 500	2 180	0,19	8,27
M3	95 00	1 712	0,18	7,82
M4	7 000	1 158	0,17	6,67
C1	6 200	1 430	0,23	7,5

Parmi les données disponibles au tableau 4, les sites V1, J1, M3 et M4 se distinguent par leur faible superficie, notamment le site M4, car ils se situent en amont des fossés. Par ailleurs, le rapport entre la surface imperméable et la surface totale du bassin versant indique que les sites J1, J2 et J3 présentent une proportion plus élevée de surfaces imperméables. Ce facteur pourrait influencer les résultats, en particulier les concentrations de polluants observées dans le fond des fossés.

2.2.iv) Entretien

Le tableau 5 présente un récapitulatif des différents entretiens réalisés sur les sites étudiés au cours de l'année 2023. Les coupes en pleine largeur ont été effectuées au début du mois de juin, tandis que les coupes ciblant uniquement le haut du talus ont eu lieu entre la fin juillet et le début août, ainsi que fin septembre.

Tableau 5. Date et type d'entretien réalisé sur les sites étudiés

Secteur	1^{er} coupe	2^e coupe	3^e coupe
<i>Sainte-Julie</i>	2 juin - 15 juin (coupe pleine largeur)	24 juillet – 7 août (coupe 3 mètres - talus)	25 septembre – 11 octobre (coupe 3 mètres - talus)
<i>Varennnes</i>			
<i>Marieville</i>	14 juin – 15 juin (coupe pleine largeur)	04 août (coupe 3 mètres – talus)	
<i>Chambly</i>	02 juin – 15 juin (coupe pleine largeur)	24 juillet – 07 août (coupe 3 mètres – talus)	25 septembre – 11 octobre (coupe 3 mètres – talus)

2.3) Installations et travaux

L'étude de Boivin et al. (2021) portait sur la capacité de traitement du talus extérieur végétalisé, la présente étude se focalise sur la capacité épuratrice du fossé dans son ensemble (talus extérieur et fond de fossé (figure 1).

2.3.i) Gouttières

Afin de récupérer l'eau de ruissellement de la chaussée, 12 systèmes de collecte des eaux de ruissellement ont été construits en marge de l'accotement de chacun des sites durant l'automne 2022 (figure 4).



Figure 4. a : gouttière; b : citerne « inactive » avec un dispositif anti-refoulement (cercle en bleu)

Un dispositif anti-refoulement permet de faire entrer, ou non, l'eau dans la citerne en le pivotant à 180°.

Aucun composant métallique, à l'exception des agrafes utilisées pour fixer des éléments tels que le filet ou la bâche sur la route, n'était présent dans l'ensemble gouttière/citerne. Cela évitait l'introduction de métaux lourds non issus du ruissellement autoroutier, contrairement à ce qui a été observé dans l'étude de Li et al. (2008).

2.3.ii) Pluviomètres

Comme indiqué dans la section 1.2, l'intégration des données météorologiques est cruciale pour notre étude, ces paramètres peuvent influencer la concentration des éléments dans l'eau de ruissellement.

C'est pourquoi une station météo « Vantage Pro2 » (modèle 6152, Davis Instruments, Hayward, Californie, États-Unis) a été installée sur le site de « Matériaux Paysagers Savaria » au 950 chemin de Lorraine à Boucherville, soit à 1 km des sites de Sainte-Julie et à 7 km au sud des sites de Varennes. Cette dernière permet de consigner de multiples données météorologiques telles que la pluviométrie (mm/h), la température, la direction du vent et sa vitesse, l'humidité, etc. Des pluviomètres ONSET RG3-M ont également été installés, sur les sites M2 (Marieville) et C1 (Chambly), lesquels enregistrent seulement la pluviométrie (figure 5).



Figure 5. Pluviomètres et station météo installés sur les différents sites. a : Station météo chez « Matériaux Paysagers Savaria »; b : Pluviomètre sur le site M2; c : Pluviomètre sur le site C1

2.3.iii) Piézomètres

Afin de mesurer la hauteur de l'eau dans le fond de fossé durant les événements pluvieux, des « piézomètres » (appareils de mesure de hauteur d'eau rudimentaires) conçus et soudés par notre équipe ont été installés à mi-distance, soit à 25 m, sur chacun des sites. Les différents éléments qui composent le piézomètre, sont présentés à la figure 6.

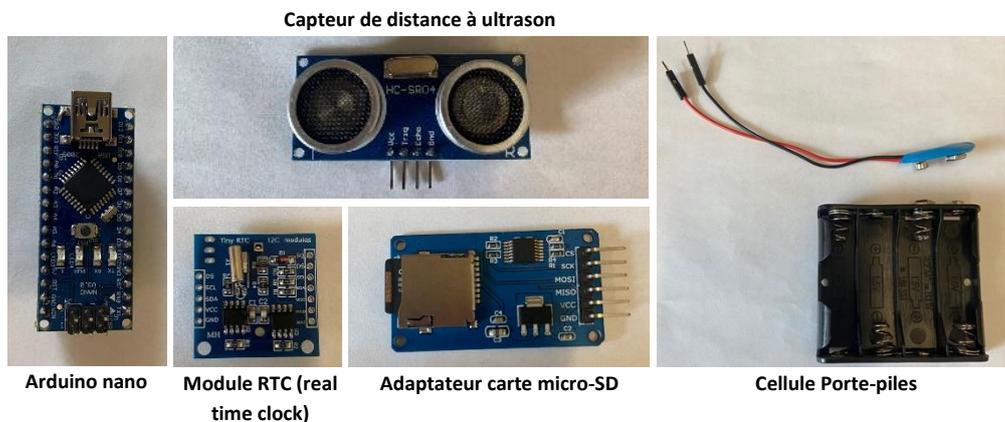


Figure 6. Modules de l'appareil de mesure de hauteur d'eau

Ces modules ont été assemblés et fixés dans une tête de tube PVC de 4 pouces (figure 7).

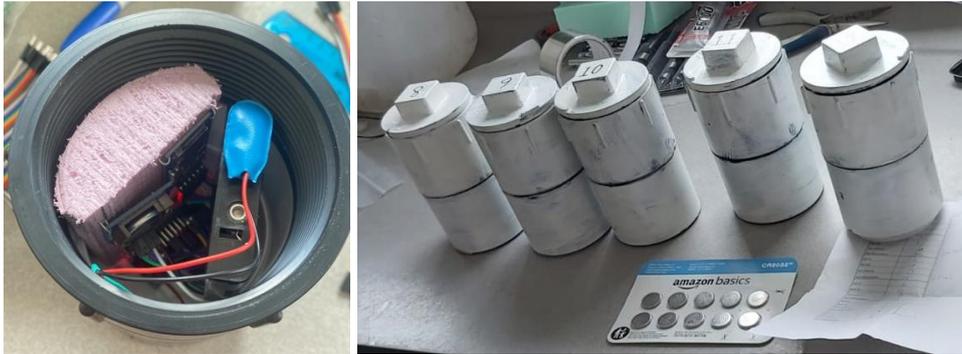


Figure 7. Têtes de piézomètre

Les tubes de PVC ont été confectionnés en perçant des trous sur 60 cm et en installant des moustiquaires sur les 30 derniers centimètres, destinés à être dans le sol. L'appareillage de mesures des niveaux d'eau a été installé sur chacun des sites le 14 juin 2023 (figure 8). L'intervalle de temps entre chaque mesure des piézomètres était de 10 minutes.



Figure 8. Tubes en PVC servant de supports à l'appareil de mesure de hauteur d'eau sur le site J5 à gauche

2.3.iv) Déversoir triangulaire (V-notch)

Le V-notch est une structure en forme de V utilisée comme déversoir pour mesurer le débit des petits à moyens cours d'eau ou des canaux de drainage. Le débit est déterminé en mesurant la hauteur de l'eau au-dessus du point le plus bas du V, exploitant la relation entre la hauteur de l'eau et le débit qui la traverse. Ces déversoirs ont été installés dans le secteur de Chambly le 14 septembre 2023, en amont du site C1, puis à Marieville le 5 octobre, en amont des sites M1, M2 et M3 (annexe E). Cela correspond à une superficie drainée de 3 335 m² et une superficie pavée de 775 m² pour le V-notch du secteur C, ainsi qu'à une superficie drainée de 4 440 m² et une superficie pavée de 825 m² pour le secteur M.



Figure 9. Emplacement des V-notch de : a : Marieville; b : Chambly

Des piézomètres ont été installés en amont des V-notch afin de corrélérer leurs mesures de hauteur d'eau avec le débit associé.

2.3.v) Section transversale

Les sections transversales ont également été mesurées en disposant une planche de bois parallèle au sol et perpendiculaire à l'écoulement du fossé, et en mesurant la distance entre cette dernière et le fond du fossé, tous les 20 centimètres afin de tracer sa section transversale (figure 10).



Figure 10. Planche de bois servant à la mesure de la section transversale du fossé

Ces sections ont été tracées au niveau des piézomètres au site J4, J5, V1, au V-notch de Marieville ainsi qu'au V-notch de Chambly. Afin d'attribuer une section transversale à chaque site, une approximation a été faite pour certains sites, faute de mesures directes. Par exemple, la section transversale mesurée au milieu de J4 a été utilisée comme référence pour estimer les sections transversales des sites J1, J2 et J3, partant du principe que ces sites présentent des caractéristiques similaires dues à leur proximité géographique et à leur appartenance au même secteur. Le tableau 6 résume ces approximations.

Tableau 6. Localisation des sections transversales et des sites leur correspondant

Localisation de la section transversale	Site correspondant
J4-piézomètre	J1
	J2
	J3
	J4
J5-piézomètre	J5
V1-piézomètre	V1
	V2
V-notch-Marieville	M1
	M2
	M3
	M4
V-notch-Chambly	C1

2.4) Échantillonnages

2.4.i) Échantillonnage de sol

Des échantillons de sol ont été prélevés sur les 12 sites à l'étude, le 4 juillet et le 22 novembre, dates correspondant respectivement au début et à la fin de la saison. Le tableau 7 présente la liste des paramètres analysés.

Tableau 7. Paramètres de sol analysés

Paramètres analysés	Responsable de l'analyse	Début de saison (talus et fond de fossé)	Fin de saison (fond de fossé)
<i>pH</i>	IRBV	X	X
<i>Conductivité (µS/cm)</i>	IRBV	X	X
<i>Nitrates (NO₃⁻) (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Chlorures (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Azote total Kjeldahl (ATK) (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Phosphore total (P total) (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Orthophosphate (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Balayage des métaux extractibles (As, Ag, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sn, Zn) (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Hydrocarbures (C10-C50) (mg/kg)</i>	Eurofins	X	X
<i>Granulométrie texture du sol (% sable, limon, argile)</i>	Eurofins	X	

Les mesures du pH et de conductivité du sol ont été faites à l'IRBV selon les protocoles ASTM D4972-19 et ASTM D1125-14 respectivement.

Pour l'échantillonnage de début de saison, des échantillons de sol ont été prélevés au fond du fossé en 5 points, répartis de manière à peu près égale le long du fossé, à une profondeur de 10 cm, les 10 premiers centimètres correspondent, en moyenne, à la première couche (horizon) de sol, qui est relativement homogène. Ces résultats seront comparés à ceux d'échantillons prélevés avant l'hiver afin de détecter d'éventuelles modifications dues au dépôt de sédiments. Quant aux échantillons prélevés sur le talus, les prélèvements ont été effectués à 3 mètres de la bordure, en 5 points répartis de manière à peu près égale le long du talus, à une profondeur de 20 cm (figure 11). La profondeur moyenne de la première couche relativement homogène de sol est estimée cette fois-ci à 20 centimètres. L'échantillonnage de

fin de saison est le même, à la seule différence que le sol du talus et la granulométrie du fossé ne sont pas analysés.

Bien que le nombre d'échantillons soit limité, ils offrent un aperçu de la capacité de rétention des sols du talus et du fond du fossé en comparant leurs concentrations à des moyennes ou à d'autres études similaires. La collecte d'échantillons du fond du fossé en début et en fin de saison permet d'évaluer le potentiel de relargage ou de rétention des polluants durant la saison 2023.

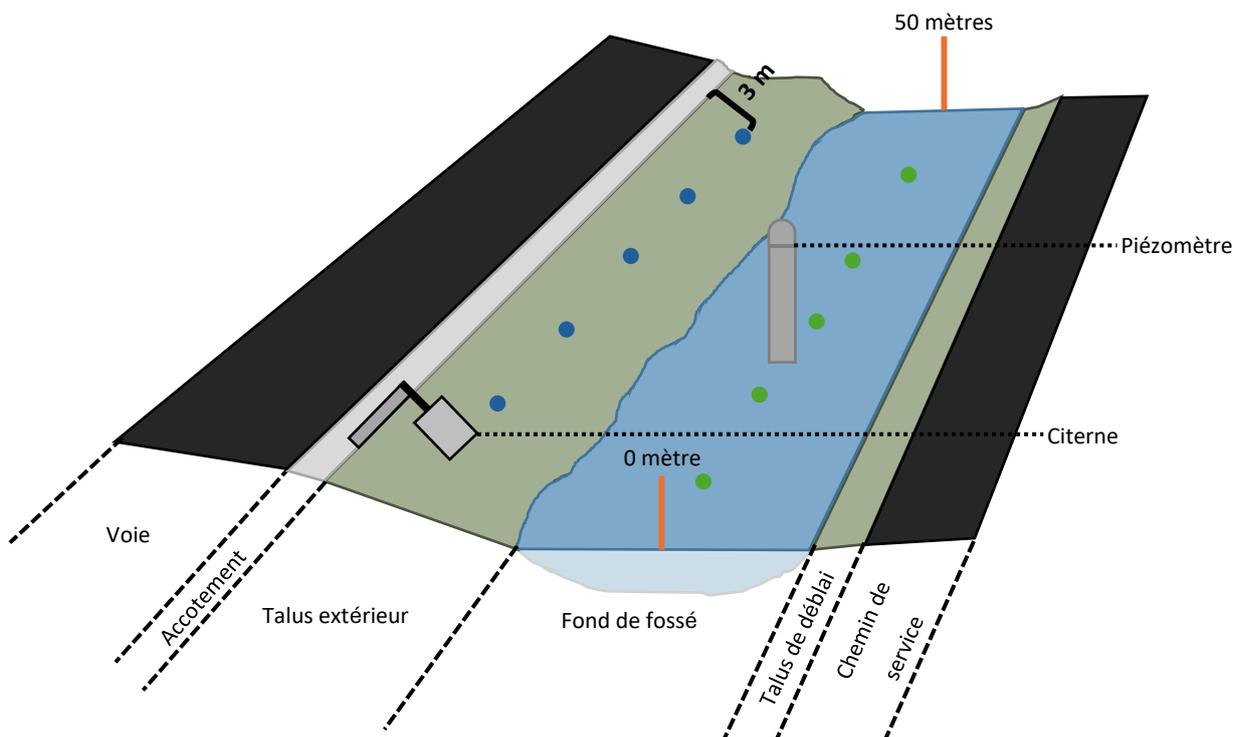


Figure 11. Schéma de fossé $\frac{3}{4}$ avec le positionnement des points d'échantillonnage de sol. Bleu : échantillons pris sur le talus; Vert : échantillons pris dans le fossé

2.4.ii) Caractérisation de la végétation

Comme dit précédemment, dans un fossé de drainage, le talus extérieur est semblable à une bande enherbée, et le fond de fossé est comparable à une noue végétalisée. Il est donc important de déterminer quelles plantes composent ces entités. Une caractérisation végétale sur le talus extérieur et dans le fond de fossé a été menée du 22 août au 26 septembre 2023. Déterminer la composition des bandes permet de se renseigner sur le type de végétation qui s'y trouve et de trouver de possibles liens avec la réduction des polluants entre l'eau en provenance de la route et l'eau dans le fossé.

Trois transects d'échantillonnage ont été tracés perpendiculairement à l'autoroute à partir du début du fossé, du milieu et de la fin du segment de fossé. La localisation du transect a été choisie de manière à représenter le plus fidèlement la végétation. À l'intérieur de ces transects, des quadrats circulaires de 66 cm de diamètre ont été placés à proximité de l'accotement (zone A), à mi-chemin du talus (zone B), à proximité du fond de fossé (zone C) ainsi que dans le fond de fossé (zone D) (figure 12).

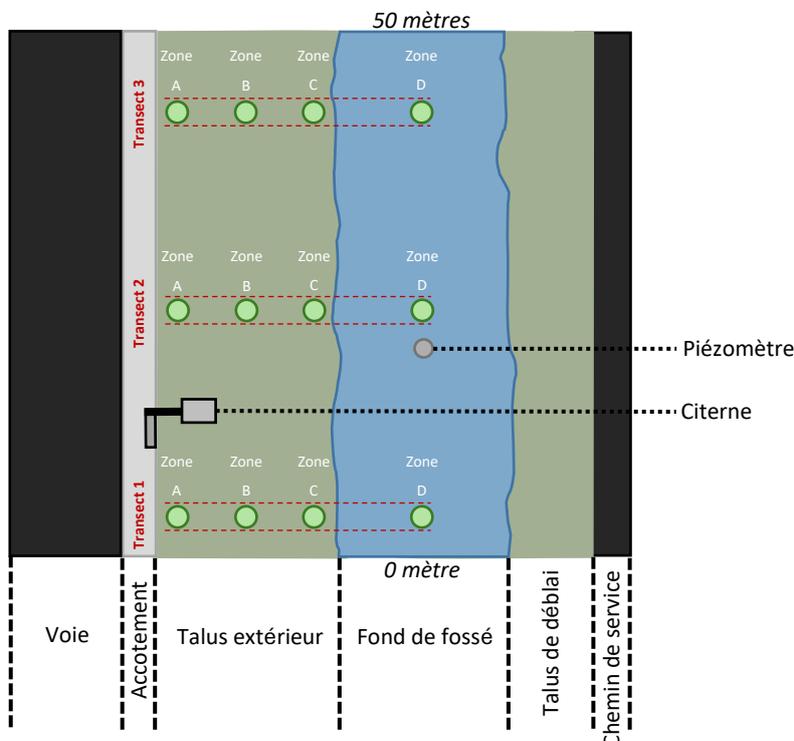


Figure 12. Localisation des transects et quadrats circulaires permettant de caractériser la végétation

Les variables mesurées sont présentées dans le tableau 8. Il existe une différence entre les variables prises sur le talus (zone A, B et C) et celles localisées dans le fond de fossé (zone D).

Tableau 8. Variables mesurées en fonction des zones

Zone	Espèce	Recouvrement	Hauteur (cm)*			Densité*		Diamètre (mm)*		
			Maximale	Intermédiaire	Minimale	Plante vivante	Plante morte	Maximal	Intermédiaire	Minimal
A, B et C	X	X	X	X	X					
D	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

* Seuls la hauteur, la densité et le diamètre de la ou des trois espèce(s) la ou les plus présente(s) ont été mesurés

Pour les espèces relevées, les recouvrements étaient déterminés selon les classes suivantes : 0 : 0 %, 1 : 1-5 %, 2 : 6-10 %, 3 : 11-15 %, 4 : 15-25 %, 5 : 26-50 %, 6 : 51-75 % et 7 : 76-100 %. La hauteur était mesurée depuis la base, jusqu'à la feuille la plus haute de la plante avec un ruban à mesurer. La densité était parfois déterminée à l'aide de quadrat de 25 cm x 25 cm lorsqu'une trop grande population de plante était présente. Le diamètre des tiges était mesuré à une hauteur de 3 cm au-dessus du sol à l'aide d'un pied à coulisse. Les noms latins des

espèces relevées sont tirés de la Base de données des plantes vasculaires du Canada (VASCAN) (Brouillet et al., 2021).

2.5) Protocole pour événement pluvieux

L'équipe garde un œil sur les prévisions météorologiques à travers l'application « MétéoMédia » afin de prévoir le passage de précipitations d'un niveau d'intensité élevé. Le but étant de permettre un échantillonnage d'une pluie d'une intensité maximale de 15 mm/h afin d'assurer un volume d'eau échantillonné suffisant pour l'analyse.

Les étapes du protocole sont découpées en trois phases qui correspondent à trois temps :

- T0 : 12 à 24h avant la pluie;
- T1 : Moins de 24 heures après la pluie;
- T2 : Deux jours après T1.

L'écart de temps entre T0 et T1 permet en premier lieu de laisser la pluie tomber et, dans un second, de laisser l'eau et les polluants qu'elle contient, ruisseler dans le fossé. L'écart entre T1 et T2 permet de laisser chaque fossé expier l'eau et les potentiels polluants.

2.5.i) Phase T0

Dans un délai de 12 à 24 heures avant la pluie, une équipe de travail se rend sur chaque site afin d'accomplir les tâches résumées dans le tableau 9 :

Tableau 9. Matériel, manipulation et objectif pour T0

Matériel	Manipulations	Objectif
12 têtes de piézomètres contenant les capteurs	Mettre chaque tête de piézomètre dans le tube de PVC se trouvant sur le site correspondant	Mesurer la hauteur d'eau
48 batteries AA		
72 fanions "T0"	Mettre des fanions dans le sol au niveau de l'eau de part et d'autre de la largeur du fossé à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre	Déterminer le périmètre mouillé et la longueur de la surface de l'eau
Citernes	Ouvrir les citernes (à l'aide du dispositif anti-refoulement)	Récupérer l'eau de la route
Ruban à mesurer	Mesurer le niveau de l'eau à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre en plongeant le ruban au milieu du fossé	Prendre manuellement la hauteur de l'eau

2.5.ii) Phase T1

Les échantillons pris à T1 correspondent à l'échantillonnage « juste après la pluie ». En prenant en compte la logistique ainsi que la variabilité temporelle de la pluie, le T1 correspond à 24 heures maximum après l'intensité maximale de la pluie échantillonnée. Il est donc impératif de considérer le temps écoulé entre l'arrêt de la pluie et le moment où l'échantillonnage de la phase T1 s'effectue, car les niveaux de concentration des divers éléments soumis à l'analyse peuvent varier en fonction de ce délai, en plus de varier en fonction de la période sèche, de l'intensité, etc. À cet égard, la mobilisation de deux équipes distinctes s'avérerait indispensable pour synchroniser le processus d'échantillonnage. L'une des

équipes se consacrait aux secteurs de Sainte-Julie et Varennes, et l'autre, aux secteurs de Marieville et Chambly (tableau 10).

Tableau 10. Matériel, manipulation et objectif pour T1

Matériel	Manipulations	Objectif
36 kits d'échantillonnage	Échantillonner l'eau à 0 mètre, 50 mètres et dans la citerne (cf. protocole d'échantillonnage)	Échantillonner l'eau en prévision des analyses par Eurofins et par l'équipe de travail (cf. 2.2 et 3.)
36 pots Mason		
Perceuse et mélangeur		
Pichet		
72 fanions "T1"	Mettre des fanions au niveau de l'eau à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre	Déterminer le périmètre mouillé et la longueur de la surface de l'eau
Ruban à mesurer	Mesurer le niveau de l'eau à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre	Prendre manuellement la hauteur de l'eau
	Mesurer le niveau de l'eau dans la citerne	Estimer la quantité de pluie reçue depuis la route par la gouttière
Ruban à mesurer et styromousse	Disposer un bout de styromousse (environ quelques millimètres d'épaisseur et de largeur) à la surface de l'eau et mesurer la distance parcourue et le temps de déplacement. Prise d'une vidéo	Estimer la vitesse d'écoulement de l'eau dans le fossé

2.5.iii) Protocole d'échantillonnage de l'eau de ruissellement

- Disposer, à proximité du point d'échantillonnage, les kits d'échantillonnage Eurofins et pots Mason servant à recueillir les échantillons (figure 13);



Figure 13. Éléments utilisés lors d'un échantillonnage d'eau de surface

- Remplir les contenants en récupérant l'eau à l'intérieur du fossé grâce au pichet (figure 14) en prenant soin de ne pas mettre en suspension des sédiments;



Figure 14. Pichet monté au bout d'un bâton

- Pour les citernes, remettre en suspension les sédiments grâce à une perceuse munie d'une tige à mélanger afin d'homogénéiser le contenu pendant 30 secondes. Remplir les contenants de la même façon que pour les échantillons provenant du fossé.

2.5.iv) Phase T2

Deux jours après la pluie, les deux équipes de travail effectuent l'échantillonnage de T2 (tableau 11).

Tableau 11. Matériel, manipulation et objectif pour T2

Matériel	Manipulations	Objectif
24 kits d'échantillonnage	Échantillonner l'eau à 0 mètre, 50 mètres	Échantillonner l'eau en prévision des analyses par Eurofins et par l'équipe de travail (cf. 2.2 et 3.)
24 pots Mason		
72 fanions "T2"	Mettre des fanions au niveau de l'eau à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre	Déterminer le périmètre mouillé et la longueur de la surface de l'eau
Ruban à mesurer	Mesurer le niveau de l'eau à 0 mètre, à 50 mètres et au niveau du piézomètre	Prendre manuellement la hauteur de l'eau
Ruban à mesurer et styromousse	Disposer un bout de styromousse (environ quelques mm d'épaisseur et de largeur) à la surface de l'eau et mesurer la distance parcourue et le temps de déplacement	Estimer la vitesse d'écoulement de l'eau dans le fossé
Bac pour tête de piézomètre	Récupérer toutes les têtes de piézomètres	Récupérer les données des piézomètres

2.5.v) *Nettoyage et préparation d'un nouvel échantillonnage*

Dans les jours qui succèdent à la phase T2, une équipe technique se déployait sur les différents sites afin de procéder au nettoyage des citernes et des gouttières, préparant ainsi le terrain pour un futur cycle d'échantillonnage (figure 15).



Figure 15. Nettoyage à la brosse de la géomembrane de la gouttière après un échantillonnage

2.6) Analyse des résultats

2.6.i) *Mesure physico-chimique*

Les paramètres de qualité de l'eau mesurés sont listés dans le tableau 12.

Tableau 12. Paramètres de qualité de l'eau de ruissellement autoroutier et de fond de fossé avec les responsables des analyses

Paramètres analysés	Responsable de l'analyse
MES (mg/l)	IRBV
pH	
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	
Oxygène dissous (%)	
Nitrates (NO_3^-) (mg/l)	Eurofins
Demande en oxygène chimique (DOC) (mg/l)	
Azote total Kjeldahl (ATK) (mg/l)	
Nitrates (NO_3^-) (mg/l)	
Orthophosphate (mg/l)	
Phosphore total (P total) (mg/l)	
Balayage des métaux extractibles (As, Ag, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sn, Zn) (mg/l)	
Chlorures (mg/l)	
Hydrocarbures (C10-C50) (mg/l)	

Les polluants tels que les MES, les éléments traces métalliques (ETM), les chlorures et les hydrocarbures ont été sélectionnés en raison de leur prévalence dans les eaux de ruissellement des autoroutes et de leur impact environnemental potentiellement nocif (Tixier et al., 2011). Bien que les nutriments ne soient généralement pas une préoccupation majeure pour les autoroutes, ils ont été inclus en raison de l'importance accordée à la gestion de nombreux plans d'eau. Les paramètres analysés par Eurofins ont été évalués selon des méthodes internes.



Figure 16. Pot Mason servant pour l'analyse des MES et des données prises avec la sonde Hanna

L'eau contenue dans les pots Mason d'un volume maximal de 500 ml (figure 16) est utilisée pour prendre les mesures avec la sonde Hanna HI98194 (Hanna Probe Instrument, Smithfield, Rhode Island, United States) : pH, conductivité (en $\mu\text{S/cm}$) et oxygène dissous (%). Le protocole concernant son utilisation est disponible en annexe F. La même eau est utilisée pour l'analyse des MES. Le protocole utilisé est disponible en annexe G.

2.6.ii) Traitement et analyses des données

Les données d'arpentage ont été lues avec le logiciel AutoCAD 24.3. Les données de la station météo « vantage pro2 » étaient accessibles sur le site internet associé, weatherlink.com. Pour les pluviomètres à augets ONSET RG3-M, les données ont été récupérées à la fin de la saison et consultées avec le logiciel HOBOWare 3.7.26. Concernant les piézomètres, les données étaient stockées sur des cartes microSD. Une fois récupérées, ces cartes contenaient un fichier Excel indiquant la distance entre le capteur et la surface de l'eau. Cette distance était

convertie en hauteur d'eau en corrélant la mesure manuelle de cette dernière avec la distance capteur-surface de l'eau aux temps T0, T1, et T2.

Les logiciels utilisés pour le traitement et l'affichage des données sont Excel, Rstudio (2023.09.0) (2023) ainsi que Inkscape (1.3.2) (2024).

La normalité des données issues des analyses des échantillons d'eau a été vérifiée en premier lieu à l'aide du test de Shapiro-Wilk. En raison d'une forte dispersion, la majorité des données (58 variables sur 69) ne suivaient pas une distribution normale. La majorité des données ne suivant pas une distribution normale, le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney a été utilisé pour comparer les groupes. Les données présentant une distribution normale ont été analysées à l'aide de modèles linéaires mixtes, tandis que celles ne suivant pas une distribution normale ont été traitées avec des modèles généralisés à effets mixtes. Bien que ces modèles fournissent des estimations et des P-values pour tester les effets, leur interprétation manquait parfois de clarté pour exprimer les relations entre les variables. Une approche d'analyse des résidus partiels a donc été utilisée pour obtenir un indice de corrélation clair et compréhensible. Enfin, des analyses de redondance (RDA) ont été réalisées pour visualiser les variables et leurs relations.

Il est par ailleurs recommandé d'évaluer systématiquement les valeurs aberrantes dans les données de qualité de l'eau, car celles-ci peuvent résulter d'événements isolés ou de phénomènes atypiques, risquant de fausser les résultats (Robinson et al., 2005; Muñiz et al., 2012).

Pour ce faire, la méthode des scores Z modifiés, basée sur le MAD (Median Absolute Deviation), a été utilisée (Bae & Ji, 2019), en excluant les valeurs inférieures aux LOD (Limit de détection) pour ces analyses (Singh & Nocerino, 2002). Dans notre cas, 45 des 8 376 données relatives aux paramètres de qualité de l'eau ont été éliminées à l'aide de cette méthode. Les données utilisées dans ce rapport ont donc été filtrées, et les valeurs exclues sont présentées en annexe R pour la qualité de l'eau provenant directement de la route (R) et en annexe S pour celles provenant du fond des fossés (T1 et T2).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Cette section des résultats se divise en plusieurs sous-sections. Une première trace le portrait des paramètres les moins variables des fossés de drainage, soit la composition du sol, ainsi que la végétation. Ensuite, les paramètres les plus variables sont présentés, soit la caractérisation des différents événements pluvieux échantillonnés ainsi que la qualité de l'eau qui en découle.

3.1) Sol

3.1.i) Talus extérieur

Les résultats de l'échantillonnage de sol des talus extérieurs sont résumés dans le tableau 13 avec le critère A de qualité de sol du MELCCFP répertorié dans le « Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés » (GIPSRTC). Ce critère correspond aux teneurs de fond naturelles pour les paramètres inorganiques et à la limite de quantification de la méthode analytique pour les paramètres organiques. Comme cela a été dit, il n'existe, à ce jour, que très peu de données compilant des analyses de sol de fossés de drainage. Les données seront donc comparées à une seule étude menée en Iowa, États-Unis d'Amérique, sur des fossés bordant des routes de gravier et pavées d'un bassin versant agricole (Streeter et al., 2019). Les moyennes des concentrations en ETM des sols des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016) ont été également rajoutées afin de comparer les concentrations avec des valeurs régionales. À noter que l'argent (seuil de détection : 0,2 mg/l), le cadmium (seuil de détection : 0,9 mg/l), l'étain (seuil de détection : 5 mg/l) et le mercure (seuil de détection : 0,2 mg/l) se trouvaient en dessous des seuils de détection du laboratoire Eurofins et n'ont donc pas été intégrés à ce tableau.

Tableau 13. Moyennes et écart-types des analyses de sol du talus extérieur en début de saison en fonction des secteurs (J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly), des valeurs de Streeter et al. (2019) et des moyennes des concentrations des ETM dans les Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016) avec, en rouge, les valeurs dépassant les critères A du GIPSRTC. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	J	V	M	C	Moyenne des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016)	(Streeter et al., 2019)	Critères A du GIPSRTC
pH	7,89 (0,26)	7,83 (0,09)	7,93 (0,03)	8,35	/	/	/
Conductivité (µS/cm)	217 (91)	203 (4)	277 (51)	250	/	/	/
ATK (mg/kg)	4180 (752)	3585 (1379)	3955 (690)	745	/	/	/
NO₃⁻ (mg/kg)	3,96 (2,84)	5,01 (0,16)	11,8 (4,4)	< 2	/	/	/
PO₄³⁻ (mg/kg)	< 0,5	2,29 (1,70)	1,28 (0,33)	< 0,5	/	/	/
P total (mg/kg)	663 (51)	836 (120)	793 (128)	534	/	/	/
As (mg/kg)	3,18 (0,54)	2,25 (0,21)	2,48 (0,12)	2,2	4	5	6
Ca (mg/kg)	9656 (4526)	6655 (1096)	19745 (15081)	18500	/	92 482 (49 081)	/
Cr (mg/kg)	37,8 (7,89)	47,5 (6,36)	46 (9,2)	63	45	38 (10)	100
Cu (mg/kg)	45 (4,5)	33 (11)	35,6 (2,5)	50	24	23 (5)	50
Fe (mg/kg)	8499 (10602)	29900 (4808)	25450 (5279)	31600	26 214	11 479 (2 223)	/
K (mg/kg)	2082 (299)	3325 (1774)	2680 (765)	2840	/	10 058 (611)	/
Mg (mg/kg)	6208 (787)	8020 (4214)	6940 (1151)	9400	/	/	/
Mn (mg/kg)	395 (98)	496 (73)	501 (215)	505	423	350 (66)	1 000
Mo (mg/kg)	1,09 (0,47)	< 1,5	< 1,5	< 1,5	/	/	2
Na (mg/kg)	1512 (333)	1430 (28)	936 (222)	1180	/	/	/
Ni (mg/kg)	28,8 (6,1)	25 (2,83)	28 (4,4)	46	27	/	50
Pb (mg/kg)	39 (8,1)	34 (1,4)	124 (138)	87	10	14 (2)	50
Zn (mg/kg)	135 (27)	142 (1)	112 (10)	130	59	45 (6)	140
Cl (mg/kg)	68,6 (62)	49,9 (30,8)	208 (26)	259	/	/	/
Hydrocarbures (mg/kg)	112 (67)	107 (6)	71,3 (49)	172	/	/	100
Matières organiques (%)	5,12 (1,01)	7,7 (1,8)	6,53 (1,04)	4,4	/	/	/
Argile (%)	21,5 (4,4)	45,4 (2,8)	44,1 (10,1)	43,2	/	/	/
Sable (%)	47,2 (7,4)	25,5 (0,6)	27,8 (16,5)	21,5	/	/	/
Limon (%)	31,3 (5,6)	29,1 (3,4)	28,2 (7,4)	35,3	/	/	/
Classe texturale	Loam	Argile	Argile	Argile	/	/	/
n	5	2	4	1	/	27	/

Les résultats par site peuvent être retrouvés à l'annexe J. On y retrouve un pH oscillant entre 7,44 et 8,35, mais ne semble pas avoir de lien avec les secteurs. Concernant les éléments chimiques suivants : As, Cr, Fe, le Mn et le Ni, les concentrations ne dépassent pas le critère A et restent similaires aux moyennes des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillardean et al., 2016) ainsi qu'au résultat donné par Streeter et al. (2016). Le site C1 semble avoir des concentrations supérieures aux autres sites de cette étude pour les éléments susmentionnées. Cu, Pb et Zn ont des concentrations en majorité supérieures aux moyennes de la région ainsi que de Streeter et al. (2016). Le Pb et le Zn notamment, dépassent parfois le critère A du

GIPSRRTC. Le Ca et K ne dépasse pas les concentrations de Streeter et al (2019) et le Ca avoisine la concentration de sol moyenne de $1,37 \times 10^4$ mg/kg (Klein, 1975). Les variables comme la conductivité, l'orthophosphate, le P total et le Mg ont des concentrations similaires entre les sites. Le site C semble moins concentré en ATK, en NO_3^- et en orthophosphates. Le Mo est presque indétectable dans la plupart des sites.

Les concentrations de Na et de Cl varient selon les secteurs, avec des niveaux particulièrement élevés de Na dans les secteurs J et V, et des concentrations plus élevées de Cl dans les sites M et C. À titre de comparaison, Mann (2019) a établi des concentrations de référence de 17 mg/kg pour le Cl et de 243 mg/kg pour le Na dans des sols non contaminés par les sels de déglacage, prélevés dans des zones témoins du parc provincial Frontenac, en Ontario. Cette même étude rapporte une concentration moyenne de chlorures de 38 mg/kg ($n = 11$) à 1 mètre de l'autoroute 38, près de Kingston. De leur côté, Van Barneveld et Louie (1990) ont mesuré des concentrations de 108,7 mg/kg pour le Na et 52,1 mg/kg pour le Cl près des autoroutes en Colombie-Britannique. Cependant, leurs échantillons ont été prélevés à plus de 5 mètres de la route, ce qui pourrait limiter la comparabilité des données.

Les concentrations relevées dans notre étude se révèlent significativement plus élevées que celles rapportées dans la littérature. Cette différence peut notamment s'expliquer par le débit journalier moyen annuel (DJMA) des routes étudiées. Par exemple, l'étude de Mann (2019) concerne une route avec un DJMA de 8 100 en 2022 (South Frontenac, 2024), et celle de Van Barneveld et Louie (1990) une route avec un DJMA de 9 326 en 2017 (Ministère des Transports et de l'Infrastructure de la Colombie-Britannique, 2024). En comparaison, les routes de notre étude présentent un DJMA moyen de 37 433 (2023) (tableau 2). Or, les routes à faible DJMA reçoivent généralement moins de sel que celles à fort trafic (Ministère des Transports et de la Mobilité durable, 2019). Enfin, les échantillons de sol de talus ayant eu lieu durant le mois de juillet il pourrait encore contenir des Na et Cl, car ces derniers peuvent persister dans le sol 2,5 à 5 mois après l'application de sel (Robinson et al., 2017).

Des concentrations en hydrocarbures supérieures au critère A fixé à 100 mg/kg du guide d'intervention – protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (GIPSRRTC) sont présents dans les résultats de sept sites sur douze. Ces résultats suggèrent que le talus pourrait jouer un rôle majeur dans la rétention de ce polluant avant qu'il n'atteigne le fond de fossé, comme le propose Dierkes & Geiger (1999).

À noter que les concentrations de Cu, Pb, Fe et Zn de notre analyse semblent supérieures aux résultats de Streeter et al. (2019). Cela peut être expliqué par le fait que le DJMA des sites d'étude est en moyenne de 635 (Iowa Traffic Data, 2021) pour cette étude, alors que la nôtre est de plus de 30 000, les véhicules étant la principale source de cuivre, plomb, fer et zinc (Young et al., 1996; Gunawardena et al., 2015). Cette supposition ne se vérifie toutefois pas pour l'arsenic.

3.1.ii) Fond de fossé

Les moyennes des analyses de sol du fond de fossé se trouvent dans le tableau 14, compilant ainsi les sites des secteurs J, V, M et C, ainsi que l'échantillonnage en début et fin de saison. Les données de Streeter et al. (2019) sont des échantillons de sol pris dans le fond du fossé, à l'instar de notre étude.

Tableau 14. Moyenne et écart-type des analyses de sol de fond de fossé de début et fin de saison en fonction des secteurs (J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly), des valeurs de Streeter et al. (2019), des moyennes des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016) avec, en rouge, les valeurs dépassant les critères A du GIPSRTC. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	J	V	M	C	Moyenne des Basses-terres du Saint-Laurent (Baillargeon Nadeau, 2016)	(Streeter et al., 2019)	Critères A du GIPSRTC
<i>pH</i>	7,82 (0,18)	7,52 (0,26)	8,21 (0,17)	8,18 (0,1)	/	/	/
<i>Conductivité (µS/cm)</i>	619 (233)	489 (219)	302 (96)	500 (109)	/	/	/
<i>ATK (mg/kg)</i>	2 150 (1 804)	3 278 (2 122)	733 (486)	303 (74)	/	/	/
<i>NO₃⁻ (mg/kg)</i>	1,12 (0,39)	1,13 (0,25)	1,33 (0,94)	< 2	/	/	/
<i>PO₄³⁻ (mg/kg)</i>	0,388 (0,182)	0,723 (0,32)	0,329 (0,149)	0,47 (0,31)	/	/	/
<i>P total (mg/kg)</i>	607 (42)	964 (235)	818 (177)	509 (42)	/	/	/
<i>As (mg/kg)</i>	3,49 (0,72)	2,43 (0,28)	1,7 (0,6)	1,85 (0,21)	4	6 (1)	6
<i>Ca (mg/kg)</i>	10 784 (4 295)	6 010 (1 778)	20 088 (3 308)	13 150 (2 333)	/	26 810 (11 711)	/
<i>Cr (mg/kg)</i>	34,9 (10,8)	66,3 (27,8)	22,8 (3)	118 (27)	45	/	100
<i>Cu (mg/kg)</i>	35,5 (11,6)	28,5 (15,8)	20 (4,4)	47,5 (3,5)	24	22 (5)	50
<i>Fe (mg/kg)</i>	17 628 (12435)	29 825 (2985)	20 738 (2121)	43 150 (71)	26 214	15 462 (3786)	/
<i>K (mg/kg)</i>	2 236 (609)	2 693 (783)	1 449 (644)	5 570 (339)	/	/	/
<i>Mg (mg/kg)</i>	7 443 (1134)	7 645 (1180)	7 461 (1642)	16 850 (1 770)	/	/	/
<i>Mn (mg/kg)</i>	441 (265)	442 (211)	427 (98)	643 (72)	423	360 (130)	1 000
<i>Na (mg/kg)</i>	1 143 (583)	1 385 (288)	504 (158)	1 825 (629)	/	/	/
<i>Ni (mg/kg)</i>	32,7 (7,8)	32,8 (11,5)	19,1 (2,4)	67 (9,9)	27	49 (15)	50
<i>Pb (mg/kg)</i>	22 (18)	26,5 (4,7)	6,63 (3,11)	8 (4,2)	10	12 (2)	50
<i>Zn (mg/kg)</i>	110 (68)	128 (13)	46 (6,7)	92 (5,7)	59	47 (9)	140
<i>Chlorures (mg/kg)</i>	555 (405)	700 (203)	232 (73)	569 (377)	/	/	/
<i>Matières organiques (%)</i>	3,22 (1,91)	10,8 (2,6)	2,35 (1,22)	1	/	/	/
<i>Argile (%)</i>	32,5 (11,5)	53,4 (17,8)	19,1 (3,8)	58,7	/	/	/
<i>Sable (%)</i>	30,5 (15,9)	16,2 (13)	20,5 (10)	1,8	/	/	/
<i>Limon (%)</i>	37 (13)	30,4 (4,8)	60,4 (11,6)	39,5	/	/	/
<i>Classe texturale</i>	Loam argileux	Argile	Loam fin	Argile	/	/	/
<i>n</i>	10	4	8	2	/	27	/

Comme pour le talus, l'As est le seul élément où tous les échantillons ne dépassent pas les moyennes régionales. La concentration en Fe, Ni, Pb, Zn, Mn et Cu dépasse les moyennes régionales, mais seuls le Cr et le Ni sont supérieurs au critère A. À l'instar du talus, le secteur C semble avoir des concentrations supérieures (Cr, Cu, Fe, Mn et Ni) par rapport aux autres secteurs. Cela peut être dû à la perturbation du sol causée par l'excavation effectuée au début de la saison 2023, qui aurait pu exposer des couches sous-jacentes contenant naturellement des concentrations plus élevées de métaux (Holland & Turekian, 2003). Pour les composés organiques, comme l'ATK, le NO₃⁻ ou le P total, le secteur C en contient moins que les autres.

Cela peut encore une fois être attribué à l'excavation, cette dernière ayant enlevé toutes les plantes et les couches supérieures de sol susceptibles de contenir de la matière organique et des composés azotés (Paul & Frey, 2024). Concernant les chlorures, on retrouve des concentrations bien supérieures dans le fond du fossé par rapport à celles du talus de manière générale. Par exemple, la concentration moyenne en chlorures du talus est de 128 mg/kg, tandis qu'elle est de 617 mg/kg pour le fond du fossé en début de saison. Cela pourrait s'expliquer par la forte solubilité des chlorures, qui s'infiltrent directement dans le talus en hiver lors de l'application des sels de déglacage. Ces ions migreraient ensuite vers les eaux souterraines avant de remonter avec elles, à travers le sol du fond de fossé durant l'été, un phénomène déjà observé par Howard & Haynes (1993). De plus, les chlorures peuvent se lier à la matière organique présente dans le fond des fossés de drainage, réduisant ainsi leur mobilité apparente. Cela pourrait expliquer pourquoi il y a moins de chlorures dans le secteur C, où la matière organique est bien moins élevée que dans les autres secteurs (Crebelli et al., 2005; Kalavrouziotis et al., 2011; Robinson et al., 2017). Inversement, cela pourrait expliquer la grande concentration de chlorures à Varennes, qui possède également le pourcentage de matière organique le plus élevé.

À noter qu'aucun hydrocarbure n'a été trouvé dans le fossé, peut-être à cause de la filtration par la bande enherbée que représente le talus, mais aussi parce que les hydrocarbures, ayant une masse volumique moins élevée que l'eau, se retrouvent en surface, et non dans le sol d'un fossé possiblement inondé lors de l'échantillonnage.

Pour ce qui est de la classe texturale, on retrouve un peu plus de limon que sur le talus, ce qui est très certainement dû au fait que la sédimentation a tendance, au fil du temps, à amener du limon, comme le conclut Streeter et al. (2019).

En annexe K se trouve la comparaison entre les échantillonnages de début et fin de saison du sol des fonds de fossé. La plupart des valeurs sont inchangées, à l'exception des orthophosphates qui ont augmenté, passant d'indétectables à 0,553 mg/kg sans que cela ne puisse être expliqué. L'azote total Kjeldahl a également diminué de 60 %. Les chlorures ont également diminué de près de 50 % en moyenne. Cela peut être dû au fait qu'en début de saison, une grande partie des sels de déglacage se trouvait encore dans le sol du fossé, en raison de l'application de sel de déglacage durant l'hiver 2022-2023. Nous pouvons supposer que l'été 2023 a pu réduire au fil du temps cette concentration avec un relargage de cet élément, soit par remise en suspension des matières organiques contenant des chlorures, soit par dissolution des chlorures par l'eau de ruissellement apportée au fil des événements pluvieux.

Pour résumer, certains polluants tels que le Pb, le Zn ou les hydrocarbures excèdent parfois les critères et moyennes régionales, notamment dans le cas du talus. Ce phénomène pourrait constituer une preuve supplémentaire que le talus filtre efficacement la plupart des polluants notamment les hydrocarbures (Dierkes & Geiger, 1999), présents dans l'eau de ruissellement autoroutier, comme le conclut Boivin et al. (2021). La concentration des ETM dans le fond du fossé est plus basse, mais reste légèrement supérieure à la moyenne régionale. Les chlorures, qui semblent s'accumuler uniquement dans le fond du fossé, sont remis en suspension tout au long de l'été. Enfin, la concentration des éléments du secteur C semble avoir été perturbée par l'excavation récente de ce dernier. Il est important de rappeler que certains éléments tels

que l'As, l'Ag, le Cd, le Sn et le Hg n'ont pas été détectés ou n'ont jamais dépassé les critères et moyennes régionales.

3.2) Caractérisation végétale

3.2.i) Recouvrement, densité et hauteur des espèces végétales du fond de fossé

Le tableau 15 présente les résultats, de la campagne d'août à septembre de recouvrement, densité et hauteur par site car, même au sein d'un secteur, il existait des différences notables.

Tableau 15. Moyenne et écart-type de recouvrement total, densités de plantes vivantes et mortes ainsi que hauteur totale de toutes les espèces végétales du fond de fossé (zone D) en fonction des sites. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

Site	Recouvrement total moyen (%)	Densité de plante vivantes et mortes (tiges/m ²)	Hauteur moyenne pondérée par la densité (cm)	Diamètre moyen pondéré par la densité (mm)
J1	61,3 (2,5)	257 (113)	72,4 (22,8)	3,93 (0,42)
J2	68,3 (5,1)	380 (96)	53,1 (4,2)	2,97 (0,39)
J3	63,3 (10)	256 (53)	86 (28)	3,45 (0,44)
J4	73,3 (8,6)	263 (134)	98,3 (33,1)	3,97 (0,87)
J5	60,8 (16,2)	188 (59)	89,7 (15,8)	4,26 (0,92)
V1	79,7 (7,4)	1221 (1268)	55,3 (34,2)	2,33 (0,67)
V2	78,7 (3,1)	390 (46)	72 (22)	3,46 (0,16)
M1	68,3 (2,1)	288 (98)	52 (14)	3,15 (1,08)
M2	77 (6,9)	716 (260)	30,5 (13,2)	2,59 (1,4)
M3	65,7 (11,2)	461 (200)	31 (3,2)	2,92 (0,58)
M4	77,3 (10)	722 (552)	34,4 (9,9)	2,28 (0,88)
C1	24,3 (9,8)	3,9 (4,5)	42,3 (48,6)	3 (0)

Les sites J4, M2 et M4 ainsi que le secteur V possèdent les recouvrements les plus élevés, en lien avec la densité de plantes vivantes et mortes (litières). Le site C1 est, comme attendu, le site de recouvrement et de densité les plus faibles, en raison de son excavation récente. La hauteur et le diamètre moyens pondérés par la densité sont plus élevés pour les sites J1, J4, J5 et V2 en raison de l'importante population de roseau commun (*Phragmites australis*) dans ces fossés. Il faut noter la densité de plantes vivantes de V1 qui est 4 fois supérieure à celles des autres sites en raison de la présence du jonc de Gérard (*Juncus gerardii*) qui tapisse ce fond de fossé.

Il est utile de rappeler que la caractérisation végétale s'est déroulée fin août et fin septembre, alors que les coupes concernant les plantes du fond de fossé avaient eu lieu à la mi-juin (tableau 5).

3.2.ii) Recouvrement de la végétation en fonction des secteurs

Un total de 75 espèces végétales réparties dans 68 genres et 31 familles ont été recensées en tout dans les 72 zones étudiées. La liste des espèces, genres et familles est présentée en annexe L. Les zones A, B et C correspondent au talus extérieur et la zone D correspond au

fond de fossé comme expliqué sur la figure 11. En annexe M se trouvent les photos relatives à cette caractérisation végétale.

Talus extérieur (zone A, B et C)

Tout d'abord, il est important de noter que dans les zones A, B et C, la couverture végétale atteignait 100 % du quadrat.

Le secteur J est dominé par des espèces habituées des milieux perturbés tels que la fétuque rouge (*Festuca rubra*), la potentille ansérine (*Potentilla anserina*) et l'ivraie (*Lolium perenne*) (figure 17). Ces dernières sont présentes dans les parties plus hautes du talus et décroissent au fur et à mesure que l'on s'approche du bas de talus pour être remplacées progressivement par le roseau commun.

Le secteur V a une végétation moins variée que le secteur J (la mesure de la diversité spécifique représentée par l'indice de Shannon est de 3,5 contre 4,35 respectivement et peut être retrouvée en annexe L), mais à des proportions d'abondances plus équitables entre les genres. La fétuque rouge, l'ivraie et le panais sauvage (*Pastinica sativa*) dominent le recouvrement. À noter un grand recouvrement du roseau commun d'environ 30 % dans la zone B.

Le secteur M, avec une végétation aussi variée que J, est dominé par le brome inerme (*Bromus inermis*), la carotte sauvage (*Daucus carota*), la fétuque rouge, le panais sauvage et le roseau commun. En descendant la pente du talus, la fétuque rouge remplace progressivement le roseau commun pour atteindre 30 % de recouvrement dans la zone C.

Enfin, le secteur C a une végétation largement dominée par la fétuque rouge avec environ 30 % de recouvrement pour les trois zones. La carotte sauvage ainsi que le roseau commun peuvent être retrouvés en grande quantité également.

Fond de fossé (zone D)

La majorité des secteurs sont colonisés par le roseau commun avec un recouvrement très important pour le secteur J et V. On ne retrouve plus certaines espèces du talus extérieur telles que la fétuque rouge ou le panais sauvage. Le secteur V est tout de même colonisé par le jonc de Gérard et le scirpe (*Scirpus* sp.), plantes de milieu humide avec un recouvrement de 10 %. Le secteur M est plus équilibré avec la quenouille (*Typha angustifolia*) et le pâturin (*Poa* sp.) ou le jonc de Gérard dans le fond de fossé.

Pour aller plus loin, l'annexe N présente les proportions moyennes de recouvrement des familles observées. Ainsi, les fossés V, M et C sont dominés par les Poaceae et les Asteraceae. Le secteur J est dominé par les Poaceae, ainsi que les Rosaceae. À noter une présence non négligeable d'Apiaceae dans les secteurs M et C.

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

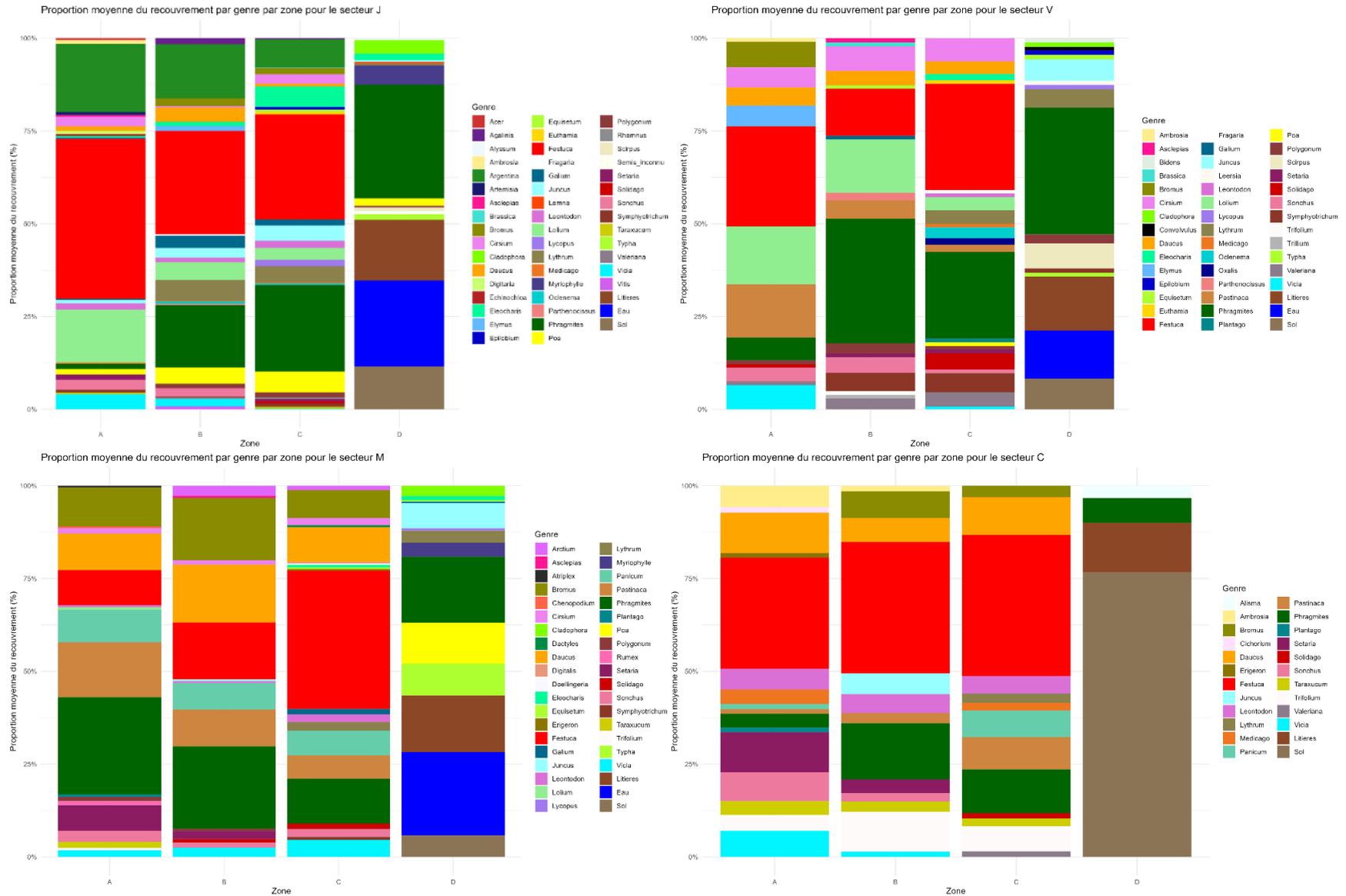


Figure 17. Proportion moyenne de recouvrement des genres observés dans le fossé en fonction de la zone d'août à septembre 2023 pour les secteurs J, V, M et C

3.3) Paramètres de pluviosité

Sept précipitations de pluies correspondant aux critères établis ont été échantillonnées du 21 juillet au 17 novembre. La figure 18 illustre la distribution temporelle des pluies qui ont fait l'objet d'échantillonnages tout au long de la saison 2023. L'annexe H présente les données incluant la date et l'heure précise des moments clés de l'échantillonnage d'événements.



Figure 18. Ligne de temps des pluies échantillonnées

Comme indiqué dans le point 5 de l'introduction, les facteurs physiques les plus influents concernant la qualité d'eau de ruissellement sont les facteurs liés à la pluie. C'est pourquoi les valeurs suivantes ont été déterminées :

- Hauteur de pluie (mm);
- Intensité moyenne (mm/h);
- Intensité max (mm/h);
- Période sèche (jours).

Comme mentionné dans le point 4 de la méthodologie, le temps entre les dernières averses et T1 est important à prendre en compte. La présence d'un événement pluvieux entre T1 et T2 peut également influencer sur la qualité de l'eau à T2. C'est pourquoi l'écart entre T2 et la dernière pluie a également été rajouté, en plus de la hauteur de pluie pendant cette même période. L'annexe I donne les valeurs mentionnées précédemment pour chaque pluie et pour chaque station météo/pluviomètre. L'eau de ruissellement de toutes les pluies a été soumise aux mêmes analyses, excepté pour le 3^e événement qui n'a pas reçu assez d'eau pour effectuer toutes les analyses (moins de 3 mm pour M et C). Par conséquent, seules les analyses effectuées à l'IRBV (MES, pH, OD et conductivité) ont été menées pour le 3^e événement. L'événement 4 est également particulier, car les sites de Varennes n'ayant pas reçu assez d'eau, ils n'ont pas été analysés. En termes d'intensité maximale, il fallait échantillonner des précipitations provenant de pluies ayant atteint au moins 15 mm/h. Certains événements et secteurs n'ont pas atteint une intensité maximale de 10 mm/h (ex : le secteur de Marieville durant le 2^e et 3^e événements). Les valeurs d'intensité maximale ne dépassant pas les 15 mm/h sont écrites en rouge à l'annexe I. En termes d'intensité moyenne, les 6^e et 7^e événements n'ont également pas dépassé les 8 mm/h, ce qui est principalement dû à la nature des pluies de la saison d'automne qui sont des pluies dites continues, c'est-à-dire longues mais peu intenses. Ces pluies de faible intensité ont tout de même fourni assez d'eau pour pouvoir échantillonner les citernes et le fond du fossé.

En moyenne, les sites ont reçu $27,49 \pm 31,29$ mm par événement de pluie, avec une intensité maximale moyenne de $22,0 \pm 21,8$ mm/h par événement. En comparant les intensités et les durées des pluies aux courbes IDF (intensité-durée-fréquence) de la station Montréal/St-Hubert A (Agrométéo Québec, s.d.), il s'avère que tous les événements pluvieux échantillonnés ont une période de retour inférieure à deux ans (annexe I).

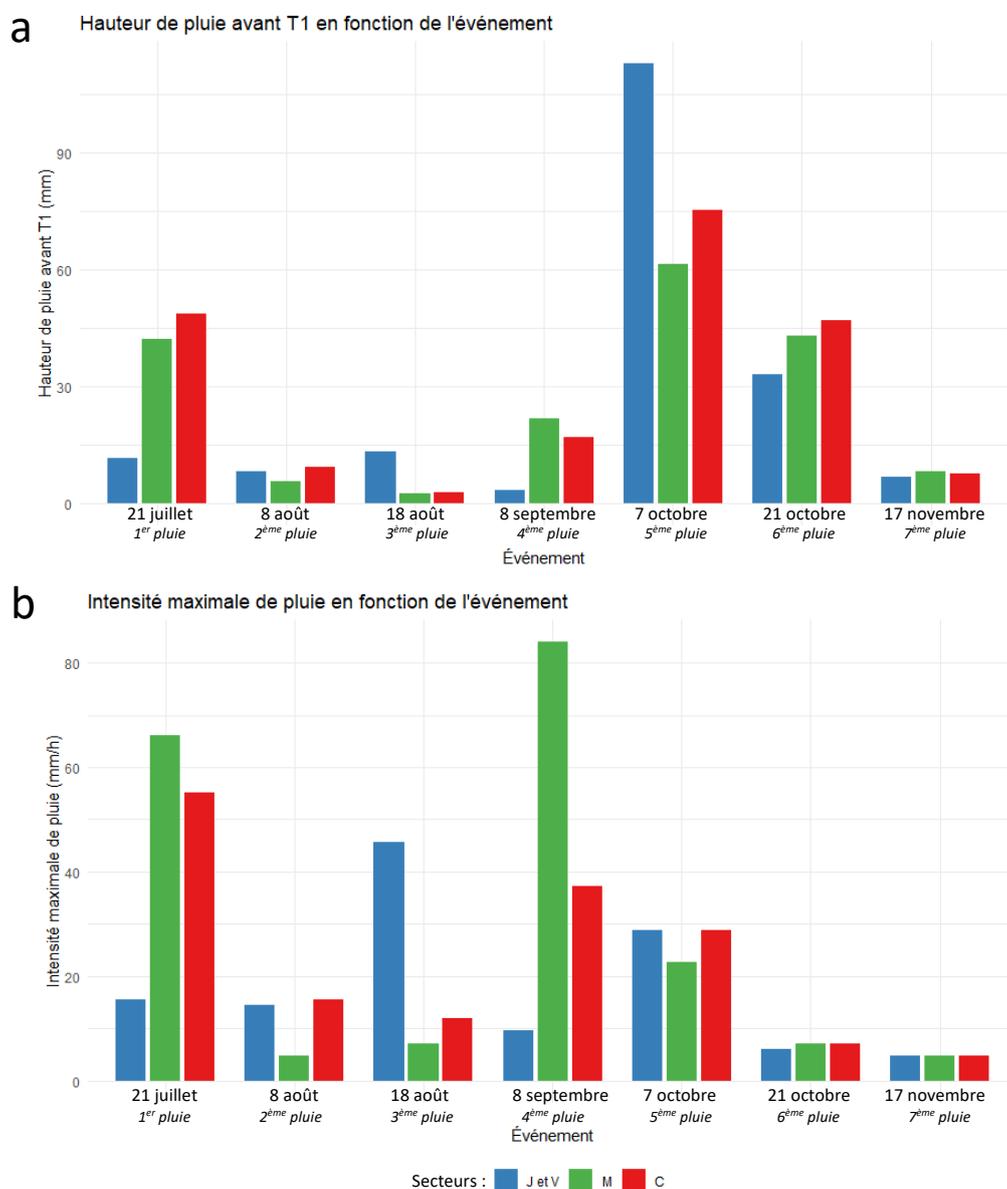


Figure 19. a : Hauteur de pluie avant le premier échantillonnage (T1) par événement (mm); b : Intensité maximale de pluie par événement (mm/h)

3.4) Variables hydrologiques

3.4.i) Hauteur d'eau

Les mesures de hauteur d'eau dans les fonds de fossé ont été prises manuellement 28 fois durant la saison. Le tableau 16 résume les prises de données qui ont commencé le 14 avril pour se terminer le 20 novembre.

Tableau 16. Moyenne de hauteur d'eau (cm), prise manuellement avec leur moyenne, écart-type et étendue pour chaque site. J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

SECTEUR	SITE	MOYENNE	ÉTENDUE
J	1	15,9 (14,1)	[0 – 63]
	2	18,7 (18,5)	[0 – 78]
	3	15,2 (20,3)	[0 – 82]
	4	20,7 (27,1)	[0 – 104]
	5	36,4 (15,6)	[-23 – 146]
V	1	2,9 (5,1)	[-21 – 39]
	2	8,2 (6,6)	[0 – 47]
M	1	8,2 (16,7)	[-9 – 95]
	2	9,4 (11,5)	[-1 – 78]
	3	9,9 (9,6)	[0 – 78]
	4	2,4 (3,6)	[0 – 35]
C	1	8,2 (10,9)	[0 – 73]

Les données de ce tableau représentent les hauteurs d'eau mesurées tout au long de la saison 2023. Elles ne sont pas limitées aux périodes d'échantillonnage, ce qui permet d'avoir une vue d'ensemble sur la hauteur d'eau des différents sites tout au long de la saison. La grande disparité des moyennes de hauteur d'eau entre les fossés démontre une nouvelle fois la variabilité qui existe entre les sites. Le site M4 par exemple présente une moyenne de 2,4 cm, alors que la moyenne de J5 atteint 36,4 cm. Cette disparité peut possiblement s'expliquer par des apports extérieurs (connexion avec le réseau hydrographique visible à l'annexe C) comme pour J5, avec la forme du fossé (pente, section, point haut), des obstacles en aval ou encore la perméabilité du sol.

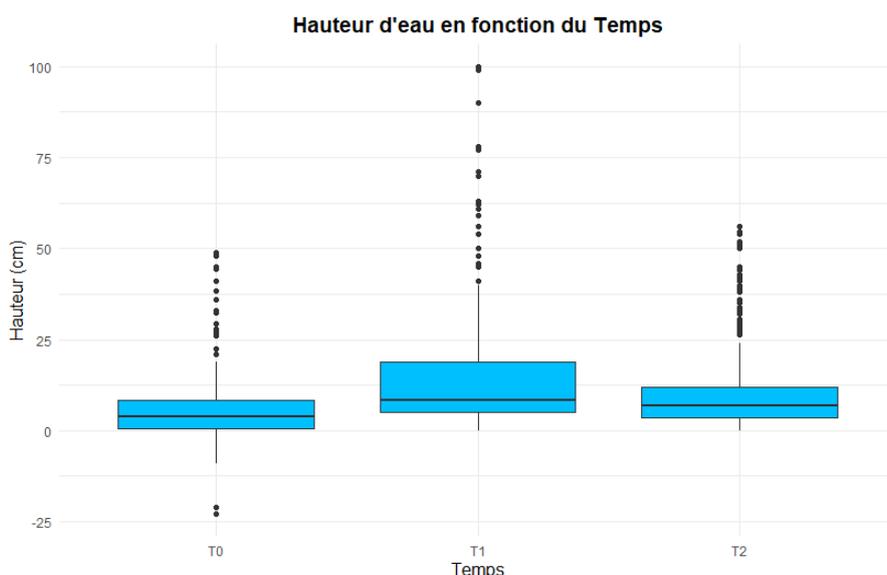


Figure 20. Boîte à moustache de la hauteur d'eau (cm) prise manuellement en fonction du temps; T0 étant avant la pluie, T1 moins de 24h après la pluie et T2 48h après T1.

La différence entre T0, T1 et T2 (figure 20) permet d'observer l'augmentation de la hauteur d'eau entre T0 et T1 due aux événements pluvieux, et une certaine diminution entre T1 et T2 due à l'écoulement de l'eau dans le fossé ainsi qu'à l'infiltration de l'eau dans le sol.

3.4.ii) Volume d'eau

Pour estimer le volume d'eau présent dans les sites d'une longueur de 50 mètres à un instant T, les sections transversales (Tableau 6) et les hauteurs d'eau mesurées ont été utilisées. À l'aide du calculateur d'aire du National Weather Service (NWS, 2024), la surface de la section transversale a été estimée en fonction des hauteurs d'eau relevées manuellement aux points situés à 0 et 50 mètres de chaque site, pour chaque événement pluvieux. La moyenne des surfaces obtenues aux deux extrémités du site a ensuite été calculée, puis multipliée par 50 afin d'obtenir le volume total d'eau contenu dans un site donné pour un événement de pluie spécifique.

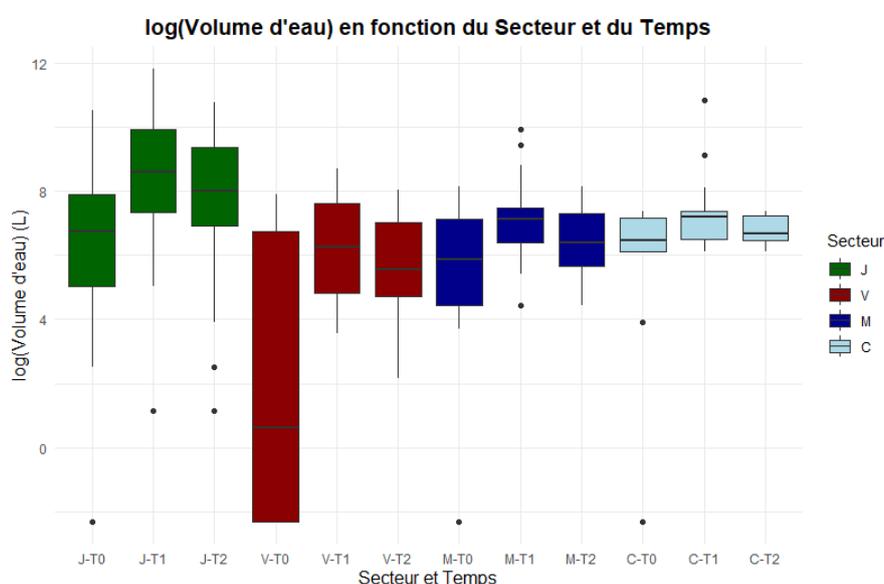


Figure 21. log(Volume d'eau) en fonction des secteurs et du temps; J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly

Le secteur J semble être une nouvelle fois le secteur avec le volume le plus important et V, à l'inverse, celui avec le volume le plus petit (figure 21). Le secteur C semble peu varier également. Les valeurs sont présentées en logarithme pour faciliter la représentation, car elles sont trop dispersées. Les sites étant assez différents, le même graphique est présenté, mais en fonction de ces derniers à l'annexe O. On distingue très rapidement que 4 sites sortent du lot. En effet, J4, V1, M1 et M4 semblent beaucoup varier entre T0 et T1. Pour J4 et M1, cela est dû à leur proximité géographique avec l'aval ou la fin du fossé de drainage (annexe C). Cette fin de fossé est caractérisée par un canal de déversement traversant la route et acheminant l'eau vers le réseau hydrographique des fossés qu'il croise. Ainsi, à T0, il y a peu de chance que le fossé soit rempli, étant donné que l'eau s'écoule rapidement vers ce canal. En revanche, des sites comme J3, situés en amont et possédant une topographie différente, retiennent davantage d'eau en raison des bosses et creux naturels situés entre J3 et le canal, empêchant l'eau de s'écouler vers le canal de déversement. Cela explique pourquoi J4 et M1 présentent des volumes d'eau plus faibles à T0 comparés à d'autres sites comme J3, où l'eau stagne plus facilement grâce à ces obstacles naturels. Pour ces mêmes sites, à T2, l'eau avait tendance à peu diminuer étant donné que ce canal de déversement pouvait déborder sur les sites (figure 22).



Figure 22. Canal de déversement sur le secteur de Sainte-Julie. À droite se trouve J4

Pour les sites M4 et V1, la faible accumulation d'eau à T0 s'explique autrement. Ces sites se situent probablement en amont du fossé de drainage. En début de fossé, l'accumulation d'eau est moindre car, bien que l'eau en provenance de la route soit supposée similaire partout, il n'y a pratiquement pas d'eau accumulée en amont de ces sites. En effet, l'eau qui atteint V1 et M4 provient uniquement de la route et de la première partie du fossé, sans recevoir de contributions significatives d'autres segments du fossé situés en amont. Cela explique pourquoi, à T0, les volumes d'eau sont plus faibles et pourquoi l'augmentation entre T0 et T1 est moins prononcée pour ces sites comparés à d'autres situés plus en aval.

Ces informations sont à garder en mémoire pour le reste des analyses, car elles influencent directement les conclusions qui seront tirées. Néanmoins, cette diversité de sites et de conditions représente également un avantage important pour cette étude sur les fossés de drainage autoroutiers du Québec. Avoir une variété de sites et de conditions permet de brosser un portrait plus complet et représentatif de la qualité de l'eau de ces infrastructures.

Outre cela, pour comprendre les facteurs influençant la variation du volume d'eau dans les fossés entre T0 et T1, nous avons développé un modèle linéaire mixte (ou un modèle linéaire généralisé à effets mixtes, utilisé pour des données ne suivant pas une distribution normale) prenant en compte les divers paramètres environnementaux et topographiques suivants :

$$\log(\Delta_{T0-T1}V_{eau}) \sim D_{tiges} + H_{pluie\ avant\ T1} + \Delta_{pluie-T1}T + L_{talus} + P_{talus} + L_{fossé} + P_{fossé}$$

Avec :

- $\Delta_{T0-T1}V_{eau}$: la variation de volume entre T0 et T1 selon l'équation :

$$\Delta_{T0-T1}V_{eau} = \frac{V_{eau\ à\ T1} - V_{eau\ à\ T0}}{V_{eau\ à\ T0}}$$

- D_{tiges} : La densité de tiges vivantes et mortes (en tiges/m²);
- $H_{pluie\ avant\ T1}$: La hauteur de pluie avant l'échantillonnage à T1 (en mm);
- $\Delta_{pluie-T1}T$: Écart de temps entre la pluie et T1 (min);
- L_{talus} : Longueur du talus (m);
- P_{talus} : Pente du talus (%);
- $L_{fossé}$: Largeur du fossé (m);
- $P_{fossé}$: Pente du fossé (%).

Ce modèle a été élaboré à partir des données des 7 événements pluvieux. Les variables telles que la hauteur de pluie avant T1 et l'écart de temps entre la pluie et T1 ont été intégrées dans le modèle pour s'assurer que les effets de la quantité de précipitations et du drainage naturel de l'eau soient pris en compte. Par exemple, un écart de temps plus long entre la pluie et T1 signifie que l'eau a eu plus de temps pour s'écouler, influençant ainsi le volume d'eau mesuré. En incluant ces variables, nous pouvons isoler et mieux comprendre l'impact des autres facteurs environnementaux et topographiques.

Tableau 17. Estimation et p-value pour la variation de l'eau entre T0 et T1 selon l'équation suivante : $\log(\Delta_{T0-T1}V_{eau}) \sim D_{tiges} + H_{pluie\ avant\ T1} + \Delta_{pluie-T1}T + L_{talus} + P_{talus} + L_{fossé} + P_{fossé}$

	Estimation	p-value ^a
D_{tiges}	0,836	*
$H_{pluie\ avant\ T1}$	0,097	***
$\Delta_{pluie-T1}T$	-0,015	> 0,1
L_{talus}	0,973	*
P_{talus}	0,913	*
$L_{fossé}$	-1,50	**
$P_{fossé}$	0,067	> 0,1

^aLa légende de la P-value se trouve à l'annexe U

Les résultats du modèle indiquent que (tableau 17) :

- La densité de tiges vivantes et mortes a un effet positif significatif avec une p-value égale à 0,0315 sur la variation du volume d'eau. Pour rappel, la p-value est une mesure statistique qui indique la probabilité que les résultats observés soient dus au hasard. Une p-value inférieure à 0,05 est généralement considérée comme statistiquement significative, ce qui signifie que nous pouvons rejeter l'hypothèse nulle et conclure qu'il existe une relation significative entre les variables étudiées. Dans ce contexte, une p-value de 0,0315 pour la densité de tiges vivantes et mortes indique que cette variable a un effet significatif sur la variation du volume d'eau. Concrètement, plus la densité de tiges est élevée, plus l'augmentation du volume d'eau est importante, ce qui suggère que la biomasse végétale et la capacité de rétention de l'eau sont étroitement liées;
- La hauteur de pluie avant T1 montre sans surprise un impact positif significatif (p-value < 2 x 10⁻¹⁶);
- La longueur du talus a un effet positif significatif (p-value = 0,013), ce qui signifie que plus le talus est grand, plus l'augmentation du volume d'eau est importante;
- La pente du talus a un effet positif significatif (p-value = 0,038), ce qui signifie que plus le talus est pentu, plus l'augmentation du volume d'eau est importante;

- La largeur du fossé a un effet négatif significatif (p-value = 0,0038) sur la variation du volume, indiquant que plus le fossé est large, moins l'augmentation du volume d'eau est prononcée. Ceci peut s'expliquer par la surface d'absorption qui, avec un fossé large, est plus grande, permettant à plus d'eau de s'infiltrer.

Les autres paramètres inclus dans le modèle n'exercent donc aucune influence significative sur la variation de l'eau de T0 à T1.

Un autre modèle linéaire a été effectué afin de comprendre les facteurs influençant la variation de volume d'eau de T1 à T2 avec les paramètres suivants :

$$\log(\Delta_{T1-T2}V_{eau}) \sim D_{tiges} + H_{pluie\ avant\ T2} + \Delta_{pluie-T2}T + L_{fossé} + P_{fossé}$$

Avec :

- $\Delta_{T1-T2}V_{eau}$: la variation de volume entre T1 et T2 selon l'équation :

$$\Delta_{T0-T1}V_{eau} = \frac{V_{eau\ à\ T2} - V_{eau\ à\ T1}}{V_{eau\ à\ T1}}$$

- D_{tiges} : La densité de tiges vivantes et mortes (en tiges/m²);
- $H_{pluie\ avant\ T2}$: La hauteur de pluie entre l'échantillonnage de T1 et T2 (en mm);
- $\Delta_{pluie-T2}T$: Écart de temps entre la pluie entre T1 et T2, et l'échantillonnage à T2 (min);
- $L_{fossé}$: Largeur du fossé (m);
- $P_{fossé}$: Pente du fossé (%).

Les paramètres comme la hauteur de pluie entre T1 et T2, ou le temps depuis la dernière pluie ont été inclus afin de soustraire leur influence, tout comme pour le modèle précédent.

Pour ce modèle, aucun des paramètres n'a d'influence sur la variation de volume de T1 à T2. À noter que la hauteur de pluie de T1 à T2 a une p-value proche de 0,05 (0,0571) et un effet positif, ce qui était attendu car la pluie entre T1 et T2 augmente inévitablement le volume d'eau.

3.4.iii) Hauteurs d'eau prises par les piézomètres

La hauteur d'eau prise manuellement a également permis de calibrer et vérifier les données prises par les piézomètres. Le tableau 18 résume si la prise de données est fiable et/ou complète. En effet ces piézomètres peu coûteux n'ont pas répondu aux attentes et la prise de données s'est révélée parfois infructueuse avec des valeurs aberrantes ou absentes. Les critères afin de déterminer la fiabilité de ces appareils sont les suivants :

- Les données doivent se suivre (un écart trop grand entre deux valeurs peut signifier un dysfonctionnement de l'appareil);
- Les données doivent correspondre aux données de hauteur d'eau prise manuellement;
- Les données doivent être cohérentes avec celles des fossés situés à proximité.

Le tableau suivant permet d'apprécier la proportion de données fiables et complètes :

Tableau 18. Liste des données prises par les piézomètres par site avec C : Complet et F : Fiable

Site	1 ^{er} pluie		2 ^e pluie		3 ^e pluie		4 ^e pluie		5 ^e pluie		6 ^e pluie		7 ^e pluie	
	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F
J1				X								X		
J2		X			X	X				X				
J3		X	X	X	X	X		X		X		X		
J4														
J5	X	X					X	X						
V1		X	X	X		X				X		X		
V2		X	X	X	X	X	X	X				X		
M1														
M2	X	X	X	X		X						X		X
M3							X	X	X	X				X
M4								X				X		X
C1	X	X								X				

Les graphiques des données recueillies par les piézomètres, disponibles en annexe Q, offrent une vue détaillée du moment précis de la pluie auquel les échantillons ont été prélevés. Ils permettent notamment d'identifier si ces prélèvements ont eu lieu durant la phase finale de décrue ou à un autre stade. Par ailleurs, ces graphiques illustrent le comportement de la hauteur d'eau dans les différents fossés, mettant en évidence les variations spécifiques à chaque site lors des événements pluvieux. Toutefois, en raison du caractère incomplet de certaines données, celles-ci ne seront pas intégrées à l'analyse présentée dans ce rapport.

3.4.iv) Débit de l'eau

Débit estimé manuellement

La vitesse de l'eau connaît aussi des données manquantes. En effet la méthode utilisée ne permettait pas de rendre compte des faibles débits et ne fonctionnait pas lorsque des vents forts influençaient la trajectoire de la styromousse ou lorsque la surface de l'eau était gelée. Grâce aux mesures des sections transversales, la vitesse d'écoulement a pu être convertie en débit. Le tableau 19 en fait le résumé :

Tableau 19. Débits des sites en fonction des événements de pluie

Site	Secteur	T	Débit (l/s)						
			1 ^{re} pluie	2 ^e pluie	3 ^e pluie	4 ^e pluie	5 ^e pluie	6 ^e pluie	7 ^e pluie
J1	J	T1	0,067	0,188	2,18	Pas de débit	Trop de vent	7,06	Pas de débit
J2	J	T1	0,174	0,395	4,08	Pas de débit	Trop de vent	14,4	Pas de débit
J3	J	T1	0,07	0,847	2,59	0,053	Trop de vent	23,1	Pas de débit
J4	J	T1	3,06	Pas de débit	0,543	Pas de débit	Trop de vent	54,8	1,6
J5	J	T1	Pas de débit	3,43	Pas de débit	Pas de débit	Trop de vent	Pas de débit	Pas de débit
V1	V	T1	0,342	Pas de débit	0,183	/	Trop de vent	Pas de débit	Pas de débit
V2	V	T1	1,03	0,27	0,485	/	Trop de vent	0,423	Pas de débit
M1	M	T1	NA	NA	0,484	Pas de débit	0,281	0,0937	0,107
M2	M	T1	NA	NA	0,688	Pas de débit	0,281	0,0937	0,107
M3	M	T1	NA	NA	0,313	Pas de débit	0,281	0,0937	0,107
M4	M	T1	NA	NA	0,098	Pas de débit	Trop de vent	NA	NA
C1	C	T1	NA	NA	0,206	Pas de débit	0,016	0,0163	0,01
J1	J	T2	NA	Pas de débit	Pas de débit	0,044	5,09	Pas de débit	Glacé
J2	J	T2	NA	Pas de débit	Pas de débit	0,118	9,1	Pas de débit	Glacé
J3	J	T2	NA	Pas de débit	Pas de débit	0,042	4,89	Pas de débit	Glacé
J4	J	T2	NA	Pas de débit	14,38	Pas de débit	51,4	4,0454	Glacé
J5	J	T2	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	Glacé
V1	V	T2	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	/	Pas de débit	Pas de débit	Glacé
V2	V	T2	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	/	Pas de débit	Pas de débit	Glacé
M1	M	T2	Pas de débit	Pas de débit	0,496	0,455	0,023	0,0937	0,029
M2	M	T2	Pas de débit	Pas de débit	0,772	1,55	Pas de débit	0,0937	0,029
M3	M	T2	Pas de débit	Pas de débit	0,894	Pas de débit	0,191	0,0937	0,029
M4	M	T2	Pas de débit	Pas de débit	Pas de débit	0,053	Pas de débit	NA	NA
C1	C	T2	Pas de débit	Pas de débit	2,55	Pas de débit	0,0031	0,0097	Pas de débit

Sur le site J5, où un grand volume d'eau est constamment présent, il était impossible de mesurer la vitesse de l'eau, car malgré un débit apparent, le volume rendait la vitesse trop faible pour être mesurée. On peut également voir que pour des sites proches les uns des autres, comme J1, J2 et J3, le débit obtenu varie lors d'une même prise de données. Cela révèle l'incertitude de la méthode dont les résultats peuvent être erronés à cause du vent, des plantes présentes sur le chemin de la styromousse et également à cause de la vitesse de l'eau qui n'est pas la même sur toute la largeur du fossé.

Débit estimé par les V-notch

Les piézomètres installés près des V-notch ont rencontré les mêmes dysfonctionnements que les autres, ce qui explique que les seules données complètes aient été recueillies lors des 5^e et 7^e pluies à Marieville. Pour ces événements, le piézomètre mesurait la hauteur d'eau à intervalles réguliers de 10 minutes. Cependant, pour relier cette mesure à la hauteur d'eau mesurée au-dessus de la base de l'encoche du V-notch ($H_{V-notch}$), une correspondance a été effectuée directement sur le terrain. Cette calibration était réalisée lors des visites aux moments clés (T0, T1 et T2). Grâce à cette correspondance, il était possible d'estimer $H_{V-notch}$ à partir des données des piézomètres, et ainsi calculer le débit dans le fossé avec une résolution temporelle de 10 minutes, conformément à celle des piézomètres.

$$Q = K_u * \tan\left(\frac{\theta}{2}\right) * H_{V-notch}^{2,5}$$

Dans cette formule standard dérivée de l'équation de décharge pour les déversoir triangulaires (HEC-22, 2009), θ est l'angle du V-notch correspondant à 22,5° et K_u est le coefficient de conversion calculé à l'aide de la relation :

$$K_u = \frac{8}{15} * C_d * \sqrt{2 * g}$$

Avec C_d , le coefficient de décharge, fixé à 0,6, une valeur standard pour les déversoirs minces (Chow, 1959), ainsi que g , l'accélération gravitationnelle de 9,81 m/s². Ces formules, ainsi que les prises de hauteurs d'eau des piézomètres, ont permis d'obtenir le débit pendant les événements de pluie susmentionnés (figure 23).

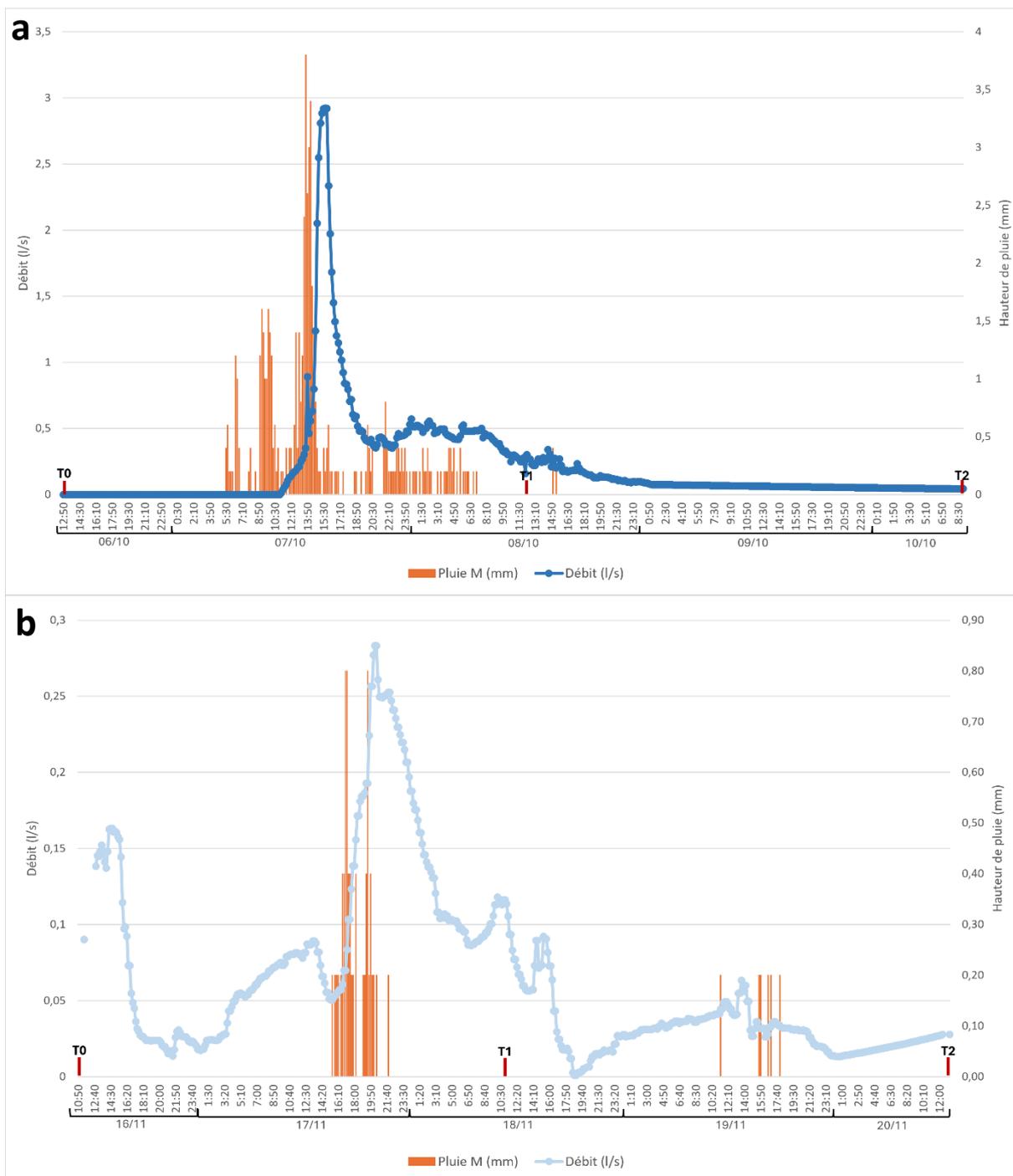


Figure 23. Débit mesuré par le V-notch et pluviométrie en fonction du temps sur le secteur de Marieville; a : 5^e événement pluvieux du 06/10/2023 au 10/10/2023; b : 7^e événement pluvieux du 16/11/2023 au 20/11/2023

En multipliant le débit (m^3/s) par le pas de temps des piézomètres, puis en additionnant les résultats, on obtient un total de 68 738 litres d'eau écoulee durant la 5^e pluie à Marieville. Cette période couvre 88 heures et 50 minutes, avec un débit moyen de 0,272 l/s et un débit maximal de 2,92 l/s. Pour cet événement, la hauteur de pluie tombée a été mesurée à 61 mm (annexe I). Pour la 7^e pluie à Marieville, 21 828 litres d'eau se sont écoulés sur une durée de 95 heures et 40 minutes, avec un débit moyen de 0,063 l/s et un débit maximal de 0,283 l/s.

Malheureusement, les valeurs de débit mesurées à l'aide des V-notch dans cette étude ont un rôle purement informatif. Comme mentionné précédemment, seules deux pluies ont permis une collecte complète des données. De plus, la configuration des dispositifs V-notch présentait certaines contraintes : ils ne pouvaient pas être placés en aval des sites sans risquer de créer une restriction à l'écoulement, ce qui aurait altéré les conditions naturelles des fossés et biaisé les échantillonnages ainsi que les mesures de hauteur d'eau. Par ailleurs, les déversoirs ne devaient pas être positionnés trop près en amont, au risque de modifier, là encore, les conditions naturelles des sites.

Ainsi, à Marieville, le V-notch a été installé à 77 mètres en amont du site M3 afin de respecter ces contraintes. Cependant, ces limitations, combinées au faible nombre d'événements pluvieux où le V-notch a fonctionné correctement, ont conduit à une insuffisance de données pour formuler des conclusions solides ou intégrer ces informations dans l'analyse globale du rapport.

Les données du V-notch de Chambly auraient été plus utiles, car celui-ci était positionné à seulement 36 mètres en amont du site C1. Malheureusement, les deux séries de données issues du piézomètre situé à proximité de ce V-notch, n'ont pas pu être exploitées en raison de dysfonctionnements.

Enfin, il est important de souligner que, même si les données de débit avaient été disponibles pour les sites M1, M2, M3 et C1, leur intégration dans l'analyse aurait été limitée. Ces données n'auraient en effet couvert que quatre des douze sites étudiés, rendant leur comparaison difficiles dans le cadre de cette étude.

3.4.v) Sections transversales

Le profil des sections transversales est présenté à la figure 24. On peut constater une diversité dans la forme du lit des fossés reflétant l'hétérogénéité des sites de la présente étude.

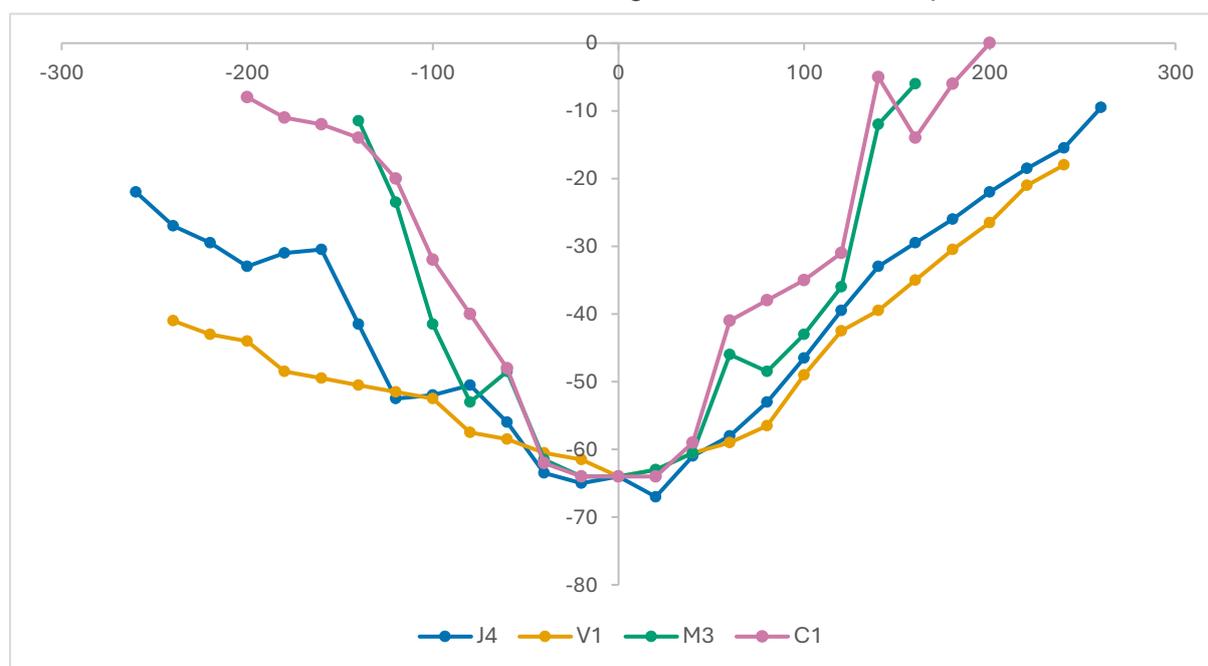


Figure 24. Profil transversal des sites J4, V1, M-V-notch et C-V-notch avec une exagération verticale de 3,5 cm (cm)

Les fossés des secteurs M et C apparaissent nettement plus concaves, ce qui est dû à leur récente excavation réalisée durant l'année d'échantillonnage pour C, et l'année précédente pour M. Ces opérations sont nécessaires pour le maintien de la capacité de drainage lorsqu'elle est compromise, mais comporte certains désavantages. En plus d'exposer les fossés à un risque accru d'érosion et de resuspension des sédiments, l'excavation retire les végétaux et leurs racines ce qui réduit la capacité de filtration de ces derniers (Schneider et al., 2019). De plus, la forme parabolique qui en résulte pourrait ne pas être optimale pour la sédimentation des MES car elle tend à augmenter la vitesse de l'eau (Babaeyan-Koopaei et al., 2000). En revanche, les fossés à Varennes semblent bien plus évasés, ce qui est cohérent avec leur largeur plus importante mesurée lors de l'arpentage. On suppose que cette largeur confère des caractéristiques particulières aux fossés.

En effet, un modèle linéaire mixte utilisant la hauteur d'eau comme réponse et la largeur du fossé comme prédicteur, avec l'effet aléatoire des précipitations, montre une corrélation négative significative (p -value de $3,95 \times 10^{-6}$) à T1 et (p -value de $5,52 \times 10^{-5}$) à T2. Cet effet avait déjà été souligné par des modèles précédents, qui établissaient un lien négatif entre la largeur du fossé et la variation du volume d'eau. On suppose également que cette faible hauteur d'eau, induite par la largeur importante du fossé, favorise l'apparition de végétation typique comme le jonc de Gérard et d'autres plantes de faible hauteur, comme observé sur le site V1. Cette hypothèse est renforcée par une corrélation positive de 65 % (p -value = 0,023) entre la densité de tiges mortes et vivantes et la largeur du fossé, suggérant que des fossés plus larges pourraient indirectement encourager une plus grande densité végétale. Cette relation entre hauteur d'eau et densité de tiges a déjà été observée chez Wu et al. (2015). Ces résultats semblent indiquer que la largeur du fossé, en modulant la hauteur d'eau et en favorisant une densité végétale accrue, pourrait contribuer à la réduction des MES et à l'amélioration globale de la qualité de l'eau dans les fossés de drainage autoroutiers.

3.5) Qualité de l'eau de ruissellement autoroutier

3.5.i) Comparaison des données avec celles de la littérature scientifique

Le tableau 20 présente les moyennes et écarts-types des paramètres de qualité de l'eau obtenus lors de la présente étude. Elles ont été calculées après exclusion des valeurs aberrantes selon la méthode décrite en annexe R. Ces résultats sont comparés à ceux de quatre études portant sur l'eau de ruissellement d'autoroute incluant l'étude de Boivin et al. (2021). Cette dernière s'est déroulée dans la même région que l'étude actuelle, mais, sur un seul secteur, au lieu de 4 comme dans la présente étude. Afin de sélectionner des articles comparables à nos résultats, les études dont le tableau 20 fait mention sont des études récentes menées en Amérique du Nord exclusivement, avec des méthodes d'analyse et d'échantillonnage comparables à la présente étude ainsi qu'avec des hauteurs de précipitation similaire. C'est pourquoi le tableau ne pas fait mention de Wissler et al. (2020) car les eaux récoltées dans cette étude ne proviennent pas seulement de l'autoroute, mais elles étaient mélangées à d'autres effluents. Il ne fait pas mention de Mayer et al. (2011) car l'absence de moyennes arithmétiques ne permet pas de comparaison directe. Il ne fait également pas mention de Henderson et al. (2016) car les hautes concentrations que cette étude a répertoriées sont dues aux mauvaises conditions de l'expérience et donc non applicables ici. Comme cela a été mentionné, ces études possèdent de grandes différences entre elles et cela

rend difficile leurs comparaisons. Néanmoins, les valeurs provenant d'une synthèse de littérature (Fardel et al., 2019) ont été intégrées afin de permettre une comparaison sur 15 fossés répartis sur 6 études différentes (Stagge et al., 2012; Knight et al., 2013; Roseen et al., 2009; Nara et Pitt, 2005; Rushton, 2001; Barrett et al., 1998). Pour assurer une comparaison cohérente, seules les valeurs des fossés dits « standards » situés en Amérique du Nord ont été prises en compte dans cette base de données. Les étendues des valeurs ont également été ajoutées.

Étant donné que les études analysées par Fardel et al. 2019 ne portent que sur certains éléments (MES, ATK, NO₃⁻, P total, Cu, Pb et Zn), d'autres études ont été sélectionnées. Ainsi, les résultats de Han et al. (2006), Winston et al. (2015) ainsi que Li & Barrett (2008) sont comparés aux présents résultats dans le tableau 20. À noter que, pour les données de la présente étude, les valeurs d'argent, cadmium, chrome, molybdène et sélénium trouvés étaient en dessous des seuils de détection du laboratoire Eurofins (respectivement 0,005 mg/l, 0,002 mg/l, 0,05 mg/l, 0,05 mg/l et 0,05 mg/l) et ne seront pas présentées par la suite.

Tableau 20. Moyenne et écart-type des concentrations des éléments dans l'eau de ruissellement autoroutier mesurés dans le cadre de la présente étude en comparaison avec celles de Han et al., 2006, de Winston et al. 2015, Li & Barrett, 2008 et des études sélectionnées recensées par Fardel et al., 2019. Les étendues sont entre crochets et les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	<i>Lalogue et al., 2024 Québec</i>	<i>Boivin et al., 2021 Québec</i>	<i>(Han et al., 2006)^a Californie</i>	<i>(Winston et al., 2015) Caroline du nord</i>	<i>(Li & Barrett, 2008) Californie</i>	<i>Données provenant de (Fardel et al., 2019)</i>
MES (mg/l)	226 (272)	68,7 (43,9)	68	62	138 (27)	69,2 (79,8) [290 – 11]
pH	8,40 (0,33)	7,49 (0,25)	6,68	/	/	/
Conductivité (µS/cm)	182 (357)	88,2 (46,9)	239	/	/	/
DO (%)	57,3 (20,6)	/	/	/	/	/
DCO (mg/l)	94,7 (64,1)	/	253	/	/	/
ATK (mg/l)	1,80 (1,99)	1,19 (0,98)	9,6	0,89	1,71 (0,35)	2,66 (0,76) [3,88 – 1,22]
NO₃⁻ (mg/l)	0,165 (0,101)	0,10 (0,03)	/	/	/	1,1 (0,9) [2,55 – 0,28]
PO₄³⁻ (mg/l)	0,040 (0,05)	0,05 (0,03)	0,24	0,03	/	/
P total (mg/l)	0,293 (0,225)	/	0,86	0,36	0,202 (0,06)	0,25 (0,18) [0,55 – 0,11]
As (mg/l)	0,002 (9,87E-04)	0,005 (0)	/	/	/	/
Ca (mg/l)	26,9 (14,9)	15 (7,2)	/	/	/	/
Cu (mg/l)	0,023 (0,022)	0,02 (0,01)	0,093 ^a	0,0204	0,021 (0,006)	0,029 (0,027) [0,07 – 0,004]
Fe (mg/l)	4,30 (4,49)	/	/	/	/	/
Hg (mg/l)	6,96E-05 (2,87E-05)	/	/	/	/	/
K (mg/l)	2,13 (1,84)	1,39 (0,55)	/	/	/	/
Mg (mg/l)	3,20 (2,55)	/	/	/	/	/
Mn (mg/l)	0,142 (0,136)	0,06 (0,04)	/	/	/	/
Na (mg/l)	25,2 (49,6)	7,30 (6,85)	/	/	/	/
Ni (mg/l)	0,008 (0,007)	0,01 (0,01)	0,02 ^a	/	/	/
Pb (mg/l)	0,025 (0,028)	0,012 (0,01)	0,033 ^a	0,0198	0,01 (0,003)	0,039 (0,047) [0,14 – 0,004]
Zn (mg/l)	0,219 (0,218)	0,13 (0,1)	0,507 ^a	0,124	0,14 (0,03)	0,198 (0,2) [0,51 – 0,05]
Cl (mg/l)	41,2 (90,1)	9,05 (9,12)	/	/	/	/
Hydrocarbures (mg/l)	0,768 (0,867)	1,65 (0,88)	/	/	/	/
DJMA	37 433 (8636)	91 000	260 000	16 000	>30 000	/
n	81	88	62	194	46	/

^aLes données proviennent de Lau et al., 2009, mais proviennent du même projet que Han et al.,

De fait, la concentration moyenne de MES concernant la présente étude est légèrement supérieure aux autres moyennes, mais n'est pas aberrante car elle est comprise dans l'étendue des données de Fardel et al. 2019. La grande variation des MES (écart-type = 272) est due à la différence entre les secteurs qui sera abordée par la suite. Un des sept événements a été observé après l'application de sel de déglacage, ce qui a entraîné une augmentation importante de la conductivité. Les autres études de ce tableau ne font pas état d'événement de pluie ayant eu lieu après l'application de sel de déglacage. Cette explication est similaire concernant la haute moyenne de Na et Cl. Les orthophosphates, Ca, Mn et K de la présente étude sont légèrement supérieurs aux autres moyennes, sans qu'aucune

explication n'ait pu être trouvée. L'ATK, le NO_3^- , P total, Cu, Pb et Zn se situent dans les ordres de grandeur des résultats donnés par la littérature. L'As, le Ni et les hydrocarbures sont légèrement en dessous des concentrations données par la littérature. À noter que les citernes utilisées dans cette étude ne pouvaient contenir que 160 litres : il était donc courant que l'eau déborde par le dispositif anti-refoulement situé juste avant la citerne, influençant ainsi la concentration en éléments de manière indéterminée. Il est possible de se demander si les MES et leurs ETM adsorbés n'étaient pas retenues par la gravité dans le fond du tube de PVC pendant que l'eau s'écoulait par le haut.

Concernant les analyses en fonction des sites et secteur, il apparaît que le secteur de Sainte-Julie reçoit les eaux de ruissellement les plus concentrées en polluants. C'est notamment le cas pour les MES, NTK, As, Ca, Fe, Cu, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, Cl et le P total (figure 25 et annexe T).

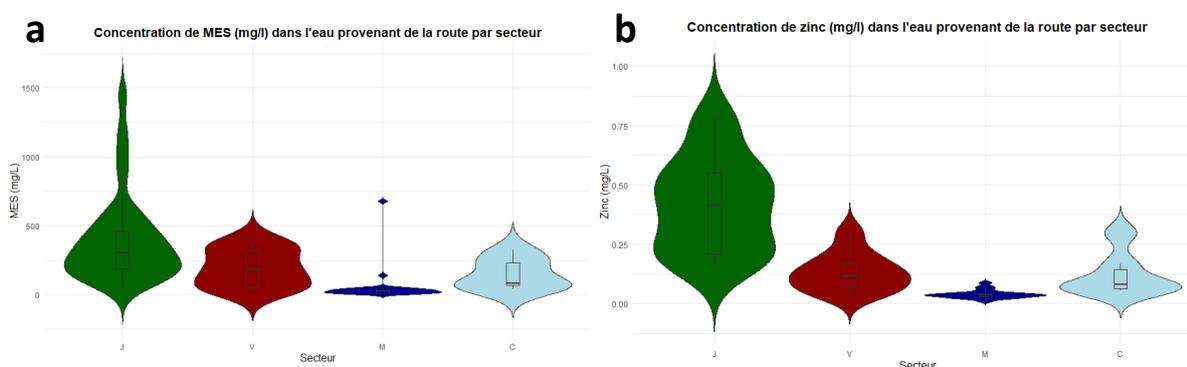


Figure 25. a : MES (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des secteurs; b : Zinc (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varenes, M : Marieville, C : Chambly

Les secteurs de Varenes et Chambly présentent une concentration intermédiaire en éléments physico-chimiques. Marieville semble être le secteur où la concentration en éléments est la plus faible, possiblement en raison des travaux de pavage de la chaussée et de son accotement (figure 26). Ce point est crucial car il impacte les analyses suivantes. Le fait que le pavage soit neuf influence les concentrations trouvées dans les citernes, car les sédiments n'ont pas eu le temps de s'accumuler. Par conséquent, cette route ne représente pas fidèlement toutes les autoroutes du Québec. Henderson et al. (2016) ont observé le même phénomène soit que, les routes anciennes présentaient une plus grande quantité de MES en raison de leur accumulation au fil du temps.



Figure 26. a : Site M2 avec la géomembrane intacte (photo prise le 08/05/2023); b : Site M2 avec la géomembrane asphaltée (photo prise le 22/07/2023)

Les pH semblent également différer en fonction des sites. Tout au long de l'étude, la concentration des orthophosphates apparaît bien supérieure pour le secteur de Varennes sans qu'une explication ait pu être trouvée. Pour finir, la 7^e pluie a été faite après l'application de sel de déglacage ayant pour conséquence une grande concentration de sodium et chlorures à travers tous les secteurs (figure 27). Concernant cette même pluie, une hausse des concentrations de Fe, Cu et Zn a également été observée. Cela peut être dû à la salinité qui provoque une augmentation de la proportion de métaux lourds solubles, par rapport aux métaux sous forme particulaire (Shaw et al., 2006), facilitant leur libération de la surface de la route, et donc leur présence dans la citerne (Novotny et al., 1998; Bäckström et al., 2003; Reinosdotter & Viklander, 2007).

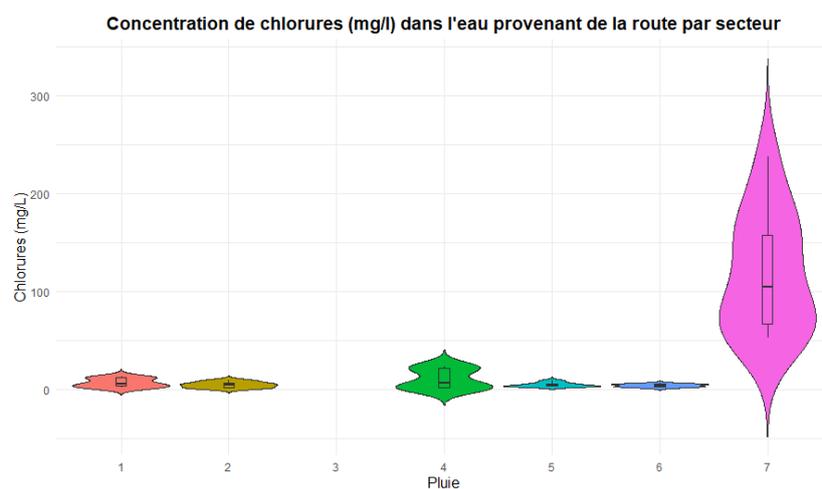


Figure 27. Chlorures (mg/l) dans l'eau de la route (R) en fonction des pluies échantillonnées durant la saison 2023 sur tous les secteurs

3.5.ii) Statistiques

Il est essentiel de comprendre comment les variables de la pluie influent sur la concentration des polluants dans la citerne. Il a été observé que les précipitations et leurs caractéristiques

jouent un rôle crucial dans le transport et la dispersion des contaminants provenant des surfaces routières.

À cette fin, nous allons prendre les variables de la pluie telles que la hauteur de pluie avant T1, l'intensité de la pluie, l'intensité maximale, la période sèche, la durée de la pluie et le temps écoulé entre la fin de la pluie et l'échantillonnage (appelé "Écart pluie"). Nous avons inclus l'effet aléatoire "(1|Site)" dans notre modèle linéaire mixte pour tenir compte des variations de concentration en fonction des différents sites. En effet, nous venons de voir que ces concentrations varient beaucoup en fonction des secteurs. En utilisant "Site" plutôt que "Secteur", nous obtenons une précision plus fine, car cela permet de modéliser les variations propres à chaque site individuel plutôt que de regrouper les sites en secteurs plus larges. Cette approche augmente la précision de nos estimations et reflète mieux les conditions réelles sur le terrain. Voici l'équation du modèle linéaire mixte (ou du modèle linéaire généralisé à effets mixtes, utilisé pour des données ne suivant pas une distribution normale) :

$$\log(R) \sim H_{\text{pluie avant } T1} + I + I_{\text{max}} + PS + T_{\text{pluie}} + \Delta_{\text{pluie}-T1} + (1 | \text{Site})$$

Avec :

- R : La concentration de chaque élément contenu dans l'eau de la citerne (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S/cm}$ et pour le pH sans unité);
- $H_{\text{pluie avant } T1}$: La hauteur de pluie avant l'échantillonnage à T1 (en mm);
- I : Intensité (en mm/h);
- I_{max} : Intensité max (en mm/h);
- PS : Période sèche (en jours);
- T_{pluie} : Durée de la pluie (min);
- $\Delta_{\text{pluie}-T1}$: Écart de temps entre la pluie et T1 (min).

Lors de son exécution, le modèle a été appliqué à chaque variable de qualité de l'eau prise individuellement. Les résultats des modèles sont présentés en annexe U.

Pour visualiser les relations entre la qualité de l'eau et les caractéristiques de la pluie, des Analyses de Redondance (RDA) ont été effectuées. Les résidus des modèles linéaires mixtes (ou généralisés à effets mixtes), incluant les sites comme variable aléatoire, ont été utilisés comme variables de réponse dans la RDA, afin d'isoler l'effet des sites.

En utilisant ces différences, nous pouvons mieux prendre en compte certaines particularités de chaque site dans notre analyse. Cela permet d'obtenir des résultats cohérents avec les modèles.

La RDA permet de visualiser les relations entre plusieurs variables explicatives (variables de la pluie) et plusieurs variables de réponse (concentration en éléments dans l'eau) simultanément. Elle identifie les regroupements d'éléments similaires en fonction de leurs sources communes et leurs comportements corrélés (figure 28). Elle peut donner des résultats différents du tableau de corrélation car les modèles linéaires mixtes analysent les relations une à une isolant chaque variable des éléments dans l'eau alors que la RDA prend en compte toutes les variables en même temps.

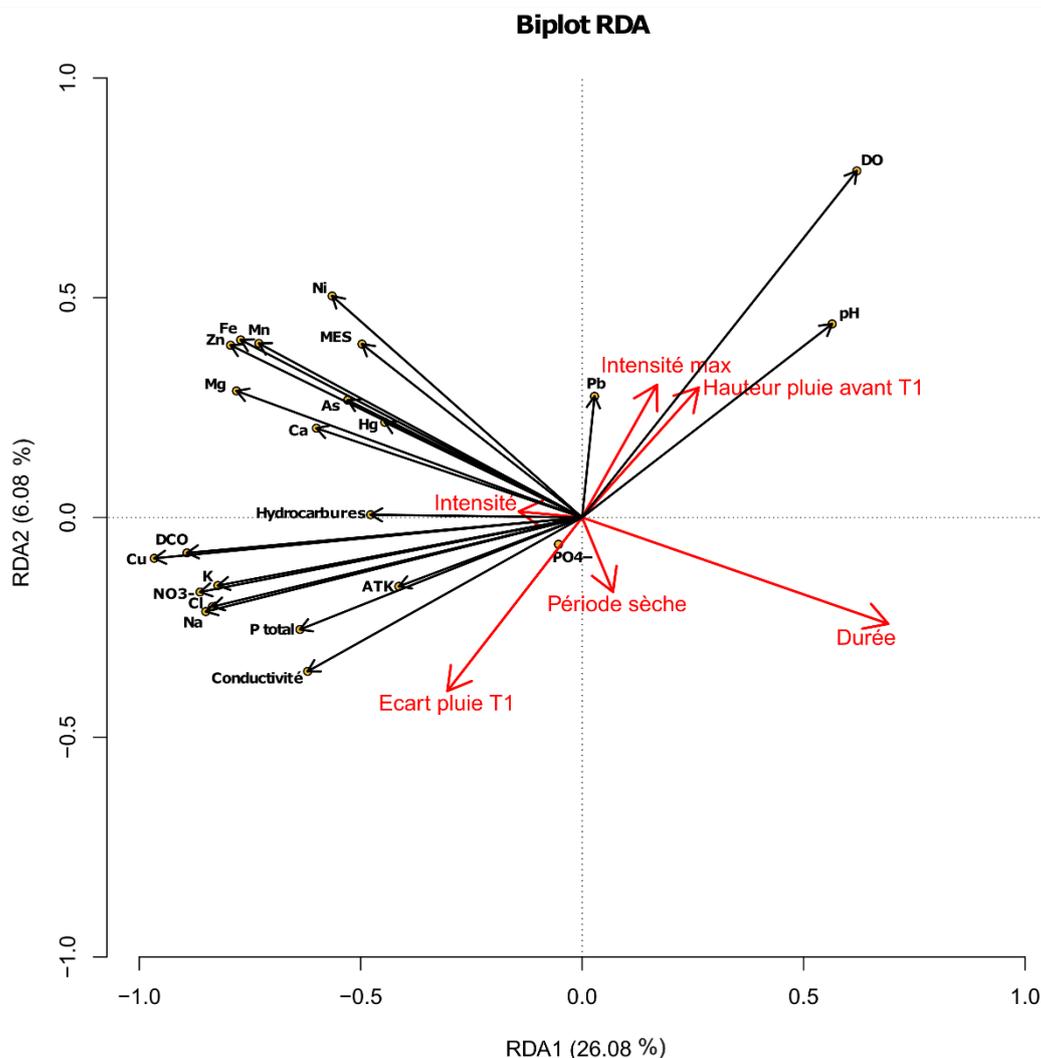


Figure 28. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les conditions de la pluie et les concentrations en éléments dans l'eau de ruissellement provenant de l'autoroute (R)

L'axe 1 capture la majorité (26 %) de la variance dans les relations entre les éléments et l'axe 2 en capture moins (6 %) (figure 28). Pour une bonne compréhension de la RDA, il faut connaître plusieurs éléments :

- La longueur des flèches représente l'importance de la variable correspondante. Plus la flèche est longue, plus elle indique une grande contribution et plus elle est expliquée par l'axe le plus proche;
- La direction des flèches est révélatrice des relations entre les variables. Les flèches opposées indiquent une corrélation négative alors que des flèches avec la même

direction indiquent une corrélation positive. Des flèches avec un angle de 90° indiquent qu'il n'y a pas de corrélation entre les deux variables.

Pour ce qui est de la relation entre les variables de la pluie et les concentrations des éléments dans l'eau de ruissellement, l'augmentation de la durée de la pluie semble diminuer la concentration pour la plupart des éléments, comme le montre le tableau de corrélation (annexe U). Rappelons que les corrélations sont effectuées à partir des données de l'ensemble des événements pluvieux inclus dans l'étude. Cela peut être dû au fait que, lors d'une pluie, les premières gouttes lessivent la plupart des contaminants. C'est l'hypothèse du « premier lessivage » ou « first flush » qui est très répandue dans la littérature (Bertrand-Krajewski et al., 1998; Barrett et al., 1998; Deletic & Maksimovic, 1998; Gupta & Saul, 1996; Saget et al., 1996; Sansalone & Buchberger, 1997; Flint & Davis, 2007; Mangani et al., 2005; Furumai et al., 2002; Barco et al., 2008). Cette hypothèse stipule que ce sont les premiers moments de la pluie qui lessivent les contaminants, peu importe l'intensité ou la hauteur totale tombée durant l'événement. À mesure que la pluie continue, l'eau de ruissellement moins contaminée entre dans la citerne et dilue l'eau déjà présente. La hauteur de pluie semble corrélée positivement aux composants présents dans l'eau. Cela est plus visible dans l'annexe U, où les MES, pH, DO, As, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Pb et Zn montrent des relations assez fortes avec la hauteur de la pluie. On peut supposer qu'une grande quantité de pluie lessive plus de contaminants, notamment les éléments traces métalliques (ETM) considérés comme étant des polluants (As, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn). Enfin, l'écart de temps entre la fin de la pluie et l'échantillonnage montre une certaine corrélation positive sur le tableau en annexe U pour certains éléments (Conductivité, ATK, NO₃⁻, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Zn et Cl). Cela peut être dû au fait qu'après la pluie, des particules continuent de se déposer sur la surface de la route et sont ensuite emportées par le ruissellement tardif, glissant ainsi par gravitation dans la citerne et augmentant ainsi les concentrations.

Concernant les relations entre polluants issus de la route, on distingue plusieurs groupes distincts. Le premier regroupe Cl et Na, ce qui est cohérent car ceux-ci sont des composants des sels de déglacage. Rien n'explique pourquoi ces deux éléments sont également positivement corrélés avec NO₃⁻, et K. Le regroupement de ces éléments peut être dû à la septième pluie échantillonnée, qui a été réalisée après l'application de sel de déglacage (Kaushal et al., 2005). Un large groupe composé de MES, As, Ca, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, et Zn indique que ces éléments sont corrélés, ce qui était attendu car la plupart sont des polluants autoroutiers (tableau 1). Le cuivre, lui aussi un polluant autoroutier, semble tout de même à l'écart, ce qui peut s'expliquer par le fait qu'il est principalement attaché aux particules organiques et aux colloïdes de taille inférieure à 0,45 µm. Or, les filtres utilisés pour la quantification des MES ne retiennent pas les particules de cette taille. Le Hg et Pb font partie de ce groupe, mais ils sont moins bien expliqués car un grand nombre de leurs valeurs était en dessous des limites de détection.

3.6) Qualité de l'eau de fond de fossé

3.6.i) Comparaison des données avec celles de la littérature scientifique

Tout comme l'eau provenant de l'autoroute, nos résultats d'analyse de l'eau du fossé sont comparés avec les résultats de « Boivin et al. (2021) » dans le tableau 21. Outre l'étude de Boivin et al. (2021), il y a très peu d'études à ce jour qui fait l'état de la qualité de l'eau dans le fond de fossé. Wu et al. (1998) ne permettent pas de comparaison avec cette étude car leur

configuration de collecte des échantillons implique une conduite souterraine et une zone végétalisée, alors que notre étude examine spécifiquement le passage du ruissellement par un talus herbeux et son accumulation dans un fossé. Kaighn & Yu (1996), permet seulement une comparaison limitée car leur utilisation d'un déversoir a modifié, selon eux, l'hydrologie du fossé et la présence d'un canal en béton diffère de notre configuration. En raison de son ancienneté, l'étude de Yousef et al. (1985) n'a pas été incluse dans notre analyse. Encore une fois, afin de fournir une comparaison complète et pertinente, nous allons réutiliser les études sélectionnées à partir de la base de données de Fardel et al. (2019) avec les mêmes critères que pour l'eau de la route. Cette base de données répertorie également les valeurs de qualité de l'eau de fond de fossé, permettant ainsi une comparaison avec la présente étude. Pour Fardel et al. (2019), les étendues ont été indiquées entre crochets. La moyenne de la présente étude a été calculée en retirant certaines valeurs dépassant le score Z à T1 et T2 (annexe S).

Tableau 21. Moyenne et écart-type des concentrations des éléments dans l'eau de fond de fossé (T1 et T2) autoroutier mesurés dans le cadre de la présente étude (Lalogue et al., 2024) comparée à l'étude de Boivin et al. (2021) et avec les études sélectionnées recensées par Fardel et al. (2019). Les étendues sont entre crochets et les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	<i>Lalogue et al., 2024 T1</i>	<i>Lalogue et al., 2024 T2</i>	<i>Lalogue et al., 2024 Total^a</i>	<i>Boivin et al., 2021</i>	<i>Données provenant de (Fardel et al., 2019)</i>
MES (mg/l)	16,7 (14,4)	13,8 (15,4)	15,3 (16,3)	10,7 (8,19)	24,9 (42,8) [178 – 4]
pH	7,95 (0,27)	7,99 (0,25)	7,97 (0,28)	7,78 (0,34)	/
Conductivité (µS/cm)	1376 (651)	1702 (686)	1523 (382)	3410 (1810)	/
DO (%)	59,7 (14,7)	63,2 (11,6)	21,6 (13,9)	/	/
DCO (mg/l)	53,4 (58,6)	46,8 (19,3)	47,4 (23,1)	72 (16,7)	/
ATK (mg/l)	2,07 (2,05)	1,4 (1,18)	1,80 (2,61)	1,67 (0,60)	1,66 (0,92) [3,35 – 0,81]
NO₃⁻ (mg/l)	0,08 (0,141)	0,084 (0,147)	0,102 (0,236)	0,062 (0,042)	0,76 (0,77) [2,17 – 0,15]
PO₄³⁻ (mg/l)	0,031 (0,019)	0,029 (0,015)	0,033 (0,035)	0,047 (0,008)	/
P total (mg/l)	0,11 (0,16)	0,074 (0,058)	0,095 (0,16)	0,088 (0,029)	0,21 (0,07) [0,31 – 0,07]
As (mg/l)	0,002 (3,13E-04)	0,002 (1,79E-04)	0,002 (0,0003)	0,003 (0)	/
Ca (mg/l)	89,6 (35,)	112 (35)	101 (38,6)	115 (89)	/
Cu (mg/l)	0,006 (0,004)	0,007 (0,005)	0,006 (0,004)	0,017 (0,008)	0,008 (0,006) [0,02 – 0,003]
Fe (mg/l)	1,22 (1,18)	0,839 (0,66)	1,04 (1,11)	/	/
Hg (mg/l)	6,09E-05 (2,25E-05)	5,75E-05 (1,3E-05)	5,86E-05 (2,03E-05)	/	/
K (mg/l)	5,16 (2,91)	5,44 (3,87)	5,27 (3,41)	11,1 (3,8)	/
Mg (mg/l)	18 (8,1)	25,8 (10,3)	22,1 (10,7)	/	/
Mn (mg/l)	0,104 (0,159)	0,211 (0,389)	0,153 (0,303)	0,249 (0,35)	/
Na (mg/l)	282 (150)	386 (161)	332 (166)	610 (431)	/
Ni (mg/l)	0,004 (0,002)	0,003 (0,001)	0,004 (0,002)	0,01 (0,01)	/
Pb (mg/l)	0,005 (0,005)	0,004 (0,001)	0,004 (0,001)	0,01 (0)	0,018 (0,03) [0,08 – 0,001]
Zn (mg/l)	0,014 (0,01)	0,013 (0,009)	0,013 (0,011)	0,032 (0,013)	0,034 (0,018) [0,07 – 0,02]
Cl (mg/l)	437 (259)	606 (309)	525 (309)	825 (754)	/
Hydrocarbures (mg/l)	0,078 (0,143)	0,087 (0,079)	0,075 (0,088)	0,133 (0,052)	/
DJMA	37 400	37 400	37 400	91 000	/
n	164	164	328	6	/

^aTotal correspond à la moyenne de T1 et T2.

Lorsqu'on compare les données de la présente étude et celle de Boivin et al. (2021), qui, pour rappel, a été effectuée dans la même région que notre étude actuelle, plusieurs points sont à noter. La concentration en MES, bien que supérieure pour la présente étude est relativement similaire, tout comme le pH, l'ATK le PO_4^{3-} , le P total, l'As et le Ca. Les moyennes de Boivin et al. (2021) sont plus élevées pour Cu, K, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, Cl et les hydrocarbures. Cela peut être dû au DJMA deux fois plus important sur l'autoroute étudiée par Boivin et al. (2021), comparé à notre étude. Pour certains éléments, les écarts-types retrouvés ici sont supérieurs à ceux de Boivin et al. (2021). C'est le cas pour les MES, le NO_3^- , le ATK, les orthophosphates, le phosphore total, la DCO et les hydrocarbures. Cela peut être dû à la diversité des sites étudiés pour la présente étude, là où l'autre étude ne se concentrait que sur un site précis, ce qui augmente la variabilité des données. Fardel et al. (2019) a répertorié des moyennes supérieures concernant les MES, NO_3^- , P total, Pb et Zn par rapport aux études menées au Québec. Nos données sont tout de même comprises dans l'étendue des concentrations présentées dans Fardel et al. (2019), mis à part pour le Zn. Dans cette sélection d'études, certaines ont été faites dans un terreplein central (Barrett et al., 1998). Donc sans apport d'eau provenant d'un chemin de desserte comme c'est le cas pour la présente étude et celle de Boivin et al. (2021), ce qui aurait pu diluer les concentrations.

Concernant la distribution des données en fonction des sites, elle peut être trouvée en annexe V. Les MES semblent être plus concentrées sur le secteur C, tout comme le nickel (figure 29). Le secteur J semble être le plus concentré en NO_3^- , K, Mn, mais également en MES et Ni. Le pH et l'oxygène dissous semblent être liés, avec J qui possède les valeurs les plus basses,

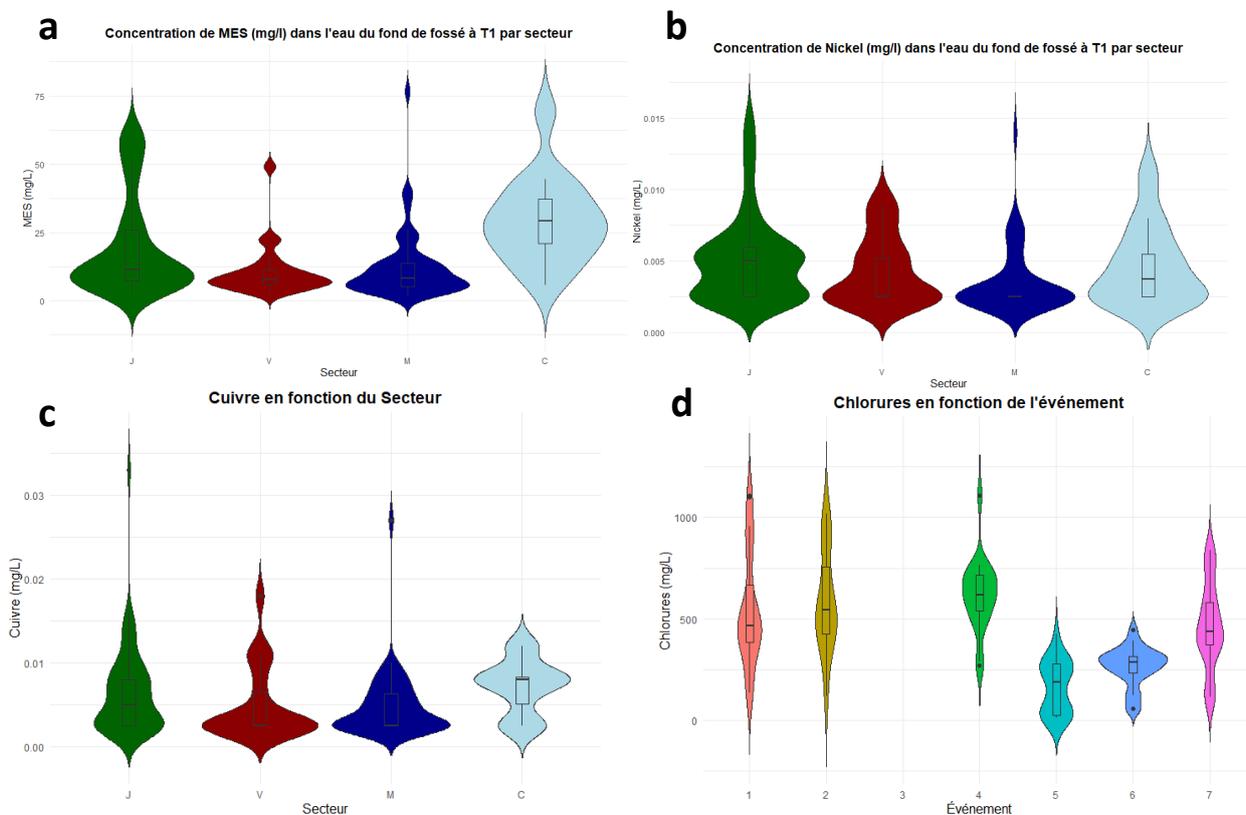


Figure 29. a : MES (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs; b : Nickel (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs; d : Cuivre (mg/l) dans l'eau du fond de fossé à T1 en fonction des secteurs avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly; c : Chlorures (mg/l) de l'eau du fond de fossé à T1 en fonction de l'événement

et C les plus hautes. Les NO_3^- sont assez concentrés sur les sites J4 et J5, possiblement à cause des exploitations agricoles, en connexion avec ces sites (annexe C). Les PO_4^- semblent très concentrés sur l'ensemble des sites de Varennes, sans que cela ne puisse être expliqué. Le Cu semble présenter les mêmes concentrations pour tous les secteurs. Le Na et les Cl ne présentent pas forcément de grande concentration pour la 7^e pluie, qui a pourtant lessivé le sel de déglacage une semaine plus tôt.

Cette absence d'ions issus de sel de déglacage comme Mg, Na et Cl (Howard & Haynes, 1993; Howard & Beck, 1993) peut être expliquée par la forte solubilité de ces derniers comme cela a déjà été mentionné pour le Cl. Une fois présents dans les eaux de ruissellement, ces ions s'infiltrent rapidement dans le talus. Les anions, comme le chlorure (Cl^-), se déplacent facilement avec l'eau et sont faiblement retenus par les sols des talus des fossés de drainage. Néanmoins, les sols riches en argiles présentent une structure poreuse complexe qui ralentit temporairement le mouvement des ions de chlorures dissous (Higashino et al., 2021). De plus, les sols riches en matière organique peuvent établir des liaisons réversibles avec les ions chlorures (McGuire & Judd, 2020). Par ailleurs, les cycles de pluie et de dessèchement récurrents provoquent la dissolution et la recristallisation des chlorures, ce qui les entraîne progressivement vers les nappes phréatiques superficielles (Ostendorf et al., 2001). Quant aux cations, tels que le sodium (Na^+) et le magnésium (Mg^{2+}), ils interagissent avec les surfaces chargées négativement des particules de sol, ce qui favorise leur rétention (Amrhein et al., 1992; Bäckström et al., 2004).

Cela explique pourquoi, lors du 7^e événement pluvieux, l'impact de l'application des sels de déglacage n'a pas été immédiatement visible dans l'eau au fond du fossé. En revanche, une augmentation de la concentration de ces ions a été constatée dans les échantillons d'eau provenant directement de l'autoroute. Cette observation est cohérente avec les travaux de Howard & Haynes (1993), qui ont montré que 55 % des chlorures appliqués restent stockés dans les sols ou infiltrent les eaux souterraines, retardant leur apparition dans les fossés de drainage.

3.6.ii) Statistiques de l'eau du fond de fossé à T1

Pour approfondir l'analyse, nous avons effectué la corrélation entre les éléments présents dans la citerne et ceux de l'eau du fossé à T1. Il est important de souligner que l'utilisation du terme corrélation ne signifie pas nécessairement une causalité. Une corrélation élevée entre deux variables indique qu'elles varient ensemble, mais cela ne prouve pas qu'une variable a un effet sur l'autre. Toutefois, les corrélations observées peuvent fournir des indices précieux sur les relations potentielles entre les éléments étudiés. Dans le contexte de cette étude, les corrélations entre les concentrations des éléments dans la citerne et dans l'eau du fossé à T1 suggèrent des interactions possibles et des mécanismes de transfert qui méritent une attention particulière. Afin d'effectuer cette corrélation, un modèle linéaire mixte a été fait selon la formule suivante :

$$T1 \sim R + (1 | \text{Site}) + (1 | \text{Pluie})$$

Avec :

- R : La concentration de chaque élément dans l'eau contenue dans la citerne (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et pour le pH sans unité);

- T1 : La concentration de chaque élément dans l'eau contenue dans le fond de fossé à T1 (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et pour le pH sans unité).

Pour les mêmes raisons précédemment mentionnées, l'effet aléatoire du site et de l'événement de pluie a été inclus dans ce modèle afin de tenir compte des variations de concentration dues à ces deux variables qualitatives.

Tableau 22. Estimation et P-value pour les éléments constituant la qualité de l'eau selon l'équation suivante : $T1 \sim R + (1 | \text{Site}) + (1 | \text{Pluie})$. La légende se trouve sur le tableau de droite.

Paramètres	Corrélation	P-value ^a
MES	0,172	*
pH	0,419	***
Conductivité	-0,136	> 0,1
DO	0,326	*
DCO	0,191	**
ATK	-0,082	> 0,1
NO ₃ ⁻	-0,086	> 0,1
PO ₄ ³⁻	-0,163	**
P total	0,142	*
As	0,076	> 0,1
Ca	-0,222	> 0,1
Cu	0,265	**
Fe	0,250	***
Hg	0,214	*
K	0,266	**
Mg	-0,165	> 0,1
Mn	0,127	> 0,1
Na	0,056	> 0,1
Ni	0,265	**
Pb	0,057	> 0,1
Zn	0,226	**
Cl	0,057	> 0,1
Hydrocarbures	-0,221	*

Légende :

> 0,1	P-value > 0,01 : corrélation non significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation négative très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation négative faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation négative significative
***	P-value < 0,001 : corrélation négative très significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation positive très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation positive faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation positive significative
***	P-value < 0,001 : corrélation positive très significative

Les éléments dont la concentration dans l'eau de la route est positivement corrélée à celle du fossé sont principalement des polluants (MES, DO, DCO, P total, Cu, Fe, Hg, K, Ni, Zn), ce qui renforce l'hypothèse de l'impact de l'eau de ruissellement autoroutier sur l'eau du fossé (tableau 22). En revanche, l'absence de corrélation pour la conductivité, l'ATK, le NO₃⁻, As, Ca, Mg, Mn, Na, Pb et Cl indiquent l'absence de relation directe. Ces éléments proviennent peut-être du fond du fossé lui-même (conductivité, Ca, Mg) causé par l'érosion ou le ruissellement (Lucke et al., 2014; Falbo et al., 2013), ou de la remontée d'ions provenant de la nappe phréatique (Mg, Na, Cl) comme expliqué précédemment (Cunningham et al., 2008; Perera et al., 2013), ou encore par l'apport de fertilisants provenant de fossés agricoles

adjacents (ATK, NO_3^-). La non-corrélation d'As et de Pb n'est pas surprenante, étant donné que les résultats d'analyse de ces éléments étaient souvent au-dessus des limites de détection du laboratoire (LOD). Néanmoins, les corrélations positives de PO_4^{3-} et des hydrocarbures sont pour l'instant inexplicables, même si la présence de LOD, une nouvelle fois, peut biaiser les corrélations. La possible influence du pH de l'eau à R sur l'eau à T1 peut être expliquée par la capacité du béton d'augmenter le pH de l'eau de ruissellement (Kuang & Sansalone, 2011).

Lorsque l'eau du fond de fossé est récupérée à T1, elle a subi l'effet du talus extérieur, comme observé dans l'étude de Boivin et al. (2021). Elle a également été influencée par le fond du fossé. Cet effet peut résulter de la dilution causée par l'apport d'eau provenant du talus de déblai (figure 1), de l'infiltration de l'eau dans le fond du fossé ainsi que de l'effet de la végétation qui pourrait induire une décantation des particules solides comme expliqué dans l'introduction. Les valeurs quantitatives représentant les caractéristiques topographiques des fossés sont présentées dans le tableau 3 et incluent la pente et la longueur du talus, ainsi que la pente et la longueur du fossé.

La végétation doit également être représentée par une variable reflétant son impact potentiel sur le traitement de l'eau dans le fond du fossé au point T1. Comme mentionné dans la section 1.4.ii), la végétation peut être décrite à l'aide de plusieurs caractéristiques, telles que la densité, le diamètre, la disposition, la taille des plantes immergées, la flexibilité ou encore la densité foliaire. Dans cette étude, nous disposons de certaines de ces variables essentielles : la densité, la taille et le diamètre de chaque espèce végétale. Cependant, comme expliqué dans les sections 3.4.iii) et 3.4.iv), les données hydrologiques, telles que la hauteur d'eau, sont trop incomplètes pour permettre leur utilisation dans les équations basées sur les coefficients de rugosité, comme celui de Manning.

Pour surmonter cette limitation, nous avons choisi d'utiliser le facteur de blocage volumétrique « B^v » proposé par Fisher (1992). Ce choix nécessitait d'abord le calcul du volume d'eau à T1, obtenu grâce aux sections transversales mesurées (tableau 6 et 23) et aux hauteurs d'eau relevées manuellement pour chaque site. Ensuite, pour chaque site et chaque espèce végétale, les données moyennes de densité, de hauteur et de diamètre ont été calculées à partir des moyennes des transects de la zone D (correspondant au fond du fossé). La hauteur de l'eau pour chaque pluie a permis de déterminer la hauteur des plantes en contact avec l'eau. Enfin, en combinant le diamètre des plantes et leur densité, nous avons pu calculer le volume végétal par m^2 .

La figure 30 illustre ce raisonnement de manière détaillée.

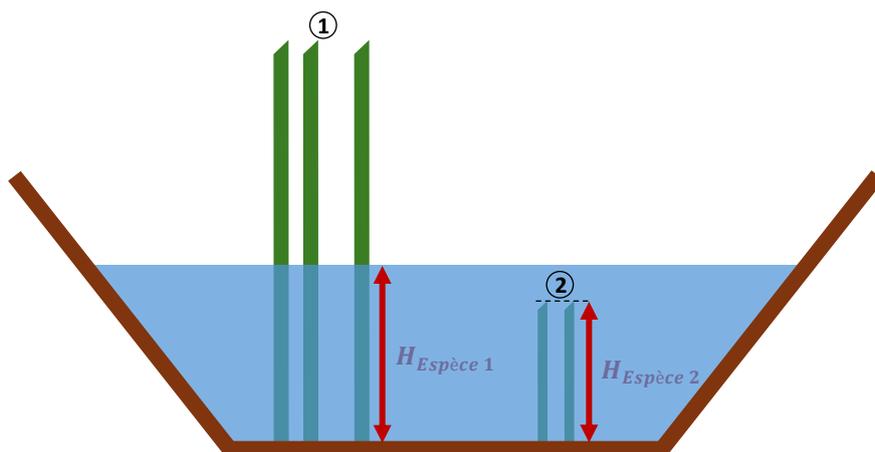


Figure 30. Schéma de calcul du volume par m² d'espèce végétale dans le fond d'un fossé de drainage

Ainsi, le calcul du volume de plantes par m² pour l'espèce i serait le suivant :

$$V_{\text{plante}/m^2} = \sum_{x=i}^n \frac{\pi * D_{\text{Espèce } i}^2 * H_{\text{Espèce } i} * \rho_{\text{Espèce } i}}{4}$$

Avec $D_{\text{Espèce } i}$ représentant le diamètre moyen de l'espèce i et $\rho_{\text{Espèce } i}$ sa densité. Ensuite, en utilisant la section transversale et la hauteur d'eau, la surface du fossé recouverte par l'eau est calculée. Cette surface, multipliée par la densité des plantes par m², permet de déterminer le volume total de végétation immergée dans le fossé. Enfin, ce volume de végétation est divisé par le volume d'eau présent dans le fond du fossé, permettant ainsi de calculer le facteur de blocage volumétrique B^v . Il convient de noter que ce calcul présente certaines limites, notamment l'utilisation de nombreuses moyennes et l'hypothèse d'un fond de fossé parfaitement plat. La tonte du fossé ayant eu lieu à la mi-juin (tableau 5) et les événements pluvieux échantillonnés s'étalant de la fin juillet à la mi-novembre (annexe H), le calcul du facteur ne prend pas en compte les variations de la végétation survenues entre ces périodes. En effet, B^v repose sur la caractérisation végétale réalisée entre la fin août et le début septembre, ce qui pourrait ne pas refléter fidèlement l'état de la végétation au moment précis de chaque événement pluvieux.

Malgré ces simplifications, cette variable reste la meilleure option pour représenter l'impact de la végétation lors d'une pluie donnée sur un site spécifique, car B^v varie directement avec le volume d'eau. Ainsi, elle intègre automatiquement les conditions hydrologiques spécifiques de chaque événement pluvieux, reflétant de manière plus précise l'interaction entre la végétation et l'eau présente dans le fossé.

Ainsi, pour comprendre l'influence des caractéristiques topographiques du fossé et de la végétation, un modèle linéaire mixte (ou généralisé à effet mixte) a été réalisé selon le modèle suivant :

$$T1 \sim B^v + L_{\text{talus}} + P_{\text{talus}} + L_{\text{fossé}} + P_{\text{fossé}} + (1 | \text{Pluie})$$

Avec :

- $T1$: La concentration de chaque élément dans l'eau contenue dans le fond de fossé à $T1$ (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$ et pour le pH sans unité);

- B^v : Le facteur de blocage volumétrique (sans unité);
- L_{talus} : Longueur du talus (m);
- P_{talus} : Pente du talus (%);
- $L_{fossé}$: Largeur du fossé (m);
- $P_{fossé}$: Pente du fossé (%).

Nous avons inclus l'effet aléatoire "(1|Pluie)" dans le modèle afin de tenir compte des variations de concentration en fonction des différentes pluies (« Pluie » étant une variable qualitative). Ce modèle a été utilisé pour les éléments dans l'eau dont la concentration n'est pas influencée par l'eau de la route (tableau 22). Concernant les éléments influencés par l'eau de ruissellement du fossé (R), le modèle suivant a été utilisé :

$$T1 \sim B^v + L_{talus} + P_{talus} + L_{fossé} + P_{fossé} + R_{cor-T1} + (1 | Pluie)$$

Avec :

- R_{cor-T1} : Les éléments dans l'eau de la route corrélés avec les éléments du fond de fossé à T1 (tableau 22).

L'annexe X répertorie les résultats de ces modèles linéaires mixtes. Afin de compléter cette analyse, une Analyse de la Redondance (RDA) a également été réalisée de la même manière que les modèles présentés ci-dessus.

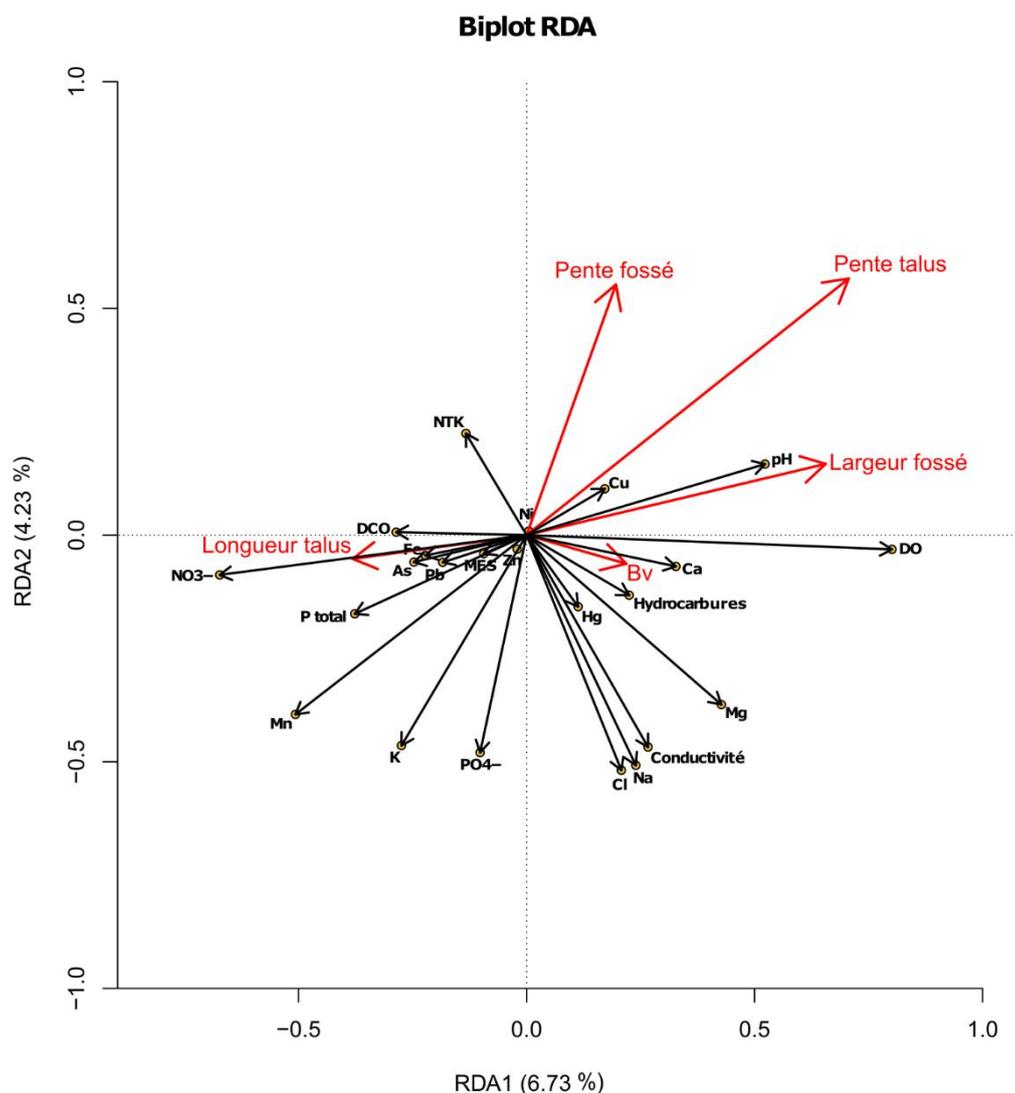


Figure 31. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les caractéristiques du fossé et les concentrations en éléments dans l'eau de fond de fossé (T1)

L'axe 1 capture 6,73 % de la variance dans les relations entre les éléments, tandis que l'axe 2 en capture moins, soit 4,23 %. Une variance cumulée aussi faible suggère que les relations entre les variables du fossé et la qualité de l'eau sont complexes et pourraient être influencées par des facteurs non inclus dans le modèle. Parmi ces facteurs, on peut citer les caractéristiques du bassin versant, la proximité avec des sols agricoles ou encore les processus d'infiltration. Bien que la variable qualitative « (1/Pluie) » permette de contrôler une partie de la variabilité entre les événements pluvieux, elle ne capture pas directement des paramètres tels que l'intensité, la durée ou la quantité totale des précipitations, qui pourraient également jouer un rôle significatif. Ces paramètres n'ont pas été intégrés dans le modèle, car leur inclusion aurait considérablement accru sa complexité sans apporter une amélioration notable des résultats. Des essais d'intégration ont été effectués, mais ils ont montré que ces variables n'amélioreraient pas la performance du modèle et compliquaient son interprétation. De

plus, leur introduction aurait pu entraîner des interactions complexes et difficiles à interpréter avec les variables existantes, diluant ainsi l'effet des caractéristiques topographiques et végétales du fossé, qui constituent le principal objet d'étude. Par conséquent, l'approche basée sur la variable qualitative « (1/Pluie) » a été privilégiée, car elle capture efficacement les principales différences entre événements pluvieux tout en maintenant un modèle clair et centré sur les caractéristiques du fossé.

Malgré ces limites, la RDA (figure 31) montre que le facteur de blocage volumétrique (B^v) est positivement corrélé à la largeur du fossé. Par ailleurs, il a été démontré que la largeur du fossé est positivement corrélée au nombre de tiges de végétaux. Ces résultats indiquent qu'un fossé plus large favorise une végétation plus abondante, ce qui contribue à l'augmentation du facteur de blocage volumétrique. Cependant, B^v présente un vecteur relativement court dans la RDA, ce qui indique une influence limitée sur la structuration globale des résultats. Cela pourrait s'expliquer par le fait qu'à T1, les végétaux n'ont peut-être pas encore eu suffisamment de temps pour exercer leur pouvoir épurateur.

Parmi les éléments analysés pour la qualité de l'eau, de nombreux paramètres présentent des vecteurs courts ou une dispersion importante dans la RDA. Cependant, la conductivité, le Cl et le Na montrent une corrélation positive entre eux. Le tableau des corrélations (annexe X) révèle une corrélation positive entre les hydrocarbures et B^v , ce qui pourrait s'expliquer par la capacité des plantes à bloquer physiquement les hydrocarbures provenant des autoroutes. Ces hydrocarbures se retrouvent ainsi piégés à la surface de l'eau dans le fond du fossé, augmentant leur concentration à T1. Ce phénomène est bénéfique, car il limite leur transfert vers les milieux naturels. À l'inverse, une tendance à une corrélation négative (p-value : 0,086) entre les hydrocarbures et la longueur du talus a été observée, ce qui souligne encore une fois le rôle clé de ce dernier dans l'épuration de ces polluants (Dierkes & Geiger, 1999).

La corrélation entre la longueur du talus et les nutriments analysés (TKN, NO_3^- , PO_4^{3-} et Total P) pourrait s'expliquer par les opérations de tonte, qui augmentent la quantité de matière organique transportée dans l'eau. Ainsi, le talus, par son interaction avec l'eau de ruissellement, pourrait enrichir cette dernière en nutriments, comme observé par Boivin et al. (2021). De plus, le pH mesuré à T1 semble devenir plus acide à mesure que la longueur du talus augmente, probablement en raison des interactions entre l'eau de ruissellement et le sol. La décomposition de la matière organique libère des acides organiques, abaissant le pH (Haynes et Mokolobate, 2001), tandis que la nitrification microbienne dans le sol produit des ions H^+ , accentuant cette acidification (Cheng et al., 2015). Un talus plus long offre une surface plus importante et davantage de sol pour que ces processus se produisent.

Les corrélations négatives entre Mg, Na et Cl et la longueur du talus renforcent l'hypothèse selon laquelle ces ions, s'infiltrent dans ce dernier. En effet, une plus grande longueur de talus permettrait d'accroître le volume de sol disponible pour stocker ces ions, limitant ainsi leur migration immédiate vers le fossé. Une tendance similaire est observée pour la pente du talus : pour les fossés étudiés ici, une pente plus forte semblait augmenter le volume de stockage du talus, réduisant le transfert de Mg, Na et Cl vers le fond du fossé par la suite. De plus, il est possible qu'une pente plus marquée allonge le temps de migration des ions Cl, Na et Mg dans le talus. En effet, l'infiltration des sels de déglacage depuis le haut de la route jusqu'au bas du talus nécessiterait un parcours plus long, ce qui pourrait expliquer des concentrations plus faibles en ions dans l'eau collectée au bas du talus. Toutefois, il ne s'agit ici que d'une hypothèse, qui nécessiterait des investigations supplémentaires pour être confirmée. Par

ailleurs, la largeur du fossé est positivement corrélée aux concentrations de Mg, Na et Cl (p-value pour Cl : 0,078). Cette corrélation pourrait s'expliquer par le fait qu'un fossé plus large augmente la surface de contact entre l'eau et le sol, ce qui augmenterait la quantité d'ions remontant depuis la nappe phréatique. En d'autres termes, la largeur du fossé agit comme un facteur amplificateur, augmentant la capacité à capter les ions et à enrichir les concentrations mesurées à T1.

3.6.iii) Statistiques de l'eau du fond de fossé à T2

Encore une fois, afin de comprendre comment les différentes dynamiques telles que la topographie du fossé impactent la qualité de l'eau à T2, nous avons appliqué un modèle linéaire mixte (ou un modèle linéaire généralisé à effets mixtes pour les données ne suivant pas une distribution normale) selon l'équation suivante :

$$T2 \sim B^v + L_{\text{talus}} + P_{\text{talus}} + L_{\text{fossé}} + P_{\text{fossé}} + (1 | \text{Pluie})$$

- $T2$: La concentration dans chaque élément de l'eau contenue dans le fond de fossé à T2 (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S/cm}$ et pour le pH sans unité);

L'effet aléatoire (1|Pluie) a été inclus dans le modèle afin de tenir compte des variations de concentration en fonction des différentes pluies. De plus, il est arrivé que des averses tombent entre T1 et T2, rendant l'intégration de ce paramètre encore plus important (annexe I). La longueur du talus et sa pente ont été incluses dans ce modèle. Ce choix se justifie par le besoin de prendre en compte l'ensemble de la topographie du fossé pour obtenir un modèle plus précis. De plus, la présence de pluie entre T1 et T2 pourrait créer du ruissellement entre la route et le talus, faisant jouer un rôle au talus.

De la même manière que pour T1, nous avons effectué la corrélation entre les éléments présents dans la citerne et dans l'eau du fossé à T2. En annexe Z se trouve le tableau des corrélations correspondant. Ainsi, on se rend compte que seuls les MES, la conductivité, la DCO, le P total, le Fe, le K et le Mn sont corrélés entre la citerne et l'eau du fond de fossé à T2. Leur intégration dans le tableau de corrélations a donc été faite selon l'équation suivante :

$$T2 \sim B^v + L_{\text{talus}} + P_{\text{talus}} + L_{\text{fossé}} + P_{\text{fossé}} + R_{\text{cor-T2}} + (1 | \text{Pluie})$$

- $T2$: La concentration de chaque élément dans l'eau contenue dans le fond de fossé (en mg/l sauf pour la conductivité en $\mu\text{S/cm}$ et pour le pH sans unité);
- $R_{\text{cor-T2}}$: Les éléments dans l'eau de la route corrélés avec les éléments du fond de fossé à T2 (annexe Z).

En annexe Y se trouvent les corrélations du modèle linéaire mixte. Une RDA a été effectuée de la même manière que la figure 32 et correspond au modèle linéaire précédemment abordé.

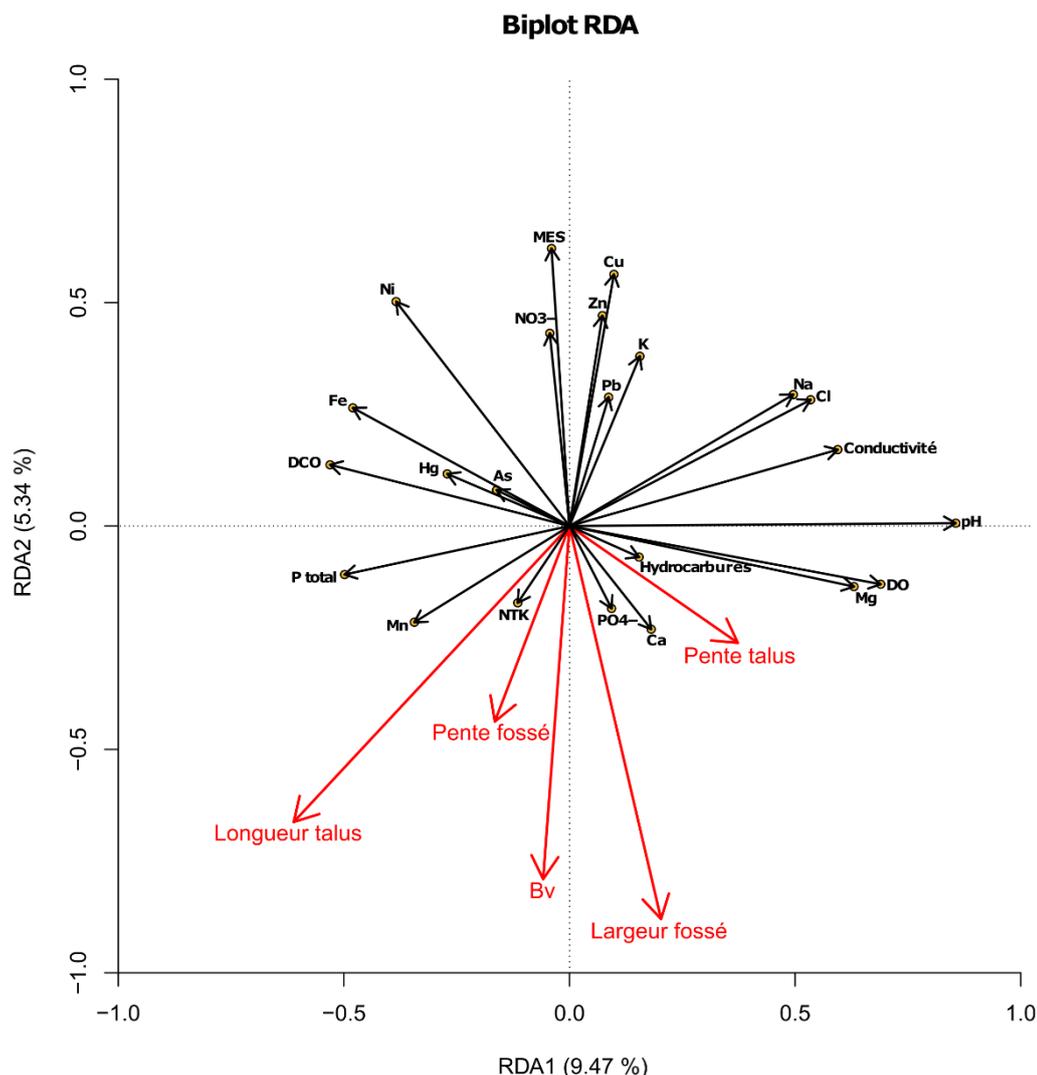


Figure 32. Résultats de l'analyse de la redondance (RDA) pour les relations entre les caractéristiques du fossé et les concentrations en éléments dans l'eau de fond de fossé (T2)

L'axe 1 capture la majorité de la variance dans les relations entre les éléments (9,47 %), tandis que l'axe 2 en capture une proportion moindre (5,34 %), pour un total de 14,81 %. Bien que cette valeur reste modeste, elle est supérieure à celle de la RDA réalisée à T1 (figure 32), ce qui suggère que les interactions entre les caractéristiques du fossé et la qualité de l'eau deviennent plus marquées avec le temps.

Les MES ainsi que Ni, Cu, Zn et Pb semblent former un groupe de polluants adsorbés sur les sédiments, positionnés à l'opposé de B^v et de la largeur du fossé dans la RDA (figure 32). Le tableau des corrélations révèle que B^v est négativement corrélé aux MES, au Fe et au Ni, ce qui suggère que les plantes jouent un rôle efficace dans le ralentissement du ruissellement, favorisant ainsi la sédimentation (Stagge et al., 2012 ; Boger et al., 2018). De même, la largeur du fossé est également négativement corrélée aux MES, ce qui peut s'expliquer par plusieurs facteurs. Un fossé plus large augmente le temps de résidence de l'eau en élargissant l'espace d'écoulement, réduisant ainsi la vitesse du flux. En outre, la diminution de la hauteur d'eau rapproche les particules en suspension du fond du fossé, réduisant la distance nécessaire à leur dépôt. Cette configuration favorise leur sédimentation, augmentant ainsi la probabilité qu'elles se fixent au sol du fossé (Fardel et al., 2019).

Encore une fois, une corrélation positive est observée entre la présence de plantes et les hydrocarbures, ainsi qu'entre les hydrocarbures et la longueur du talus.

À T2, la corrélation entre la longueur du talus et les nutriments n'est plus significative, probablement parce que le ruissellement et l'infiltration se produisent rapidement après la pluie, limitant ainsi les interactions prolongées entre l'eau et le talus. En revanche, les corrélations négatives entre les ions issus des sels de déglacage et la longueur du talus persistent, avec une p-value légèrement plus significative à T2. Cette persistance pourrait s'expliquer par l'effet de stockage hivernal des ions dans le talus, lors de l'application des sels de déglacage. En été, que ce soit 24 heures (T1) ou 48 heures (T2) après la pluie, le relargage des ions reste visible, car ces derniers ont été stockés précédemment dans le talus. Ce phénomène semble encore plus marqué à T2, probablement en raison d'un relargage accru d'une eau ayant traversé le talus, comme l'indiquent les graphiques des hauteurs d'eau relevées par les piézomètres (annexe Q). En effet, pour les secteurs V, M et C lors de la première pluie, ainsi que pour les secteurs J, V et M lors de la deuxième pluie, une légère remontée d'eau après infiltration a été observée.

3.7) Différence entre l'eau de ruissellement autoroutier de l'eau du fond de fossé (T1)

Comparer la qualité de l'eau de la route (R) et la qualité de l'eau du fossé à T1 permet de savoir s'il y a eu réduction ou relargage des éléments. Ainsi la différence pour chaque site et événement de pluie a été calculée selon la formule suivante :

$$\frac{\text{Moyenne}(T1 \text{ à } 0 \text{ mètre}; T1 \text{ à } 50 \text{ mètres}) - R}{R} * 100$$

Le tableau 23 résume en pourcentage les augmentations surlignées en rouge et les réductions surlignées en vert. Encore une fois, les données de Fardel et al. 2019 ont été intégrées afin de comparer les réductions. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives entre R et T1 avec une p-value < 0,05 selon le test non paramétrique de Wilcoxon, suivant ainsi l'exemple de Huber & Helmreich (2016) et Winston et al. (2012).

Tableau 23. Variations de la concentration entre R (eau de ruissellement autoroutier) et T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) en pourcentage pour chaque élément analysé dans l'eau par secteur avec la moyenne et les données de Fardel et al. (2017) avec leurs étendues entre crochets. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge, à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p-value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	J	V	M	C	Moyenne	(Fardel et al., 2019)
MES	-93 (7)	-90 (9)	-35 (82,9)	-67,7 (23,5)	-70,3 (55,7)	-69,2 (20) [-93 – -23]
pH	-6 (3,7)	-5,7 (1,4)	-4,7 (2,9)	-3,67 (2)	-5,3 (3,1)	/
Conductivité	1075 (974)	1759 (721)	1819 (935)	1560 (754)	1475 (961)	/
DO	243 (901)	86,9 (245)	13,9 (23,7)	18 (41,6)	121 (596)	/
DCO	-42 (45)	-25,5 (31)	-12,5 (50,1)	-15,8 (56,4)	-27 (47)	/
ATK	62,1 (220)	61,8 (212)	270 (551)	9,76 (39,5)	130 (373)	-38,3 (30,5) [-14 – 76]
NO ₃ ⁻	63 (250)	-84 (13,1)	-86 (10,3)	-87 (10,7)	-23 (177)	-32,3 (28) [-82 – 10]
PO ₄ ³⁻	14,7 (48,4)	-16,6 (76,6)	0 (0)	15 (36,7)	5,1 (44,3)	/
P total	-58,9 (40,5)	-61,2 (21,7)	-40 (45)	-61 (27)	-52,9 (39,6)	21,4 (80) [-64 – 123]
As	-30 (34)	-11,3 (23,9)	-2,08 (10,2)	0 (0)	-15 (27,5)	/
Ca	188 (168)	436 (262)	520 (184)	149 (98,4)	333 (242)	/
Cu	-82,4 (12,1)	-63 (29,8)	27,8 (81,5)	-14 (52,7)	-35,3 (71,6)	-41,1 (68) [-87 – 147]
Fe	-74 (21,3)	-37,7 (67,8)	47,4 (137)	2,14 (57,7)	-20 (102)	/
Hg	-17 (34,8)	-7,5 (16,9)	4,2 (24,1)	33,3 (81,6)	-3,99 (38)	/
K	179 (162)	82 (71,4)	3932 (3610)	2245 (3260)	1650 (2890)	/
Mg	296 (234)	1226 (657)	1461 (660)	1014 (838)	899 (750)	/
Mn	-23,9 (94,3)	30,1 (97,8)	130 (319)	2,64 (94,7)	39,8 (212)	/
Na	2854 (3680)	7631 (7740)	17270 (13970)	5981 (4490)	8833 (11060)	/
Ni	-55,3 (24)	-28,8 (35,1)	28 (64,6)	30,2 (65,5)	-15 (60,7)	/
Pb	-86,1 (13,1)	-41,7 (36,5)	-2,08 (10,2)	-15,1 (37)	-44,3 (42,8)	-57 (29) [-85 – 7]
Zn	-95 (3,1)	-87,9 (7,7)	-66,9 (18,6)	-88,5 (5,9)	-83,8 (17,1)	-67 (22,5) [-91 – -15]
Cl	4252 (5855)	19928 (26160)	17324 (13680)	6198 (4100)	11240 (14710)	/
Hydrocarbures	-88 (17,8)	-76 (20,7)	17,1 (497)	-90,3 (7,7)	-49,9 (294)	/
n	34	12	28	7	81	/

Les éléments dont les concentrations diminuent entre la route et le fossé pour tous les secteurs sont les MES, pH, NO₃⁻, P total, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn et les hydrocarbures. Ces résultats étaient attendus à cause de l'effet du talus et de la dilution par l'eau. Pour les MES, la réduction moyenne de la présente étude (-70 %) est similaire à celle observée par Fardel et al. (2019) (-69 %). Le pourcentage de réduction de MES du secteur M (-35 %) peut s'expliquer par le fait que l'eau à R était peu concentrée en MES. En effet, Fardel et al. (2019) expliquent que le principal facteur corrélé avec la réduction est la concentration entrante, ici l'eau de la citerne, surtout si elle se situe entre 0 et 50 mg/l (Bäckström et al. 2006; Andrés-Valeri et al. 2014; Purvis et al. 2018). L'écart type élevé du pourcentage de réduction des MES dans ce secteur

pourrait s'expliquer par la présence du site M4. Situé sur la pente la plus forte, ce site présentait parfois un faible volume d'eau stagnante au moment de l'échantillonnage, ce qui entraînait une concentration élevée en MES.

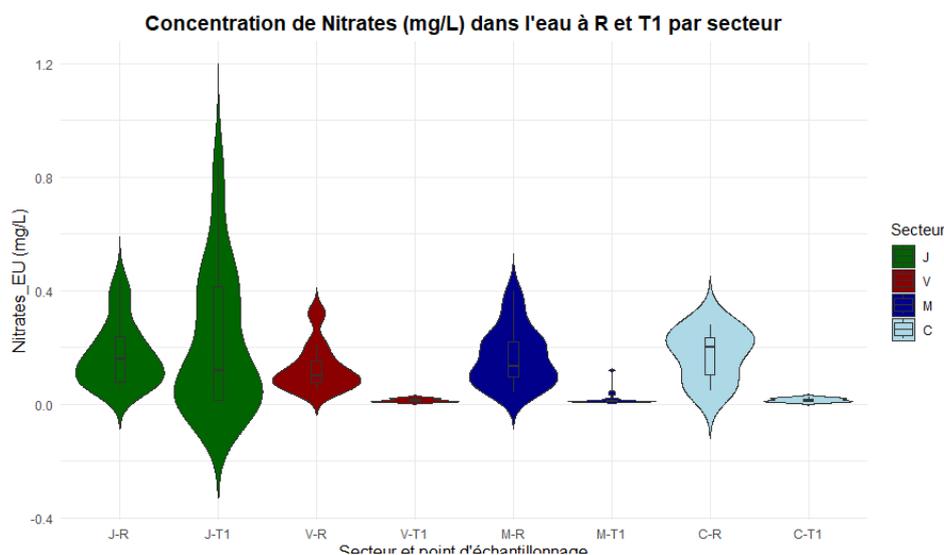


Figure 33. Nitrates (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly

La réduction moyenne des NO_3^- (-23 %) n'est pas aussi importante que dans Fardel et al. (2019) (-32,3%). Pour l'ATK on note même une augmentation dans notre étude alors que la synthèse de la littérature montre des réductions de -38,3 %. Pour les NO_3^- , les connexions du secteur J avec les fossés agricoles restent l'hypothèse la plus probable, tout comme l'ATK, ce qui explique également les forts écarts-types (figure 33). L'enrichissement en azote des eaux de ruissellement n'est pas rare, et pourrait être dû à la dégradation des éléments organiques ou à la décharge de grandes quantités d'herbe déposée sur le lit du fossé ou le talus extérieur après des périodes d'entretien fréquentes comme cela a déjà été mentionné et observé dans la littérature (Yousef et al. 1985; Yu et al. 2001).

Les éléments dont les valeurs augmentent systématiquement pour tous les secteurs sont les suivants : conductivité, Ca, K, Mg, Na et Cl. L'augmentation de la DO, même si elle n'est pas significative peut être due à la réaération de l'eau lorsqu'elle passe sur des surfaces irrégulières comme les végétaux du talus ou du fond du fossé. De plus, cette augmentation est moindre dans le secteur C, qui ne contient pas de plantes dans le fond de fossé, ce qui renforce cette hypothèse. Concernant le Ca, cela peut provenir de la dissolution des minéraux présents dans le sol et les sédiments du fossé (Hem, 1985). Le K peut être libéré par la décomposition de la matière organique ainsi que par le lessivage des sols argileux (Sparks, 1995). En ce qui concerne le Cl le Na et le Mg, cela rejoint les conclusions faites précédemment concernant les ions issus de sels de déglacage. Stagge et al. (2012) ont également observé des relargages de -4410 % à -78 % pour les chlorures. Il existe de multiples preuves de la resuspension ou du relargage de ces ions dans l'eau du fond de fossé (Bäckström, 2003; Fardel et al., 2019; Luell et al., 2021; Stagge et al., 2012; Yu et al., 2001).

Concernant la différence entre les secteurs, la diminution du PO_4^- à Varennes est due à la forte concentration dans l'eau de la citerne (R) à V, qui reste inexpliquée, mais implique une réduction uniquement dans ce secteur. L'augmentation du P total dans le fossé sans plantes du secteur C reste assez inexpliquée, mais elle pourrait être attribuée à l'absence de

végétation qui n'aurait donc pas pu absorber cet élément. L'augmentation du Fe, Hg, Mn et Ni dans les secteurs M et C (figure 34) peut être due à deux explications. Pour M, cela pourrait être dû à la faible concentration initiale de l'eau de la citerne. Pour C, cela pourrait être dû à l'absence de plantes, qui ne permettrait pas la sédimentation des MES, et donc des polluants liés à ces derniers, ou encore à l'absorption par les plantes d'éléments comme le Fe.

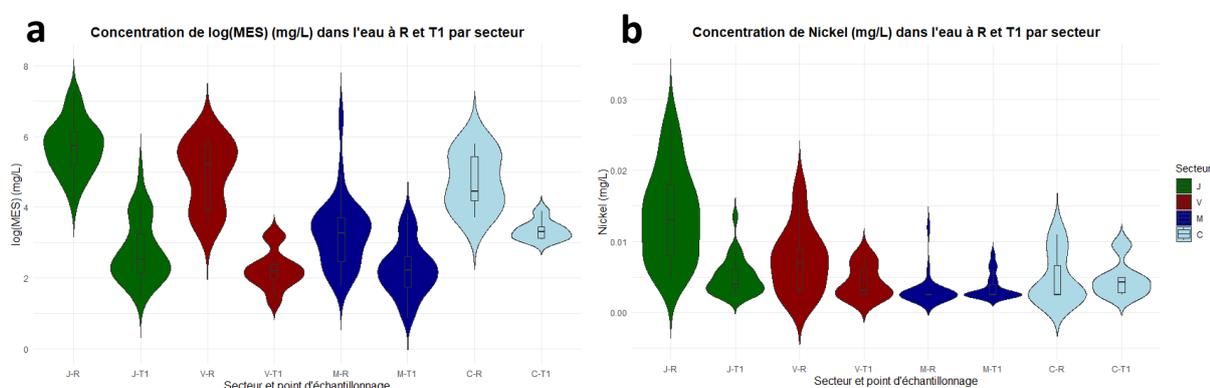


Figure 34. a : log(MES) (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; **b :** Nickel (mg/l) dans l'eau à R et T1 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly

3.8) Différence entre l'eau du fond de fossé à T1 et T2

3.8.i) Concentration

Afin de comparer les différences de qualité de l'eau entre T1 et T2, nous allons d'abord analyser les données présentées dans le tableau 24. À ce jour, aucune étude n'a comparé la qualité de l'eau de fond de fossé sur un intervalle de 48 heures, rendant impossible toute comparaison avec la littérature existante.

Tableau 24. Variations de la concentration entre T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) et T2 (eau du fond de fossé, 48h après T1) en pourcentage pour chaque élément analysé dans l'eau par secteur. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge, à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p-value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	J	V	M	C	Moyenne
MES	2,37 (71)	-27,6 (35,6)	26,5 (141)	8,19 (130)	6,74 (102)
pH	0,88 (3,27)	1,17 (2,33)	0,036 (3,23)	-0,395 (1,18)	0,52 (3)
Conductivité	58,9 (101)	27 (32,8)	29,9 (48,4)	73 (106)	46 (80)
DO	16 (36,2)	5,33 (16,7)	6,43 (16,1)	12 (24)	10,8 (27,2)
DCO	7,17 (44,6)	-4,05 (19,3)	-2,11 (29,1)	-11,8 (19,3)	0,762 (35)
ATK	-10,5 (47,1)	-24 (70,6)	71 (243)	-20,3 (35,8)	14,7 (152)
NO ₃ ⁻	328 (999)	603 (1372)	125 (362)	1298 (2125)	381 (1068)
PO ₄ ³⁻	-4,64 (24)	-6,35 (19,8)	0 (0)	-7,89 (19)	-3,57 (18,1)
P total	-15,8 (53,8)	-4,64 (65,5)	-0,294 (90)	-33 (37,8)	-10,3 (69)
As	0,139 (22,8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,06 (15)
Ca	49,6 (63,8)	36,2 (17,3)	17 (18)	51,9 (47,3)	37 (47)
Cu	47,5 (129)	28 (116)	63 (139)	226 (535)	65 (196)
Fe	-14,6 (56,9)	2,85 (74,5)	21 (130)	-60,3 (24,6)	-3,59 (91)
Hg	2,9 (34)	-5,83 (35,6)	3,5 (31)	-2,78 (37,1)	1,36 (33)
K	12 (37)	-0,098 (20,9)	-5,7 (18)	3,51 (16)	3,6 (29)
Mg	46 (53,8)	53,9 (25,6)	48 (27)	102 (130)	53 (55)
Mn	271 (877)	215 (305)	185 (322)	35 (79,8)	214 (612)
Na	106 (168)	31,9 (13,9)	38 (29)	80,5 (90,4)	70 (118)
Ni	-16,3 (41)	-21,4 (31,7)	1,9 (35)	3,46 (67,8)	-9,09 (40,9)
Pb	0,939 (27,2)	0 (0)	0 (0)	8,33 (20,4)	1,16 (19)
Zn	21 (131)	-7,45 (15,8)	12,2 (33,1)	97,5 (118)	20,6 (96,2)
Cl	103 (172)	32 (18,7)	42 (35)	114 (134)	73 (124)
Hydrocarbures	82,8 (165)	-7,03 (26,4)	73,4 (196)	-2,78 (30,6)	59,4 (160)
n	34	12	28	7	81

Les éléments dont la concentration augmente systématiquement dans tous les secteurs sont : conductivité, DO, NO₃⁻, Ca, Cu, Mg, Mn, Na, et Cl. L'augmentation de la concentration peut donc être attribuée à la baisse du niveau de l'eau entre T1 et T2, ce qui aurait conduit à une augmentation de la concentration de ces éléments. Pour les hydrocarbures, qui augmentent pour la moyenne générale, ces derniers flottant à la surface de l'eau, on peut supposer qu'ils ont une dynamique différente des autres éléments et la réduction du volume d'eau a pu augmenter leur concentration. Il est également possible que ces derniers soient retenus par la végétation, car nous n'observons pas de variation pour le secteur C.

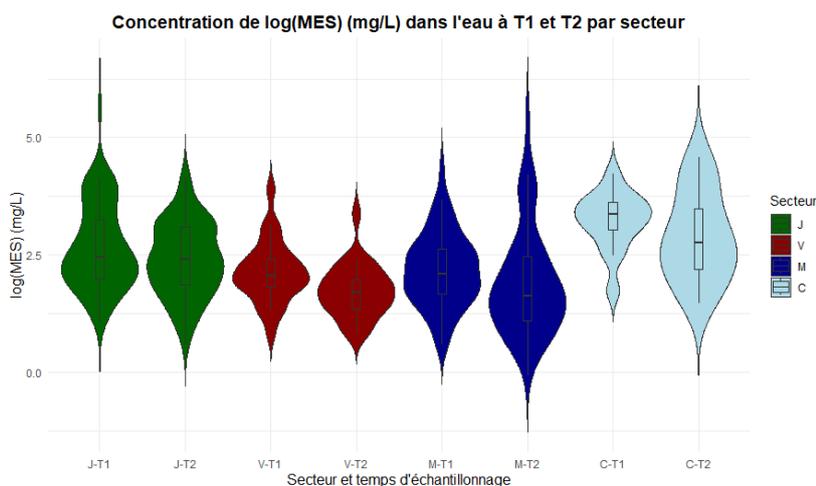


Figure 35. log(MES) (mg/l) dans l'eau à T1 et T2 en fonction des secteurs; avec J : Sainte-Julie, V : Varennes, M : Marieville, C : Chambly

Les MES, dans la moyenne générale, ne varient que très peu (6,74 %) (figure 35). Cela augmente très peu pour J (2,37 %), mais plus pour C (8,19 %) ce qui peut être dû à l'absence de plante. Cette explication peut être la même pour Ni ou Zn, où, pour ce dernier, l'augmentation est de 97,5 % pour C par rapport à seulement 12,2 % pour le secteur M et reste stable pour les autres secteurs.

3.8.ii) Bilan de masse

Après avoir examiné les variations de concentration des différents éléments entre T1 et T2, il est également important d'analyser le bilan de masse. Cette analyse permet de comprendre non seulement les changements en termes de concentration, mais aussi de quantifier la masse totale des éléments transportés ou retenus par le fossé. En effet, le bilan de masse offre une perspective complémentaire en intégrant les variations de volume d'eau, ce qui est essentiel pour une évaluation globale.

Tableau 25. Variations du bilan de masse entre T1 (eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie) et T2 (eau du fond de fossé 48h après T1) en pourcentage pour chaque élément analysé dans l'eau par secteur. Les cases surlignées en vert correspondent à une diminution, les cases surlignées en rouge, à une augmentation. Les valeurs en gras indiquent des différences significatives (p-value < 0,05) selon le test de Wilcoxon. Les écarts-types sont présentés entre parenthèses.

	<i>J</i>	<i>V</i>	<i>M</i>	<i>C</i>	<i>Moyenne</i>
<i>MES</i>	-6,7 (129)	-56,7 (39,2)	-16,6 (119)	11,6 (143)	-16 (118)
<i>ATK</i>	-16,7 (107)	-69,3 (29,1)	25,8 (267)	-19,5 (86,7)	-9,9 (174)
<i>NO₃⁻</i>	66,9 (413)	69,6 (433)	16,8 (187)	318 (553)	69,9 (371)
<i>PO₄³⁻</i>	-17,9 (117)	-55,9 (33,5)	-40,2 (39,2)	-12,7 (76,7)	-30,2 (84,5)
<i>P total</i>	-40,4 (63,9)	-57,3 (33)	-19,4 (116)	-49,5 (49,2)	-36,3 (82,9)
<i>As</i>	-25,3 (85,3)	-47,5 (35,2)	-17,4 (107)	-14,5 (69)	-24,9 (87,4)
<i>Ca</i>	0,1 (98,9)	-28,6 (47,2)	-8,8 (121)	15,3 (94,1)	-5,8 (101)
<i>Cu</i>	46,1 (238)	-45,5 (35,5)	28 (170)	-10,3 (86,1)	22,2 (189)
<i>Fe</i>	-44,2 (62,1)	-52,8 (47)	-37,8 (53,8)	-65,4 (26,6)	-45,1 (55)
<i>Hg</i>	-27,6 (75,8)	-15,2 (32)	-25,1 (48,4)	-45,5 (45,3)	-26,3 (59,9)
<i>K</i>	-5,1 (123)	-49,4 (32,9)	-24,1 (92,8)	-15,1 (61,9)	-18,9 (99,7)
<i>Mg</i>	4,5 (110)	-22,3 (47)	11,7 (133)	26,7 (86,9)	5,1 (110)
<i>Mn</i>	31,6 (212)	5,7 (90)	71,7 (233)	-14,6 (66)	37,8 (199)
<i>Na</i>	29 (146)	-32,5 (41,2)	6,7 (136)	26,4 (106)	12,2 (130)
<i>Ni</i>	-35,7 (66,5)	-54,3 (37,5)	-19,9 (90,9)	-31,4 (64,6)	-32,5 (73,1)
<i>Pb</i>	-24,5 (90)	-48,4 (36)	-16,7 (107)	6,2 (131)	-22,6 (95,1)
<i>Zn</i>	-9,8 (113)	-48,5 (34,7)	-8,2 (105)	19,6 (111)	-12,5 (103)
<i>Cl</i>	16,6 (120)	-29,4 (47,4)	8,4 (120)	33,7 (89,5)	8,7 (110)
<i>Hydrocarbures</i>	29,1 (173)	-43,4 (48,7)	6,3 (214)	-14,6 (76,2)	7 (171)

Ce tableau rend compte que la plupart des éléments ont tendance à diminuer sur la totalité des secteurs (*PO₄⁻*, *P total*, *As*, *Fe*, *Hg*, *K* et *Ni*) tandis que certains augmentent seulement pour le secteur C (*MES*, *Pb* et *Zn*). Ces derniers sont considérés comme étant des polluants issus de l'autoroute. On peut supposer que ces derniers se sont réduits par infiltration dans le sol, soit par sédimentation ou absorption par la végétation. Il est important de noter que les variations sont souvent significatives pour le secteur J et M. Les variations non significatives des autres secteurs peuvent être dues, pour V au faible volume d'eau que l'on constate à T1 et T2 (annexe O). Ce faible volume d'eau qui a été discuté dans le point 3.4.i) impacte forcément le bilan de masse à T1. En effet, le volume d'eau étant faible au moment de l'échantillonnage de T1, la différence avec T2 est donc réduite.

Les éléments qui augmentent de façon significative pour la moyenne des secteurs sont le Cu et les hydrocarbures. Pour les hydrocarbures, les conclusions peuvent être les mêmes que pour le tableau 23. Concernant le Cu, l'explication vient du fait qu'il est un polluant particulier. Le cuivre est remobilisé plus facilement dans les sédiments sous des conditions variables de réaction d'oxydoréduction et de pH, surtout en présence de matières organiques. Les éléments comme Fe et As sont souvent immobilisés dans les sédiments sous forme de

complexes stables (Förstner, 2004), tandis que Pb et Zn se lient plus fermement aux particules (Davis et al., 2001) et le Ni est plus stable et moins soluble (Lu & Allen, 2001), ce qui explique leur diminution.

Les écarts-types élevés observés dans les différences relatives des bilans de masse révèlent que ces calculs sont affectés par diverses approximations et phénomènes complexes, rendant leur interprétation difficile. Tout d'abord, les volumes d'eau ont été estimés à partir de nombreuses moyennes. Par exemple, la hauteur d'eau utilisée pour le calcul est une moyenne entre les mesures prises au début et à la fin du fossé. De plus, les sections transversales des douze sites sont basées sur des relevés effectués sur seulement 5 sites, ce qui introduit une imprécision supplémentaire.

La variabilité naturelle des volumes d'eau, influencée par des phénomènes tels que l'infiltration, l'évaporation, les fluctuations de ruissellement et la variabilité même des événements pluvieux, a également contribué à ces écarts importants. En outre, des pluies survenues entre T1 et T2 pouvaient de manière imprévisible modifier les volumes d'eau et les concentrations des polluants, amplifiant ainsi les différences observées.

C'est pourquoi, dans ce rapport, les analyses se sont principalement concentrées sur les concentrations plutôt que sur les bilans de masse, jugés plus sensibles aux incertitudes. Enfin, bien que l'utilisation des débits aurait permis de calculer des bilans de charge, les données de débit n'étaient malheureusement pas disponibles pour cette étude.

3.9) Comparaison avec les critères du MELCCFP

Les comparaisons avec la littérature restent essentielles pour savoir où se situent nos données dans l'état actuel des connaissances à ce jour. Seulement, comparer ces résultats avec les critères du ministère de l'environnement de la province concernée par ces fossés, à savoir le MELCCFP, reste le moyen le plus concret de savoir si la qualité des eaux de fossés de drainage représente un danger pour les milieux récepteurs. À cette fin, plusieurs critères peuvent être utilisés :

- Critères de prévention à la contamination (organismes aquatiques seulement)
- Valeur aiguë finale à l'effluent
- Protection de la vie aquatique (aiguë)
- Protection de la vie aquatique (chronique)

En annexe AA se trouvent ces critères récupérés sur le site du MELCCFP (2023). Parmi ces critères, la protection de la vie aquatique (aiguë) a été choisie car elle possédait un plus large panel de valeurs et s'appliquait mieux à notre cas, de plus la qualité des eaux de fossés de drainage échantillonnées correspond à un événement aigu plutôt que chronique.

Le tableau 23 présente le pourcentage ainsi que la concentration moyenne des échantillons dépassant le critère mentionné précédemment.

Concernant les MES, les échantillons d'eau de la citerne (R) sont les seuls à tous dépasser le critère de protection de la vie aquatique aiguë (sauf pour M). On observe une nette diminution entre R et T1/T2 parmi tous les sites, ce qui prouve encore une fois l'effet bénéfique du talus, comme observé dans Boivin et al. (2021). La réduction ne paraît pas aussi nette pour C, avec 36 % à T2, comparé à J (14 %), V (4 %), ou M (14 %), mettant en lumière l'efficacité de la

présence de plantes sur l'épuration de l'eau de fond de fossé. Le Cu semble également élevé pour 25 % des échantillons à T2 dans le secteur C, contre 6 % pour l'ensemble des secteurs. Le secteur C sans plantes semble donc être un mauvais candidat pour la réduction des polluants tels que les MES ou le Cu. Une exception notable concerne les hydrocarbures, qui ne dépassent pas le critère à T1 et T2 pour le secteur C. Cela peut être dû au fait qu'aucune plante ne soit présente pour retenir cette pollution à la surface de l'eau.

Pour l'ensemble des fossés et des éléments analysés dans cette étude, on observe de manière générale des réductions du pourcentage d'échantillons dépassant les critères, avec un maximum de 21 % pour T1 et 15 % à T2, en excluant les chlorures. Concernant ces derniers, ils posent le plus de problèmes en raison de leur résurgence du sol du fond de fossé, comme mentionné précédemment dans ce rapport. En effet, en moyenne, 83 % des échantillons pris à T2 sont au-dessus de la norme fixée à 320 mg/l, avec une moyenne de 700 mg/l pour les échantillons dépassant cette limite.

Tableau 26. Proportion des échantillons dépassant les critères de protection de la vie aquatique (aiguë) du MELCCFP et concentration moyenne des éléments dans l'eau en comparaison avec les critères en fonction : des secteurs, du lieu et du temps d'échantillonnage. Avec comme secteur J : Sainte-Julie; V : Varennes; M : Marieville; C : Chambly. Avec R : échantillon d'eau contenue dans la citerne, provenant directement de l'autoroute; T1 : échantillon d'eau du fond de fossé moins de 24h après la pluie; T2 : échantillon d'eau du fond de fossé moins de 48h après T1.

Secteur	Pourcentage et concentration moyenne des échantillons dépassant le critère de protection de la vie aquatique (aiguë)															Critères de protection de la vie aquatique (aiguë) du MELCCFP
	J			V			M			C			Total			
Échantillons	R	T1	T2	R	T1	T2	R	T1	T2	R	T1	T2	R	T1	T2	
MES (mg/l)	100 % 396	30 % 44,9	14 % 38	100 % 193	4 % 49,1	4 % 29	54 % 88	9 % 43	14 % 56	100 % 150	57 % 40	36 % 58	84 % 267	21 % 43	15 % 47	25
pH	3 % 9,01	-	-	-	-	-	7 % 9,21	-	-	-	-	-	4 % 9,14	-	-	6,5 à 9,0
As (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,34
Cu (mg/l)	97 % 0,043	7 % 0,038	3 % 0,04	70 % 0,02	5 % 0,018	-	-	2 % 0,027	6 % 0,018	17 % 0,025	-	25 % 0,033	60 % 0,038	4 % 0,022	6 % 0,029	0,014
Fe (mg/l)	86 % 8,8	10 % 15,9	5 % 4,2	40 % 5,2	-	-	4 % 8,2	-	2 % 4,8	33 % 5,3	8 % 4,1	-	46 % 8,1	5 % 14,2	3 % 4,4	3,4
Mn (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2
Ni (mg/l)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,47
Pb (mg/l)	10 % 0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4% 0,1	-	-	0,082
Zn (mg/l)	100 % 0,42	2 % 0,35	-	50% 0,19	-	-	-	-	-	33% 0,23	-	-	52% 0,38	1% 0,35	-	0,12
Cl (mg/l)	3 % 466	48 % 811	67 % 835	-	75 % 485	85 % 597	-	73 % 473	98 % 595	-	67 % 618	100 % 809	1 % 466	62 % 601	83 % 700	320
Hydrocarbures (mg/l)	97 % 0,96	3 % 0,2	13 % 0,34	100 % 0,94	10 % 0,35	-	96 % 0,5	6 % 0,93	10 % 0,42	100 % 0,83	-	-	97 % 0,79	5 % 0,56	9 % 0,37	0,11

4. DISCUSSION GÉNÉRALE

4.1) Résultats majeurs

Parmi les 12 sites étudiés, les concentrations des MES, Cu, Zn et hydrocarbures dans l'eau provenant directement de l'autoroute sont nocifs pour l'environnement, comme constaté dans la littérature (LeFevre et al., 2015) et dépassent effectivement les critères de protection de la vie aquatique aiguë du MELCCFP. Ces concentrations se situent proches des moyennes d'études portant sur des fossés standards en Amérique du Nord (Fardel et al., 2019). Cependant, comme nous l'avons vu à travers nos résultats ainsi que dans la littérature (Boivin et al., 2021; Bäckström, 2002; Barrett et al., 1998; Fardel et al., 2019), les fossés de drainage performant efficacement comme des OGEP.

En effet, des réductions significatives de concentrations des MES, pH, NO_3^- , P total, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn et les hydrocarbures ont été constatées entre l'eau de la route et l'eau contenue dans le fossé de drainage. Ces résultats sont également corroborés par la littérature (Fardel et al., 2019). Cette réduction semble être plus significative pour les fossés fortement végétalisés avec un fond de fossé large (figure 32). Un fond de fossé large permettrait trois choses :

- Augmenter le temps de résidence de l'eau en élargissant l'espace d'écoulement, ce qui réduirait la vitesse du flux;
- Diminuer la hauteur d'eau, ce qui rapprocherait les particules en suspension du fond du fossé, réduisant la distance nécessaire à leur dépôt (Fardel et al., 2019);
- Diminuer la hauteur d'eau, ce qui laisserait un terrain propice à la croissance d'une végétation plus dense en tiges, telle que le jonc de Gérard.

Une grande longueur et une pente prononcée du talus extérieur favoriseraient le stockage des ions issus des sels de déglçage, réduisant ainsi leur résurgence en grande quantité durant l'été.

Par ailleurs, les analyses d'eau à T2 ont révélé une corrélation négative significative entre le facteur de blocage volumétrique et les MES, soulignant le pouvoir filtrant des plantes, souvent mis en avant dans la littérature, comme cela a été mentionné précédemment.

L'analyse des chlorures, dans le sol ou dans l'eau, a permis d'apporter des preuves de leur immobilisation dans les nappes souterraines en hiver, ainsi que de leur remise en suspension pendant l'été (Bäckström, 2003; Fardel et al., 2019; Luell et al., 2021; Stagge et al., 2012; Yu et al., 2001). Le tableau 26 montre que c'est un polluant important de l'eau des fossés de drainage, même s'il est peu détecté dans l'eau provenant directement de la route durant les mois de juillet à octobre. Les risques pour la faune, la flore et le milieu aquatique ont été bien documentés par le gouvernement du Canada (Environnement Canada et Santé Canada, 2001), et des concentrations dépassant le critère de 320 mg/l sont préoccupantes, même si cela n'est pas fréquent (Grenier et al., 2024).

Comparativement à la littérature, la présente étude a l'avantage d'offrir un large éventail de types de fossés, sélectionnés de manière à être représentatifs des fossés de la grande région de Montréal. La force de cette étude réside également dans le nombre de paramètres de qualité de l'eau étudiés. En effet, mis à part Caltrans (2003), aucune autre étude n'a analysé

autant de paramètres que la présente étude. Selon Fardel et al. (2019), les études se contentent généralement d'analyser les éléments suivants par ordre de récurrence : MES > Total P > Zinc > Azote total > Cuivre > Plomb > Cadmium, avec seulement 23 % des études référencées par Fardel et al. (2019) qui analysaient l'azote total. Avec les 26 paramètres de cette étude et la diversité des sites étudiés, il est possible de dresser un portrait de l'état de la qualité de l'eau provenant de la route ainsi que du fond des fossés.

L'analyse de l'eau à T2 est une méthode qui n'a pas été recensée dans la littérature. Or, elle offre un aperçu encore plus large de l'évolution de la qualité de l'eau des fossés dans le temps, apportant de nouvelles conclusions et perspectives de recherche. Il serait intéressant d'élargir cette analyse à chaque événement pris séparément dans une recherche ultérieure.

4.2) Discussion

Cette étude s'inscrit dans une littérature riche en documentation sur les performances des fossés de drainage autoroutier (Han et al., 2006; Département des transports de Californie (2000 à 2003); Winston et al., 2015; Li & Barrett, 2008; Barrett et al., 1998; Bell & Wanielista, 1979; Streeter et al., 2019; Yousef et al., 1985; Kaign & Yu, 1996; Wu et al., 1998; Boivin et al., 2021; Bäckström, 2002; Fardel et al., 2019), ainsi que sur les bandes enherbées et les noues végétalisées (Kaushal et al., 2005), similaire à l'entièreté du fossé. Comme il a été mentionné, les fossés étudiés à travers les documentations possèdent des formes diverses et variées : triangulaire (Barrett et al., 1998; Powell, 2015; Winston et al., 2017), trapézoïdale (Stagge et al., 2012; Caltrans, 2003) et même parabolique (Larcombe, 2003). Ces fossés sont parfois considérés comme « standards » avec une forme influencée par le terrain de base, « secs », avec un sol généralement sableux capable de drainer complètement les eaux entre deux événements pluvieux successifs (Winston et al., 2012; Revitt et al., 2022; Hood et al., 2013), des sols nus, parfois goudronnées (Roseen et al., 2009), des sols plantés (Cederkvist et al., 2016; Leroy et al., 2016), végétalisés (Winston et al., 2017; Roseen et al., 2009) ou herbeux (Stagge et al., 2012; Powell, 2015). Diverses méthodes d'échantillonnage basées sur des échantillonnages continus, considéré comme une méthode robuste (Lee et al., 2007), permettant de calculer une concentration moyenne de l'événement (EMC), ou des échantillons aléatoires (Leecaster et al. 2002) ou ponctuelle. Les fossés sélectionnés peuvent être grandement modifiés par les installations de surveillance comme dans Kaighn & Yu (1996) ou étudiés le plus naturellement possible. Le nombre d'événement échantillonnés par étude dans la littérature dépasse rarement 15 événements (Fardel et al., 2019). Alors que Thomson et al. (1997) et Drapper et al. (2000) estiment que des concentrations fiables de MES et Zn peuvent être obtenues après l'échantillonnage d'au moins 15 événements. Néanmoins, les 7 événements étudiés, répartis sur 4 secteurs distincts et tout au long de la saison chaude, offrent une certaine diversité temporelle et spatiale. Ces pluies, toutes caractérisées par des périodes de retour inférieures à deux ans, peuvent être considérées comme représentatives de conditions pluviales normales. Bien que cette diversité compense en partie le faible nombre d'événements, elle ne permet tout de même pas de garantir une fiabilité totale des résultats, comme le suggère la littérature.

Ainsi, au sein de la littérature scientifique, la présente étude est assez particulière, car elle étudie, non pas des fossés depuis leur amont à leur aval, mais bien des portions de 50 m, appelés sites. Certains sites étant séparés parfois de quelques mètres et se situant sur le même tronçon, ils constituent ce que nous avons appelé « secteur ». Certains secteurs, comme J ou M proposaient même des sites situés sur des fossés différents (annexe C et figure

3) avec, par conséquent, des directions d'écoulement différentes. Ainsi, on peut dire que nous avons analysé des portions de 6 fossés différents, et même ce chiffre est sujet à discussion, car le site J4 pouvait parfois s'écouler du sud au nord lorsqu'il y avait beaucoup d'eau, et parfois du nord au sud, tout comme J5 (annexe C) en présence de faible débit. De plus, les fossés étudiés sont variés, étant parfois des fossés « nus » comme C, des fossés végétalisés comme J, ou herbeux et végétalisés comme M et V. Leur nombre était inégal, avec 11 fossés végétalisés ou herbeux (J, V et M) et un seul fossé nu (C), ce qui rendait difficile pour les analyses statistiques de tirer des conclusions claires sur les avantages apportés par la végétation. Les formes différaient également (figures 24 et 36), tout comme leur topographie comme cela a déjà été démontré. Ces fossés peuvent être qualifiés de « secs » comme le site V1 où on trouvait très peu d'eau même après un événement pluvieux, ou à l'inverse, humide, comme le site J5 où l'eau était constamment présente. Il convient également de souligner que le pavage de la chaussée dans le secteur M constitue une particularité qui différencie notre étude des travaux référencés dans la littérature scientifique.

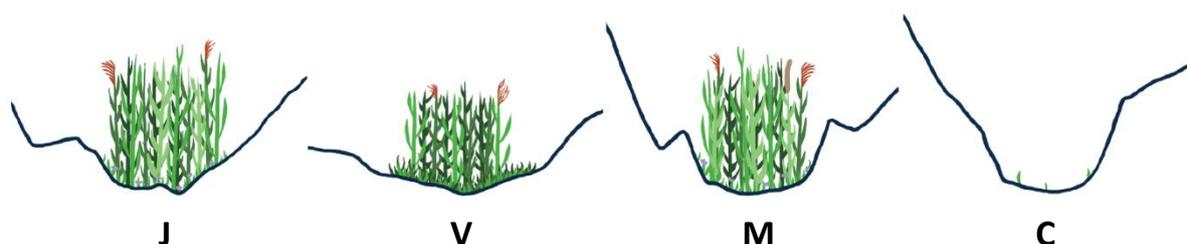


Figure 36. Représentation schématique des secteurs, de leurs profils transversaux et de leur végétation, basée sur les données quantitatives ainsi que sur des observations de terrain

L'évaluation des paramètres hydrauliques n'a pas pu être réalisée de manière optimale en raison du dysfonctionnement des piézomètres, de l'installation tardive et ardue des V-notch, des difficultés associées à leur mise en place, ainsi que de la très faible pente longitudinale des sites sélectionnés. Ces limitations restreignent la portée de nos conclusions et compliquent la comparaison avec la littérature existante, où le débit et les bilans de charge sont couramment étudiés. Ainsi il n'était pas possible de calculer le temps de séjour hydraulique, considéré comme une des variables influentes pour l'élimination des polluants (Yu et al., 2001; Johnson et al., 2003). Les connexions avec le réseau hydrographique, via les canaux de déversement, ont rendu l'exploitation des zones de drainage calculées difficile, bien qu'elles soient couramment utilisées dans de nombreuses études, notamment celle de Fardel et al. (2019).

4.3) Recommandations

Tenant compte des résultats obtenus et des comparaisons avec la littérature, plusieurs recommandations peuvent être formulées pour optimiser la gestion des fossés de drainage autoroutier.

Concernant la végétation, ce rapport a mis en évidence de nombreux points soulignant son rôle bénéfique dans le traitement des eaux de ruissellement. La présence de végétation, particulièrement herbacée, favorise une densité élevée de tiges, augmentant ainsi le facteur de blocage volumétrique. Cette caractéristique apporte plusieurs avantages, notamment la réduction des MES et de certains polluants qui y sont adsorbés, tels que les éléments traces métalliques (ETM). Pour favoriser l'implantation de cette végétation, il est essentiel d'éviter les inondations permanentes en :

- **Augmentant la longueur du talus** : cela permet d'augmenter la surface d'infiltration et de réduire le volume d'eau qui atteint le fond du fossé, comme le suggère Barrett et al. (1998);
- **Évitant les grandes différences de hauteur entre la route et le fond de fossé** pour éviter une accumulation excessive d'eau au fond (Boger et al., 2018);
- **Préférant les fossés avec des fond « plat »** : ces formes offrent une plus grande surface de contact entre l'eau, le sol et la végétation, ce qui améliore l'infiltration;
- **Définissant une pente de fond de fossé constante** : cela permet d'éviter les zones de rétention d'eau, comme indiqué par Mazer et al. (2001). La figure 37 représente une portion du fossé M3 où l'équipe de travail a constaté que l'eau stagnante limitait la présence de plante, notamment des herbacées.



Figure 37. Photo de l'amont du fossé à M3 où se trouve de l'eau stagnante

Outre l'implantation et l'entretien des végétaux, la littérature propose également plusieurs recommandations concernant les fossés. Selon Yu et al. (2001), la longueur minimale d'un fossé, de son amont à son aval, devrait être de 75 m. Comme mentionné précédemment, la forme en « V » est priorisée, car elle optimise la surface du talus, permettant ainsi une meilleure infiltration de l'eau. Cependant, Ekka et al. (2021) et Winston et al. (2017) préfèrent les canaux trapézoïdaux avec un fond plat en raison de leur plus grande surface de contact potentielle de l'eau dans le fond du fossé, ce qui améliore l'infiltration de l'eau et la rétention des MES comme nous l'avons vu. Il y a donc un dilemme entre optimiser la longueur du talus, ou optimiser la largeur du fossé.

Nos résultats, notamment ceux présentés dans la RDA de la figure 32, suggèrent une préférence pour l'élargissement de la largeur du fossé afin d'amplifier les avantages déjà observés. Cependant, à l'exception du site C1 avec un talus extérieur de 6,8 mètres, les 11 autres fossés étudiés présentaient tous une longueur de talus comprise entre 10 et 14 mètres. Étant donné que la longueur minimale du talus, selon les critères de conception, est d'environ 9,6 mètres, nous n'avons pas pu observer de variations significatives en termes de longueur de talus. Il est également crucial de noter que ce paramètre est étroitement lié au stockage des ions issus des sels de déglçage, ce qui complexifie davantage cette analyse.

Si l'augmentation de la largeur du fond de fossé est peu réalisable sur les autoroutes existantes ou même sur de nouvelles autoroutes en raison de contraintes d'espace, une alternative simple et efficace pourrait être d'ajuster les pratiques de curage des fossés. Nous recommandons, lors de ces opérations, de privilégier la création d'un fond de fossé aussi plat que possible, en limitant la formation d'une courbure parabolique comme observé dans les fossés des secteurs M et C.

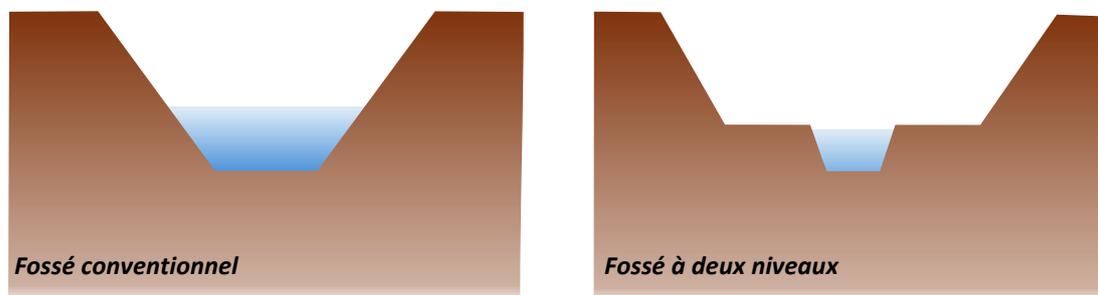


Figure 38. Schéma d'un fossé conventionnel et d'un fossé à deux niveaux

Une autre recommandation consisterait à tester des fossés à deux niveaux (figure 38). Ce type de fossé (Ward et al., 2004) est considéré comme une option plus écologique que les fossés trapézoïdaux traditionnels. Ces fossés, souvent testés dans des contextes agricoles (Powell et al., 2007; D'Ambrosio et al., 2015), imitent la structure d'un cours d'eau naturels avec un lit d'écoulement encaissé, correspondant au premier palier, entouré de berges supérieures faisant office de plaine inondable constituant le deuxième étage. Le principe est que, pendant un débit normal ou réduit, l'eau s'écoule seulement dans le premier palier. Lors de gros débits, l'eau monte au deuxième palier. Dans ce cas, cela permettrait au deuxième palier la croissance de végétation à grande densité de tiges. Lors d'événements pluvieux, l'eau atteindrait ce deuxième palier et serait filtrée par cette végétation. En plus d'être plus stables dans le temps (Kridler et al., 2017), ces canaux se sont révélés efficaces dans la réduction des MES et du phosphore total (Huttunen et al., 2024). Ce type de fossé n'a été testé à ce jour que dans des contextes agricoles et semble représenter une piste de recherche prometteuse pour l'amélioration des fossés de drainage autoroutier.

5. CONCLUSION

Malgré l'analyse hydrologique partielle ainsi que la méthodologie particulière de cette étude, l'analyse de nombreux polluants issus de l'eau de ruissellement de diverses portions de fossés de drainage autoroutier a permis de dégager des tendances significatives concernant leur fonctionnement. Elle confirme que l'ensemble du fossé permet l'enlèvement de certains contaminants. En effet, les sites étudiés ici sont nombreux et hétérogènes, et les nombreux éléments analysés permettent d'établir un profil représentatif de la qualité de l'eau dans les fossés de drainage de la grande région de Montréal, sur une période prolongée, grâce aux échantillonnages réalisés plus de 72 heures après les événements pluvieux. De plus, ces données sont en cohérence avec les résultats retrouvés dans la littérature scientifique, renforçant la validité des observations.

En comparant la concentration d'éléments physico-chimiques entre l'eau provenant de la route et l'eau dans le fond de fossé, il a été constaté que cette infrastructure était capable de réduire la concentration de MES, pH, NO_3^- , P total, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn et hydrocarbures 24 heures après un événement pluvieux. Cette diminution des concentrations s'explique par plusieurs mécanismes. Tout d'abord, la dilution des concentrations observée peut être attribuée à l'apport en eau provenant du talus de déblai ainsi qu'à la pluie directement tombée dans le fossé. Par la suite, les analyses statistiques ont permis d'identifier les caractéristiques spécifiques des fossés susceptibles d'influencer les concentrations mesurées dans l'eau de leur fond. Rappelons que les caractéristiques sélectionnées pour représenter les fossés étaient la longueur et la pente du talus extérieur, la largeur et la pente du fond de fossé, ainsi que le facteur de blocage volumique de la végétation présente dans le fond de fossé.

Ainsi, 24 heures après la pluie, un talus long et pentu semble diminuer les concentrations d'ions issus des sels de déglacage, tandis qu'après 72 heures, la végétation joue un rôle clé en réduisant les MES par ralentissement de l'eau, favorisant ainsi la décantation et la sédimentation. Les fossés plus larges, quant à eux, offrent une surface de contact accrue entre l'eau et le sol, ce qui favorise une meilleure filtration des polluants, une infiltration renforcée et le développement d'une végétation plus dense grâce à une hauteur d'eau réduite.

Les comparaisons avec les critères établis par le MELCCFP révèlent des dépassements importants des seuils de protection de la vie aquatique (aiguë) pour les chlorures. En effet, ces dépassements ont été observés dans 83 % des échantillons prélevés dans le fond des fossés, 72 heures après un événement pluvieux. Il est important de rappeler que les fossés étudiés ne constituent pas des milieux naturels et que la qualité de l'eau dans les milieux récepteurs n'a pas été vérifiée.

Les recommandations présentées dans ce rapport proposent des pistes concrètes pour optimiser le rôle des fossés de drainage dans l'amélioration de la qualité de l'eau. De futures recherches pourraient explorer l'équilibre entre la longueur des talus et la largeur des fossés afin d'identifier les configurations les plus performantes pour ces infrastructures mais également intégrer les effets du débit sur la qualité de l'eau. Un autre projet de recherche pourrait également être envisagé pour tester l'efficacité des fossés à deux niveaux.

6. RÉFÉRENCES

- Agrométéo Québec. (s. d.). *Courbe IDF - Montréal St-Hubert*.
https://www.agrometeo.org/index.php/atlas/idf_station/MONTREAL-ST-HUBERT_A/Montr%C3%A9al%20St-Hubert/7027320
- Ahmed, F., Gulliver, J. S., & Nieber, J. L. (2015). Field infiltration measurements in grassed roadside drainage ditches : Spatial and temporal variability. *Journal of Hydrology*, 530, 604-611. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.10.012>
- Alloway, B. J. (1995). *Heavy metals in soils : Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (Vol. 22).
- Amrhein, C., Strong, J. E., & Mosher, P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. *Environmental Science & Technology*, 26(4), 703-709. <https://doi.org/10.1021/es00028a006>
- Andrés-Valeri, V. C., Castro-Fresno, D., Sañudo-Fontaneda, L. A., & Rodriguez-Hernandez, J. (2014). Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems. *Water Science and Technology*, 70(8), 1341-1347. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.382>
- APEL. (2007). *Guide des bonnes pratiques pour l'entretien et la conception des fossés municipaux*. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL).
<https://www.grobec.org/pdf/documentaire/guide-fosse.pdf>
- Asplund R.L., Ferguson, J. F., & Mar, B. W. (1980). *Characterization of highway runoff in Washington State*.
- Babaeyan-Koopaei, K., Valentine, E. M., & Swailes, D. C. (2000). Optimal Design of Parabolic-Bottomed Triangle Canals. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(6), 408-411. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2000\)126:6\(408\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:6(408))
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., & Karlsson, S. (2003). Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 147(1/4), 343-366. <https://doi.org/10.1023/A:1024545916834>
- Baillargeon Nadeau, L. (2016). *Inventaire géochimique et environnemental des métaux et métalloïdes des sols du sud du Québec* [UduM]. <https://archipel.uqam.ca/8724/1/M14379.pdf>
- Baptist, M. J., Babovic, V., Rodríguez Uthurburu, J., Keijzer, M., Uittenbogaard, R. E., Mynett, A., & Verwey, A. (2007). On inducing equations for vegetation resistance. *Journal of Hydraulic Research*, 45(4), 435-450.
<https://doi.org/10.1080/00221686.2007.9521778>
- Barco, J., Papiri, S., & Stenstrom, M. K. (2008). First flush in a combined sewer system. *Chemosphere*, 71(5), 827-833.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.049>
- Barling, R. D., & Moore, I. D. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution : A review. *Environmental Management*, 18(4), 543-558. <https://doi.org/10.1007/BF02400858>
- Barnes, H. H. (1967). *Roughness Characteristics of Natural Channels* (1-1849).
- Barrett, M. E., Walsh, P. M., Malina, J. F., & Charbeneau, R. J. (1998). Performance of Vegetative Controls for Treating Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 124(11), 1121-1128. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:11\(1121\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:11(1121))
- Barrett, M., Lantin, A., & Austrheim-Smith, S. (2004). Storm Water Pollutant Removal in Roadside Vegetated Buffer Strips. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1890(1), 129-140.
<https://doi.org/10.3141/1890-16>
- Beaulieu, M., Gauthier, R., Laporte-Saumure, M., & Varfalvy, V. (2021). *Guide d'intervention—Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
- Bedient, P. B., Lambert, J. L., & Springer, N. K. (1980). Stormwater pollutant load-runoff relationships. *Water Pollution Control Federation*, 2396-2404.
- Bell, J. H., & Wanielista, M. P. (1979). Use of overland flow in storm-water management on interstate highways. *Transportation Research Record*, 736.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., & Saget, A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research*, 32(8), 2341-2356. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00420-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00420-X)

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Best, J. H., de Vergouwen, A. A., & Shipper, P. N. M. (2002). *Afstroming en verwaaiing bij provinciale wegen—Literatuur overzicht Grontmij Advies & Techniek bv*. Energieonderzoek Centrum Nederland.
- Boger, A. R., Ahiablame, L., Mosase, E., & Beck, D. (2018). Effectiveness of roadside vegetated filter strips and swales at treating roadway runoff : A tutorial review. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(4), 478-486. <https://doi.org/10.1039/C7EW00230K>
- Boivin, P., Beaudry, J., Kõiv-Vainik, M., & Brisson, J. (2023). *Potentiel environnemental des fossés de drainage du ministère des Transports du Québec et de la Mobilité Durable. Protocole de recherche*. Institut de recherche en biologie végétale (p. 27).
- Boivin, P., Kõiv-Vainik, M., Shete, V., Brisson, J., & Dagenais, D. (2021). *Impact du mode de gestion des bandes végétalisées de bords de route sur la qualité et le volume des eaux de ruissellement*. Institut de recherche en biologie végétale. <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1271036.pdf>
- Borris, M., Viklander, M., Gustafsson, A., & Marsalek, J. (2014). Modelling the effects of changes in rainfall event characteristics on TSS loads in urban runoff. *Hydrological Processes*, 28(4), 1787-1796. <https://doi.org/10.1002/hyp.9729>
- Bourcier, D. R., & Hindin, E. (1979). Lead, iron, chromium and zinc in road runoff at Pullman, Washington. *Science of The Total Environment*, 12(3), 205-215. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(79\)90086-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(79)90086-X)
- Brezonik, P. L., & Stadelmann, T. H. (2002). Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA. *Water Research*, 36(7), 1743-1757. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00375-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00375-X)
- Brouillet, L.F., Coursol, S. J., Meades, M., Favreau, M., Anions, M., Bélisle, P., & Desmet, P. (2021). *Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN)* [Dataset]. <http://data.canadensys.net/vascan/search>
- Buchanan, B., Easton, Z. M., Schneider, R. L., & Walter, M. T. (2013). Modeling the hydrologic effects of roadside ditch networks on receiving waters. *Journal of Hydrology*, 486, 293-305. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.040>
- Buchanan, B. P., Falbo, K., Schneider, R. L., Easton, Z. M., & Walter, M. T. (2013). Hydrological impact of roadside ditches in an agricultural watershed in Central New York : Implications for non-point source pollutant transport. *Hydrological Processes*, 27(17), 2422-2437. <https://doi.org/10.1002/hyp.9305>
- Caltrans. (2003). *Discharge Characterization Study Report*. California Department of Transportation. <https://dot.ca.gov/-/media/dot-media/programs/environmental-analysis/documents/env/ctsw-rt-03-065-a11y.pdf>
- Cederkvist, K., Jensen, M., Ingvertsen, S., & Holm, P. (2016). Controlling Stormwater Quality with Filter Soil—Event and Dry Weather Testing. *Water*, 8(8), 349. <https://doi.org/10.3390/w8080349>
- Champion, P. D., & Tanner, C. C. (2000). Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*, 441, 1-12.
- Chang, N.-B., Lu, J.-W., Chui, T. F. M., & Hartshorn, N. (2018). Global policy analysis of low impact development for stormwater management in urban regions. *Land Use Policy*, 70, 368-383. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.024>
- Chow, V. T. (1959). *Open channel hydraulics*.
- Claytor, R. A., & Schueler, T. R. (1996). *Design of stormwater filtering systems*.
- Crebelli, R., Conti, L., Monarca, S., Feretti, D., Zerbini, I., Zani, C., Veschetti, E., Cutilli, D., & Ottaviani, M. (2005). Genotoxicity of the disinfection by-products resulting from peracetic acid- or hypochlorite-disinfected sewage wastewater. *Water Research*, 39(6), 1105-1113. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.029>
- Cunningham, M. A., Snyder, E., Yonkin, D., Ross, M., & Elsen, T. (2008). Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 11(1), 17-31. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0031-x>
- D'Ambrosio, J. L., Ward, A. D., & Witter, J. D. (2015). Evaluating Geomorphic Change in Constructed Two-Stage Ditches. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 51(4), 910-922. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12334>
- Darcy, H. (1845). *Ecuación de Darcy & Weisbach*.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), 997-1009. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Davis, A. P., Traver, R. G., Hunt, W. F., Lee, R., Brown, R. A., & Olszewski, J. M. (2012). Hydrologic performance of bioretention storm-water control measures. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(5), 606-614.
- Deletic, A. B., & Maksimovic, C. T. (1998). Evaluation of Water Quality Factors in Storm Runoff from Paved Areas. *Journal of Environmental Engineering*, 124(9), 869-879. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:9\(869\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:9(869))
- Dierkes, C., & Geiger, W. (1999). Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science and Technology*, 39(2). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00024-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00024-4)
- Données Québec. (2023). *Débit de circulation*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/debit-de-circulation/resource/2bd6ea5d-ba7f-44d5-afcd-4ca968897c1d>
- Drapper, D., Tomlinson, R., & Williams, P. (2000). Pollutant Concentrations in Road Runoff : Southeast Queensland Case Study. *Journal of Environmental Engineering*, 126(4), 313-320. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:4\(313\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:4(313))
- Ekka, S. A., Rujner, H., Leonhardt, G., Blecken, G.-T., Viklander, M., & Hunt, W. F. (2021). Next generation swale design for stormwater runoff treatment : A comprehensive approach. *Journal of Environmental Management*, 279, 111756. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111756>
- Environnement Canada et santé Canada. (2001). *Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire – Sels de voirie* (p. 188).
- Falbo, K., Schneider, R. L., Buckley, D. H., Walter, M. T., Bergholz, P. W., & Buchanan, B. P. (2013). Roadside ditches as conduits of fecal indicator organisms and sediment : Implications for water quality management. *Journal of Environmental Management*, 128, 1050-1059. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.021>
- Fardel, A., Peyneau, P.-E., Béchet, B., Lakel, A., & Rodriguez, F. (2019). Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(2), 1287-1302. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3522-9>
- Fisher, K. (1992). The Hydraulic Roughness of Vegetated Channels. *Hydraulics Research*.
- Flint, K. R., & Davis, A. P. (2007). Pollutant Mass Flushing Characterization of Highway Stormwater Runoff from an Ultra-Urban Area. *Journal of Environmental Engineering*, 133(6), 616-626. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:6\(616\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:6(616))
- Forman, R. T. T. (Éd.). (2003). *Road ecology : Science and solutions*. Island Press.
- Förstner, U. (2004). Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers : An interdisciplinary approach. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 9(1), 25-40. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2004.00231.x>
- Furumai, H., Balmer, H., & Boller, M. (2002). Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff. *Water Science and Technology*, 46(11-12), 413-418. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0771>
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M. D. K., Saad, M., Schwartz, J. J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moillon, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., ... Gromaire, M. C. (2014). Micropollutants in urban stormwater : Occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(8), 5267-5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- Gavrić, S., Leonhardt, G., Marsalek, J., & Viklander, M. (2019). Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips : A review of research findings. *Science of The Total Environment*, 669, 431-447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.072>
- Green, J. C. (2005). Modelling flow resistance in vegetated streams : Review and development of new theory. *Hydrological Processes*, 19(6), 1245-1259. <https://doi.org/10.1002/hyp.5564>
- Gregory, J. H., Dukes, M. D., Jones, P. H., & Miller, G. L. (2006). Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61(3), 117-124.
- Grenier, M., Jacques, O., & Vachon, D. (2024). *Avis et constats préliminaires sur les chlorures dans les eaux de surface et ses effets potentiels sur la vie aquatique* (p. 16). Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/riv-lac.htm>

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Gunawardena, J., Ziyath, A. M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., & Goonetilleke, A. (2015). Sources and transport pathways of common heavy metals to urban road surfaces. *Ecological Engineering*, 77, 98-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.023>
- Gupta, K., & Saul, A. J. (1996). Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows. *Water Research*, 30(5), 1244-1252. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00282-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00282-0)
- Gwinn & Ree. (1980). Maintenance Effects on the Hydraulic Properties of A Vegetation-Lined Channel. *Transactions of the ASAE*, 23(3), 0636-0642. <https://doi.org/10.13031/2013.34637>
- Han, Y., Lau, S., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. K. (2006). Characteristics of Highway Stormwater Runoff. *Water Environment Research*, 78(12), 2377-2388. <https://doi.org/10.2175/106143006X95447>
- Hem, J. D. (1985). *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water: Vol. Geological Survey Water-Supply*.
- Henderson, C., Greenway, M., & Phillips, I. (2007). Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Science and Technology*, 55(4), 183-191. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.108>
- Henderson, D., Hayes, G., Burgis, C., & Smith, J. A. (2019). Low Impact Development Technologies for Highway Stormwater Runoff. Dans P. Maurice (Éd.), *Encyclopedia of Water* (1^{re} éd., p. 1-18). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119300762.wsts0009>
- Henderson, D., Smith, J. A., & Fitch, G. M. (2016). Impact of Vegetation Management on Vegetated Roadsides and Their Performance as a Low-Impact Development Practice for Linear Transportation Infrastructure. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2588(1), 172-180. <https://doi.org/10.3141/2588-19>
- Higashino, M., Aso, D., & Stefan, H. G. (2021). Effects of clay in a sandy soil on saturated/unsaturated pore water flow and dissolved chloride transport from road salt applications. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(18), 22693-22704. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11730-y>
- Holland, H. D., & Turekian, K. K. (2003). *Treatise on geochemistry* (Treatise on geochemistry).
- Hood, A., Chopra, M., & Wanielista, M. (2013). Assessment of Biosorption Activated Media Under Roadside Swales for the Removal of Phosphorus from Stormwater. *Water*, 5(1), 53-66. <https://doi.org/10.3390/w5010053>
- Horner, R. R., Skupien, J., Livingston, E. H., & Shaver, H. E. (1994). Fundamentals of Urban Runoff Management : Technical and Institutional Issues. *Terrene Institute*.
- Howard, K., & Haynes, J. (1993). Groundwater contamination due to road de-icing chemicals—Salt balance implications. *Goescience Canada*, 20(1), 1-8.
- Howard, K. W. F., & Beck, P. J. (1993). Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12(3), 245-268. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(93\)90010-P](https://doi.org/10.1016/0169-7722(93)90010-P)
- Huber, M., & Helmreich, B. (2016). Stormwater Management : Calculation of Traffic Area Runoff Loads and Traffic Related Emissions. *Water*, 8(7), 294. <https://doi.org/10.3390/w8070294>
- Hunt, W. F., Davis, A. P., & Traver, R. G. (2012). Meeting Hydrologic and Water Quality Goals through Targeted Bioretention Design. *Journal of Environmental Engineering*, 138(6), 698-707. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000504](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000504)
- Huttunen, K.-L., Karttunen, K., Tolkkinen, M., Valkama, P., Västilä, K., & Aroviita, J. (2024). Two-stage channels can enhance local biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 356, 120620. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120620>
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., & Haaning Nielsen, A. (2010). *Urban and Highway Stormwater Pollution : Concepts and Engineering* (0 éd.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781439826867>
- Irish, L. B., Barrett, M. E., Malina, J. F., & Charbeneau, R. J. (1998). Use of Regression Models for Analyzing Highway Storm-Water Loads. *Journal of Environmental Engineering*, 124(10), 987-993. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:10\(987\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:10(987))
- Irwin, G. A., & Losey, G. I. (1978). *Water quality assessment of runoff from a rural highway bridge near Tallahassee, Florida*. 4(79).

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Ishikawa, Y., Mizuhara, K., & Ashida, S. (2000). Effect of Density of Trees on Drag Exerted on Trees in River Channels. *Journal of Forest Research*, 5(4), 271-279. <https://doi.org/10.1007/BF02767121>
- Isselin-Nondedeu, F., & Bédécarrats, A. (2007). Influence of alpine plants growing on steep slopes on sediment trapping and transport by runoff. *CATENA*, 71(2), 330-339. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.02.001>
- Järvälä, J. (2002). Flow resistance of flexible and stiff vegetation : A flume study with natural plants. *Journal of Hydrology*, 269(1-2), 44-54. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00193-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00193-2)
- Johnson, P. D., Clark, S., Pitt, R., Durrans, S. R., Urrutia, M., Gill, S., & Kirby, J. (2003). METALS REMOVAL TECHNOLOGIES FOR STORMWATER. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2003(2), 739-763. <https://doi.org/10.2175/193864703784344036>
- Kadlec, R. H. (1990). Overland Flow in Wetlands : Vegetation Resistance. *Journal of Hydraulic Engineering*, 116(5), 691-706. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1990\)116:5\(691\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1990)116:5(691))
- Kaighn, R. J., & Yu, S. L. (1996). Testing of Roadside Vegetation for Highway Runoff Pollutant Removal. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 1523(1), 116-123. <https://doi.org/10.1177/0361198196152300114>
- Kalavrouziotis, I. K., Kostakioti, E., Koukoulakis, P. H., Papadopoulos, A. H., Leotsinidis, M., & Sakazli, E. (2011). The Impact of Cl × Cd Interrelationship on Planning Wastewater Reuse in Cabbage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1-4), 565-573. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0446-5>
- Kanso, T. (2021). *Mesure et modélisation du bilan hydrologique de dispositifs rustiques de gestion a la source des eaux de ruissellement de chaussées*. Paris-Est.
- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., Belt, K. T., Stack, W. P., Kelly, V. R., Band, L. E., & Fisher, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(38), 13517-13520. <https://doi.org/10.1073/pnas.0506414102>
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics : Comparative analysis and universal implications. *Water Research*, 46(20), 6609-6624. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.026>
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkropp, C., & Borroum, S. (2003). Impact of Annual Average Daily Traffic on Highway Runoff Pollutant Concentrations. *Journal of Environmental Engineering*, 129(11), 975-990. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2003\)129:11\(975\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:11(975))
- Kayhanian, M., Suverkropp, C., Ruby, A., & Tsay, K. (2007). Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management*, 85(2), 279-295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024>
- Kervroëdan, L., Armand, R., Saunier, M., Ouvry, J.-F., & Faucon, M.-P. (2018). Plant functional trait effects on runoff to design herbaceous hedges for soil erosion control. *Ecological Engineering*, 118, 143-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.024>
- Kim, L.-H., Zoh, K.-D., Jeong, S., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. K. (2006). Estimating Pollutant Mass Accumulation on Highways during Dry Periods. *Journal of Environmental Engineering*, 132(9), 985-993. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2006\)132:9\(985\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:9(985))
- Klein, D. H. (1975). Fluxes, residence times, and sources of some elements to Lake Michigan. *Water, Air, and Soil Pollution*, 4, 3-8.
- Krider, L., Magner, J., Hansen, B., Wilson, B., Kramer, G., Peterson, J., & Nieber, J. (2017). Improvements in Fluvial Stability Associated with Two-Stage Ditch Construction in Mower County, Minnesota. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53(4), 886-902. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12541>
- Kruzic, A. P., & Schroeder, E. D. (1990). Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process-removal mechanisms. *Research journal of the water pollution control federation*, 867-876.
- Kuang, X., & Sansalone, J. (2011). Cementitious porous pavement in stormwater quality control : pH and alkalinity elevation. *Water Science and Technology*, 63(12), 2992-2998. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.505>

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

La Gazette du Canada, Partie I, volume 157, numéro 46 : Règlement sur certains produits contenant des substances toxiques. (2023, novembre 18). Gouvernement du Canada. <https://gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2023/2023-11-18/html/reg3-fra.html>

La Marche, J. L., & Lettenmaier, D. P. (2001). Effects of forest roads on flood flows in the Deschutes River, Washington. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26(2), 115-134. [https://doi.org/10.1002/1096-9837\(200102\)26:2<115::AID-ESP166>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/1096-9837(200102)26:2<115::AID-ESP166>3.0.CO;2-O)

Larcombe, M. F. (2003). Removal of stormwater contaminants using grass swales. *Auckland Regional Council*.

Lau, S., Han, Y., Kang, J., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. K. (2009). Characteristics of Highway Stormwater Runoff in Los Angeles : Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Water Environment Research*, 81(3), 308-318. <https://doi.org/10.2175/106143008X357237>

Lee, J. Y., Kim, H., Kim, Y., & Han, M. Y. (2011). Characteristics of the event mean concentration (EMC) from rainfall runoff on an urban highway. *Environmental Pollution*, 159(4), 884-888. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.12.022>

LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 04014050. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000876](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000876)

Leroy, M., Portet-Kotalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., & Marcotte, S. (2016). Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of The Total Environment*, 566-567, 113-121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.027>

Li, D., Wan, J., Ma, Y., Wang, Y., Huang, M., & Chen, Y. (2015). Stormwater Runoff Pollutant Loading Distributions and Their Correlation with Rainfall and Catchment Characteristics in a Rapidly Industrialized City. *PLOS ONE*, 10(3), e0118776. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118776>

Li, M., & Barrett, M. E. (2008). Relationship Between Antecedent Dry Period and Highway Pollutant : Conceptual Models of Buildup and Removal Processes. *Water Environment Research*, 80(8), 740-747. <https://doi.org/10.2175/106143008X296451>

Li, M.-H., Barrett, M. E., Rammohan, P., Olivera, F., & Landphair, H. C. (2008). Documenting Stormwater Quality on Texas Highways and Adjacent Vegetated Roadsides. *Journal of Environmental Engineering*, 134(1), 48-59. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:1\(48\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:1(48))

Lu, Y., & Allen, H. E. (2001). Partitioning of copper onto suspended particulate matter in river waters. *Science of The Total Environment*, 277(1-3), 119-132. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00868-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00868-8)

Lucke, T., Mohamed, M., & Tindale, N. (2014). Pollutant Removal and Hydraulic Reduction Performance of Field Grassed Swales during Runoff Simulation Experiments. *Water*, 6(7), 1887-1904. <https://doi.org/10.3390/w6071887>

Luell, S. K., Winston, R. J., & Hunt, W. F. (2021). Monitoring the Water Quality Benefits of a Triangular Swale Treating a Highway Runoff. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 7(1), 05020004. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000929>

Mangani, G., Berloni, A., Bellucci, F., Tatàno, F., & Maione, M. (2005). Evaluation of the pollutant content in road runoff first flush waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 160, 213-228.

Mann, E. (2019). *Road Salt Soil Contamination and Remediation Methods Using Halophytes* [Queen's University, Kingston]. <https://qspace.library.queensu.ca/items/d788d02a-9c63-4669-a7c0-3b1664205cd3>

Manning, R., Griffith, J. P., Pigot, T. F., & Vernon-Harcout, L. F. (1890). *On the flow of water in open channels and pipes*.

Mazer, G., Booth, D., & Ewing, K. (2001). Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. *Ecological Engineering*, 17(4), 429-443. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00173-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00173-7)

McGuire, K. M., & Judd, K. E. (2020). Road salt chloride retention in wetland soils and effects on dissolved organic carbon export. *Chemistry and Ecology*, 36(4), 342-359. <https://doi.org/10.1080/02757540.2020.1735376>

McKenzie, E. R., Money, J. E., Green, P. G., & Young, T. M. (2009). Metals associated with stormwater-relevant brake and tire samples. *Science of The Total Environment*, 407(22), 5855-5860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.07.018>

MELCCFP. (2023). *Critères de qualité de l'eau de surface*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Metre, P. C. V., Mahler, B. J., & Wilson, J. T. (2009). PAHs Underfoot : Contaminated Dust from Coal-Tar Sealcoated Pavement is Widespread in the United States. *Environmental Science & Technology*, 43(1), 20-25. <https://doi.org/10.1021/es802119h>
- Ministère des Transports et de la Mobilité durable. (2019). *Guide des bonnes pratiques d'épandage*. https://www.transports.gouv.qc.ca/fr/gestion-environnementale-sels-voirie/Documents/GSV/references-utiles/publications_MTQ/guide-bonnes-pratiques-epandage.pdf
- Ministère des Transports et de l'Infrastructure de la Colombie-Britannique. (2024). *British Columbia Transportation Data Program—TWM Viewer*. <https://twm.th.gov.bc.ca/?c=tdp&lon=-122.12759313492862&lat=52.13425691132389&z=14&sb=1&>
- Mitsch, W. J., Gosseling, J. G., Zhang, L., & Anderson, C. J. (2009). *Wetlands ecosystems* (John Wiley&Sons).
- Morgan, R. P. C. (2007). Vegetative-based technologies for erosion control. Dans A. Stokes, I. Spanos, J. E. Norris, & E. Cammeraat (Éds.), *Eco-and Ground Bio-Engineering : The Use of Vegetation to Improve Slope Stability* (p. 265-272). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5593-5_26
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff : A review of sources. *Science of The Total Environment*, 709, 136125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
- Needelman, B. A., Kleinman, P. J., Strock, J. S., & Allen, A. L. (2007). Drainage Ditches : Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection : An overview. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(4), 171-178.
- Nicosia, A., Bischetti, G. B., Chiaradia, E., Gandolfi, C., & Ferro, V. (2021). A full-scale duty of Darcy-Weisbach friction factor for channels vegetated by riparian species. *Hydrological Processes*, 35(3), e14009. <https://doi.org/10.1002/hyp.14009>
- Novotny, V., & Harvey, O. (1995). *Water Quality : Prevention, identification, and management of diffuse pollution* (3. [print.]). Van Nostrand Reinhold.
- Novotny, V., Muehring, D., Zitomer, D. H., Smith, D. W., & Facey, R. (1998). Cyanide and metal pollution by urban snowmelt : Impact of deicing compounds. *Water Science and Technology*, 38(10). [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00753-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00753-7)
- NWS, N. W. S. (2024). *Normal Depth Calculator*. <https://www.weather.gov/aprfc/NormalDepthCalc>
- Opher, T., & Friedler, E. (2010). Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water Journal*, 7(3), 155-172. <https://doi.org/10.1080/15730621003782339>
- Ostendorf, D. W., Peeling, D. C., Mitchell, T. J., & Pollock, S. J. (2001). Chloride Persistence in a Deiced Access Road Drainage System. *Journal of Environmental Quality*, 30(5), 1756-1770. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.3051756x>
- Paul, E. A., & Frey, S. D. (Éds.). (2024). *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (Fifth edition). Elsevier.
- Perera, N., Gharabaghi, B., & Howard, K. (2013). Groundwater chloride response in the Highland Creek watershed due to road salt application : A re-assessment after 20years. *Journal of Hydrology*, 479, 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.11.057>
- Période sèche*. (s. d.). Gouvernement du Canada. Consulté 1 février 2023, à l'adresse <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/87528e87-9246-49cf-b539-2dba941d4931>
- Petryk, S., & Bosmajian, G. (1975). Analysis of Flow through Vegetation. *Journal of the Hydraulics Division*, 101(7), 871-884. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0004397>
- POLMIT. (2002). *Pollution from Roads and Vehicles and Dispersal to the Local Environment : Final Report and Handbook; Pollution of Groundwater and Soil by Road and Traffic Sources : Dispersal mechanisms, pathways and mitigation measures*.
- Powell, G. E., Ward, A. D., Mecklenburg, D. E., & Jayakran, A. D. (2007). Two-stage channel systems : Part 1, a practical approach for sizing agricultural ditches. *Journal of Soil and Water Conservation Society*, 62(4), 277-286.
- Powell, J. T. (2015). *Evaluating the Hydrologic and Water Quality Benefits Associated with Retrofitting Vegetated Swales with Check Dams*.

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Purvis, R., Winston, R., Hunt, W., Lipscomb, B., Narayanaswamy, K., McDaniel, A., Lauffer, M., & Libes, S. (2018). Evaluating the Water Quality Benefits of a Bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA. *Water*, 10(2), 134. <https://doi.org/10.3390/w10020134>
- Read, J., Wevill, T., Fletcher, T., & Deletic, A. (2008). Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, 42(4-5), 893-902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.036>
- Reinosdotter, K., & Viklander, M. (2007). Road Salt Influence on Pollutant Releases from Melting Urban Snow. *Water Quality Research Journal*, 42(3), 153-161. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2007.019>
- Reubens, B., Poesen, J., Danjon, F., Geudens, G., & Muys, B. (2007). The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture : A review. *Trees*, 21(4), 385-402. <https://doi.org/10.1007/s00468-007-0132-4>
- Revitt, D. M., Ellis, J. B., Gilbert, N., Bryden, J., & Lundy, L. (2022). Development and application of an innovative approach to predicting pollutant concentrations in highway runoff. *Science of The Total Environment*, 825, 153815. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153815>
- Rivard, G. (2011). *Guide de gestion des eaux pluviales*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm>
- Robinson, H. K., Hasenmueller, E. A., & Chambers, L. G. (2017). Soil as a reservoir for road salt retention leading to its gradual release to groundwater. *Applied Geochemistry*, 83, 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.01.018>
- Roesner, L. A., Urbonas, B., & Sonner, M. B. (1999). *Design of Urban Runoff Quality Controls : Proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Quality Control : Trout Lodge*.
- Roseen, R. M., Ballesteros, T. P., Houle, J. J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., & Wildey, R. (2009). Seasonal Performance Variations for Storm-Water Management Systems in Cold Climate Conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), 128-137. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(128\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(128))
- Rujner, H., Leonhardt, G., Marsalek, J., Perttu, A., & Viklander, M. (2018). The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. *Hydrological Processes*, 32(5), 644-654. <https://doi.org/10.1002/hyp.11446>
- Rupprecht, F., Möller, I., Paul, M., Kudella, M., Spencer, T., Van Wesenbeeck, B. K., Wolters, G., Jensen, K., Bouma, T. J., Miranda-Lange, M., & Schimmels, S. (2017). Vegetation-wave interactions in salt marshes under storm surge conditions. *Ecological Engineering*, 100, 301-315. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.030>
- Saget, A., Ghassan, C., & Bertrand-Krajewski, J.-L. (1996). The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology*, 33(9). [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00375-7](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00375-7)
- Sansalone, J. J., & Buchberger, S. G. (1997). Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *Journal of Environmental Engineering*, 123(2), 134-143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:2\(134\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134))
- Sañudo-Fontaneda, L. A., Rocas-García, J., Coupe, S. J., Barrios-Crespo, E., Rey-Mahía, C., Álvarez-Rabanal, F. P., & Lashford, C. (2020). Descriptive Analysis of the Performance of a Vegetated Swale through Long-Term Hydrological Monitoring : A Case Study from Coventry, UK. *Water*, 12(10), 2781. <https://doi.org/10.3390/w12102781>
- Schneider, R. (2016). *Roadside Ditches : Replombing Watersheds*. Sustainable Water Resource Management. <https://blogs.cornell.edu/sustainablewaterresourcemanagement/ditches-2/>
- Schneider, R., Orr, D., & Johnson, A. (2019). Understanding Ditch Maintenance Decisions of Local Highway Agencies for Improved Water Resources across New York State. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2673(12), 767-773. <https://doi.org/10.1177/0361198119854092>
- Scholz, M., & Grabowiecki, P. (2007). Review of permeable pavement systems. *Building and Environment*, 42(11), 3830-3836. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>
- Shaw, S. B., Walter, M. T., & Steenhuis, T. S. (2006). A physical model of particulate wash-off from rough impervious surfaces. *Journal of Hydrology*, 327(3-4), 618-626. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.01.024>
- She, D., Fei, Y., Liu, Z., Liu, D., & Shao, G. (2014). Soil erosion characteristics of ditch banks during reclamation of a saline/sodic soil in a coastal region of China : Field investigation and rainfall simulation. *CATENA*, 121, 176-185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.010>

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- Shi, X., Qin, T., Yan, D., Tian, F., & Wang, H. (2021). A meta-analysis on effects of root development on soil hydraulic properties. *Geoderma*, 403, 115363. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115363>
- Shueler, T. (1994). The importance of imperviousness. *Watershed protection techniques*, 1(3), 100-101.
- South Frontenac. (2024, juin 26). *Preliminary Design Services for the Reconstruction of Road 38 (Murton Road to Kingston Road)*.
file:///C:/Users/roman/Downloads/f58911c3979465b4d016cc1c0a0b4830_Road_38_Preliminary_Design_Open_House_Presentation_June_26_2024.pdf
- Sparks, D. L. (1995). ENVIRONMENTAL SOIL CHEMISTRY : AN OVERVIEW. Dans *Environmental Soil Chemistry* (p. 1-22). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-656445-7.50005-X>
- Stagge, J. H., Davis, A. P., Jamil, E., & Kim, H. (2012). Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Research*, 46(20), 6731-6742. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.037>
- Steiner, M., Langbein, S., & Boller, M. (2006). *Bankette bestehender Strassen. Untersuchung der Versickerung von Strassenabwasser über Strassenrandstreifen an einer bestehenden Strasse* (p. 51). The Swiss Association of Road and Traffic Professionals. <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag:14768>
- Strecker, E. W., Quigley, M. M., Urbonas, B. R., Jones, J. E., & Clary, J. K. (2001). Determining Urban Storm Water BMP Effectiveness. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(3), 144-149. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2001\)127:3\(144\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2001)127:3(144))
- Streeter, M. T., Schilling, K. E., St. Clair, M., & Demanett, Z. (2019). Soil sedimentation and quality within the roadside ditches of an agricultural watershed. *Science of The Total Environment*, 657, 1432-1440. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.113>
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guillo, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., & D'Amico, H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 2959-2976. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2959::AID-HYP129>3.0.CO;2-B)
- Tang, X., Rahimi, H., Guan, Y., & Wang, Y. (2021). Hydraulic characteristics of open-channel flow with partially-placed double layer rigid vegetation. *Environmental Fluid Mechanics*, 21(2), 317-342. <https://doi.org/10.1007/s10652-020-09775-1>
- Thomson, N. R., McBean, E. A., Snodgrass, W., & Mostrenko, I. (1997). Sample Size Needs for Characterizing Pollutant Concentrations in Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 123(10), 1061-1065. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:10\(1061\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:10(1061))
- Tixier, G., Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., & Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds : Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11(6), 1497-1506. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.027>
- Tome I - Conception routière.* (2024). Ministère des Transports et de la Mobilité durable. <https://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/produits-en-ligne/ouvrages-routiers/normes/collection-normes/tome-i-conception-routiere/>
- Tome II - Construction routière.* (2024). Ministère des Transports et de la Mobilité durable. <https://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/produits-en-ligne/ouvrages-routiers/normes/collection-normes/tome-ii-construction-routiere/>
- Tome III - Ouvrage d'art.* (2024). Ministère des Transports et de la Mobilité durable. <https://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/produits-en-ligne/ouvrages-routiers/normes/collection-normes/tome-iii-construction-routiere/>
- Tome IV - Abords de route.* (2024). Ministère des Transports et de la Mobilité durable. <https://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/produits-en-ligne/ouvrages-routiers/normes/collection-normes/tome-iv-construction-routiere/>
- Trenouth, W. R., & Gharabaghi, B. (2016). Highway runoff quality models for the protection of environmentally sensitive areas. *Journal of Hydrology*, 542, 143-155. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.058>
- Urbonas, B., & Stahre, P. (1993). *Stormwater : Best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management* (2nd ed. rev.). PTR Prentice Hall.

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

- U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration. (2009). *Urban Drainage Design Manual (HEC-22)* (Hydraulic Engineering Circular FHWA-NHI-09-110). Federal Highway Administration. <https://www.fhwa.dot.gov/engineering/hydraulics/pubs/10009/10009.pdf>
- Van Barneveld, J. W., & Louie, R. H. (1990). *Boitania Park, causes of tree decline, soil and vegetation analysis* (p. 34). Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique.
- Vogel, S. (1984). Drag and Flexibility in Sessile Organisms. *American Zoologist*, 24(1), 37-44. <https://doi.org/10.1093/icb/24.1.37>
- Wang, W.-J., Zhao, Y.-F., Ren, S., Liu, X.-B., Dong, F., Li, J.-J., Fan, J.-J., & Wu, W.-Q. (2023). Analytical solutions of flow velocity profile based on the morphological response of flexible vegetation. *Journal of Hydrology*, 624, 129839. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129839>
- Ward, D. Mecklenburg, G.E. Powell, L.C Brown, & A.C. Jayakaran. (2004). DESIGNING TWO-STAGE AGRICULTURAL DRAINAGE DITCHES. *Drainage VIII, 21-24 March 2004*. Drainage VIII, 21-24 March 2004. <https://doi.org/10.13031/2013.15745>
- Wemple, B. C., Clark, G. E., Ross, D. S., & Rizzo, D. M. (2017). Identifying the spatial pattern and importance of hydrogeomorphic drainage impairments on unpaved roads in the northeastern USA. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(11), 1652-1665. <https://doi.org/10.1002/esp.4113>
- Wigmosta, M. S., & Burges, S. J. (Éds.). (2001). *Land Use and Watersheds : Human Influence on Hydrology and Geomorphology in Urban and Forest Areas* (Vol. 2). American Geophysical Union. <https://doi.org/10.1029/WS002>
- Wigmosta, M. W., & Perkins, W. P. (2001). Simulating the impacts of road drainage in a distributed hydrologic model. *Influence of Urban and Forest Land Uses on the Hydrologic-Geomorphic Responses of watersheds*, Wigmosta MW, Burges SJ, 127-143.
- Winston, R. J., Anderson, A. R., & Hunt, W. F. (2017). Modeling Sediment Reduction in Grass Swales and Vegetated Filter Strips Using Particle Settling Theory. *Journal of Environmental Engineering*, 143(1), 04016075. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001162](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001162)
- Winston, R. J., Hunt, W. F., Kennedy, S. G., Wright, J. D., & Lauffer, M. S. (2012). Field Evaluation of Storm-Water Control Measures for Highway Runoff Treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 138(1), 101-111. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000454](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000454)
- Winston, R. J., Lauffer, M. S., Narayanaswamy, K., McDaniel, A. H., Lipscomb, B. S., Nice, A. J., & Hunt, W. F. (2015). Comparing Bridge Deck Runoff and Stormwater Control Measure Quality in North Carolina. *Journal of Environmental Engineering*, 141(1), 04014045. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000864](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000864)
- Wissler, A. D., Hunt, W. F., & McLaughlin, R. A. (2020). Hydrologic and water quality performance of two aging and unmaintained dry detention basins receiving highway stormwater runoff. *Journal of Environmental Management*, 255, 109853. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109853>
- Wu, J. S., Allan, C. J., Saunders, W. L., & Evett, J. B. (1998). Characterization and Pollutant Loading Estimation for Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 124(7), 584-592. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1998\)124:7\(584\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:7(584))
- Wu, P., Qin, B., Zhang, Z., Zhao, Y., Hu, Y., & Chen, Y. (2015). Effects of drainage water on plant diversity and distribution of agricultural drainage ditch beds in an arid irrigated area of Northwestern China. *Chemistry and Ecology*, 31(8), 679-691. <https://doi.org/10.1080/02757540.2015.1093625>
- Wu, T.-D., Chen, Y.-N., Tse, C.-C., Wang, C.-N., & Wu, S.-J. (1999). Reduction in polycyclic aromatic hydrocarbon emission and air pollution by using a methanol-containing additive in a gasoline-powered engine. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering*, 213(2), 191-199. <https://doi.org/10.1243/0954407991526793>
- Xi, H., Zhou, X., Arslan, M., Luo, Z., Wei, J., Wu, Z., & Gamal El-Din, M. (2022). Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification process : Promising but a long way to go in the wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 805, 150212. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150212>
- Young, G., Stein, S., Cole, P., Kammer, T., Graziano, F., & Bank, F. (1996). *Evaluation and management of highway runoff water quality*. FHWA-PD-96-032.

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

Yousef, Y. A., Hvitved-Jacobsen, T., Wanielista, M. P., & Harper, H. H. (1987). Removal of contaminants in highway runoff flowing through swales. *Science of The Total Environment*, 59, 391-399. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(87\)90462-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(87)90462-1)

Yousef, Y. A., Wanielista, M. P., & Harper, H. H. (1985). Removal of highway contaminants by roadside swales. *Transportation Research Record*.

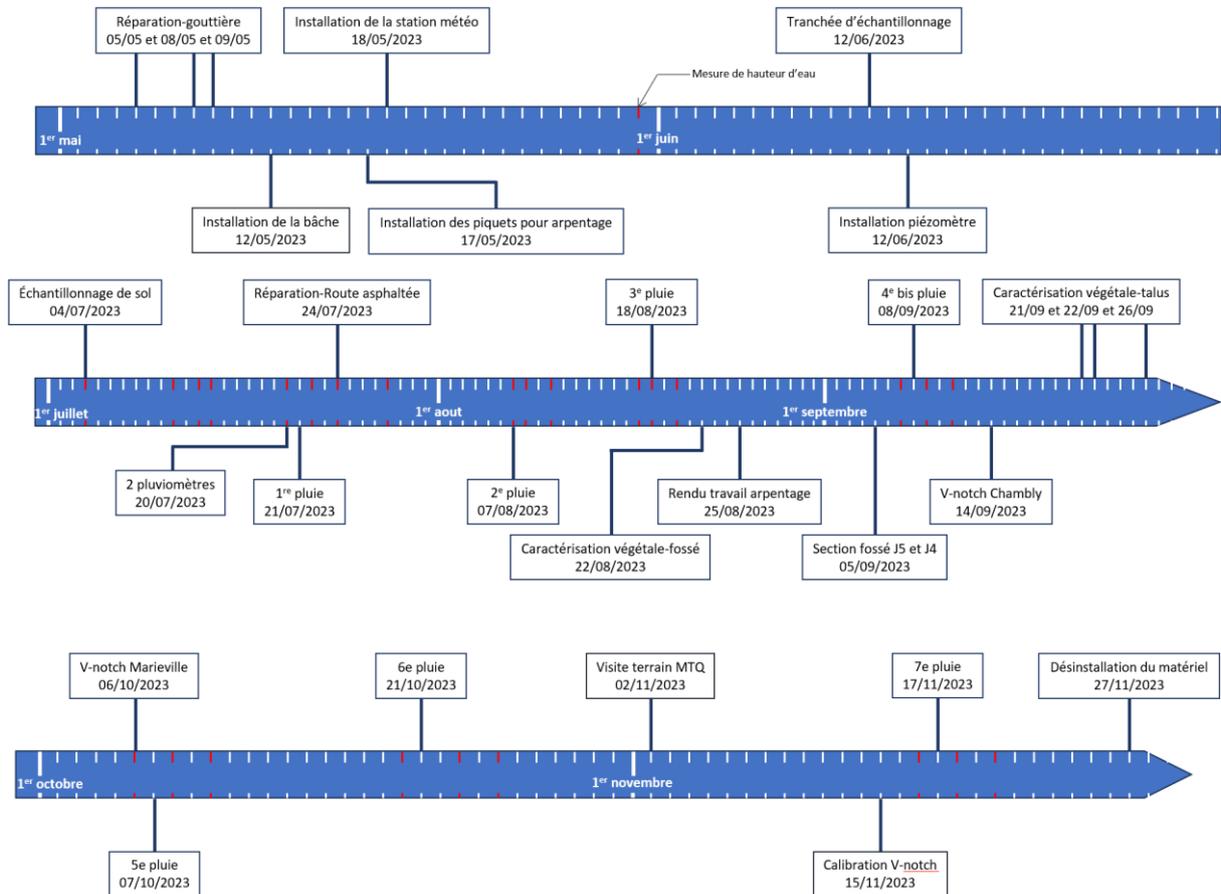
Yu, S. L., Kuo, J.-T., Fassman, E. A., & Pan, H. (2001). Field Test of Grassed-Swale Performance in Removing Runoff Pollution. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(3), 168-171. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2001\)127:3\(168\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2001)127:3(168))

Yuan, Q., Guerra, H., & Kim, Y. (2017). An Investigation of the Relationships between Rainfall Conditions and Pollutant Wash-Off from the Paved Road. *Water*, 9(4), 232. <https://doi.org/10.3390/w9040232>

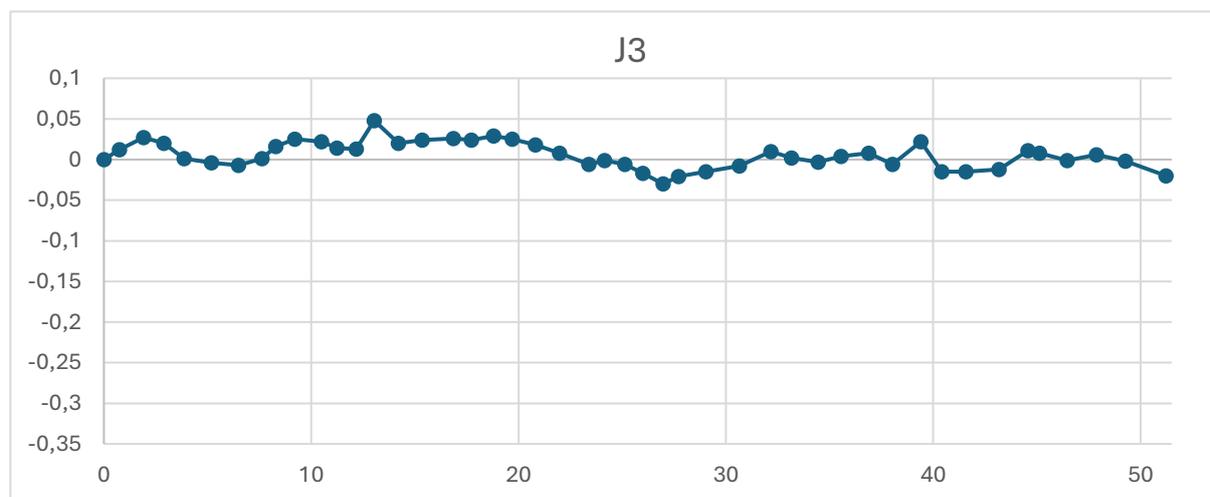
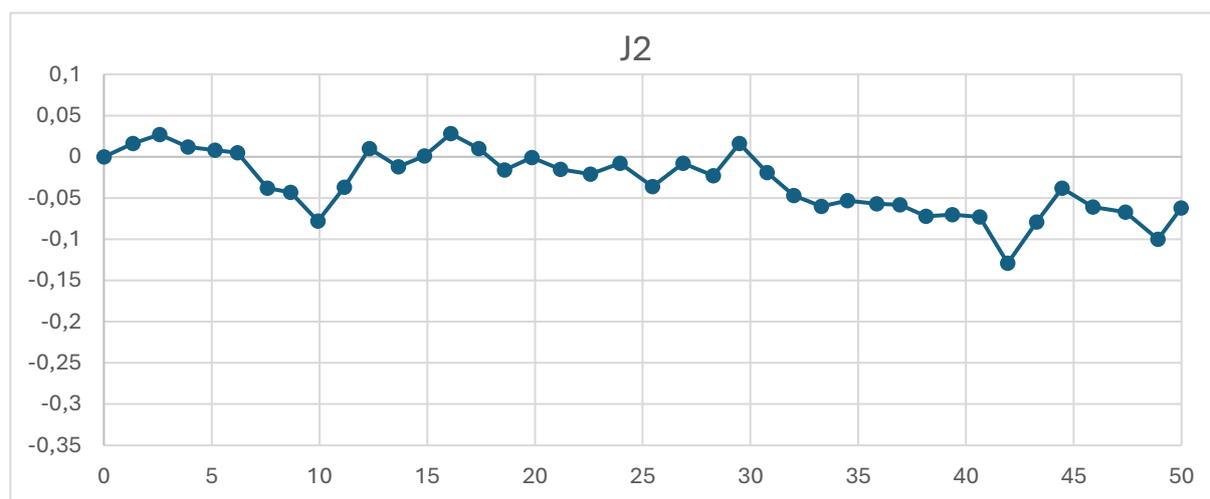
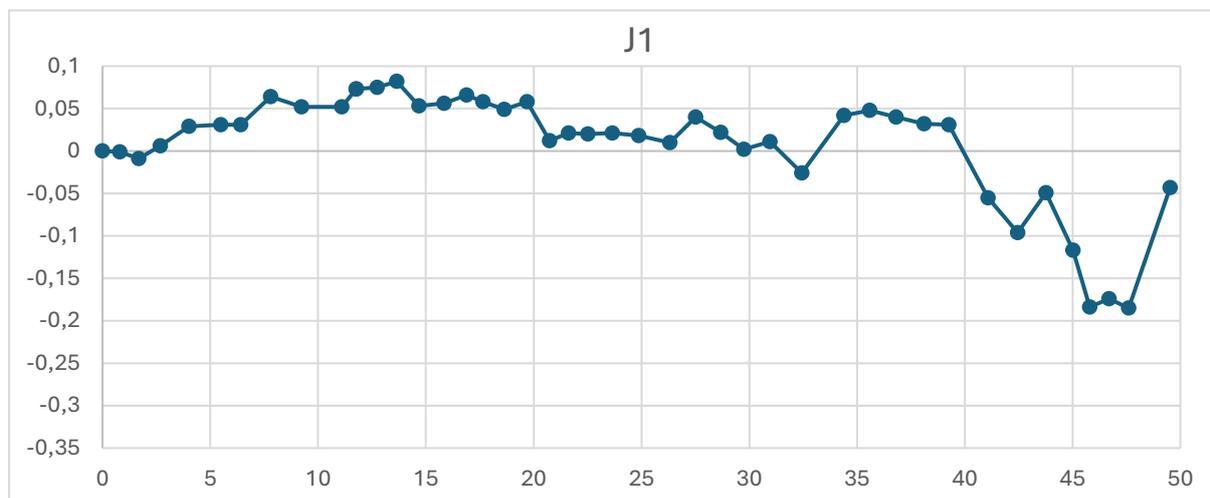
Zhang, S., Liu, M., Li, G., Zhang, J., & Chen, S. (2021). Impact of the contact area between vegetation stalks and water flow on the hydraulic characteristics of sloped land. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(6), 482. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-06711-5>

Zhao, H., & Li, X. (2013). Understanding the relationship between heavy metals in road-deposited sediments and washoff particles in urban stormwater using simulated rainfall. *Journal of Hazardous Materials*, 246-247, 267-276. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.035>

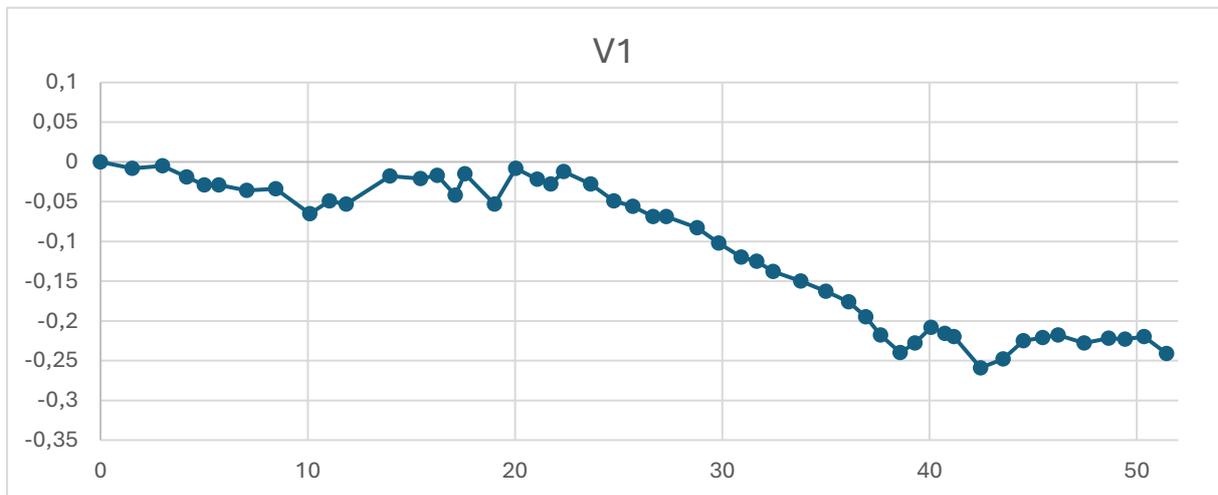
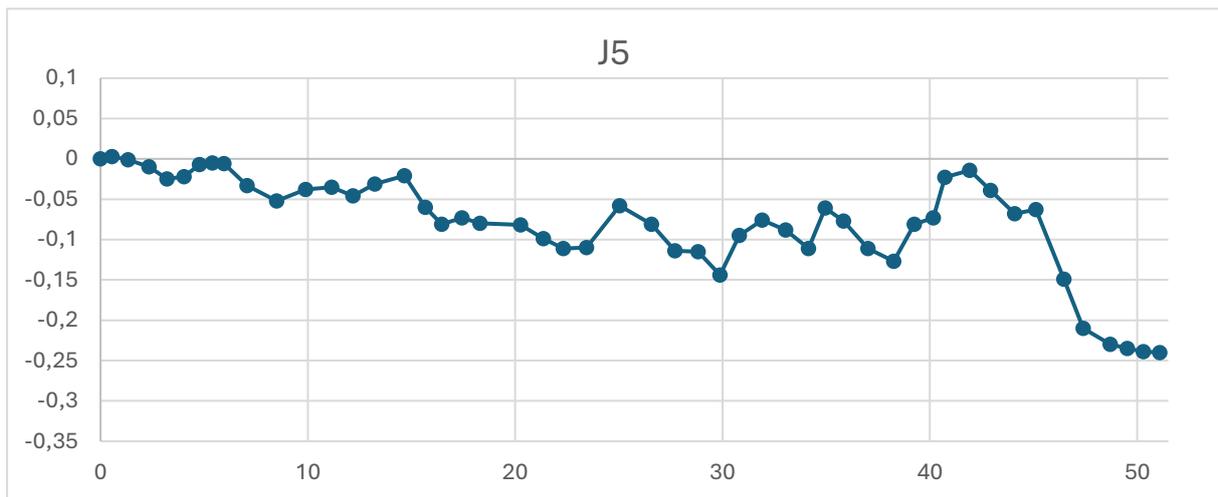
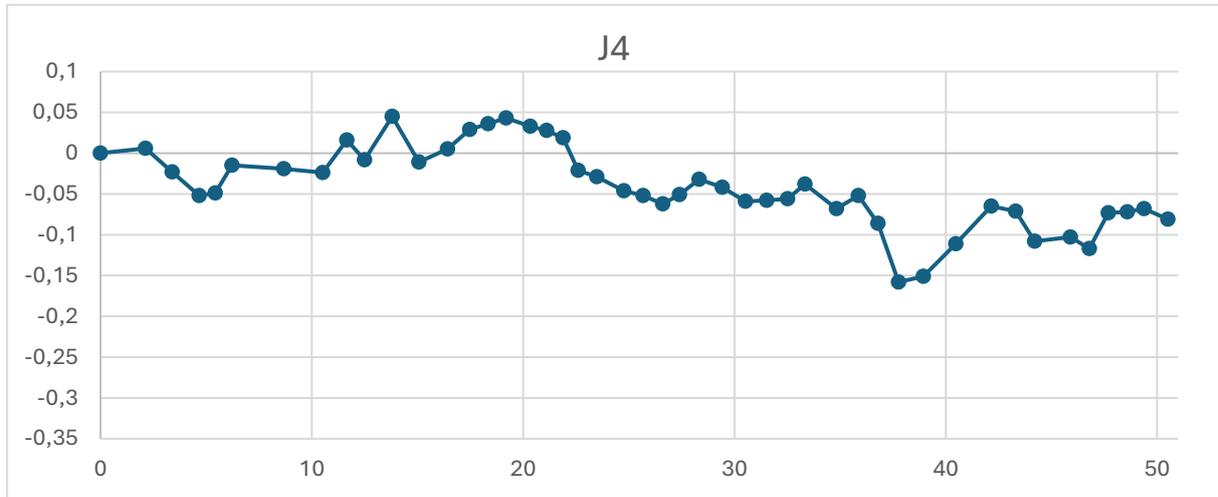
ANNEXE A LIGNE DE TEMPS DES ACTIVITÉS MENÉES PAR L'ÉQUIPE DE TRAVAIL DU PROJET



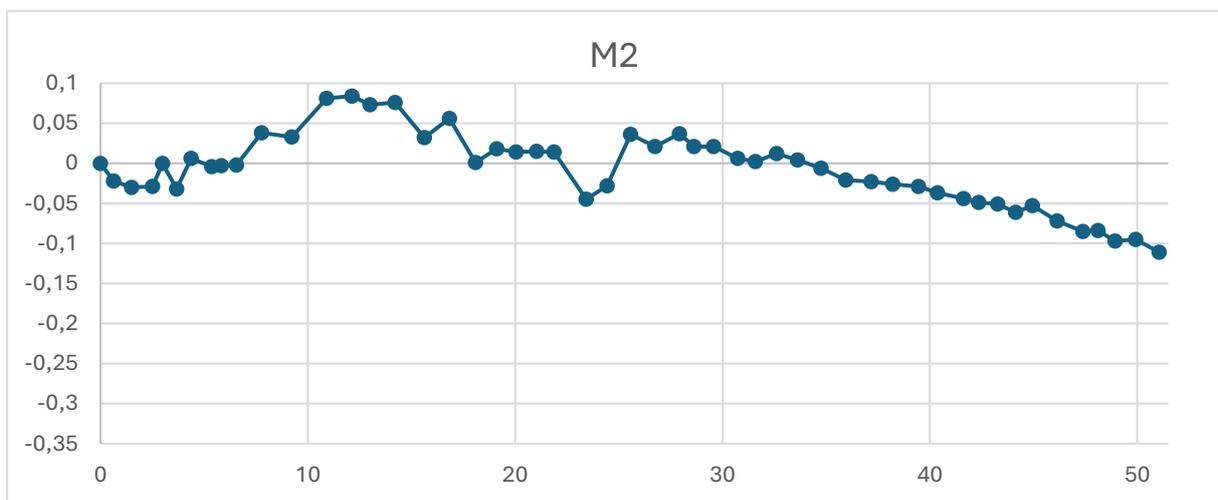
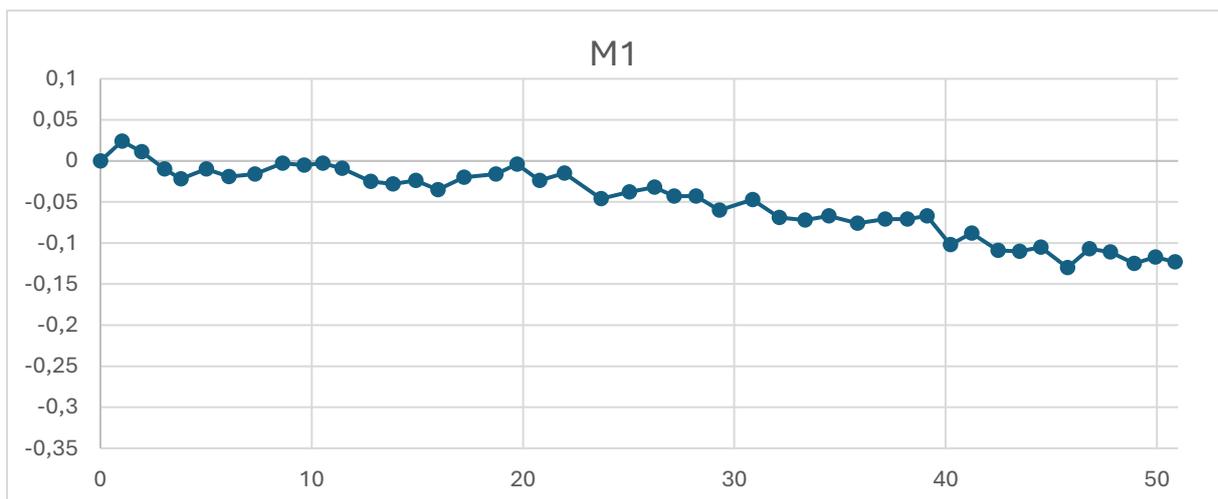
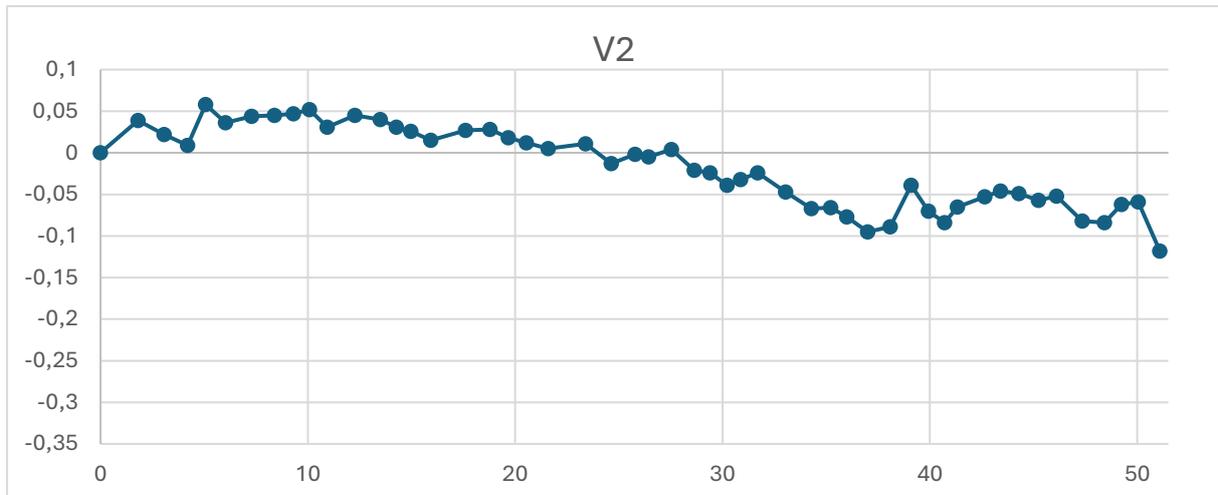
ANNEXE B
PROFIL LONGITUDINAL DU FOND DE FOSSÉ DE CHAQUE SITE AVEC EN
ORDONNÉES LA HAUTEUR (m) ET EN ABSCISSE, LA LONGUEUR (m)
(EXAGÉRATION VERTICALE 40x). LE POINT ZÉRO DES AXES CORRESPOND
À LA PREMIÈRE MESURE EN AMONT DU FOSSÉ.



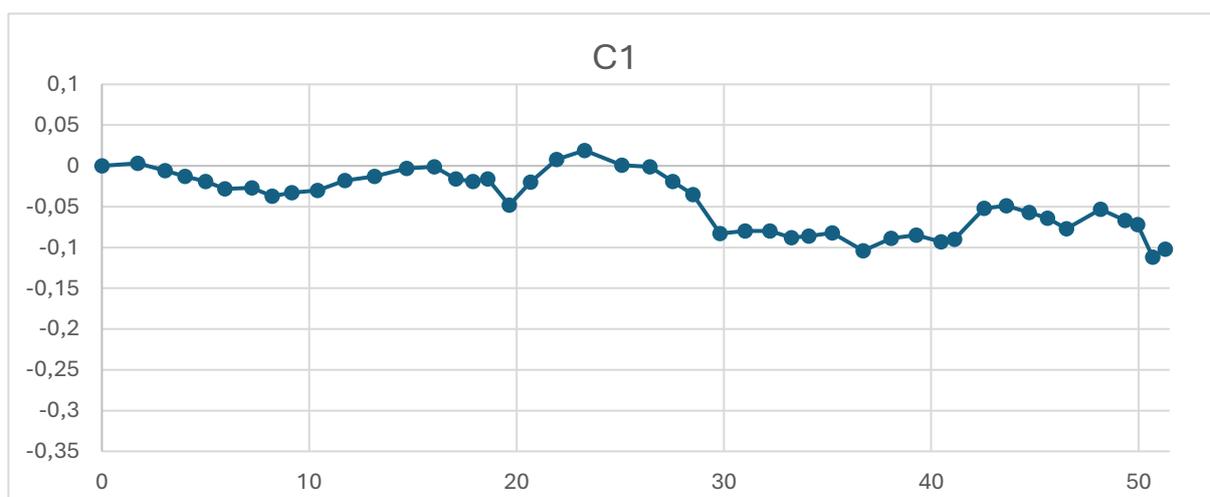
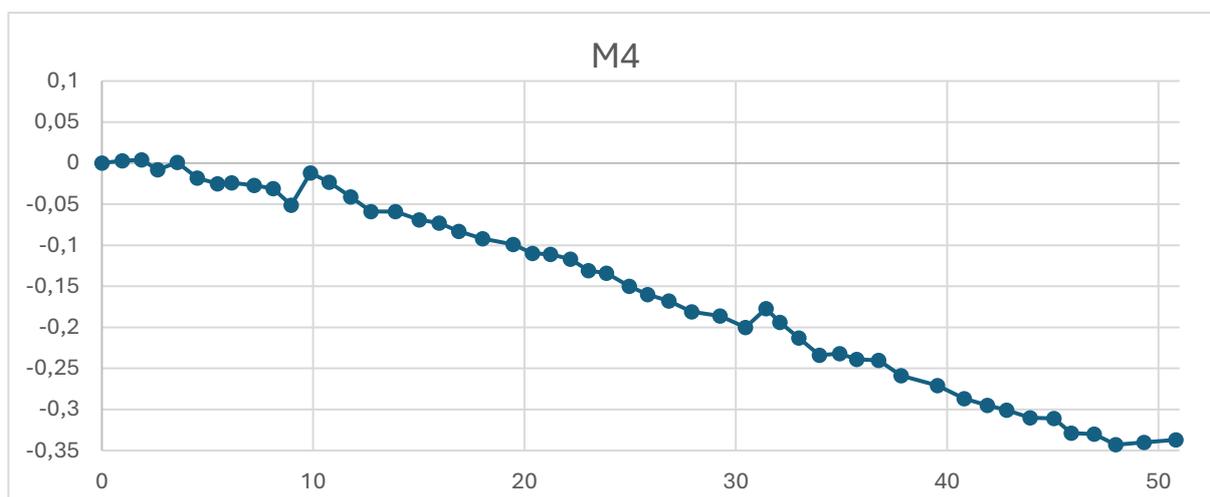
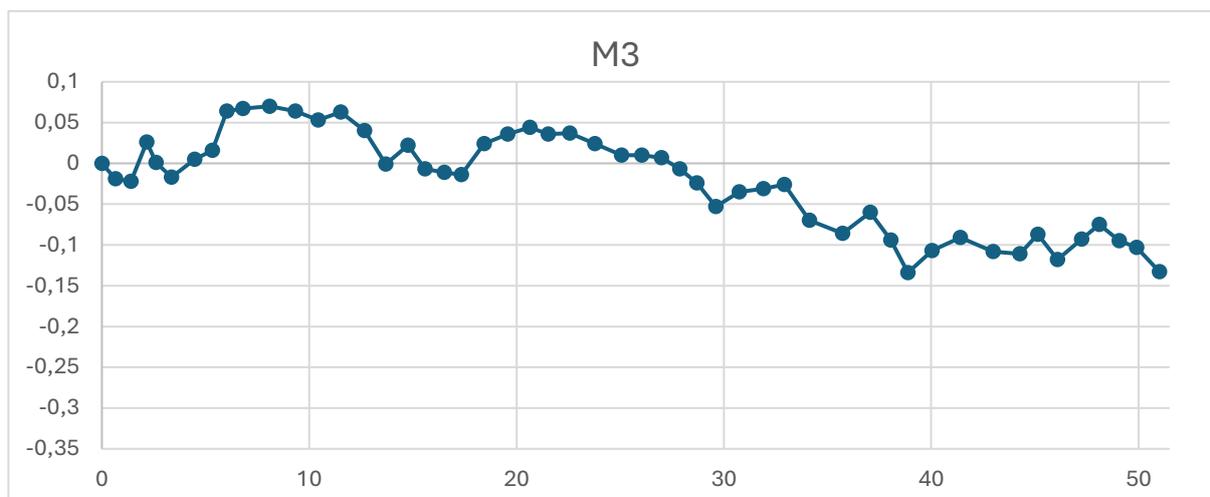
POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC



POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

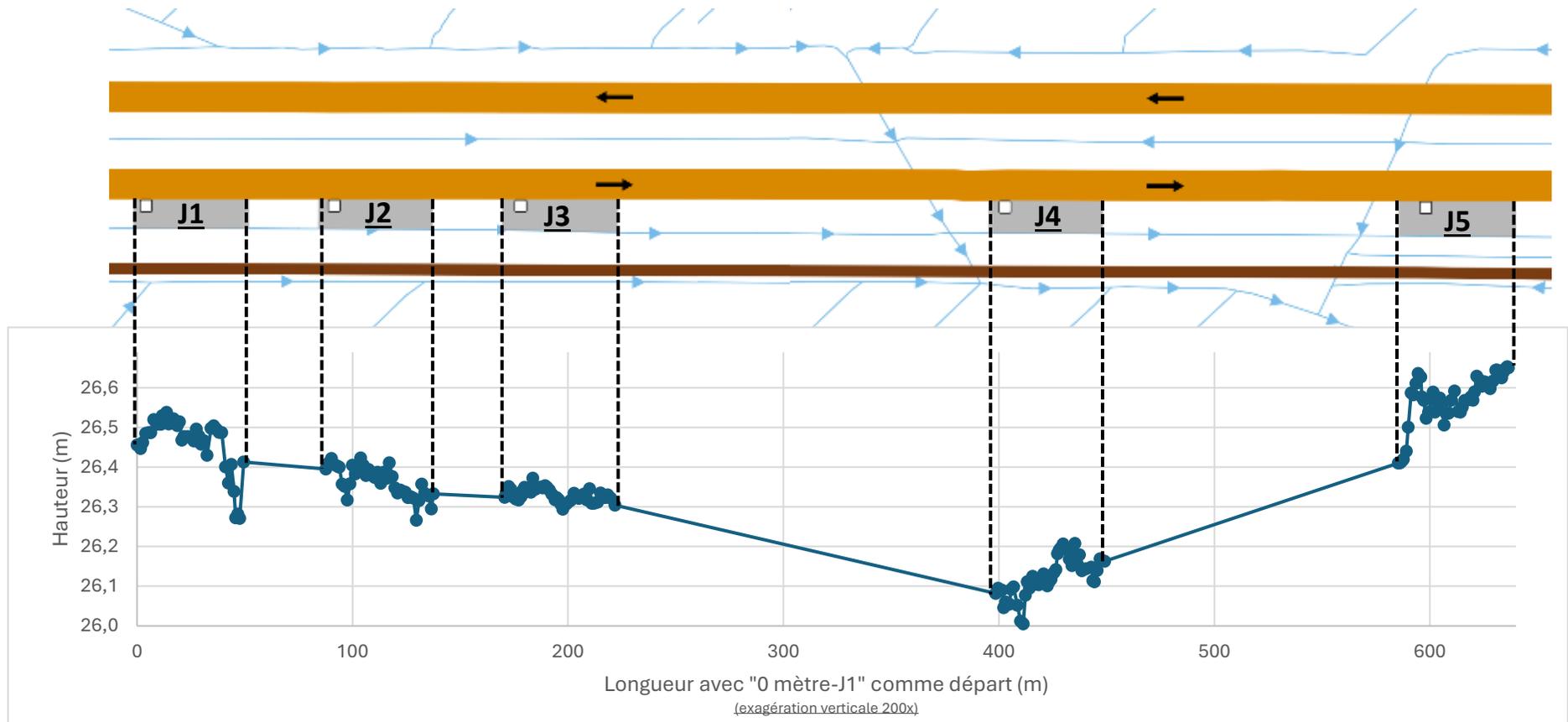


POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC



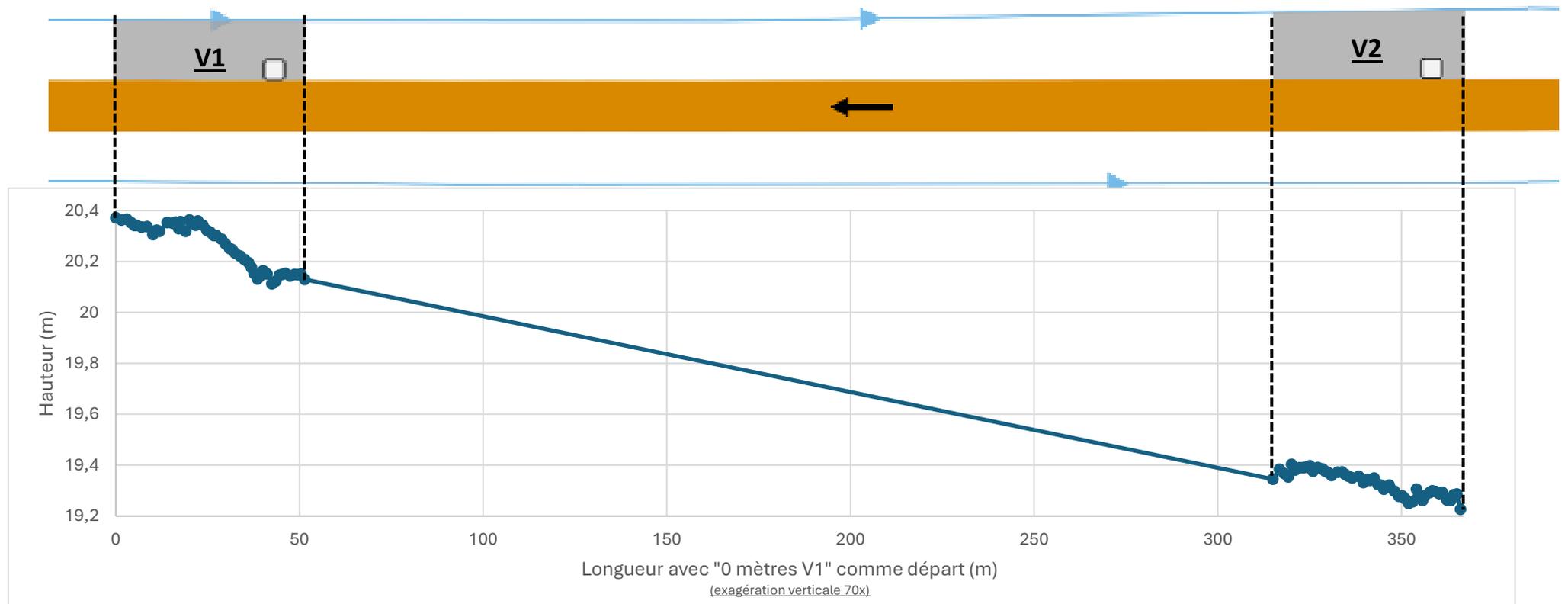
ANNEXE C
PROFIL LONGITUDINAL EN FONCTION DU SECTEUR ET DES RÉSEAUX HYDROGRAPHIQUES (EXAGÉRATION VERTICALE)

Secteur Sainte-Julie



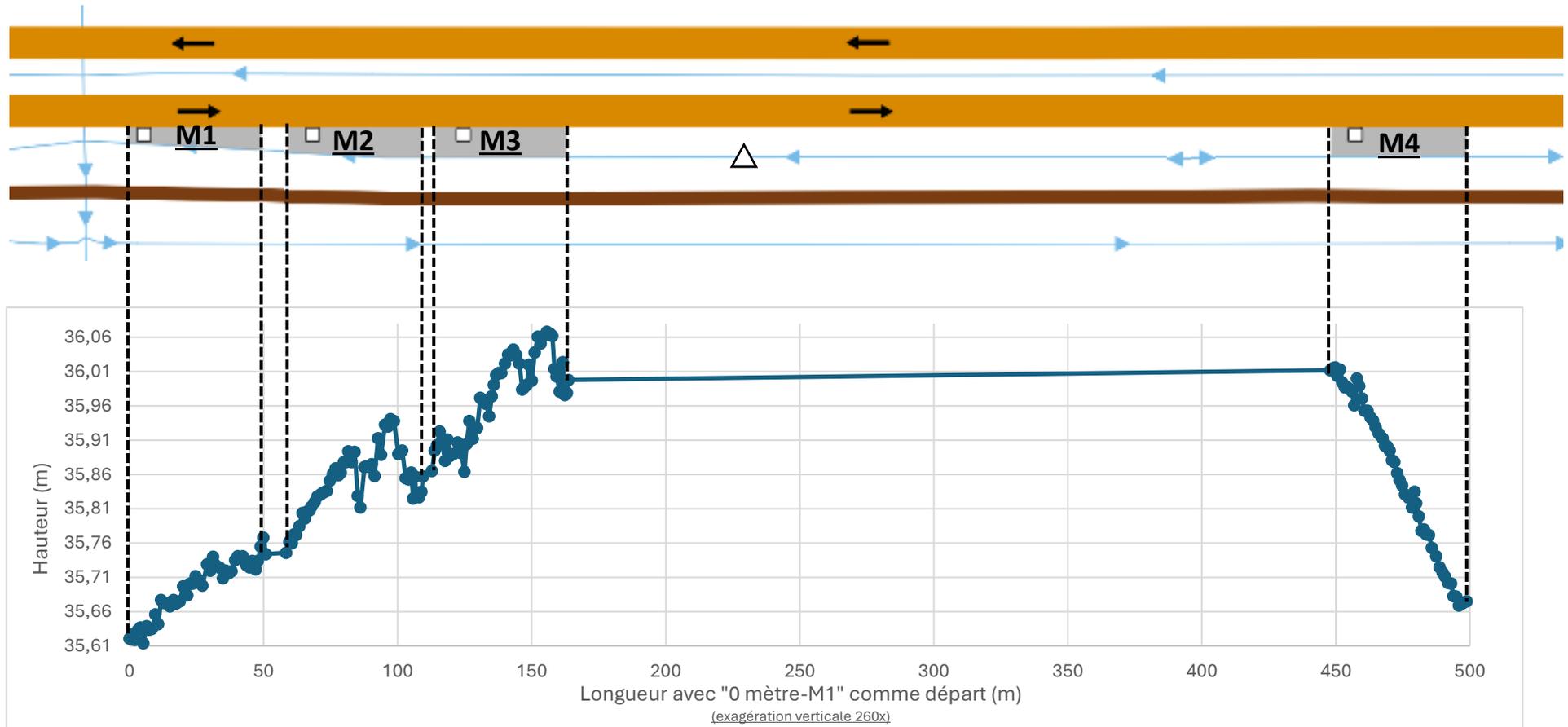
- █ Autoroute A30
 - █ Chemin de desserte
 - ▶ Fossé de drainage
 - Site
 - Citerne
- ➔
N

Secteur Varennes



- Autoroute A30
 - Chemin de desserte
 - ▶ Fossé de drainage
 - Site
 - Citerne
- N

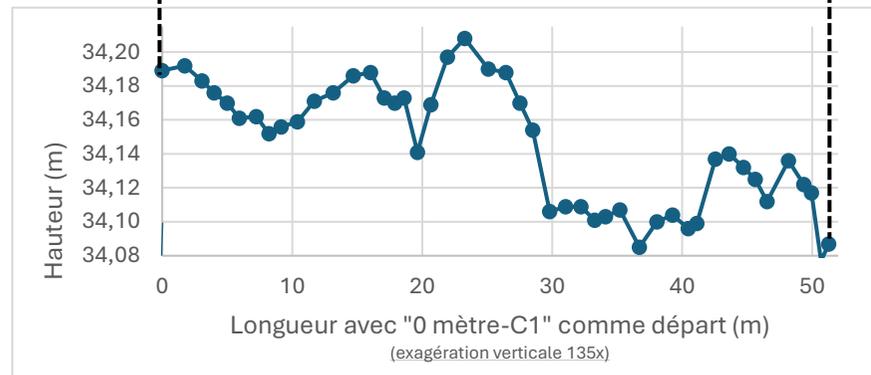
Secteur Marieville



- Autoroute A10
- Chemin de dessert
- Fossé de drainage
- Site
- Citerne
- △ V-notch



Secteur Chambly (exagération verticale 135x)



- Autoroute A10
- Chemin de desserte
- Fossé de drainage
- Site
- Citerne
- V-notch



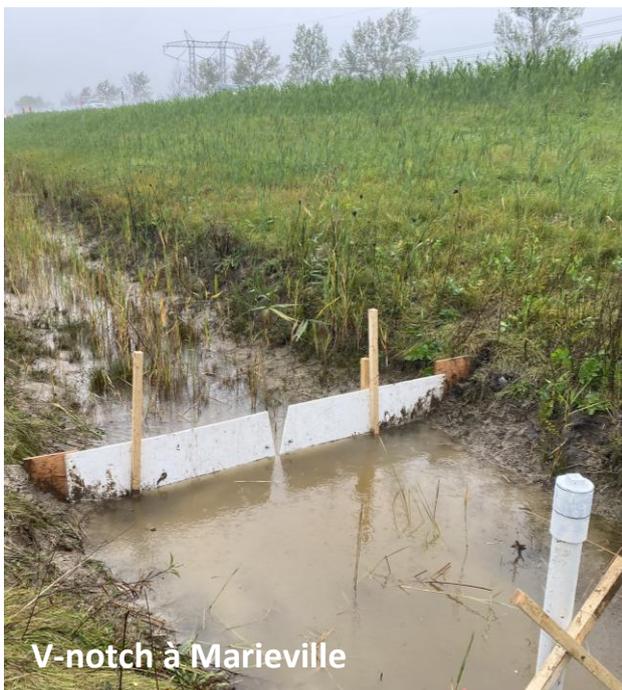
ANNEXE D
PHOTO RELATIVE À L'ÉCHANTILLONNAGE DE SOL SUR LE SITE M4 À L'AIDE D'UNE TARIÈRE



ANNEXE E
INSTALLATION DU V-NOTCH SUR LE SITE DE MARIEVILLE



V-notch



V-notch à Marieville



ANNEXE F
PROTOCOLE POUR LA SONDE HANNA HI 98194

Le jour même du prélèvement de l'eau, directement dans les pots Mason, l'échantillon est soumis au protocole suivant :

- Calibrer la sonde grâce à la solution d'étalonnage rapide « HI9829-25 »;
- Prendre le pot Mason et agiter doucement son contenu;
- Ouvrir le pot Mason et plonger la sonde de sorte que les capteurs soient immergés totalement;
- Attendre que l'oxygène dissous se stabilise;
- Noter les valeurs;
- Rincer la sonde avec de l'eau claire entre les prises de données de chaque échantillon;
- Conserver l'échantillon en chambre froide pour l'analyse des MES.

ANNEXE G
PROTOCOLE D'ANALYSE DES MES

La méthode utilisée pour déterminer la concentration en MES correspond au protocole ASTM D3977 (B) à la seule différence que le dessiccateur n'est pas utilisé :

- Mettre le filtre contenu dans une coupole en aluminium dans un four à 105 °C pendant 1h et le peser au 0,0001 g afin d'effectuer la tare;
- Marquer le niveau de l'eau sur le pot Mason afin de déterminer ultérieurement le volume d'eau;
- S'il y a des éléments flottants tels que des brindilles, filtrer le contenu à travers un maillage de 2 mm;
- Faire passer le contenu du pot Mason dans un filtre au maillage de 1,5 µm à 5,5 cm de diamètre tout en effectuant la filtration sous vide;
- Rincer le pot Mason avec de l'eau claire afin d'être certain que tout l'élément soit transféré sur le filtre;
- Récupérer le filtre, le déposer dans la même coupole en aluminium et le sécher dans un four à 105 °C pendant au moins 6h;
- Une fois sec, peser au 0,0001 g tout en soustrayant le poids obtenu avec la tare;
- Une fois le volume d'eau (V) et le poids des MES obtenu (m), la concentration (c) en mg/L peut être calculé selon : $c = \frac{m}{V}$

ANNEXE H

DATE ET HEURE DES ÉTAPES D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA PLUIE

<i>N° pluie</i>	<i>Date et heure</i>			
	<i>T0</i>	<i>Premières averses</i>	<i>T1</i>	<i>T2</i>
1^{er} pluie	20/07 12h00	21/07 6h00	22/07 9h00	24/07 9h00
2^e pluie	07/08 12h00	08/08 1h00	08/08 14h00	10/08 9h00
3^e pluie	17/08 12h00	18/08 13h00	18/08 17h00	20/08 9h00
4^e pluie	07/09 12h00	08/09 10h00	09/09 9h00	11/09 9h00
5^e pluie	06/10 12h00	06/10 20h00	08/10 12h00	10/10 9h00
6^e pluie	20/10 12h00	21/10 4h00	23/10 10h00	25/10 9h00
7^e pluie	16/11 10h30	17/11 13h30	18/11 10h00	20/11 12h00

ANNEXE I

PARAMÈTRES DE PLUVIOMÉTRIE EN FONCTION DES SITES ET DES ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX. LES VALEURS EN ROUGE CORRESPONDENT À L'INTENSITÉ MAX INFÉRIEURE À 15 MM/H

Sites	Hauteur de pluie (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Intensité max (mm/h)	Durée (h)	Période de retour	Période sèche (j)	Pluie avant T1 (h)	Pluie avant T2 (h)	Hauteurs de pluie avant T2 (mm)
1^{er} pluie (21/07/2023)									
Jet V	11,4	2,82	15,6	4h50	< 2 ans	3	17,7	65,17	0
M	42,2	7,64	66	5h30	< 2 ans	3	17,7	65,17	0
C	48,6	9,68	55,2	5h00	< 2 ans	3	17,67	67,67	0,2
2^e pluie (08/08/2023)									
Jet V	8	1,3	14,4	6h10	< 2 ans	4,7	9	52	0
M	5,6	0,82	4,8	6h50	< 2 ans	4,4	6,5	49,5	0
C	9,2	1,2	15,6	7h40	< 2 ans	4,4	8,67	51,67	0
3^e pluie (18/08/2023)									
Jet V	13,2	1,76	45,6	7h30	< 2 ans	5	3	12,5	8,2
M	2,4	0,39	7,2	6h10	< 2 ans	2,17	2,67	12,17	10,8
C	2,8	0,47	12	6h00	< 2 ans	2,17	3,33	12	8
4^e pluie (08/09/2023)									
Jet V	3,2	6,4	9,6	0,30	< 2 ans	9,79	23,17	22,33	7,4
M	21,6	9,1	84	2h20	< 2 ans	9,38	18,33	22,17	4,2
C	16,8	12,6	37,2	1h20	< 2 ans	9,38	18,83	22	9,2
5^e pluie (06/10/2023)									
Jet V	113	3,64	28,8	33h40	NA ^a	24,42	7,33	52,33	0,2
M	61,4	2,38	22,8	25h50	NA ^a	17,58	6	42,17	0,6
C	75,2	2,67	28,8	28h40	NA ^a	17	5,5	42,67	1,6
6^e pluie (21/10/2023)									
Jet V	33	0,65	6	51h00	NA ^a	13	13,5	9,33	7,8
M	42,8	0,84	7,2	51h00	NA ^a	6,42	16,83	9,33	3
C	47	0,88	7,2	53h30	NA ^a	13,6	12,83	9,5	3,6
7^e pluie (17/11/2023)									
Jet V	6,6	1,16	4,8	5h40	< 2 ans	6,5	15,33	65,33	0
M	8	1,23	4,8	6h30	< 2 ans	8	14,67	64,17	1,2
C	7,6	1,38	4,8	5h30	< 2 ans	7,5	14,33	64,33	0,2

^aLes pluies excédant 24 heures ou ayant une intensité inférieure à 1 mm/h ne sont pas comprises dans les courbes intensité-durée-fréquence.

ANNEXE J

ANALYSE DE SOL DES TALUS EN FONCTION DES SITES AVEC, EN ROUGE, LES VALEURS DÉPASSANT LE CRITÈRE A DU GIPSRTC

	J1	J2	J3	J4	J5	V1	V2	M1	M2	M3	M4	C1	Critère A du GIPSRTC
pH	8,04	7,98	8,09	7,44	7,92	7,89	7,77	7,96	7,91	7,92	7,91	8,35	/
Conductivité (µS/cm)	213	367	212	146	145	205	200	214	311	289	294	250	/
ATK (mg/kg)	3460	3270	4620	4900	4630	2610	4560	4370	3160	3190	5100	745	/
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	6,73	1	1	6,54	4,54	5,12	4,89	11,1	6,35	15,2	14,4	1	/
PO ₄ ³⁻ (mg/kg)	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	1,08	3,49	1,7	1,9	1,26	0,25	0,25	/
P total (mg/kg)	656	664	583	700	714	751	921	680	935	799	759	534	/
As (mg/kg)	3,5	3,7	3,5	2,6	2,6	2,4	2,1	2,3	2,5	2,5	2,6	2,2	6
Ca (mg/kg)	5980	7940	5660	12700	16000	5880	7430	40100	10600	19900	8380	18500	/
Cr (mg/kg)	40	50	34	29	36	43	52	39	52	34	59	63	100
Cu (mg/kg)	49	50	44	39	43	25	41	36	33	31	43	50	50
Fe (mg/kg)	1090	25	1180	19800	20400	26500	33300	20500	31000	24800	25500	31600	/
K (mg/kg)	1800	2570	2040	1890	2110	2070	4580	2200	3650	2500	2370	2840	/
Mg (mg/kg)	5200	7380	6110	5980	6370	5040	11000	6120	8290	6540	6810	9400	/
Mn (mg/kg)	400	562	331	323	360	443	546	386	788	456	373	505	1000
Mo (mg/kg)	1,5	0,75	0,75	0,75	1,7	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	2
Na (mg/kg)	1390	1530	1070	1580	1990	1410	1450	898	1170	729	948	1180	/
Ni (mg/kg)	29	37	32	22	24	23	27	25	32	24	31	46	50
Pb (mg/kg)	50	44	31	38	32	33	35	298	60	59	80	87	50
Zn (mg/kg)	134	140	97	132	172	142	141	110	119	100	119	130	140
Cl (mg/kg)	51	93,2	164	10,5	24,3	71,6	28,1	235	220	185	192	259	/
Hydrocarbures	101	50	50	160	201	111	102	135	50	50	50	172	100
Matières organiques (%)	4,7	6,5	3,8	5,6	5	6,4	9	7,3	5,4	5,6	7,8	4,4	/
Argile (%)	20	29,3	18,8	19,3	20	43,4	47,4	52,7	52,6	35,1	35,8	43,2	/
Sable (%)	50,2	38,3	42,8	57,7	47,2	25,1	25,9	19,1	9,8	41,8	40,5	21,5	/
Limon (%)	29,8	32,4	38,4	23	32,8	31,5	26,7	28,2	37,6	23,1	23,7	35,3	/
Classe texturale	Loam	Loam argileux	Loam	Loam sableux	Loam	Argile	Argile	Argile	Argile	Loam argileux	Loam argileux	Argile	/

ANNEXE K

**ANALYSE DE SOL DES FOSSÉS EN FONCTION DES ÉCHANTILLONNAGES DE DÉBUT (D) ET DE FIN (F) DE SAISON
AVEC LEUR ÉCART-TYPE ENTRE PARENTHÈSES**

	J		V		M		C		Critère A du GIPSRTC
	D	F	D	F	D	F	D	F	
pH	7,74 (0,14)	7,91 (0,2)	7,39 (0,23)	7,66 (0,26)	8,18 (0,16)	8,24 (0,2)	8,11	8,25	/
Conductivité (µS/cm)	712 (255)	526 (189)	501 (355)	477 (132)	352 (108)	252 (58)	577	423	/
ATK (mg/kg)	3 072 (2 114)	1 228 (855)	5 025 (969)	1 530 (594)	874 (663)	593 (243)	250	355	/
NO ₃ ⁻ (mg/kg)	1,24 (0,55)	< 2	1,25 (0,35)	< 2	1,67 (1,34)	< 2	< 2	< 2	/
PO ₄ ³⁻ (mg/kg)	< 0,50	0,526 (0,163)	0,605 (0,502)	0,84 (0,03)	< 0,50	0,408 (0,187)	< 0,50	0,69	/
P total (mg/kg)	632 (36)	581 (31)	1 090 (42)	837 (315)	881 (241)	755 (65)	538	479	/
As (mg/kg)	3,54 (0,8)	3,44 (0,73)	2,45 (0,21)	2,4 (0,4)	1,38 (0,73)	2,03 (0,39)	1,7	2	6
Ca (mg/kg)	9 126 (3 705)	12 442 (4 573)	6 925 (813)	5 095 (2 340)	20 525 (3 494)	19 650 (3 580)	11 500	14 800	/
Cr (mg/kg)	38 (14)	31,8 (6,3)	51 (17)	81,5 (33,2)	21,8 (4,1)	23,8 (1,3)	99	137	100
Cu (mg/kg)	40,4 (14,3)	30,6 (6,2)	27 (13)	30 (24)	19,3 (2,2)	20,8 (6,2)	45	50	50
Fe (mg/kg)	9 096 (11 379)	26 160 (6 038)	30 350 (3 323)	29 300 (3 818)	20 625 (2 320)	20 850 (2 255)	43 100	43 200	/
K (mg/kg)	2 474 (716)	1 998 (423)	2 665 (983)	2 720 (933)	1 663 (913)	1 235 (116)	5 810	5 330	/
Mg (mg/kg)	7 390 (1 244)	7 496 (1 156)	7 780 (2 022)	7 510 (127)	7 898 (2 322)	7 025 (627)	18 100	15 600	/
Mn (mg/kg)	320 (170)	562 (305)	547 (297)	338 (30)	374 (85)	479 (89)	592	694	1000
Na (mg/kg)	1 367 (762)	920 (240)	1 495 (163)	1 276 (416)	556 (206)	453 (93)	2 270	1 380	/
Ni (mg/kg)	33,2 (9,7)	32,2 (6,3)	25,5 (7,8)	40 (11)	17,5 (1,9)	20,8 (2)	60	74	50
Pb (mg/kg)	30 (24,1)	14 (4,5)	24 (5,7)	29 (2,8)	7 (4)	6,25 (2,5)	5	11	50
Zn (mg/kg)	144 (81,2)	76,2 (28,9)	128 (6)	127 (21)	50,5 (6)	41,5 (4)	88	96	140
Cl (mg/kg)	767 (489)	344 (136)	794 (11)	607 (296)	288 (35)	177 (54)	835	302	/
Argile (%)	32,5 (1,91)		53,4 (2,55)		19,1 (1,22)		58,7		/
Sable (%)	30,5 (11,5)		16,2 (17,8)		20,5 (3,83)		1,8		/
Limon (%)	37 (15,9)		30,4 (13)		60 (10)		39,5		/
Classe texturale	Loameux-fin		Argile		Loam fin		Argile		/

ANNEXE L
FAMILLE, GENRE, ESPÈCES RECENSÉES ET INDICE DE SHANNON PAR
SECTEUR ET ZONE

Famille	Genre	Espec	
Aceraceae	Acer	Acer rubrum	
Alismataceae	Alisma	Alisma plantago	
Amaranthaceae	Chenopodium	Chenopodium album	
Apiaceae	Daucus	Daucus carota	
	Pastinaca	Pastinaca sativa	
Araceae	Lemna	Lemna minor	
Asteraceae	Ambrosia	Ambrosia artemisifolia	
	Arctium	Arctium lappa	
	Bidens	Bidens frondosa	
	Cichorium	Cichorium sp.	
	Cirsium	Cirsium sp.	
	Doellingeria	Doellingeria umbellata	
	Euthamia	Euthamia graminifolia	
	Leontodon	Leontodon autumnalis	
	Oclenema	Oclenema nemoralis	
	Solidago	Solidago canadensis	
	Sonchus	Sonchus sp.	
	Symphyotrichum	Symphyotrichum lanceolatum	
		Symphyotrichum novi-belgi	
		Symphyotrichum officinalis	
	Taraxacum	Taraxacum officinale	
Erigeron	Erigeron canadensis		
Brassicaceae	Alyssum	Alyssum commua	
	Brassica	Brassica oleracea	
Chenopodiaceae	Atriplex	Atriplex prostrata	
Cladophoraceae	Cladophora	Cladophora vadorum	
Convolvulaceae	Convolvulus	Convolvulus arvensis	
Cyperaceae	Eleocharis	Eleocharis obtusa	
	Scirpus	Scirpus sp.	
Equisetaceae	Equisetum	Equisetum arvense	
Fabaceae	Medicago	Medicago lupulina	
		Trifolium aureum	
		Trifolium pratense	
	Vicia	Vicia cracca	
Haloragaceae	Myriophylle	Myriophylle sp.	
Juncaceae	Juncus	Juncus gerardi	
Lamiaceae	Lycopus	Lycopus americanus	

Famille	Genre	Espec		
Liliaceae	Trillium	Trillium grandiflorum		
Lythraceae	Lythrum	Lythrum salicaria		
Onagraceae	Epilobium	Epilobium ciliatum ssp. Glandulosum		
Orobanchaceae	Agalinis	Agalinis purpurea		
Oxalidaceae	Oxalis	Oxalis stricta		
Plantaginaceae	Plantago	Plantago major		
		Bromus	Bromus inermis	
		Dactyles	Dactyles glomerata	
		Digitaria	Digitaria sanguinalis	
		Echinochloa	Echinochloa crus-galli	
		Elymus	Elymus repens	
		Festuca	Festuca rubra	
		Leersia	Leersia oryzoides	
		Lolium	Lolium multiflorum	
			Lolium perenne	
		Panicum	Panicum capillare	
		Phragmites	Phragmites	Phragmites australis
				Poa annua
				Poa palustris
		Poa	Poa	Poa pratensis
Setaria glauca				
Setaria viridis				
Polygonaceae	Polygonum	Polygonum convovulsus		
		Polygonum hydropiper		
		Polygonum persicaria		
		Rumex	Rumex crispus	
Rhamnaceae	Rhamnus	Rhamnus cathartica		
Rosaceae	Rosaceae	Argentina	Argentina anserina	
		Artemisia	Artemisia vulgaris	
		Asclepias	Asclepias syriaca	
		Fragaria	Fragaria virginiana	
Rubiaceae	Galium	Galium asprellum		
Scrophulariaceae	Digitalis	Digitalis purpurea		
Typhaceae	Typha	Typha angustifolia		
Valerianaceae	Valeriana	Valeriana officinalis		
Vitaceae	Parthenocissus	Parthenocissus quinquefolia		
	Vitis	Vitis riparia		

Tableau de l'indice de Shannon en fonction des secteurs et des

	J	V	M	C	Moyenne
Zone A	4,23	3,53	3,88	3,2	3,71
Zone B	4,41	3,37	3,86	2,99	3,68
Zone C	4,40	3,61	4,09	2,92	3,76
Zone D	4,12	3,38	4,26	1,74	3,38
Zone A, B, C et D	4,29	3,47	4,29	2,71	3,69

Calcul de l'indice de Shannon :

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Avec :

H' = indice de biodiversité de Shannon

i : une espèce de milieu d'étude

S : richesse spécifique

ANNEXE M
PHOTOS RELATIVES À LA CARACTÉRISATION VÉGÉTALE



M1- Transect 1 – Zone D



M2 - Transect 2 – Zone D



C1 - Transect 1 – Zone D



V2 - Transect 3 – Zone D



J5 - Transect 1 – Zone D



J2 - Transect 1 – Zone D



C1 - Transect 1 – Zone A



M1 - Transect 3 – Zone B



M3 - Transect 3 – Zone C



J1 - Transect 2 – Zone B



J3 - Transect 1 – Zone B

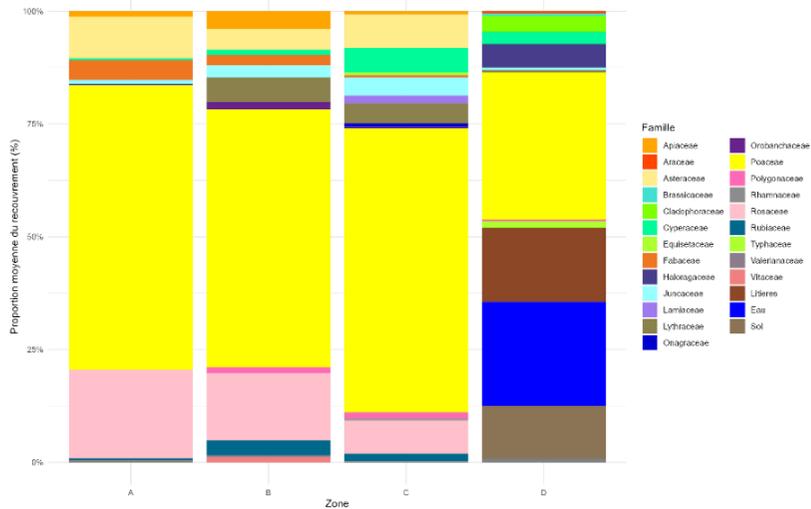


J5 - Transect 1 – Zone A

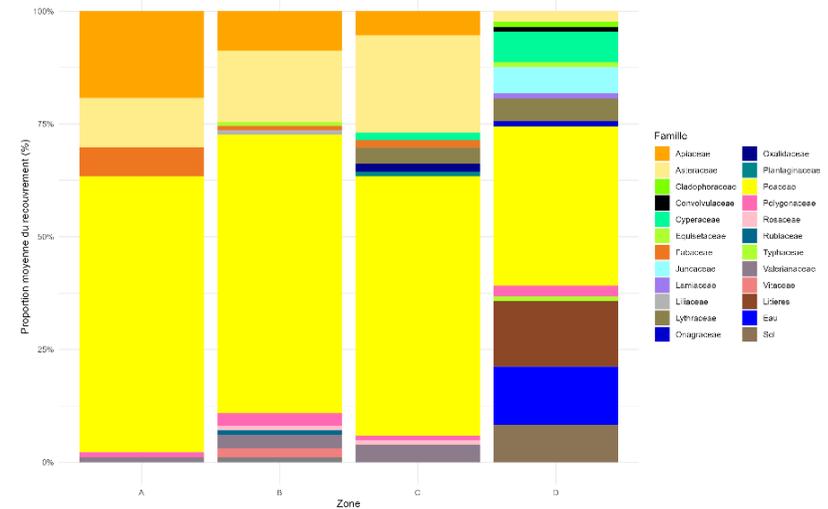
ANNEXE N

PROPORTION MOYENNE DE RECOUVREMENT DES FAMILLES OBSERVÉES DANS LE FOSSÉ EN FONCTION DE LA ZONE D'AÔÛT À SEPTEMBRE POUR LES SECTEURS J, V, M ET C

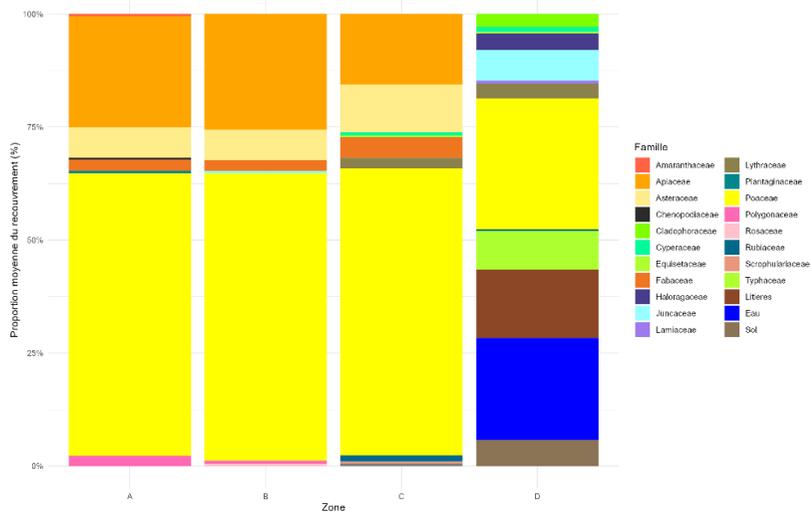
Proportion moyenne du recouvrement par Famille par zone pour le secteur J



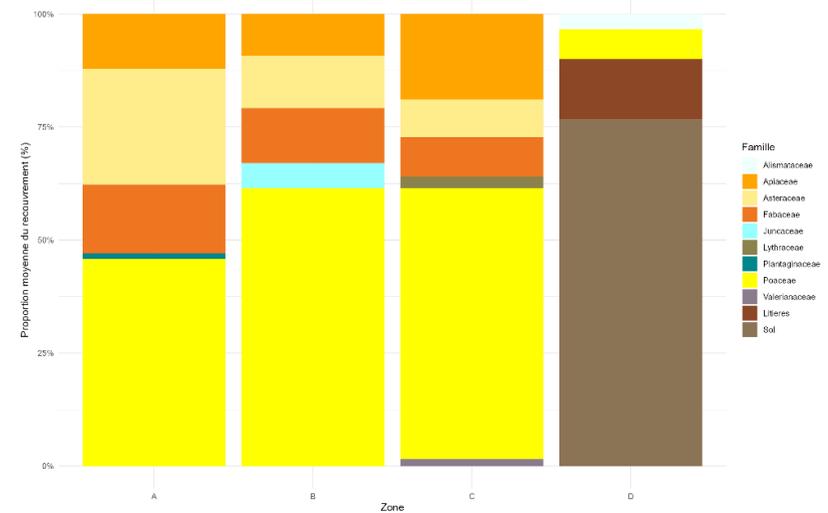
Proportion moyenne du recouvrement par Famille par zone pour le secteur V



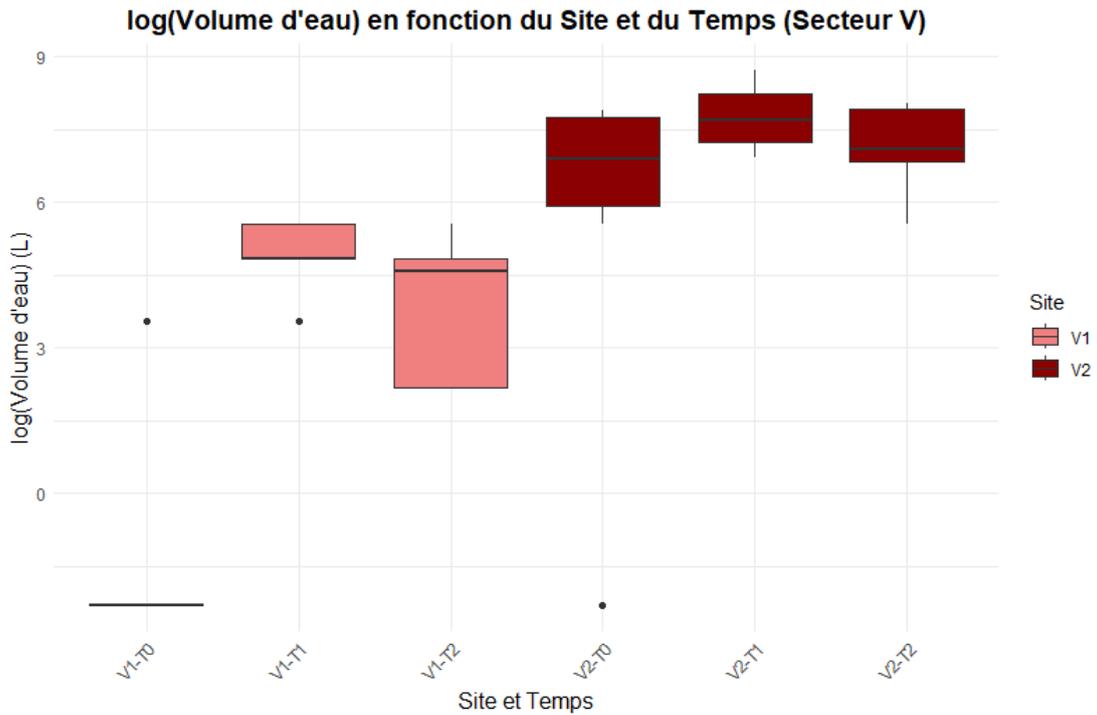
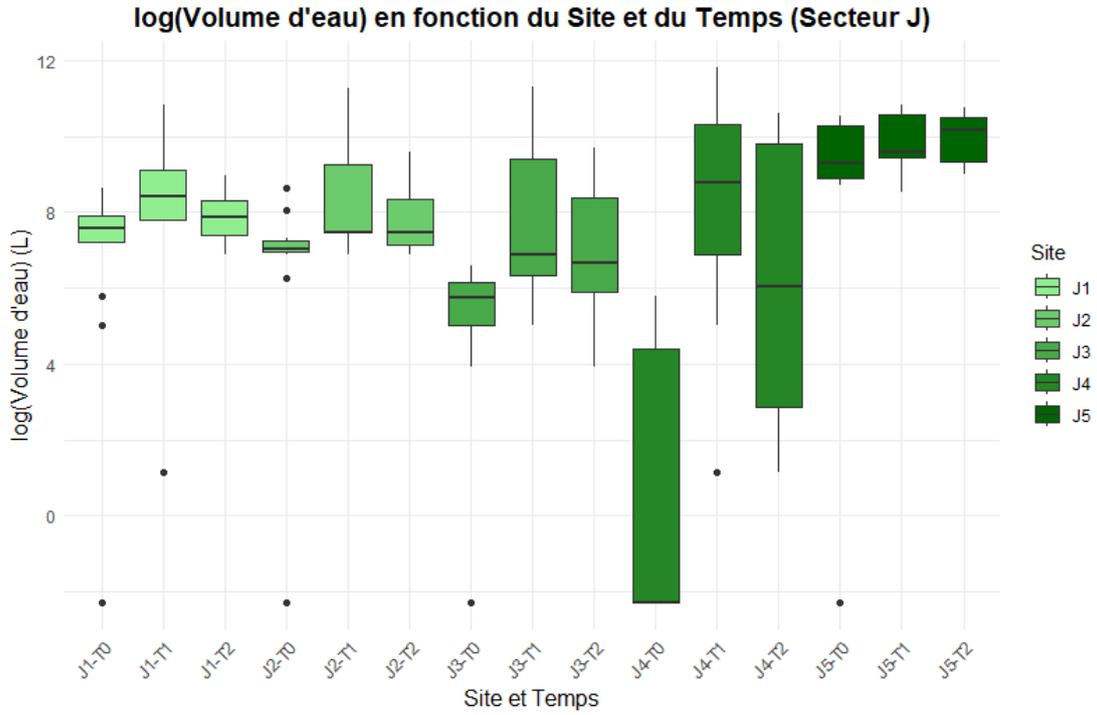
Proportion moyenne du recouvrement par Famille par zone pour le secteur M

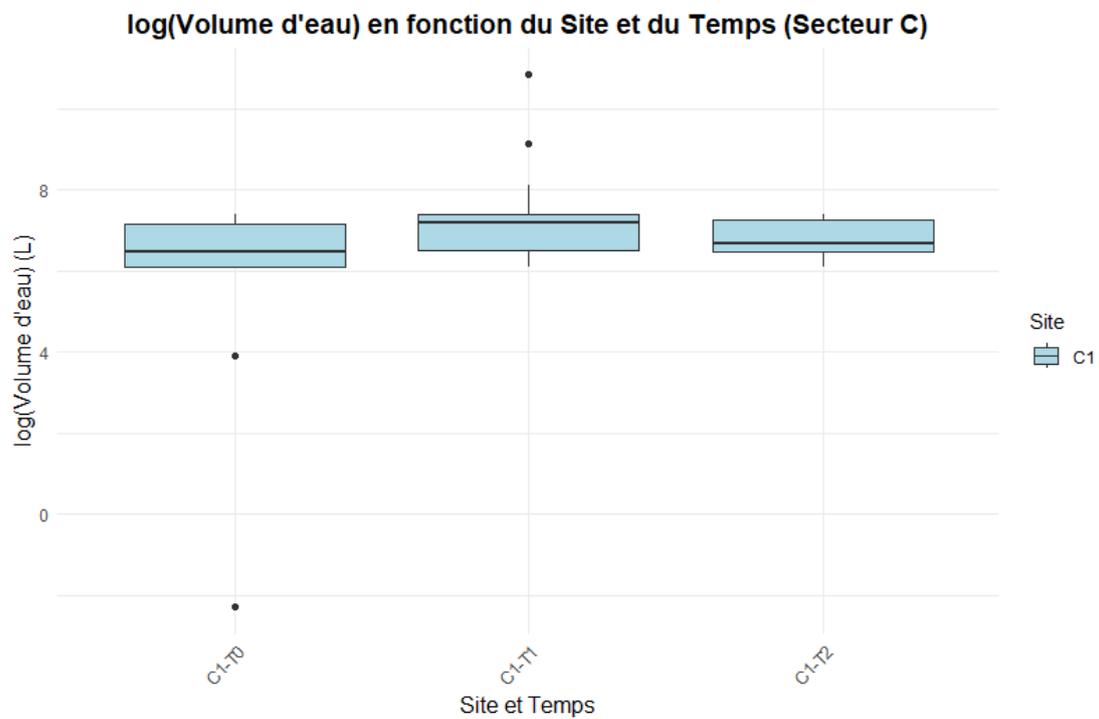
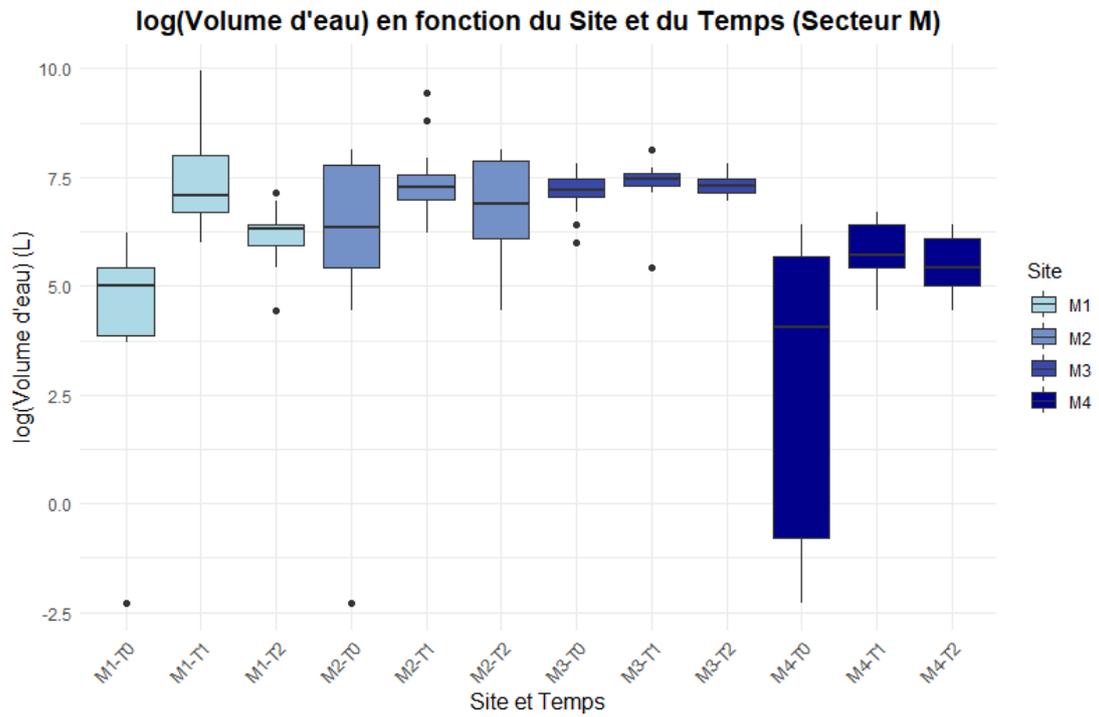


Proportion moyenne du recouvrement par Famille par zone pour le secteur C



ANNEXE O
LOG(VOLUME D'EAU) DE CHAQUE SECTEUR EN FONCTION DU SITE ET DU TEMPS





ANNEXE P
HAUTEUR EN CM ET ÉQUIVALENT EN DÉBIT SUR LE V-NOTCH

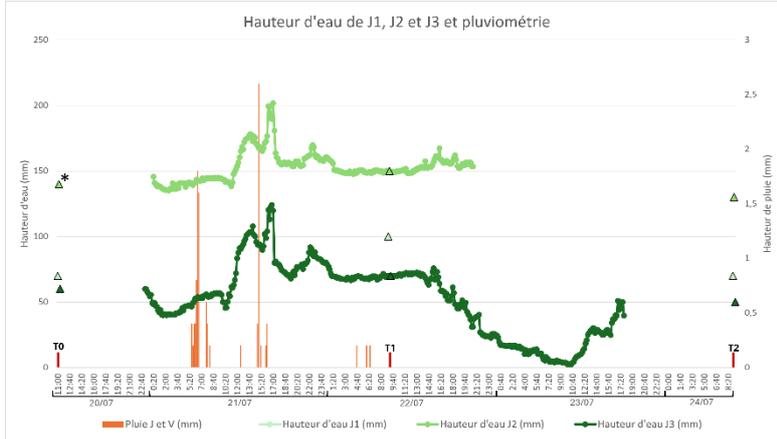


<i>Hauteur sur le V-notch (cm)</i>	<i>Débit (l/s)</i>	<i>Débit corrigé (l/s)</i>
150	2,4	5,624
140	2	4,686
130	1,7	3,983
120	1,4	3,28
110	1,1	2,578
100	0,9	2,109
90	0,7	1,64
80	0,5	1,172
70	0,4	0,937
60	0,2	0,469
50	0,15	0,351
40	0,09	0,211
30	0,04	0,094
20	0,016	0,037
10	0,003	0,007
0	0	0

ANNEXE Q
GRAPHIQUES DES HAUTEURS D'EAU PRISES PAR LES PIÉZOMÈTRES ET
RELEVÉS DES STATIONS PLUVIOMÉTRIQUES AINSI QUE LES
CONCENTRATIONS DE MES PAR ÉVÉNEMENT DE PLUIE

1^{er} pluie du 20/07/2023 au 24/07/2023

Secteur de Sainte-Julie



* : les triangles sur les graphiques symbolisent les mesures manuelles effectuées par l'équipe de terrain à T0, T1 et T2.

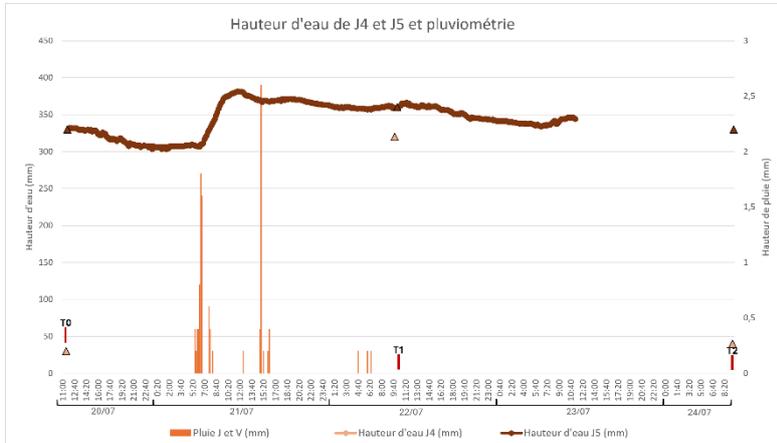
¹ « 0 » correspond à la concentration de MES au début du site

² « R » correspond à la concentration de MES dans l'eau contenue dans la citerne

³ « 50 » correspond à la concentration de MES à la fin du site

T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
J1	0 ¹	9,23	22,4
	R ²	255	NA
	50 ³	8,6	48,4
J2	0	7,25	10,8
	50	8,31	104
J3	0	6,75	11
	50	8,78	24,4

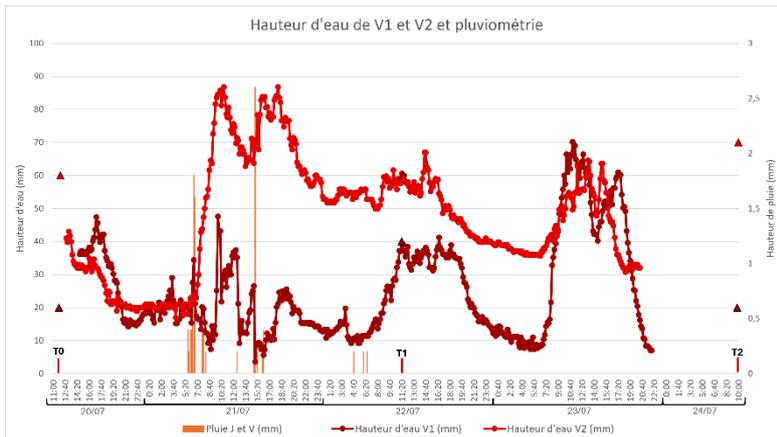
T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	9,74	14,5
	50	11,8	11,3
J2	0	8	9,71
	50	11,7	14,2
J3	0	3,73	0,57
	50	10	5,24



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	11,5	302
	R	58,1	NA
	50	15,8	116
J5	0	3,37	122
	50	4,69	49,8

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	13	0,04
	50	24,7	3,80
J5	0	2,47	73,5
	50	8,42	69,5

Secteur de Varennes

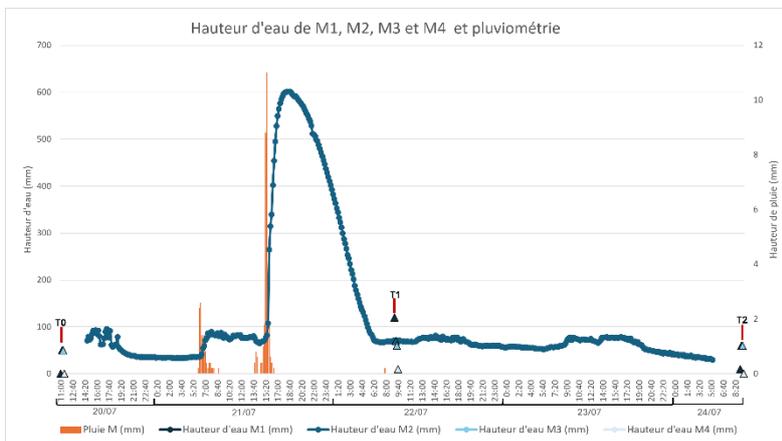


T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	8,2	1,52
	R	180	NA
	50	6,75	0,84
V2	0	6,42	17,2
	50	10,3	14,4

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	10,3	0,09
	50	11	0,10
V2	0	3,13	7,01
	50	10,5	7,54

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

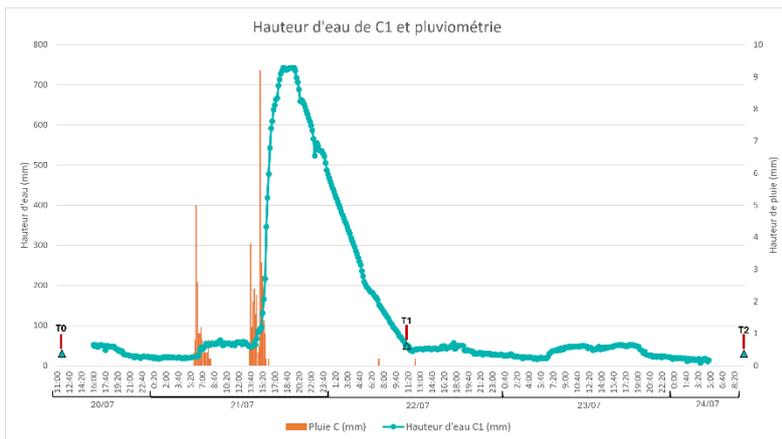
Secteur de Marieville



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	14,3
	R	140
	50	23,2
M2	0	12,8
	R	48,2
	50	5,62
M3	0	10,7
	R	22,2
	50	9,32
M4	0	5,06
	R	678
	50	15,9

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	96,8
	50	67
M2	0	45,7
	50	3,64
M3	0	37,9
	50	5
M4	0	14,9
	50	8

Secteur de Chambly

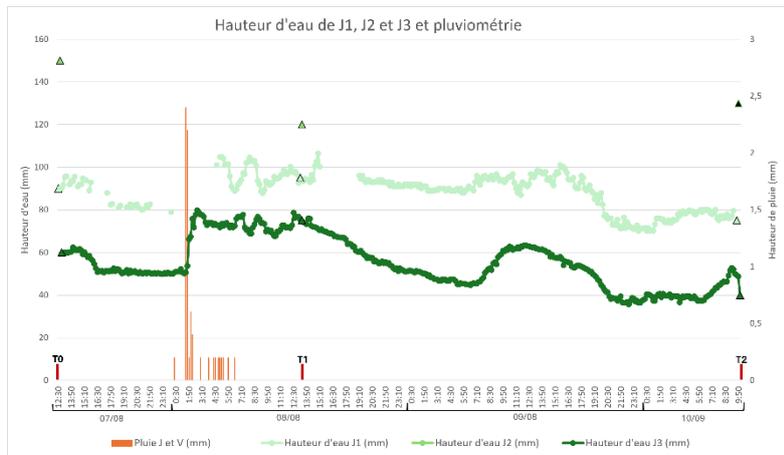


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	69,2
	R	326
	50	27,8

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	17,4
	50	5,26

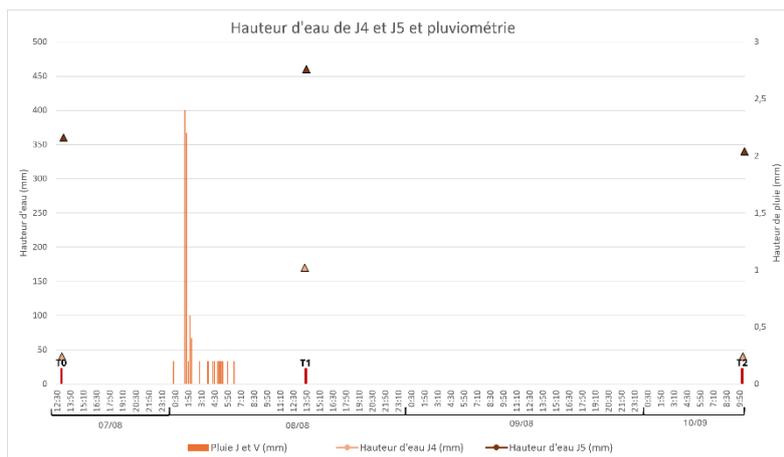
2^e pluie du 07/08/2023 au 10/08/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	7,05	17,1
	R	321	NA
	50	16,2	64,9
J2	0	8,39	10,2
	R	346	NA
	50	19,1	34
J3	0	9,6	5,02
	R	109	NA
	50	17,17	9,00

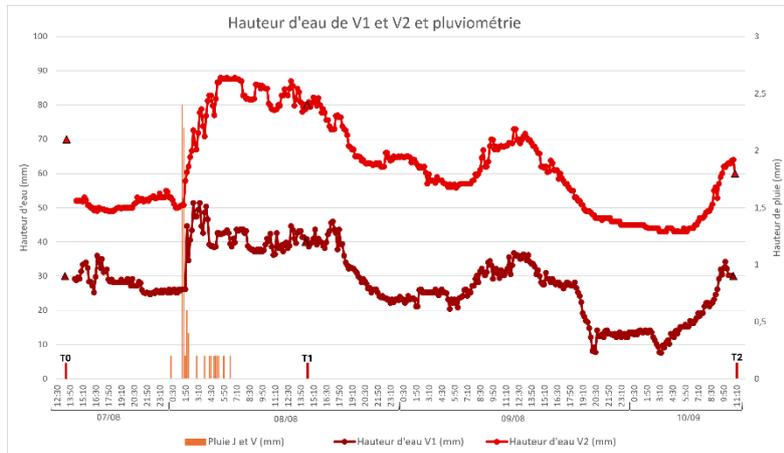
T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	21,5	26,1
	50	17,6	36,8
J2	0	9,67	14,4
	50	11,2	13,6
J3	0	14	10,3
	50	12,8	0,64



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	12	74,1
	R	150	NA
	50	29,7	28,5
J5	0	4,18	138
	R	201	NA
	50	6,74	85,1

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	20,2	0,06
	50	28,1	14,7
J5	0	6,22	157
	50	4,62	47,4

Secteur de Varennes

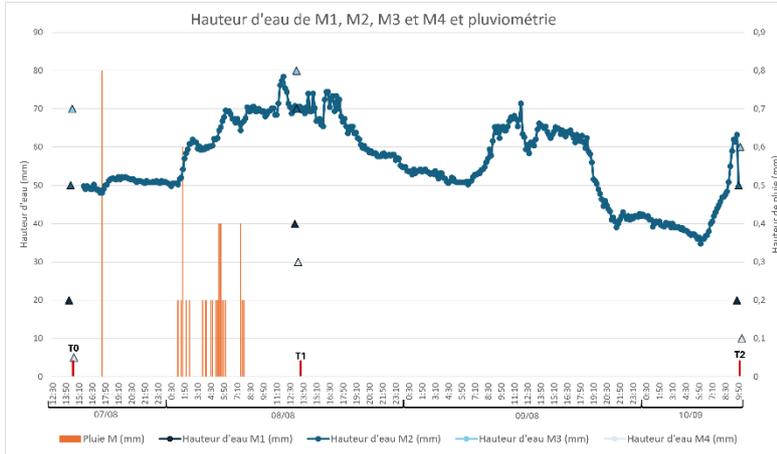


T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	2,34	0,29
	R	337	NA
	50	49,1	1,72
V2	0	5,27	21,9
	R	229	NA
	50	9,11	16,5

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	8,99	0,08
	50	29,4	0,26
V2	0	3,91	4,02
	50	4,52	1,17

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

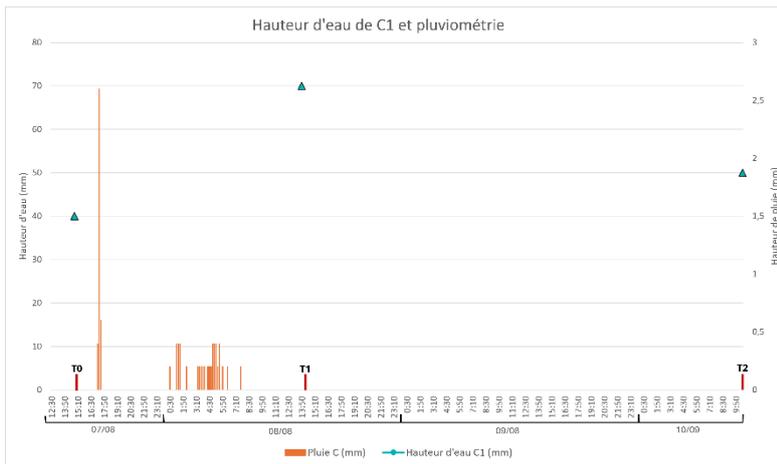
Secteur de Marieville



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	7,59
	R	22,4
	50	4,24
M2	0	23,1
	R	9,39
	50	7
M3	0	5,36
	R	12
	50	5,86
M4	0	22,9
	R	18,1
	50	33,9

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	54,2
	50	7,1
M2	0	6,54
	50	5,65
M3	0	1,98
	50	7,87
M4	0	45,7
	50	18,5

Secteur de Chambly

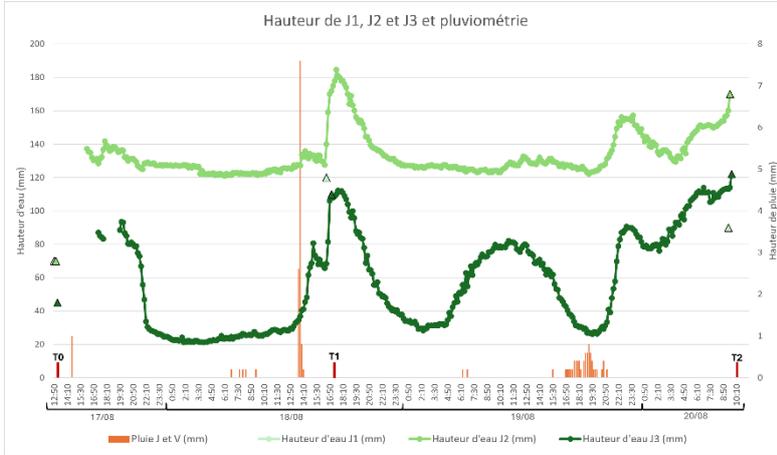


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	21,2
	R	84,9
	50	22,7

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	69,8
	50	97,6

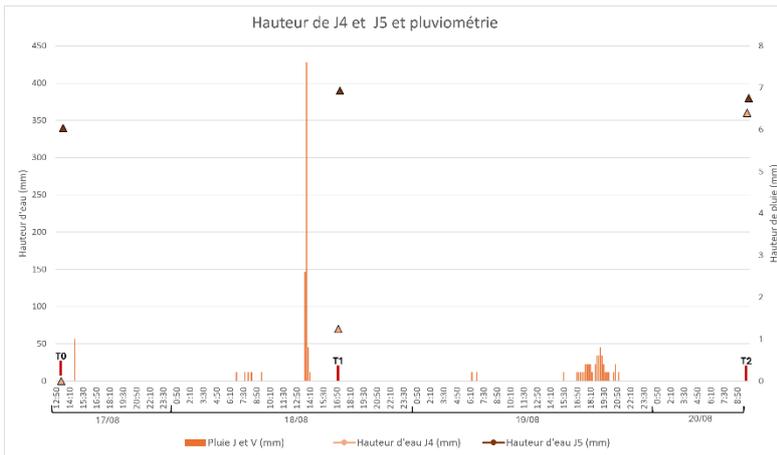
3^e pluie du 17/08/2023 au 20/08/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	6,88
	R	877
	50	14,3
J2	0	8,57
	50	1444
J3	0	11,3
	50	1020

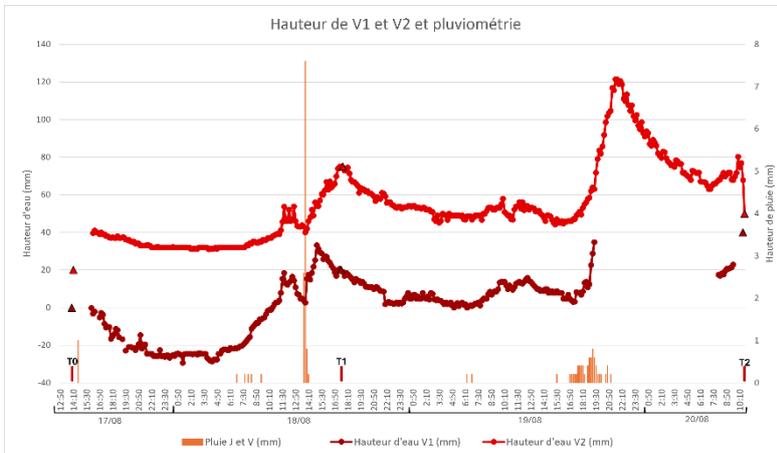
T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	6,11
	50	4,94
J2	0	3,33
	50	5,91
J3	0	3,52
	50	2,53



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	54,7
	R	617
	50	25,8
J5	0	9,23
	50	1181

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	22,1
	50	26,5
J5	0	19,1
	50	13,1

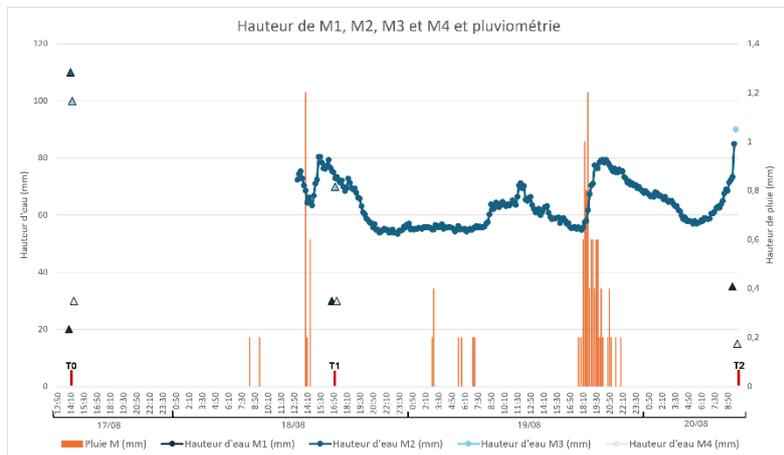
Secteur de Varennes



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	12,1
	R	323
	50	7,27
V2	0	6
	50	362

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	2,3
	50	2,39
V2	0	5,47
	50	6,15

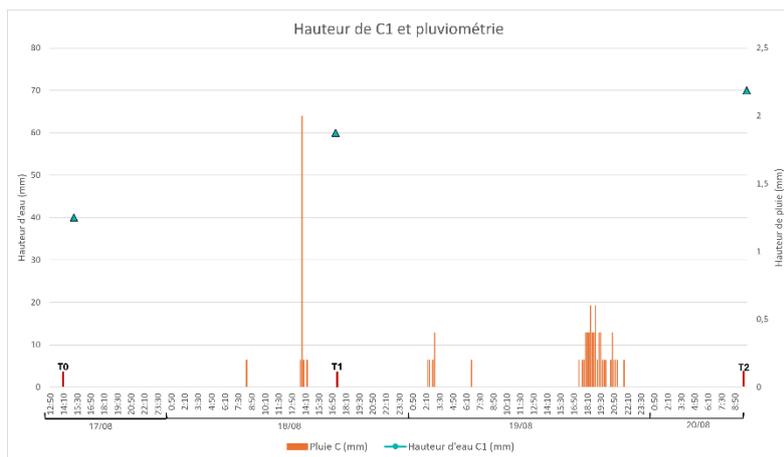
Secteur de Marieville



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	6,51
	R	46,1
	50	4,84
M2	0	14,6
	R	26,2
	50	7,59
M3	0	6,29
	R	28,5
	50	5,18
M4	0	6,27
	R	43,8
	50	12,1

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	1,38
	50	4,34
M2	0	3,74
	50	2,53
M3	0	3,06
	50	3,17
M4	0	1,84
	50	2,75

Secteur de Chambly

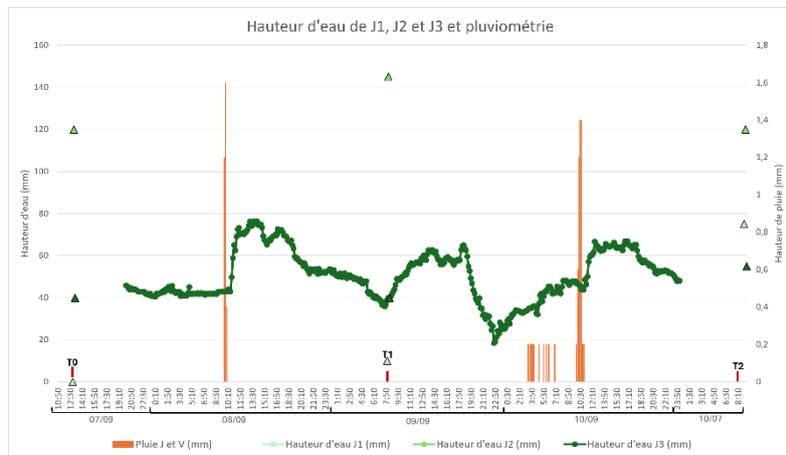


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	32,3
	R	209
	50	14,6

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	7,74
	50	9,76

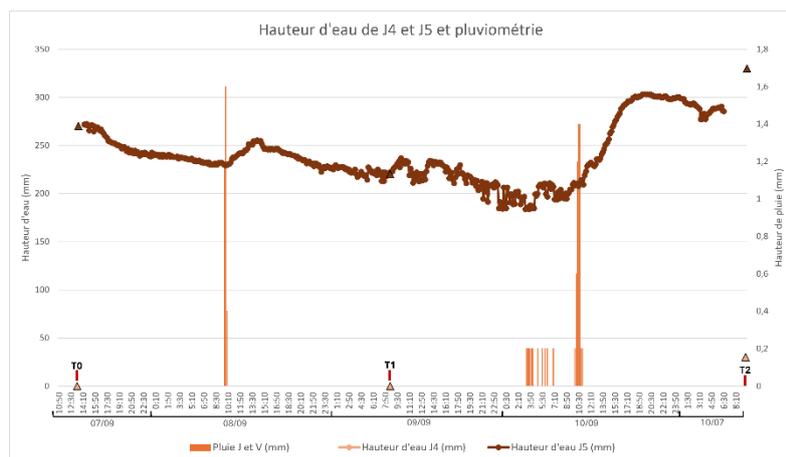
4^e pluie du 07/09/2023 au 10/09/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	50
	R	271
	50	47,3
J2	0	6,21
	R	214
	50	11,7
J3	0	6,44
	R	581
	50	282

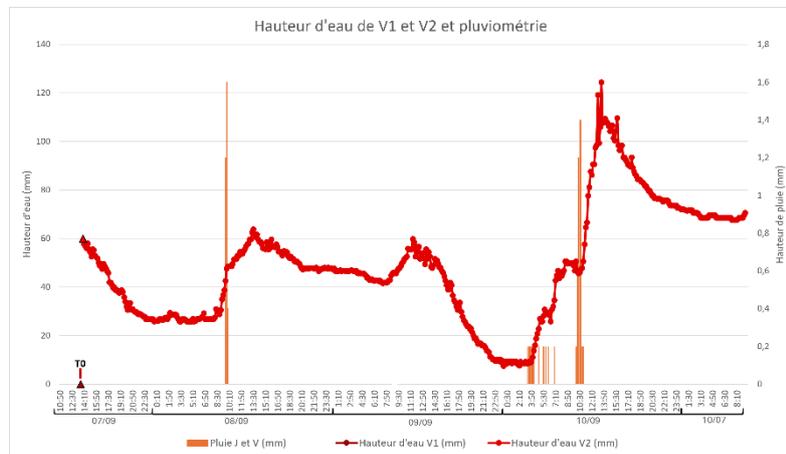
T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	10,35
	50	5
J2	0	3,41
	50	8,57
J3	0	1,82
	50	11,9



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	12,4
	R	180
	50	22,8
J5	0	10,7
	R	307
	50	5

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	9,88
	50	13,1
J5	0	6,86
	50	6,28

Secteur de Varennes

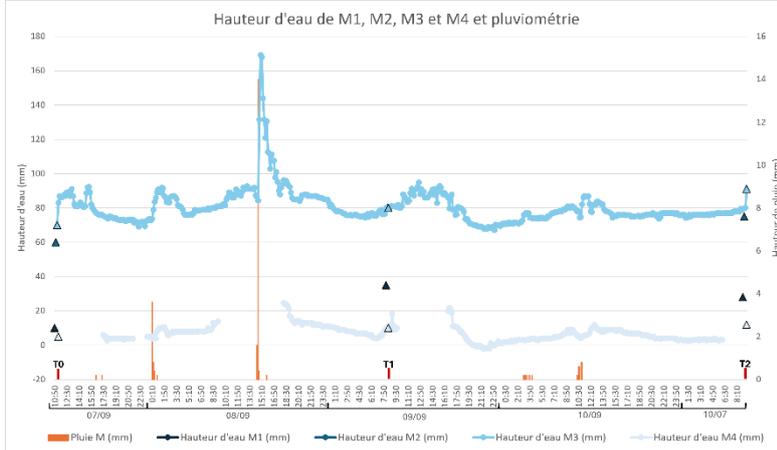


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	NA
	R	NA
	50	NA
V2	0	NA
	R	NA
	50	NA

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	NA
	50	NA
V2	0	NA
	50	NA

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

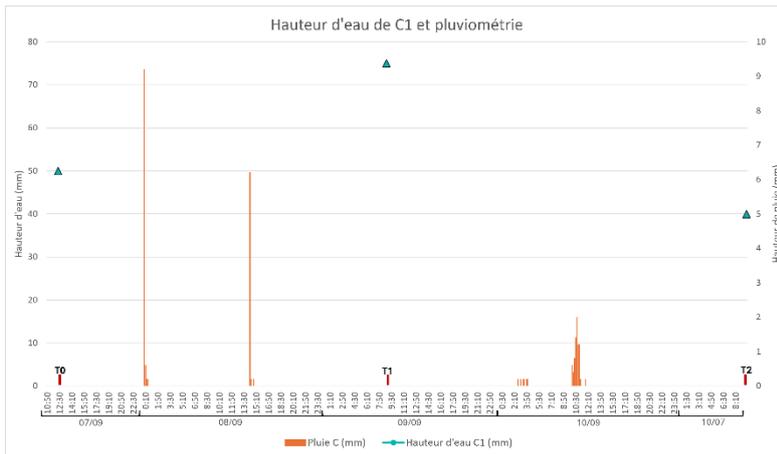
Secteur de Marieville



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	3,25	3,73
	R	26,4	NA
	50	12	7,26
M2	0	10,9	5,47
	R	8,91	NA
	50	3,96	7,85
M3	0	3,30	5,72
	R	11,2	NA
	50	4,42	9,32
M4	0	8,97	2,02
	R	5,98	NA
	50	12,9	7,80

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	7,82	4,73
	50	5,88	2,15
M2	0	11,3	3,91
	50	4,77	14,9
M3	0	5,06	5,80
	50	2,02	3,50
M4	0	6,15	0,92
	50	0,93	0,47

Secteur de Chambly



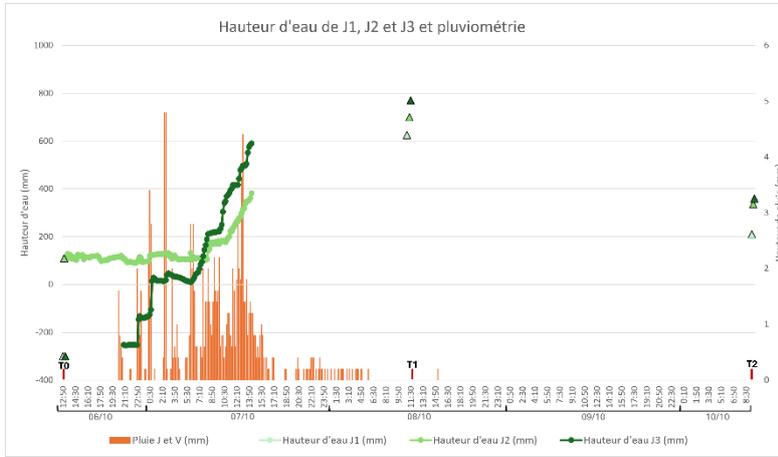
T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	20,93	33,85
	R	84,27	NA
	50	44,52	37,44

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	13,11	16,72
	50	17,85	7,98

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

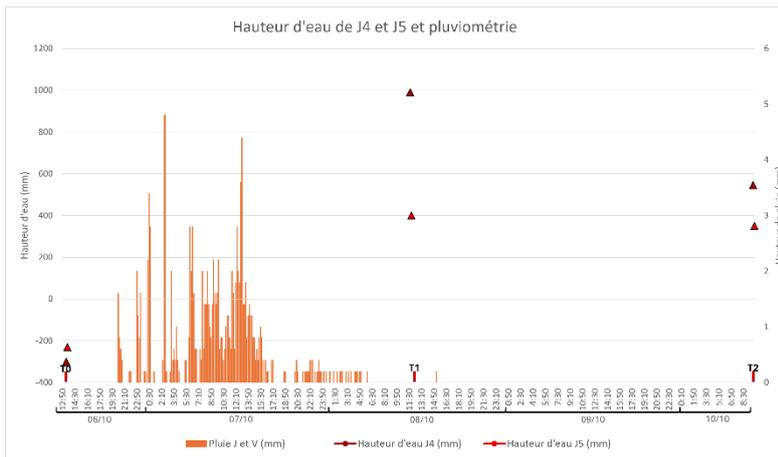
5^e pluie du 06/10/2023 au 10/10/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1			
	MES (mg/l)	MES (g)	
J1	0	61,7	3073
	R	444	NA
	50	58,6	3015
J2	0	61,2	403
	R	521	NA
	50	59,1	4598
J3	0	57	3641
	R	470	NA
	50	56	4474

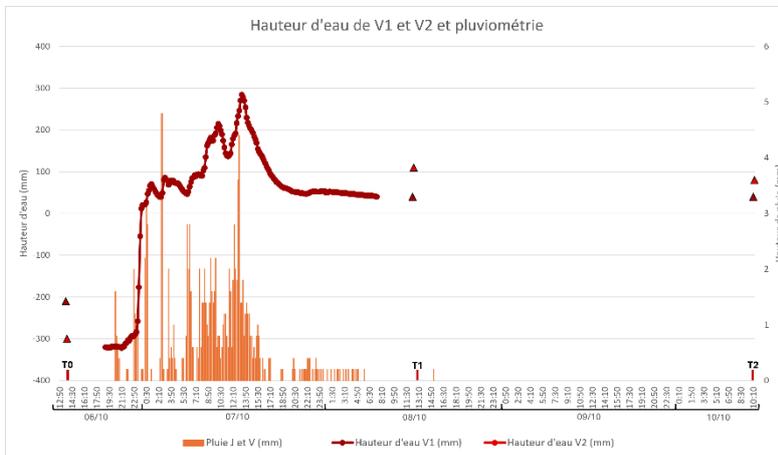
T2			
	MES (mg/l)	MES (g)	
J1	0	21,3	157
	50	24,6	196
J2	0	23,8	298
	50	24,8	363
J3	0	22,4	288
	50	25,5	412



T1			
	MES (mg/l)	MES (g)	
J4	0	61,1	8167
	R	309	NA
	50	48,6	5215
J5	0	34,3	1736
	R	NA	NA
	50	7,5	116

T2			
	MES (mg/l)	MES (g)	
J4	0	12	488
	50	14,3	376
J5	0	6,82	295
	50	5,41	61,5

Secteur de Varennes

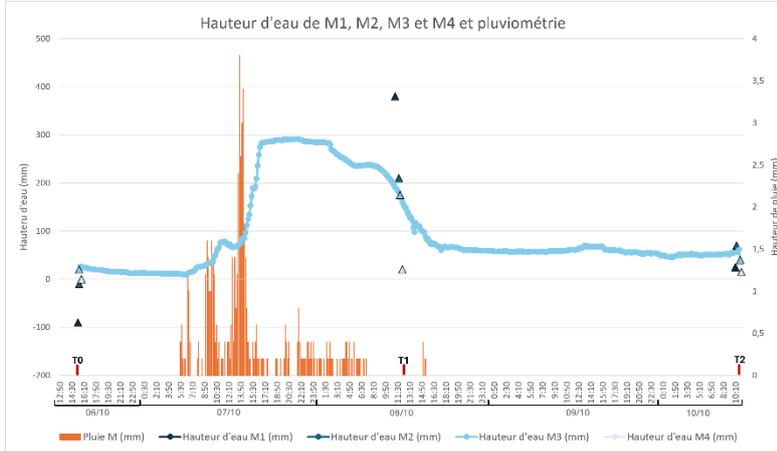


T1			
	MES (mg/l)	MES (g)	
V1	0	8,89	2,30
	R	130	NA
	50	16,1	4,18
V2	0	21,6	132
	R	185	NA
	50	23	32,3

T2			
	MES (mg/l)	MES (g)	
V1	0	2,67	0,33
	50	6,96	0,52
V2	0	7,82	21
	50	4,32	4,44

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

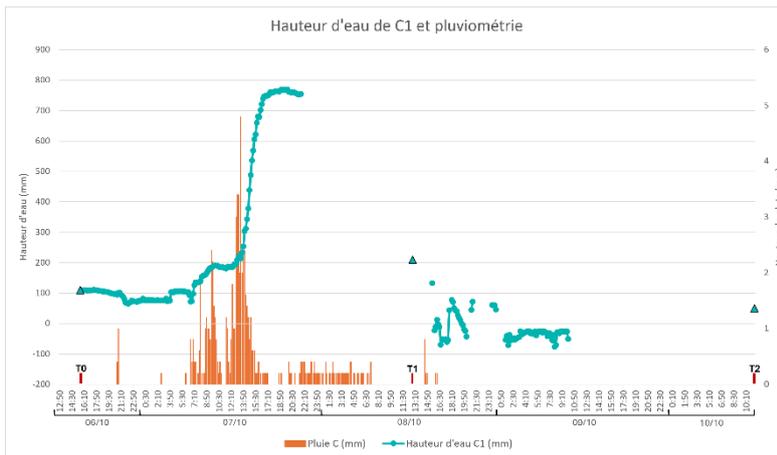
Secteur de Marieville



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	13,7
	R	54,4
	50	13,1
M2	0	11,7
	R	39,3
	50	11,9
M3	0	10,1
	R	35,6
	50	17,3
M4	0	39,6
	R	36,7
	50	26,3

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	4,77
	50	3,76
M2	0	2,17
	50	7,83
M3	0	12,9
	50	5,06
M4	0	244
	50	2,95

Secteur de Chambly

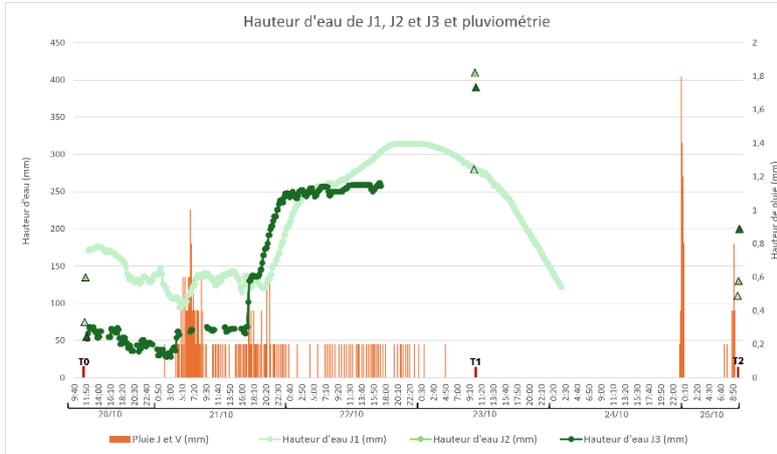


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	30,6
	R	51,8
	50	30,6

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	14,2
	50	28,6

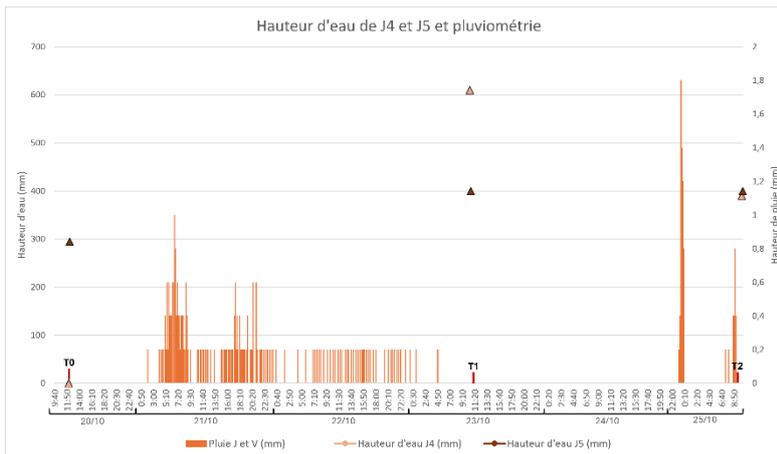
6^e pluie du 20/10/2023 au 25/10/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	6,36
	R	390
	50	4,27
J2	0	7,91
	R	155
	50	10,2
J3	0	9,55
	R	171
	50	10,1

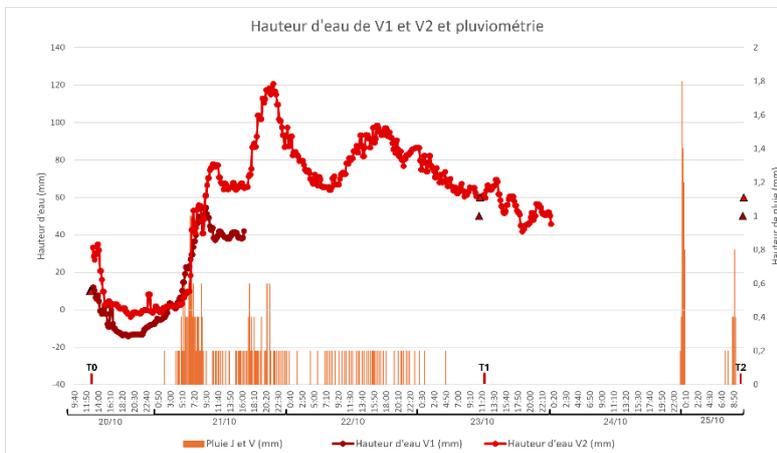
T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	11,1
	50	24,7
J2	0	5,17
	50	3,48
J3	0	6,67
	50	9,32



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	29,4
	R	91,3
	50	25,9
J5	0	13
	R	98,9
	50	3,76

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	63,9
	50	58,1
J5	0	25,2
	50	4,65

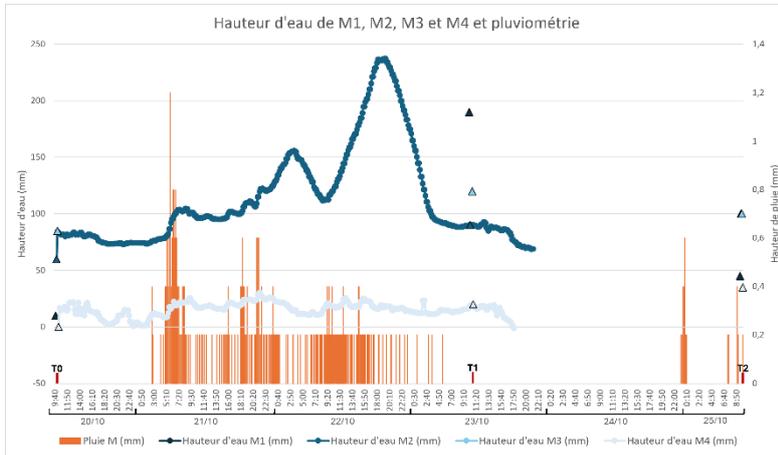
Secteur de Varennes



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	6,19
	R	47,4
	50	13,4
V2	0	10,9
	R	32,3
	50	9,89

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	7,13
	50	4,42
V2	0	6,90
	50	5,61

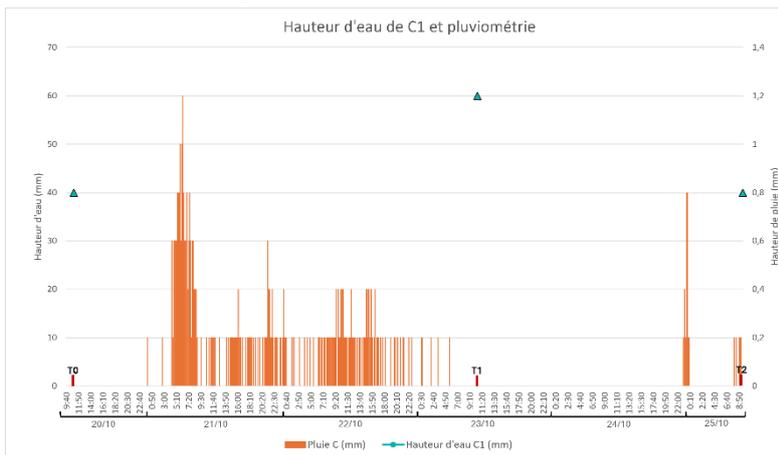
Secteur de Marieville



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	5,75	37,8
	R	14,7	NA
	50	7,82	11,7
M2	0	8,48	10,7
	50	7,19	11,6
M3	0	7,05	10,5
	R	7,50	NA
	50	4,09	9,14
M4	0	76,6	30,9
	R	11,3	NA
	50	15,4	12,6

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	8,74	11
	50	2,70	2,20
M2	0	4,49	2,72
	50	3,33	5,77
M3	0	48	71,7
	50	4,76	11,9
M4	0	11,4	3,54
	50	5,65	1,27

Secteur de Chambly

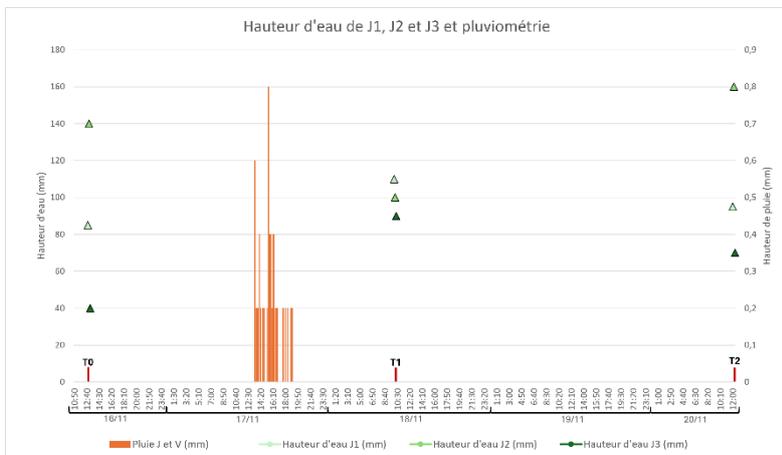


T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	12	19,3
	R	40,7	NA
	50	42,8	19,1

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	33,9	50,9
	50	58,7	49

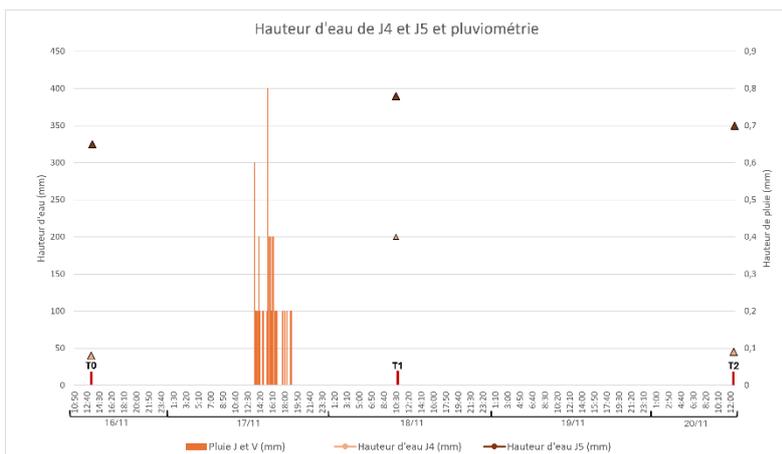
7^e pluie du 16/11/2023 au 20/11/2023

Secteur de Sainte-Julie



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	9,4
	R	293
	50	5,66
J2	0	5,98
	R	586
J3	0	13,3
	R	403
	50	26

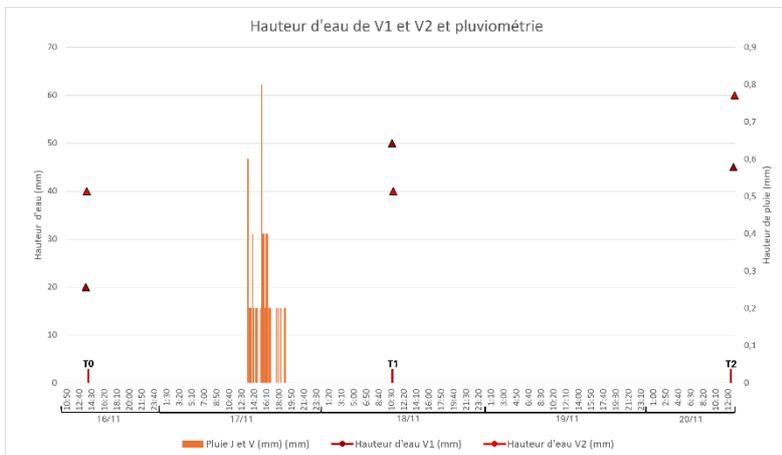
T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J1	0	7,91
	50	24,9
J2	0	6,67
	50	7,29
J3	0	48,5
	50	44,4



T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	46,4
	R	428
	50	39
J5	0	14,7
	R	423
	50	2,95

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
J4	0	27,8
	50	28,5
J5	0	11,4
	50	6,81

Secteur de Varennes

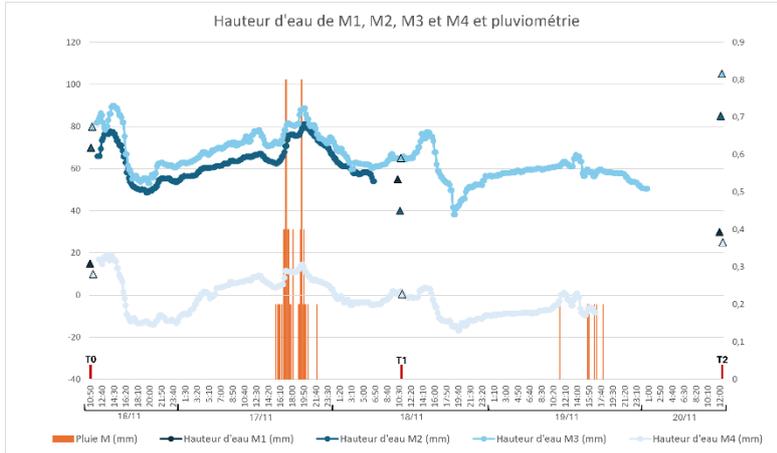


T1		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	3,76
	R	52,3
	50	3,75
V2	0	3,90
	R	43,7
	50	6,74

T2		
	MES (mg/l)	MES (g)
V1	0	3,81
	50	5,19
V2	0	6,28
	50	3,91

POTENTIEL ENVIRONNEMENTAL DES FOSSÉS DE DRAINAGE DU MINISTÈRE DES TRANSPORTS DU QUÉBEC

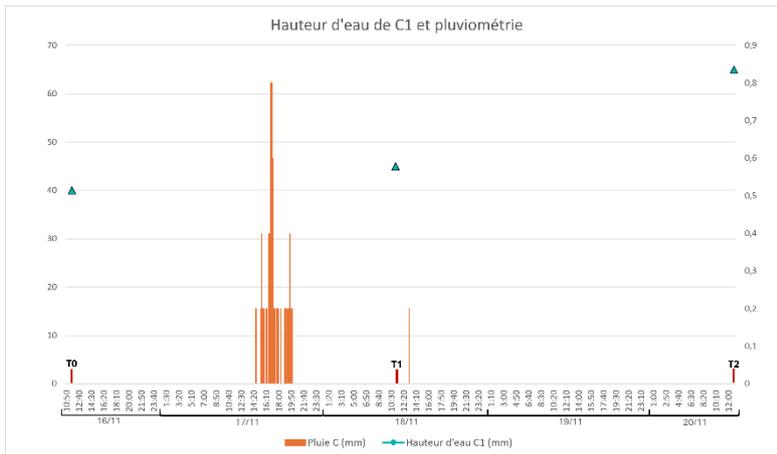
Secteur de Marieville



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	5,41	8,08
	R	45,8	NA
	50	1,80	1,86
M2	0	3,41	3,53
	50	2,30	2,90
M3	0	1,86	0,42
	50	2,82	4,21
M4	0	39,3	3,34
	50	23,9	5,38

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
M1	0	2,92	1,77
	50	4,10	1,65
M2	0	14	5,63
	50	1,63	3,64
M3	0	2,14	2,94
	50	1,80	2,90
M4	0	14,5	2,18
	50	14,1	8,50

Secteur de Chambly



T1			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	5,71	6,65
	R	254	NA
	50	38,9	24,8

T2			
		MES (mg/l)	MES (g)
C1	0	4,37	3,22
	50	8,74	14,1

ANNEXE R

**VALEURS ABERRANTES EXCLUES DES ANALYSES DE QUALITÉ DE L'EAU –
RUISSELLEMENT AUTOROUTIER (R)**

Les valeurs aberrantes ont été identifiées et exclues à l'aide d'une méthode statistique basée sur les scores Z modifiés et le MAD (Median Absolute Deviation). Contrairement à la méthode traditionnelle des scores Z, qui repose sur la moyenne et l'écart-type, cette approche utilise la médiane comme mesure centrale et le MAD comme indicateur de dispersion, offrant ainsi une meilleure robustesse face aux données fortement dispersées ou asymétriques. Le score Z modifié est calculé selon la formule suivante : $Z_{mod} = 0,6745 * (X - Médiane) / MAD$ où X représente la valeur observée. Les valeurs présentant un Z_{mod} supérieur à 4 en valeur absolue ont été considérées comme aberrantes. Cette méthode a permis une analyse fiable tout en limitant l'influence des valeurs extrêmes. Par ailleurs, les données inférieures aux limites de détection ont été exclues de ces tests afin d'éviter qu'elles n'influencent les résultats.

Pour le calcium, une valeur dépasse le score Z modifié :

- M4-R-T1_4^e pluie.

Cette valeur est certainement due à la pluie 4, de faible hauteur d'eau.

ANNEXE S

**VALEURS ABERRANTES EXCLUES DES ANALYSES DE QUALITÉ DE L'EAU –
EAU DE RUISSELLEMENT DE FOND DE FOSSÉ (T1 ET T2)**

Afin d'identifier les valeurs aberrantes et obtenir une base de données exploitable, la même statistique décrite en annexe R a été utilisée. Cependant, l'eau du fossé de drainage autoroutier est moins sujette à des problèmes de concentration. En effet, même lors de faible pluie, il y avait bien souvent assez d'eau dans le fossé pour avoir des concentrations cohérentes, à contrario de l'eau contenue dans les citernes. Le nombre d'échantillons d'eau du fossé est également deux fois supérieur au nombre d'échantillons d'eau dans la citerne. C'est pourquoi le score Z modifié sera de 5 et non de 4.

Pour les MES, une valeur dépasse ce seuil :

- J3-50-T1_4^e pluie.

Pour le pH, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J3-50-T1_4^e pluie;
- M3-50-T2_3^e pluie.

Pour la conductivité, une valeur dépasse ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie.

Pour le DO, une valeur dépasse ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie.

Pour la demande chimique en oxygène, 3 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J1-50-T2_1^{er} pluie;
- J3-50-T2_2^e pluie.

Pour l'azote total Kjeldahl, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- V2-0-T1_1^{er} pluie;
- V2-50-T2_2^e pluie.

Pour les nitrates, 4 valeurs dépassent ce seuil :

- J5-0-T1_1^{er} pluie;
- J5-0-T1_6^e pluie;
- J5-0-T2_6^e pluie;
- J5-0-T2_7^e pluie.

Pour l'orthophosphate, 42 valeurs qui concernaient la 7^e pluie ont été enlevées, car le seuil de détection était de 1 mg/l et non de 0,05 mg/l.

Pour les phosphores totaux, 3 valeurs dépassent ce seuil :

- C1-50-T1-4^e pluie;
- V2-0-T2_2^e pluie;
- C1-50-T2_4^e pluie

Pour l'arsenic, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J4-50-T2_2^e pluie.

Pour le cuivre, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J5-0-T2_6^e pluie.

Pour le fer, 4 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J4-0-T2_1^{er} pluie;
- J4-50-T2_2^e pluie;
- M1-0-T2_2^e pluie.

Pour le potassium, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J2-0-T1_4^e pluie;
- J2-0-T1_1^{er} pluie.

Pour le magnésium, 4 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- V1-0-T2_2^e pluie;
- C1-50-T2_5^e pluie;
- C1-0-T2_7^e pluie.

Pour le manganèse, 4 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J4-50-T2_1^{er} pluie;
- J4-50-T2_2^e pluie;
- J4-50-T2_4^e pluie.

Pour le sodium, une valeur dépasse ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie.

Pour le nickel, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J4-50-T2_6^e pluie.

Pour le zinc, 2 valeurs dépassent ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie;
- J4-50-T2_6^e pluie.

Pour les chlorures, une valeur dépasse ce seuil :

- J1-0-T1_4^e pluie.

ANNEXE T

**MOYENNE ET ÉCART-TYPE DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS
PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU PROVENANT DE LA ROUTE (R) PAR
SECTEUR**

	J	V	M	C
MES (mg/l)	396 (319)	193 (135)	53,4 (125)	150 (112)
pH	8,28 (0,34)	8,33 (0,2)	8,51 (0,32)	8,71 (0,17)
Conductivité (µS/cm)	280 (524)	98,6 (86)	111 (113)	137 (165)
DO (%)	56,5 (24)	54 (22)	59,2 (16,3)	59,8 (18,8)
DCO (mg/l)	135 (72)	69,7 (31,1)	60 (31,1)	80,7 (61,3)
ATK (mg/l)	2,08 (1,7)	3,14 (3,91)	1,07 (0,82)	1,2 (0,32)
NO₃⁻ (mg/l)	0,174 (0,11)	0,128 (0,084)	0,167 (0,101)	0,175 (0,092)
PO₄³⁻ (mg/l)	0,028 (0,012)	0,118 (0,103)	< 0,05	< 0,05
P total (mg/l)	0,391 (0,172)	0,435 (0,219)	0,111 (0,117)	0,307 (0,347)
As (mg/l)	0,003 (0,001)	0,002 (8,76E-04)	0,002 (3,06E-04)	< 0,003
Ca (mg/l)	36,8 (16)	20,5 (9,64)	16,6 (3,9)	29,4 (13,1)
Cu (mg/l)	0,042 (0,02)	0,017 (0,007)	0,004 (0,002)	0,011 (0,007)
Fe (mg/l)	7,96 (4,36)	2,79 (2,44)	0,958 (1,62)	2,49 (2,34)
Hg (mg/l)	8,28 ^{E-05} (3,35 ^{E-05})	7,50E-05 (2,64E-05)	5,63E-05 (1,69E-05)	<5E-04
K (mg/l)	3,38 (1,95)	2,11 (0,57)	0,856 (0,997)	1,18 (1,26)
Mg (mg/l)	4,98 (2,45)	2,3 (1,27)	1,42 (1,56)	3,2 (2,31)
Mn (mg/l)	0,24 (0,13)	0,131 (0,105)	0,043 (0,082)	0,085 (0,07)
Na (mg/l)	39,2 (67,1)	13,7 (20,9)	13,9 (28,3)	21,8 (42,3)
Ni (mg/l)	0,014 (0,006)	0,007 (0,005)	0,003 (0,002)	0,005 (0,004)
Pb (mg/l)	0,051 (0,025)	0,01 (0,008)	0,004 (0,001)	0,007 (0,004)
Zn (mg/l)	0,418 (0,197)	0,133 (0,082)	0,039 (0,018)	0,124 (0,095)
Cl (mg/l)	65,8 (125)	20,1 (35)	22,1 (46,6)	33,6 (68,3)
Hydrocarbures (mg/l)	0,929 (0,747)	0,94 (1,72)	0,485 (0,46)	0,833 (0,441)

ANNEXE U

RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE PLUIE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DE RUISSELLEMENT DE LA ROUTE (R)

Paramètre	Hauteur de pluie avant T1		Intensité		Intensité max		Période sèche		Durée de la pluie		Ecart pluie	
	Estimation	P-value	Estimation	P-value	Estimation	P-value	Estimation	P-value	Estimation	P-value	Estimation	P-value
MES	0,103	*	-0,142	> 0,1	-0,024	.	0,015	> 0,1	-0,163	***	-0,088	> 0,1
pH	0,149	**	-0,023	> 0,1	0,132	*	-0,245	***	0,157	*	-0,023	> 0,1
Conductivité	-0,035	**	-0,150	***	0,023	> 0,1	0,303	***	-0,316	***	0,180	***
DO	0,267	***	-0,167	.	0,129	> 0,1	-0,236	***	0,120	> 0,1	-0,284	> 0,1
DCO	0,077	> 0,1	-0,081	> 0,1	-0,104	> 0,1	0,188	*	-0,349	***	0,094	.
ATK	0,034	.	-0,060	> 0,1	-0,068	> 0,1	0,073	> 0,1	-0,103	> 0,1	0,219	***
NO ₃ ⁻	-0,090	*	-0,050	> 0,1	0,027	> 0,1	0,222	**	-0,422	***	0,203	***
PO ₄ ³⁻	0,145	> 0,1	0,023	> 0,1	0,057	> 0,1	0,056	> 0,1	0,042	> 0,1	0,044	> 0,1
P total	0,031	**	0,024	*	-0,291	***	-0,138	> 0,1	-0,204	***	0,154	> 0,1
As	0,161	**	-0,054	*	-0,028	> 0,1	0,079	> 0,1	-0,279	***	0,207	***
Ca	0,145	**	-0,009	> 0,1	-0,155	*	0,063	> 0,1	-0,260	***	0,071	> 0,1
Cu	0,043	> 0,1	-0,162	***	-0,013	> 0,1	0,313	***	-0,426	***	0,279	***
Fe	0,197	***	-0,138	***	-0,027	> 0,1	0,012	> 0,1	-0,402	***	0,246	***
Hg	0,016	> 0,1	-0,007	> 0,1	-0,111	> 0,1	-0,037	> 0,1	-0,190	**	-0,019	> 0,1
K	0,080	.	-0,426	> 0,1	-0,259	**	0,210	**	-0,343	***	0,124	> 0,1
Mg	0,176	***	-0,099	*	-0,126	> 0,1	0,071	> 0,1	-0,359	***	0,170	**
Mn	0,173	***	-0,085	*	-0,017	> 0,1	0,071	> 0,1	-0,358	***	0,155	*
Na	0,198	*	-0,190	***	-0,136	> 0,1	0,326	***	-0,454	***	0,385	***
Ni	0,257	***	-0,109	**	-0,001	> 0,1	-0,044	*	-0,321	***	0,209	***
Pb	0,104	*	-0,014	> 0,1	-0,036	> 0,1	-0,008	> 0,1	-0,182	**	0,062	> 0,1
Zn	0,172	***	-0,129	***	0,012	> 0,1	0,124	> 0,1	-0,397	***	0,164	**
Cl	0,162	> 0,1	-0,196	***	0,000	> 0,1	0,292	***	-0,446	***	0,361	***
Hydrocarbures	0,151	> 0,1	0,032	*	-0,117	***	-0,042	**	0,105	> 0,1	-0,056	*

Légende :

> 0,1	P-value > 0,01 : corrélation non significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation négative très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation négative faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation négative significative
***	P-value < 0,001 : corrélation négative très significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation positive très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation positive faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation positive significative
***	P-value < 0,001 : corrélation positive très significative

ANNEXE V

**MOYENNE ET ÉCART-TYPE DES CONCENTRATIONS DES DIFFÉRENTS
PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU DE FOND DE FOSSÉ À T1 PAR
SECTEUR**

	J	V	M	C
MES (mg/l)	19,6 (17,7)	10,8 (6,7)	12,3 (10,4)	29,5 (9,3)
pH	7,77 (0,2)	7,85 (0,14)	8,1(0,222)	8,39 (0,12)
Conductivité (µS/cm)	1371 (884)	1345 (368)	1398 (367)	1512 (604)
DO (%)	54 (16,6)	61,7 (9,39)	64,6 (13,1)	64,8 (11,1)
DCO (mg/l)	67,7 (88,8)	45,4 (12,2)	42,4 (12,5)	41,4 (12,5)
ATK (mg/l)	2,06 (2,16)	2,27 (2,33)	2,19 (2,07)	1,31 (0,61)
NO₃⁻ (mg/l)	0,157 (0,185)	0,015 (0,006)	0,02 (0,024)	0,016 (0,007)
PO₄³⁻ (mg/l)	0,031 (0,014)	0,05 (0,041)	< 0,05	0,029 (0,009)
P total (mg/l)	0,154 (0,241)	0,143 (0,07)	0,054 (0,037)	0,061 (0,026)
As (mg/l)	0,002 (4,80E-04)	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Ca (mg/l)	90,3 (51,5)	91,9 (17,2)	96 (9,91)	65,5 (20,7)
Cu (mg/l)	0,006 (0,004)	0,005 (0,004)	0,005 (0,003)	0,007 (0,003)
Fe (mg/l)	1,74 (1,55)	0,834 (0,513)	0,691 (0,538)	1,53 (0,82)
Hg (mg/l)	6,12E-05 (2,46E-05)	6,75E-05 (2,37E-05)	5,63E-05 (1,11E-05)	6,67E-05 (4,08E-05)
K (mg/l)	7,41 (3,36)	3,56 (0,85)	3,64 (0,623)	3,23 (0,47)
Mg (mg/l)	16,3 (9,24)	24,5 (5,79)	16,1 (3,07)	24,8 (11)
Mn (mg/l)	0,161 (0,223)	0,11 (0,061)	0,05 (0,077)	0,052 (0,021)
Na (mg/l)	290 (217)	273 (50,5)	273 (59,6)	321 (125)
Ni (mg/l)	0,005 (0,003)	0,004 (0,002)	0,004 (0,002)	0,005 (0,003)
Pb (mg/l)	0,006 (0,007)	0,004 (0,001)	0,004 (0,001)	0,004 (0,001)
Zn (mg/l)	0,017 (0,015)	0,011 (0,003)	0,011 (0,002)	< 0,02
Cl (mg/l)	455 (364)	425 (157)	423 (101,7)	484 (249)
Hydrocarbures (mg/l)	0,056 (0,02)	0,083 (0,072)	0,108 (0,239)	0,058 (0,013)

ANNEXE W

**CONCENTRATION DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES ANALYSÉS DANS L'EAU
CONTENUE DANS LE FOND DE FOSSÉ À T2 PAR SECTEUR**

	J	V	M	C
MES (mg/l)	14,9 (12,1)	6,79 (4,37)	12,1 (16,3)	27,6 (28,1)
pH	7,84 (0,19)	7,94 (0,19)	8,1 (0,21)	8,36 (0,17)
Conductivité (µS/cm)	1647 (935)	1654 (485)	1684 (358)	2124 (410)
DO (%)	58,1 (12,7)	64,3 (9,9)	67,2 (8,4)	71 (10,5)
DCO (mg/l)	54,2 (20,9)	44,4 (18,3)	41,5 (16,7)	35,3 (10)
ATK (mg/l)	1,27 (0,74)	1,2 (1,03)	1,77 (1,68)	0,9 (0,22)
NO₃⁻ (mg/l)	0,109 (0,17)	0,086 (0,148)	0,031 (0,059)	0,169 (0,222)
PO₄³⁻ (mg/l)	0,027 (0,006)	0,044 (0,036)	< 0,05	< 0,05
P total (mg/l)	0,09 (0,056)	0,122 (0,077)	0,042 (0,029)	0,043 (0,03)
As (mg/l)	0,002 (2,74E-04)	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Ca (mg/l)	113 (50)	124 (24)	111 (11)	94 (23)
Cu (mg/l)	0,006 (0,003)	0,005 (0,004)	0,006 (0,004)	0,013 (0,012)
Fe (mg/l)	1,04 (0,6)	0,674 (0,447)	0,728 (0,814)	0,528 (0,242)
Hg (mg/l)	5,92E-05 (1,39E-05)	5,75E-05 (1,21E-05)	5,63E-05 (1,33E-05)	5,42E-05 (1,02E-05)
K (mg/l)	8,14 (4,66)	3,54 (1,05)	3,39 (0,66)	3,35 (0,76)
Mg (mg/l)	21,1 (9,5)	37,1 (8,7)	23,2 (2,3)	40,8 (10,2)
Mn (mg/l)	0,246 (0,429)	0,476 (0,632)	0,097 (0,117)	0,057 (0,015)
Na (mg/l)	388 (227)	359 (71)	366 (60)	499 (114)
Ni (mg/l)	0,004 (0,001)	0,003 (0,001)	0,003 (0,001)	0,004 (0,001)
Pb (mg/l)	0,004 (0,001)	0,004 (0,001)	0,004 (0,001)	0,005 (0,001)
Zn (mg/l)	0,015 (0,012)	< 0,02	0,012 (0,004)	0,02 (0,012)
Cl (mg/l)	602 (425)	549 (173)	584 (157)	809 (211)
Hydrocarbures (mg/l)	0,096 (0,081)	0,063 (0,021)	0,095 (0,097)	0,054 (0,01)

ANNEXE X

RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE TOPOGRAPHIE DU SITE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DU FOND DE FOSSÉ À T1

Paramètres	<i>B^v</i>		Longueur talus		Pente talus		Largeur fossé		Pente fossé	
	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value
MES	-0,044	> 0,1	-0,050	> 0,1	-0,007	> 0,1	0,005	> 0,1	0,075	> 0,1
pH	0,070	> 0,1	-0,193	***	0,015	> 0,1	0,092	.	0,007	> 0,1
Conductivité	0,086	> 0,1	-0,180	**	-0,178	**	0,124	*	-0,154	> 0,1
DO	0,124	*	-0,192	***	-0,035	> 0,1	0,173	**	-0,015	> 0,1
DCO	-0,046	> 0,1	0,063	> 0,1	0,015	> 0,1	-0,004	> 0,1	0,104	> 0,1
ATK	-0,124	*	0,185	**	0,045	*	-0,038	> 0,1	0,029	> 0,1
NO ₃ ⁻	0,035	> 0,1	0,138	**	0,226	> 0,1	-0,060	***	0,043	> 0,1
PO ₄ ³⁻	-0,134	> 0,1	0,047	*	0,019	> 0,1			-0,195	.
P total	-0,133	***	0,176	**	-0,099	0,009	0,157	.	-0,136	> 0,1
As	0,045	> 0,1	0,004	> 0,1	0,057	> 0,1	-0,075	.	0,015	> 0,1
Ca	0,086	> 0,1	-0,065	> 0,1	-0,025	> 0,1	0,113	> 0,1	-0,012	> 0,1
Cu	0,010	> 0,1	-0,116	> 0,1	0,014	> 0,1	0,003	> 0,1	0,170	.
Fe	-0,115	**	0,024	> 0,1	-0,050	> 0,1	0,057	> 0,1	0,028	> 0,1
Hg	0,007	> 0,1	-0,046	> 0,1	-0,124	*	0,131	.	0,007	> 0,1
K	0,061	*	0,009	> 0,1	-0,101	*	-0,063	> 0,1	-0,415	***
Mg	0,007	> 0,1	-0,134	**	-0,207	***	0,262	***	-0,135	.
Mn	-0,013	> 0,1	0,062	> 0,1	-0,213	*	0,081	> 0,1	0,053	> 0,1
Na	0,080	> 0,1	-0,188	**	-0,208	**	0,125	*	-0,176	.
Ni	-0,015	> 0,1	-0,021	> 0,1	-0,027	> 0,1	-0,011	> 0,1	0,067	> 0,1
Pb	-0,021	> 0,1	0,092	.	0,100	> 0,1	0,061	> 0,1	-0,023	> 0,1
Zn	0,074	> 0,1	0,002	> 0,1	0,039	> 0,1	0,007	> 0,1	0,015	> 0,1
Cl	0,092	> 0,1	-0,180	**	-0,190	**	0,107	.	-0,210	*
Hydrocarbures	0,035	**	-0,103	.	-0,076	> 0,1	-0,098	> 0,1	0,047	> 0,1

Légende :

> 0,1	P-value > 0,01 : corrélation non significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation négative très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation négative faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation négative significative
***	P-value < 0,001 : corrélation négative très significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation positive très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation positive faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation positive significative
***	P-value < 0,001 : corrélation positive très significative

ANNEXE Y

RÉSULTATS DES MODÈLES LINÉAIRES MIXTES POUR LES PARAMÈTRES DE TOPOGRAPHIE DU SITE ET LES CONCENTRATIONS EN ÉLÉMENTS DANS L'EAU DU FOND DE FOSSÉ À T2

Paramètre	<i>B^v</i>		Longueur talus		Pente talus		Largeur fossé		Pente fossé	
	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value	Corrélation	P-value
MES	-0,096	**	0,129	.	0,052	> 0,1	-0,078	.	-0,097	> 0,1
pH	0,131	*	-0,312	***	-0,041	> 0,1	0,147	*	0,010	> 0,1
Conductivité	0,134	*	-0,239	***	-0,111	.	0,068	0,212	-0,161	.
DO	0,069	> 0,1	-0,220	***	0,040	> 0,1	0,135	*	-0,102	> 0,1
DCO	-0,062	> 0,1	0,198	**	0,009	> 0,1	-0,101	*	0,070	> 0,1
ATK	0,051	*	-0,037	> 0,1	0,106	*	-0,197	**	0,275	***
NO ₃ ⁻	-0,047	> 0,1	-0,039	> 0,1	-0,085	*	0,098	0,902	-0,041	> 0,1
PO ₄ ³⁻	-0,190	> 0,1	-0,056	> 0,1	-0,302	0,359			-0,364	> 0,1
P total	-0,162	***	0,247	***	-0,067	*	0,103	> 0,1	-0,196	*
As	0,016	> 0,1	0,048	> 0,1	0,083	> 0,1	-0,058	> 0,1	0,029	> 0,1
Ca	0,075	> 0,1	-0,067	> 0,1	-0,086	> 0,1	0,077	> 0,1	-0,193	.
Cu	0,040	> 0,1	-0,003	.	-0,017	> 0,1	-0,027	> 0,1	0,178	*
Fe	-0,212	***	0,272	***	0,034	> 0,1	-0,051	> 0,1	-0,118	> 0,1
Hg	-0,114	.	0,114	.	-0,005	> 0,1	0,020	> 0,1	-0,092	> 0,1
K	0,050	> 0,1	-0,068	> 0,1	-0,147	**	0,003	> 0,1	-0,431	***
Mg	0,069	> 0,1	-0,253	***	-0,223	**	0,198	***	-0,142	> 0,1
Mn	-0,106	> 0,1	0,135	**	-0,029	> 0,1	0,049	> 0,1	-0,036	> 0,1
Na	0,130	*	-0,218	***	-0,099	> 0,1	0,020	> 0,1	-0,140	> 0,1
Ni	-0,112	*	0,182	*	0,122	> 0,1	-0,080	*	0,113	> 0,1
Pb	-0,012	> 0,1	-0,031	> 0,1	-0,011	> 0,1	0,030	> 0,1	-0,088	> 0,1
Zn	-0,015	> 0,1	0,024	> 0,1	0,028	> 0,1	0,057	> 0,1	-0,047	> 0,1
Cl	0,127	*	-0,229	***	-0,118	.	0,043	> 0,1	-0,181	.
Hydrocarbures	0,140	**	-0,167	*	-0,024	0,384	-0,033	> 0,1	0,133	*

Légende :

> 0,1	P-value > 0,01 : corrélation non significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation négative très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation négative faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation négative significative
***	P-value < 0,001 : corrélation négative très significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation positive très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation positive faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation positive significative
***	P-value < 0,001 : corrélation positive très significative

ANNEXE Z

ESTIMATION ET P-VALUE POUR LES ÉLÉMENTS CONSTITUANT LA QUALITÉ DE L'EAU SELON L'ÉQUATION SUIVANTE : $T2 \sim R + (1 | Site) + (1 | Pluie)$

	Corrélation	P-value
MES	0,136	*
pH	-0,111	> 0,1
Conductivité	0,214	*
DO	0,012	> 0,1
DCO	0,222	*
ATK	0,009	> 0,1
NO ₃ ⁻	-0,101	*
PO ₄ ³⁻	-0,292	***
P total	0,264	*
As	-0,074	> 0,1
Ca	-0,123	> 0,1
Cu	-0,006	> 0,1
Fe	0,177	*
Hg	-0,010	> 0,1
K	0,168	*
Mg	-0,110	> 0,1
Mn	0,009	*
Na	0,092	> 0,1
Ni	0,098	> 0,1
Pb	0,030	> 0,1
Zn	-0,059	> 0,1
Cl	0,045	> 0,1
Hydrocarbures	-0,009	> 0,1

Légende :

> 0,1	P-value > 0,01 : corrélation non significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation négative très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation négative faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation négative significative
***	P-value < 0,001 : corrélation négative très significative
.	P-value comprise entre 0,1 et 0,05 : corrélation positive très faiblement significative
*	P-value comprise entre 0,05 et 0,01 : corrélation positive faiblement significative
**	P-value comprise entre 0,01 et 0,001 : corrélation positive significative
***	P-value < 0,001 : corrélation positive très significative

ANNEXE AA
VALEURS DES DIFFÉRENTS CRITÈRES DU MELCCFP (ACCESSIBLE SUR
[HTTPS://WWW.ENVIRONNEMENT.GOUV.QC.CA/EAU/CRITERES_EAU/INDEX.A](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.a)
SP)

	<i>Critères de prévention de la contamination (organismes aquatiques) seulement</i>	<i>Valeur aiguë final à l'effluent</i>	<i>Protection de la vie aquatique (aiguë)</i>	<i>Protection de la vie aquatique (chronique)</i>
<i>MES (mg/l)</i>	/	/	25	5
<i>pH</i>	/	/	6,5 à 9	6,5 à 9
<i>Conductivité (µS/cm)</i>	/	/	/	/
<i>DO (%)</i>	/	/	/	54
<i>DCO (mg/l)</i>	/	/	/	3
<i>ATK (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>NO₃⁻ (mg/l)</i>	/	124	/	/
<i>PO₄³⁻ (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>P total (mg/l)</i>	/	/	/	0,03
<i>As (mg/l)</i>	0,021	0,068	0,34	0,15
<i>Ca (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>Cu (mg/l)</i>	/	0,028	0,014	0,0093
<i>Fe (mg/l)</i>	/	6,9	3,4	1,3
<i>Hg (mg/l)</i>	0,0000018	0,0032	0,0016	0,00091
<i>K (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>Mg (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>Mn (mg/l)</i>	/	8,3	4,2	1,9
<i>Na (mg/l)</i>	/	/	/	/
<i>Ni (mg/l)</i>	4,6	0,94	0,47	0,052
<i>Pb (mg/l)</i>	/	0,16	0,082	0,0032
<i>Zn (mg/l)</i>	2,6	0,24	0,12	0,12
<i>Cl (mg/l)</i>	/	640	320	120
<i>Hydrocarbures (mg/l)</i>	/	0,22	0,11	0,011