

Université de Montréal

Distribution et rétention des sels de déglacement dans des sols
en bordure d'une autoroute

par
Nicolas Forget

Département de Géographie
Faculté des arts et des sciences – Secteur des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de Maîtrise en sciences

Juin, 2005

© Nicolas Forget, 2005



G
59
U54
2005
V.007

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Distribution et rétention des sels de déglacement dans des sols
en bordure d'une autoroute

présenté par :

Nicolas Forget

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Pierre André

président-rapporteur

François Courchesne

directeur de recherche

Paul Comtois

membre du jury

Résumé

Au Québec, l'utilisation de sels tels le chlorure de sodium et le chlorure de calcium pour déglacer les routes est une pratique courante depuis les années cinquante et les impacts environnementaux qui découlent de l'utilisation de ces sels sont connus depuis de nombreuses années. Dans le cadre de cette étude, nous avons montré comment les concentrations en sodium (Na) et en chlore (Cl) varient spatialement et temporellement dans des sols situés à différentes distances par rapport à l'autoroute 15 en plus de constater quels sont les principaux facteurs qui semblent en influencer la rétention. Au niveau des variations spatiales, même si les concentrations en Na et Cl ne diminuent pas toujours graduellement avec l'augmentation de la distance à la route, les concentrations en Na et Cl sont généralement plus élevées au niveau des sols situés à 2 et 8 m de la route qu'à 33 m de celle-ci. Tel que souligné dans la littérature, cette distribution suggère que les sols situés à proximité d'une route déglacée sont influencés par les sels de déglçage. À l'intérieur des profils de sols, la distribution des concentrations en Na et Cl semble dépendre de la nature des sols. En raison de l'homogénéité des horizons des profils situés à 33 m de la route et du fait qu'ils ne reçoivent pas ou très peu de sels, les concentrations en Na et Cl diminuent avec l'augmentation de la profondeur. À 2 et 8 m de la route, les sols sont lessivés par de grandes quantités de sels et sont composés d'horizons de diverses natures mis en place par l'homme lors de la construction de l'autoroute. De granulométries différentes, ces horizons présentent diverses capacités de rétention des produits de la dissociation des sels. Ceci favorise une distribution hétérogène des concentrations en Na et Cl. Ainsi, nous avons constaté que les horizons dont les contenus en argiles sont les plus élevés présentent généralement les contenus en Na et Cl les plus élevés parce que leurs capacités d'échanges ioniques sont supérieures. Au niveau des variations temporelles, les concentrations en Na et Cl varient dans le temps, en étant de façon générale plus élevées au printemps qu'en automne, et ce, principalement au niveau des profils situés à 2 et 8 m de la route.

Mots clés : sels de déglçage, sol, rétention, distribution spatiale, autoroute, chlorure de sodium, chlorure de calcium.

Summary

In Quebec, the use of deicing salts such as sodium chloride and calcium chloride is a common practice since the 1950's and the environmental impacts that result have been known for many years. In this study, we have shown how the concentrations in sodium (Na) and chloride (Cl) vary in space and time in soils located at different distances near the highway 15 and noted what factors could explain the retention of those salts in the soils. Regarding the spatial distribution, even if the concentrations of Na and Cl do not gradually diminish with the augmentation of the distance between the soil and the source of salt (highway 15), the concentrations of Na and Cl are generally higher in the soils located at 2 and 8 m from the highway than in the soils located at 33 m. As mentioned in past studies, this distribution suggests that soils located near a de-iced road are impacted by de-icing salts. Within the soil profiles, the Na and Cl concentrations seem to depend upon the nature of the soil. Because of the homogeneity of the soils located at 33 m from the highway and because these soils do not receive de-icing salts, the Na and Cl concentrations tend to diminish with the profiles depth. At 2 and 8 m from the highway, the soils are affected by de-icing salts and are composed of horizons of different nature that were put in place by man at the time the highway was constructed. Being composed of different size materials, these horizons have different Na and Cl retention potential. We have noticed that the horizons having the highest clay content were the ones that generally presented the highest Na and Cl concentrations, and thus, because of their higher ion-exchange capacity. Regarding the variations that occur during time, the Na and Cl concentrations are mostly higher in spring than in autumn, and thus, mainly in the soils located at 2 and 8 m from the highway.

Key words : Deicing salts, soil, retention, spatial distribution, highway, sodium chloride, calcium chloride.

| | |
|--|-------------|
| LISTE DES FIGURES..... | IX |
| LISTE DES TABLEAUX..... | XI |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS..... | XV |
| DÉDICACE..... | XVI |
| REMERCIEMENTS..... | XVII |
| | |
| CHAPITRE 1 : INTRODUCTION | 1 |
| 1.1 Historique de l'utilisation des sels de déglacage | 1 |
| 1.2 Les produits utilisés | 3 |
| 1.2.1 Les abrasifs | 3 |
| 1.2.2 Les sels et autres produits | 3 |
| Chlorure de sodium..... | 5 |
| Chlorure de calcium..... | 5 |
| Autres produits et mélanges de produits..... | 8 |
| 1.3 Les quantités épandues..... | 8 |
| 1.4 Les produits alternatifs..... | 10 |
| 1.5 Problématique | 12 |
| 1.6 Structure du mémoire..... | 14 |
| | |
| CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE | 15 |
| 2.1 Le cheminement du sel dans l'environnement..... | 16 |
| 2.2 Les impacts | 17 |
| 2.2.1 La détérioration des ouvrages de béton et la corrosion des véhicules et des canalisations souterraines..... | 19 |
| La détérioration des ouvrages de béton et de ciment..... | 19 |
| La corrosion des véhicules..... | 20 |
| La corrosion des canalisations souterraines..... | 21 |
| 2.2.2 La contamination de l'eau..... | 22 |
| L'eau de surface..... | 23 |
| Augmentation des concentrations en sels | 23 |

| | |
|--|-----------|
| Impacts sur la faune et la flore aquatique | 25 |
| Changements dans la dynamique lacustre | 26 |
| L'eau souterraine | 27 |
| 2.2.3 La contamination des sols | 30 |
| Les sols affectés par les sels..... | 31 |
| Les impacts | 32 |
| Modification des propriétés chimiques et physiques des sols | 32 |
| <i>Hausse du pH</i> | 33 |
| <i>Hausse de la conductivité électrique</i> | 35 |
| <i>Lessivage ionique</i> | 36 |
| <i>Détérioration de la structure</i> | 36 |
| Variations des concentrations en sels dans les sols | 39 |
| Variations spatiales | 39 |
| <i>Variations sur l'axe vertical</i> | 39 |
| <i>Variations sur l'axe horizontal</i> | 40 |
| Variations temporelles | 41 |
| Variations spatio-temporelles | 44 |
| 2.2.4 Intoxication de la végétation..... | 44 |
| 2.2.5 Intoxication de la faune..... | 48 |
| 2.3 Objectifs de recherche..... | 49 |
| | |
| CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE..... | 51 |
| 3.1 Sites à l'étude | 51 |
| 3.2 Stratégie d'échantillonnage..... | 54 |
| 3.3 Caractérisation des sols..... | 56 |
| 3.3.1 La préparation des échantillons..... | 57 |
| 3.3.2 La mesure du pH dans l'eau..... | 57 |
| 3.3.3 La conductivité électrique..... | 57 |
| 3.3.4 Le contenu en carbone organique | 58 |
| 3.3.5 La mesure des concentrations en Na, Ca, Cl, Mg, SO ₄ | 58 |
| 3.3.6 L'analyse granulométrique | 59 |
| 3.3.7 L'identification des minéraux argileux par diffraction des rayons-X..... | 59 |
| 3.4 Traitements statistiques..... | 59 |
| | |
| CHAPITRE 4 : RÉSULTATS | 61 |
| 4.1 Introduction..... | 61 |
| 4.2 Variations spatiales | 62 |

| | | |
|-------------------------------------|---|-----------|
| 4.2.1 | Variations spatiales le long de l'axe horizontal | 62 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 62 |
| | Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 | 64 |
| 4.2.2 | Variations spatiales le long de l'axe vertical | 67 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 67 |
| | Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 | 69 |
| 4.3 | Variations temporelles | 73 |
| 4.3.1 | Variations temporelles le long de l'axe horizontal | 73 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 73 |
| | Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 | 75 |
| 4.3.2 | Variations temporelles le long de l'axe vertical..... | 78 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 78 |
| | Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 | 80 |
| CHAPITRE 5 : DISCUSSION..... | | 84 |
| 5.1 | Variations spatiales | 84 |
| 5.1.1 | Variations spatiales le long de l'axe horizontal | 84 |
| | Variations des concentrations moyennes en Na et Cl..... | 84 |
| | Variations des valeurs moyennes de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 | 87 |
| 5.1.2 | Variations spatiales le long de l'axe vertical | 90 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 90 |
| | Variations des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 | 94 |
| 5.2 | Variations temporelles..... | 95 |
| 5.2.1 | Variations spatiales le long de l'axe horizontal | 95 |
| | Variations des concentrations moyennes en Na et Cl..... | 96 |
| | Variations des valeurs moyennes de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 | 97 |
| 5.2.2 | Variations temporelles le long de l'axe vertical | 98 |
| | Variations des concentrations en Na et Cl | 98 |

Variations des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique
et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 100

CONCLUSION 101

BIBLIOGRAPHIE.....107

Liste des figures

| | | |
|-------------|--|----|
| Figure 1 : | Quantités de sels (NaCl) vouées au déglacage des routes des États-Unis. | 2 |
| Figure 2 : | Pénétration moyenne de certains déglacants à $-3,89^{\circ}\text{C}$ | 6 |
| Figure 3 : | Pénétration moyenne de certains déglacants à $-6,67^{\circ}\text{C}$ | 6 |
| Figure 4 : | Pénétration moyenne de certains déglacants à $-9,44^{\circ}\text{C}$ | 7 |
| Figure 5 : | Pénétration moyenne de certains déglacants à -15°C | 7 |
| Figure 6 : | Distribution des coûts liés à l'utilisation d'une tonne de NaCl. | 15 |
| Figure 7 : | Le cheminement des sels déglacants dans l'environnement et les impacts associés. | 17 |
| Figure 8 : | Variations des concentrations Cl le long du ruisseau Billy Mack. | 24 |
| Figure 9 : | Évolution des concentrations en chlorures dans le Lac-à-la-Truite, 1972-1998..... | 25 |
| Figure 10 : | Stratification d'un lac et mélange vertical des eaux (température en Celsius) | 26 |
| Figure 11 : | Échelle de pH..... | 34 |
| Figure 12 : | Images (microscope à balayage électronique) d'un sol après des traitements : (a) calcium, (b) eau, et (c) sodium. | 38 |
| Figure 13 : | Variations spatiales des concentrations en chlore et sodium dans des sols situés en bordure d'une autoroute. | 41 |
| Figure 14 : | Variations temporelles des concentrations en chlore et sodium dans des sols situés en bordure d'une autoroute. | 42 |
| Figure 15 : | Concentrations en sodium dans des sols situés en bordure de « Maine Turnpike et l'Interstate 95» pour 5 épisodes de déglacage..... | 43 |
| Figure 16 : | Concentrations en sodium le long de l'Interstate 95 à Stillwater, Maine, avant et après une saison de déglacage. | 44 |
| Figure 17 : | Effet des aérosols sur la végétation (cèdre) – côté exposé aux aérosols provenant d'une route (face à la circulation). | 46 |
| Figure 18 : | Effet des aérosols sur la végétation (cèdre) – côté non-exposé aux aérosols provenant d'une route (dos à la circulation). | 46 |
| Figure 19 : | Région des Laurentides (en jaune)..... | 51 |
| Figure 20 : | Occupation du sol dans la région des Laurentides..... | 52 |
| Figure 21 : | Sites localisés dans la Plaine du Saint-Laurent..... | 53 |
| Figure 22 : | Sites localisés dans le Bouclier Canadien..... | 53 |
| Figure 23 : | Stratégie d'échantillonnage..... | 56 |

| | | |
|-------------|--|----|
| Figure 24 : | Valeurs moyennes moyennes de pH_{eau} pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 65 |
| Figure 25 : | Contenus moyens en carbone organique pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 65 |
| Figure 26 : | Valeurs moyennes de conductivité électrique pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 66 |
| Figure 27 : | Concentrations moyennes en Ca pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 66 |
| Figure 28 : | Concentrations moyennes en Mg pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 67 |
| Figure 29 : | Concentrations moyennes en SO_4 pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects..... | 67 |
| Figure 30 : | Faible affinité du Cl^- avec les particules de sol..... | 86 |
| Figure 31 : | Saturation du complexe d'échange en Na^+ et désorption en H^+ | 88 |
| Figure 32 : | Classes granulométriques des horizons d'un profil de sol situé à 33 m de l'autoroute 15 dans la Plaine du Saint-Laurent – côté ouest..... | 91 |
| Figure 33 : | Classes granulométriques des horizons d'un profil de sol situé à 2 m de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien – côté ouest | 92 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1 : Sels de voirie et produits chimiques d'entretien des routes..... | 4 |
| Tableau 2 : Comparaison des coûts de divers déglacants..... | 8 |
| Tableau 3 : Taux annuels moyens d'épandage de sels déglacants dans diverses régions de l'Amérique du Nord..... | 9 |
| Tableau 4 : Moyenne d'épandage par niveau de service routier..... | 10 |
| Tableau 5 : Charges totales en NaCl sur les routes, hiver 1997-1998. | 13 |
| Tableau 6 : Facteurs qui influencent les concentrations de sels (Na et Cl) mesurées dans un milieu. | 18 |
| Tableau 7: Concentrations de sels en provenance de diverses sources..... | 18 |
| Tableau 8 : Facteurs qui influencent la distance parcourue par l'eau de fonte..... | 19 |
| Tableau 9 : Corrosivité naturelle du sol..... | 22 |
| Tableau 10 : Influence des facteurs sur l'infiltrabilité..... | 28 |
| Tableau 11 : Concentrations en sodium et en chlore pour 100 puits aléatoirement choisis en bordure de plusieurs autoroutes du Maine. | 30 |
| Tableau 12 : Caractéristiques des sols salins, salins-sodiques et sodiques..... | 31 |
| Tableau 13 : Surface spécifique et CEC de certains minéraux argileux..... | 32 |
| Tableau 14 : Classification des sols à risque par rapport à l'infiltration de sels de déglacage..... | 32 |
| Tableau 15 : Conductivités électriques moyennes et concentrations moyennes de sodium et de chlore pour des échantillons de sols collectés sur huit périodes d'échantillonnage, entre 9 et 21 pieds (3 pieds d'intervalle) de la route et à des profondeurs variant entre 0 et 12 pouces (intervalle de 3 pouces)..... | 35 |
| Tableau 16 : Tolérance aux sels de certaines espèces d'arbres..... | 47 |
| Tableau 17 : Contenu en chlore et sodium dans les feuilles et les tiges des érables argentés du côté est et ouest de la U.S. 7. | 48 |
| Tableau 18 : Extraction de solution de sols. | 58 |
| Tableau 19 : Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace : effet de la distance et effet de la distance par transect – Novembre 1999..... | 62 |
| Tableau 20 : Variations spatiales des concentrations moyennes ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Na pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. | 63 |

| | | |
|--------------|--|----|
| Tableau 21 : | Variations spatiales des concentrations moyennes ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Cl pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. | 64 |
| Tableau 22 : | Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace : effet de l'horizon par la distance par le transect – Novembre 1999. | 68 |
| Tableau 23 : | Variations spatiales des concentrations ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Na le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 68 |
| Tableau 24 : | Variations spatiales des concentrations ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Cl le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 69 |
| Tableau 25 : | Variations spatiales des valeurs de pH_{eau} le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 70 |
| Tableau 26 : | Variations spatiales des valeurs de conductivité électrique ($\mu\text{S cm}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 70 |
| Tableau 27 : | Variations spatiales des contenus en carbone organique (%) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 71 |
| Tableau 28 : | Variations spatiales des concentrations en Ca ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 71 |
| Tableau 29 : | Variations spatiales des concentrations en Mg ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999. | 72 |
| Tableau 30 : | Variations spatiales des concentrations en SO_4 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 le long de quatre transects – Novembre 1999. | 72 |
| Tableau 31 : | Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace et le temps : effet de la saison par la distance et par le transect – Novembre 1999 et Mai 2000. | 73 |
| Tableau 32 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Na ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent... | 74 |
| Tableau 33 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Cl ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent... | 74 |

| | | |
|--------------|---|----|
| Tableau 34 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Na et Cl ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien pour trois périodes d'échantillonnage. | 75 |
| Tableau 35 : | Variations spatio-temporelles des valeurs moyennes de pH_{eau} dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 76 |
| Tableau 36 : | Variations spatio-temporelles des valeurs moyennes de conductivité électrique ($\mu\text{S cm}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent..... | 76 |
| Tableau 37 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Ca ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent... .. | 77 |
| Tableau 38 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Mg ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent... .. | 77 |
| Tableau 39 : | Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en SO_4 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent... .. | 78 |
| Tableau 40: | Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace et le temps : effet de la saison par l'horizon par la distance et par le transect – Novembre 1999 et Mai 2000..... | 78 |
| Tableau 41 : | Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 2 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 79 |
| Tableau 42 : | Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 8 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 79 |
| Tableau 43 : | Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 33 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 80 |
| Tableau 44 : | Variations spatio-temporelles des valeurs de pH_{eau} le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 80 |
| Tableau 45 : | Variations spatio-temporelles des valeurs de conductivité le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 81 |
| Tableau 46 : | Variations spatio-temporelles des concentrations en Ca le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. | 82 |

- Tableau 47 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Mg le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. 82
- Tableau 48 : Variations spatio-temporelles des concentrations en SO₄ le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. 83

Liste des sigles et abréviations

| | | | |
|-------------------|--|-------------------|---------------------------------|
| °C | Degré Celsius | $m^2 cm^{-3}$ | Mètre carré par centimètre cube |
| \$ | Dollar | mg | Milligramme |
| \$CAN | Dollar canadien | $m^2 g^{-1}$ | Mètre carré par gramme |
| \$US | Dollar américain | Mg | Magnésium |
| % | Pourcent | $mg Cl L^{-1}$ | Milligramme de chlore par litre |
| Ωcm^{-1} | Ohm par centimètre | $mg L^{-1}$ | Milligramme par litre |
| AAS | Spectromètre d'absorption atomique | $mg Na L^{-1}$ | Milligramme de sodium par litre |
| Ca | Calcium | ml | Millilitre |
| CaCl ₂ | Chlorure de calcium | mm | Millimètre |
| Cd | Cadmium | $mmol kg^{-1}$ | Millimole par kilogramme |
| CE | Conductivité électrique | Na | Sodium |
| CEA | Capacité d'échange anionique | NaCl | Chlorure de sodium |
| CEC | Capacité d'échange cationique | Ni | Nickel |
| Cl | Chlore | OH ⁻ | Hydroxyde |
| cm | Centimètre | pH | Potentiel hydrogène |
| cm ² | Centimètre carré | pH _{eau} | pH extrait dans l'eau |
| CMA | Acétate mixte de calcium et de magnésium | Pb | Plomb |
| $cmol kg^{-1}$ | Centimoles de charge par kg de sol | ppm | Partie par million |
| Cr | Chrome | SO ₄ | Sulfate |
| Cu | Cuivre | μm | Micromètre |
| DRX | Diffraction aux rayons X | $\mu mol kg^{-1}$ | Micromole par kilogramme |
| ESP | Pourcentage de sodium échangeable | $\mu S cm^{-1}$ | Micro Siemens par centimètre |
| Fe | Fer | | |
| g | Gramme | | |
| H ⁺ | Cation hydrogène | | |
| H ₂ O | Eau | | |
| K | Potassium | | |
| KCl | Chlorure de potassium | | |
| kg | Kilogramme | | |
| $kg cm^{-2}$ | Kilogramme par centimètre carré | | |
| km | Kilomètre | | |
| $kg km^{-1}$ | Kilogramme par kilomètre | | |
| L | Litre | | |
| m | Mètre | | |
| M | Mole | | |

Dédicace

Je tiens à prendre ces quelques lignes
pour dédier ce travail à mes parents
qui m'ont appris le sens du mot
persévérance

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche, M François Courchesne, pour sa patience maintenant légendaire et son support moral qui s'est avéré crucial en de nombreux moments.

Je tiens aussi à remercier Mme Marie-Claude Turmel pour ses conseils, sa disponibilité et son support technique sans faille.

Je voudrais dire un gros merci à M Jacques Langlois pour son aide plus que précieuse lors de ces derniers moments de rédaction.

J'aimerais aussi remercier mes parents pour leur support financier et moral tout au long de mes études.

Je ne pourrais passer sous silence l'amitié et la confiance de M Alain Dufresne. Mes remerciements ne pourront jamais valoir l'opportunité professionnelle que tu m'as offerte il y a maintenant trois ans ainsi que les nombreux conseils et encouragements.

Finalement, j'aimerais me féliciter pour avoir suivi les précieux conseils des gens que je viens de citer.

1.1 Historique de l'utilisation des sels de déglacage

Dans le but d'assurer la sécurité des usagers et de garantir le transport des biens, les organismes gouvernementaux dont les territoires sont exposés à des conditions climatiques hivernales rigoureuses utilisent chaque année de grandes quantités de sels et abrasifs. Les techniques et produits aujourd'hui utilisés sont le résultat d'une évolution ayant débutée au cours du dix-neuvième siècle.

Dès 1860, les techniques de déneigement subissent d'importantes modifications. Les routes n'étant pas encore la voie la plus efficace pour le transport des marchandises, c'est par l'entremise du transport ferroviaire que l'amélioration des techniques de déneigement se manifeste. Ainsi, divers appareils furent tour à tour inventés afin de faciliter le déneigement des rails, tâche qui était jadis exécutée par l'homme. On note alors l'apparition d'immenses lames d'acier en V (1866) et de pales rotatives (1884) placées à l'avant des locomotives visant à jouer le rôle des premières souffleuses à neige. Pendant ce temps, le déneigement des rues s'effectuait toujours à l'aide de chevaux, auxquels de petites lames en V étaient attelées (Minsk, 1970).

Au début du vingtième siècle, l'automobile fait son apparition et le réseau routier se développe. Ne suffisant plus à la tâche, les chevaux sont progressivement remplacés par des camions et tracteurs à l'avant desquels ces mêmes lames en V sont installées. De plus, des abrasifs (sables et cendres) sont épandus. Les chevaux vont toutefois demeurer les principaux outils de déneigement jusqu'à la fin des années vingt. Depuis, les techniques de déneigement, ou du moins le principe, sont demeurées quasiment inchangées (Minsk, 1970). Comparativement aux sables et aux cendres, l'intérêt pour les sels de voirie ne se manifeste que beaucoup plus tard. C'est au cours de l'une des premières conférences sur le déneigement, se déroulant à Philadelphie en 1914, que l'on souligne l'utilisation du NaCl pour le déglacage des routes de la France et de l'Angleterre. Toutefois, étant donné que les précipitations de neiges en Amérique du Nord sont beaucoup plus abondantes, on soutient que cette

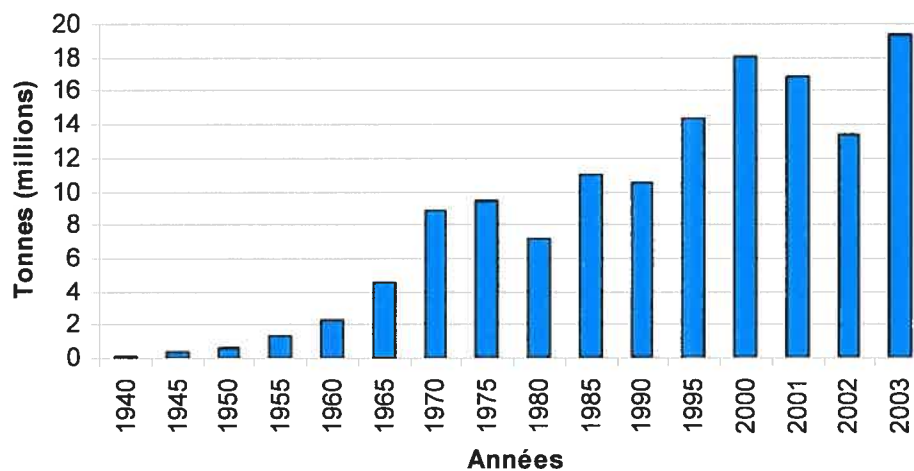
pratique ne pourrait y être appliquée (Water Resources Branch, 1974). Malgré tout, l'utilisation des sels se popularise lentement aux États-Unis, et ce, plus particulièrement dans les États de la Nouvelle-Angleterre où les conditions hivernales sont plus rigoureuses (National Research Council, 1991). Contrairement à aujourd'hui, les sels épandus à cette époque sont mélangés avec des abrasifs (sables et cendres). Cette technique va demeurer la plus utilisée jusqu'à la fin des années trente (Water Resources Branch, 1974 ; National Research Council, 1991).

Ce n'est qu'au cours de l'hiver 1941-1942 que l'État du New Hampshire, premier à le faire, adopte les sels. Après la seconde guerre mondiale, à cause de l'étalement du réseau routier, de l'expansion démographique et de l'augmentation du nombre de véhicules, les quantités de sels épandues doublent chaque cinq ans pendant les années cinquante et soixante pour ensuite continuer à augmenter (figure 1).

Figure 1 : Quantités de sels (NaCl) vouées au dégivrage des routes des États-Unis.

Source : L'Institut du sel, 2004

www.saltinstitute.org



1.2 Les produits utilisés

1.2.1 Les abrasifs

Même si l'utilisation des abrasifs a beaucoup diminué depuis les années cinquante (National Research Council, 1991), il n'en demeure pas moins qu'employés seuls ou mélangés aux sels de voirie, ceux-ci présentent de nombreux avantages. Les abrasifs : **(a)** engendrent une augmentation immédiate de la traction ; **(b)** favorisent une diminution de l'utilisation des sels ; **(c)** ne se solidifient pas en présence d'un faible pourcentage d'humidité ; **(d)** sont peu coûteux ; **(e)** sont moins balayés hors de la route par le passage des véhicules et par le vent ; **(f)** peuvent être récupérés au printemps ; **(g)** sont très faciles à entreposer, à épandre et à manipuler ; et **(h)** sont efficaces à des températures inférieures à celles auxquelles l'on utilise les sels (Water Resources Branch, 1974 ; Keyser, 1973). Par contre, seuls, ils ne font pas fondre la glace et une accumulation d'abrasifs complique le nettoyage printanier des routes, entraîne l'étouffement de la végétation de bords de routes, l'envasement des cours d'eau, l'obturation des égouts et la formation de poussières (Salt Institute, 2004).

1.2.2 Les sels et autres produits

Pour être efficace, un déglacant doit : **(a)** abaisser le point de congélation de l'eau ; **(b)** faire fondre la neige et la glace le plus rapidement possible ; **(c)** briser le lien entre la glace et la route ; **(d)** ne pas engendrer d'effet lubrifiant sur la route ; **(e)** être disponible en grandes quantités et à faible coût ; **(f)** être facile à manipuler et à entreposer ; **(g)** ne pas être toxique envers les organismes vivants ; **(h)** entraîner le moins de détérioration au niveau des routes, des structures métalliques et autres structures ; et **(i)** être soluble dans l'eau (Keyser, 1973).

C'est par l'abaissement du point de congélation de l'eau que les sels et autres produits chimiques font fondre la glace. De façon générale, plus la température ambiante diminue, moins grande est la quantité de glace fondue et plus les quantités de produits utilisées sont importantes. En ce qui concerne l'abaissement du point de congélation de l'eau, la plus faible température pouvant être atteinte varie selon le

produit utilisé. Sous cette température dite eutectique, le point de congélation ne peut être abaissé davantage et l'ajout de déglacant devient inutile. La concentration de produits nécessaire pour atteindre la température eutectique s'appelle la concentration eutectique.

Au Canada comme aux États-Unis, même si plusieurs produits sont utilisés (tableau 1), le NaCl et le CaCl₂ sont ceux qui sont les plus employés, et ce, dans une proportion respective d'environ 95% et 5% (Ministère des Transports du Québec, communication interne, 2000). Les principales différences entre ces deux sels tiennent à leur température minimale d'efficacité ainsi qu'à leur mode de dissolution (NaCl : endothermique, CaCl₂ : exothermique) (Conseil National de Recherche du Canada, 1978).

Tableau 1 : Sels de voirie et produits chimiques d'entretien des routes.
Source : Environnement Canada, 2001.

| Substance | Utilisation spécifique | Taux d'épandage kg/voie/2km |
|--|---|---|
| Chlorure de sodium (NaCl) | Déglacage et anti-glacage, fondant ajouté aux sables. | 130 (épandage normal) 25 - 350 (plage d'épandage) |
| | Diminution de la poussière, construction des routes. | 2,4 - 5,4 |
| | Anti-glacage, pré mouillage, fondant ajouté aux sables. | |
| | Anti-glacage des routes. | |
| Mélanges de chlorures de sodium et de calcium. | Déglacage des routes. | Pas épandu pur |
| | Déglacage des routes, additif de déglacage. | 50 -70 kg par tonne d'asphalte |
| | Diminution de la poussière en dehors des routes. | 130 |
| Mélanges de chlorures de sodium et de magnésium. | Déglacage des routes. | 595 litres par 2 km (comme antigel) |
| Chlorure de potassium (KCl) | Déglacage des routes (contenu dans les résidus des mines de potasse). | Pas de données |
| Saumure pétrolière. | Diminution de la poussière. | Pas de données |
| Sodium/ferrique ferrocyanure. | Agent anti-agglomérant pour le NaCl. | 0,3 - 0,13 |
| Acétate de calcium-magnésium [CaMg(C ₂ H ₃ O ₂) ₂]. | Composé de déglacage des routes de remplacement, anti-glacage, déglacage potentiel pour les pistes d'aéroports. | 220 |
| Formate de sodium (NaCH ₂ O ₂ .) | Composé de déglacage des routes (potentiel). | 130 |
| Urée (CO(NH ₂) ₂ .) | Composé de déglacage et d'anti-glacage des pistes d'aéroports. | 210 |
| Acétate de sodium (NaC ₂ H ₃ O ₂) et Acétate de potassium (KC ₂ HO ₂) | Composé de déglacage et d'anti-glacage des pistes d'aéroports. | Pas de données |
| Éthylène glycol (C ₂ H ₆ O ₂) | Dégivrage des avions | Pas de données |
| Sable (SiO ₂) | Abrasif | 570 |
| Cendres | Abrasif | Pas de données |

Chlorure de sodium

Chaque année, l'industrie canadienne du sel produit, en moyenne, près de 12 millions de tonnes métriques de NaCl à partir de gisements dont les plus importants sont situés en Ontario, au Québec et au Nouveau-Brunswick (Salt Institute, 2004). De cette production, près des trois quarts sont destinés au déglacage des routes (Salt Institute, 2004 ; Ressources Naturelles Canada, 1999), dont 4 à 5 millions de tonnes sont consacrées aux routes canadiennes. Le NaCl, minéral naturel communément appelé halite, est le principal sel utilisé pour l'entretien des routes de l'Amérique du Nord. La masse moléculaire du NaCl est de 58,44 g. De cette masse moléculaire, le Na représente 39,3% (22,99 g) et le Cl représente 60.7% (35.45 g). La pureté du NaCl, qui oscille entre 95 et 99.99%, dépend du type de sel (solaire, évaporé et gemme) ainsi que de sa provenance. Les principaux éléments traces, qui comptent pour moins de 5% de la masse totale, sont le zinc (Zn), le cuivre (Cu), l'azote (N), le soufre (S) et le phosphore (P) (Environnement Canada, 2001).

Théoriquement efficace pour fondre la glace jusqu'à une température approximative de -21°C (Conseil National du Recherche du Canada, 1978), soit la température eutectique, l'efficacité maximale du NaCl se situe à des températures supérieures à environ -10°C (figures 2 à 5). Sous cette température, étant donné que les quantités de sels à épandre seraient trop importantes pour obtenir un déglacage satisfaisant, il n'est plus rentable de l'utiliser (Ministère des Transports du Québec, communication interne 2000).

Chlorure de calcium

Le CaCl_2 est le second sel le plus utilisé pour le déglacage des routes. Au Canada, il est le principal produit chimique employé comme abat poussières sur les routes de graviers et lors de la construction de routes (Environnement Canada, 2001). De ces utilisations, le contrôle de la poussière est de loin la plus importante. Selon la forme sous laquelle il est manufacturé (flocons, boulettes) le pourcentage de CaCl_2 par masse unitaire varie de 77% à 95% (Keyser, 1973). En comparaison au NaCl, le CaCl_2 pénètre la glace plus rapidement et plus profondément, et ce, à des

températures variant entre -4°C et -18°C (figures 2 à 5). Entre -1°C et -4°C , les taux de fonte sont presque les mêmes pour les deux sels. La vitesse initiale de réaction du CaCl_2 est plus rapide car ce dernier n'a, contrairement au NaCl , pas besoin de chaleur pour passer en solution.

Figure 2 : Pénétration moyenne de certains déglaçants à $-3,89^{\circ}\text{C}$.
Source : D'Itri, 1992.

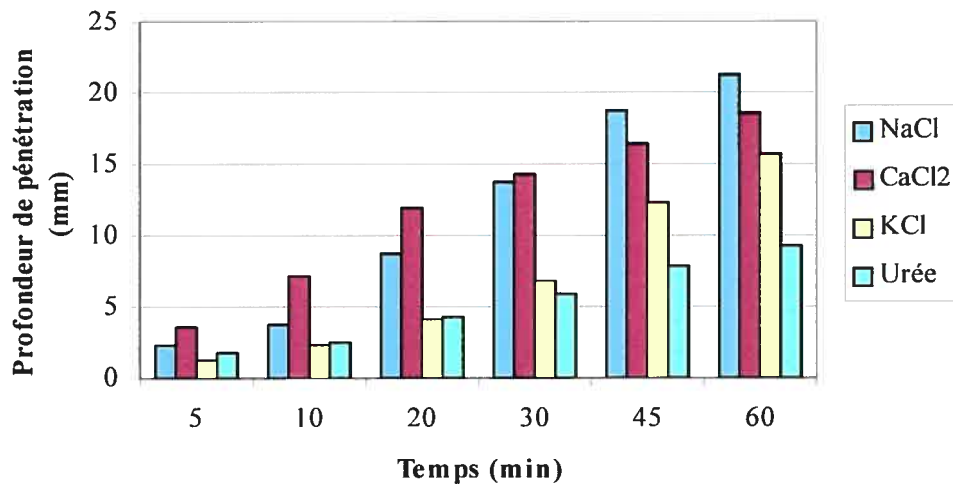


Figure 3 : Pénétration moyenne de certains déglaçants à $-6,67^{\circ}\text{C}$.
Source : D'Itri, 1992.

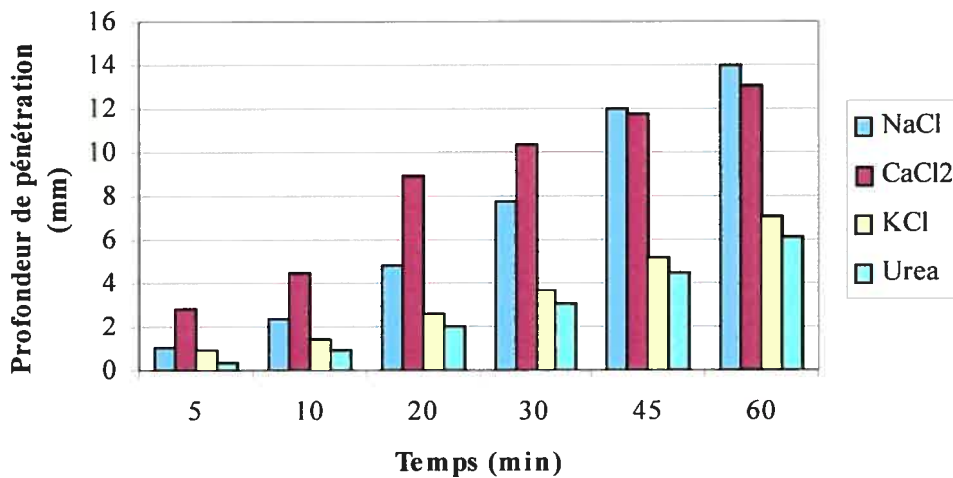


Figure 4 : Pénétration moyenne de certains déglaçants à $-9,44^{\circ}\text{C}$.
Source : D'Itri, 1992.

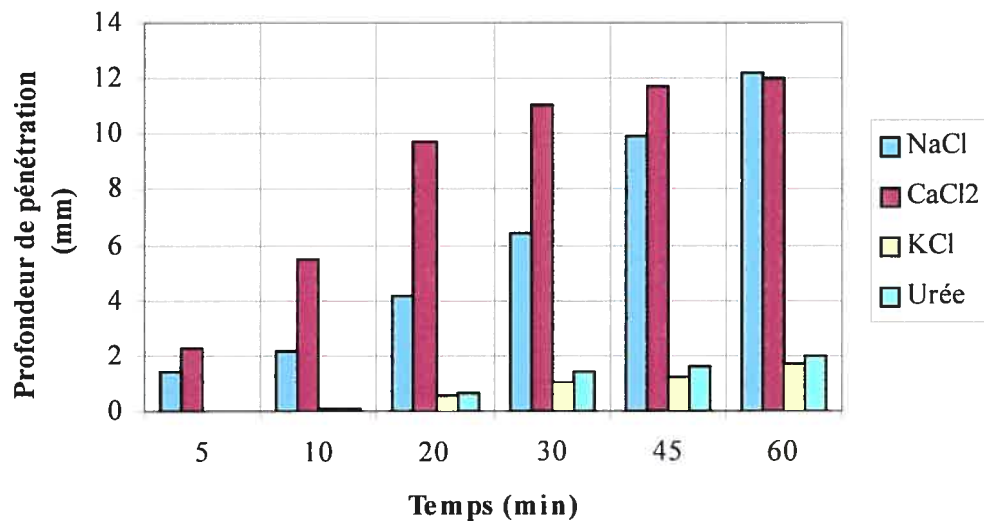
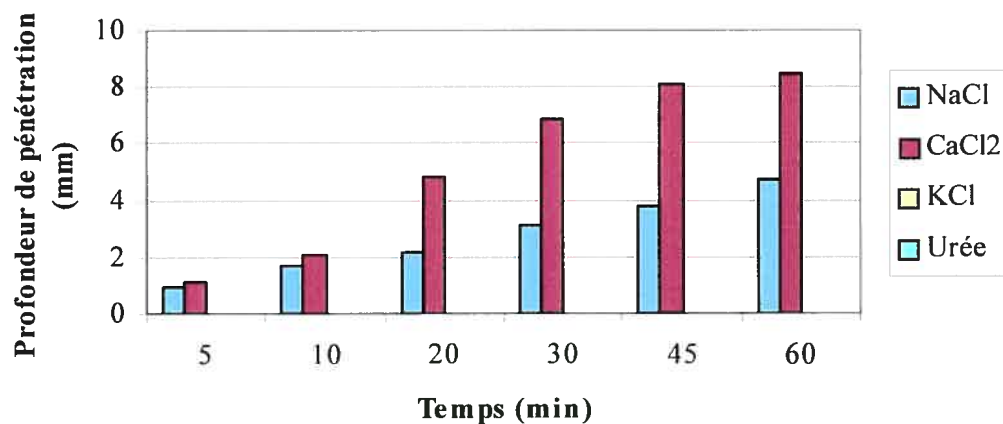


Figure 5 : Pénétration moyenne de certains déglaçants à -15°C .
Source : D'Itri, 1992.



Comme le montrent les figures 2 à 5, avec le temps, l'efficacité du NaCl devient comparable à celle du CaCl₂. Par contre, plus la température diminue, plus le NaCl prend du temps pour devenir comparable au CaCl₂ (figure 5). Pour ce qui est du KCl et de l'urée, leur efficacité est toujours inférieure à celle des deux autres sels.

Malgré la plus grande efficacité du CaCl_2 , sachant qu'il est plus coûteux que le NaCl , on limite son utilisation à des cas particuliers (tableau 2) (Ministère des Transports du Québec, communication interne 2000). De plus, même si le CaCl_2 peut théoriquement fondre la glace et la neige jusqu'à la température eutectique de -47°C , on cesse de l'épandre aux environs de -30°C (Environnement Canada, 2000).

Tableau 2 : Comparaison des coûts de divers déglçants.

Source : Salt Institute, 2004.

www.saltinstitute.org

| Composés déglçant | Comparaison des coûts unitaires |
|---------------------------|---------------------------------|
| Chlorure de sodium | 1 |
| Chlorure de potassium | 5 |
| Chlorure de calcium | 7 |
| Chlorure de magnésium | 14 |
| Méthanol | 17 |
| Formate de Ca et Na | 17 |
| Ethylène/Propylène glycol | 58 |
| Acétates de Ca et Mg | 40 |

Autres produits et mélanges de produits

Plusieurs autres produits et mélanges de produits sont aussi épandus sur les routes (tableau 1). Toutefois, sachant qu'ils sont moins efficaces et plus coûteux que les produits communément utilisés, ils ne représentent qu'un très faible pourcentage de ce qui est épandu. De ce fait, nous ne nous attarderons pas à leur description.

1.3 Les quantités épandues

De façon générale, les quantités de NaCl épandues sur les routes varient en fonction de la région et selon le niveau de service que nous désirons obtenir pour une route. De façon générale, les quantités épandues augmentent du sud vers le nord. Ainsi, on épand en moyenne plus de sels sur les routes du Québec que sur celles du Vermont (tableau 3). D'autre part, à l'intérieur même d'une région, les quantités épandues peuvent varier selon le type de route (tableau 4). Au Québec, les quantités à épandre sont déterminées selon l'importance de la route, soit en fonction de son achalandage. De ce fait, les artères principales et autres routes à débit de circulation

élevé reçoivent de plus grandes quantités de sels (tonnes métriques/voie/km) qu'une route moins utilisée.

Tableau 3 : Taux annuels moyens d'épandage de sels déglaçants dans diverses régions de l'Amérique du Nord

Source : National Research Council, 1991.

* Gélinas et Locat, 1988.

| Régions | Taux d'épandage annuel moyen |
|-----------------------------|------------------------------|
| | tonne/km/voie |
| Nouvelle-Angleterre | |
| Maine | 5.0 |
| Massachusetts | 12.1 |
| New Hampshire | 10.2 |
| Vermont | 10.7 |
| Atlantique Centre | |
| Delaware | 5.6 |
| Maryland | 4.4 |
| New Jersey | 4.2 |
| New York | 10.3 |
| Virginie | 1.9 |
| Virginie Ouest | 3.9 |
| Grands Lacs | |
| Illinois | 4.1 |
| Indiana | 5.6 |
| Michigan | 8.1 |
| Ohio | 5.7 |
| Wisconsin | 5.8 |
| Plaines | |
| Iowa | 2.4 |
| Minnesota | 3.3 |
| Missouri | 0.6 |
| Nebraska | 0.9 |
| Oklahoma | 0.9 |
| Dakota du Sud | 0.6 |
| Montagnes et l'Ouest | |
| Alaska | 0.8 |
| Californie | 1.9 |
| Idaho | 1.2 |
| Nevada | 0.3 |
| Nouveau-Mexique | |
| Canada | |
| Québec* | 20 - 45 |

Tableau 4 : Moyenne d'épandage par niveau de service routier.

Source : Adapté du Gouvernement du Québec, Ministère des Transports, 1999.

| Niveau de service | Température en °C | Taux d'application* | |
|----------------------------|-------------------|--|--|
| | | Pendant précipitation kg km ⁻¹ | Après précipitation kg km ⁻¹ |
| 1A (Autoroute) | 0 à - 10 | 100 à 225 | 100 à 225 |
| | - 10 à - 20 | 150 à 250 | 175 à 300 |
| 1B (Nationale) | 0 à - 10 | 100 à 150 | 100 à 225 |
| | - 10 à - 20 | 0 | 175 à 300 |
| 2A (Régionale) | 0 à - 10 | 100 à 150 | 100 à 175 |
| | - 10 à - 20 | 0 | 0 |
| 2B (Collectrice) | 0 à - 10 | 100 à 150 | 100 à 175 |
| | - 10 à - 20 | 0 | 0 |
| 3 (D'accès) | 0 à - 10 | 0 | 0 |
| | - 10 à - 20 | 0 | 0 |

* Ce tableau donne les taux pour des chaussées à 2 voies. Pour les chaussées à 3 voies, il faut les multiplier par 1,33 ; pour celles à 4 voies, il faut les multiplier par 1,66

1.4 Les produits alternatifs

De nombreux produits furent étudiés dans le but d'enrayer les impacts du NaCl en plus de diminuer les coûts liés aux opérations de déneigement. Cependant, aucun autre produit n'est aussi rentable (tableau 2) et efficace (figures 2 à 5) que le NaCl ou le CaCl₂ (National Research Council, 1991 ; Salt Institute, 2004 et Keyser, 1973 ; Conseil National de Recherche du Canada, 1978). Parmi les autres produits disponibles, citons le chlorure de potassium (KCl), le chlorure de magnésium (MgCl), le formate de calcium et de sodium, l'éthylène et propylène glycol, l'acétate mixte de calcium et de magnésium (CMA), le méthanol ainsi que l'urée (Environnement Canada, 2001).

De toutes les solutions de remplacement proposées, l'acétate mixte de calcium et de magnésium (CMA) est celle pour laquelle les recherches semblent les plus abondantes. C'est au cours des années soixante-dix que le «Federal Highway Administration (FHWA)» effectue des recherches afin de développer un produit qui pourrait diminuer les coûts et les impacts (particulièrement la corrosion) générés par l'utilisation du NaCl et du CaCl₂ (National Research Council, 1991).

Deux substances, le méthanol et le CMA, sont retenues à la suite de recherches préliminaires (Dunn et Schenk, 1979). Toutefois, du fait que le méthanol est plus difficile à manipuler, à épandre et que les impacts environnementaux sont plus probables que ceux pouvant découler de l'utilisation du CMA, on cesse les recherches à son sujet (National Research Council, 1991). L'acétate mixte de calcium et de magnésium reste à ce jour la seule substance qui pourrait éventuellement remplacer le NaCl ou le CaCl₂ comme principal déglacant.

Le CMA possède de nombreux avantages. D'abord, il a été démontré que le CMA entraîne beaucoup moins de corrosion au niveau des voitures et autres structures métalliques. De plus, l'utilisation du CMA ne semble pas être la cause d'impacts majeurs sur l'environnement et la santé (National Research Council, 1991 ; Dunn et Schenk, 1979 ; Horner, 1988). Toutefois, certains facteurs font en sorte que son utilisation à grande échelle est limitée. Dans un premier temps, par rapport au NaCl dont le prix à la tonne métrique est d'environ 40 à 45 \$CAN excluant les coûts de transport (Ministère des Transports du Québec, correspondance interne, 2000), le prix d'achat du CMA est près de vingt-cinq à quarante fois plus élevé par tonne métrique (Robidoux et Delisle, 2001; tableau 2). Un tel coût d'achat découle du fait que l'acide acétique que contient le CMA ne peut, pour le moment, être produit en grandes quantités et à faibles coûts. À ce sujet, plusieurs chercheurs tentent de trouver des méthodes pour produire cet acide (synthétisé à partir de gaz naturels et/ou produit à partir de cellulose, de maïs ou de céréales, de biomasse et d'ordure) à un coût moins élevé (National Research Council, 1991).

Deuxièmement, des expériences menées en laboratoires ont montré que le CMA peut: (a) engendrer la mise en solution de certains métaux présents dans les sols bordant les routes et leur migration vers les eaux souterraines (Amrhein *et al.*, 1990, 1992, 1994 ; Elliott et Hoffman, 1987), (b) augmenter l'alcalinité du sol à la suite de la décomposition de l'acétate (Amrhein et Suarez, 1987), et (c) générer des conditions réductrices en oxygène dans les eaux souterraines (Ostendorf *et al.*, 1992, 1993, 1995). Toutefois, comme le soutiennent les auteurs de ces recherches, les

résultats obtenus en laboratoire ne reflètent pas nécessairement une situation en milieu naturel.

Dans un troisième temps, plusieurs essais sur le terrain ont été réalisés (Ontario, Alberta, Wisconsin, Massachusetts, Californie) afin de comparer l'efficacité du CMA à celle du NaCl. Ces essais montrent : (a) que l'efficacité du CMA est comparable à celle du NaCl à des températures supérieures à -5°C (même si la réaction se produit plus lentement), et (b) l'inefficacité du CMA sous une température de -5°C . Sous cette température, les quantités de CMA épandues doivent être de 20% à 70% supérieures à celles en NaCl afin d'obtenir un rendement similaire (National Research Council, 1991).

1.5 Problématique

Au Canada, l'épandage de sels débute durant les années quarante (Perchanok *et al.*, 1991). C'est d'abord au Québec, pendant les années cinquante, que l'utilisation des sels devient une pratique courante (Locat et Gélinas, 1989). Au cours des années suivantes, les autres provinces feront de même. L'industrie canadienne du sel connaîtra alors une forte croissance (Ressources Naturelles Canada, 1999). Aujourd'hui, le ministère des Transports du Québec (MTQ) épand chaque hiver entre 500 000 et 700 000 tonnes de sels sur les routes qu'il administre (tableau 5 : Par Province). De plus, on estime que les villes et municipalités épandent des quantités de sels toute aussi importantes (Locat et Gélinas, 1989 ; tableau 5 : Par comtés et municipalités). Annuellement, le Québec et l'Ontario épandent plus de 1,5 millions de tonnes de sels (tableau 5 : Total province + comtés et municipalités). D'autre part, les données qui sont présentées au tableau 3 montrent que le Québec figure parmi les plus grands épandeurs de sels de voirie en Amérique du Nord.

Tableau 5 : Charges totales en NaCl sur les routes, hiver 1997-1998.
 Source : Environnement Canada, 2001.

| Province | Charge de sels de voirie à base de chlorure de sodium (tonnes) | | | | |
|--|--|--|--|--|------------------|
| | Par province | Par comtés et municipalités (estimation) | Total province/comtés et municipalités | Usage commercial et industriel (estimation) ¹ | Total |
| Colombie-Britannique | 83 458 | 48 199 | 131 657 | 9 874 | 141 531 |
| Alberta | 101 063 | 67 870 | 168 933 | 12 670 | 181 603 |
| Saskatchewan | 44 001 | 4 844 | 48 845 | 3 663 | 52 508 |
| Manitoba | 36 780 | 28 256 | 65 036 | 4 878 | 69 914 |
| Ontario | 592 932 | 1 123 653 | 1 716 585 | 128 744 | 1 845 329 |
| Québec | 609 550 | 827 205 | 1 436 755 | 107 757 | 1 544 512 |
| Nouveau-Brunswick | 189 093 | 75 826 | 264 919 | 19 869 | 284 788 |
| Île du Prince Édouard | 23 051 | 4 300 | 27 351 | 2 051 | 29 402 |
| Nouvelle-Écosse | 270 105 | 77 761 | 347 866 | 26 090 | 373 956 |
| Terre-Neuve | 159 200 | 47 558 | 206 758 | 15 507 | 222 265 |
| Yukon | 1 791 | 120 | 1 911 | 143 | 2 054 |
| Territoires du Nord-Ouest ² | 1 846 | 0 | 1 846 | 138 | 1 984 |
| Total | 2 112 870 | 2 305 592 | 4 418 462 | 331 384 | 4 749 846 |

¹ On suppose que l'usage commercial et industriel des sels de voirie correspond à 7,5% de l'utilisation provinciale et municipale (D'après une estimation de Cheminfo, 1999).

² Incluant le Nunavut.

Contrairement à plusieurs États américains (Michigan, Minnesota, Maine, Wisconsin, Massachusetts) et à l'Ontario (région métropolitaine de Toronto) où l'on a longuement étudié les impacts environnementaux découlant de l'épandage de sels, les recherches qui tiennent compte du contexte environnemental québécois sont très peu nombreuses. En 2001, Environnement Canada a publié un rapport d'évaluation qui décrit exhaustivement les impacts associés à l'épandage des sels de voirie au Canada. Toutefois, très peu de conclusions découlent de recherches faites au Québec. D'autre part, on note l'existence de quelques recherches et mémoires d'étude concernant des aspects particuliers de la problématique des sels au Québec (Locat et Gélinas, 1989 ; Henault, 1995 ; Rivard, 1995 ; Hazrati, 1993 ; Gouvernement du Québec, 1995). Face au déséquilibre qui existe entre les quantités de sels épandus et l'état des connaissances au Québec, il devient essentiel d'en étudier les impacts, et ce, particulièrement au niveau des sols, une composante à propos de laquelle les études sont virtuellement muettes.

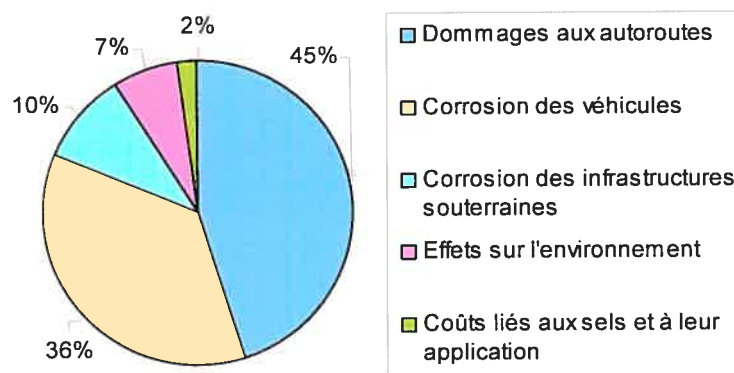
1.6 Structure du mémoire

Après avoir exposé l'historique de l'utilisation des sels de déglacage, présenté les différents composés chimiques utilisés et discuté des problèmes qui découlent de leur utilisation au chapitre 1, le chapitre 2 s'attardera à faire un résumé des études réalisées au sujet des produits déglaçants. Ainsi, nous expliquerons le cheminement des sels dans l'environnement et discuterons des impacts environnementaux occasionnés par leur emploi. Finalement, nous énoncerons les objectifs poursuivis par cette recherche. Après avoir fait une synthèse des études précédemment réalisées, le chapitre 3 fait la description de la méthodologie employée. De ce fait, nous localisons et décrivons les différents sites à l'étude ainsi que la structure d'échantillonnage que nous avons mis en place afin de réaliser cette recherche. Par la suite, nous présentons les différentes analyses chimiques, physiques et minéralogiques qui ont été effectuées sur les échantillons de sols prélevés aux différents sites. Suite à la présentation de la méthodologie, le chapitre 4 regroupe la présentation des résultats obtenus suite à l'analyse des échantillons de sol alors que le chapitre 5 discute des résultats obtenus en mettant l'emphase sur la description des variations spatio-temporelles à l'intérieur et entre les profils, l'identification des processus responsables des tendances observées et la comparaison des résultats avec les données publiées. Finalement, la conclusion présentera les principaux résultats et jettera un regard critique sur la démarche de recherche tout en formulant des recommandations quant aux recherches futures.

Chapitre 2 : Revue de littérature

Bien que plusieurs études aient été réalisées antérieurement, l'abondance de recherches menées au cours des années soixante-dix révèle un engouement face aux impacts causés par l'utilisation des sels de voirie. La multiplicité d'études a favorisé un élargissement des domaines de recherche, ce qui a permis de souligner les divers impacts liés aux sels de voirie. Ces recherches ont montré l'existence des impacts suivants : (a) la détérioration des ouvrages en béton et ciment ainsi que la corrosion des véhicules et des canalisations souterraines, (b) la contamination de l'eau, (c) l'intoxication de la faune terrestre et aquatique, et (d) la contamination des sols et de la végétation. Malgré le fait que le NaCl soit le déglacant qui présente le meilleur rapport efficacité/prix et que les avantages qui découlent de son utilisation sont indéniables, certains estimés montrent que l'application d'une seule tonne métrique peut entraîner des pertes économiques pouvant atteindre jusqu'à 40 fois son coût d'achat initial. Ainsi, une tonne métrique de NaCl, coûtant environ 45 \$CAN, pourrait nécessiter un investissement de près 1800 \$CAN en travaux de réparation de toutes sortes. De ce montant, plus de 90% découleraient de la détérioration due à la corrosion comparativement à moins de 10% pour l'environnement (figure 6).

Figure 6 : Distribution des coûts liés à l'utilisation d'une tonne de NaCl.
Source : Adapté de D'Itri, 1992.



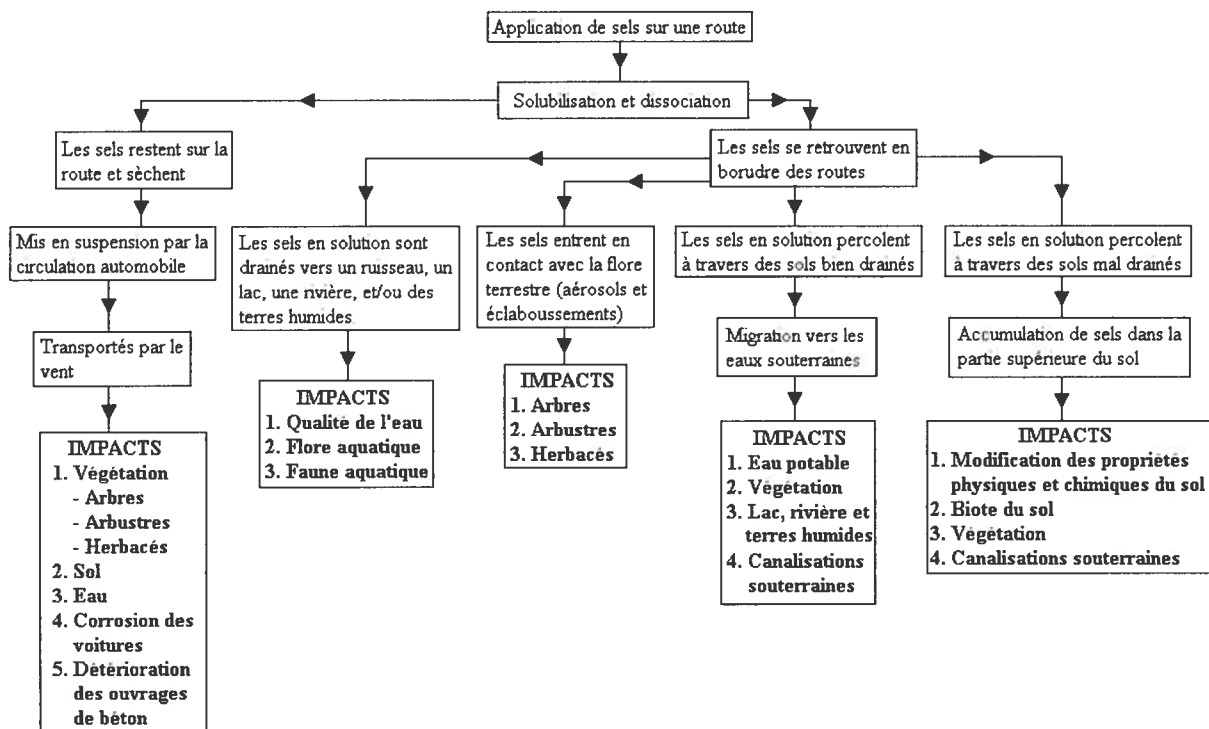
* New York State Energy, Research and Development Authority.

2.1 Le cheminement du sel dans l'environnement

Durant l'hiver, des sels sont abondamment épandus sur les routes de façon à y faire fondre la neige et la glace qui s'y accumule en plus de celle qui pourrait s'y former. Les neiges qui sont mélangées avec ces sels sont : **(a)** entreposées sur des sites voués à cet effet ; **(b)** repoussées en bordure des routes ; **(c)** déchargées directement dans un cours d'eau ; **(d)** déchargées dans des chutes aux réseaux d'égouts ; ou **(e)** disposées dans des fondeuses. Hormis les cas de contamination découlant de mauvaises pratiques d'entreposage des sels, les impacts soulevés dans la littérature résultent généralement des deux premières méthodes de gestion des neiges usées.

Concernant les neiges usées qui sont directement déversées dans les cours d'eau, le ministère de l'Environnement (MENV) interdit cette pratique depuis 1988 de façon à limiter les impacts sur l'environnement et les humains. Le MENV privilégie donc le refoulement des neiges usées en bordures des routes, en indiquant que cette méthode est économique et non dommageable pour l'environnement. Advenant le cas où ce refoulement est impossible, il est conseillé d'utiliser des chutes à l'égout où les eaux sont ensuite acheminées vers une station d'épuration. Une autre solution consiste en l'utilisation de fondeuses. Cependant, seules quelques rares installations de ce genre sont en fonction au Canada (Ministère de l'Environnement, 2000). Les neiges qui sont entreposées sur des sites ou repoussées en bordures des routes contiennent d'importantes quantités de sels et abrasifs. Ceux-ci sont alors concentrés dans l'espace, ponctuellement pour les sites d'entreposage et parallèlement aux corridors routiers. L'eau générée par la fonte des neiges solubilise et dissocie le NaCl non encore dissous, ce qui accroît son potentiel migratoire. L'eau de ruissellement contenant du Na et du Cl en solution peut alors : **(a)** ruisseler en surface; **(b)** s'infiltrer dans le sol ; et/ou **(c)** être mise en suspension sous forme d'aérosols par le passage des véhicules et le vent (figure 7).

Figure 7 : Le cheminement des sels déglaçants dans l'environnement et les impacts associés.
Source : Adapté de Environnement Canada, 2001.



2.2 Les impacts

Avant de décrire chacun des impacts découlant de l'utilisation des sels, nous allons souligner les éléments qui sont communs à chacun d'eux.

De façon générale, on note qu'il y a un lien entre les concentrations de sels et la sévérité des impacts. Ainsi, plus le milieu à l'étude est exposé à de fortes concentrations en sels, plus les impacts ont tendance à être importants. Toutefois, plusieurs facteurs affectent les concentrations en sels qui se retrouvent dans le milieu (tableau 6). Notons l'influence de : (a) la quantité de sels à la source (tableau 7), (b) la distance entre la source et le milieu étudié, et (c) le rythme et la durée de la hausse de la température au-dessus du point de congélation, (d) les précipitations et (e) la durée/fréquence de l'exposition du milieu aux sels.

Tableau 6 : Facteurs qui influencent les concentrations de sels (Na et Cl) mesurées dans un milieu.

Source : Adapté de Environnement Canada, 2001.

| Facteurs | Effets |
|---|---|
| Quantité de sels à la source | Plus les quantités de sels à la source sont importantes, plus l'eau de ruissellement qui en découle contiendra de fortes concentrations en sels |
| La distance entre la source de sels et le milieu étudié | Les concentrations en sels mesurées dans un milieu diminuent avec l'augmentation de la distance entre la source et ce milieu. |
| Le rythme et la durée de la hausse de la température au-dessus du point de congélation. | La concentration en sels dans l'eau de ruissellement diminue avec la durée des périodes de dégel (épuisement de la source de sels). |
| Les précipitations | Plus les précipitations sont abondantes et de longue durée, moins les concentrations en sels dans l'eau de ruissellement sont élevées. |
| Le moment de l'échantillonnage | Les concentrations varient dans le temps |

Tableau 7: Concentrations de sels en provenance de diverses sources.

| Endroit de l'étude | Provenance | Année de l'étude | Concentrations | | Auteurs |
|--------------------|-----------------------------|------------------|------------------------|------------------------|-------------------------------------|
| | | | Cl ⁻ (mg/l) | Na ⁺ (mg/l) | |
| Wisconsin | Autoroute | 1956-1957 | 10 250 | - | Schraufnagel** |
| | Rue | | 3 275 | | |
| | Site d'entreposage (neiges) | | 1 130 | | |
| Illinois | Autoroute | 1966-1967 | 25 100 | - | Sullivan** |
| Ontario | Pont | 1998 | 19 135 | - | Mayer et al.* |
| Ontario | Site d'entreposage (neiges) | 1971 | 2 250 | - | Ontario Water Resources Commission* |
| Iowa | Égout Pluvial | 1958-1959 | 2 720 | - | Henningson et al.** |
| Nouveau-Brunswick | Sables traités (NaCl) | 1978 | 66 000 | 37 000 | ME et MT du Nouveau-Brunswick* |
| Nouveau-Brunswick | Sables traités (NaCl) | 1979 | 82 000 | 49 000 | ME et MT du Nouveau-Brunswick* |

* Tiré de Environnement Canada, 2001.

** Tiré de Field *et al.*, 1974.

ME : Ministère de l'environnement

MT : Ministère des transports

- : Non disponible

Selon la source de sels, les concentrations en Na et Cl qui sont mesurées dans l'eau de ruissellement varient énormément (tableau 7). Les plus fortes concentrations

proviennent des sites d'entreposage de sels et de sables traités (NaCl) pour lesquels aucune mesure de protection contre les intempéries n'était mise en place. Les milieux les plus à risque seraient donc ceux qui sont situés près de ce genre d'entrepôt. Pour ce qui est de la distance que parcourt l'eau de fonte, celle-ci est contrôlée par de nombreuses variables propres aux sites étudiés comme (a) la pente, (b) le drainage routier en place, (c) la nature du sol, (d) le couvert végétal, (e) la saison, (f) la quantité d'eau de ruissellement et, (g) le degré d'urbanisation (tableau 8).

Tableau 8 : Facteurs qui influencent la distance parcourue par l'eau de fonte.
Source : Adapté de D'Itri, 1992.

| Facteurs | Effets |
|------------------------------------|---|
| Pente | Plus la pente est élevée, plus la distance parcourue par le ruissellement est importante. |
| Le drainage routier en place | Les fossés de drainage limitent la distance de ruissellement. |
| Nature du sol | Un sol imperméable favorise un ruissellement sur une plus grande distance. |
| Couvert végétal | L'absence de couvert végétale peut favoriser le ruissellement sur une plus longue distance. |
| La saison | En raison d'une infiltration limitée, le ruissellement sur un sol gelé peut se faire sur une plus longue distance. |
| La quantité d'eau de ruissellement | La distance de ruissellement augmente avec la quantité d'eau de ruissellement. |
| Le degré d'urbanisation | La distance de ruissellement augmente avec le degré d'urbanisation en raison de l'imperméabilisation de la surface. |

2.2.1 La détérioration des ouvrages de béton et la corrosion des véhicules et des canalisations souterraines

La détérioration des ouvrages de béton et de ciment

En 1991, le «*U.S Congressional Office of Technology Assessment*» a rapporté que 23% des 575 000 ponts des États-unis nécessitent des réparations, et ce, en partie en raison des impacts causés par les sels de voirie. Ils estiment à 67 milliards de dollars américains les fonds nécessaires à la réparation des ponts endommagés sur le système routier fédéral seulement. Même si ces coûts ne sont pas

uniquement liés aux sels de voirie, on indique que ces derniers sont le principal facteur responsable de la détérioration (D'Itri, 1992).

De nos jours, les constructions qui sont faites à partir de béton à armatures d'acier résistent à la corrosion. L'utilisation de barres de renforcement recouvertes de résines d'époxy et de béton aéré de haute densité limite de beaucoup la détérioration par les sels (National Research Council, 1991). Cependant, en l'absence de cette couche d'époxy et lorsque le béton présente des variations au niveau de la porosité, du contenu en humidité, de la concentration en oxygène, de la température en plus de présenter des failles de surface, les sels dégradent cette structure par l'intermédiaire de la corrosion des barres de renforcement (D'Itri, 1992).

Les sels, principalement l'ion chlorure en raison de sa mobilité, atteignent (par les failles et les pores du béton) l'armature et la corrodent. La fraction corrodée peut alors prendre de 2 à 13 fois son volume initial. L'augmentation du volume de l'armature, qui entraîne des pressions verticales et horizontales de plus de 300 kg cm^{-2} , fait craquer davantage la surface bétonnée (National Research Council, 1991 ; D'Itri, 1992). Hormis la corrosion de l'armature, d'autres processus dont: (a) des charges de surface trop élevées, (b) des changements de pression osmotique dans les pores du béton, (c) les cycles de gel et dégel, (d) la croissance de cristaux de sels peuvent entraîner la détérioration du béton (D'Itri, 1992). Les recouvrements en asphalte semblent à l'abri de ces problèmes (Conseil National de Recherche du Canada, 1978).

La corrosion des véhicules

Lorsqu'un véhicule circule sur une route déglacée, la chaleur dégagée par la friction des pneus aide à la dissolution des sels. Ces derniers, par éclaboussement et sous forme d'aérosols, entrent en contact avec les véhicules dont les pièces métalliques pourront éventuellement corroder.

La corrosion des véhicules, principalement par les sels déglaçants, est un problème toujours actuel qui est étudié depuis les années cinquante. On constate alors que certains types d'aciers utilisés pour la finition extérieure des véhicules ne sont pas résistants à la corrosion par le sel (National Research Council, 1991). Durant les années qui suivent, les impacts sont de plus en plus sévères, notamment en ce qui concerne la détérioration de la carrosserie des véhicules. C'est au cours des années soixante-dix que l'on observe les cas de corrosion les plus importants. Durant cette même décennie, certains évaluent à environ 200 \$US par année la dépréciation d'un véhicule causée par les sels de voirie (D'Itri, 1992). Murray (1979) estime que la corrosion des véhicules par les sels de voirie coûte annuellement plus de 2 milliards de dollars américains aux propriétaires. L'expérience de Fromm (1967) a montré que des véhicules qui circulent sur des routes traitées avec des sels subissent deux fois plus de corrosion que des véhicules qui circulent sur des routes seulement traitées avec des abrasifs. Ce constat force les constructeurs automobiles à développer différents types d'alliages et de peintures pouvant limiter la corrosion. Depuis, les véhicules sont beaucoup moins sujets à une corrosion précoce par les sels de voirie. Par conséquent, l'augmentation de la durée des garanties contre la perforation due à la rouille est une conséquence directe de ces améliorations. Finalement, plusieurs autres facteurs influencent l'intensité de la corrosion des véhicules. Ceux-ci sont : (a) le taux d'humidité, (b) la quantité d'oxygène dissous dans l'électrolyte, (c) la température, (d) les débris accumulés sur le véhicule, (e) la vitesse du véhicule, (f) la localisation géographique, (g) le type d'alliage et (h) la concentration en sels (D'Itri, 1992).

La corrosion des canalisations souterraines

À propos des canalisations souterraines, le potentiel de corrosion est évalué selon le degré d'agressivité du sol dans lequel elles sont enfouies. Le caractère corrosif du sol dépend : (a) de la perméabilité, (b) du taux d'humidité, (c) de la teneur en sels, (d) du pH du sol, et (e) de la conductivité électrique ou de la résistivité (Vrigneaud, 1998). De façon générale, les sols sableux sont

potentiellement moins corrosifs que les sols argileux, et ceux-ci le sont moins que les sols riches en lignite (tableau 9).

Tableau 9 : Corrosivité naturelle du sol.
Source : Adapté de Vrignaud, 1998.

| Potentiel corrosif | Sols |
|--------------------|--------------------------|
| Faible | Sable et gravier |
| | Calcaire |
| | Marne |
| | Argile |
| | Gypse |
| Élevé | Pyrite |
| | Lignite, tourbe, charbon |

Une estimation rapide du potentiel corrosif d'un sol se fait par la mesure de la résistivité. Cette dernière mesure l'opposition du sol au passage d'un courant électrique. La valeur de cette dernière ($\Omega \text{ cm}^{-1}$) diminue lorsque les concentrations en sels augmentent. Les sels de voirie dissous qui percolent dans le sol participent donc à l'abaissement de la valeur de résistivité. Berthouex et Prior (1968) rapportent que des sols ayant une résistivité de 2000 à 5000 $\Omega \text{ cm}^{-1}$ sont moyennement corrosifs alors que ceux dont la résistivité est inférieure à 700 $\Omega \text{ cm}^{-1}$ sont perçus comme étant très corrosifs. Contrairement à la dégradation des ouvrages en béton, il est beaucoup plus difficile d'estimer l'ampleur des dégâts causés aux canalisations souterraines.

2.2.2 La contamination de l'eau

L'augmentation des concentrations en sels (Na et Cl) dans l'eau peut : (a) détériorer la qualité de l'eau potable, (b) perturber la dynamique lacustre, et (c) intoxiquer la faune et la flore aquatique. Les concentrations maximales de Cl et de Na permises dans l'eau potable au Canada sont respectivement de 250 et 200 mg L^{-1} (Ministère de l'Environnement, 2000). Ces critères, déterminés par Santé Canada, sont d'ordre esthétique, principalement le goût. Cependant, on indique que la concentration en Na dans l'eau potable devrait être limitée à 20 mg L^{-1} pour les gens qui souffrent d'hypertension artérielle (National Research Council, 1991).

L'eau de surface

Augmentation des concentrations en sels

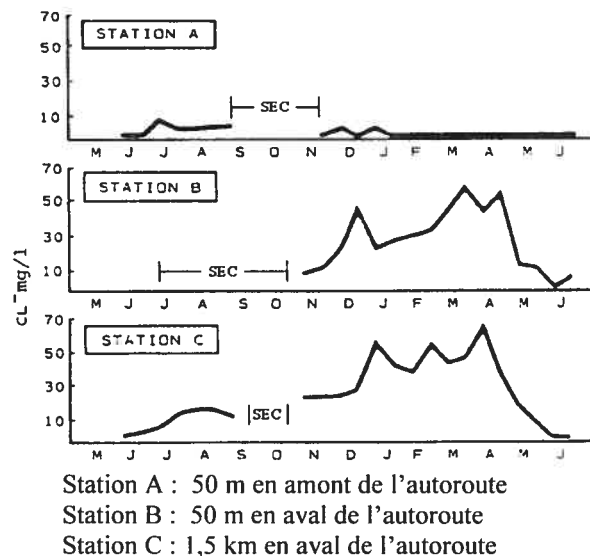
Dans les lacs et rivières d'eau douce d'Amérique du Nord, les concentrations en Cl sont habituellement inférieures à 20 mg L^{-1} (National Research Council, 1991). Par le ruissellement (de surface et hypodermique) et par l'intermédiaire des eaux souterraines, les sels de voirie peuvent atteindre les eaux de surface et en augmenter de façon saisonnière (hiver et printemps) les concentrations. D'autre part, étant donné que le Cl est très mobile et qu'il n'est pas ou peu adsorbé par le sol, ce dernier est un meilleur indicateur de la salinité de l'eau que le Na. Pour cette raison, les concentrations en Na sont beaucoup moins souvent mesurées lors d'études se rapportant à la contamination de l'eau par les sels.

Hormis l'influence des paramètres présentés aux tableaux 6 et 8, d'autres ont aussi un impact sur la hausse des concentrations en Cl dans les eaux de surface. Ces facteurs sont la longueur de la route traitée par les sels qui se draine dans un plan d'eau ainsi que le volume et le débit des eaux dans lesquelles les sels sont déversés (Scott, 1981 ; Wulkowicz et Saleem, 1974). Ainsi, même si les concentrations en sels dans les eaux de ruissellement sont très importantes (tableau 7), elles sont habituellement rapidement diluées lorsque déversées dans des étendues d'eau de grands volumes et débits. Par exemple, Schraufnagel (1965) a montré qu'un plan d'eau qui recevait de l'eau de ruissellement ayant des concentrations en Cl de plus de $10\,000 \text{ mg L}^{-1}$ affichait une concentration en Cl de 45 mg L^{-1} (cité dans National Research Council, 1991).

Certains ont démontré qu'en raison du débit continu de l'eau, les rivières sont généralement moins sujettes à une augmentation des concentrations en sels (Van de Voorde *et al.*, 1973 ; Walker et Wood, 1973). Les eaux de surface qui sont les plus à risque sont les petits lacs et ruisseaux situés en milieu urbain (abondance des surfaces imperméables) près d'une source de sels et qui présentent une faible capacité de dilution en raison d'un petit débit ou volume (Environnement Canada, 2001). À titre d'exemple, Diment *et al.* (1973) ont mesuré durant les mois d'hiver

(décembre, janvier, février et mars) une concentration maximale de 46 000 mg Cl L⁻¹ dans un ruisseau affecté par le ruissellement d'une route. La moyenne des concentrations en Cl de ce ruisseau durant l'hiver était de 8 937 mg L⁻¹. Ce même ruisseau, durant l'été, présente des concentrations moyennes de 268 mg Cl L⁻¹. D'autre part, Ohno (1990) a mesuré des concentrations maximales de 13 500 mg Cl L⁻¹ et 9 075 mg Na L⁻¹ dans des eaux de surface situées en aval d'un entrepôt de sels à ciel ouvert. En amont de la source de sels, les concentrations en Cl et en Na étaient de 3 mg L⁻¹. Cependant, rares sont les cas où l'on retrouve des conditions permettant de telles augmentations. De façon générale, les hausses des concentrations sont beaucoup moins importantes et dépassent rarement les 500 mg Cl L⁻¹. Hoffman *et al.* (1981) ont montré des variations de concentrations en Cl entre les sections amont et aval d'un ruisseau croisé par une autoroute. En amont, les concentrations en Cl étaient d'environ 1 mg L⁻¹ contrairement à 70 mg L⁻¹ en aval de l'autoroute, et ce, jusqu'à une distance de 1,5 km de l'autoroute. La hausse des concentrations en aval se manifestait durant les mois de décembre à mai inclusivement (figure 8).

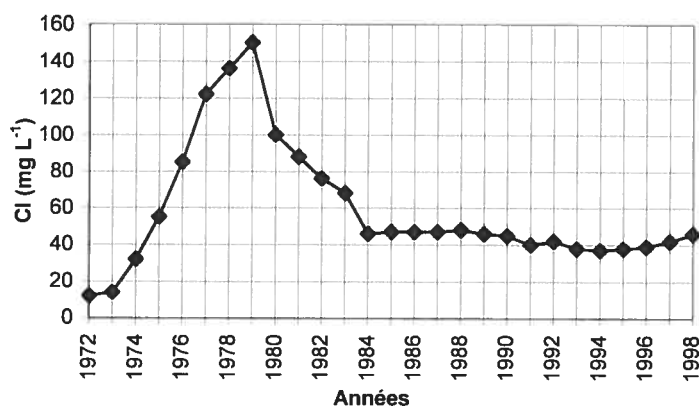
Figure 8 : Variations des concentrations Cl le long du ruisseau Billy Mack.
Source : Hoffman *et al.*, 1981.



Au Québec, durant les années soixante-dix, on constate une augmentation significative des concentrations en Cl dans le Lac-à-la-Truite situé dans la

municipalité de Sainte-Agathe-des-Monts (région des Laurentides). La source de cette hausse a été identifiée comme étant le ruissellement provenant d'un tronçon de sept km de l'autoroute 15. Les concentrations en Cl, qui étaient d'environ 12 mg L⁻¹ en 1972, atteignent un maximum de 150 mg L⁻¹ en 1979 (figure 9). Après avoir cessé l'épandage en 1980, les concentrations ont diminué jusqu'à 45 mg L⁻¹ et sont demeurées stables depuis (Environnement Canada, 2001).

Figure 9 : Évolution des concentrations en chlorures dans le Lac-à-la-Truite, 1972-1998.
Source : Ministère des Transports du Québec, 1998 (rapport interne).



Impacts sur la faune et la flore aquatique

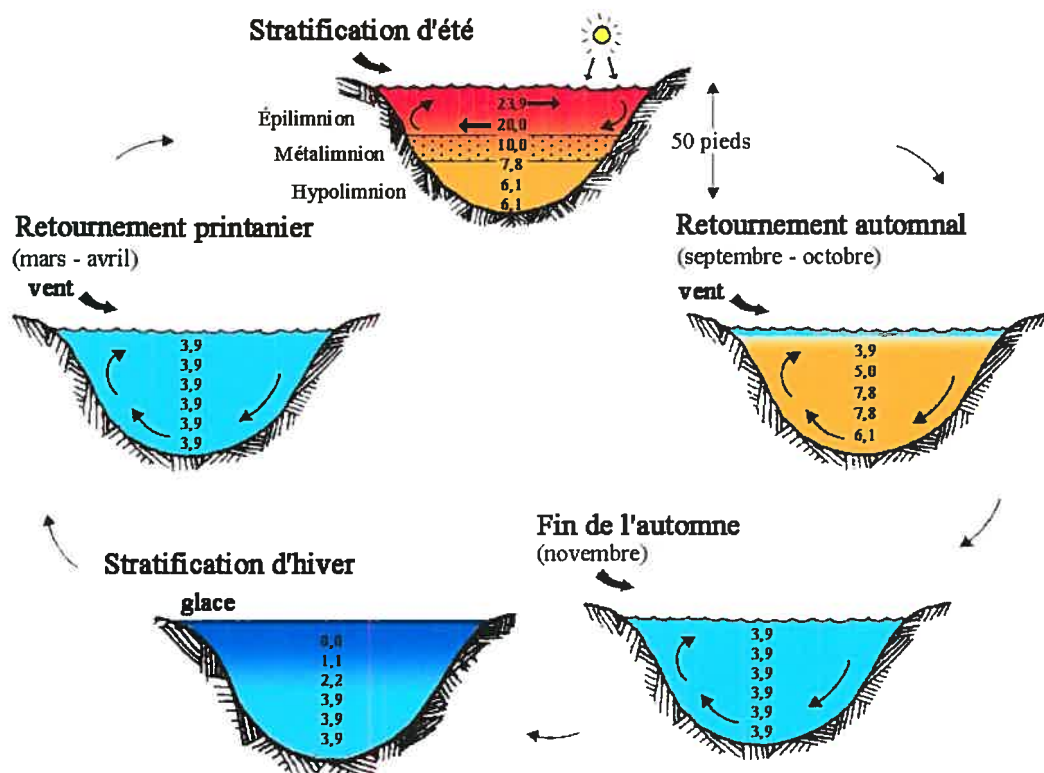
Malgré le fait que les impacts sur la faune aquatique sont plus rarement mesurés, il demeure que des concentrations élevées en Cl (>1000 mg L⁻¹) et le maintien de ces dernières pendant une période de plusieurs jours, peuvent provoquer une baisse de la diversité aquatique (National Research Council, 1991 ; Environnement Canada, 2001 ; Crowther et Hynes, 1977). À ce sujet, des études en laboratoires ont montré que l'intensité de l'intoxication varie selon : (a) l'espèce ; (b) la concentration en sels ; et (c) la durée de l'exposition (Evans et Frick, 2000). De façon générale les poissons sont plus tolérants que les invertébrés et les micro-organismes. Le niveau de tolérance des différentes espèces de poissons varie grossièrement entre 400 et 12 000 mg Cl L⁻¹ (National Research Council, 1991). Ainsi, la rareté des cas de mortalité de poissons en milieu naturel peut découler du fait que les concentrations en sels ne sont pas assez élevées et ne perdurent pas assez longtemps dans le milieu. Cependant, la persistance de plus faibles concentrations

pendant plusieurs jours peut diminuer la quantité d'invertébrés, créant ainsi un stress alimentaire au niveau des poissons (National Research Council, 1991).

Changements dans la dynamique lacustre

L'apport de grandes quantités de sels dans un lac de faible volume et de petite superficie peut modifier la dynamique lacustre. Normalement, pendant l'été les lacs canadiens sont stratifiés (D'Itri, 1992). Cette stratification (figure 10), qui découle du profil vertical de température de l'eau (différentes densités), comprend trois couches : (a) la couche de surface (épilimnion), (b) la couche de transition (métalimnion ou thermocline), et (c) la couche de fond (hypolimnion).

Figure 10 : Stratification d'un lac et mélange vertical des eaux (température en Celsius).
Source : Adapté du Département des Ressources Naturelles du Wisconsin.
www.dnr.state.wi.us/org/water/fhp/lakes/under/mixing.htm



L'eau ayant la densité la plus élevée (dont la température se rapproche le plus de 3,96°C) forme la couche de fond. Une eau plus froide (durant l'hiver) ou plus chaude

(durant l'été) se retrouve plus en surface étant donné une densité moins élevée. Au printemps et à l'automne, le gradient de température s'uniformise, permettant un mélange des couches d'eau. Ce mélange génère un transfert d'oxygène des eaux de surface vers les eaux plus profondes et un transfert de nutriments de l'eau de fond vers l'eau de surface. En l'absence de ce mélange des eaux, la survie de différentes espèces aquatiques est menacée.

En se déversant dans un petit lac, l'eau salée étant plus dense que l'eau douce migre jusqu'au fond du lac. Ceci accentue alors le gradient de densité. Le mélange vertical des eaux au printemps et à l'automne peut alors être retardé et même être inhibé. Diment *et al.* (1973) ainsi que Bubeck *et al.* (1971) ont remarqué ce phénomène dans la « Irondequoit Bay ». Les eaux de ruissellement provenant d'une route qui se déversent au fond de la baie contiennent des concentrations en Cl suffisamment importantes (jusqu'à 46 000 mg Cl L⁻¹) pour empêcher un mélange complet des couches d'eau. Ainsi, pour les années 1970, 1971 et 1972, les profondeurs maximales auxquelles le mélange des eaux se produit ont diminué de 18 à 15 m et de 15 à 12 m. Ils remarquent aussi, entre 1939 et 1972, que la période de stratification estivale est prolongée de presque un mois. D'autres études, Cherkauer et Ostenso (1976), Scott (1979), Judd (1970) et Hawkins et Judd (1972) montrent aussi la mise en place d'une stratification plus prononcée en raison de l'accumulation d'eau salée en profondeur.

L'eau souterraine

Lors de l'infiltration des eaux de ruissellement dans les sols, le Na et le Cl peuvent : **(a)** migrer jusqu'aux eaux souterraines, **(b)** demeurer dans la solution de sol et/ou, **(c)** être adsorbés par le sol. À ce sujet, le Na et le Cl présentent des comportements différents. En raison de sa charge négative, le Cl ne sera pas ou très peu adsorbé par le sol, qui a aussi une charge globale négative. Le Cl demeure donc en solution et migre plus rapidement que le Na vers les eaux souterraines (National Research Council, 1991). De son côté, ayant une charge positive, le Na peut être adsorbé par le sol (Villamil et Kent, 1980), particulièrement par les minéraux

argileux et la matière organique. Cette adsorption a comme effet de ralentir sa migration vers les eaux souterraines. Malgré ce ralentissement, il est possible que les concentrations en Na dans les eaux souterraines atteignent des niveaux pouvant en menacer la potabilité (Vitaliano, 1992). L'infiltrabilité de l'eau dans le sol dépend : (a) du temps, (b) du contenu initial en eau, (c) de la conductivité hydraulique, (d) de la perméabilité du sol, et (e) l'hétérogénéité du profil (tableau 10).

Tableau 10 : Influence des facteurs sur l'infiltrabilité.

Source : Adapté de Hillel, 1998.

| Facteur | Influence |
|--------------------------|---|
| Temps | L'infiltrabilité est plus rapide au début de l'infiltration mais diminue progressivement jusqu'à atteindre une constante qui lui est propre. |
| Contenu initial en eau | Plus le contenu en eau est élevé avant l'infiltration, moins rapide sera l'infiltrabilité et plus rapidement la constante sera atteinte. |
| Conductivité hydraulique | Une conductivité hydraulique (à saturation) élevée est généralement associée à une plus grande infiltrabilité. |
| Surface du sol | Un sol dont la surface est poreuse va généralement occasionner une infiltrabilité de départ plus élevée contrairement à une surface plus imperméable. |
| Hétérogénéité du profil | La présence d'un horizon à texture fine (argile) dans un profil ralentit généralement l'infiltrabilité. |

D'autre part, plus la nappe d'eau souterraine est profonde, plus la migration de l'eau de ruissellement vers l'eau souterraine est longue. Contrairement à l'eau de surface où une augmentation des concentrations en Na et Cl peut se manifester de quelques heures (ruissellement de surface) à quelques jours (ruissellement hypodermique) après la solubilisation des sels, le temps de décalage entre le moment où les sels (eau de ruissellement) pénètrent dans le sol et celui où ils atteignent les eaux souterraines peut être de plusieurs mois à plusieurs années (Environnement Canada, 2001).

Comme pour les eaux de surface, les paramètres qui influencent la hausse des concentrations en Na et Cl sont notamment ceux présentés aux tableaux 6 et 8. À cette liste ajoutons le volume de la nappe d'eau souterraine qui agit comme un important facteur de dilution. Ainsi, nous pouvons estimer que moins le temps de contact entre l'eau et le sol est long, moins il y a de pertes ioniques (principalement

en Na) générées par le phénomène d'adsorption. Selon le modèle d'évaluation de Johnston *et al.* (2000), les nappes d'eau souterraines les plus sujettes à une augmentation des concentrations en sels due à l'épandage sont celles qui sont peu profondes et qui sont situées à moins de 20 m des autoroutes.

De façon générale, les concentrations moyennes en sels mesurées dans les eaux souterraines non-affectées par les sels de voirie varient entre 6 et 130 mg Na L⁻¹ et sont inférieures à 10 mg Cl L⁻¹ (Bond et Straub, 1973 ; D'Itri, 1992).

Plusieurs recherches ont montré que les sels de voirie peuvent fortement contribuer à l'augmentation des concentrations en Na et Cl dans les eaux souterraines. Dennis (1973) relate un événement où les concentrations en Cl sont passées d'environ 50 mg L⁻¹ à près de 2 000 mg L⁻¹ dans une nappe d'eau souterraine de faible profondeur (~10 m) sous un sol ayant une infiltrabilité rapide (sable – gravier). Un entreposage inadéquat de NaCl était la cause de cette augmentation.

D'autre part, Howard et Haynes (1993) ont montré que de la totalité des sels épandus à l'intérieur d'un bassin versant de la région métropolitaine de Toronto, 45% des sels quittent le bassin alors que 55% restent et s'accumulent dans les eaux souterraines peu profondes. Ils estiment que, d'ici 20 ans, la concentration en Cl dans les eaux de résurgence aura atteint une concentration de 426 ± 50 mg L⁻¹. Hutchinson (1977) a aussi montré des concentrations anormalement élevées en Na et Cl dans des puits situés à 7,62 m (25 pieds) de plusieurs autoroutes du Maine (tableau 11). Hutchinson ajoute que même si pour quelques puits les concentrations redevenaient acceptables (< 250 mg L⁻¹) en juin et juillet, ces baisses ne seraient que temporaires et d'aucun secours. Le tableau 11 nous permet aussi de constater que les concentrations en Cl sont beaucoup plus importantes que les concentrations en Na. La plus grande mobilité du Cl et la faible rétention de ce dernier par le sol expliqueraient cette différence.

Tableau 11 : Concentrations en sodium et en chlore pour 100 puits aléatoirement choisis en bordure de plusieurs autoroutes du Maine.
 Source : Adapté de Hutchinson, 1977.

| Distance de l'autoroute (m) | Sodium (mg L ⁻¹) | | Chlore (mg L ⁻¹) | |
|-----------------------------|------------------------------|-------|------------------------------|-------|
| | Août | Avril | Août | Avril |
| 7,62 | 846 | 518 | 1 889 | 3 150 |
| 12,19 | 76 | 70 | 150 | 171 |
| 24,38 | 1 | 1 | 2 | 3 |

Au Québec, Gélinas et Locat (1989) ont remarqué la présence d'une lentille d'eau salée dans l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest. Cette dernière est en partie située sous l'autoroute 55. Les concentrations en Cl atteignaient jusqu'à 800 mg L⁻¹. Toutefois, les auteurs indiquent qu'en raison de ses caractéristiques et des modes d'exploitation de la nappe, la qualité de l'eau n'est pas menacée à long terme.

2.2.3 La contamination des sols

Les recherches qui concernent les impacts au niveau des sols sont moins abondantes que celles qui se rapportent aux autres impacts. Au Québec, nous n'avons répertorié aucune étude se rapportant à la migration des sels dans les sols bordant les routes déglacées ainsi qu'aux impacts pouvant en découler. Morin *et al.* (2000) ont fait une estimation de la salinité des sols et des eaux de surface du Canada en tenant compte des sels de voirie qui sont épandus sur les routes. Les auteurs indiquent la présence de grandes variations régionales qui dépendent des quantités de sels épandues, des conditions climatiques, de la densité routière et du degré d'urbanisation.

D'abord, comme nous l'avons fait remarquer au niveau de la contamination des eaux souterraines, la migration du Na et du Cl à travers les sols ne s'effectue pas de façon similaire. N'étant pas ou peu adsorbé par le sol, le Cl n'est pas perçu comme étant une source d'impacts majeurs dans les sols (Prior et Berthouex, 1967), contrairement au Na, qui lui peut être adsorbé par les minéraux argileux et la matière organique.

Les sols affectés par les sels

Contrairement aux régions tempérées où les précipitations acides, riches en H^+ , peuvent lessiver le complexe d'échange des ions les moins fortement adsorbés (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), les sols des régions arides, dont le matériel parental est riche en sels, présentent souvent un complexe d'échange dominé par ces ions (Hillel, 1998).

Selon la concentration totale en sels dans la solution de sol (mesurée par la conductivité électrique de l'échantillon à saturation, EC), et le pourcentage d'ion Na^+ échangeable (ESP), ces sols sont classifiés comme salin, sodique ou salin-sodique (Hillel, 1998 ; Brady, 1975) (tableau 12). Le pourcentage de sodium échangeable (ESP) est le rapport entre la quantité d'ion Na^+ échangeable (exprimé en $cmol\ kg^{-1}$ de sol) et la capacité d'échange cationique (CEC). Cette dernière, qui reflète la somme des quantités échangeables de tous les cations, varie de < 1 pour des sols sableux jusqu'à 200 à 300 $cmol\ kg^{-1}$ pour des sols argileux et/ou organiques.

Tableau 12 : Caractéristiques des sols salins, salins-sodiques et sodiques

| Sols | EC (échantillon saturé, à 25°C) | ESP | pH |
|-----------------|------------------------------------|--------|------------------------|
| Salin | $> 4\ \mu S\ cm^{-1}$ | < 15 | Habituellement $< 8,5$ |
| Salin - Sodique | $> 4\ \mu S\ cm^{-1}$ | > 15 | Habituellement $< 8,5$ |
| Sodique | $< 4\ \mu S\ cm^{-1}$ | > 15 | 8,5 - 10 |

En plus de varier selon le pH, le contenu en argile et en matière organique du sol, la CEC diffère selon le type d'argile présent dans le sol. Ainsi, plus la surface spécifique du minéral argileux est élevée, plus la CEC est importante (tableau 13).

On peut définir la surface spécifique comme étant la surface totale d'une particule par unité de masse ($m^2\ g^{-1}$) ou de volume ($m^2\ cm^{-3}$). La surface spécifique varie de 1 ou $2\ m^2\ g^{-1}$ pour le sable et jusqu'à $800\ m^2\ g^{-1}$ pour la montmorillonite.

Tableau 13 : Surface spécifique et CEC de certains minéraux argileux.

| Minéraux argileux | | | | |
|--|------------------|---------------|------------------------|-----------------|
| Propriétés | Kaolinite | Illite | Montmorillonite | Chlorite |
| Surface spécifique (m ² g ⁻¹) | 10 à 30 | 100 à 175 | 700 à 800 | 100- à 175 |
| CEC (cmol kg ⁻¹) | 5 à 15 | 10 à 40 | 80 à 150 | 10 à 40 |

Des sols lessivés par de l'eau de ruissellement riche en Na seront plus ou moins affectés par cet ion. L'importance du changement dépendra de : **(a)** la quantité de matière organique et, **(b)** de la quantité et du type de minéraux argileux présents dans le sol. Morin *et al.* (2000) présentent une classification de la sensibilité des sols par rapport à une hausse des concentrations en Na (tableau 14).

Tableau 14 : Classification des sols à risque par rapport à l'infiltration de sels de déglacage.

Source : Adapté de Morin *et al.* 2000.

| Risque | Sols |
|----------------|---|
| Faible | Très perméable, texture grossière (sables, loam sableux, sables loameux, limons) |
| Faible – moyen | Peu perméable, texture fine (argiles compactées, loam argileux, loam, loam sablo-argileux, loam limoneux) |
| Moyen | Très perméable, argiles enrichies de matières organiques, loam argileux, loam, loam limono-argileux, loam limoneux) |
| Élevé | Moyennement perméable, texture moyenne, limons non compactés, loam sablo-argileux, loam limoneux) |
| Très élevé | Sols enrichis avec des minéraux argileux expansibles (montmorillonite) |

Les impacts

À la suite d'une hausse des concentrations en sels (Na et Cl) dans les sols et les solutions de sols, les principaux impacts qui sont soulevés dans la littérature sont : **(a)** une modification des propriétés physiques et chimiques des sols, **(b)** une intoxication de la végétation qui croît sur le sol, et **(c)** une intoxication du biote du sol.

Modification des propriétés chimiques et physiques des sols

Une hausse de la concentration en sels dans le sol, principalement en Na, modifie certaines de ses propriétés chimiques et physiques. On note : **(a)** une hausse

du pH, (b) une hausse de la conductivité, (c) un lessivage ionique, et (d) une détérioration de la structure du sol.

Hausse du pH

Le potentiel hydrogène, communément appelé pH, résulte de l'équilibre entre les concentrations des produits de l'ionisation de l'eau (*équation 1*).



L'équilibre prend place lorsque le taux de dissociation des molécules d'eau équivaut au taux de réassociation des ions en molécules d'eau. À l'équilibre, les concentrations de H_2O , de OH^- et de H^+ sont constantes ainsi que le ratio des produits sur les réactifs (*équation 2*).

$$K_{\text{équilibre}} = [\text{H}^+] [\text{OH}^-] / [\text{H}_2\text{O}]$$

[équation 2]

K = constante d'équilibre
[concentrations en M]

Dans n'importe quelle solution où l'eau est le solvant, le produit des concentrations (K_w) de H^+ et de OH^- à l'équilibre est de 10^{-14} à 25°C (*équation 3 et 4*).

$$K_w = 10^{-14} = [\text{H}^+] [\text{OH}^-]$$

[équation 3]

et

$$[\text{H}^+] = [\text{OH}^-] = 10^{-7} \text{ (à pH de 7.0)}$$

[équation 4]

Pour ce qui est de la valeur du pH, cette dernière correspond au logarithme de la réciproque de l'activité des ions H^+ en solution (*équation 5*). L'échelle de pH varie entre 0 (extrême acidité) et 14 (ultra basique).

$$\text{pH} = \log_{10} 1/[\text{H}^+]$$

ou

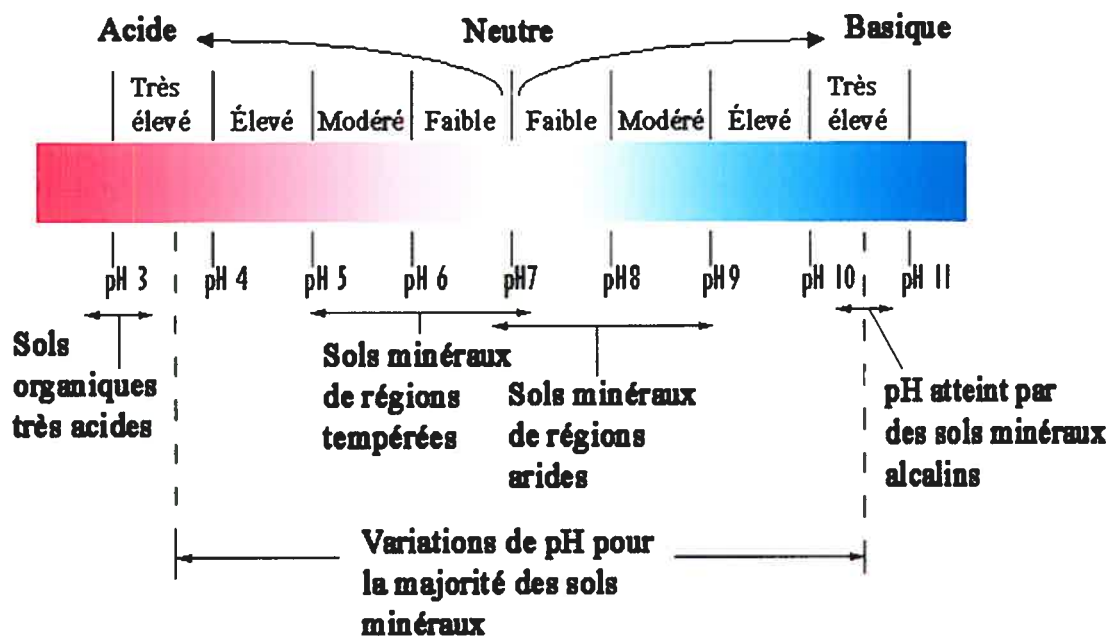
$$\text{pH} = -\log_{10} [\text{H}^+]$$

[équation 5]

À un pH de 7, l'activité de H^+ est de 10^{-7} M. Un pH de 4 indique que la concentration des H^+ est de 10^{-4} M et que la concentration des OH^- est de 10^{-10} M.

D'autre part, étant donné que le pH découle d'une équation logarithmique de base 10, un pH de 4 sera dix fois plus acide qu'un pH de 5 et autant de fois plus basique qu'un pH de 3. De façon générale, les valeurs de pH pour les sols minéraux varient entre 3,5 et 10 (figure 11).

Figure 11 : Échelle de pH.
Source : Adapté de Brady, 1974.



Le pH n'est pas une valeur qui demeure constante dans le temps et dans l'espace. Certains facteurs participent à l'acidification et à l'alcalinisation des sols. Pour ce qui est des mécanismes acidifiants, la décomposition de la matière organique et l'activité microbienne sont parmi les plus importants. Ils président à la formation des acides organiques et inorganiques. Ces acides favorisent le lessivage des ions basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) hors du profil du sol en plus d'être une source importante d'ions H^+ . D'un autre côté, l'apport en ions basiques échangeables, qui sont des macronutriments, privilégie la réduction de l'acidité au bénéfice de l'alcalinité.

L'altération du matériel parental et le chaulage des terres ont comme effet d'augmenter la quantité d'ions basiques échangeables. L'épandage de sels de voirie (NaCl) est aussi une pratique par laquelle une hausse de pH peut être notée dans les sols situés en périphérie de ces corridors routiers.

En 1976, Hanes *et al.* ont comparé les concentrations en sels dans des sols situés de part et d'autre d'une route du Vermont. En raison de la pente, le ruissellement se fait du côté est de la route, en l'occurrence, là où les concentrations en sels sont les plus élevées (tableau 15). De pair avec des concentrations en Na et Cl plus élevées, on note que les valeurs de pH et de conductivité électrique sont aussi plus élevées du côté est de la route.

**Tableau 15 : Conductivités électriques moyennes et concentrations moyennes de sodium et de chlore pour des échantillons de sols collectés sur huit périodes d'échantillonnage, entre 9 et 21 pieds (3 pieds d'intervalle) de la route et à des profondeurs variant entre 0 et 12 pouces (intervalle de 3 pouces).
Source : Adapté de Hanes *et al* (1976).**

| Localisation par rapport à la route | Conductivité électrique ($\mu\text{S cm}^{-1}$) | pH maximum | Cl (mg L^{-1}) | Na (mg L^{-1}) |
|-------------------------------------|---|------------|---------------------------|---------------------------|
| Est | 1045,9 | 8,4 | 268,4 | 243,4 |
| Ouest | 482,1 | 6,6 | 26,8 | 40,2 |

Hausse de la conductivité électrique

La conductivité électrique (EC) représente l'habilité d'une substance aqueuse à propager un courant électrique. L'importance de la conductivité électrique est fonction : (a) de la présence d'ions, (b) de leur concentration, (c) de leur mobilité, (d) de leur valence et (e) de la température à laquelle on effectue la mesure (généralement à 20°C). L'unité de mesure est le microSiemens par centimètre ($\mu\text{S cm}^{-1}$).

De façon générale, la conductivité traduit la présence des ions en solution, en l'occurrence, ceux qui participent à la salinité de la solution de sol. Plus la concentration en sels dissous est élevée, plus la conductivité est élevée. Ceci dit, l'eau de ruissellement qui contient de fortes concentrations en sels dissous (Na et Cl)

et qui migre à travers le sol hausse la conductivité électrique du sol et de la solution de sol (tableau 15).

Lessivage ionique

Pour ce qui est du lessivage ionique, on indique que la migration de grandes quantités de Na et de Cl à travers le sol peut entraîner la mise en solution de certains métaux traces et cations basiques. Des études en laboratoire faites par Amrhein *et al.* (1990, 1992, 1994) ainsi que par Doner (1979) ont montré que le Cl peut hausser, sous forme de chloro complexes, la mobilité du Ni, du Cu, de Cd, du Cr, du Pb et du Fe. Toutefois, en milieu naturel de telles observations ne sont pas aussi concluantes. En comparant l'eau sous des sols situés en bordure de routes déglacées à celle située sous des sols non affectés par les sels, Pilon et Howard (1987) ont montré que les eaux de ruissellement n'engendrent pas la solubilisation des métaux traces. D'autre part, la saturation du complexe d'échange du sol par le Na peut temporairement entraîner un lessivage du Ca, du Mg et du K. Sachant que ces éléments sont des nutriments essentiels à la croissance des espèces végétales, leur diminution peut entraîner une baisse de la fertilité des sols (National Research Council, 1991).

Détérioration de la structure

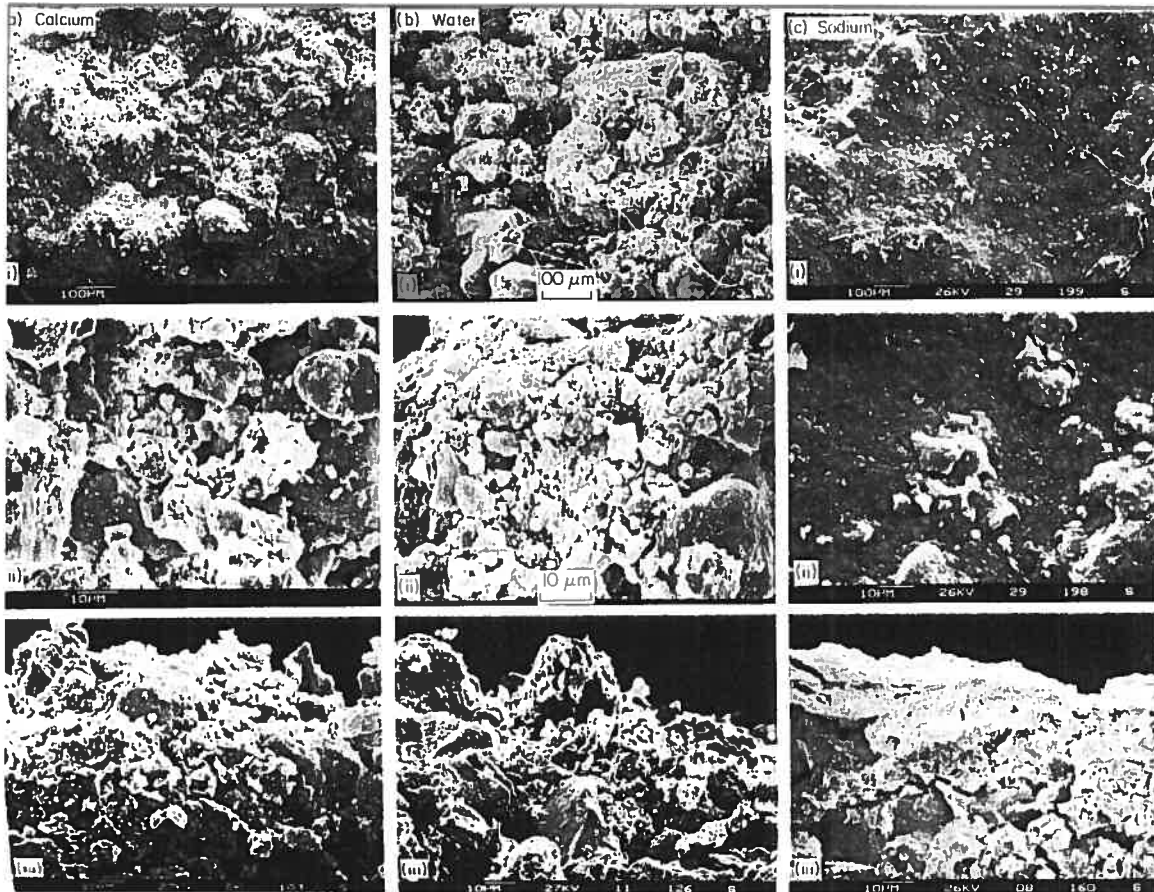
La structure d'un sol découle de l'agglomération des particules individuelles. L'agrégation des particules sous-entend la floculation des argiles et limons ainsi que, avec exceptions, la cimentation de ces agrégats élémentaires. La floculation peut survenir à la suite d'une diminution du pH, ce qui a comme conséquence d'unir les pôles positifs et négatifs de plusieurs particules d'argiles. La floculation peut aussi se produire lorsque l'espace entre les particules d'argiles est minimisé. La diminution de cet espace se fait idéalement par l'entremise de cations polyvalents faiblement hydratés comme par exemple le Ca^{2+} et le Mg^{2+} . Au contraire, l'espace entre les particules argileuses est maximisé quand la solution de sol est dominée par des cations monovalents tel le Na^+ (Hillel, 1998), favorisant ainsi la défloculation. En plus d'être affecté par la présence de différents ions dans la solution de sol et les agents de cimentation, la structure est aussi affectée par : (a) les cycles de gels et

dégels, (b) l'humidité et la sécheresse, (c) l'action physique des racines et des animaux fouisseurs, (d) les techniques de labourage du sol (Brady, 1974).

Un sol qui présente une structure adéquate favorise la transmission des liquides et des gaz tout en facilitant la germination des semences, la croissance des racines en plus de limiter le phénomène d'érosion. La texture et principalement la structure exercent un contrôle prépondérant sur la porosité du sol. Cette dernière, qui représente le pourcentage total des vides dans un volume de sol, varie généralement entre 30 et 60%.

Soumise à un ruissellement contenant de grandes quantités de Na en solution, la structure du sol peut être détruite. Le Na, étant fortement représenté dans l'eau d'infiltration, a plus de chance de remplacer les autres cations basiques polyvalents adsorbés qui, en l'occurrence, maintiennent les argiles floculées. Étant donné que le Na prend plus de place une fois hydraté, son insertion entre deux particules d'argiles augmente l'espacement, ce qui a comme conséquence de défloculer les particules. Suite à leur défloculation, les argiles sont plus facilement lessivables dans le profil.

Figure 12 : Images (microscope à balayage électronique) d'un sol après des traitements : (a) calcium, (b) eau, et (c) sodium.
Source : Greene *et al.*, 1988.



Les particules d'argile pourront alors obstruer certains pores, réduisant ainsi la conductivité hydraulique du sol. La rétention d'eau dans le profil en sera augmentée. Plusieurs recherches faites en rapport avec les sels de voirie soulignent la possible détérioration de la structure sans toutefois en démontrer l'existence sur le terrain. À l'aide d'images prises au microscope à balayage électronique, Greene *et al.* (1988) ont montré que le Na augmente la dispersion des argiles à la surface d'un sol, formant ainsi une couche plus imperméable. La figure 12 montre le résultat de sols traités au calcium, à l'eau et au sodium. On note que le sol traité au sodium (images de la colonne de droite) présente une surface dont les pores qui sont présentes au niveau des sols traités à l'eau et au calcium sont disparues en raison du processus de défloculation découlant de la saturation du complexe d'échange par le sodium.

Variations des concentrations en sels dans les sols

Comme nous l'avons fait remarquer au début de ce chapitre, les quantités de sels retrouvées dans un milieu et la distance à laquelle ces concentrations sont supérieures à la normale dépendent de multiples facteurs. En ce qui concerne les sols situés en périphérie d'une source de sels, des paramètres plus spécifiques viennent influencer les concentrations en sels mesurées dans les sols : la texture et la structure du sol. L'implication de ces différentes variables fait ressortir certaines tendances quant aux variations des concentrations en Na et Cl dans les sols. À défaut de démontrer scientifiquement l'existence d'impacts comme la détérioration de la structure, la majorité des recherches concernant l'influence des sels de voirie sur les sols s'efforcent à quantifier les variations des concentrations en sels dans l'espace et dans le temps.

Variations spatiales

L'infiltration d'eau de ruissellement contenant de grandes concentrations en Na et en Cl dans un sol en augmente éventuellement les concentrations (Hutchinson et Olson, 1967). Toutefois, cette hausse n'est homogène ni à travers le profil de sol (axe vertical), ni par rapport à la distance à la source de sel (axe horizontal).

Variations sur l'axe vertical

Dans le cas où des sols à texture et structure homogènes sont affectés par l'infiltration de sels en solution, plusieurs études notent que les concentrations en Na et en Cl à travers le profil semblent être plus élevées à la surface du sol qu'en profondeur. Hanes *et al.* (1976) ont montré qu'après l'infiltration de sels en solution, les plus fortes concentrations sont mesurées dans le premier 1,3 cm du sol et restent plus élevées que la normale dans les 45 premiers cm. Prior et Berthouex (1967), Hutchinson et Olson (1967), Locat et Gélinas (1989) et Labadia et Buttle (1996) ont aussi remarqué que les concentrations en Na et Cl tendent à être plus élevées en surface. Labadia et Buttle (1996) expliquent cette accumulation de surface en raison d'un plus grand contenu en matière organique et d'une texture plus fine, donc d'une plus grande CEC par rapport aux horizons sous-jacents. Bien qu'elles soient

beaucoup plus faibles, les concentrations en Cl montrent la même distribution que les concentrations en Na.

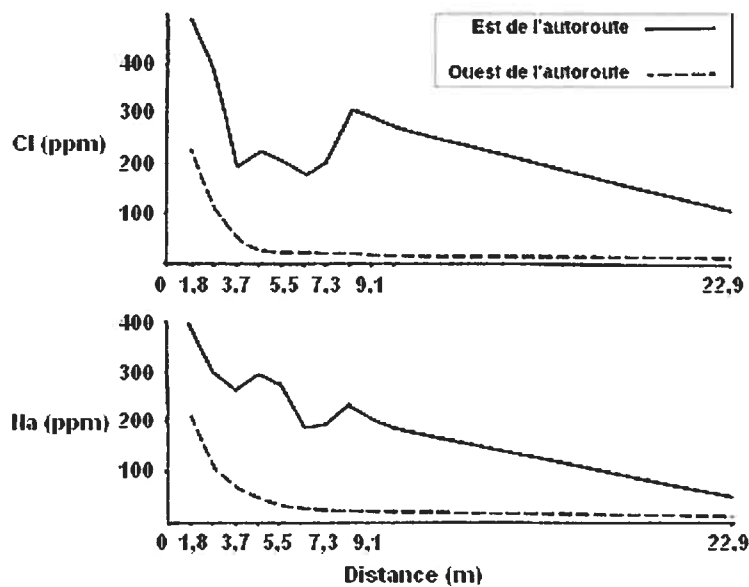
Berthouex et Prior (1967) montrent aussi que les fluctuations peuvent survenir à l'intérieur d'un profil même si les concentrations sont habituellement plus élevées en surface. Ces variations pourraient être expliquées par : (a) une application irrégulière de sels, (b) différentes capacités d'adsorption, et (c) des niveaux de compactage qui varient selon les horizons.

Variations sur l'axe horizontal

En plus de présenter des variations à l'intérieur des profils de sol (axe vertical), les concentrations en Na et en Cl varient selon la distance qui sépare le sol de la source de sel (axe horizontal). Contrairement aux variations sur l'axe vertical où les concentrations en Na et Cl ne montrent pas de tendance universelle, les variations qui se produisent sur l'axe horizontal montrent que les concentrations en Na et Cl diminuent toujours avec l'augmentation de la distance par rapport à la source de sel. Ainsi, plus le sol est situé près d'une source de sels, plus les concentrations en Na et en Cl y seront élevées. L'aire d'influence d'une source de sels sera déterminée par les paramètres présentés au tableau 8. D'autre part, les concentrations en sels mesurées dans les sols varient selon la nature de la source de sels. Cain *et al.* (2000) rapportent des concentrations maximales en Na de 13100 mg L⁻¹ et de 14500 mg L⁻¹ de Cl dans les sols situés à proximité d'un entrepôt de sels. Hofstra et Smith (1984) ont mesuré des concentrations en Cl de 1050 mg L⁻¹ et de 890 mg L⁻¹ de Na dans des échantillons de sols situés à moins de 10 m d'une autoroute à quatre voies de l'Ontario. Hanes *et al.* (1976) ont mesuré des concentrations de 2577 mg L⁻¹ en Cl et de 1080 mg L⁻¹ en Na dans un sol situé à 3 m d'une autoroute du Vermont. La figure 13 nous montre cette diminution des concentrations en sels avec l'augmentation de la distance à l'autoroute.

Figure 13 : Variations spatiales des concentrations en chlore et sodium dans des sols situés en bordure d'une autoroute.

Source : Adapté de Haynes *et al.*, 1976.



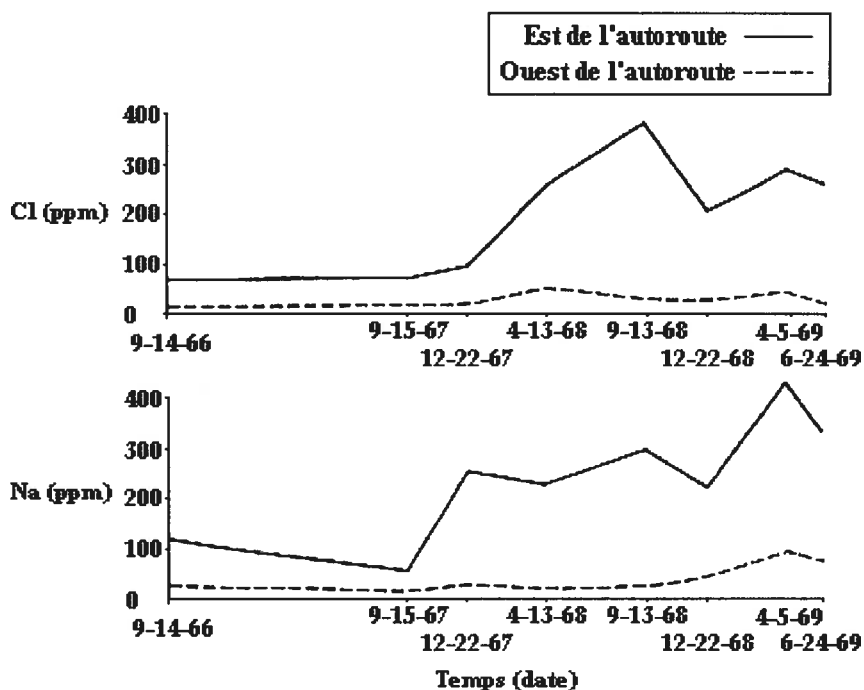
La figure 13 nous montre aussi que dans les deux cas (est et ouest), les concentrations en Na et Cl diminuent avec l'augmentation de la distance. La raison qui explique la différence entre les deux localisations (est et ouest) est que l'écoulement de la route se fait vers l'ouest.

Variations temporelles

En plus de varier dans l'espace (axes vertical et horizontal), les concentrations en Na et Cl varient dans le temps. Au cours d'une période de trois ans, Hanes *et al.* (1976) ont montré les variations des concentrations en Na et Cl dans des sols en bordure d'une autoroute du Vermont, US 7 (figure 14).

Figure 14 : Variations temporelles des concentrations en chlore et sodium dans des sols situés en bordure d'une autoroute.

Source : Adapté de Hanes *et al.*, 1976.

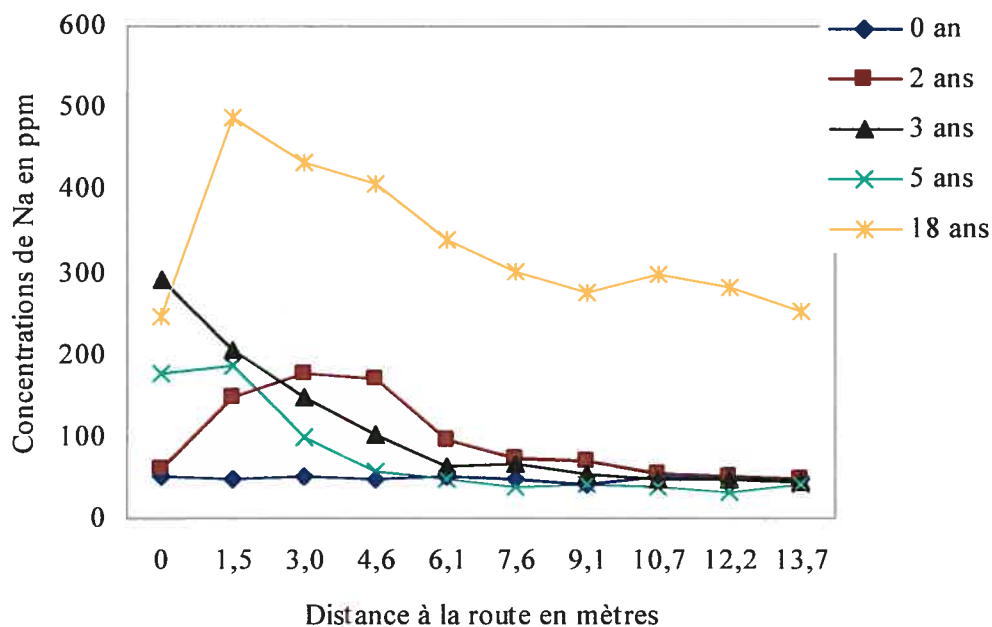


La figure 14 nous montre que les concentrations en Na et Cl augmentent entre 1966 et 1969 et qu'au cours de cette période, plusieurs fluctuations surviennent. Tel que mentionné précédemment, du fait que le ruissellement de la route se fait vers l'ouest, les deux côtés de la route ne sont pas soumis aux mêmes quantités de Na et Cl. Ceci explique donc pourquoi les concentrations et les variations sont plus importantes du côté est de l'autoroute. Néanmoins, on observe la même tendance générale entre les deux côtés de l'autoroute. Hanes *et al* (1976) ne fournissent pas d'explication en ce qui concerne les fluctuations saisonnières que l'on note sur cette figure. D'autre part, la figure 14 nous permet aussi de constater que les sels (Na et Cl) peuvent aussi s'accumuler dans les sols.

À ce sujet, Hutchinson et Olson (1967) ont montré l'accumulation de Na en comparant des échantillons de sols provenant de différents segments d'une même autoroute. Chacun de ces cinq segments de route avait été déglacé durant des périodes variant entre 0 et 18 ans. Les sols situés en bordure des segments qui

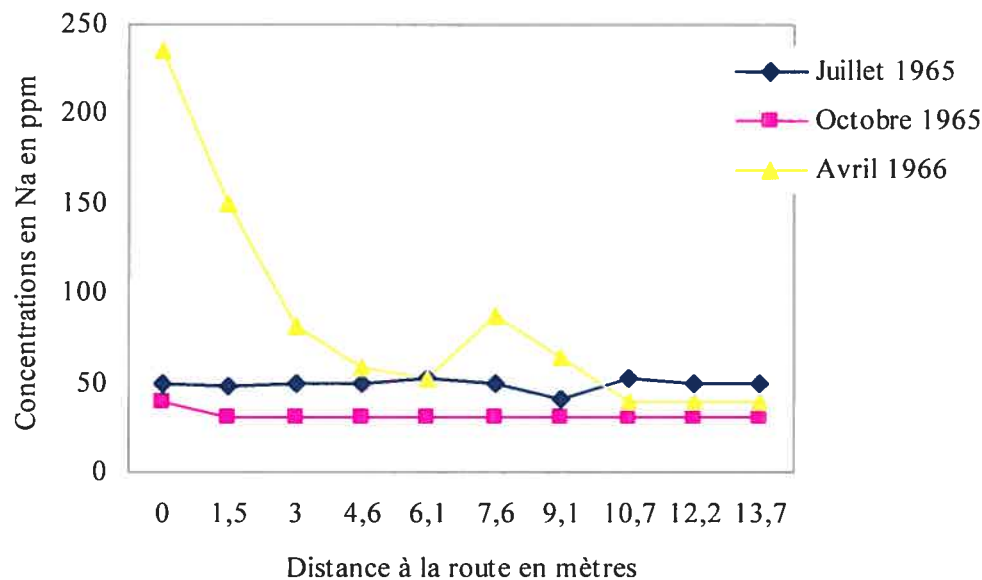
avaient été déglacés pendant le plus grand nombre d'années présentait les plus fortes concentrations en Na (figure 15).

Figure 15 : Concentrations en sodium dans des sols situés en bordure de « Maine Turnpike et l'Interstate 95» pour 5 épisodes de déglacage.
Source : Adapté de Hutchinson et Olson, 1967.



Hutchinson et Olson (1967) ont aussi montré les variations des concentrations en Na avant et après une saison d'épandage de sels de voirie (figure 16). La figure 16 montre que c'est au printemps (avril-66) que les concentrations en Na sont les plus importantes alors qu'à l'automne (octobre-65) les concentrations en Na sont, peu importe la distance, les plus faibles. Au printemps (avril-66), les concentrations en Na diminuent beaucoup avec l'augmentation de la distance à la route alors que durant l'été (juillet-65) et l'automne (octobre-65) les concentrations en Na sont sensiblement les mêmes peu importe la distance à la route.

Figure 16 : Concentrations en sodium le long de l'Interstate 95 à Stillwater, Maine, avant et après une saison de déglacage.
 Source : Adapté de Hutchinson et Olson, 1967.



Variations spatio-temporelles

En somme, les variations spatio-temporelles montrent que : (a) les concentrations en Na et Cl diminuent avec l'augmentation de la distance par rapport à la route, (b) les concentrations en Na et Cl varient à l'intérieur même d'un profil de sol, (c) les concentrations en Na et Cl varient dans le temps en étant plus élevées au printemps qu'à l'automne, et (d) que le Na et le Cl peuvent, au fil du temps, s'accumuler dans les sols.

2.2.4 Intoxication de la végétation

Les espèces végétales présentes en bordure des routes déglacées subissent de façon plus ou moins périodique les effets des sels de voirie. Les impacts, connus depuis les années cinquante (French, 1959), ont abondamment été étudiés depuis. Les impacts sont causés par l'entremise d'une hausse des concentrations en Na et en Cl dans le sol et la solution de sol ainsi qu'en raison de l'accumulation d'aérosols sur les tissus des végétaux.

Comme pour les sols, le Na et le Cl ne provoquent pas les mêmes impacts sur la végétation. Étant donné que le Cl s'accumule en plus grandes quantités dans la plante, on estime que ce dernier est plus dommageable que le Na. Toutefois, par l'intermédiaire des modifications physiques et chimiques des sols, le Na peut aussi affecter les végétaux. Un apport massif en Na lessive le profil de sols des éléments nutritifs tels Ca, Mg et K. Un tel déséquilibre nutritif peut, chez certaines espèces, causer une diminution du taux de croissance. L'accumulation de Na peut aussi détruire la structure du sol, favorisant ainsi des conditions asphyxiantes dans ce sol. Ceci nuira à la croissance des racines et à la germination des semences. D'autre part, l'augmentation des concentrations en sels dans la solution de sol provoque un déséquilibre osmotique (manque d'eau et de nutriments). Ceci se manifeste par une déshydratation de la plante et une réduction de la croissance des pousses et des racines. Finalement, en contact avec des solutions de sols contenant de fortes concentrations en Cl, les racines en absorbent des quantités suffisamment importantes pour provoquer l'intoxication et la mort.

Concernant les aérosols, ceux-ci peuvent : **(a)** déshydrater localement la plante, **(b)** diminuer le taux de croissance de la partie exposée aux aérosols, **(c)** brûler les feuilles, les tiges et les bourgeons, et **(d)** tuer le spécimen. Les figures 17 et 18 sont un exemple des dégâts causés par les aérosols. Le côté exposé aux aérosols (figure 17) est littéralement brûlé comparativement à l'autre côté de cette même haie de cèdres (figure 18). Cette haie de cèdres était localisée à environ 40 mètres de l'autoroute 40.

De plus, en se déposant sur le sol, les aérosols peuvent éventuellement être repris par les racines. Certaines recherches ont montré que les aérosols peuvent affecter la végétation jusqu'à une distance de plus de 200 m de la route (Cain *et al.*, 2000 ; Chung, 1981).

Figure 17 : Effet des aérosols sur la végétation (cèdre) – côté exposé aux aérosols provenant d'une route (face à la circulation).
Source : Nicolas Forget, juin 2001 (autoroute 40, Repentigny).



Figure 18 : Effet des aérosols sur la végétation (cèdre) – côté non-exposé aux aérosols provenant d'une route (dos à la circulation).
Source : Nicolas Forget, juin 2001 (autoroute 40, Repentigny).



Plusieurs facteurs influencent l'intensité des impacts sur la végétation. D'abord, la tolérance aux sels varie selon le type de végétation (arbres, arbustes, herbacés) ainsi

que selon l'espèce. De façon générale, les herbacées et arbustes sont plus tolérants que les arbres (National Research Council, 1991). Concernant l'espèce, le pin rouge, le pin blanc, l'érable à sucre et l'érable rouge sont moins tolérants aux sels que ne le sont chêne rouge et le bouleau noir (tableau 16). Les espèces tolérantes semblent accumuler de plus faibles quantités de Na et de Cl.

Tableau 16 : Tolérance aux sels de certaines espèces d'arbres.

Source : Adapté de Shortle et Rich, 1970.

| Espèce | Nombre d'arbres | % d'arbres endommagés | | | Contenu en Cl % | |
|-------------------------------|-----------------|-----------------------|-----------------|---------------------------|------------------|-------|
| | | Aucun dommage | Légers dommages | Dommages modérés à élevés | Bordure de route | Forêt |
| Espèces tolérantes | | | | | | |
| Chêne Rouge | 108 | 100 | 0 | 0 | 0,02 | 0,02 |
| Chêne Blanc | 70 | 100 | 0 | 0 | 0,14 | 0,06 |
| Cèdre Rouge | 29 | 100 | 0 | 0 | 0,06 | 0,09 |
| Caroube Noir | 26 | 100 | 0 | 0 | 0,32 | 0,09 |
| Bouleau Noir | 19 | 100 | 0 | 0 | 0,84 | 0,09 |
| Bouleau jaune | 19 | 95 | 5 | 0 | 0,78 | 0,10 |
| Frêne Blanc | 154 | 92 | 8 | 0 | 0,40 | 0,10 |
| Espèces peu tolérantes | | | | | | |
| Orme d'Amérique | 112 | 62 | 22 | 16 | 1,13 | 0,38 |
| Érable Rouge | 282 | 63 | 11 | 26 | 1,01 | 0,36 |
| Pin Blanc | 155 | 43 | 29 | 28 | 0,58 | 0,24 |
| Érable à sucre | 115 | 27 | 23 | 50 | 0,84 | 0,24 |
| Pin Rouge | 140 | 9 | 15 | 76 | 1,08 | 0,06 |

Hormis le type et l'espèce végétale : (a) la température, (b) l'ensoleillement, (c) le taux d'humidité de l'air et de la disponibilité de l'eau dans le sol, (d) le vent, (e) la texture du sol et du drainage, (f) la quantité de précipitation, (g) l'âge et la taille de l'espèce végétale, (h) la quantité de sels épandus, (i) la distance par rapport à la route, et (j) la pente (Environnement Canada, 2001 ; Jones *et al.*, 1986) influencent l'intensité et l'étendue des impacts. De façon générale, l'intensité des impacts

augmente avec les quantités de sels appliquées et diminuent avec la distance à la route.

Hanes *et al.* (1976) ont montré l'effet de la pente en comparant la végétation bordant chacun des côtés d'une route du Vermont (US7). À 4,57 m de chacun des deux côtés de la route, environ 250 arbres matures (érables argentés) sont présents. En raison de la pente, le ruissellement se fait du côté est de la route, endroit où les arbres sont endommagés et morts. Sur une période de quatre ans, les auteurs procèdent à six prélèvements de feuilles et de tiges dont ils mesurent les concentrations en Cl et Na. Ils notent que les concentrations en Cl et Na sont beaucoup plus élevées dans les feuilles et tiges des arbres situés du côté est de la route (tableau 17). Étant donné la faiblesse des concentrations en Na et que les arbres des deux côtés de la route présentent des concentrations similaires en Na, ils estiment que les dommages causés par cet élément sont nuls. Ainsi, c'est le Cl qui, absorbé de 10 à 24 fois plus que le Na, est perçu comme étant responsable de la mort de ces arbres. On mentionne aussi que c'est à partir du moment où les tissus de l'arbre contiennent plus de 0,2% de Cl par masse unitaire de plante sèche que les impacts se manifestent.

Tableau 17 : Contenu en chlore et sodium dans les feuilles et les tiges des érables argentés du côté est et ouest de la U.S. 7.
Source : Adapté de Hanes *et al.*, 1976.

| Dates d'échantillonnage | % de Na et de Cl par masse unitaire de plante sèche | | | | | | | |
|----------------------------|---|-------|------|-------|-------|-------|------|-------|
| | Feuilles | | | | Tiges | | | |
| | Cl | | Na | | Cl | | Na | |
| | Est | Ouest | Est | Ouest | Est | Ouest | Est | Ouest |
| 9-14-66 | 0,83 | 0,30 | 0,04 | 0,01 | 0,36 | 0,18 | 0,05 | 0,01 |
| 9-15-67 | 0,70 | 0,26 | 0,03 | 0,01 | 0,94 | 0,22 | 0,05 | 0,01 |
| 6-20-68 | 0,67 | 0,15 | 0,03 | 0,01 | 0,13 | 0,07 | 0,04 | 0,02 |
| 9-13-68 | 1,18 | 0,32 | 0,05 | 0,00 | 0,19 | 0,09 | 0,02 | 0,01 |
| 4-5-69 | - | - | - | - | 0,20 | 0,14 | 0,16 | 0,14 |
| 6-24-69 | 0,83 | 0,16 | 0,08 | 0,01 | 0,27 | 0,11 | 0,06 | 0,01 |

2.2.5 Intoxication de la faune

Étant donné que les grands animaux sauvages tels les orignaux et les chevreuils sont peu susceptibles d'être intoxiqués par une ingestion de sels de voirie,

les études qui traitent des impacts causés par les sels de voirie sur la faune sauvage sont peu abondantes. D'autre part, même si les plus petits animaux peuvent potentiellement être intoxiqués par les sels, il est difficile d'étudier le phénomène en milieu naturel.

En ce qui concerne les grands animaux, en particulier les ongulés, certaines recherches indiquent que le principal impact découlant de l'utilisation des sels de voirie est l'augmentation des collisions entre les véhicules et ces animaux. L'étude menée par Fraser et Thomas (1982) en Ontario souligne notamment que 70% collisions entre véhicules et orignaux se produisent entre les mois de mai et juillet, période durant laquelle les orignaux ont un besoin supplémentaire en sels pour la croissance des bois chez les mâles et pour le processus de lactation chez les femelles. Les orignaux sont donc attirés en bordure des routes déglacées, endroits où les sels sont abondants et facilement accessibles. Des études, faites au Québec par Jolicoeur et Crete (1994) et en Colombie-Britannique par Bradford (1988), présentent des faits similaires. À l'exception de ces grands mammifères, on ne semble pas connaître l'influence des sels quant aux collisions entre véhicules et plus petits mammifères (Environnement Canada, 2001). Cependant, d'autres études ont montré que certaines espèces d'oiseaux dont le roselin carduéliné peuvent aussi être victimes de collisions avec les véhicules. En raison de leur plus petit gabarit, ces derniers sont plus facilement intoxiqués par une ingestion de sels (Environnement Canada, 2001).

2.3 Objectifs de recherche

La réalisation de cette recherche est motivée par le peu de connaissance concernant l'impact de l'épandage de sels de voirie sur l'environnement en général et plus particulièrement, sur les sols.

Le premier objectif de l'étude est de quantifier l'étendue des variations spatiales des concentrations en Na et Cl dans les sols situés en périphérie d'une route déglacée. Pour ce faire, nous avons échantillonné des sols situés à différentes distances (2, 8 et 33 m) à l'autoroute 15. Ceci nous permettra de voir si les concentrations en sels

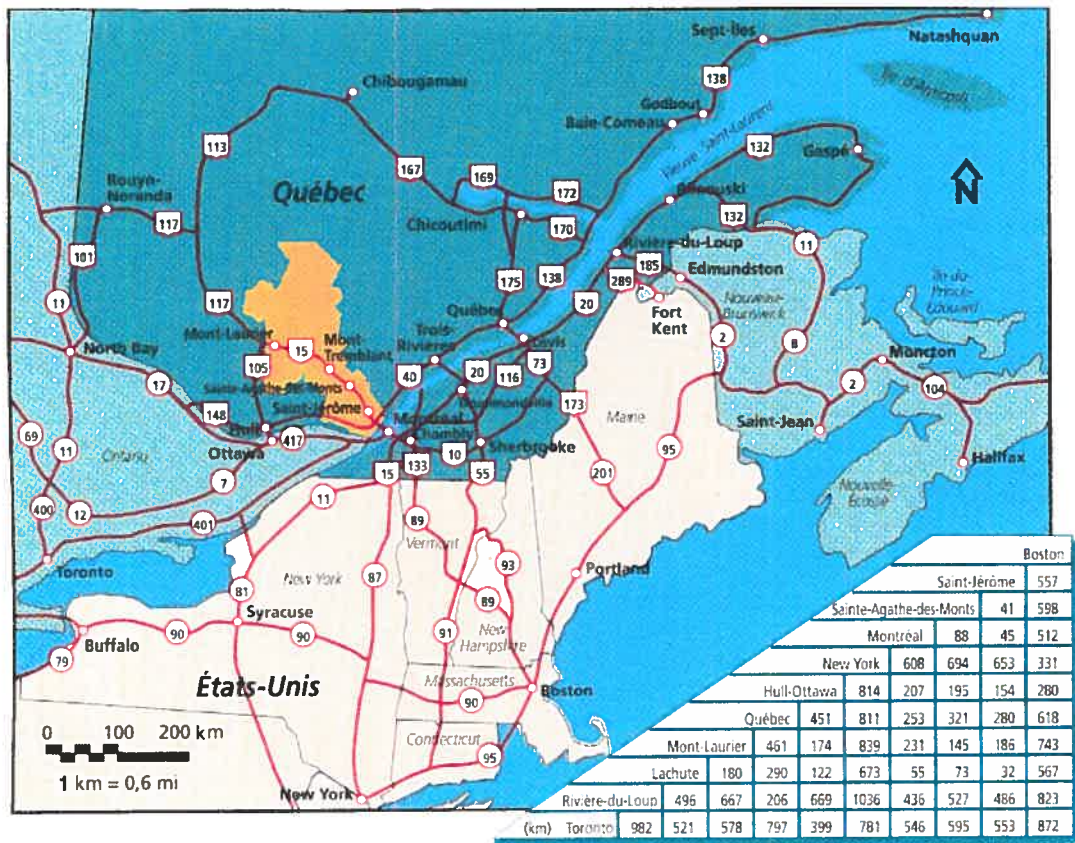
varient en fonction de la distance par rapport à la l' autoroute. D' autre part, pour chacune de ces distances, les sites furent échantillonnés à différentes profondeurs (0-15 cm, 15-30 cm et 30-45 cm). De cette façon, nous pourrons constater de quelle façon se distribuent les sels à l' intérieur des différents profils de sols et quels sont les facteurs qui pourraient en influencer la distribution. Finalement, les sites ont été distribués dans deux régions physiographique, le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent. Ainsi, nous pourrons constater si la distribution des sels de déglacage est influencée par la nature des sols.

Le second objectif est d' établir la magnitude des variations temporelles des concentrations en Na et Cl dans les sols situés en périphérie d' une route déglacée. Ceci nous permettra de voir si les concentrations en Na et en Cl varient dans le temps, et plus particulièrement si elles évoluent au cours d' une année hydrologique. Les sols échantillonnés aux différentes distances à la route furent donc aussi échantillonnés avant (automne) et après (printemps) une saison de déglacage hivernal. Cette approche vise à mesurer, pour un site donné et une profondeur donnée en profil, les différences des concentrations en sels dissous entre la période de flux hydrologique qui suit immédiatement l' épandage et une période plus lointaine qui survient après de nombreux événements de lessivage des sels. Ces périodes ont été choisies parce qu' elles représentent *a priori* deux conditions jugées extrêmes dans le cycle annuel d' épandage des sels de déglacage. Il est donc anticipé que ces deux moments d' échantillonnage constitueront un contraste fort, probablement le plus élevé qui puisse être mesuré sur une base annuelle, au plan des écarts des concentrations en sels dans les sols.

3.1 Sites à l'étude

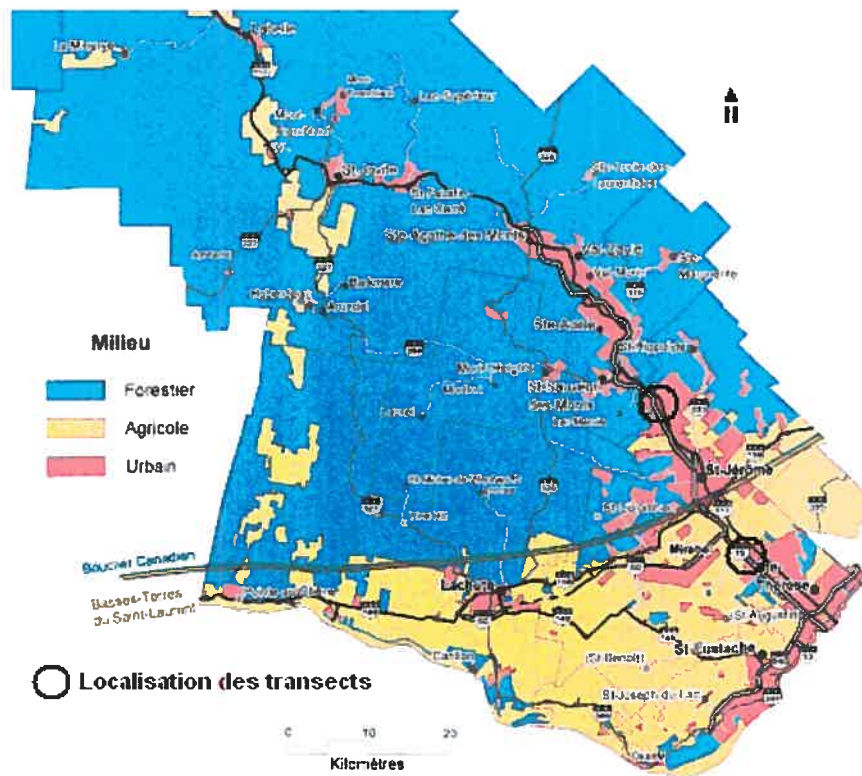
Les sites d'études, au nombre de quatre, sont situés en bordure de l'autoroute 15 dans la région des Laurentides (figure 19). Deux d'entre eux sont localisés dans la Plaine du Saint-Laurent alors que les deux autres sont situés dans la section sud du Bouclier Canadien.

Figure 19 : Région des Laurentides (en jaune).
 Source : Tiré du Guide Touristique Officiel de la Région des Laurentides 2000-2001.



Le choix de deux régions physiographiques (figure 20) nous permet de mesurer l'influence de matériaux parentaux différents sur la migration et la rétention du Na et du Cl dans les sols. La figure 20 nous montre donc les deux régions physiographiques ainsi que la localisation approximative des lieux d'échantillonnage.

Figure 20 : Occupation du sol dans la région des Laurentides.
 Source : Tiré de L'atlas des Transports de la région des Laurentides, Ministère des Transports, mars 1998.



Les deux sites localisés dans la Plaine du Saint-Laurent se trouvent à environ 1,2 km au nord de la sortie 31 (figure 21). Les deux autres, sur le Bouclier Canadien, sont situés à environ 500 m au Nord du premier viaduc en direction sud (figure 22).

Figure 21: Sites localisés dans la Plaine du Saint-Laurent.
 Source : Atlas routier Montréal et Environs, 1999.

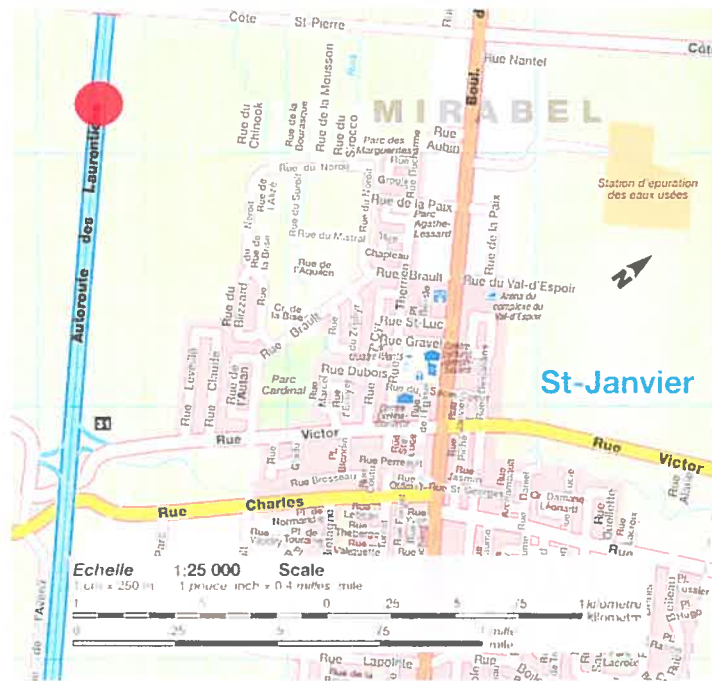
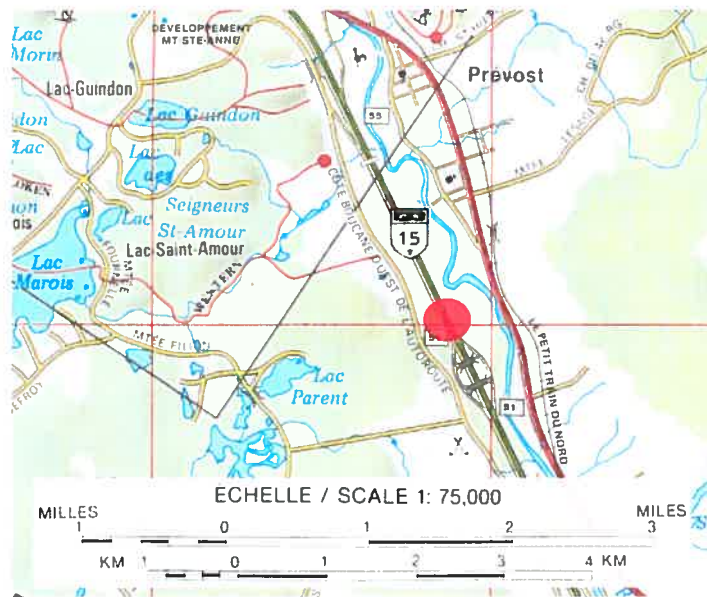


Figure 22: Sites localisés dans le Bouclier Canadien.
 Source : Les Laurentides, Carte Routière (1982).



Nous avons choisi l'autoroute 15 étant donné qu'elle est l'une des plus achalandées du Québec et qu'en raison de ce statut, les quantités de sels qui y sont épandues sont très élevées. À cet effet, le ministère des Transports du Québec (MTQ), Direction territoriale des régions des Laurentides et de Lanaudière, ne détient pas de données exactes en ce qui concerne les quantités de sels qui y sont épandues annuellement par km. Les seules données disponibles se rapportent aux quantités totales de sels, NaCl et CaCl₂, achetées chaque année pour effectuer le déglacage du réseau routier de la région des Laurentides et de Lanaudière. Comme le souligne le rapport d'évaluation sur les sels de voirie, ces quantités ne sont pas une indication de ce qui est épandu (Environnement Canada, 2001). Qui plus est, sachant que nous ne tentons pas de montrer l'existence d'une corrélation entre les quantités de sels épandues et les quantités de sels retenues dans les sols, les données précises de charge en sels ne sont pas nécessaires.

3.2 Stratégie d'échantillonnage

À chacun des quatre sites mentionnés ci-dessus, nous avons échantillonné trois profils de sols lesquels sont situés à différentes distances à la route (figure 23). Le choix des distances le long des transects a été fait dans le but de constater si l'impact des sels de déglacage varie avec l'augmentation de la distance à la route. Ainsi, le premier profil, lequel est situé à 2 m, immédiatement au bord de l'autoroute 15, est celui qui est le plus près de la source de sels. En raison de cette proximité, les concentrations en Na et Cl devraient y être les plus élevées des trois profils. Le second profil, situé à 8 m du bord de l'autoroute 15, est localisé de l'autre côté du fossé de drainage routier. Nous espérons ainsi pouvoir constater si le déneigement et l'éclaboussement des véhicules provoquent ou non une augmentation des concentrations en Na et Cl au delà de la distance parcourue par le ruissellement de la route. Finalement, le troisième profil fut échantillonné à 33 m du bord de l'autoroute 15. Nous assumons qu'à cette distance les sols n'ont pas été directement perturbés par l'activité de déglacage. C'est donc à cette distance que les concentrations en Na et Cl devraient être les plus faibles et, les plus invariables dans le temps. Il est à noter que nous nous sommes assurés de sélectionner des sites qui présentent une

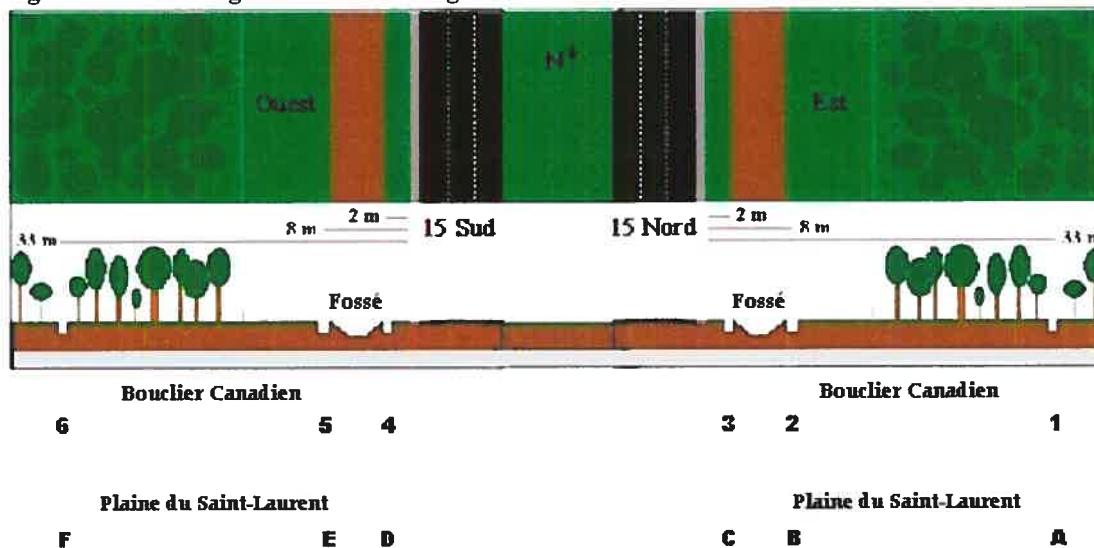
topographie similaire. Ainsi, tous les sites furent échantillonnés sur des terrains plats. D'autre part, pour chacune des distances les sites présentent un couvert végétal similaire. Ainsi, les sites situés à 2 et 8 m de la route sont seulement couverts d'herbes éparses alors que les sites localisés à 33 m de la route sont sous couvert végétal forestier.

De plus, pour chacun des sites nous avons prélevé les sols à différentes profondeurs. Les profondeurs échantillonnées sont : (1) 0 à 15 cm, (2) 15 à 30 cm, et (3) 30 à 45 cm. Le choix des profondeurs a été guidé par le fait qu'au niveau des sites localisés à 2 et 8 m de la route, on retrouve une superposition de couches de matériaux de différentes natures, lesquels furent mis en place lors de la construction de la route. Les profondeurs sélectionnées pour l'échantillonnage correspondent donc à la séquence d'épaisseur de ces différentes couches. Afin de faciliter la comparaison des résultats entre les différentes distances d'un transect, les sites situés à 33 m de la route furent donc échantillonnés selon la même séquence de profondeurs, et ce, malgré le fait que ces profils ne sont pas caractérisés par une superposition de matériaux mis en place par l'homme tel qu'on l'observe à 2 et 8 m de la route.

En ce qui concerne le prélèvement des échantillons de sol, nous avons creusé un pédon d'environ 60 cm de profond et échantillonné chacun des horizons à l'aide d'une cuillère de plastique. Les sols furent conservés dans des sacs de plastique stériles sur lesquels nous avons clairement identifié l'échantillon (date – transect – distance – profondeur).

L'échantillonnage des sols à différentes distances et profondeurs devrait nous permettre de statuer sur les variations spatiales des concentrations en Na et Cl le long de l'axe horizontal (distance de la route) et de l'axe vertical (profondeur du profil).

Figure 23 : Stratégie d'échantillonnage.



Le dispositif dont nous venons de faire la description a été appliqué à trois reprises. Dans un premier temps, l'échantillonnage a été fait en novembre 1999, moment de l'année où les études montrent que les concentrations en Na et Cl dans les sols sont à leurs plus faibles niveaux, et ce, en raison du lessivage des sels causé par la fonte des neiges et les pluies estivales.

Par la suite, nous avons tenté d'échantillonner les mêmes profils en mars 2000. Par contre, étant donné que la plupart des profils étaient encore gelés, nous avons seulement été en mesure d'échantillonner les deux profils situés à 2 m du côté ouest de l'autoroute. Finalement, nous avons repris l'échantillonnage en mai 2000, moment où les concentrations en Na et Cl devraient être à leur maximum. En ce qui concerne l'échantillonnage du mois de mai 2000, seuls les deux sites situés du côté ouest de l'autoroute 15 furent échantillonnés. Nous avons agi ainsi de façon à rationaliser le nombre d'échantillons.

3.3 Caractérisation des sols

Après avoir préparé les échantillons de sols, nous avons procédé à leur caractérisation physique et chimique. Cette caractérisation comprend : (1) la mesure du pH dans l'eau, (2) la mesure de la conductivité électrique, (3) la mesure du

contenu en matière organique, (4) la mesure des concentrations en Na, Ca, Cl, Mg et SO₄ (5) la mesure de la granulométrie par hydrométrie et tamisage et (6) l'identification des minéraux argileux par diffraction des rayons-X. De façon à s'assurer de la qualité des résultats toutes les analyses sont faites en duplicata.

Les analyses ont toutes été effectuées en suivant les méthodes prescrites dans Methods of Soil Analysis. La précision des analyses effectuées en laboratoire est de $\pm 10\%$.

3.3.1 La préparation des échantillons

La préparation des échantillons a débutée par le séchage de ces derniers à température ambiante. Par la suite, les échantillons ont été pesés, tamisés à 2 mm, pesés à nouveau et mis dans des sacs stériles dûment identifiés. Les échantillons qui présentaient des agrégats argileux furent aussi broyés avant le tamisage.

3.3.2 La mesure du pH dans l'eau

Le pH_{eau} des échantillons a été mesuré dans l'eau (H₂O U.P.) à 25 °C, et ce, en usant d'un ratio sol:solution de 1:2. Le pH_{eau} a été mesuré à l'aide d'un pH mètre (Radiometer Copenhagen, PHM82, Standard pH Meter) équipé d'une électrode de verre (Acumet).

3.3.3 La conductivité électrique

La conductivité électrique des échantillons a été mesurée à partir d'un extrait dans l'eau, et ce, à 25°C. La conductivité a été mesurée à l'aide d'un conductimètre (Radiometer Copenhagen, CDM83 Conductivity meter) équipé d'une cellule de verre (Radiometer Copenhagen, Type CDC 314).

3.3.4 Le contenu en carbone organique

Pour mesurer le contenu en carbone organique, nous avons utilisé la méthode Walkley-Black. Seuls les échantillons prélevés lors de la première période d'échantillonnage furent soumis à cette analyse.

3.3.5 La mesure des concentrations en Na, Ca, Cl, Mg, SO₄.

Les mesures des concentrations en Na, Ca, Cl, Mg et SO₄ ont été faites à partir de solutions de sol préalablement extraites. Les étapes 1 à 5 du tableau 18 sont celles que nous avons utilisées pour extraire la solution de sol.

Tableau 18 : Extraction de solution de sols.

| Étapes |
|--|
| 1- Peser 5g de sol sec dans une éprouvette à centrifugeuse haute vitesse. |
| 2- Ajouter 30 ml d'eau U.P. à cette éprouvette (ratio sol : eau de 1 : 6) |
| 3- Brasser l'éprouvette pendant 2 heures à l'aide d'un agitateur automatique. |
| 4- Centrifuger l'éprouvette pendant 20 minutes et à une vitesse de 14 500 tours par minute ***. |
| 5- Filtrer le surnageant avec un filtre 0,45 microns et récupérer les solutions dans de petits contenant de 30 ml. |
| 6- Les concentrations en Na, Ca et Mg sont mesurées à l'aide d'un AAS. |
| 7- Les concentrations en Cl et SO ₄ sont mesurées à l'aide d'un Cl. |

*** Ce temps et cette vitesse de centrifugation ne sont pas ceux suggérés par la méthode.

Comme le tableau le souligne, le temps et la vitesse de centrifugation sont différents de ceux proposés par la méthode. La raison est qu'en usant des paramètres de centrifugation proposés par la méthode, nous n'arrivions pas à suffisamment décanter les argiles de façon à utiliser un filtre polycarbonate de 0,45 microns. Le filtre 0,45 microns était alors immédiatement obstrué lorsqu'en contact avec la solution du sol. Afin de permettre la sédimentation des particules argileuses présentes dans les solutions de sol, nous avons augmenté la vitesse de centrifugation. Cette procédure, qui est courante lorsque l'on travaille avec des échantillons de sols argileux comme ceux de la vallée du Saint-Laurent et dans ce type d'extrait à l'eau, change peu les concentrations finales.

3.3.6 L'analyse granulométrique

L'analyse granulométrique nous permet de mesurer la distribution des tailles des particules dans un échantillon de sol. Les agrégats sont d'abord détruits en leur fraction la plus fine, et les particules sont ensuite classifiées selon leur taille. Sachant que la fraction inférieure à 2 mm est celle qui dans un sol est chimiquement la plus réactive, c'est cette dernière qui est soumise à l'analyse granulométrique. Sous cette taille, les particules sont regroupées en trois classes : (1) les sables $< 2000 - 3 \mu\text{m}$; (2) les silts $< 3 - 2 \mu\text{m}$; et (3) les argiles $< 2 \mu\text{m}$.

De plus, les sables ont été récupérés et tamisés à sec en cinq classes. Notez que les échantillons ont été préalablement traités à l'hypochlorite de sodium (eau de javel) et au dithionite-citrate-bicarbonate (DCB) dans le but d'éliminer les sesquioxides (Fe et Al) ainsi que la matière organique afin de dissoudre les agents de cimentation.

3.3.7 L'identification des minéraux argileux par diffraction des rayons-X

L'identification des minéraux par diffraction des rayons-X nous a permis de connaître l'assemblage minéralogique de la fraction granulométrique des argiles ($< 2 \mu\text{m}$) de certains des sols. Les échantillons dont l'identification des minéraux argileux a été réalisée ont été choisis en raison des tendances que nous avons remarquées au niveau des variations des concentrations en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 le long de l'axe vertical. Ceci dit, lorsque des profils de sols présentaient des horizons dont les concentrations mesurées étaient beaucoup plus élevées qu'à l'intérieur des horizons adjacents, nous avons procédé à l'identification des minéraux argileux.

3.4 Traitements statistiques

Afin de tirer des conclusions au sujet des variations spatiales et temporelles, les résultats d'analyses chimiques ont été soumis à des traitements statistiques. Pour chaque élément analysé, les effets de la distance et du transect ont été examinés en utilisant une analyse MANOVA avec des mesures répétées dans le temps et l'espace.

Les postulats/conditions d'utilisation de l'utilisation de MANOVA pour les mesures répétées sont :

- A- Il y a moins de mesures répétées (c) que le produit des traitements (p) et blocs (n) $c < np$. Dans notre cas, nous avons 3 mesures répétées (novembre 1999, mars 2000 et mai 2000) mais 4 blocs (4 transects) et 3 traitements (3 distances).
- B- Dans les tests de mesures sans répétition, les erreurs du modèle doivent être identiques et distribuées de façon identique (postulat i.i.d.). Toutefois, cette condition est rarement satisfaite dans une analyse répétée car les données brutes ont des problèmes d'autocorrélation et les variances sont souvent inégales. Pour contrer ce problème, les statisticiens ont conçu un postulat sur les contrastes permettant une souplesse limitée sur les problèmes d'autocorrélation et de variance. Ce postulat mentionne que les contrastes (et non les données brutes) doivent être indépendants et avoir des variances égales. Ce postulat est la condition de circularité. Ainsi, dans une analyse de mesures répétées. Le postulat i.i.d. n'a pas besoin d'être satisfait si le test de circularité est satisfait. Or, le postulat de circularité n'est nécessaire que lorsque le design à plus de deux niveaux (comme dans notre cas).

En ce qui nous concerne, Le MANOVA ou « Multivariate Analysis of Variance » a été utilisé car des variables dépendantes sont présentes dans le plan expérimental. Le premier facteur a été les trois distances à la route et le deuxième facteur a été les quatre transects (l'effet de bloc). L'analyse MANOVA a été effectuée en utilisant la procédure GLM (modèle général linéaire) du logiciel SAS. Pour chaque année et chaque horizon, les effets de la distance, du transect et de leurs interactions ont été comparés en utilisant un test de plus petite différence significative (LSD). Les effets du temps et de la profondeur ont été examinés en utilisant l'option CONTRAST dans la procédure REPEAT de SAS (SAS Institute Inc., logiciel SAS/STAT 2005). Pour toutes les analyses statistiques, une valeur de probabilité de 0,05 est considérée significative et une valeur de 0,01 est considérée hautement significative.

4.1 Introduction

Le présent chapitre est destiné à la présentation des résultats. Les résultats se rapportent aux variables suivantes : pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique ainsi qu'aux concentrations en Na, Ca, Cl, Mg et SO_4 . Les concentrations en Na et Cl sont présentées séparément des résultats qui concernent les autres variables.

Dans un premier temps nous présentons les variations spatiales. Les résultats découlent uniquement des analyses effectuées sur les échantillons de sols prélevés en novembre 1999. Les résultats sont présentés de deux façons. Premièrement, nous discutons des variations spatiales le long de l'axe horizontal. Nous cherchons alors à constater si les concentrations en Na et Cl varient entre les profils échantillonnés à différentes distances de l'autoroute 15. Ainsi, pour chacune des variables, nous comparons les résultats d'analyses de tous les échantillons de sols prélevés à 2 m de l'autoroute aux résultats d'analyses des échantillons de sols prélevés à 8 et 33 m de l'autoroute. En plus de constater si une tendance générale se manifeste, chacun des quatre transects est observé de façon indépendante. Par la suite nous discutons des variations spatiales le long de l'axe vertical. Nous voulons alors établir si une tendance générale existe entre les différents horizons des profils échantillonnés. Ainsi, pour chacun des profils et pour chacune des variables, nous comparons les résultats d'analyses des divers horizons (0 à 15 cm, 15 à 30 cm et 30 à 45 cm).

Dans un deuxième temps, nous abordons les variations temporelles. Les observations qui sont faites découlent de la comparaison entre les résultats d'analyses obtenus en novembre 1999 et ceux obtenus en mars et mai 2000. Comme pour les variations spatiales, les variations temporelles sont présentées de deux façons. Nous présentons d'abord les variations temporelles qui se produisent le long de l'axe horizontal. Ceci dit, pour chacune des distances et à chacun des transects, nous constatons si les valeurs moyennes des variables mesurées varient significativement dans le temps. En plus de vérifier si ces variations temporelles sont

significatives, il sera intéressant de voir si une tendance générale se dessine concernant le sens de ces variations. Par la suite, nous discutons des variations temporelles le long de l'axe vertical. Ainsi, pour chacun des horizons échantillonnés, nous comparons les résultats obtenus en novembre 1999 à ceux obtenus en mars et mai 2000.

4.2 Variations spatiales

4.2.1 Variations spatiales le long de l'axe horizontal

Variations des concentrations en Na et Cl

En ce qui concerne les concentrations moyennes en Na et Cl mesurées dans les sols prélevés en novembre 1999, l'analyse de la variance nous montre que, tous sites confondus, les concentrations moyennes en Na et Cl ne varient pas significativement ($p > 0,05$) en fonction de la distance à la route (tableau 19 – effet distance).

Tableau 19 : Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace : effet de la distance et effet de la distance par transect – Novembre 1999.

| Effets | Variables | Wilk's Lambda | Valeur p |
|--------------------------------------|-----------------------------|---------------|-------------------|
| Distance - Tous les transects | Carbone organique | 0,18906727 | 0,2307 |
| | Conductivité électrique | 0,26461294 | 0,3711 |
| | pH _{eau} | 0,15748273 | 0,1749 |
| | Calcium (Ca) | 0,11768486 | 0,1100 |
| | Chlore (Cl) | 0,315109 | 0,4646 |
| | Magnésium (Mg) | 0,30174403 | 0,4401 |
| | Sodium (Na) | 0,34859511 | 0,5245 |
| | Sulfates (SO ₄) | 0,20433372 | 0,2586 |
| Distance - entre transects | Carbone organique | 0,0000000 | <0,0001 |
| | Conductivité électrique | 0,0000000 | <0,0001 |
| | pH _{eau} | 0,0000001 | <0,0001 |
| | Calcium (Ca) | 0,0000001 | <0,0001 |
| | Chlore (Cl) | 0,0000000 | <0,0001 |
| | Magnésium (Mg) | 0,0000000 | <0,0001 |
| | Sodium (Na) | 0,0000000 | <0,0001 |
| | Sulfates (SO ₄) | 0,0000001 | <0,0001 |

Par contre, pour une distance donnée (2, 8 ou 33 m), les concentrations moyennes en Na ou Cl sont significativement différentes ($p < 0,01$) entre les quatre transects (tableau 19 – effet distance par transect). En effet, observés de façon indépendante, il est probable que certains des transects présentent des variations de concentrations moyennes en Na et Cl en fonction de la distance par rapport à l'autoroute 15.

Les tableaux 20 et 21 montrent, pour chacun des quatre transects, les variations spatiales des concentrations moyennes en Na et Cl. On note d'abord que les concentrations et le sens des variations spatiales diffèrent entre les quatre transects. Cependant, malgré l'absence de similarité entre ces quatre transects, il demeure que pour trois d'entre eux, les concentrations moyennes en Na et en Cl sont plus élevées à 2 m de l'autoroute 15 qu'elles ne le sont à 33 m de cette dernière. De plus, on note que les concentrations en Na et Cl sont plus élevées du côté ouest de l'autoroute et d'autant plus au niveau des sols de la Plaine du Saint-Laurent.

Finalement, les résultats présentés aux tableaux 20 et 21 nous permettent de constater que les valeurs d'écart types sont très grandes et généralement plus élevées à 2 m et 8 m qu'à 33 m de l'autoroute 15.

Tableau 20 : Variations spatiales des concentrations moyennes ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Na pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects.
Pour chaque concentration $n = 6$

| | Bouclier Canadien OUEST | | | Bouclier Canadien EST | | |
|-----------------------|-------------------------|------|------|-----------------------|------|------|
| | Distance à la route | | | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m | 2 m | 8 m | 33 m |
| Concentrations | 204 | 2478 | 7696 | 1417 | 1957 | 465 |
| Écart types | 69 | 319 | 8196 | 843 | 218 | 107 |

| | Plaine du Saint-Laurent OUEST | | | Plaine du Saint-Laurent EST | | |
|-----------------------|-------------------------------|-------|-------|-----------------------------|------|------|
| | Distance à la route | | | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m | 2 m | 8 m | 33 m |
| Concentrations | 2261 | 14524 | 13169 | 852 | 1696 | 1913 |
| Écart types | 486 | 5796 | 7877 | 860 | 1010 | 135 |

Tableau 21 : Variations spatiales des concentrations moyennes ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Cl pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects.
Pour chaque concentration $n = 6$

| | Bouclier Canadien OUEST | | | Bouclier Canadien EST | | |
|-----------------------|-------------------------|-----|-----|-----------------------|-----|------|
| | Distance à la route | | | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m | 2 m | 8 m | 33 m |
| Concentrations | 313 | 214 | 600 | 71 | 54 | 104 |
| Écarts types | 237 | 61 | 634 | 44 | 14 | 76 |

| | Plaine du Saint-Laurent OUEST | | | Plaine du Saint-Laurent EST | | |
|-----------------------|-------------------------------|------|------|-----------------------------|-----|------|
| | Distance à la route | | | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m | 2 m | 8 m | 33 m |
| Concentrations | 217 | 3705 | 1510 | 116 | 192 | 193 |
| Écarts types | 131 | 3808 | 1219 | 30 | 41 | 136 |

Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 .

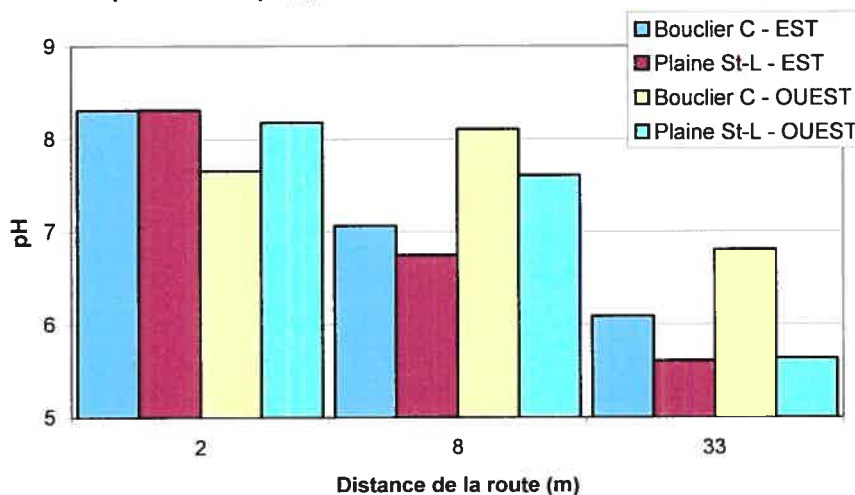
Concernant les autres variables dont nous avons mesuré les valeurs dans les échantillons de sols prélevés en novembre 1999, les résultats statistiques montrent que, tous sites confondus, les variations spatiales le long de l'axe horizontal ne sont pas significatives (tableau 19 – effet distance). Par contre, de la même façon que pour le Na et le Cl, des variations spatiales sont propres à chacun des quatre transects (tableau 19 – effet distance par transect).

Pour chacun des transects et chacune des variables, les figures 24 à 29 montrent les variations spatiales le long de l'axe horizontal. Encore une fois, les écarts-types sont très grands et sont généralement plus élevés au niveau des profils situés à 2 et 8 m de la route. Toutefois, étant donné que les écarts type n'apportent aucune nouvelle information, nous ne les avons pas présentés dans les figures.

En observant la distribution des valeurs moyennes de pH_{eau} , on note qu'à l'exception d'un seul transect (Bouclier Canadien – OUEST de l'autoroute 15), les valeurs moyennes de pH_{eau} diminuent avec l'augmentation de la distance à la route (figure

24). Par contre, pour tous les transects, les valeurs moyennes de pH_{eau} mesurées à 2 et 8 m sont supérieures aux valeurs moyennes de pH_{eau} mesurées à 33 m de la route.

Figure 24 : Valeurs moyennes moyennes de pH_{eau} pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects.
Pour chaque valeur de pH_{eau} $n = 6$



En ce qui concerne le contenu en carbone organique (figure 25), malgré le fait que ce dernier varie beaucoup entre les quatre transects, on note que le contenu moyen croît avec l'augmentation de la distance à l'autoroute 15.

Figure 25 : Contenus moyens en carbone organique pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects.
Pour chaque contenu moyen en carbone organique $n = 6$

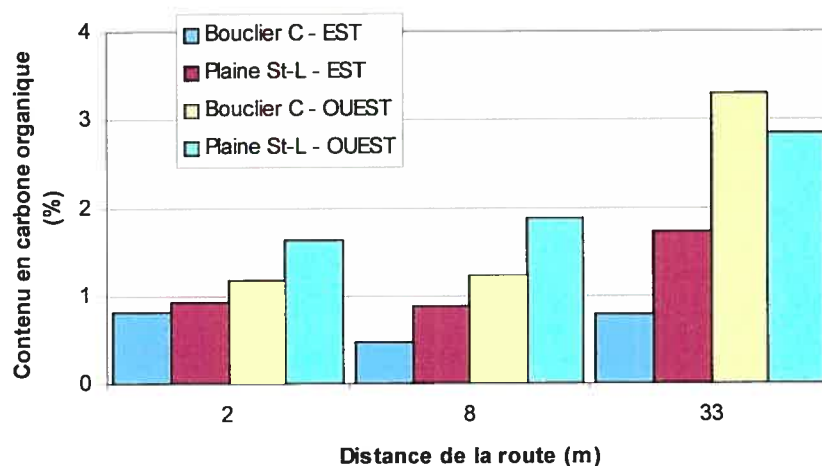
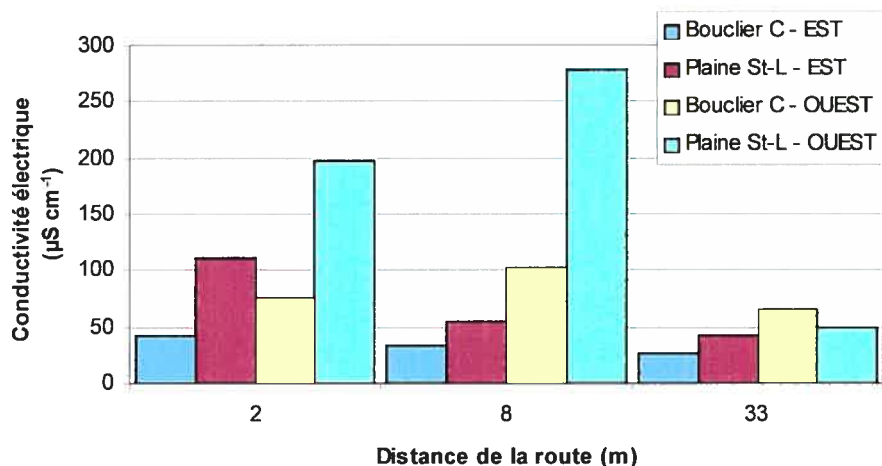


Figure 26 : Valeurs moyennes de conductivité électrique pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. Pour chaque valeur de conductivité électrique $n = 6$



Au niveau de la conductivité électrique (figure 26), les valeurs moyennes sont généralement plus élevées au niveau des profils localisés à 2 et 8 m de l'autoroute 15 que dans les profils situés à 33 m. Concernant les variations spatiales des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 , les concentrations moyennes mesurées à 2 m de l'autoroute 15 sont, excluant deux cas, supérieures aux concentrations moyennes mesurées à 33 m de l'autoroute (figures 27, 28 et 29). De leur côté, les concentrations mesurées à 8 m de la route ne sont pas nécessairement plus faibles que celles mesurées à 2 m ou plus élevées que celles mesurées à 33 m de la route.

Figure 27 : Concentrations moyennes en Ca pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. Pour chaque concentration $n = 6$

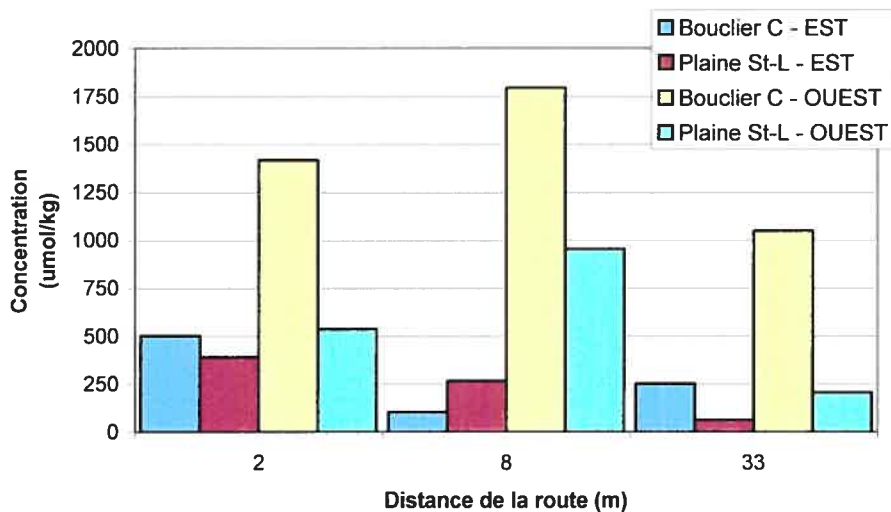


Figure 28 : Concentrations moyennes en Mg pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. Pour chaque concentration $n = 6$

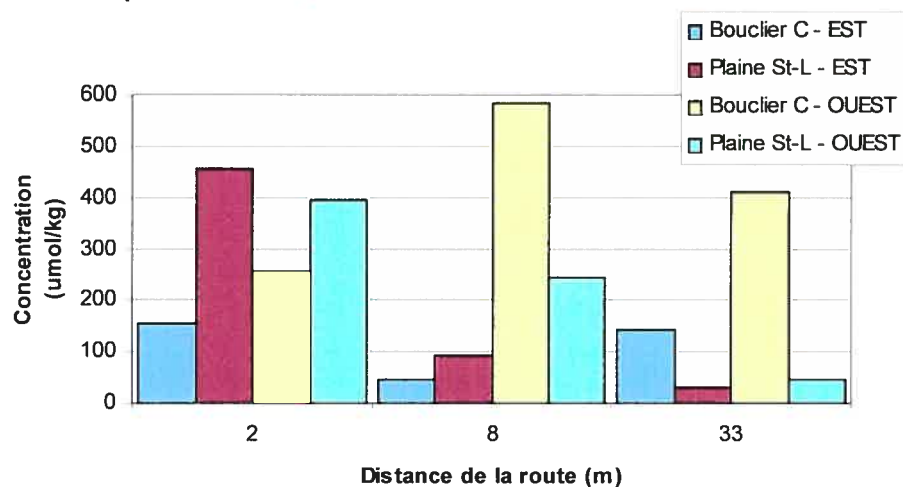
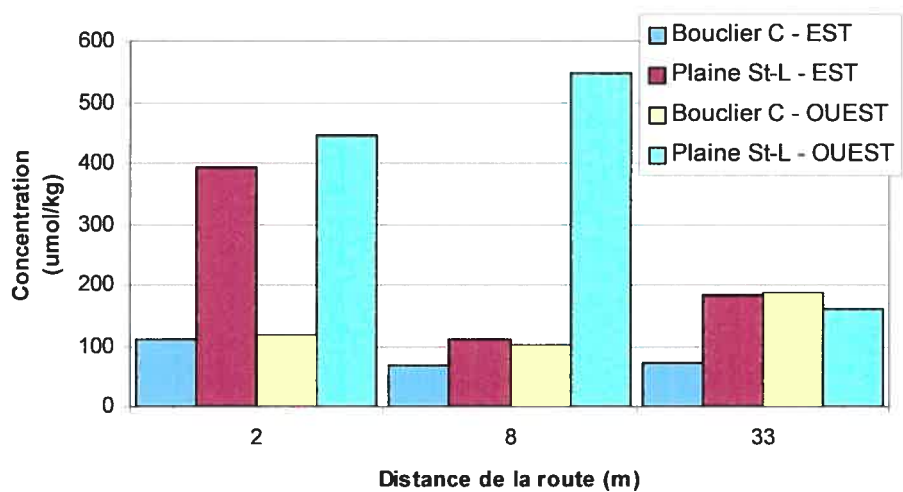


Figure 29 : Concentrations moyennes en SO_4 pour des échantillons de sols prélevés en novembre 1999 à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de 4 transects. Pour chaque concentration $n = 6$



4.2.2 Variations spatiales le long de l'axe vertical

Variations des concentrations en Na et Cl

Les analyses statistiques montrent que les concentrations en Na et Cl sont significativement différentes ($p < 0,01$) entre les horizons d'un profil donné (tableau 22).

Tableau 22 : Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace : effet de l'horizon par la distance par le transect – Novembre 1999.

| Effets | Variables | Wilk's Lambda | Valeur p |
|-----------------------------------|-----------------------------|---------------|----------|
| Horizon par distance par transect | Carbone organique | 0,00000910 | <0,0001 |
| | Conductivité électrique | 0,0000011 | <0,0001 |
| | pH _{eau} | 0,0000963 | <0,0001 |
| | Calcium (Ca) | 0,00007363 | <0,0001 |
| | Chlore (Cl) | 0,0000011 | <0,0001 |
| | Magnésium (Mg) | 0,00011233 | <0,0001 |
| | Sodium (Na) | 0,0000004 | <0,0001 |
| | Sulfates (SO ₄) | 0,00003766 | <0,0001 |

Les tableaux 23 et 24 indiquent par ailleurs que les concentrations en Na et Cl ne sont pas toujours plus élevées à la surface des profils de sols échantillonnés et que, lorsque certains profils présentent des concentrations plus élevées en surface, ces dernières ne diminuent pas nécessairement avec l'augmentation de la profondeur. À cet égard, ce sont principalement les profils situés à 33 m de la route qui présentent des concentrations en Na et Cl qui diminuent avec l'augmentation de la profondeur.

Tableau 23 : Variations spatiales des concentrations ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Na le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.
Pour chaque concentration $n = 2$

| Bouclier Canadien – OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------|------|-------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 248 | 2608 | 2868 |
| 15-30 | 248 | 2739 | 18264 |
| 30-45 | 117 | 2088 | 1956 |

| Bouclier Canadien – EST | | | |
|-------------------------|------|------|-----------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 339 | 1826 | 574 | 0-15 |
| 2087 | 2218 | 483 | 15-30 |
| 1825 | 1826 | 339 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent – OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------|-------|-------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 2869 | 18260 | 18260 |
| 15-30 | 1826 | 7044 | 18247 |
| 30-45 | 2087 | 18267 | 3000 |

| Plaine du Saint-Laurent – EST | | | |
|-------------------------------|------|------|-----------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 1957 | 391 | 339 | 0-15 |
| 1956 | 2347 | 261 | 15-30 |
| 1825 | 2349 | 1956 | 30-45 |

Tableau 24 : Variations spatiales des concentrations ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Cl le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.
Pour chaque concentration $n = 2$

| Bouclier Canadien – OUEST | | | |
|----------------------------------|---------------------|-----|------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 155 | 248 | 236 |
| 15-30 | 616 | 138 | 1416 |
| 30-45 | 167 | 256 | 148 |

| Bouclier Canadien – EST | | | |
|--------------------------------|-----|------|-----------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 88 | 62 | 201 | 0-15 |
| 19 | 37 | 60 | 15-30 |
| 107 | 63 | 50 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent – OUEST | | | |
|--|---------------------|------|------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 381 | 735 | 450 |
| 15-30 | 171 | 1798 | 3047 |
| 30-45 | 100 | 8583 | 1031 |

| Plaine du Saint-Laurent – EST | | | |
|--------------------------------------|-----|------|-----------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 364 | 224 | 141 | 0-15 |
| 91 | 150 | 122 | 15-30 |
| 124 | 202 | 85 | 30-45 |

Nous constatons également que la distribution des concentrations en Na et Cl diffère selon l'orientation par rapport à l'autoroute 15. Malgré le fait que les différences ne soient pas constantes, on note que les concentrations en Na et Cl tendent à être généralement plus élevées dans les échantillons de sols prélevés dans la Plaine du Saint-Laurent que dans ceux prélevés dans le Bouclier Canadien. D'autre part, on constate que les concentrations en Na et Cl sont généralement plus élevées du côté ouest que du côté est de l'autoroute 15.

Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 .

Les concentrations des autres variables sont aussi significativement différentes entre les horizons (tableau 22).

Au niveau du pH_{eau} (tableau 25), aucun patron unique émerge de la distribution des valeurs. Cependant, pour trois des quatre profils situés à 33 m de l'autoroute 15, les valeurs de pH_{eau} augmentent avec la profondeur en profil ce qui est une tendance fréquente dans les sols non perturbés.

Tableau 25 : Variations spatiales des valeurs de pH_{eau} le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.

Pour chaque valeur de pH_{eau} $n = 2$

| Bouclier Canadien – OUEST | | | |
|----------------------------------|----------------------------|------------|------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 6,19 | 6,66 | 7,91 |
| 15-30 | 5,67 | 6,93 | 8,98 |
| 30-45 | 5,34 | 6,70 | 8,88 |

| Bouclier Canadien – EST | | | |
|--------------------------------|------------|-------------|------------------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 5,74 | 6,98 | 7,68 | 0-15 |
| 6,37 | 7,05 | 8,57 | 15-30 |
| 6,77 | 7,18 | 8,48 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent – OUEST | | | |
|--|----------------------------|------------|------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33 m | 8 m | 2 m |
| 0-15 | 5,40 | 8,01 | 8,59 |
| 15-30 | 5,63 | 8,23 | 8,20 |
| 30-45 | 6,20 | 7,22 | 7,95 |

| Plaine du Saint-Laurent – EST | | | |
|--------------------------------------|------------|-------------|------------------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2 m | 8 m | 33 m | |
| 7,73 | 7,86 | 6,46 | 0-15 |
| 8,01 | 8,19 | 7,15 | 15-30 |
| 7,41 | 8,45 | 7,26 | 30-45 |

Pour la conductivité électrique (tableau 26), à l'exception d'un seul profil (Plaine du Saint-Laurent – OUEST – 8m), les valeurs de conductivité électrique sont plus élevées en surface qu'en profondeur. Par contre, ce n'est qu'à 33 m de l'autoroute que les valeurs de conductivité électrique tendent à diminuer avec la profondeur dans le profil.

Tableau 26 : Variations spatiales des valeurs de conductivité électrique ($\mu S\ cm^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.

Pour chaque valeur de conductivité électrique $n = 2$

| Bouclier Canadien – OUEST | | | |
|----------------------------------|----------------------------|-----------|-----------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m |
| 0-15 | 68 | 66 | 77 |
| 15-30 | 45 | 61 | 225 |
| 30-45 | 13 | 38 | 30 |

| Bouclier Canadien – EST | | | |
|--------------------------------|-----------|------------|------------------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2m | 8m | 33m | |
| 67 | 42 | 45 | 0-15 |
| 28 | 20 | 18 | 15-30 |
| 32 | 38 | 15 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent – OUEST | | | |
|--|----------------------------|-----------|-----------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m |
| 0-15 | 78 | 257 | 249 |
| 15-30 | 38 | 134 | 292 |
| 30-45 | 29 | 443 | 55 |

| Plaine du Saint-Laurent – EST | | | |
|--------------------------------------|-----------|------------|------------------------|
| Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| 2m | 8m | 33m | |
| 105 | 115 | 99 | 0-15 |
| 91 | 88 | 39 | 15-30 |
| 30 | 102 | 57 | 30-45 |

Au sujet du carbone organique, les valeurs sont toujours plus élevées en surface qu'en profondeur (tableau 27). Quelque soit la distance de la route, les concentrations diminuent donc systématiquement avec l'augmentation de la profondeur.

Tableau 27 : Variations spatiales des contenus en carbone organique (%) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.

Pour chaque contenu en carbone organique n = 2

| Bouclier Canadien - OUEST | | | | Bouclier Canadien - EST | | | |
|----------------------------------|---------------------|------|------|--------------------------------|---------------------|------|------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m | | 2m | 8m | 33m |
| 0-15 | 2.42 | 2.04 | 2.44 | 0-15 | 2.16 | 1.17 | 1.94 |
| 15-30 | 2.06 | 0.45 | 0.33 | 15-30 | 0.12 | 0.08 | 0.27 |
| 30-45 | 0.67 | 0.18 | 0.04 | 30-45 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | | Plaine du Saint-Laurent - EST | | | |
|--|---------------------|------|------|--------------------------------------|---------------------|------|------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m | | 2m | 8m | 33m |
| 0-15 | 6.68 | 3.33 | 2.58 | 0-15 | 2.72 | 2.71 | 7.72 |
| 15-30 | 1.60 | 0.59 | 2.18 | 15-30 | 0.57 | 0.57 | 1.24 |
| 30-45 | 0.28 | 1.72 | 0.09 | 30-45 | 0.20 | 0.37 | 0.98 |

En ce qui concerne les concentrations en Ca, Mg et SO₄, les variations verticales semblent être plus dépendantes de la profondeur que ne le sont les valeurs des autres variables (tableaux 28, 29, 30).

Tableau 28 : Variations spatiales des concentrations en Ca (µmol kg⁻¹) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.

Pour chaque concentration n = 2

| Bouclier Canadien - OUEST | | | | Bouclier Canadien - EST | | | |
|----------------------------------|---------------------|-----|-----|--------------------------------|---------------------|-----|-----|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m | | 2m | 8m | 33m |
| 0-15 | 45 | 509 | 643 | 0-15 | 1422 | 224 | 561 |
| 15-30 | 45 | 195 | 509 | 15-30 | 37 | 30 | 97 |
| 30-45 | 97 | 90 | 15 | 30-45 | 45 | 52 | 97 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | | Plaine du Saint-Laurent - EST | | | |
|--|---------------------|------|-----|--------------------------------------|---------------------|------|------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Profondeur (cm) | Distance à la route | | |
| | 33m | 8m | 2m | | 2m | 8m | 33m |
| 0-15 | 471 | 823 | 748 | 0-15 | 2245 | 2245 | 1646 |
| 15-30 | 82 | 389 | 822 | 15-30 | 1795 | 1795 | 748 |
| 30-45 | 60 | 1647 | 37 | 30-45 | 210 | 1347 | 748 |

À 2 et 8 m de l'autoroute 15, bien que les concentrations en Ca, Mg et SO₄ ne diminuent pas toujours avec l'augmentation de la profondeur, il demeure que dans la majorité des cas les plus fortes concentrations en Ca, Mg et SO₄ se retrouvent dans les horizons de surface.

Tableau 29 : Variations spatiales des concentrations en Mg ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 et le long de quatre transects – Novembre 1999.
Pour chaque concentration n = 2

| Bouclier Canadien - OUEST | | | | Bouclier Canadien - EST | | | |
|----------------------------------|---------------------|-----|------|--------------------------------|----|-----|-----------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| | 33m | 8m | 2m | 2m | 8m | 33m | |
| 0-15 | 31 | 160 | 222 | 407 | 96 | 271 | 0-15 |
| 15-30 | 33 | 69 | 1123 | 27 | 22 | 79 | 15-30 |
| 30-45 | 27 | 46 | 27 | 26 | 22 | 77 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | | Plaine du Saint-Laurent - EST | | | |
|--|---------------------|-----|-----|--------------------------------------|-----|-----|-----------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| | 33m | 8m | 2m | 2m | 8m | 33m | |
| 0-15 | 99 | 333 | 493 | 222 | 827 | 506 | 0-15 |
| 15-30 | 26 | 58 | 678 | 481 | 555 | 308 | 15-30 |
| 30-45 | 14 | 346 | 12 | 58 | 370 | 419 | 30-45 |

Tableau 30 : Variations spatiales des concentrations en SO₄ ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) le long de l'axe vertical de profils situés à différentes distances de l'autoroute 15 le long de quatre transects – Novembre 1999.
Pour chaque concentration n = 2

| Bouclier Canadien - OUEST | | | | Bouclier Canadien - EST | | | |
|----------------------------------|---------------------|-----|-----|--------------------------------|-----|-----|-----------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| | 33m | 8m | 2m | 2m | 8m | 33m | |
| 0-15 | 310 | 103 | 225 | 217 | 100 | 119 | 0-15 |
| 15-30 | 158 | 83 | 864 | 50 | 34 | 48 | 15-30 |
| 30-45 | 79 | 145 | 89 | 64 | 71 | 46 | 30-45 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | | Plaine du Saint-Laurent - EST | | | |
|--|---------------------|-----|-----|--------------------------------------|-----|-----|-----------------|
| Profondeur (cm) | Distance à la route | | | Distance à la route | | | Profondeur (cm) |
| | 33m | 8m | 2m | 2m | 8m | 33m | |
| 0-15 | 276 | 584 | 316 | 156 | 155 | 254 | 0-15 |
| 15-30 | 131 | 376 | 808 | 119 | 71 | 117 | 15-30 |
| 30-45 | 79 | 679 | 213 | 77 | 79 | 188 | 30-45 |

Par contre, à 33 m de la route, les concentrations en Ca, Mg et SO₄ diminuent généralement avec l'augmentation de la profondeur (tableaux 28, 29, 30).

4.3 Variations temporelles

De façon à constater si les valeurs de pH_{eau} , de conductivité ainsi que les concentrations en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 varient dans le temps, nous avons à nouveau échantillonné certains des profils de sols après la saison d'épandage de sels, soit en mai 2000. Afin de limiter le nombre d'échantillons prélevés, seuls les profils situés du côté ouest de l'autoroute 15 furent échantillonnés au cours de cette période d'échantillonnage. Il faut mentionner que l'échantillonnage effectué en mai 2000 devait initialement être réalisé en mars 2000. Cependant, en mars 2000 les sols étaient pour la plupart encore gelés. Nous avons toutefois été en mesure d'échantillonner deux profils (transect ouest du Bouclier Canadien) en mars 2000, profils pour lesquels les résultats sont présentés dans cette section.

4.3.1 Variations temporelles le long de l'axe horizontal

Variations des concentrations en Na et Cl

En ce qui concerne les variations temporelles qui se produisent le long de l'axe horizontal, les résultats statistiques montrent que, peu importe la distance et le transect, les concentrations moyennes en Na et Cl sont statistiquement différentes ($p < 0,05$) entre novembre 1999 et mai 2000 (tableau 31).

Tableau 31 : Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace et le temps : effet de la saison par la distance et par le transect – Novembre 1999 et Mai 2000.

| Effet | Variables | Wilk's Lambda | Valeur p |
|----------------------------------|----------------------------|---------------|------------|
| Saison par distance par transect | Conductivité électrique | 0,00139001 | <0.0001 |
| | pH_{eau} | 0,11476442 | 0,0015 |
| | Calcium (Ca) | 0,05293279 | 0,0001 |
| | Chlore (Cl) | 0,00122181 | <0.0001 |
| | Magnésium (Mg) | 0,10663200 | 0,0012 |
| | Sodium (Na) | 0,01216101 | <0.0001 |
| | Sulfates (SO_4) | 0,00284848 | <0.0001 |

Tableau 32 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Na ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|------|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 7696 | 2478 | 204 |
| Mai 2000 | 6037 | 1957 | 270 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|-------|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 13169 | 14524 | 2261 |
| Mai 2000 | 22163 | 15217 | 1913 |

Il importe de noter, dans un premier temps, que malgré ces différences significatives, les concentrations en Na et Cl ne sont pas toujours plus élevées en mai 2000, soit après la saison de déglçage, comme semblait le suggérer la littérature (tableaux 32 et 33).

Tableau 33 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Cl ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 600 | 214 | 313 |
| Mai 2000 | 1788 | 291 | 139 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|------|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 1510 | 3705 | 217 |
| Mai 2000 | 5474 | 1723 | 239 |

Cependant, si l'on intègre les résultats provenant des échantillons de sols prélevés en mars 2000 (tableau 34) au niveau du Bouclier Canadien, on note que les concentrations moyennes en Na et Cl sont beaucoup plus élevées en mars 2000 qu'elles ne le sont en novembre 1999 ou en mai 2000.

Tableau 34 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Na et Cl ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien pour trois périodes d'échantillonnage.
Pour chaque concentration $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-------------|------|
| Na | | | |
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 7696 | 2478 | 204 |
| Mars 2000 | 16082 | 2565 | - |
| Mai 2000 | 6037 | 1957 | 270 |

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|------------|------|
| Cl | | | |
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 600 | 214 | 313 |
| Mars 2000 | 4753 | 755 | - |
| Mai 2000 | 1788 | 291 | 139 |

Deuxièmement, peu importe le sens des variations temporelles en Na et Cl, on constate qu'au niveau des profils situés à 2 et 8 m, les concentrations moyennes en Cl varient de façon plus marquée que les concentrations moyennes en Na. Malgré l'importance des variations temporelles qui surviennent entre novembre 1999 et mai 2000 au niveau des profils localisés à 2 et 8 m de la route, la distribution spatiale des concentrations moyennes en Na et Cl reste sensiblement la même que celle observée en novembre 1999. Ainsi, les concentrations moyennes en Na et Cl de mai 2000 diminuent généralement avec l'augmentation de la distance par rapport à la route. Qui plus est, comme pour 1999, les concentrations moyennes en Na et en Cl mesurées en mai 2000 sont plus élevées dans la Plaine du Saint-Laurent que dans le Bouclier Canadien (tableaux 32 et 33).

Variations des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4

En ce qui concerne les autres variables chimiques, les résultats statistiques montrent que les valeurs moyennes varient significativement entre novembre 1999 et mai 2000 (tableau 31). Même si ces variations temporelles sont significatives, on note que les valeurs moyennes en pH_{eau} (tableau 35) changent peu dans le temps, et

que les variations sont plus importantes à 2 m de la route (novembre 1999 à mars 2000). En outre, peu importe la période d'échantillonnage, les valeurs moyennes en pH_{eau} diminuent avec l'augmentation de la distance à l'autoroute 15.

Tableau 35 : Variations spatio-temporelles des valeurs moyennes de pH_{eau} dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque valeur de pH_{eau} $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|------|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 8,31 | 6,75 | 5,61 |
| Mars 2000 | 7,80 | 6,78 | - |
| Mai 2000 | 8,38 | 6,69 | 5,69 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|------|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 8,17 | 7,60 | 5,64 |
| Mai 2000 | 8,15 | 8,01 | 5,83 |

Les valeurs de conductivité électrique changent dans le temps (tableau 36) et comme pour les valeurs moyennes de pH_{eau} , les valeurs moyennes de conductivité électrique mesurées en mai et mars 2000 diminuent avec l'augmentation de la distance à l'autoroute 15. Il semble aussi que les valeurs de conductivité soient plus élevées en mars 2000.

Tableau 36 : Variations spatio-temporelles des valeurs moyennes de conductivité électrique ($\mu S\ cm^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque valeur de conductivité électrique $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 111 | 55 | 42 |
| Mars 2000 | 257 | 56 | - |
| Mai 2000 | 117 | 44 | 15 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 198 | 278 | 49 |
| Mai 2000 | 420 | 189 | 36 |

Au niveau des concentrations moyennes en Ca et Mg on note que les concentrations moyennes mesurées en mars et mai 2000 sont généralement inférieures à celles mesurées en novembre 1999 (tableaux 37, 38 et 39). Au niveau des variations en SO₄, cette observation n'est plus valide, et ce, plus spécialement à 2 m de la route. D'autre part, tout comme pour les résultats de novembre 1999, les concentrations moyennes en Ca, Mg et SO₄ mesurées en mars et mai 2000 sont généralement plus élevées au niveau des profils situés à 2 et 8 m de l'autoroute 15 que dans les profils situés à 33 m.

Tableau 37 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Ca ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration n = 6

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 389 | 264 | 62 |
| Mars 2000 | 107 | 162 | - |
| Mai 2000 | 97 | 92 | 45 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 536 | 953 | 204 |
| Mai 2000 | 434 | 484 | 100 |

Tableau 38 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en Mg ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration n = 6

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 457 | 92 | 30 |
| Mars 2000 | 190 | 79 | - |
| Mai 2000 | 345 | 47 | 25 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 395 | 246 | 46 |
| Mai 2000 | 396 | 202 | 23 |

Tableau 39 : Variations spatio-temporelles des concentrations moyennes en SO_4 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) dans des profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration $n = 6$

| Bouclier Canadien - OUEST | | | |
|---------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 393 | 110 | 182 |
| Mars 2000 | 519 | 127 | - |
| Mai 2000 | 217 | 90 | 107 |

| Plaine du Saint-Laurent - OUEST | | | |
|---------------------------------|---------------------------|-----|------|
| Période d'échantillonnage | Distance à l'autoroute 15 | | |
| | 2 m | 8 m | 33 m |
| Novembre 1999 | 446 | 546 | 162 |
| Mai 2000 | 1559 | 235 | 129 |

4.3.2 Variations temporelles le long de l'axe vertical

Variations des concentrations en Na et Cl

Au niveau des variations temporelles qui surviennent le long de l'axe vertical, on note d'abord que les concentrations en Na et Cl mesurées en mai 2000 sont significativement différentes ($p < 0,01$) de celles mesurées en novembre 1999 (tableau 40).

Tableau 40: Analyse de la variance pour des mesures répétées dans l'espace et le temps : effet de la saison par l'horizon par la distance et par le transect – Novembre 1999 et Mai 2000.

| Effet | Variables | Wilk's Lambda | Valeur p |
|---|----------------------------|---------------|------------|
| Saison par Horizon par distance par transect | Conductivité électrique | 0,0000030 | <0.0001 |
| | pH_{eau} | 0,0004900 | <0.0001 |
| | Calcium (Ca) | 0,00191463 | <0.0001 |
| | Chlore (Cl) | 0,00231392 | <0.0001 |
| | Magnésium (Mg) | 0,00313107 | <0.0001 |
| | Sodium (Na) | 0,01503943 | <0.0001 |
| | Sulfates (SO_4) | 0,0005948 | <0.0001 |

La tendance la plus marquée est à l'effet qu'à l'intérieur de presque tous les horizons des profils situés à 2 m de l'autoroute 15, les concentrations en Na et en Cl sont plus élevées en mars ou mai 2000 qu'en novembre 1999 (tableau 41).

Tableau 41 : Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 2 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration $n = 2$

| Variable | Profondeur (cm) | Concentrations (mmol kg^{-1} de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| Na | 0-15 | 2,87 | 15,65 | 2,48 | 18,26 | 20,86 |
| | 15-30 | 18,26 | 16,95 | 13,02 | 18,25 | 33,89 |
| | 30-45 | 1,96 | 15,65 | 2,61 | 3,00 | 11,74 |
| Cl | 0-15 | 0,24 | 3,77 | 0,47 | 0,45 | 4,36 |
| | 15-30 | 1,42 | 5,86 | 3,59 | 3,05 | 8,79 |
| | 30-45 | 0,15 | 4,63 | 1,31 | 1,03 | 3,27 |

Au niveau des autres distances, les tendances ne sont pas systématiques et les concentrations en Na et en Cl ne sont pas nécessairement plus élevées en mai 2000 (tableaux 42 et 43). Ainsi, certains horizons présentent des hausses alors que d'autres présentent des baisses.

Tableau 42 : Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 8 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.
Pour chaque concentration $n = 2$

| Variable | Profondeur (cm) | Concentrations (mmol kg^{-1} de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| Na | 0-15 | 2,61 | 3,26 | 1,83 | 18,26 | 13,05 |
| | 15-30 | 2,74 | 2,74 | 2,35 | 7,04 | 16,95 |
| | 30-45 | 2,09 | 1,69 | 1,69 | 18,27 | 15,65 |
| Cl | 0-15 | 0,25 | 1,29 | 0,26 | 0,74 | 0,42 |
| | 15-30 | 0,14 | 0,64 | 0,28 | 1,80 | 0,83 |
| | 30-45 | 0,26 | 0,33 | 0,34 | 8,58 | 3,92 |

Tableau 43 : Variations des concentrations en Na et Cl dans deux profils situés à 33 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque concentration n = 2

| Variable | Profondeur (cm) | Concentrations (mmol kg ⁻¹ de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|---|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| Na | 0-15 | 0,25 | - | 0,31 | 2,87 | 1,83 |
| | 15-30 | 0,25 | - | 0,33 | 1,83 | 2,09 |
| | 30-45 | 0,12 | - | 0,17 | 2,09 | 1,83 |
| Cl | 0-15 | 0,15 | - | 0,24 | 0,38 | 0,35 |
| | 15-30 | 0,62 | - | 0,08 | 0,17 | 0,22 |
| | 30-45 | 0,17 | - | 0,10 | 0,10 | 0,15 |

Variations des valeurs de pH_{eau}, carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO₄

Tout comme pour les variations en Na et Cl, les variations temporelles des valeurs de pH_{eau}, carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO₄ sont significatives (tableau 40). Au niveau des pH_{eau} les variations temporelles diffèrent d'un horizon à l'autre (tableau 44). On ne remarque ainsi pas de tendance générale relativement aux variations temporelles des valeurs de pH_{eau}.

Tableau 44 : Variations spatio-temporelles des valeurs de pH_{eau} le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque valeur de pH_{eau} n = 2

| Distance à la route | Profondeur (cm) | Valeurs de pH _{eau} selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|---------------------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| 2 m | 0-15 | 7,91 | 8,83 | 8,88 | 8,59 | 8,34 |
| | 15-30 | 8,98 | 8,79 | 8,71 | 8,20 | 8,22 |
| | 30-45 | 8,88 | 7,35 | 8,04 | 7,95 | 7,98 |
| 8 m | 0-15 | 6,66 | 6,81 | 7,12 | 8,01 | 7,82 |
| | 15-30 | 6,93 | 6,82 | 6,86 | 8,23 | 8,56 |
| | 30-45 | 6,70 | 6,70 | 6,39 | 7,22 | 7,94 |
| 33 m | 0-15 | 6,19 | - | 5,64 | 5,40 | 5,85 |
| | 15-30 | 5,67 | - | 5,66 | 5,63 | 5,68 |
| | 30-45 | 5,34 | - | 5,77 | 6,20 | 6,03 |

En ce qui concerne les valeurs de conductivité électrique, elles sont, comme les concentrations en Na et Cl, généralement plus élevées en mars ou mai 2000 qu'en novembre 1999, et ce, principalement au niveau des profils situés à 2 m de l'autoroute 15 (tableau 45). On ne remarque pas de telle tendance au niveau des profils situés à 8 et 33 m de la route.

Tableau 45 : Variations spatio-temporelles des valeurs de conductivité le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque valeur de conductivité électrique $n = 2$

| Distance à la route | Profondeur (cm) | Valeurs conductivité électrique ($\mu\text{S cm}^{-1}$) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|---------------------|-----------------|---|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| 2 m | 0-15 | 77 | 239 | 46 | 249 | 417 |
| | 15-30 | 225 | 256 | 248 | 292 | 730 |
| | 30-45 | 30 | 176 | 57 | 55 | 114 |
| 8 m | 0-15 | 66 | 79 | 38 | 257 | 267 |
| | 15-30 | 61 | 56 | 52 | 134 | 140 |
| | 30-45 | 38 | 34 | 41 | 443 | 160 |
| 33 m | 0-15 | 68 | - | 20 | 78 | 52 |
| | 15-30 | 45 | - | 14 | 38 | 31 |
| | 30-45 | 13 | - | 13 | 29 | 25 |

Pour ce qui est des concentrations en Ca, Mg et SO_4 , on note que ces dernières sont généralement plus faibles en mars et mai 2000 qu'en novembre 1999. C'est à 33 m de la route que cette observation se remarque le mieux alors qu'à 2 et 8 m, les concentrations sont quelques fois plus élevées suite à la saison d'épandage, et ce, de façon plus importante au niveau des concentrations en SO_4 (tableaux 46-47-48).

Tableau 46 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Ca le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque concentrations n = 2

| Distance | Profondeur (cm) | Concentrations (umol kg ⁻¹ de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| 2 m | 0-15 | 643 | 105 | 22 | 748 | 486 |
| | 15-30 | 509 | 202 | 254 | 822 | 785 |
| | 30-45 | 15 | 15 | 15 | 37 | 30 |
| 8 m | 0-15 | 509 | 299 | 97 | 823 | 936 |
| | 15-30 | 195 | 112 | 90 | 389 | 292 |
| | 30-45 | 90 | 75 | 90 | 1647 | 225 |
| 33 m | 0-15 | 45 | - | 52 | 471 | 194 |
| | 15-30 | 45 | - | 30 | 82 | 60 |
| | 30-45 | 97 | - | 52 | 60 | 45 |

Tableau 47 : Variations spatio-temporelles des concentrations en Mg le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque concentration n = 2

| Distance | Profondeur (cm) | Concentrations (umol kg ⁻¹ de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| 2 m | 0-15 | 222 | 43 | 15 | 493 | 222 |
| | 15-30 | 1123 | 518 | 1010 | 678 | 950 |
| | 30-45 | 27 | 9 | 11 | 12 | 16 |
| 8 m | 0-15 | 160 | 121 | 37 | 333 | 531 |
| | 15-30 | 69 | 58 | 49 | 58 | 43 |
| | 30-45 | 46 | 58 | 54 | 346 | 33 |
| 33 m | 0-15 | 31 | - | 40 | 99 | 51 |
| | 15-30 | 33 | - | 15 | 26 | 11 |
| | 30-45 | 27 | - | 20 | 14 | 7 |

Tableau 48 : Variations spatio-temporelles des concentrations en SO₄ le long de profils situés à différentes distances du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien et la Plaine du Saint-Laurent.

Pour chaque concentration n = 2

| Distance | Profondeur (cm) | Concentrations (umol kg ⁻¹ de sol) selon la localisation et la période d'échantillonnage | | | | |
|----------|-----------------|--|-----------|----------|-------------------------|----------|
| | | Bouclier Canadien | | | Plaine du Saint-Laurent | |
| | | Novembre 1999 | Mars 2000 | Mai 2000 | Novembre 1999 | Mai 2000 |
| 2 m | 0-15 | 225 | 627 | 71 | 316 | 2158 |
| | 15-30 | 864 | 758 | 553 | 808 | 2173 |
| | 30-45 | 89 | 170 | 28 | 213 | 345 |
| 8 m | 0-15 | 103 | 136 | 65 | 584 | 234 |
| | 15-30 | 83 | 121 | 67 | 376 | 160 |
| | 30-45 | 145 | 125 | 136 | 679 | 311 |
| 33 m | 0-15 | 310 | - | 131 | 276 | 176 |
| | 15-30 | 158 | - | 89 | 131 | 144 |
| | 30-45 | 79 | - | 102 | 79 | 67 |

5.1 Variations spatiales

5.1.1 Variations spatiales le long de l'axe horizontal

Au niveau des variations spatiales qui surviennent le long de l'axe horizontal, les résultats provenant de l'analyse des échantillons de sol prélevés en novembre 1999 nous ont révélé que les valeurs moyennes des diverses variables chimiques quantifiées sont, pour une distance donnée, très variables entre les quatre transects. Cette variabilité inter-transects est fort probablement la raison pour laquelle, tous transects confondus, les variations spatiales le long de l'axe horizontal ne sont pas statistiquement significatives (tableau 19). Par contre, tel que mentionné au chapitre 4, lorsque l'on analyse les quatre transects de façon indépendante, on réalise que les valeurs moyennes des diverses variables quantifiées varient de façon presque systématique avec la distance à l'autoroute 15 (tableaux 20 et 21, figures 24, 25, 26, 27, 28, 29).

Variations des concentrations moyennes en Na et Cl

Concernant les concentrations moyennes en Na et Cl, des recherches (Hutchinson et Olson, 1967; Hofstra et Smith, 1984; Hanes *et al.*, 1976) ont montré que ces concentrations en Na et Cl étaient plus élevées à proximité d'une source de sels et qu'elles diminuaient avec l'augmentation de la distance à cette même source (figures 13 et 16).

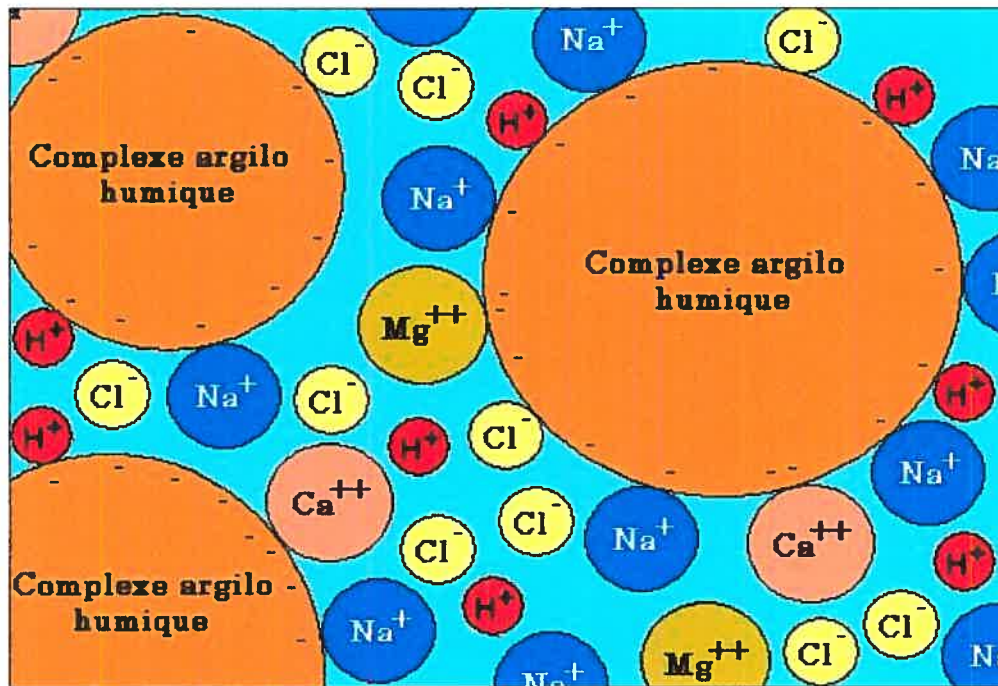
Pour trois de nos quatre transects, les concentrations moyennes en Na des profils localisés à 2 et 8 m mesurées en novembre 1999 sont de 3 à 38 fois plus élevées que celles mesurées à l'intérieur des profils situés à 33 m de l'autoroute (tableaux 20 et 21). Cette répartition spatiale des concentrations moyennes en Na nous paraît être un très bon indice de l'effet pluriannuel généré par l'épandage de sels de déglacage.

Le fait que les concentrations moyennes en Na de novembre 1999 présentent de telles variations spatiales nous indique que les sels qui migrent dans les sols situés à 2 et 8 m de l'autoroute s'y accumulent à un tel point que les pluies qui surviennent entre les saisons d'épandage ne peuvent lessiver la totalité du Na hors de ces profils. Il est aussi intéressant de constater que les concentrations moyennes en Na mesurées à 8 m de la route sont, pour trois des quatre transects, supérieures à celles mesurées à 2 m de la route, et ce, sachant que les sols à 8 m de l'autoroute sont localisés de l'autre côté du fossé de drainage routier (figure 23). Ainsi, malgré le fait que les profils localisés à 8 m de l'autoroute ne puissent être directement lessivés par l'eau de ruissellement provenant de l'autoroute en raison de la présence du fossé de drainage, les sels s'y rendent fort probablement par : (a) l'éclaboussement causé par le passage des véhicules, et (b) par l'entremise des déneigeuses qui repoussent les neiges et les sels au-delà du fossé de drainage. Malgré le fait que les sols situés à 8 m soient affectés par l'épandage de sels, il est peu probable que les quantités de sels qui s'y rendent soient supérieures à celles qui atteignent les sols localisés à 2 m de l'autoroute. Cette différence s'explique du fait que les profils qui sont situés à 2 m de la route, bien que recevant de plus grandes quantités de sels, sont aussi lessivés par de plus grandes quantités d'eau entre les deux périodes d'épandage de sels. Ces quantités d'eau supplémentaires, proviennent, outre des précipitations incidentes, de l'eau qui ruisselle sur la route et qui sont concentrées en direction des sols localisés à 2 m. Ces eaux, entraîneront un lessivage plus élevé du Na hors de ces profils. À 8 m, l'eau de ruissellement provient essentiellement des précipitations et des embruns. Il n'y a toutefois pas le même effet de concentration du flot en eau observé en marge de la surface asphaltée de l'autoroute.

Concernant les concentrations moyennes en Cl, bien que ces dernières varient selon la distance, elles ne sont pas nécessairement plus élevées dans les sols situés en bordure de l'autoroute. Tel que mentionné précédemment, et malgré le fait que les sols localisés à 2 et 8 m reçoivent d'aussi grandes quantités de Cl que de Na, le Cl y est plus facilement lessivé hors de ces profils. Ceci s'explique par la plus faible affinité du Cl avec les charges électriques présentes à la surface des particules de

(figure 30). Cette plus faible affinité du Cl avec les particules de sols explique aussi pourquoi les concentrations moyennes en Na sont, peu importe la distance à la route, presque toujours plus élevées que les concentrations moyennes en Cl.

Figure 30 : Faible affinité du Cl⁻ avec les particules de sol



Finalement, on note que les concentrations moyennes en Na et Cl sont plus élevées du côté ouest de l'autoroute 15 et d'autant plus élevées dans les profils de sols situés dans la Plaine du Saint-Laurent. Plusieurs raisons peuvent expliquer cette distribution des concentrations moyennes en Na et en Cl. La première est que les profils localisés du côté ouest reçoivent de plus grandes quantités de sels (NaCl) durant la saison de déglacage. Par contre, si les quantités de sels épandues sont équivalentes des deux côtés de l'autoroute, il faut alors soupçonner le fait que les sols situés du côté ouest retiennent de plus grandes quantités de sels (NaCl), et ce, en raison de sols ayant de plus grandes capacités d'échange cationique. Cependant, il est aussi probable que les sels (Na et Cl) accumulés à l'intérieur des profils localisés du côté ouest soient, en raison d'un plus faible lessivage printanier, estival et

automnale, lessivés en moins grandes quantités hors des profils. Il y aurait alors accumulation de Na et de Cl dans ces profils.

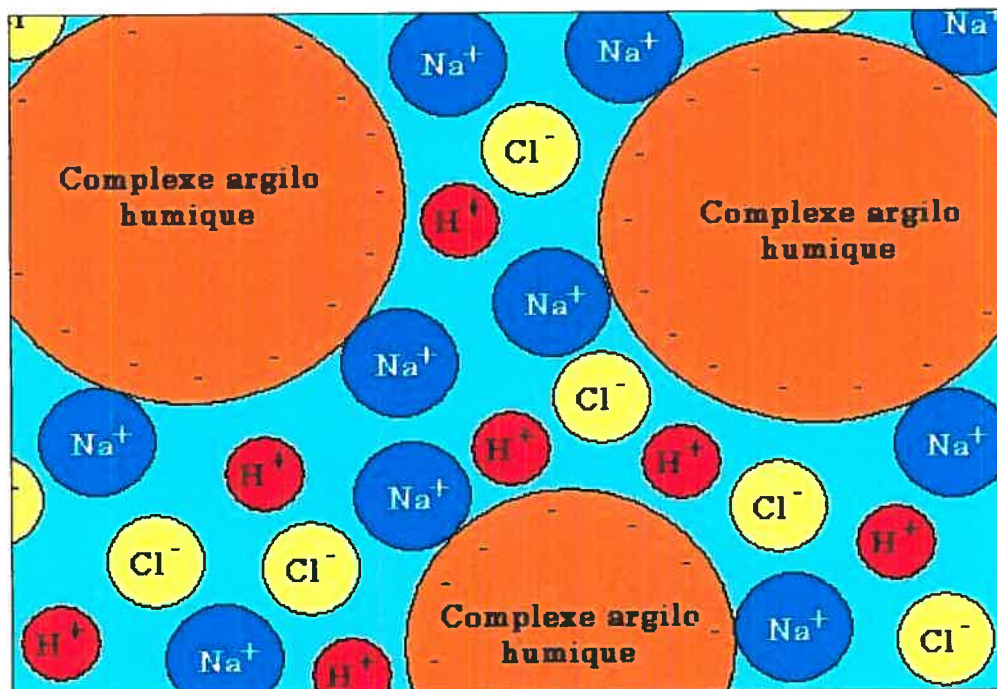
Variations des valeurs moyennes de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4

Tel que présenté au chapitre 4, les résultats de novembre 1999 montrent que les valeurs moyennes de pH_{eau} , de conductivité électrique ainsi que les concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 de chacun des transects observés indépendamment les uns des autres sont généralement plus élevées à 2 et 8 m de l'autoroute qu'à 33 m de celle-ci (figures 24, 26, 27, 28, 29). En ce qui concerne les valeurs de carbone organique, ces dernières croissent au contraire avec l'augmentation de la distance à l'autoroute (figure 25).

Au niveau de la répartition spatiale des valeurs moyennes de pH_{eau} et de conductivité électrique, ces dernières sont associées aux hausses des concentrations en Na et Cl dans les sols situés à 2 et 8 m de l'autoroute. Toutefois, nous constatons que les valeurs moyennes de pH_{eau} et de conductivité électrique les plus élevées ne concordent pas nécessairement avec les plus fortes concentrations moyennes en Na et Cl.

Sachant que la conductivité électrique du sol est sous l'influence du contenu en ions solubles ou faiblement adsorbés au sol (E.A Hanlon et J.M Bartos, 1993), nous nous serions attendus à toujours observer les plus fortes valeurs moyennes de pH_{eau} et de conductivité électrique aux endroits où les concentrations moyennes en Na et Cl sont les plus importantes. Ce n'est toutefois pas toujours le cas. De même, une hausse des concentrations en Na, et donc du lessivage du sol par Na, devrait occasionner une hausse des valeurs de pH. Cette hausse est la conséquence du déplacement des ions H^+ des sites d'échange cationique par Na^+ (Sposito, 1989) (figure 31). Encore ici, la concordance de nos données avec la théorie est imparfaite.

Figure 31 : Saturation du complexe d'échange en Na^+ et désorption en H^+ .



Les distributions spatiales des valeurs moyennes de pH_{eau} et de conductivité électrique semblent donc influencées par d'autres facteurs que les seuls apports en sels de déglacage. La différence entre les profils situés à 2 et 8 m et ceux situés à 33 m de l'autoroute 15 peut aussi découler du fait que les profils localisés à 2 et 8 m de l'autoroute présentent des substrats artificiels qui affichent des propriétés plus similaires entre eux, notamment en ce qui a trait aux matériaux contrôlant le pH_{eau} et la composition du complexe d'échange. Les substrats artificiels des profils localisés à ces distances sont riches en cailloux carbonatés comparativement aux profils situés à 33 m qui sont des sols naturels appauvris en carbonates ou sans carbonates (Bouclier Canadien). Ce contraste-ci contribue à expliquer le fait que les valeurs moyennes de pH_{eau} soient plus élevées en bordure de l'autoroute 15 qu'elles ne le sont à 33 m. Pour les quatre transects, la grande similarité entre les substrats des profils situés à 2 m soutiendrait aussi le fait que les pH_{eau} mesurés à cette distance soient plus semblables entre eux comparativement à ceux mesurés aux autres distances. Pour ce qui est des profils localisés à 8 m, la similarité entre les profils est moins grande qu'à 2 m de l'autoroute 15. D'autre part, les quantités de sels que reçoivent les profils à 8

m sont, en raison de la distance, moins élevées et plus variables spatialement qu'à 2 m. De plus, le contenu en cailloux riches en carbonates est plus faible à 8 m. Ceci participe donc à expliquer la plus grande variabilité entre les profils situés à 8 m de la route ainsi que le fait que les pH_{eau} mesurés à 8 m soient généralement moins élevés que ceux mesurés à 2 m de l'autoroute 15.

Concernant l'augmentation du contenu moyen en carbone organique, cette dernière s'explique par l'accroissement du couvert végétal avec l'augmentation de la distance à l'autoroute et aussi parce que les substrats des profils situés à 2 et 8 m de l'autoroute 15 sont artificiels et jeunes et, donc, notoirement pauvres en carbone organique. La hausse du contenu moyen en carbone organique est particulièrement importante entre 8 et 33 m de l'autoroute. En fait, le couvert végétal des profils situés à 2 et 8 m est semblable et uniquement composés d'herbes alors que les profils localisés à 33 m de l'autoroute sont sous couvert forestier mature. L'apport annuel en matière organique sous ce couvert est considérable et assure un enrichissement du sol en matière organique, et ce, malgré la décomposition d'une fraction de la matière organique déposée (Manuel de foresterie, 1997).

Finalement, au niveau des variations spatiales des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 , malgré le fait que les concentrations tendent généralement à diminuer avec l'augmentation de la distance à la l'autoroute, ces baisses sont moins généralisées que celles des concentrations en Na et Cl. D'autre part, les concentrations et l'étendue des variations spatiales en Ca, Mg et SO_4 sont beaucoup moins élevées que celles observées pour Na et Cl. Bien que les sels de déglacage pourraient, en raison de la présence d'impuretés, participer aux apports en Ca, Mg et SO_4 , leur impact au niveau des sols est beaucoup moins notable que pour Na et Cl. Aussi le déplacement de Ca et Mg adsorbés par les flux en Na dissous occasionne leur lessivage hors du profil. Il en va de même pour le lessivage de SO_4 par Cl. Les concentrations mesurées pour Ca, Mg et SO_4 reflètent donc le résultat de deux gammes de processus : les apports sous la forme d'impuretés dans les sels de déglacage versus le lessivage par les composantes dominantes des dits sels.

5.1.2 Variations spatiales le long de l'axe vertical

Au niveau des variations spatiales qui surviennent le long de l'axe vertical, les résultats provenant de l'analyse des échantillons de sol prélevés en novembre 1999 nous ont révélé que les valeurs moyennes des diverses variables chimiques quantifiées sont, pour une distance et un transect donné, très variables entre les horizons (tableaux 22 à 30).

Variations des concentrations en Na et Cl

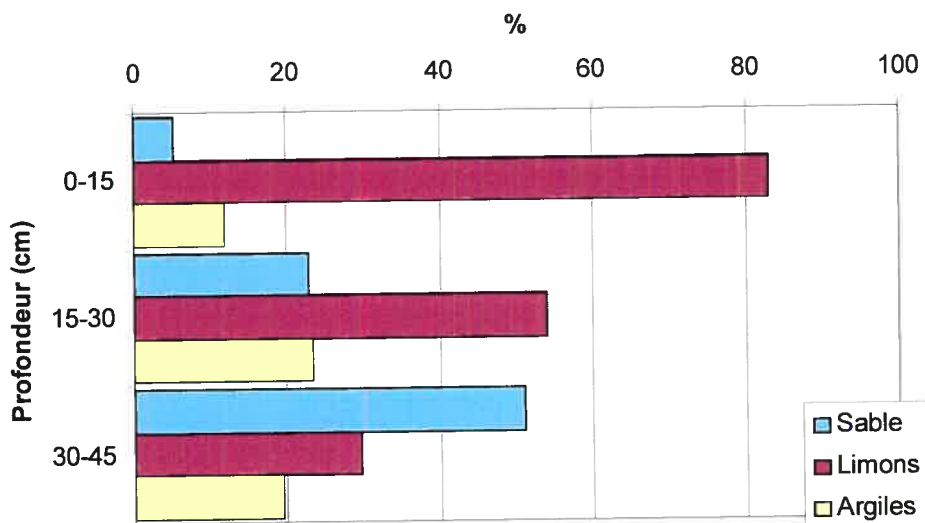
Concernant les concentrations moyennes en Na et en Cl, des recherches montrent que les concentrations en Na et en Cl mesurées dans un sol varient en fonction de la profondeur (Hanes *et al.* (1976); Prior et Berthouex (1967); Hutchinson et Olson (1967); Locat et Gélinas (1989); Labadia et Buttle (1996)). Ces recherches soulignent que les concentrations en Na et en Cl sont généralement plus élevées en surface et diminuent avec l'augmentation de la profondeur. Cependant, Berthouex et Prior (1967) soulignent que les concentrations en Na et Cl peuvent également être plus élevées en profondeur qu'à la surface du sol. Dans les deux cas, une plus grande capacité d'échange cationique (matière organique, sol à texture fine) serait à l'origine de ces concentrations plus élevées. D'autres facteurs tels une application irrégulière des sels et différents niveaux de compaction peuvent aussi expliquer ces variations des concentrations en Na et Cl à travers un profil de sol.

Les résultats présentés au chapitre 4 ont montré que les concentrations en Na et Cl n'étaient pas toujours plus élevées à la surface des sols. Il nous apparaît que la distribution verticale des concentrations en Na et Cl varient selon la distance à laquelle les profils sont situés par rapport à l'autoroute. Ainsi, les concentrations en Na et Cl des profils situés à 33 m de la route sont, à l'exception du transect Plaine du Saint-Laurent-EST, plus élevées en surface qu'en profondeur. Cependant, au niveau des profils situés à 2 et 8 m, la distribution verticale des concentrations en Na et Cl est beaucoup plus hétérogène à travers le profil.

D'autre part, même si les variations verticales des concentrations en Na et Cl sont significatives peu importe la distance à la route (tableau 22), on note que les concentrations et les variations verticales les plus faibles sont propres aux sols localisés à 33 m de l'autoroute (tableaux 23 et 24). Les différences entre les variations verticales des concentrations en Na et Cl des sites localisés à 2 et 8 m et ceux situés à 33 m de la route s'expliquent d'abord du fait que les sites localisés à 33 m de la route ne sont pas ou très peu affectés par les sels de voirie. Ainsi, les concentrations en Na et Cl à l'intérieur de ces profils y sont moins élevées et moins variables.

De plus, on note que les sols localisés à 2 et 8 m de l'autoroute sont de nature différente de ceux situés à 33 m. À cette distance, les profils de sols ne sont pas remaniés physiquement par l'homme. Ils présentent une superposition d'horizons propres aux sols naturels. Ceci dit, les horizons de surface y sont plus fins et les matériaux deviennent plus grossiers avec l'augmentation de la profondeur (figure 32). Cette distribution des particules fines favorise une rétention plus importante des concentrations en Na et Cl à l'intérieur des horizons de surface.

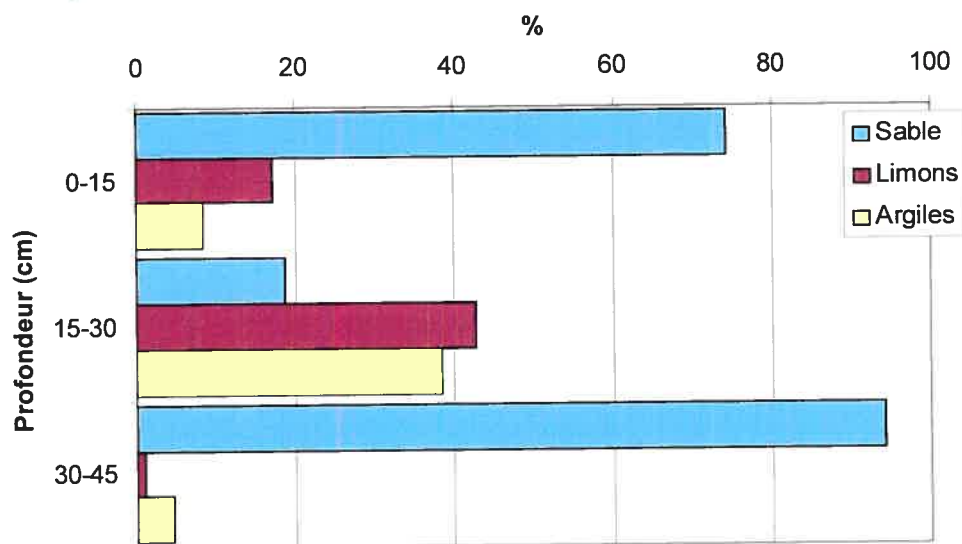
Figure 32 : Classes granulométriques des horizons d'un profil de sol situé à 33 m de l'autoroute 15 dans la Plaine du Saint-Laurent – côté ouest.



À 2 et 8 m de l'autoroute 15, les sols sont composés de matrices totalement différentes de celles observées à 33 m. On retrouve alors une superposition d'horizons mis à en place par l'homme lors de la construction de l'autoroute 15. La figure 33 montre la distribution des classes granulométriques d'un profil situé à 2 m de l'autoroute 15. On constate qu'un horizon riche en limons et argiles (15-30 cm) est localisé entre deux horizons plus sableux.

L'identification des minéraux argileux nous a indiqué que l'horizon localisé en 15 et 30 cm est principalement composé d'illite, un minéral argileux qui possède une surface spécifique variant entre 100 et 175 m² g⁻¹ contrairement aux horizons sableux qui présentent une surface spécifique beaucoup plus faible, soit environ moins de 5m²/g.

Figure 33 : Classes granulométriques des horizons d'un profil de sol situé à 2 m de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien – côté ouest .



En plus de présenter une surface spécifique plus élevée que les horizons sableux adjacents, l'horizon argileux est aussi caractérisé par des capacités d'échange cationique (CEC) et anionique (CEA) plus élevées. La capacité d'échange cationique (CEC) se définit comme la quantité de cations échangeables (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+ , Al^{+++} , H^+) que le sol peut adsorber alors que la capacité d'échange anionique (CEA)

réfère à la quantité d'anions échangeables (Cl^- , NO_3^- , SeO_4^{2-} , HS^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^-) que le sol peut adsorber. La CEC et CEA s'expriment en centimoles de charge par kg ($\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$) de sol ou de toute autre substance adsorbante, comme l'argile. Du fait que la surface des particules sol possède une charge électrique globale négative, la capacité à adsorber des cations (CEC) est beaucoup plus élevée que sa capacité à adsorber des anions (CEA). Ainsi, l'illite possède une CEC qui varie entre 10 et 40 ($\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$) de sol alors que sa CEA est inférieure à 1 ($\text{cmol}_{(+)} \text{kg}^{-1}$) de sol. Tel que mentionné précédemment, ceci explique pourquoi les concentrations en Cl dissous sont plus faibles que les concentrations en Na.

En raison de ces différentes capacités d'adsorption ionique, ces substrats remaniés et composés de matériaux de diverses natures sont donc plus sujets à présenter de fortes variations verticales des concentrations en Na et Cl. Berthouex et Prior (1967) ont montré que de telles variations des concentrations en Na pouvaient survenir à l'intérieur d'un profil et que ces dernières s'expliquaient notamment par des horizons présentant différentes capacités d'absorption du Na. En fait, dans le cas du profil présenté à la figure 33, les concentrations en Na et Cl les plus élevées se retrouvent dans l'horizon dont les contenus en argiles et limons sont les plus élevés (15-30 cm) alors que les plus faibles concentrations se retrouvent à l'intérieur de l'horizon qui présente les contenus en argiles et limons les plus faibles (tableau 23 et 24 : Bouclier Canadien – Côté Ouest – 2m). Cette observation est particulièrement intéressante du fait que les résultats dont nous discutons proviennent d'échantillons prélevés en novembre 1999 dans des profils précédemment lessivés par les eaux de pluies printanières, estivales et automnales. Les concentrations mesurées sont donc probablement révélatrices du potentiel de rétention à long terme des sols que les échantillons prélevés suite à une saison d'épandage.

Variations des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 .

De la même façon que pour les concentrations en Na et en Cl, les distributions verticales des valeurs en pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 varient selon la distance à l'autoroute (tableaux 25 à 30).

À 33 m de la route, du fait que les profils de sols sont naturels, la distribution verticale des valeurs de pH_{eau} , carbone organique, conductivité électrique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 est fonction de la profondeur des profils. Ainsi, les valeurs de carbone organique sont plus élevées en surface et diminuent avec l'augmentation de la profondeur. Cette distribution verticale du contenu en carbone organique affecte du même coup la distribution des valeurs de conductivité électrique et de pH_{eau} . D'une part, les acides organiques générés par la décomposition de la matière organique acidifient les horizons de surface (Bonneau *et al.*, 1987). Nous pouvons donc observer que les valeurs de pH_{eau} tendent à être plus acides en surface qu'en profondeur. D'autre part, cette acidification a aussi comme effet de rendre les valeurs de conductivité électrique plus élevées en surface qu'en profondeur. En plus d'être influencée par le contenu en carbone organique, la distribution des concentrations en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 est régie par le profil granulométrique. Contrairement aux profils localisés à 2 et 8 m de l'autoroute, les profils situés à 33 m présentent des profils granulométrique dont la matrice tend à devenir plus grossière avec l'augmentation de la profondeur. Ainsi, les horizons de surface étant plus altérés contiennent de plus grandes quantités de particules fines (argiles et limons) que les horizons sous-jacents contenant de plus grandes quantités de sables. Comme pour la matière organique, les particules fines ont une capacité d'échange cationique (CEC) et anionique (CEA) plus élevées ce qui favorise une plus importante rétention des ions solubles.

À 2 et 8 m de l'autoroute, même si le contenu en carbone organique est plus élevé en surface et que dans certains cas il est comparable au contenu en carbone organique

mesuré au niveau des profils situés à 33 m de l'autoroute, le carbone organique ne semble pas influencer la distribution des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique et concentrations en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 . Sachant que de très grandes quantités de sels migrent à travers ces profils au cours du printemps, les capacités d'échange cationique (CEC) et anionique (CEA) de la matière organique ne peuvent à elles seules contrôler la distribution des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique et concentrations en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 . Tel que mentionné précédemment, la distribution verticale des valeurs au niveau des profils localisés à 2 et 8 m de la route est directement liée au fait que ces profils de sols sont composés d'horizons anthropiques présentant des capacités d'échanges cationique et anionique fortement contrastées.

Bien qu'il soit difficile d'associer une concentration à une classe texturale donnée, il est néanmoins possible d'apprécier l'influence de la texture dans les profils où la texture d'un horizon est grandement différente de celles des horizons adjacents. Ainsi, et à l'image des résultats obtenus pour les concentrations en Na et Cl (figures 23 et 24), l'horizon situé entre 15 et 30 cm de profondeur dans le profil à 2 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien présente des valeurs de pH_{eau} , de conductivité électrique et des concentrations en Mg et SO_4 plus élevées qu'au niveau des horizons adjacents. Les valeurs les plus faibles se retrouvent encore dans l'horizon situé entre 30 et 45 cm de profondeur, lequel présente le plus grand contenu en sable et le plus faible contenu en argile. Cette relation avec la texture peut aussi être observée au niveau du profil situé à 2 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans la Plaine du Saint-Laurent.

5.2 Variation temporelles

5.2.1 Variations spatiales le long de l'axe horizontal

Au chapitre 2, nous avons souligné que les recherches de Hanes *et al.* (1976) et de Hutchinson et Olson (1967) montrent que, les concentrations en Na et Cl augmentent dans les sols situés à proximité d'une source de sels après la saison d'épandage de sels de déglacage. Ces mêmes recherches soulignent que les

concentrations en Na et Cl s'accroissent dans les sols au fil du temps (figures 14 et 15).

Les résultats statistiques présentés au chapitre 4 montrent que les valeurs moyennes de pH_{eau} , de conductivité électrique ainsi que les concentrations moyennes en Na, Cl, Ca, Mg et SO_4 sont significativement différentes entre novembre 1999 et mai 2000 (tableau 31).

Variations des concentrations moyennes en Na et Cl

Les variations temporelles qui se produisent le long de l'axe horizontal nous montrent que les concentrations moyennes en Na et Cl sont plus élevées en mars et/ou mai 2000 qu'en novembre 1999, et ce, principalement au niveau des profils situés à 2 et 8 m de l'autoroute soit aux endroits où l'impact des sels est le plus important (tableaux 32, 33, 34).

En fait, les variations temporelles les plus élevées surviennent au niveau des profils situés à 2 m de la route. Cette observation confirme l'hypothèse voulant que les profils localisés les plus près de l'autoroute soient les plus affectés par les sels de déglacage.

Toutefois, les variations temporelles ne sont pas identiques à tous les transects. Ainsi, si l'on se limite à observer les résultats de mai 2000, l'application de sels ne semble pas causer de hausse des concentrations moyennes en Na et Cl au niveau des profils situés à 2 et 8 m du côté ouest de l'autoroute dans le Bouclier Canadien alors qu'il est clair que les profils situés à 2 et 8 m du côté ouest de l'autoroute dans la Plaine du Saint-Laurent sont, eux, affectés par les sels. Cependant, les résultats de mars 2000 montrent que les profils prélevés à 2 et 8 m dans le Bouclier Canadien sont aussi affectés par les sels.

Finalement, l'amplitude des variations temporelles en Cl est plus importante que l'amplitude des variations temporelles en Na. Tel que discuté précédemment, cette

différence s'explique du fait que le Cl, de par sa charge négative, est beaucoup plus mobile que le Na dans les sols faiblement acides.

Variations des valeurs moyennes de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 .

Au niveau du pH_{eau} et de la conductivité électrique, nous constatons que les valeurs moyennes de conductivité électrique semblent être de meilleurs indicateurs de la salinité des profils situés à 2 m de l'autoroute. En fait, contrairement aux valeurs moyennes de pH_{eau} , les valeurs de conductivité électrique les plus élevées concordent avec les plus grandes concentrations en Na et en Cl, et ce, principalement au niveau des profils situés à 2 m de l'autoroute (figures 34 et 36) là où les variations temporelles des concentrations en Na et en Cl sont aussi les plus importantes.

Concernant les concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 de mars et mai 2000, on note d'abord qu'elles sont, comme en novembre 1999, plus élevées en bordure de l'autoroute qu'à 33 m (tableaux 37, 38, 39). Les sels épandus pourraient donc contenir de petites quantités de ces éléments. Par contre, même si l'épandage de sels semble participer à la distribution spatiale des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 , les variations temporelles montrent que peu importe la distance à l'autoroute 15, les concentrations moyennes en Ca, Mg et SO_4 sont généralement plus faibles en mai 2000 qu'en novembre 1999. Les diminutions des concentrations en Ca et Mg seraient en partie expliquées par la hausse des concentrations moyennes en Na entre novembre 1999 et mai 2000. Il s'agit en fait d'une réponse à des réactions d'échanges à la surface des particules de sols où le Na déplace le Ca et le Mg suite à des apports massifs de Na dissous. Il en va de même pour le Cl et le SO_4 quoique dans une moindre mesure. Les complexes d'échanges cationique et anionique des sols soumis à l'infiltration de grandes quantités de sels dissous deviendraient donc saturé en Na ou Cl au détriment des autres éléments qui seraient alors lessivés plus en profondeur (Manuel de foresterie, 1997). Cet effet de saturation et de lessivage serait particulièrement actif au niveau des profils de sol qui sont directement affectés par les sels de déglçage soit ceux situés à 2 et 8 m de l'autoroute 15. À 33 m de la

route, la baisse des concentrations moyennes en Ca, Mg et SO₄ ne serait pas la conséquence de la saturation du complexe d'échange par les sels de déglacage mais bien de l'apport en cations d'énergie d'adsorption plus élevée tels H⁺ lesquels proviennent principalement de la minéralisation, la transformation et l'oxydation de la matière organique, l'oxydation des composés azotés et de composés minéraux présents dans certaines roches (Bonneau *et al*, 1987).

5.2.2 Variations temporelles le long de l'axe vertical

Variations des concentrations en Na et Cl

Au niveau des variations temporelles le long de l'axe vertical, il semble évident que la distance à la route influence la distribution des concentrations en Na et Cl à l'intérieur des profils. Dans notre cas, l'augmentation de la distance à la route se manifeste par des changements au niveau de la nature des sols ainsi que par une diminution des concentrations en Na et Cl à l'intérieur des profils (tableaux 41, 42 et 43).

L'augmentation de la distance à la route ainsi que les changements au niveau de la nature des sols jouent un rôle important au niveau de la distribution des concentrations en Na et Cl que l'on retrouve dans les sols avant et après une saison de déglacage. Ainsi, en raison des grandes quantités de sels solubles qui migrent à travers les profils situés à 2 m (tableau 41) de la route au printemps, les horizons y présentent des hausses des concentrations en Na et en Cl et ces variations des concentrations sont généralement plus importantes que celles pouvant être observées à 8 et 33 m de la route (tableaux 42, 43). Plus on s'éloigne de la source de sels, moins les quantités de sels solubles qui migrent à travers les sols sont importantes et moins cet effet de hausse généralisée des concentrations en Na et Cl se manifeste dans les profils. D'autre part, plus la distance à l'autoroute augmente et plus la distribution des concentrations semble être une fonction de la profondeur. À 33 m de la route, bien que les profils ne soient pas directement soumis à l'infiltration d'eau de ruissellement de la route, il demeure que l'on observe une légère hausse des concentrations en Na et en Cl (tableau 43) entre novembre 1999 et mai 2000. Ces

hausse se manifestent dans à toutes les profondeurs mais les variations les plus élevées se manifestent dans les 30 premiers centimètres.

D'autre part, tel que mentionné au niveau des variations spatiales, on remarque encore que les concentrations en Na et Cl sont pour une période donnée, et peu importe la distance et la profondeur, toujours plus élevées dans la Plaine du Saint-Laurent que dans le Bouclier Canadien (tableaux 41, 42, 43).

Finalement, les concentrations en Na et Cl mesurées en mars 2000 (tableaux 41, 42) au niveau des sols prélevés dans le Bouclier Canadien nous montrent que c'est à ce moment que les concentrations varient le plus par rapport à novembre 1999, et ce, principalement à 2 m de la route. Ceci nous suggère donc que les concentrations maximales en Na et Cl ne surviennent pas au même moment au niveau des deux régions physiographiques.

De plus, tel que nous l'avons remarqué précédemment, en raison d'une granulométrie plus fine, certains horizons d'un profil peuvent présenter des valeurs en Na et Cl plus élevées. À ce sujet, on note que malgré les variations temporelles qui surviennent à l'intérieur du profil, l'horizon argileux (illite) prélevé entre 15 et 30 cm de profondeur dans le profil situé à 2 m du côté ouest de l'autoroute 15 dans le Bouclier Canadien affiche toujours les plus fortes concentrations en Na, Cl, Ca, Mg, SO₄ et les plus grandes valeurs de conductivité (tableaux 41, 45, 46, 47, 48). Il semble donc que les horizons ayant une texture plus fine adsorbent et retiennent de plus grandes quantités de Na et Cl, et ce, peu importe la période d'échantillonnage. Les horizons adjacents, principalement composés de sables, présentent aussi des concentrations élevées en mars 2000. Par contre, leur texture plus grossière fait en sorte que le lessivage des concentrations en Na et Cl se fait beaucoup plus rapidement. Ainsi, les fluctuations temporelles sont beaucoup plus rapides au niveau de ces horizons sableux.

Variations des valeurs de pH_{eau} , conductivité électrique, carbone organique et des concentrations en Ca, Mg et SO_4 .

Tel que nous l'avons mentionné précédemment, les variations temporelles de valeurs de pH_{eau} (tableau 44) ne semblent pas être liées aux variations temporelles des autres variables mesurées alors que les valeurs de conductivité électrique (tableau 45) les plus élevées se retrouvent dans les horizons où les plus fortes concentrations en Na et Cl ont été mesurées, soit à 2 m de l'autoroute (tableaux 41). Cette relation est beaucoup moins évidente au niveau des profils situés à 8 et 33 m de l'autoroute. Au niveau des concentrations en Ca, Mg et SO_4 , ces dernières tendent à être plus faibles en mars et mai 2000, et ce, peu importe la distance et la profondeur (tableaux 46, 47, 48). Tel que mentionné précédemment, ces diminutions seraient causées par la saturation des complexes d'échanges cationique et anionique des sols en Na ou Cl au détriment des autres éléments qui seraient alors lessivés plus en profondeur. D'autre part, malgré ces diminutions, les concentrations en Ca, Mg et SO_4 demeurent plus élevées dans les sols situés dans la Plaine du Saint-Laurent.

Conclusion

La réalisation de cette étude concernant les variations spatio-temporelles des sels de déglacage dans des sols qui bordent l'autoroute 15 a permis de confirmer ce que plusieurs chercheurs avaient observé au sujet de ces variations.

En ce qui concerne les variations le long de l'axe horizontal, malgré le fait que, tous transects confondus, les variations spatiales le long de l'axe horizontal ne soient pas significatives en raison de la grande variabilité des concentrations moyennes entre les profils de sols des 4 transects, il demeure que chacun des transects individuellement observé montre que les concentrations en Na et Cl diminuent avec l'augmentation de la distance à la route. Cette distribution spatiale découle du fait que les quantités de sels qui s'infiltrent dans les sols diminuent avec l'augmentation de la distance à la route. Ainsi, sous forme dissoute, les sels s'infiltrent en grande partie dans les sols situés à 2 m de la route. À 8 m de la route, les quantités de sels qui migrent à travers les sols sont moins élevées étant donné la présence du fossé de drainage qui limite le ruissellement des sels dissous jusqu'aux sols situés à cette distance. Les sels qui parviennent à s'y rendre le font probablement par l'entremise des déneigeuses qui repoussent la neige et les sels au-delà du fossé de drainage ainsi que par l'éclaboussement causé par le passage des véhicules. Dans le cas de nos profils de sols situés à 33 m de la route, seuls les sels mis en suspension sous forme d'aérosols par le passage des véhicules peuvent se rendre afin de légèrement augmenter les concentrations. D'autre part, la distribution spatiale des concentrations en Na et Cl que nous avons mesurée en novembre 1999 suggère que les sols situés à 2 et 8 m de l'autoroute 15 accumulent le Na et le Cl à un point tel que le lessivage printanier, estival et automnal n'est pas suffisant afin de lessiver les profils des quantités de sels qui s'y trouvent. Au niveau des variations temporelles le long de l'axe horizontal, nous avons constaté que les concentrations en Na et Cl sont généralement plus élevées suite à la période de déglacage, et ce, principalement dans les sols situés à 2 m de l'autoroute, distance à laquelle les quantités de sels qui s'infiltrent dans les sols sont les plus élevées. On observe aussi une augmentation des

concentrations en Na et Cl dans les sols situés de l'autre côté du fossé de drainage, soit à 8 m de l'autoroute. Cette augmentation nous pousse d'autant plus à croire que le déneigement et l'éclaboussement causé par le passage des véhicules contribuent à augmenter les concentrations en Na et Cl dans les sols situés à cette distance. Finalement, certains profils localisés à 33 m de la route présentent des augmentations des concentrations en Na et Cl suite à la saison de déglacage. Ces augmentations, étant très faibles comparativement aux variations qui surviennent à 2 et 8 m de l'autoroute, seraient fort probablement naturelles et pourraient découler de la déposition d'aérosols.

En plus de varier selon la distance à la route, nous avons observé que les concentrations en Na et en Cl étaient généralement plus importantes au niveau des sols localisés dans la Plaine du Saint-Laurent que dans le Bouclier Canadien, et ce, peu importe la distance et la période d'échantillonnage. Étant donné que les sols situés à 33 m de l'autoroute sont naturels et non affectés par les sels de déglacage, les différences que l'on observe à cette distance entre les sols du Bouclier Canadien et de la Plaine du Saint-Laurent nous suggèrent que les sols localisés dans la Plaine du Saint-Laurent possèdent des capacités d'échanges cationique et anionique plus élevées, permettant ainsi à ces sols d'adsorber de plus grandes quantités de Na et de Cl. Au niveau des sols situés à 2 et 8 m de l'autoroute, sachant que ces derniers sont artificiels et de nature comparable entre les deux régions physiographiques, le fait que les concentrations en Na et Cl soient généralement plus élevées dans la Plaine du Saint-Laurent ne peut être simplement expliquée par de plus fortes capacités d'échanges cationique et anionique.

Concernant les variations le long de l'axe vertical, celles-ci nous ont permis de constater que la distribution des concentrations en Na et en Cl à l'intérieur des profils dépend de la nature des sols. Ainsi, à 33 m de l'autoroute, les concentrations en Na et Cl sont généralement plus élevées en surface et diminuent avec l'augmentation de la profondeur, et ce, peu importe la période d'échantillonnage. Cette distribution est la conséquence de l'uniformité des profils situés à 33 m de l'autoroute et du fait que les

sels de déglçage ne perturbent pas ces sols. À 2 et 8 m de l' autoroute 15, la distribution des concentrations en Na et Cl dans les profils n' observe pas cette tendance, et ce, du fait que les profils sont composés d' une superposition d' horizons artificiels présentant des textures très variées en plus d' être lessivés par de grandes quantités de Na et Cl sous forme dissoute. Ainsi, nous avons observés que les horizons argileux (illite) présentent de plus fortes concentrations en Na et de Cl que les horizons plus sableux, lesquels en retiennent de moins grandes quantités en raison de leurs plus faibles capacités d' échanges ionique (CEC et CEA). Au niveau des variations temporelles le long de l' axe vertical, on note que les concentrations en Na et Cl varient énormément entre les périodes d' échantillonnage, en étant plus élevées suite à la saison d' épandage. Les variations temporelles les plus importantes surviennent généralement à l' intérieur des horizons à texture grossière (sableux) alors que les horizons à texture plus fine (argile) maintiennent leurs concentrations en Na et Cl plus stables dans le temps.

Au niveau des autres variables que nous avons quantifiées, elles présentent aussi des variations spatiales et temporelles. Concernant les concentrations en Ca, Mg et SO_4 , ces dernières diminuent aussi avec l' augmentation de la distance à la route. Dans le temps et de façon générale, les concentrations en Ca, Mg et SO_4 sont moins élevées suite à la saison d' épandage. Ces diminutions sont, à 2 et 8 m de la l' autoroute 15, causées par le lessivage des profils par de grandes quantités de Na et Cl. Au niveau des valeurs de carbone organique, ces dernières sont plus élevées en surface et diminuent avec l' augmentation de la profondeur. D' autre part, les contenus moyens en carbone organique sont plus élevés au niveau des profils situés à 33 m de la route qu' au niveau des profils situés à 2 m. Étant donné l' absence d' apport en sels de voirie au niveau des sites localisés à 33 m et du fait que ces profils soient naturels, le rôle du carbone organique au niveau de la distribution verticale des concentrations en Na et en Cl est plus marqué à cette distance qu' à 2 ou 8 m de la route. Au sujet des valeurs de pH_{eau} , bien qu' elles sont généralement plus élevées en bordure de l' autoroute qu' à 33 m de cette dernière, il est difficile de relier les variations temporelles des valeurs de pH_{eau} aux variations temporelles des autres variables, et

ce, principalement à 2 et 8 m de la route. À 33 m de la route, les valeurs de pH_{eau} augmentent généralement avec la profondeur, et ce, en partie à cause des acides organiques générées en surface par la décomposition de la matière organique. Ces acides organiques maintiennent aussi les valeurs de conductivité électrique plus élevées à la surface des profils situés à 33 m de la route. Aux autres distances, la conductivité électrique semble être un bon indicateur de la salinité. Ainsi, les plus fortes valeurs de conductivité étaient généralement situées dans les horizons où les concentrations en Na et Cl étaient les plus élevées.

En somme, les sels de voirie qui sont épandus chaque hiver sur nos routes provoquent des changements saisonniers au niveau des concentrations en Na et en Cl mesurées dans les sols qui bordent les grands corridors routiers. D'autre part, ces concentrations en Na et Cl varient dans l'espace, en étant plus importantes à proximité de la source de sel et l'importance de la distribution spatiale est notamment régie par les propriétés des sols.

Bien que les impacts générés par l'utilisation des sels de voirie soient étudiés et reconnus depuis de nombreuses années, il demeure que les impacts environnementaux sont toujours d'actualité. Tel que nous l'avons souligné aux chapitres 1 et 2, les impacts qui jadis étaient très importants aux niveaux des voitures, des routes et des infrastructures deviennent de moins en moins notables grâce aux avancements technologiques effectués dans ces domaines. Au niveau de l'environnement, certaines mesures ont été prises afin de limiter certains des impacts environnementaux. Ainsi, les neiges ne peuvent plus être rejetées dans les cours d'eau, les sels sont maintenant entreposés dans des bâtiments voués à cet effet et les terrains sur lesquels les neiges usées sont entreposées doivent maintenant être approuvés à cet effet. Ces mesures ont comme objectif de limiter les impacts aux endroits où les quantités de sels sont les plus importantes. Au niveau provincial, le Québec est doté de la Politique sur l'élimination des neiges usées et du Règlement sur l'élimination des neiges usées visent à réglementer la gestion des neiges usées alors qu'au niveau fédéral, les Ministres de l'Environnement et de la Santé ont, en

2001, publiés le Rapport d'évaluation au sujet des sels de voirie. *'À la lumière des données disponibles, on conclut que les sels de voirie qui contiennent des sels inorganiques de chlorure avec ou sans sels de ferrocyanure pénètrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. En conséquence, on conclut que les sels de voirie qui contiennent des sels inorganiques de chlorure avec ou sans sels de ferrocyanure sont considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (LCPE 1999) (<http://www.ec.gc.ca>, 2005).'*

Malgré ces politiques, règlements et études, les différents paliers de gouvernement reconnaissent l'importance d'utiliser les sels afin d'assurer la sécurité des usagers du réseau routier au cours de la saison hivernale. L'objectif visé par ces politiques est donc de minimiser l'utilisation des sels de voirie tout en offrant le même niveau de sécurité aux usagers du réseau routier.

Au niveau de notre recherche, cette dernière a permis de constater l'effet que provoque l'épandage de sels (NaCl) au niveau des concentrations en sels que l'on retrouve dans les sols situés en bordure d'un corridor routier qui reçoit chaque année de grandes quantités de sels. Malgré l'augmentation généralisée des concentrations en sels dans les sols situés en bordure de l'autoroute 15, ces dernières varient énormément dans l'espace et dans le temps, et ce, selon la distance à la source de sel et en fonction de la nature du matériel exposé aux sels.

Bien que ces variations spatio-temporelles soient une très bonne indication de l'impact généré par les sels au niveau des sols, ces dernières découlent seulement de trois périodes d'échantillonnage (novembre 1999, mai et mars 2000) et de sols échantillonnés à trois distances par rapport à l'autoroute. D'autre part, les quantités de sels épandues en bordure de nos transects étaient inconnues.

Il serait donc intéressant, au cours d'une recherche bénéficiant de plus de temps et de ressources, de définir une stratégie d'échantillonnage permettant :

- (a) de connaître les quantités de sels épandues à proximité des transects échantillonnés et d'en déterminer le lien avec les concentrations en sels dans les sols,
- (b) d'échantillonner plus de profils de sols le long de chaque transect afin d'obtenir une image plus complète des variations spatiales le long de l'axe horizontal,
- (c) d'échantillonner plus d'échantillons de sols par profil afin d'avoir une image plus complète des variations spatiales de long de l'axe vertical,
- (d) d'échantillonner les profils de sols en des temps plus rapprochés afin d'obtenir une image plus complète des variations spatiales,
- (e) de quantifier les impacts et la distance à laquelle les aérosols affectent les sols, et ce, en fonction du couvert végétal en place,
- (f) d'analyser les sels épandues afin d'en connaître les éléments traces et en quantifier l'impact au niveau des sols (notamment en ferrocyanures),
- (g) de considérer l'analyse de l'eau de surface qui se retrouvent dans les fossés de drainage au printemps ainsi que l'eau souterraine,
- (h) de considérer l'analyse de l'eau souterraine à proximité des profils échantillonnés.

Bibliographie

Amrhein, C., et Strong, J.E. (1990). *The Effect of Deicing Salts on Trace Metal Mobility in Roadside Soils*. Journal of Environmental Quality, **19** : 765-772.

Amrhein, C., et Suarez, D.L. (1987). *Calcite Supersaturation in Soils as a Result of Organic Matter Decomposition*. Soil Science Society America Journal. **51** : 932-937.

Amrhein, C., Mosher, P.A., Strong, J.E., et Pacheco, P.G. (1994). *Trace Metal Solubility in Soils and Waters Receiving Deicing Salts*. Journal of Environmental Quality, **23** : 219-227.

Amrhein, C., Strong, J.E., et Mosher, P.A. (1992). *Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils*. Environmental Science and Technology, **26** : 703-709.

Berthouex, P.M., et Prior, G.A. (1968). *Underground Corrosion and Salt Infiltration*. American Water Works Association Journal. **60** : 345-356.

Bond, R.H. et C.P. Straub (1973). *Types of Subterranean Water in Relation to Their Salinity*. Handbook of Environmental Control. Vol 1, Water Supply and treatment, 1^{ère} édition., Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio, 85 p.

Bonneau, M., E. Dambrine, C. Nys et J. Ranger, 1987. *L'acidification des sols*, Bull. Écol. 18 : 127-136.

Bradford, W. (1988). *A plan to reduce wildlife mortality on transportation corridors in Jasper National Park*, Parks Canada. Calgary, AB. Unpubl. Rep.

Brady, N.C. (1974). *The Nature And Properties of Soils* - 8th edition. Macmillan Publishing co., inc., New York, 639 p.

Bubeck, R.C., W.H. Diment, B.L. Deck, A.L. Baldwin et S.D. Lipton (1971). *Runoff of De-Icing Salt : Effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York*. Science **172** : 1128-1132.

Cain, N.P., B. Hale, E. Berkelaar et D. Morin (2000). *Critical Review of Effects of NaCl and Other Road Salt on Terrestrial Vegetation in Canada*. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE, mai 2000. Environnement Canada,

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa, Ontario.

Cherkauer, D.S. et N.A. Ostenso (1976). *The Effect of Salt on Small, Artificial Lakes*. Water Resources Bulletin, vol. 12, no. 6, p.1259-1267.

Chung, Y.G. (1981). *Roadside Air Pollution*. Chinook, vol. 4, no. 1, p 4-5.

Conseil National de Recherche du Canada (1978). *Produits Chimiques pour la Fonte de la Neige et de la Glace Autour des Bâtiments*. Digeste de la Construction au Canada, CBD-191-F. 8 p.

Crowther, R.A. et H.B.N. Hynes (1977). *The Effect of Road Deicing Salt on the Drift of Stream Benthos*. Environmental Pollution, vol. 14. p.113-126.

Dennis, H.W. (1973). *Salt Pollution of a Shallow Aquifer – Indianapolis, Indiana*. Ground Water, vol. 11, no. 4, p. 18-22.

Département des Ressources Naturelles du Wisconsin, 2004.
www.dnr.state.wi.us/org/water/fhp/lakes/under/mixing.htm

Diment, W.H., R.C. Bubeck, et B.L. Deck (1973). *Some effects of deicing salts on Irondequoit Bay and its drainage basin*. Highway Research Board 425, Highway Research Board, National Research Council, Washington, D.C. p. 23-34.

D'Itri, F.M. (1992). *Chemical Deicers and the Environment*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan. 585 pages.

Doner, H.E. (1978). *Chloride as a Factor in Mobilities of Ni (II), Cu (II), and Cd (II) in Soil*. Soil Science Society of America Journal, vol. 42, p. 882-885.

Dunn, S.A., et Schenk, R.U. (1979). *Alternative Highway Deicing Chemicals*. Snow Removal and Ice Control Research, Special Report 185. Transportation Research Board, National Academy of Sciences. p. 261-269.

Elliott, H.A., et Hoffman, R.S. (1987). *Effect of calcium magnesium acetate on heavy metal mobility in soils*. Journal of Environmental Quality, 16 : 222-226.

Environnement Canada, Santé Canada (2001). *Liste des Substances d'Intérêt Prioritaire, Rapport d'évaluation, sels de voirie*. 188 pages.

- Evans, N, et C. Frick (2000). *The Effects of Road Salt in Stream, Lake and Wetland Ecosystems*. Draft. National Waters Research Institute. Saskatoon, Saskatchewan.
- Field, R., E.J. Struzeski, Jr., H.E. Masters, et A.N. Tafuri (1974). *Water Pollution and Associated Effects From Street Salting*. Journal of the Environmental Engineering Division, vol. 100 no.EE2, p.459-477.
- Fraser, D. et E.R. Thomas (1982). *Moose-vehicules accidents in Ontario : Relation to Highway salt*. Wildlife Society Bulletin. 10(3) : 261-265.
- French, D.W. (1959). *Boulevard Trees Are Damaged by Salt Applied to Streets*. Minnesota Farm and Home Science, vol. 6, no. 2.
- Fromm, H.J. (1967). *The Corrosion of Auto-Body Steel and the Side Effects of Inhibited Deicing Salts*. Ontario Department of Highways, RR-135.
- Gélinas, P. et J. Locat. 1988. *Effets des sels déglaçants sur la qualité de l'eau de l'aquifère de Trois-Rivières Ouest*. Ministère des transports du Québec. (Rapport # RTQ-87-05).
- Greene, R.S.B., P. Rengasamy, G.W. Ford, C.J. Charters et J.J. Millar (1988). *The Effect of Sodium and Calcium on Physical Properties and Micromorphology of Two Red-Brown Earth Soils*. Journal of Soil Science, 39 : 639-648.
- Hanes, R.E., L.W. Zelazny, K.G. Verghese, R.P. Bossart, E.W. Carson, Jr., R.E. Blaser et D.D. Wolf (1976). *Effects of De-icing Salts on Plant Biota and Soil*. Transportation Research Board. National Co-operative Highway Research Program Report 170. 92 p.
- Hanlon, E.A., Barton, J.M. (1993). *Soil PH and Electrical Conductivity : A County Extension Soil Laboratory Manual*. University of Florida, Florida Cooperative Extension Service, Circular 1081.
- Hawkins, R.H. et J.H. Judd (1972). *Water Pollution as Affected by Street Salting*. Water Resources Bulletin, 8 : 1246-1252.
- Hazrati, K., 1993. *Efficacité des scellants face au problème d'écaillage du béton en présence de sels fondants*. Université Laval, Québec, Canada. ISBN 0-315-85723-4. 311 p.
- Henault, G. (1995). *Étude de la durabilité in-situ et en laboratoire des bétons à haute performance avec et sans air entraînée face aux cycles de gel-dégel en*

présence de sels fondants. Université de Sherbrooke, Canada. ISBN 0-612-09479-0.

Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press. 771 p. ISBN 0-12-348525-8.

Hoffman, R.W., Goldman, C.R., Paulson, S. et Winters, G.R. (1981). *Aquatic Impacts of Deicing Salts in The Central Sierra Nevada Mountains, California*. Water Resources Bulletin, vol. 17, no. 2, p. 280-285.

Hofstra, G et D.W. Smith (1984). *The Effects of Road De-Icing Salt on the Levels of Ions in Roadside Soils in Southern Ontario*. Journal of Environmental Management, 19 : p.261-271.

Horner, R.R. (1988). *NCHRP Report 305: Environmental Monitoring and Evaluation of Calcium Magnesium Acetate (CMA)*. Transportation Research Board, National Research Council. Washington, D.C.

Howard, K.W.F. et J. Haynes (1993). *Groundwater Contamination due to Road Deicing Chemicals - Salt Balance Implication*. Geoscience Canada, vol. 20, no.1 : p.1-8.

Hutchinson, F.E. (1977). *Environmental Pollution From Highway Deicing Compounds*. Journal of the New England Water Works Association, vol. 93, no.1, p. 127-135.

Hutchinson, F.E. et B.E. Olson (1967). *The Relationship of Road Salt Applications to Sodium and Chloride Ion Levels in the Soil Bordering Major Highways*. Highway Research Record, no. 193, p. 1-7.

Keyser, J.H. (1973). *De-Icing Chemicals and Abrasives : State of The Art. Environmental Degradation by De-Icing Chemicals and Effective Countermeasures*. Highway Research Record, No. 425. p. 36-51.

Johnston, C.T., R.C. Sydor et C.L.S. Bourne (2000). *Draft. Impact of Winter Road Salting on the Hydrogeologic Environment – An Overview*. Santec Consulting Ltd., Kitchener, Ontario.

Jolicoeur, H. et M. Crete (1994). *Failure to reduce moose-vehicule accidents after a partial drainage of Roadside salt pool in Quebec*. Alces 30:81-89.

Jones, P.H., B.A. Jeffrey, P.K. Watler et H. Hutchon (1986). *Environmental Impact of Road Salting : State of the Art*. Ontario Ministry of Transportation and Communication, Downsview, Ontario, Canada. 53 p.

Judd, J.H. (1970). *Lake Stratification Caused by Runoff From Street De-Icing*. Water Research, vol. 4 : 521-532.

Labadia, C.F. et J.M. Buttle (1996). *Road Salt Accumulation in Highway Snow Banks and Transport Through the Unsaturated Zone of the Oak Ridges Moraine, Southern Ontario*. Hydrological Processes, vol. 10, p. 1575-1589.

Locat, J., et Gélinas, P. (1989). *Infiltration of De-icing Road Salts in Aquifers : The Trois-Rivières-Ouest Case, Québec, Canada*. Canadian Journal of Earth Science, 26 : 2186-2193.

Manuel de foresterie. Les Presses de L'Université Laval et l'Ordre des Ingénieurs forestiers du Québec. 2^{ème} tirage, 1997. #428 pages. ISBN 2-7637-7479-2

Methods of Soil Analysis. *Part 1 – Physical and Mineralogical Methods, Second Edition*. Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1986. 1188 pages. ISBN 0-89118-811-8

Methods of Soil Analysis. SSSA Book Series. *Part 3 – Chemical Methods*. Soil Science Society of America Inc., American Society of Agronomy Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1996. 1390 pages. ISBN 0-89118-825-8

Ministère de l'Environnement du Québec (2000).
<http://www.menv.gouv.qc.ca/>

Ministère des Transports du Québec (1995). *Effet des chlorures sur la production de tabac : Contournement de Joliette route 343, du quatrième rang au rang double*. Dossier N° 20-6571-8655-B.

Minsk, L.D. (1970). *A Short History of Man's Attempts to Move Through Snow*. Snow Removal and Ice Control Research. Special Report No.115. p.1-7.

Morin, D., W. Snodgrass, J. Brown et P.A. Arp (2000). *Impacts Evaluation of Road Salt Loads on Soils and surface Waters – Supporting Document For Road Salts*. Commercial Chemicals Evaluation Branch, Environment Canada. 18 p. + annexes.

Murray, D.M. (1979). *Economic Analysis of the Environmental Impact of Highway Deicing Salts dans Evaluating Bridge Structures, Pavement Maintenance, Roadside Management, Deicing Salts, Transport of Hazardous Materials*. Transportation Research Record no 647. Transportation Research Board, National Academy of Sciences, p 29-46.

National Research Council, Washington D.C. (1991). *Comparing Salt and Calcium Magnesium Acetate*. Transportation Research Board. Special Report No. 235. p.163.

Ohno, T. (1990). *Levels of total Cyanide and NaCl in Surface Waters Adjacent to Road Salt Storage Facilities*. Environmental Pollution, **67** : 123-132.

Ostenndorf, D.W, DeGroot, D.J. Pollock, S.J, et Gagnon, P.J. (1995). *Aerobic Acetate Degradation near the Capillary Fringe of Roadside Soil : Field Simulations from Soil Microcosms*. Journal of Environmental Quality, **24** : 334-342.

Ostendorf, D.W., Pollock, S.J., De Cheke, M.E., et Palaia T.A. (1993). *Aerobic Degradation of Calcium Magnesium Acetate in Roadside Soils : Field Simulation from Soil Microcosms*. Journal of Environmental Quality, **22** : 299-304.

Ostendorf, D.W., Pollock, S.J., Palaia, T.A., Zutell, C.A. (1992). *CMA Degradation in Roadside Soil : Acetate Microcosms*. Transportation Research Record, **1366** : 41-43.

Perchanok, M.S., Manning, D.G., et Armstrong, J.J. (1991). *Highway De-icers : Standards, Practice, and Research in the Province of Ontario*. Research and Development Branch, Ministère du Transport.

Pilon, P.E. et Howard, K.W.F. (1987). *Contamination of Subsurface Waters by Road De-Icing Salts*. Water Pollution Research Journal of Canada. Vol. 22, p.157-171.

Prior, G.A. et P.M. Berthouex (1967). *A Study of Salt Pollution of Soil by Highway Salting*. Highway Research Record, no. 193, p. 8-21.

Ressources Naturelles Canada, secteur des minéraux et métaux (1999). *Canadian Salt Producers*. <http://www.nrcan.gc.ca/mms/efab/mmsd/minerals/salt.htm>

Rivard, C. (1995). *Étude de la contamination par les sels déglaçants d'un aquifère à nappe libre : Cas de Sainte-Julienne, Québec*. École Polytechnique, Montréal, Canada. ISBN 0-612-03678-2. 202 p.

Robidoux, P.Y., et Delisle, C.E. (2001). *Ecotoxicological Evaluation of Three Deicers (NaCl, NaFo, CMA) – Effect on Terrestrial Organisms*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **48**, p. 128-139.

Salt Institute, 2004. <http://www.saltinstitute.org>

Scott, W.S. (1979). *Road De-Icing Salt in an Urban Stream and Flood Control Reservoir*. *Water Resources Bulletin*, vol. 15, no. 6, p.1733-1742.

Scott, W.S. (1981). *An Analysis of Factors Influencing De-Icing Salt Levels in Streams*. *Journal of Environmental Management*, **13** : 269-287.

Shortle, W.C. et A.E. Rich (1970). *Relative Sodium Chloride Tolerance of Common Roadside Trees in Southeastern New Hampshire*. *Plant Disease Reporter*, vol. 54, p. 360-362.

Van de Voorde, H.M., M. Nijs, et P.J. Van Dijck (1973). *Effects of Road Salt in Winter*. *Environmental Pollution*, vol. 5, p 213-218.

Villamil, R.J. et F. Kent (1980). *Deicing Salt Migration in Vermont Soils*. Dans *Proceedings, the 1980 – Seventh Annual Lake Champlain Basin Environmental Conference*, p. 148-161.

Vitaliano, D.F. (1992). *Environmental Cost of Road Deicing*. Dans *Chemical Deicers and the Environment*. Ed. Frank M. D'Itri. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. P. 441-461.

Vrignaud, E. (1998). *Le monde enterré des canalisations publiques*. Mém. D.U. "Eau et Environnement", D.E.P., université de Picardie, Amiens, 53 p. <http://www.u-picardie.fr/~beaucham/duce/vrignaud.htm>

Walker, W.H., et F.O. Wood (1973). *Road Salt Use and the Environment*. Highway Research Record 425, Highway Research Board, National Research Council, Washington, D.C. p.67-76.

Water Resources Branch (1974). *A Review of Literature on The Environmental Impact of Deicing Compounds and Snow Disposal from Streets and Highways*. Ontario Ministry of the Environment. 66 p.

Wulkowicz, G.M. et Saleem, Z.A. (1974). *Chloride Balance of an Urban Basin in the Chicago Area*. Water Resources Research. Vol. 10, no.5, p.974-982.

