

Performance des lieux d'enfouissement sanitaire de Laterrière et de Ste-Sophie, Québec, Canada

Performance of two sanitary landfill sites, Laterrière and Ste-Sophie, Québec, Canada

P. Gelin, J. Locat and R. Drouin

Volume 2, Number 1, 1989

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705026ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705026ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Gelin, P., Locat, J. & Drouin, R. (1989). Performance des lieux d'enfouissement sanitaire de Laterrière et de Ste-Sophie, Québec, Canada. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(1), 109–138. <https://doi.org/10.7202/705026ar>

Article abstract

This paper describes the hydrogeological and geochemical features of two sanitary landfill sites located in the Province of Quebec : Laterrière and Ste-Sophie. The main objective is to evaluate the leachate attenuation performance of each site. For this project, the Quebec Ministry of the Environment chose two sites with contrasting hydrogeological settings.

The Laterrière landfill, in operation since 1971, covers an area of about 32 ha. The refuse is deposited in an old sandpit and the landfill boundary is located 400 meters away from the Chicoutimi River, 25 meters above the stream water level. The bedrock topography shows a valley under the landfill which acts as an impervious base for the sand aquifer and induces a convergent groundwater flow towards the river.

The Ste-Sophie landfill covers an area of 48 ha and began operating in 1976. The refuse zone is located on flat ground 350 meters away from the Ruisseau-aux-Castors. The refuse is deposited on a 3.5 meter layer of fine sands nearly saturated overlying a marine clay bed. A water table mound is observed beneath the landfill, resulting in diverging low lines outward from the center of the Landfill.

For each site, the occurrence and migration of contaminants was investigated using networks of piezometers. Sampling was performed monthly over a period of thirty months and thirty parameters were analyzed on each sample. The analytical results were entered in a database and treated by statistical methods.

The shape of each contamination plume is controlled mainly by the groundwater flow system. At Laterrière, the plume is restricted to a narrow path between the landfill and the river and inside a bedrock valley. This flow net has been simulated by a two-dimensional finite elements model. At Ste-Sophie, the divergence of flow lines due to groundwater mounding beneath the site causes dispersion of contaminants around the landfill. The use of an analytical solution shows that longitudinal dispersivity is a major process of contaminant migration.

For the two landfills, the highest concentrations of contaminants occur directly beneath or close to the boundaries of the landfills. Total alkalinity, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , iron, manganese, total and ammoniacal nitrogen, chemical and biological oxygen demand (COD and BOD) are much above background levels throughout the plume. Sulfate is also a major contaminant at Ste-Sophie with concentration of 1100/mg/l. The concentrations of cadmium, chrome, nickel and lead exceed the drinking water standards near the two landfill sites but they decline rapidly in the direction of flow. At Laterrière, the decline in chloride concentration measured at the discharge point S-23 is about 85 % while the decline of reactive contaminants, such as iron and COD, is respectively 98 and 99.7 %.

Finally, we discuss hydrogeological criteria for landfill site selection in Quebec.

Performance des lieux d'enfouissement sanitaire de Laterrière et de Ste-Sophie, Québec, Canada

Performance of two sanitary landfill sites, Laterrière and Ste-Sophie, Québec, Canada

P. GELINAS, J. LOCAT, R. DROUIN (1)

RÉSUMÉ

Ce travail décrit les caractéristiques hydrogéologiques et chimiques de deux lieux d'enfouissement de déchets municipaux localisés au Québec. Le site de Laterrière est en opération depuis 1971 dans une ancienne sablière. Sous les dépôts meubles, la topographie du socle rocheux est marquée par une vallée qui forme une limite imperméable à l'aquifère de sable et impose un écoulement convergent de l'eau souterraine vers la rivière Chicoutimi. Le site de Ste-Sophie, en opération depuis 1976, repose sur une couche de 3,5 mètres de sables fins saturés recouvrant un lit d'argile marine. La surélévation de la nappe dans les déchets favorise un écoulement divergent vers le périmètre de la zone d'enfouissement.

Un réseau de piézomètres installé en bordure des deux sites a permis pendant trente mois de prélever des échantillons d'eau et de les analyser. Dans chaque panache de contamination, l'alcalinité, les ions majeurs Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , le fer, le manganèse, l'azote total et ammoniacal, les DCO et DBO₅ montrent des concentrations généralement supérieures à celles de l'eau naturelle ambiante. A proximité des deux lieux d'enfouissement, les teneurs en cadmium, chrome, nickel et plomb excèdent les normes québécoises de potabilité de l'eau. Dans chaque cas, la distribution des contaminants est surtout régie par le réseau d'écoulement. La dispersion hydrodynamique et les réactions géochimiques dans le sous-sol sont des processus importants d'atténuation des contaminants.

(1) Groupe de Recherche en Géologie de l'Ingénieur, Département de Géologie, Université Laval, Ste-Foy, Québec, Canada, G1K 7P4 (418) 656-2193.

Mots-clés : enfouissement sanitaire, lixiviat, migration des contaminants, dispersion, modélisation.

SUMMARY

This paper describes the hydrogeological and geochemical features of two sanitary landfill sites located in the Province of Quebec : Laterriere and Ste-Sophie. The main objective is to evaluate the leachate attenuation performance of each site. For this project, the Quebec Ministry of the Environment chose two sites with contrasting hydrogeological settings.

The Laterriere landfill, in operation since 1971, covers an area of about 32 ha. The refuse is deposited in an old sand-pit and the landfill boundary is located 400 meters away from the Chicoutimi River, 25 meters above the stream water level. The bedrock topography shows a valley under the landfill which acts as an impervious base for the sand aquifer and induces a convergent groundwater flow towards the river.

The Ste-Sophie landfill covers an area of 48 ha and began operating in 1976. The refuse zone is located on flat ground 350 meters away from the Ruisseau-aux-Castors. The refuse is deposited on a 3.5 meter layer of fine sands nearly saturated overlying a marine clay bed. A water table mound is observed beneath the landfill, resulting in diverging flow lines outward from the center of the landfill.

For each site, the occurrence and migration of contaminants was investigated using networks of piezometers. Sampling was performed monthly over a period of thirty months and thirty parameters were analyzed on each sample. The analytical results were entered in a database and treated by statistical methods.

The shape of each contamination plume is controlled mainly by the groundwater flow system. At Laterriere, the plume is restricted to a narrow path between the landfill and the river and inside a bedrock valley. This flow net has been simulated by a two-dimensional finite elements model. At Ste-Sophie, the divergence of flow lines due to groundwater mounding beneath the site causes dispersion of contaminants around the landfill. The use of an analytical solution shows that longitudinal dispersivity is a major process of contaminant migration.

For the two landfills, the highest concentrations of contaminants occur directly beneath or close to the boundaries of the landfills. Total alkalinity, Na^+ , K^+ , Ca_2^+ , Mg_2^+ , Cl^- , iron, manganese, total and ammoniacal nitrogen, chemical and biological oxygen demand (COD and BOD) are much above background levels throughout the plume. Sulfate is also a major contaminant at Ste-Sophie with concentration of 1100/mg/l. The concentrations of cadmium, chrome, nickel and lead exceed the drinking water standards near the two landfill sites but they decline rapidly in the direction of flow. At Laterriere, the decline in chloride concentration measured at the discharge point S-23 is about 85 % while the decline of reactive contaminants, such as iron and COD, is respectively 98 and 99.7 %.

Finally, we discuss hydrogeological criteria for landfill site selection in Quebec.

key words : *Sanitary landfill, groundwater monitoring, leachate, contaminant migration, dispersion, modeling.*

INTRODUCTION

Ce travail présente pour la première fois une compilation et une évaluation des caractéristiques hydrogéologiques et chimiques de lieux d'enfouissement de déchets municipaux au Québec. L'objectif principal est d'évaluer l'efficacité des mécanismes d'atténuation des contaminants quand les eaux de lixiviation s'infiltrent dans le sol. L'étude se situe dans le cadre d'une analyse de l'actuelle norme québécoise de sélection des lieux d'enfouissement (DROUIN *et al.*, 1986). Les données plus détaillées sur ce travail sont compilées dans DROUIN (1986).

L'American Society of Civil Engineers (1976) a défini l'enfouissement sanitaire comme une méthode d'élimination des déchets solides dans le sol conçue et opérée de façon à protéger l'environnement. Or dans les régions à climat humide, l'enfouissement de déchets résulte souvent en une contamination de l'eau qui s'infiltré à travers les déchets, le lixiviat. Dans certaines circonstances, ce lixiviat peut contaminer sérieusement des nappes utilisées pour l'alimentation en eau potable (AGPAR et SATHERTHWAITE, 1975) et les mesures de restauration sont coûteuses (BAEDECKER et BACK, 1979). Les critères de sélection de nouveaux sites d'enfouissement doivent donc permettre une protection maximale des eaux de surface et souterraines. Dans cette optique, des auteurs comme HUGHES (1977), CARTWRIGHT (1982), CARTWRIGHT et SHERMAN (1969) ont tenté de définir, à partir de cas étudiés aux Etats-Unis, les critères hydrogéologiques propices à l'enfouissement sanitaire. Parmi les règlements élaborés pour la sélection des sites dans chaque région, certains sont assez souples pour s'adapter à chaque cas particulier en précisant par exemple que les déchets doivent être placés suffisamment loin des sources d'eau potable pour prévenir la contamination (WASTE MANAGEMENT, 1984). D'autres règlements spécifient des critères rigides à respecter pour tous les lieux d'enfouissement. Leur application stricte à tous les cas peut parfois mener à l'utilisation de sites non favorables. Ainsi au Québec, la réglementation permet d'enfouir les déchets dans des milieux relativement perméables comme d'anciennes sablières parce que le critère principal est la vitesse de circulation de l'eau.

Ce travail présente deux histoires de cas au Québec où des lieux d'enfouissement sont localisés en milieu perméable et où le traitement des eaux de lixiviation se fait par infiltration dans le sol. Pour chacun, on évalue l'effet des facteurs géologiques et hydrogéologiques sur le système d'écoulement, l'étendue de la zone contaminée et la composition chimique des eaux de lixiviation. Des modèles numériques et analytiques permettent de simuler l'écoulement et d'estimer la dispersion des contaminants en fonction de la distance. Nous tenterons aussi de préciser les caractéristiques chimiques des eaux de lixiviation. Finalement, les résultats de cette étude permettront de commenter les critères hydrogéologiques de sélection de lieux d'enfouissement en vigueur au Québec.

REVUE DE LITTÉRATURE

Milieu géologique d'enfouissement

La littérature présente plusieurs cas de contamination de l'eau souterraine par des lieux d'enfouissement sanitaire dans des milieux humides (HUGHES *et al.*, 1971), semi-humides (ANDERSON et DORNBUSH, 1967) et arides (STATE OF CALIFORNIA, 1954). Dans tous les cas, la nature du milieu où se fait l'enfouissement est déterminante pour évaluer l'importance des zones contaminées. L'enfouissement de déchets dans des matériaux perméables est peu propice au traitement des contaminants. Dans les sables et les graviers, PALMQUIST et SEINDLEIN (1975), KIMMEL et BRAIDS (1975, 1980) et CHERRY (1983) ont montré des zones contaminées s'étendant sur plusieurs centaines de mètres. MURRAY *et al.*, (1981) ont rapporté un cas d'enfouissement en milieu karstique où le lixiviat a migré dans un système de fractures jusqu'à contaminer un cours d'eau situé à 1,5 km en moins de six jours.

A l'opposé, dans les dépôts imperméables comme les argiles et les tills (GOODALL et QUIGLEY, 1977 ; HUGHES *et al.*, 1971), la migration du lixiviat se fait sur de faibles distances. L'avancée du front de contamination est alors dominée par la diffusion (CROOKS et QUIGLEY, 1984 ; DÉSAULNIERS *et al.*, 1981). D'autres études menées en laboratoire par GRIFFIN *et al.*, (1976) ont permis d'évaluer les capacités de certaines argiles pour l'atténuation et de développer des barrières naturelles étanches pour tapisser le fond de la zone de déchets dans des milieux trop perméables.

Détermination du panache de contamination

Pour délimiter la zone contaminée, il faut mettre en place des réseaux de piézomètres pour l'échantillonnage représentatif de l'eau souterraine (GILLHAM *et al.*, 1983). La densité d'instrumentation et d'échantillonnage dépend de l'objectif visé par l'étude (FENN *et al.*, 1977). Ainsi, au site expérimental de BORDEN en ONTARIO, le panache de contamination est observé en détail avec des centaines de piézomètres de six types différents (CHERRY *et al.*, 1983). Les piézomètres permettant l'échantillonnage à des niveaux multiples sont les plus adéquats dans les sables et les graviers. Les techniques d'échantillonnage varient selon les milieux. En zone non saturée, AGPAR et LANGMUIR (1971), GERHARDT (1971) et JOHNSON et CARTWRIGHT (1980) ont utilisé des lysimètres à succion. Dans les dépôts imperméables, GOODALL et QUIGLEY (1977) ont procédé à un échantillonnage continu du sol sous la base des déchets et à l'extraction de l'eau interstitielle.

Plusieurs méthodes géophysiques permettent aussi de délimiter le panache de contamination (BENSON *et al.*, 1983). STOLLAR et ROUX (1975) et URISH (1983) montrent que la résistivité électrique permet de délimiter efficacement les zones contaminées par le lixiviat. A Borden en Ontario, on a en plus utilisé avec succès les méthodes électromagnétiques par induction et VLF (GREENHOUSE et HARRIS, 1983). Selon BENSON *et al.*, (1983), les méthodes sismiques peuvent aussi être utiles puisqu'elles permettent de déterminer la stratigraphie. Ces méthodes sont complémentaires à l'échantillonnage de l'eau souterraine qui demeure nécessaire à la caractérisation hydrogéochimique du lixiviat (NICHOLSON *et al.*, 1983, BAEDCKER et BACK, 1979).

Composition et migration du lixiviat

La composition des eaux de lixiviation à différents sites montre une grande variation qu'on peut attribuer, selon CHIAN et DEWALLE (1976), aux conditions d'enfouissement et à des facteurs physico-chimiques propres à chaque lieu. De même, les facteurs instrumentaux et analytiques peuvent accentuer ces différences (GILLHAM *et al.*, 1983, GIBB *et al.*, 1981).

Les panaches de contamination dans des aquifères de sables en surface (CHERRY, 1983) montrent des concentrations élevées par rapport à l'eau souterraine pour les paramètres suivants : Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NH_4^+ , Fe, Mn, alcalinité, solides dissous, carbone organique dissous (COD) et azote organique. Ces concentrations, maximales en bordure des sites, diminuent rapidement sous l'effet de réactions complexes au cours du transport. A Borden, les résultats d'un essai de dispersion de traceurs (SUDICKY *et al.*, 1983) et l'interprétation des distributions de tritium (EGBOKA *et al.*, 1983) ont indiqué que la dispersion longitudinale est un processus important dans la diminution des teneurs. NICHOLSON *et al.*, (1983) revoient l'importance des processus géochimiques comme l'adsorption ou les échanges ioniques, la précipitation, l'oxydation, la réduction, la copréciptation.

Suite à cette revue de littérature, on note peu d'études de contamination pour un lieu d'enfouissement rapportées pour des conditions climatiques semblables à celles du Québec où une portion importante des précipitations tombent sous forme de neige. De plus, l'investigation des zones contaminées se fait souvent à partir d'un nombre limité de points d'observation. Seuls quelques lieux d'enfouissement ont été instrumentés de façon exhaustive pour servir à la recherche.

DESCRIPTION DES LIEUX D'ENFOUISSEMENT

Les lieux d'enfouissement de Laterrière et de Ste-Sophie ont été sélectionnés pour cette étude par le Ministère de l'Environnement en raison de leurs conditions hydrogéologiques contrastantes.

Laterrière

Le lieu d'enfouissement de Laterrière, à 15 km au sud de Chicoutimi, est en opération depuis 1971 dans une ancienne sablière. La zone d'exploitation occupe une superficie de 32 ha entourée au sud-ouest et au nord-ouest par des sablières encore actives et par plusieurs affleurements rocheux (figure 1). A 400 mètres au sud-ouest des déchets, coule la rivière Chicoutimi avec un débit annuel moyen de $67 \text{ m}^3/\text{sec}$. La dénivellation entre le lieu d'enfouissement et la rivière est de 25 mètres. Les déchets ont une épaisseur variant de 4 à 13 mètres et la base se situe juste au-dessus du niveau de la nappe. La zone de déchets repose sur un aquifère de sable de 30 mètres d'épaisseur qui s'amincit rapidement en amont et en aval de l'enfouissement (figure 2). Cette couche de sables fluvio-glaciaires moyens, bien triés et stratifiés repose sur une fine couche de till en discordance avec le socle précambrien. Celui-ci forme une vallée rocheuse sous la zone d'enfouissement, délimitant ainsi

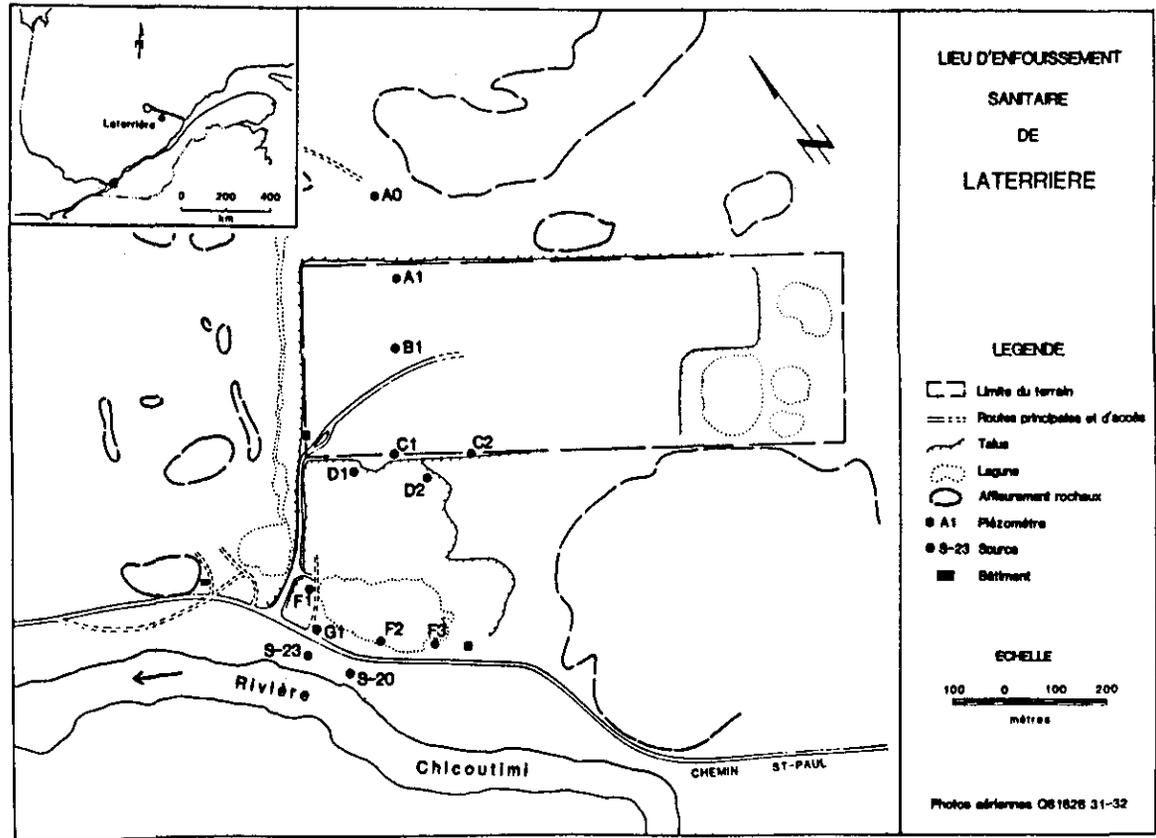


Figure 1.- Localisation du lieu d'enfouissement de Laterrière et des points de mesure.

Figure 1.- Laterriere landfill site : geographic setting and groundwater monitoring sites.

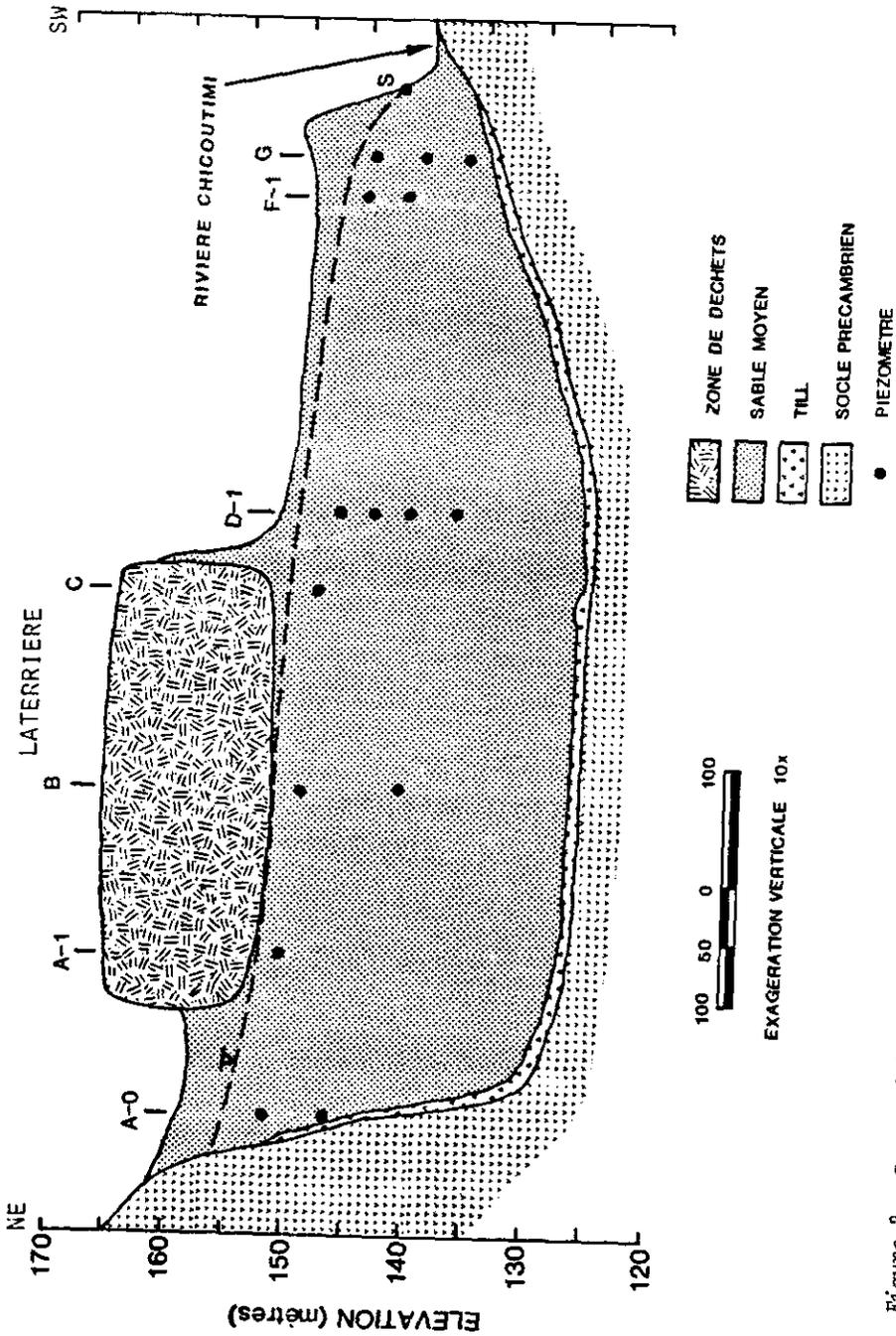


Figure 2.- Coupe géologique longitudinale dans la direction principale d'écoulement de l'eau souterraine.
 Figure 2. - Longitudinal cross section along the main flow path.

des frontières imperméables à l'aquifère (figure 3). La profondeur du roc a été déterminée à différents endroits à l'aide de la sismique-réfraction.

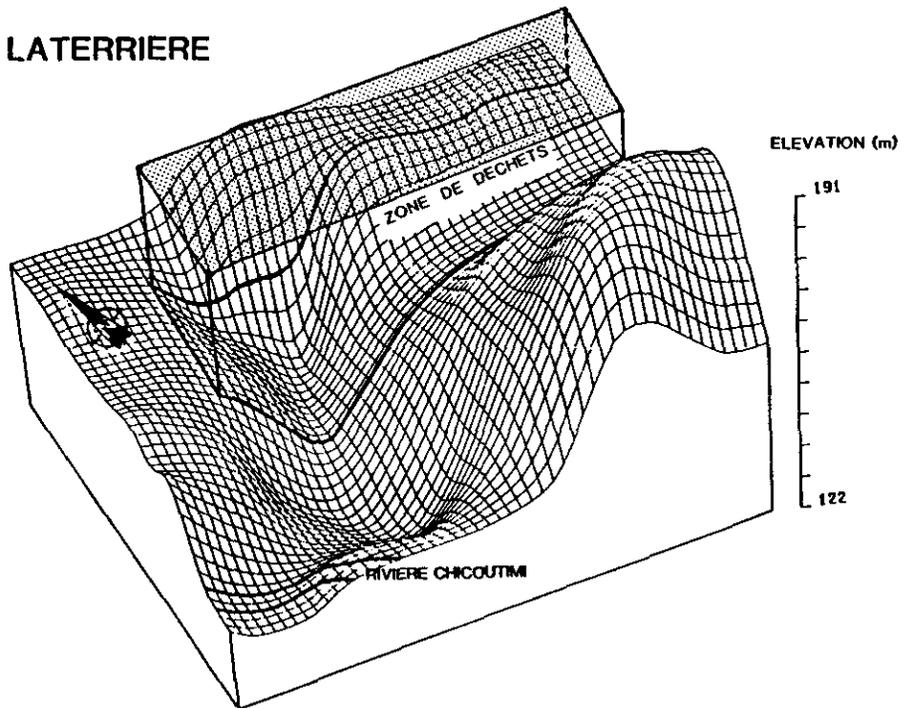


Figure 3.- Topographie du socle rocheux, sous et à proximité de l'enfouissement.

Figure 3.- Roc topography under and near of landfill site.

Ste-Sophie

Le lieu d'enfouissement de Ste-Sophie est situé au pied des Laurentides à 40 km au nord de Montréal. Ce terrain, d'une superficie de 48 ha, est en exploitation depuis 1976. Les déchets contiennent surtout des ordures ménagères provenant des municipalités voisines mais aussi une certaine quantité venant de l'aéroport de Mirabel et de secteurs industriels. La zone d'enfouissement occupe un terrain relativement plat à 350 mètres du ruisseau aux Castors (figure 4). Les déchets sont empilés sur une épaisseur moyenne de 6 mètres, ce qui correspond à une surélévation maximale de 4 mètres au-dessus du terrain original. Les déchets reposent sur une couche de 3,5 mètres de sable fin uniforme, presque saturé, recouvrant un lit d'argile marine dont l'épaisseur diminue de 10 à 5 mètres dans la direction d'écoulement de l'eau souterraine (figure 5). Les dépôts meubles sont en discordance avec les roches paléozoïques constituées de dolomies du groupe de Beekmantown.

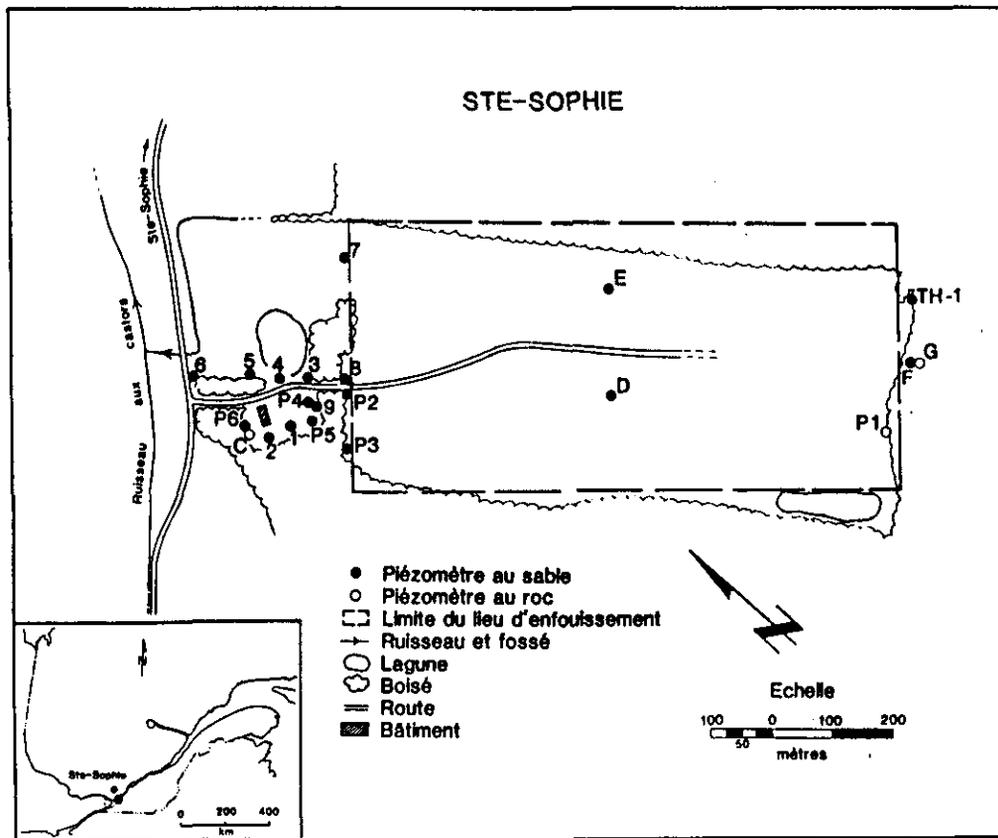


Figure 4.- Localisation du lieu d'enfouissement de Ste-Sophie et distribution des piézomètres.

Figure 4.- Ste-Sophie landfill site : geographic setting and groundwater monitoring sites.

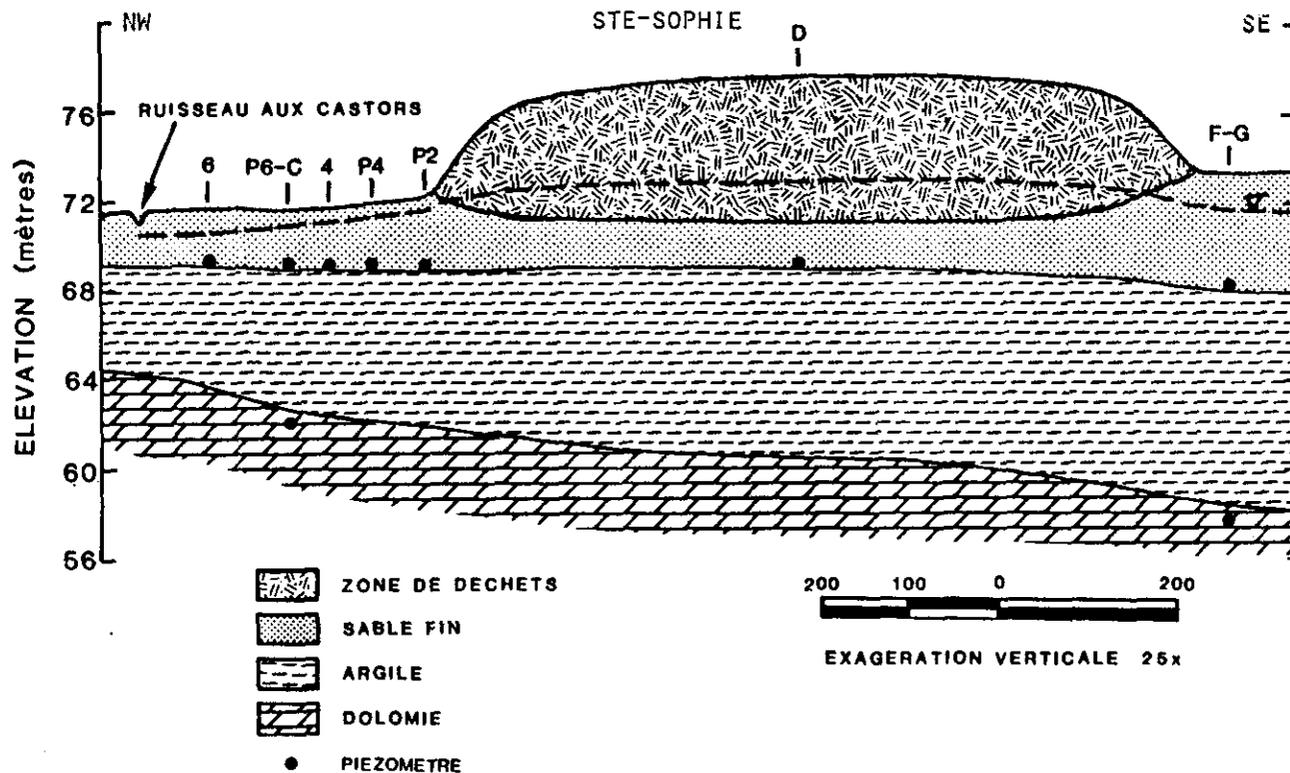


Figure 5.- Coupe géologique longitudinale dans la direction principale d'écoulement de l'eau souterraine de l'aquifère de surface.

Figure 5.- Longitudinal cross section along the main direction of groundwater flow in the sand surface aquifer.

MÉTHODES D'INVESTIGATION

Instrumentation

A chaque site, l'installation d'un réseau de piézomètres permet d'échantillonner l'eau souterraine et de délimiter la zone contaminée. La localisation des instruments est donnée aux figures 1 et 4.

La plupart des piézomètres sont constitués de tubes en acier de 10 cm de diamètre crépinés à leur extrémité ; un certain nombre de piézomètres-échantillonneurs en PVC et activés à l'aide d'un gaz inerte ont aussi été installés (GÉLINAS *et al.*, 1983). Des minipiézomètres de 1,5 cm de diamètre placés au contact sable-argile et numérotés de 1 à 9 viennent compléter le réseau à Ste-Sophie. Le premier type de piézomètre est échantillonné à l'aide d'une pompe à vide alimentée par une batterie d'automobile ou l'équivalent. Seul un piézomètre au roc, P-1 à Ste-Sophie, a exigé l'utilisation d'une pompe submersible vu la profondeur du niveau d'eau. Pour les minipiézomètres, nous avons utilisé une pompe spécialement conçue pour les petits diamètres et décrite dans ROBIN *et al.*, (1982). Les forages permettant à la fois la définition des couches géologiques et l'installation de piézomètres ont été effectués à l'aide d'une tarière mécanique à tiges creuses.

Echantillonnage de l'eau souterraine

Pour ce projet, l'échantillonnage de l'eau souterraine a été effectué de façon mensuelle (sauf de janvier à mars) sur une période de trente mois débutant en avril 1983. Les laboratoires du ministère de l'Environnement du Québec ont analysé trente paramètres indicateurs de lixiviat sur chaque échantillon : le pH, la conductivité, l'alcalinité, les ions majeurs, les métaux traces, de même que l'azote, les demandes chimique et biologique en oxygène (DCO et DBO₅), les phénols et quelques analyses bactériologiques. Des agents de conservation ont été ajoutés aux échantillons directement sur le terrain (sauf pour les analyses de conductivité, de pH, d'alcalinité, de sulfates, de chlorures et de DBO₅) et les échantillons ont été maintenus à une température inférieure à 5 °C. A Laterrière, des analyses deux fois par année de tous les paramètres sont aussi disponibles pour la période de 1976 à 1979 (GILBERT, 1980).

Traitement des données

Les résultats d'analyse ont été compilés dans une banque de données et traités par méthodes statistiques (DROUIN et MASSON, 1985). Des graphiques de corrélation entre les paramètres ont été obtenus de même que des profils de variation en fonction du temps et de l'espace.

Un modèle numérique à deux dimensions par éléments finis a été utilisé au site de Laterrière afin de simuler l'écoulement et d'illustrer l'influence de la topographie du socle rocheux. De même, l'équation analytique d'OGATA et BANKS (1961) a permis d'illustrer la migration des chlorures en aval du lieu d'enfouissement de Ste-Sophie.

RÉSULTATS

Hydrogéologie et zone contaminée

Les données climatologiques moyennes des stations météorologiques de Laterrière et de Ste-Sophie montrent une précipitation totale annuelle de 994 et 1041 mm respectivement ; la neige représente 31 % des précipitations à Laterrière et 26 % à Ste-Sophie. Au printemps, la fonte de la neige entraîne une infiltration massive dans les déchets et une surproduction de lixiviat.

L'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère de sable à Laterrière est présenté à la figure 6. Les lignes équipotentiellles, tracées à partir de la mesure du niveau d'eau pris à chaque point d'échantillonnage, indiquent un écoulement vers la rivière Chicoutimi. Les distorsions des lignes équipotentiellles s'expliquent par la topographie du socle rocheux et suggèrent la convergence des lignes d'écoulement vers la source S-23 en bordure de la rivière.

L'écoulement a aussi été simulé par un modèle numérique d'écoulement à deux dimensions basé sur la méthode des éléments finis. Connaissant les limites hydrogéologiques du domaine, ce modèle calcule les charges hydrauliques et les vitesses élémentaires pour chaque noeud et élément préalablement définis, en régime permanent. Les charges hydrauliques connues sont imposées aux noeuds correspondant à la rivière Chicoutimi et les calculs pondérés pour tenir compte de l'épaisseur de sable saturé. L'écoulement convergent est bien représenté par les vecteurs de vitesse élémentaire calculés par le modèle, les vecteurs les plus longs correspondant à l'écoulement préférentiel de l'eau souterraine (figure 7). En utilisant l'équation de Darcy, la vitesse linéaire moyenne dans la direction principale d'écoulement est estimée entre 77 et 155 m/an. Par ce calcul, on estime que le temps de séjour de l'eau entre le lieu d'enfouissement et le point de résurgence S-23 situé à 390 mètres varie de 30 mois à 5 ans.

La zone contaminée à chaque site est définie à partir des lignes d'égalles concentrations de chlorure. Cet ion est utilisé de préférence aux autres à cause de sa mobilité, c'est-à-dire sa grande solubilité et son inertie face aux principaux processus géochimiques. De plus, le chlorure est un bon indicateur de lixiviat puisqu'il est généralement présent dans les eaux contaminées en concentrations de centaines de milligrammes par litre, alors que l'eau naturelle non contaminée n'en contient que quelques dizaines.

La forme de la zone contaminée à Laterrière est dominée par le réseau d'écoulement à proximité et en aval de la zone de déchets. La figure 8, tracée à partir d'analyses de chlorure prises à deux moments, montre un panache de contamination qui se resserre dans la direction de l'écoulement souterrain à cause de la convergence des lignes de courant. On remarque également une avancée des isochlores avec le temps ; le front du panache est toutefois tronqué par la rivière Chicoutimi.

À Ste-Sophie, les conditions hydrogéologiques montrent deux aquifères sous le lieu d'enfouissement. Le premier, un sable saturé sur presque toute son épaisseur forme un aquifère de surface non confiné. Un lit d'argile le sépare du deuxième aquifère situé dans la dolomie. Pour cette étude, nous nous sommes limités à l'aquifère de surface puisqu'il reçoit directement les eaux de lixiviation et que des analyses d'eau de l'aquifère inférieur n'ont pas montré de contamination par le lixiviat.

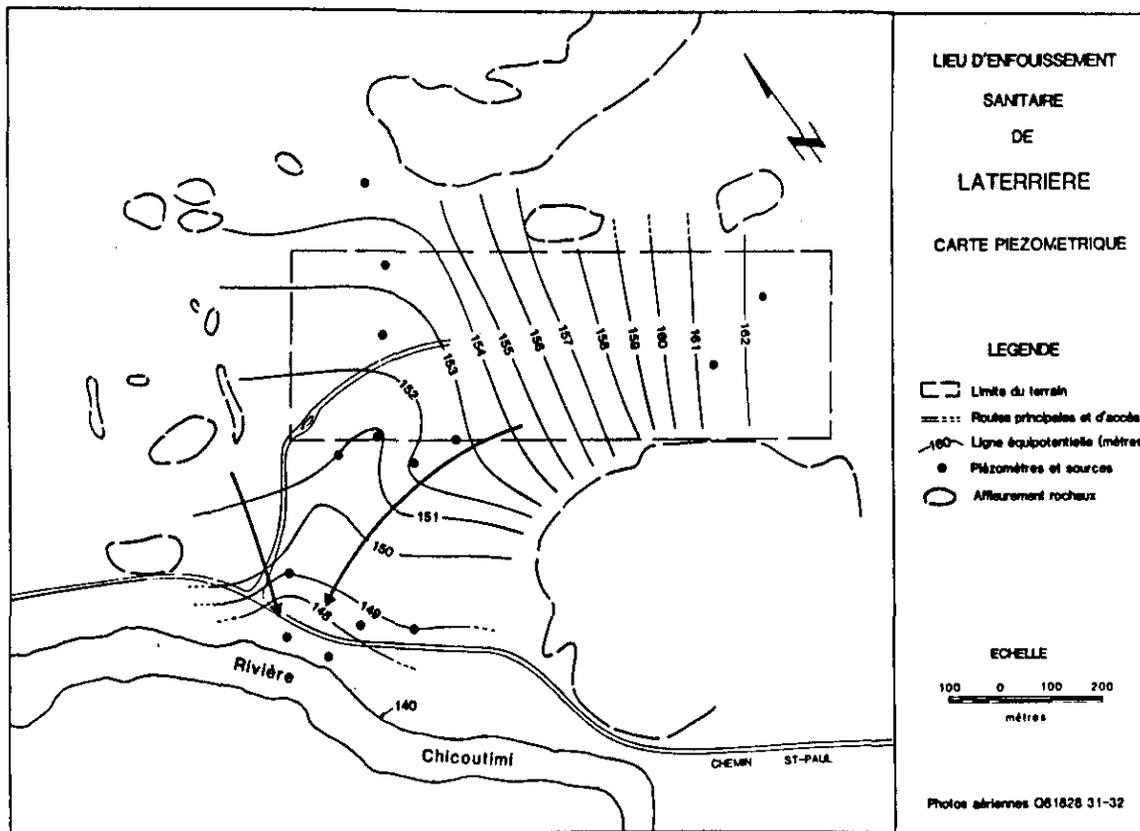


Figure 6.- Lignes équipotentielles réelles en juin 1986 et direction d'écoulement de l'eau souterraine.

Figure 6.- Water table contours on June 1986 and direction of groundwater flow.

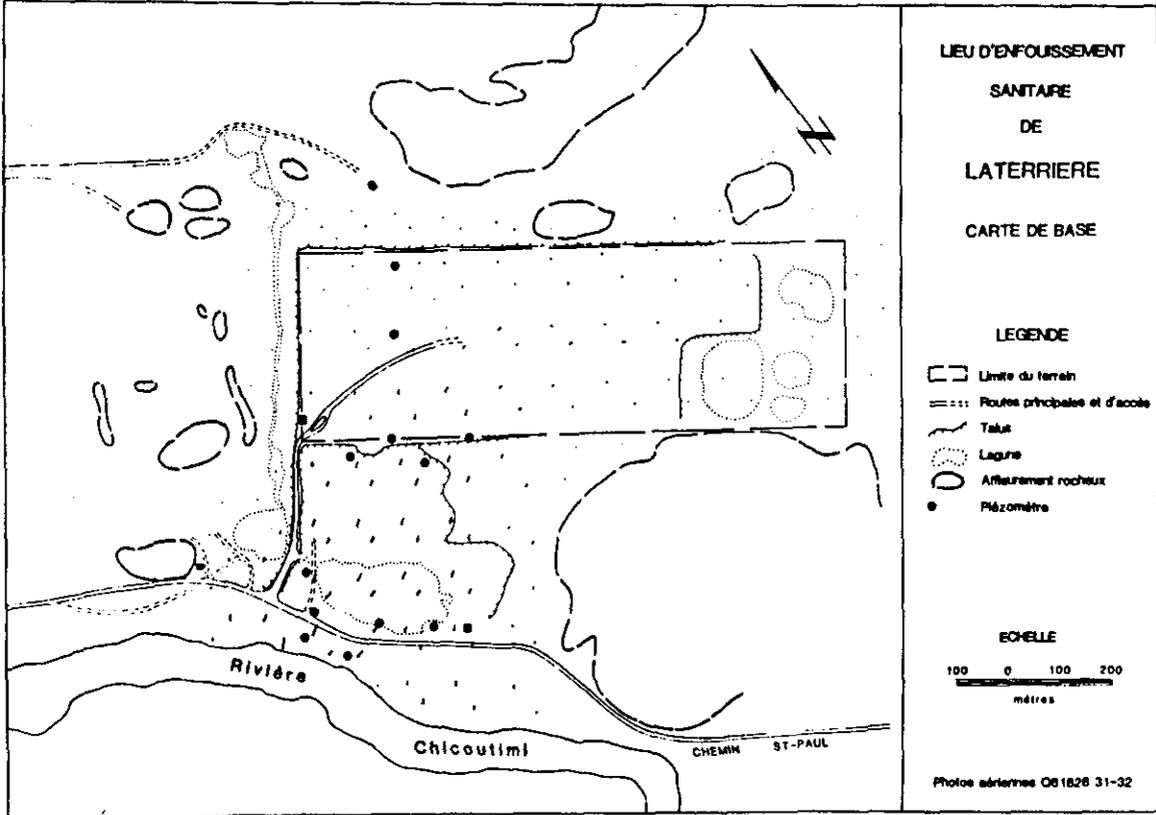


Figure 7.- Représentation graphique des vecteurs de vitesse élémentaire calculés par un modèle numérique d'éléments finis.

Figure 7.- Graphic representation of calculated elementary velocity vectors with a finite elements model.

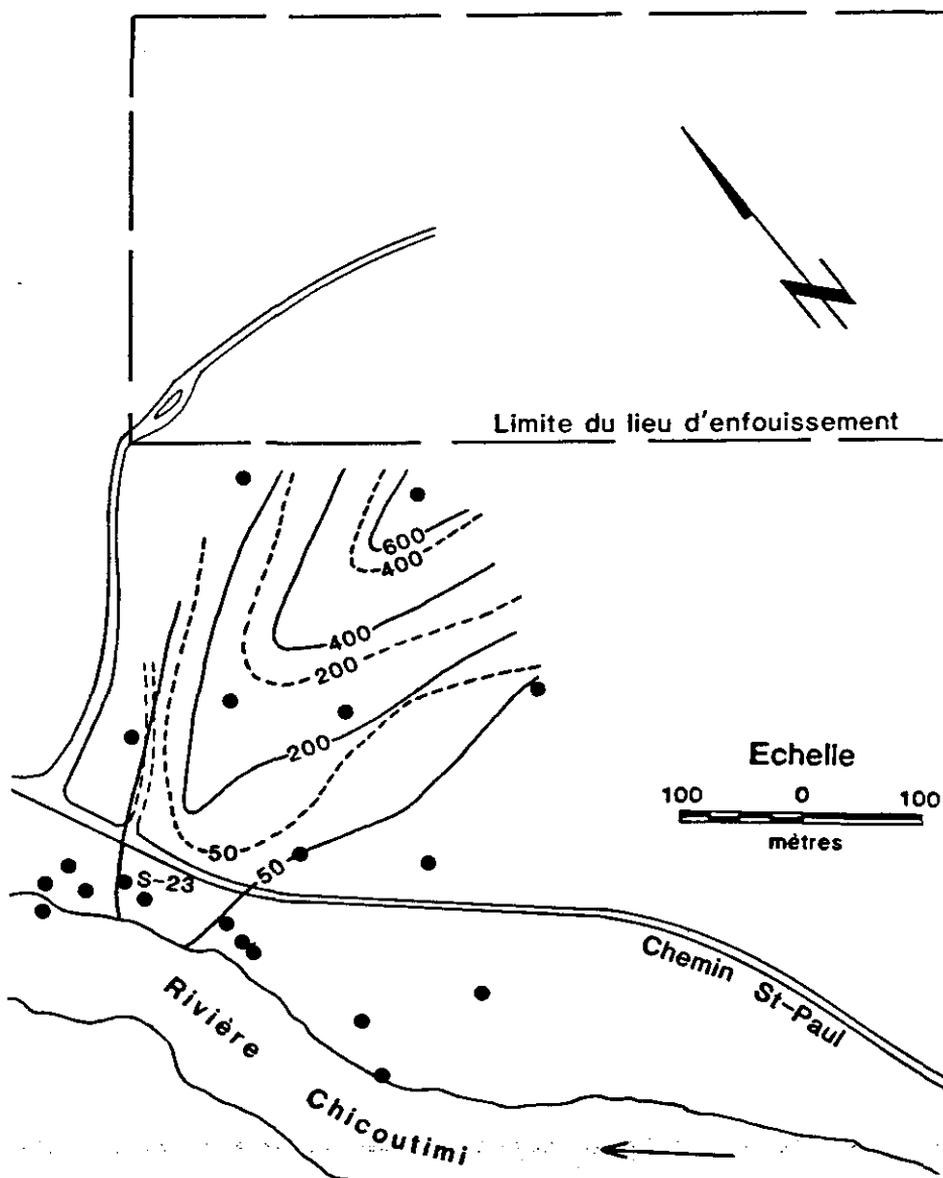


Figure 8.- Distribution des concentrations de chlorure en mg/l en octobre 1979 (trait continu) et en septembre 1976 (ligne pointillée).

Figure 8.- Chloride distribution in mg/l on october 1979 (continuous line) and on september 1976 (dotted line).

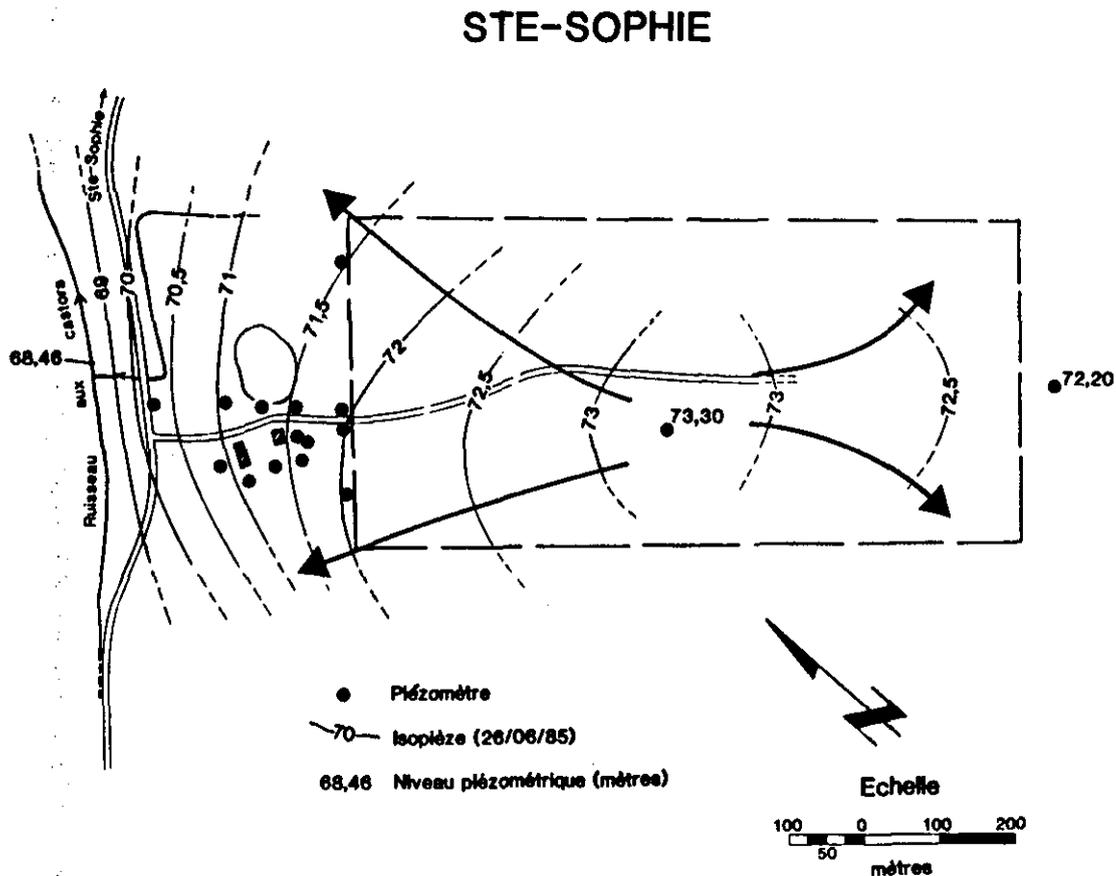


Figure 9.- Carte piézométrique réelle au 26 juin 1985 et directions d'écoulement de l'eau souterraine.

Figure 9.- Contour map of water table on June 26th 1985 and directions of groundwater flow.

La figure 9 montre la carte piézométrique de l'aquifère de sable. On note au printemps une surélévation de la nappe d'environ 2 mètres au centre du lieu d'enfouissement par rapport au niveau d'eau observé naturellement. Selon HUGHES (1977), cette condition peut s'expliquer par une augmentation de l'infiltration dans les déchets plus perméables que les terrains avoisinants ou par une diminution de la perméabilité du sol à la base de l'enfouissement causée par la compaction lors des opérations de remplissage. Cette surélévation du niveau d'eau entraîne la résurgence de la nappe autour de la zone de déchets et la formation de lagunes d'eaux contaminées. L'écoulement est divergent autour du site mais avec une composante principale vers le nord-ouest en direction du ruisseau aux Castors. Le gradient hydraulique horizontal moyen est de 0,004 en aval de l'enfouissement. A partir des propriétés hydrauliques de l'aquifère, on estime la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine à environ 8 m/an, ce qui signifie un temps de résidence de l'ordre de 44 ans pour parcourir la distance de 350 mètres séparant les déchets du ruisseau. A partir des isochlores, la zone fortement contaminée par le lixiviat se situe au front de la partie ouest qui est la plus ancienne de l'enfouissement (figure 10). On observe aussi la contamination à 200 mètres du front de l'enfouissement (piézomètre P-6) avec des concentrations de chlorures excédant 100 mg/l.

Composition chimique des eaux de lixiviation

Les panaches de contamination observés à Laterrière et à Ste-Sophie contiennent plusieurs contaminants organiques et inorganiques. Le tableau 1 indique les concentrations minimales et maximales de trente composants du lixiviat pour des échantillons récupérés près des deux sites. On compare ces concentrations à celles de l'eau naturelle échantillonnée en amont des zones de déchets et aux normes québécoises de consommation pour l'eau potable (Règlements sur l'eau potable, 1985).

La contamination par le lixiviat est d'abord mise en évidence par la couleur brunâtre et la mauvaise odeur de l'eau faisant résurgence près de la rivière Chicoutimi, à Laterrière, et au pourtour du site de Ste-Sophie. Les analyses chimiques révèlent une augmentation de l'alcalinité totale et de la concentration des ions majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ et Cl^- par rapport à l'eau naturelle. Au site de Ste-Sophie, l'ion SO_4^{2-} est aussi un contaminant important puisqu'il atteint une concentration de 1100 mg/l alors qu'il ne dépasse pas 31 mg/l à Laterrière. Une concentration aussi élevée de l'ion sulfate est exceptionnelle dans le lixiviat où les conditions sont généralement très réductrices. De telles concentrations ont aussi été observées à Borden en Ontario, où on les explique par la dissolution de gypse et d'anhydrite contenus dans les débris de matériaux de construction (CHERRY, 1983).

Le fer total et le manganèse sont aussi des contaminants majeurs aux deux sites avec des concentrations maximales de 1770 et 55 mg/l respectivement. Ailleurs, des teneurs extrêmes ont été rapportées par GARLAND et MOSHER (1975), soit 5500 mg/l pour le Fe et 1400 mg/l pour le Mn. Les valeurs d'azote total et ammoniacal montrent des concentrations élevées à Ste-Sophie, soit jusqu'à 990 et 680 mg/l d'azote, mesurées de 50 à 75 m du front de l'enfouissement. Dans ce cas, l'azote ammoniacal représente en moyenne 70 à 80 % de l'azote total.

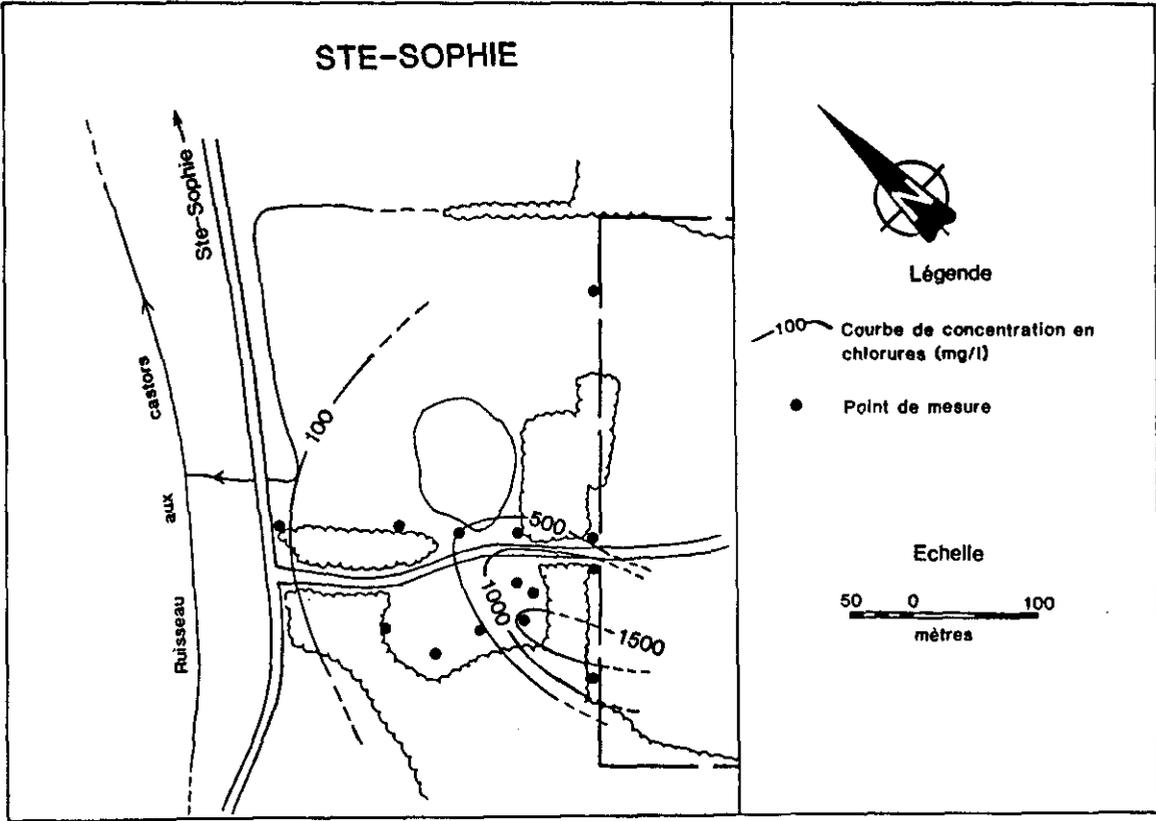


Figure 10.- Distribution des concentrations de chlorure en mg/l dans l'aquifère supérieur en aval de la zone de déchets.
Figure 10.- Chloride distribution in mg/l in the sand surface aquifer in front of landfill site.

Tableau 1.- Composition des eaux de lixiviation.

Table 1.- Leachate chemistry.

Paramètres (mg/l)	LATERRIERE			STE-SOPHIE			Norme québécoise de potabilité (mg/l) (L.R.Q., c.Q-2, r.4.1)
	Eau naturelle	Zone contaminée (15 m)	Résurgence (390 m)	Eau naturelle	Zone contaminée (50 à 75 m)	P-6 (200 m)	
pH	7.5 - 8.5	5.6 - 7.3	6.1 - 8.2	-	5.5 - 6.9	6.2 - 7.0	-
Cond. (umhos/cm)	148 - 180	1470 - 7310	311 - 2320	-	3200 - 13940	590 - 1250	-
Alc. CaCO ₃	73 - 85	107 - 7000	77 - 1080	-	1835 - 8350	100 - 340	-
DCO	2 - 11	149 - 26000	0.5 - 82	70 - 134	5553 - 27300	30 - 255	8
DBO ₅	0,05 - 6	4.4 - 18300	0.5 - 26	-	1060 - 23000	1 - 23	4
Ca	25 - 30	28 - 2370	62 - 350	41.6 - 66.8	110 - 1400	21 - 100	200
Mg	ND - 2.5	17.8 - 256	4.4 - 36	12.6 - 39.5	148 - 310	12 - 44	150
Na	2.2 - 4.9	107 - 934	14 - 182	2.6 - 4.4	310 - 940	20 - 66.3	270
K	1.2 - 1.8	10.6 - 245	2.2 - 22	1.5 - 10.3	17 - 570	1 - 7	-
Cl	0,5 - 1	42 - 1160	16 - 280	-	360 - 1180	5 - 115	250
SO ₄	4 - 11	0.5 - 31	3 - 19	-	2.5 - 1100	10 - 210	500
Fer total	0.25 - 1.6	49.7 - 1540	0.1 - 26	6.4 - 52.5	100 - 1770	27 - 400	0.3
Mn	ND - 0.05	0.72 - 55	0.2 - 6.1	1.25 - 3.2	9.9 - 54	0.4 - 1.8	0,05
Az. tot. (mg/l de N)	0.015 - 0.3	5.8 - 370	0.15 - 3	0.4 - 3.1	35 - 990	0.5 - 13.00	-
Az. amm. (mg/l de N)	0.01 - 0.04	2.0 - 280	0.02 - 0.8	0.12	2.5 - 680	0.23 - 2.2	-
Phosphore	0.05 - 0.1	ND - 15	ND - 1	0.7 - 1.2	0.04 - 5.5	0.05 - 10.0	0.2
Sulfures	ND	ND - 3.5	ND - 0.3	-	0.01 - 0.8	0.01 - 0.78	0.05
Cu	ND - 0.03	ND - 3.8	ND - 0.04	ND - 0.17	0.006 - 2.0	ND - 0.87	1
Cd	ND	ND - 0.145	ND	ND	ND - 0.605	0.001 - 0.012	0.005
Cr	ND	ND - 0.648	ND - 0.02	ND	ND - 0.56	ND - 0.1	0.05
Ni	ND	0.02 - 0.8	ND - 0.1	0.01 - 0.07	0.03 - 0.51	0.02 - 0.18	0.2
Pb	ND - 0.02	0.02 - 1.04	ND - 0.05	0.05 - 0.4	ND - 1.8	ND - 0.6	0.05
Zn	ND - 0.01	0.01 - 2.2	ND - 0.02	0.01 - 0.95	0.04 - 2.5	0.05 - 1.18	5
CN	ND	ND - 0.003	ND	-	ND - 5.6	ND - 0.01	0.2
Hg	ND	ND - 0.0008	ND - 0.00025	-	ND - 0.0012	ND - 0.0028	0.001
Phénols	0.026 - 0.07	0.001 - 4.8	0.001 - 0.1	-	1.6 - 6.9	0.5 - 1.6	0.002
Huiles et graisses	-	0.5 - 4.3	0.05 - 1.9	-	2.5 - 5300	0.5 - 14	-
Col. tot. / 100 ml	-	ND - 300	ND - 250	ND	ND	ND - 400	10
Col. féc. / 100 ml	-	ND - 20	ND - 84	ND	ND	ND - 4.5	10

Une contamination par les métaux lourds est présente dans le lixiviat à proximité des zones de déchets. Les teneurs en cadmium, chrome, nickel et plomb excèdent les normes de potabilité de l'eau alors que la contamination par le cuivre est seulement observée à Ste-Sophie. Ces teneurs subissent une forte atténuation dans la direction d'écoulement puisqu'elles rencontrent les normes de potabilité au point de résurgence de Laterrière et à 200 mètres des déchets à Ste-Sophie. La contamination par les métaux lourds n'est pas une constante pour tous les lieux d'enfouissement. CHERRY (1983) ne rapporte aucune contamination par les métaux lourds aux sites de Borden, Northbay et Woolwich.

Les demandes chimique et biochimique en oxygène (DCO et DBO₅) ont des valeurs très élevées dans le lixiviat des deux sites étudiés, soit 27 300 mg/l (DCO) et 23 000 mg/l (DBO₅) à Ste-Sophie. Ces analyses donnent une indication globale de l'importance de la contamination organique sans préciser la nature des composés. On note aussi dans les deux cas des concentrations élevées de composés phénoliques à proximité et en aval de l'enfouissement. La teneur en huiles et graisses atteint 5300 mg/l dans le lixiviat à proximité des déchets à Ste-Sophie.

DISCUSSION

Caractérisation des eaux de lixiviation

La conductivité électrique de l'eau contaminée mesurée près des deux lieux d'enfouissement est de l'ordre de milliers de micromhos/cm alors qu'elle ne dépasse pas quelques centaines de micromhos/cm dans l'eau naturelle. A Long Island, New-York, KIMMELS et BRAIDS (1975, 1980) ont délimité les panaches de contamination à partir des valeurs de conductivité supérieures à 400 micromhos/cm. La conductivité électrique d'une solution dépend du transfert de charges occasionné par le déplacement des ions dans cette solution (HEM, 1970). A partir des analyses disponibles, nous avons tenté de vérifier la corrélation existant entre les différents ions présents dans le lixiviat et la conductivité. Les figures 11 A et 11 B montrent bien que la conductivité croît avec une augmentation des espèces ioniques présentes dans le lixiviat. Les coefficients de corrélation, calculés pour chaque ion, indiquent une même tendance avec des valeurs supérieures à 0,78 (tableau 2). L'ion sulfate fait exception (- 0,25) à Laterrière et à Ste-Sophie (0,63). Des valeurs de conductivité électrique élevées peuvent donc être utilisées comme un indicateur de lixiviat. De plus, si les caractéristiques générales de la solution sont déjà connues et qu'il existe une relation fiable entre la concentration des ions et la conductivité, cette mesure fournit des résultats utiles pour estimer leur concentration dans un programme de surveillance de la contamination.

Cependant l'analyse de la conductivité électrique n'est pas suffisante pour identifier la contamination provenant d'un lieu d'enfouissement parce qu'elle n'est pas sensible à la pollution organique du lixiviat. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour mesurer cette pollution, comme la quantité d'oxygène dissous (DO), les demandes chimique et biochimique en oxygène (DCO et DBO), ou la teneur en carbone organique dissous (COD).

STE-SOPHIE

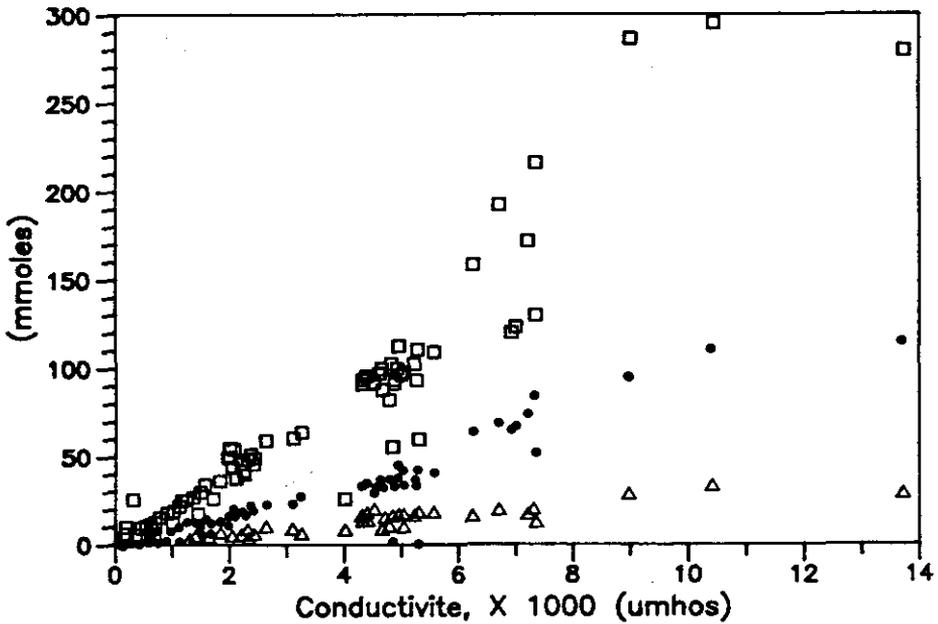
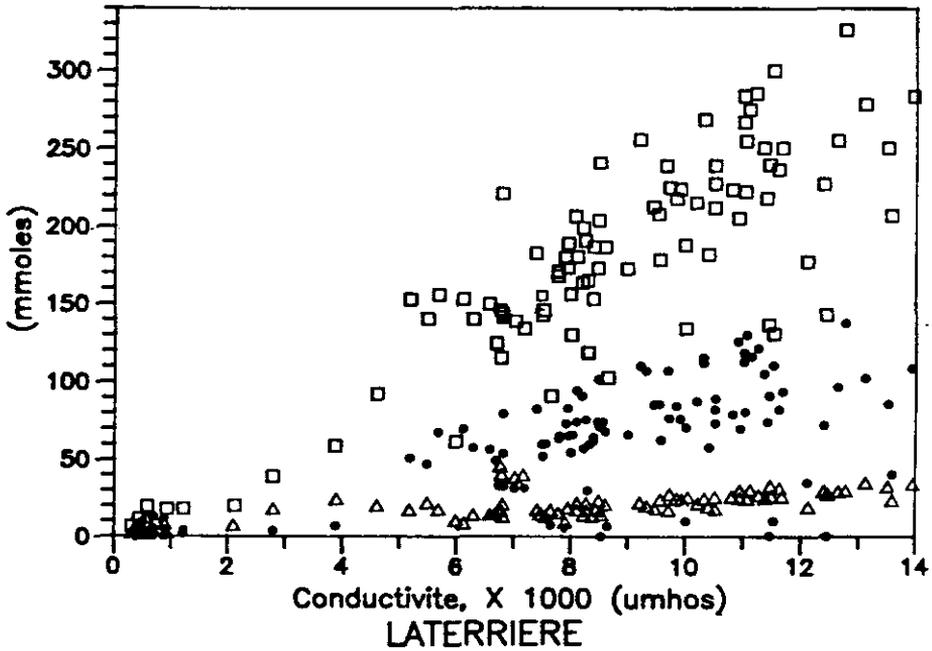


Figure 11.- Corrélations entre la somme des ions (\square) l'alcalinité (\bullet), les chlorures (\triangle) et la conductivité électrique à Laterrière et Ste-Sophie.

Figure 11.- Relation of the total ions (\square), total alkalinity (\bullet) and chloride concentrations (\triangle) with conductance at Laterrière and Sainte-Sophie sites.

Tableau 2.- Coefficients de corrélation en fonction de la conductivité.

Table 2.- Correlation coefficients to specific electrical conductance.

ESPECE CHIMIQUE	LATERRIERE	STE-SOPHIE
Somme des ions majeurs	0.96	0.94
Ca	0.78	0.92
Mg	0.83	0.95
Na	0.94	0.92
K	0.84	0.85
Cl	0.90	0.86
SO ₄	- 0.25	0.63
HCO ₃	0.94	0.86
Fe	0.79	0.88
pH	- 0.17	- 0.71

Les mesures de pH aux deux sites montrent qu'il est difficilement utilisable comme indicateur de lixiviat puisqu'il n'existe pas de relation claire entre le pH et les contaminants. Les différences de pH observées entre l'eau naturelle et l'eau contaminée sont faibles (de l'ordre de deux unités de pH) et non concluantes.

Ainsi le degré de contamination de l'eau souterraine près d'un lieu d'enfouissement peut être déterminé à partir de la mesure de conductivité électrique et l'une ou l'autre des méthodes de mesure de contamination organique. Les mesures de pH et des autres contaminants deviennent utiles pour les études plus approfondies requérant l'utilisation de modèles géochimiques d'équilibre. Dans ce cas, selon GILLHAM *et al.*, (1983), l'analyse de pH doit être effectuée sur le terrain dans une cellule fermée pour éviter les problèmes de dégazification et de contamination par l'air.

Migration et atténuation des contaminants

Les eaux de lixiviation produites aux sites de Laterrière et de Ste-Sophie migrent dans des aquifères de sables non confinés. Les processus physiques qui régissent la migration des contaminants en milieu perméable sont surtout l'advection et la dispersion hydrodynamique. La diffusion moléculaire est négligeable dans ce cas puisque les vitesses d'écoulement sont élevées (FREEZE et CHERRY, 1979). Ainsi, la diminution des teneurs en chlorures observée dans la direction de l'écoulement à chaque zone contaminée s'explique par le processus de dispersion. Cependant, la plupart des constituants du lixiviat sont moins solubles que les chlorures et peuvent réagir avec le milieu en plus de subir les effets de la dispersion. Le sous-sol agit ainsi comme une usine de traitement des eaux usées. Les principales réactions d'atténuation chimique des contaminants inorganiques sont les échanges ioniques, l'adsorption, les réactions d'oxydo-réduction, la précipitation et la coprecipitation.

À Laterrière, l'écoulement convergent imposé par la topographie du roc contrôle la migration des contaminants. Par conséquent, le lixiviat est concentré dans un chemin d'écoulement relativement restreint jusqu'au point de résurgence. Bien que la vitesse de migration des contaminants soit grande (de l'ordre de 100 m/an), la diminution des chlorures observée à la résurgence S-23 est de l'ordre de 85 %. Cette atténuation est associée à la dispersion qui se produit entre les lignes d'écoulement très contaminées provenant directement de l'enfouissement et celles qui proviennent de l'extérieur de la zone de déchets. De plus, la dispersion augmente avec la vitesse d'écoulement.

La nature du milieu où migrent les contaminants est aussi déterminante pour évaluer le traitement. Les échanges ioniques à la surface des minéraux argileux sont un mécanisme important d'atténuation pour les cations majeurs. Mais la capacité d'échange cationique est plutôt faible dans les sables de Laterrière qui ont moins de 5 % de minéraux argileux. On remarque que les cations majeurs sont peu affectés par les échanges ioniques puisque la diminution de leur concentration à la résurgence est semblable à celle des chlorures, soit de l'ordre de 85 %. Cependant on note une exception pour l'ion K^+ qui semble significativement retardé par ce processus avec une atténuation de 96 %. Les hydroxydes de fer et de manganèse enrobant les grains de sable permettent aussi aux formations altérées d'adsorber les ions métalliques. L'atténuation à 98 % des métaux lourds en aval de la zone de déchets serait attribuable en bonne partie au phénomène d'adsorption.

La diminution des teneurs en Fe et en Mn de 98 % et 90 % respectivement observée à la résurgence à Laterrière est attribuable en partie à la précipitation d'hydroxydes le long du chemin d'écoulement. Ce mécanisme est favorisé par la transition entre les conditions réductrices sous le lieu d'enfouissement et les conditions oxydantes provoquées par les infiltrations d'eau en aval. En milieu réducteur et à un pH inférieur à 8, comme dans le lixiviat, Fe^{2+} en hydroxydes de fer $Fe(OH)_3(s)$ qui précipitent dans la formation (STUMM et MORGAN, 1981). Cette réaction s'observe à la résurgence S-23 par des dépôts de couleur rouille. Ce phénomène peut entraîner la coprécipitation de métaux lourds ou leur adsorption sur les hydroxydes de Fe et de Mn.

Les composés organiques du lixiviat, mesurés en termes de DCO et DBO₅, subissent une forte atténuation près de l'enfouissement ; à la résurgence, leur diminution atteint 99,7 %. Selon FARQUHAR et SYKES (1982), l'activité microbiologique serait un des principaux mécanismes de dégradation des organismes. Les teneurs en DCO et DBO₅ analysées à la résurgence sont cependant plus élevées que dans l'eau naturelle et ainsi une certaine quantité de composés organiques reste mobile sur cette distance. L'identification de ces composés de même que leur mouvement et leur transformation dans la zone contaminée demeurent des sujets de recherche prometteurs.

Les résultats d'analyses résumés au tableau 1 indiquent que les concentrations de contaminants qui arrivent à la résurgence sont souvent supérieures aux normes pour l'eau potable. Ces contaminants subissent une dilution importante dans la rivière Chicoutimi et selon des analyses faites par GILBERT (1980), la qualité de l'eau de la rivière en aval de la résurgence ne semble pas affectée.

La diminution des teneurs en chlorures près du site de Ste-Sophie peut s'analyser comme un phénomène de dispersion à une dimension. En comparant les analyses prises à cinq points sur une ligne d'écoulement

en aval de l'enfouissement avec les courbes théoriques de l'équation d'advection-dispersion à une dimension (OGATA et BANKS, 1961), le profil analytique correspond à la courbe théorique calculée pour un temps de neuf ans, qui est l'âge de l'enfouissement, et pour une vitesse d'écoulement de 8 mètres/an (figure 12). La dispersivité longitudinale de 16 mètres qui a été utilisée pour le calcul se compare aux valeurs rapportées par Anderson (1979) pour des milieux perméables. La dispersion dans le sens de l'écoulement nous incite à préciser la notion de front de contamination. Par exemple, si on définit le front comme le lieu des points où la concentration est de 25 % ou 10 % de la concentration initiale sous le site d'enfouissement, alors le front de contamination (en utilisant les chlorures comme ion de référence) se situe respectivement à des distances de 35 % et 65 % plus grandes que la valeur calculée par les méthodes habituelles en utilisant la loi de Darcy. La dispersion longitudinale a donc pour effet d'agrandir la zone contaminée en aval de l'enfouissement à Ste-Sophie, ce qui explique les concentrations obtenues au puits P-6 situé à 200 mètres. On doit donc considérer la dispersion longitudinale est comme un processus important de migration des contaminants.

Au site de Ste-Sophie, il y a peu de données sur la migration des contaminants réactifs le long du trajet d'écoulement. Cependant, on observe des anomalies de concentrations au puits P-6, à 200 m de l'enfouissement, notamment pour les cations majeurs, le fer total et certains métaux, par rapport aux concentrations dans l'eau naturelle. On remarque également à ce puits des valeurs de conductivité, de DCO et de phénols anormalement élevées. Ces observations montrent que plusieurs contaminants restent mobiles jusqu'à cette distance et sont donc peu influencés par les processus géochimiques actifs dans le mince aquifère de sable ou encore qu'il y a une autre source ponctuelle de contamination que nous n'avons pu confirmer.

Critères hydrogéologiques de sélection des lieux d'enfouissement

Comme énoncé dans l'introduction, cette étude a pour cadre l'examen critique des procédures de sélection actuellement en vigueur au Québec. Les informations recueillies sur la performance des sites de Laterrière et de Ste-Sophie permettent de commenter les critères hydrogéologiques à la base de cette norme.

L'enfouissement des déchets dans le sol est réglementé par plusieurs provinces canadiennes et par la majorité des états américains, l'objectif fondamental étant de protéger les eaux de surface et souterraine. En Illinois et au Wisconsin, par exemple, le choix d'un lieu d'enfouissement se fait à partir de critères de conception très stricts comme une conductivité hydraulique maximale des matériaux géologiques et une distance minimale entre la base des déchets et la nappé d'eau. La réglementation d'Ontario vise au contraire la performance et ne propose aucun critère de design spécifique. Au Québec, l'acceptation d'un lieu d'enfouissement se fait principalement à partir des conditions hydrogéologiques en fixant une vitesse maximale de circulation de l'eau souterraine pour un intervalle de temps donné. L'hypothèse sous-entendue est que la migration de tous les contaminants se fait à la même vitesse que l'eau souterraine sans référence au milieu. Cette vitesse maximale imposée par les règlements peut être plus grande si l'eau fait résurgence, ce qui a pour effet de favoriser le choix de sites dans les zones de décharge à proximité de cours d'eau ; on privilégie ainsi la protection de l'eau souterraine par rapport à celle des eaux de surface.

STE-SOPHIE

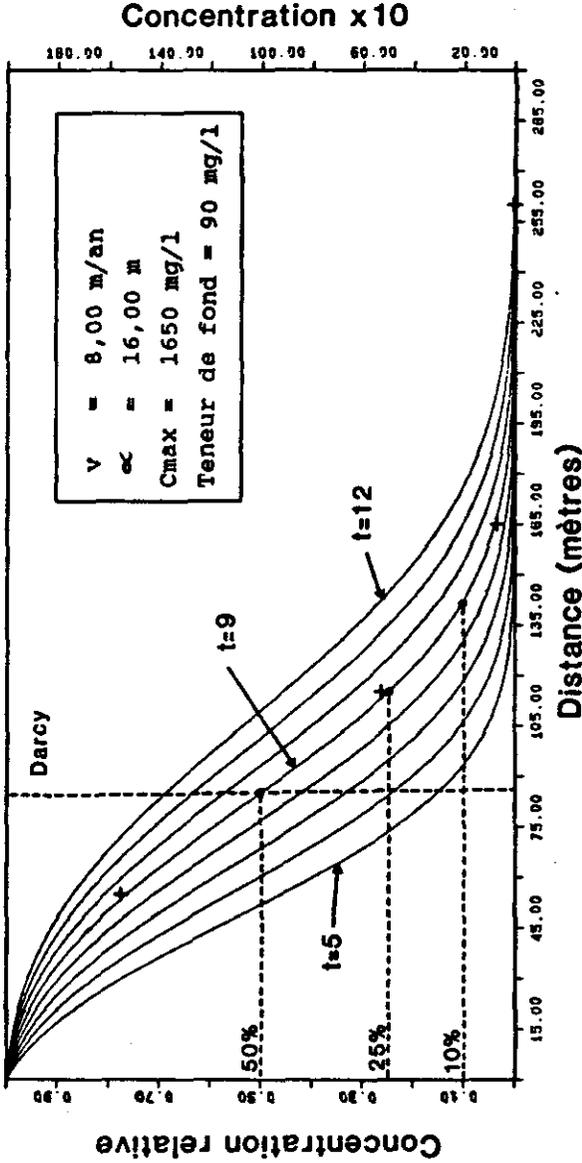


Figure 12.- Courbes théoriques d'advection-dispersion à 1D pour des temps de 5 à 12 ans, comparées au profil analytique de juillet 1985, illustré par les symboles (+).

Figure 12.- Theoretical 1D advective-dispersive curves at 5 to 12 years, compared to analytical profile on July 1985, shown by the sign (+).

Bien que facilitant la prise de décision dans le choix d'un lieu d'enfouissement, les études à Laterrière et Ste-Sophie montrent que la norme hydrogéologique utilisée au Québec n'est pas, dans sa formulation actuelle, suffisante pour empêcher la contamination des eaux souterraines dans tous les cas même si les processus d'épuration sont souvent très efficaces pour réduire la charge de contaminants. Il n'est pas encore possible d'établir une relation fiable entre la vitesse moyenne d'écoulement de l'eau souterraine et la vitesse de migration de toutes les espèces de contaminants.

D'abord il est difficile d'évaluer avec exactitude la vitesse linéaire moyenne de l'eau souterraine à cause de l'imprécision des méthodes habituellement utilisées pour mesurer les paramètres hydrauliques et des budgets trop modestes disponibles pour les expériences hydrogéologiques. Par exemple, la conductivité hydraulique mesurée en bout de tubage par la méthode de Hvorslev peut donner des valeurs variant d'un ordre de grandeur, de sorte qu'une erreur de 100 % peut facilement exister entre différents points d'une même unité (HYDROGEO CANADA, 1981, 1983). Les essais de pompage ne sont pas réalisables dans tous les milieux, notamment dans ceux à faible perméabilité. De plus, comme observé à Ste-Sophie, la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine avant la mise en place des déchets peut être plus faible parce que la surélévation de la nappe dans les déchets entraîne une augmentation du gradient hydraulique. Ce phénomène est assez courant en régions humides où la nappe est près de la surface (CHERRY, 1983). Quand l'écoulement est tri-dimensionnel comme à Laterrière, plusieurs gradients hydrauliques peuvent être mesurés selon les points d'observation et seule une étude très détaillée permet d'identifier le gradient maximum. La convergence de l'écoulement diminue la dispersion des contaminants et l'efficacité des processus d'épuration.

L'étude effectuée au site de Ste-Sophie a montré que la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine n'est pas le seul mécanisme de migration des contaminants. En effet, la dispersion dans le sens de l'écoulement résulte en une zone contaminée plus étendue que celle prévue par le calcul de la vitesse. Ce phénomène est plus marqué pour les contaminants très mobiles comme les chlorures et les phénols. Au contraire, les contaminants réactifs du lixiviat sont retardés par rapport à la vitesse d'écoulement par des réactions chimiques et biologiques. Ce retard contribue à l'épuration. La composition des formations géologiques et les caractéristiques physico-chimiques des contaminants sont alors des facteurs clés. Les études de cas rapportées dans la littérature montrent que les matériaux fins à faible perméabilité sont généralement les plus propices. Ceci provient surtout de leur plus grande capacité d'échange ionique qui implique un important transfert de masse entre le lixiviat et les minéraux de la formation.

La dispersion des contaminants au voisinage d'un lieu d'enfouissement est régie par le réseau d'écoulement de l'eau souterraine. Sa définition à partir d'un minimum de trois points d'observation jusqu'au roc ou à une couche imperméable de dépôts meubles, comme exigé dans la réglementation actuelle du Québec, donne des résultats très insuffisants dans la majorité des cas. Les observations à partir de trois points seulement dans la formation la plus perméable permettent d'évaluer les conditions hydrauliques lorsque l'écoulement est plan et que le gradient est uniforme, mais ne permettent pas de préciser la forme d'un réseau d'écoulement plus complexe. Le règlement n'est pas explicite pour les cas où il y a superposition de plusieurs couches perméables dont le roc. De plus, lorsqu'un terrain est localisé en zone de recharge des nappes, le gradient vertical est une composante importante de l'écoulement et sa

détermination exige l'établissement de plusieurs points de mesure sur une même verticale. Si le roc est à moins de dix mètres sous la surface et s'il n'est pas recouvert de matériaux relativement imperméables comme l'exigent CARTWRIGHT et SHERMAN (1969) pour la protection des aquifères, les propriétés hydrauliques du roc devraient également être évaluées.

Tenant compte des facteurs discutés ci-haut, il nous semble préférable de favoriser les critères de performance plutôt que les critères de design qui ne permettent pas toujours d'assurer une protection adéquate des aquifères et des puits avoisinants.

CONCLUSION

Les études de migration des contaminants effectuées à deux lieux d'enfouissement situés au Québec sur des dépôts perméables montrent que la distribution des contaminants est régie principalement par le réseau d'écoulement. A Laterrière, la topographie du socle impose un écoulement convergent qui canalise le lixiviat dans un couloir relativement restreint. Ce réseau d'écoulement a été simulé par un modèle numérique d'écoulement à deux dimensions. Les concentrations de chlorure dans ce couloir d'écoulement ont diminué de 85 % à la résurgence S-23, ce qui correspond à la dispersion résultant de la convergence de lignes d'écoulement très contaminées provenant directement de l'enfouissement et de lignes d'écoulement provenant de l'extérieur de la zone de déchets. A Ste-Sophie, la surélévation de la nappe dans les déchets forme un dôme hydraulique qui favorise un écoulement divergent et une plus grande dispersion des contaminants. Cependant, la direction principale de l'eau souterraine dans l'aquifère supérieur est responsable de la forme de la zone la plus contaminée. L'utilisation d'une solution analytique confirme que la dispersivité longitudinale est un processus important d'avancée des contaminants.

Dans chaque panache de contamination, l'alcalinité, les ions majeurs Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , le Fe et Mn, l'azote total et ammoniacal, et les DCO et DBO₅ ont des concentrations supérieures à celles de l'eau naturelle. Le sulfate est un contaminant majeur à Ste-Sophie avec des concentrations maximales de 1100 mg/l. Les teneurs en cadmium, nickel et plomb excèdent les normes de potabilité très près des deux sites alors que la contamination par le cuivre est seulement observée à Ste-Sophie. Cependant, ces teneurs sont généralement inférieures aux normes au point de résurgence à Laterrière et au puits P-6 à Ste-Sophie, soit à 200 mètres de la zone de déchets. A partir de corrélations entre les paramètres, nous avons observé que les seules analyses de conductivité électrique et d'un paramètre représentant la contamination organique pouvaient suffire pour caractériser la contamination dans le cadre d'un programme de surveillance d'un site.

Les résultats des études effectuées à Laterrière et à Ste-Sophie montrent que la migration et l'atténuation des contaminants sont des phénomènes complexes que les critères québécois de sélection des lieux d'enfouissement ne permettent pas d'évaluer adéquatement. Aussi, plutôt que de baser les règlements sur la vitesse d'écoulement, le temps ou la durée du cheminement des eaux contaminées, le choix d'un lieu d'enfouissement

devrait découler d'une évaluation critique des conditions particulières à chaque site afin de prévoir les conséquences pour la qualité future des eaux de surface et souterraines.

REMERCIEMENTS

Cette recherche a été rendue possible grâce au support financier et technique du ministère de l'Environnement du Québec. Une partie importante du travail a aussi été supportée par une bourse d'études du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada. Les auteurs tiennent à remercier particulièrement Donald DESAULNIERS pour sa participation aux études de modélisation, Jean-Yves CHAGNON pour ses commentaires lors de la rédaction et Anne MASSON pour sa collaboration à différentes étapes des travaux. Nos remerciements s'adressent également aux membres du Groupe de Recherche en Géologie de l'Ingénieur du département de Géologie qui ont participé de près ou de loin à la réalisation des travaux.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (1976). *Sanitary landfill. ASCE-Manuals and Reports on Engineering Practice, n°39*, New-York, Am. Soc. Civ. Eng..
- ANDERSON M.P. (1979). Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. *Critical Reviews in Environmental Control* : 96-156.
- ANDERSON J.R. et DORNBUSH J.N. (1967). Influence of sanitary landfill on ground water quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 59: 457-570.
- APGAR M.A. et LANGMUIR D. (1971). Groundwater pollution potential of a landfill above the water table. *Ground water*, 8(6): 76-96.
- APGAR M.A. et SATHERTHWAITE Jr., W.B. (1975). Groundwater contamination associated from the Llangollen landfill, New Castle Co., Delaware, in *Proc. Res. Symp., "Gas and Leachate from Landfills : Formation, collection and treatment"*, New Brunswick, N.J., Mars 15, 16 : U.S. Environ. Prot. Agency, Natl. Environ. Res. Cent., Cincinnati; Ohio.
- BAEDECKER M.J. et BACK W. (1979). Hydrological processes and chemical reactions at a landfill. *Groundwater*, 17(5): 29-437.
- BENSON R.C., GLACCUM R.A., NOEL M.R., (1983). *Geophysical techniques for sensing buried wastes and waste migration*. Environmental Monitoring Systems Laboratory Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, Nevada 89114.
- CARTWRIGHT K. (1982). Selection of waste disposal sites. *Assoc. Eng. Geol. Bull.* 19(2): 197-201.
- CARTWRIGHT K. et SHERMAN F.B. (1969). Evaluating sanitary landfill sites in Illinois. Illinois State Geological Survey, Environmental Geology Notes, n°27, 15 p..
- CHERRY J.A. (1983). Occurrence and migration of contaminants in groundwater at municipal landfills on sand aquifers. Environment and Solid Wastes, Characterization, Treatment, and Disposal. *Proceedings of the Fourth Life Sciences Symposium October 4-8* : 127-147.
- CHERRY J.A., GILLHAM R.W., ANDERSON E.G., JOHNSON P.E. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill : A case study, 2. Groundwater monitoring devices. *J. Hydrol.*, 63(1-2) : 3-51.
- CHIAN E.S.K. et DEWALLE F.B. (1976). Sanitary landfill leachate treatment. *J. Environ. Eng. Div.*, EE2.

- CROOKS V.E. et QUIGLEY R.M. (1984). Saline leachate migration through clay : A comparative laboratory and field investigation. *J. Can. Geotechn.*, 21: 349-362.
- DESAULNIERS D.E., CHERRY J.A., FRITZ P. (1981). Origin, age and movement of pore water in argillaceous quaternary deposits at four sites in southwestern Ontario. *J. Hydrol.*, 50: 231-257.
- DROUIN R. (1986). Performance des lieux d'enfouissement sanitaire de Laterrière et de Ste-Sophie, Québec. Thèse de maîtrise, Département de Géologie, Université Laval.
- DROUIN R., LOCAT J., GELINAS P.J. (1986). Etude de contamination par le lixiviat faite aux lieux d'enfouissement sanitaire de Laterrière et de Ste-Sophie. Rapport GGL-86-04. Département de Géologie, Université Laval.
- EGBOKA B.C.E., CHERRY J.A., FARVOLDEN R.N., FRIND E.O. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill : A case study, 3. Bomb tritium as indicator of dispersion and recharge. *J. Hydrol.*, 63: 51-80.
- FARQUHAR G.J., SYKES J.F. (1982). Control of leachate organics in soil. *Conservation and recycling*, 5(1): 55-68.
- FENN D. et al., (1977). *Procedures manual for groundwater monitoring at solid waste disposal facilities*. U.S. EPA, SW-611.
- FREEZE R.A. et CHERRY J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, New Jersey, 604 p..
- GARLAND G.A. et MOSHER D.C. (1975). Leachate effects from improper land disposal : *Waste Age*, 6: 42-48.
- GELINAS P.J., LOCAT J., ROUSSEAU N., 1983. Recherche sur les effets des sels déglacants sur l'aquifère de Trois-Rivières Ouest. Rapport GLG-83-07, Département de Géologie, Université Laval.
- GERHARDT R.A. (1977). Leachate attenuation in the unsaturated zone beneath three sanitary landfills in Wisconsin. University of Wisconsin, Geological and Natural History Survey, Information Circular Number 35.
- GIBB J.P., SHULLER R.M., GRIFFIN R.A., (1981). Collection of representative water quality data from monitoring wells. *Municipal Solid Waste Proceedings of the 7th annual research symposium EPA* : 126-137.
- GILBERT P., (1980). Etude de contamination d'une nappe d'eau souterraine par un enfouissement sanitaire "Laterrière". Ministère de l'Environnement du Québec, 38 p..
- GILLHAM R.W., ROBIN M.J.L., BARKER J.F. et CHERRY J.A. (1983). Groundwater monitoring and sample bias. *API Publication 4367*. Environmental Affairs Department, 206 p..
- GOODALL D.C., QUIGLEY R.M. (1977). Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Sarnia, Ontario. *Can. Geotech. J.* 14: 223-236.
- GREENHOUSE J.P. et HARRIS R.D. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill : A case study 7. DC, VLF and inductive resistivity surveys. *J. Hydrol.*, 63(1-2): 177-197.
- GRIFFIN R.A., CARTWRIGHT K., SHIMP N.F., STEELE J.D., BUCH R.R., WHITE W.A., HUGHES G.M. and GILKESON R.H. (1976). Alteration of pollutants in municipal landfill leachate by clay minerals : Part 1. Column leaching and field verification. *Environmental Geology Notes, Illinois State Geological Survey, n°78*, 34 p..
- HEM J.D. (1970). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, Second Edition. *Geological Survey Water Supply Paper 1473*.
- HUGHES G.M. (1977). Some hydrogeologic considerations in landfill site evaluation. The Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Water Resources Branch, 26 p..
- HUGHES G.M., LANDON R.A. et FARVOLDEN R.N. (1971). Hydrogeology of solid waste disposal sites in northeastern Illinois : U.S. Environmental Protection Agency. *Solid Waste Management Series, Rapport SW-12d*, 154 p..
- HYDROGEO CANADA (1981). Etude hydrogéologique de l'enfouissement sanitaire de Ste-Sophie. Ministère de l'Environnement du Québec.
- HYDROGEO CANADA (1983). Etude hydrogéologique de l'enfouissement sanitaire de Ste-Sophie. Ministère de l'Environnement du Québec.
- JOHNSON T.M. et CARTWRIGHT K. (1980). Monitoring of leachate migration in the unsaturated zone in the vicinity of sanitary landfills. Illinois Institute of Natural Resources. *State Geological Survey Division, Urbana, Circular 514*.
- KIMMEL G.E. et BRAIDS O.C. (1975). Leachate plumes in a highly permeable aquifer. *Ground Water*, 12: 388-393.
- KIMMEL G.E. et BRAIDS O.C. (1980). Leachate plumes in groundwater from Babylon and Islip landfills, Long Island, New York. *Geological Survey Professional Paper 1085*.

- MURRAY J.P., ROUSE J.V., CARPENTER A.B., (1981). Groundwater contamination by sanitary landfill leachate and domestic wastewater in carbonate terrain : Principal source diagnosis, chemical transport characteristics and design implications. *Water Research*, 15: 745-757.
- NICHOLSON R.V., CHERRY J.A., REARDON E.J. (1983). Migration of Contaminants in groundwater at a landfill : A case study, 6. Hydrogeochemistry. *J. Hydrol.*, 63(1-2): 131-176.
- OGATA A. et BANKS R.B. (1961). A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. *U.S. Geol. Survey Prof. Paper 411-A*, 7 p..
- PALMQUIST R. et SEINDLEIN L.V.A. (1975). The configuration of contamination enclaves from refuse disposal sites on floodplains. *Ground Water*, 13: 167-181.
- REGLEMENTS SUR LES DECHETS SOLIDES (1985). Editeur officiel du Québec, L.R.Q., c.Q-2, r.14.
- REGLEMENTS SUR L'EAU POTABLE (1985). Editeur officiel du Québec. L.R.Q., c.Q-2, r.4.1.
- ROBIN M.J.L., DYTNYSHYN D.J., SWEENTY S.J. (1982). Two gaz-drive sampling devices. *Ground Water Monitoring Review*, 2(1): 63-66.
- STATE OF CALIFORNIA (1954). Report on the investigation of leaching of a sanitary landfill. State Water Pollution Control Board, n°10, 91 p..
- STOLLAR R.L. et ROUX P., (1975). Earth resistivity surveys - A method for defining groundwater contamination. *Ground Water*, 13(2): 145-150.
- STUMM W. et MORGAN J.J. (1981). *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2 nd Edition. John Wiley and Sons, New-York.
- SUDICKY E.A., CHERRY J.A., FRIND E.O. (1983). Migration of contaminants in groundwater at a landfill : A case study, 4. A natural gradient tracer test. *J. Hydrol.*, 63: 81-108.
- URISH D.W. (1983). The practical application of surface electrical resistivity to detection of groundwater pollution. *Ground Water*, 21(2): 144-152.
- WASTE MANAGEMENT - General Regulation, 1984. Environmental Protection Act, R.R.O. 1980, Reg. 309, Ontario.