

4.0 DISCUSSION DES RÉSULTATS ET ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES EAUX SOUTERRAINES

L'évaluation environnementale des eaux souterraines circulant sous le L.E.S. peut être réalisée en tenant compte de la vulnérabilité des nappes aquifères, des risques de contamination des eaux et des impacts mesurables. Ces notions peuvent être définies ainsi:

- . vulnérabilité : indique le manque apparent de protection vis-à-vis d'une contamination;
- . risque : indique une probabilité que le milieu soit ou non contaminé;
- . impacts : indique un apport de contamination pouvant être associé à une source quelconque.

Notons de plus que le terme aquifère, fait référence à la capacité d'un horizon hydrostratigraphique à être exploité à grande échelle, pour l'approvisionnement en eau. Le substratum rocheux constitue un aquifère à l'échelle régional. Étant donné que la formation de till possède une faible perméabilité, une faible épaisseur et qu'il s'agit d'un dépôt discontinu, cet horizon ne devrait pas être considéré en tant que formation aquifère.

Les évaluations environnementales de la zone exploitée et de la zone d'agrandissement projetée sont réalisées séparément aux sections suivantes. Pour la zone exploitée, l'évaluation est réalisée en considérant la vulnérabilité de l'aquifère rocheux et les impacts mesurables au niveau des eaux souterraines, alors que pour la zone d'extension projetée, l'évaluation environnementale est faite en tenant compte de la vulnérabilité de l'aquifère et des risques d'impacts.

4.1 Zone exploitée

La zone exploitée englobe l'ancienne partie du site, où des déchets sont

enfouis depuis 1964, et la partie actuellement en exploitation. Les données disponibles à l'heure actuelle, ne permettent pas d'évaluer séparément ces deux parties du site.

4.1.1 Vulnérabilité de l'aquifère de roc

Les relevés géologiques et hydrogéologiques ont apporté plusieurs précisions quant à l'écoulement des eaux souterraines en périphérie de la zone exploitée.

L'existence d'une nappe d'eau dans le till a d'une part été confirmée. Aux endroits où l'épaisseur de till est suffisante pour permettre la circulation d'eau souterraine, on note l'existence de gradients verticaux descendants entre cet horizon et le roc sous-jacent. L'eau du till aura donc tendance à s'infiltrer dans le roc.

La granulométrie des dépôts meubles (till) est très variable. La grande proportion de sable contenue dans le till indique cependant que ce matériau est perméable et ne peut, à ce titre, constituer une barrière étanche efficace, en vue de protéger l'aquifère sous-jacent. Notons que, l'épaisseur du dépôt de till est faible variant de 0 à 3 m.

Étant donné que l'aquifère de roc n'est pas protégé adéquatement par une couche imperméable sus-jacente, nous pouvons conclure que ce dernier est vulnérable à une contamination par infiltration du lixiviat.

4.1.2 Évaluation des impacts sur les eaux souterraines

4.1.2.1 Bases de comparaison

Les résultats analytiques regroupés au tableau 3.4 qui précède, permettent d'évaluer l'influence des opérations d'enfouissement sanitaire sur la qualité des eaux souterraines entre l'amont et l'aval de la zone exploitée.

Les opérations d'enfouissement sanitaire sont régies par le "Règlement sur les déchets solides" [Q-2, r.14]. On retrouve à l'article 30 de ce règlement, les concentrations maximales de certains paramètres pouvant être rejetés dans le réseau hydrographique de surface, ou dans un réseau d'égout pluvial. Il s'agit des seules normes applicables dans le cadre du présent règlement, concernant les concentrations de contaminants dans les eaux de rejet.

Le Ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ) a émis en février 1988 des lignes directives à suivre dans le cadre de sa Politique de réhabilitation des terrains contaminés. Dans le cadre de cette publication, le MENVIQ spécifie des **critères indicatifs de contamination** des sols et des eaux souterraines qui sont des outils, sans valeur légale, pouvant être utilisés pour l'évaluation de la qualité des eaux souterraines.

Il est primordial de mentionner que les critères n'ont été élaborés qu'à titre indicatif et ne sauraient, en aucun temps, être considérés comme des normes; ils ne sont pas, à priori, des objectifs de décontamination.

Selon la Politique de réhabilitation des terrains contaminés, les critères indicatifs A-B-C, définissent les plages d'intervention suivantes au niveau des eaux souterraines:

Plage A-B : Le sol ou l'eau souterraine sont faiblement contaminés. A ce niveau de contamination, l'eau souterraine répond aux normes et critères de qualité. Il est cependant opportun de s'interroger sur les sources possibles de contamination et, spécialement dans le cas de la nappe phréatique, de vérifier s'il y a toujours apport de nouveaux contaminants (ce qui peut conduire à une intervention au niveau des sols, spécialement si l'eau de la nappe phréatique est utilisée comme source d'eau potable). Habituellement, à ce niveau de contamination, il n'y aura pas de travaux de

décontamination d'entrepris. Dans le cas d'un réemploi particulièrement sensible du sol (sol de surface dans un quartier résidentiel ou dans un secteur agricole), il peut cependant s'avérer nécessaire de prendre certaines mesures de protection (excavation d'une couche superficielle, addition d'une couche de terre propre).

Plage B-C : *Le sol ou l'eau souterraine sont contaminés. A ce niveau, la contamination de l'eau souterraine dépasse les normes de qualité propres à la consommation humaine en ce qui concerne les métaux lourds, les pesticides, les composés phénoliques, plusieurs composés organiques et certains polluants minéraux. L'eau souterraine ne peut plus être utilisée comme source d'eau potable.*

Plage C : *Le sol ou l'eau souterraine sont contaminés. L'eau souterraine n'est plus potable. Les concentrations en métaux lourds et phénols dépassent les critères de rejet à l'égout pluvial. On peut parler d'une eau sérieusement contaminée dont il faudra suivre l'évolution à défaut de procéder à sa décontamination. Tous les usages y seront restreints, il faudra procéder à une étude approfondie et, selon toute probabilité, à des travaux de restauration avant de procéder à une réhabilitation.*

De façon générale, le critère "B" correspond aux concentrations maximales acceptables pour l'eau de consommation. Étant donné la distance (200 m de l'habitation la plus près) qui sépare les puits d'alimentation en eau potable de l'aval de la zone exploitée (nombre de puits \approx 33), ce critère sera considéré dans le cadre de la présente évaluation.

4.1.2.2 Qualité de l'eau en amont de la zone exploitée

En amont de la zone exploitée, on note une présence de nitrates en TF-7 et de bactéries coliformes en TF-6A. Les nitrates sont susceptibles de provenir d'agents fertilisants utilisés sur le milieu agricole avoisinant. Le piézomètre TF-6A est installé dans la couche de till sus-jacente au roc et la présence de bactéries coliformes dans l'eau de cette couche n'est pas surprenante si l'on considère la proximité d'animaux d'élevage dans ce secteur. À remarquer qu'en TF-6, l'eau échantillonnée au niveau du massif rocheux qui se retrouve directement sous les couches de till, est exempte de bactéries coliformes.

4.1.2.3 Qualité de l'eau en aval de la zone exploitée

Les concentrations de certains paramètres sont plus élevées dans l'eau prélevée en aval de la zone exploitée par rapport à celle prélevée à l'amont de celle-ci. L'eau provenant de la couche de till en TF-3A montre un accroissement significatif des concentrations de chlorures (Cl), de phénols et de mercure, de même qu'une DCO, une dureté et une conductivité plus élevée qu'à l'amont. Les concentrations de chlorures, de phénols et de mercure excèdent légèrement les normes fixées dans le cadre du Règlement sur les déchets solides. On note également à l'aval de la zone exploitée, un taux de d'azote ammoniacal (NH_4) et de plomb (Pb) atteignant respectivement les critères indicatifs C et B du MENVIQ. Les résultats obtenus dans le roc en TF-3 démontrent cependant qu'il y a atténuation de la contamination avec la profondeur d'échantillonnage dans ce secteur. Seule la concentration de DCO excède les normes de l'article 30 au niveau de ce forage.

Les piézomètres TF-1 et TF-2, installés dans le massif rocheux, se situent en aval hydrogéologique par rapport au TF-3 et à la zone exploitée. L'eau de ces piézomètres montre une atténuation de la présence des chlorures et des taux de la DCO, de la dureté et de la conductivité. Cependant, le taux de coliformes totaux et les concentrations en composés phénoliques se situent au-delà de ceux retrouvés en TF-3. Les concentrations de composés phénoliques excèdent les normes de l'article 30 dans les deux forages. Ces résultats semblent indiquer une hétérogénéité de la contamination dans le massif rocheux.

4.1.2.4 Origine et mouvement de contaminants en aval de la zone exploitée

La grande solubilité des chlorures dans l'eau de même que leur très faible affinité envers les différentes unités géologiques en font de bons traceurs de l'évolution de la migration des différents paramètres dans les eaux souterraines, sous les zones d'enfouissement. Les phénomènes de dispersion et de dilution sont ainsi les principaux facteurs qui diminuent la concentration en chlorures lorsqu'on s'éloigne des zones d'enfouissement de déchets. Ces phénomènes sont observables si l'on compare les résultats obtenus en TF-3 à ceux obtenus en TF-1 et TF-2.

La présence de composés phénoliques est observable uniquement en aval de la zone exploitée et son origine peut être reliée à la dégradation de la matière organique contenue dans les déchets. Les composés phénoliques sont fortement solubles dans l'eau et ne sont pas retenus au contact avec le roc. Le fait que ces composés se trouvent plus concentrés en TF-1 et TF-2 qu'en TF-3 appuie l'hypothèse de la distribution hétérogène des contaminants dans le roc.

La présence d'azote ammoniacal (NH_4) en concentration supérieure au critère indicatif "C" dans l'eau des piézomètres localisés en aval de la zone exploitée, à l'exception du TF-1, peut s'expliquer par la réduction anaérobie des nitrates provenant de l'amont (TF-7), ou celle de la matière organique contenue dans les déchets. Étant donné ces deux hypothèses, il est difficile de déterminer la source de contamination pour ce paramètre.

Considérant le sens d'écoulement de l'eau souterraine, la proportion de bactéries coliformes totaux en TF-1 et TF-2 ne peut s'expliquer que par un cheminement préférentiel de l'eau dans le réseau de fractures du massif rocheux, puisque les taux de coliformes en TF-3 sont faibles. Notons que des coliformes totaux et fécaux étaient présents dans l'eau du till à l'amont de la zone exploitée.

4.1.2.5

Bilan de la situation

Il est important de noter, tout d'abord, que l'évaluation de la situation au L.E.S. Roland Thibault inc. ne tient compte que d'un échantillonnage ponctuel et d'un nombre limité de résultats analytiques. L'interprétation faite à partir des données disponibles pourrait être modifiée avec l'ajout de données ou d'essais complémentaires. De même, la proximité des piézomètres par rapport à la zone exploitée et la profondeur de ceux-ci ne permettent pas d'évaluer, de façon significative, l'impact à grande échelle des opérations d'enfouissement sur la qualité de l'eau souterraine à l'extérieur du L.E.S. et au niveau des puits d'eau potable avoisinants.

En résumé, il est possible de montrer qu'en fonction des résultats obtenus en TF-3 et TF-3A, l'eau de la couche du till est plus fortement contaminée que celle du roc à l'aval de la zone d'enfouissement. On note également une atténuation des concentrations en chlorures et une diminution de la DCO dans la nappe du roc lorsqu'on s'éloigne de la zone où des déchets sont enfouis et du secteur des bassins de traitement des eaux. En ce qui concerne les espèces plus polaires (phénols) ou celles générées en milieu anaérobique (azote ammoniacal), leur proportion dans l'eau semble régie par un écoulement dans le réseau de fractures du roc.

Les analyses chimiques montrent que la zone d'enfouissement contribue à un apport de contaminants dans l'eau souterraine circulant sous le site, mais tel que démontré ci-après, on ne note pas d'accroissement significatif des impacts par rapport aux années précédentes. En effet, le rapport du Gerled (1986) préparé par le MENVIQ rapporte un suivi analytique d'échantillons prélevés à l'intérieur de piézomètres installés dans le roc et situés en aval de la zone exploitée, près de la zone des bassins. Il est intéressant de comparer les résultats de la plus récente campagne d'échantillonnage du MENVIQ (1985) aux concentrations maximales de certains paramètres obtenues au cours de la présente étude. Le tableau 4.1 présenté ci-après, rapporte les données à cet effet.

Les résultats du tableau 4.1 montrent bien une amélioration de la qualité des eaux de la nappe du roc depuis 1985 pour la majorité des paramètres considérés. Les composés phénoliques et le mercure ont cependant subi une hausse notable depuis 1985. Le taux de mercure dans les eaux du roc demeure toutefois inférieur à la concentration maximale acceptable pour une eau de consommation et à la norme du Règlement sur les déchets solides. En ce qui concerne les composés phénoliques, ceux-ci devront être réévalués à l'aide d'une technique analytique plus rigoureuse et qui permet de déterminer les taux de chacun des différents éléments qui composent l'ensemble des composés phénoliques. Notons que le rapport de caractérisation du GERLED (1986) rapportait une concentration de 0,021 mg/l de composés phénoliques dans l'eau d'un puits d'eau potable situé en amont du LES (puits #22, 92.06.12), ce qui démontre une incertitude face à l'analyse de ce paramètre par colorimétrie, ou une présence généralisée de ce contaminant dans les eaux circulant dans le roc secteur.

TABLEAU 4.1
RÉSULTATS D'ANALYSES CHIMIQUES
INSTALLATIONS DANS LE ROC

PARAMETRE	RÉSULTATS				RDS ² (Q-2, r.14)	EAU POTABLE ³
	Piézo 1-84 (1985)	Piézo 2-84 (1985)	Piézo 5-85 (1985)	Présente campagne 1992 ¹		
DCO	193	---	---	140	100	---
Cl	---	---	300	315	1500	250
NH ₄	8,6	---	300	5,9	---	---
Phénols	---	---	0,005	0,027	0,02	0,002
Cd	< 0,01	< 0,1	0,014	< 0,005	0,005	0,005
Cr	1,7	< 0,1	0,05	< 0,01	0,05	0,05
Cu	0,2	0,2	0,042	< 0,01	1	1
Fe	45	9,8	40,8	0,83	17	0,3
Hg (µg/l)	< 0,2	---	0,1	0,9	1	1
Ni	7,8	< 0,1	0,07	0,076	1	---
Pb	< 0,1	0,3	0,053	0,020	0,1	0,05
Zn	0,2	< 0,1	0,09	< 0,02	1	5
Coli. totaux (UFC/100 ml)	> 1000	---	13 000	900	2400	10
Coli. fécaux (UFC/100 ml)	> 1000	---	0	< 10	200	0

¹ Taux maximums pour l'ensemble des piézomètres TF-1, TF-2 et TF-3.

² Article 30 du règlement sur les déchets solides (Q-2, r.14).

³ Concentrations maximales acceptables selon Santé Bien Etre Social Canada.
 Les résultats sont en mg/l sauf indication.

4.1.3 Mesures de mitigation envisageables pour la zone exploitée

Les analyses des échantillons d'eau souterraine prélevés à différentes époques, montrent que les déchets enfouis affectent la qualité des eaux souterraines. Ceci indique que le type d'exploitation réalisé par le passé, ne permet pas de contrôler adéquatement le lixiviat produit par les déchets.

Afin de réduire les impacts de l'ancienne zone d'enfouissement et de la zone actuellement en exploitation sur les eaux souterraines, certaines mesures de mitigation sont envisageables.

Ces mesures devraient viser principalement à:

- réduire le taux de production du lixiviat;
- réduire l'infiltration du lixiviat dans le till et au niveau du roc;
- intercepter les contaminants en circulation dans les eaux souterraines avant que ceux-ci n'atteignent les limites de la propriété.

Plusieurs techniques peuvent être utilisées afin de rencontrer ces objectifs. Le choix des moyens à mettre en oeuvre devrait être basé sur les résultats d'une analyse comparative détaillée des options applicables. La modélisation des conditions hydrogéologiques constitue un outil fort intéressant pour la détermination des effets produits par les mesures envisagées et permet d'optimiser la solution en tenant compte des contraintes économiques et physiques. Le choix définitif des mesures de mitigation à mettre en oeuvre devrait aussi reposer sur les résultats du suivi environnemental et piézométrique des eaux souterraines du site pour au moins un cycle hydrogéologique complet. Certains points de mesures pourraient être ajoutés au réseau de piézomètres déjà en place afin de couvrir adéquatement le site. Des recommandations à ce sujet sont formulées à la section 4.5.

4.2 Zone d'extension projetée

Pour la zone d'extension projetée, l'évaluation environnementale repose sur la vulnérabilité de l'aquifère de roc et les risques d'impacts inhérents aux opérations

d'enfouissement, sur la qualité des eaux souterraines. L'analyse des risques d'impacts sera effectuée aux sections suivantes en tenant compte des aménagements proposés pour la gestion des lixiviats.

4.2.1 Vulnérabilité de l'aquifère de roc

L'aquifère de roc sous la zone d'agrandissement proposée, située au sud de la zone exploitée, est, comme dans ce dernier cas, vulnérable à une infiltration éventuelle du lixiviat puisque le till sousjacent est de faible épaisseur (parfois inexistant) et possède une granulométrie défavorable du point de vue imperméabilisation.

4.2.2 Risques de contamination des eaux souterraines - Zone d'extension projetée

Afin de protéger adéquatement l'eau souterraine circulant sous la zone d'extension projetée, il est proposé de mettre en place un système de captage et d'imperméabilisation permettant la collecte et le traitement de l'ensemble du lixiviat éventuellement produit.

Le concept d'aménagement proposé dans la "Demande de certificat de conformité", déposée pour la zone d'extension projetée est le suivant du haut vers le bas: une couche drainante, une membrane composite (PEHD sur sol/bentonite) une couche de till. Ce concept a été élaboré en tenant compte des règles de l'art en vigueur et de l'état des connaissances les plus avancées, dans le domaine des systèmes d'étanchéisation et de captage du lixiviat. Ceci permettra de minimiser les risques de contamination des eaux souterraines sous les déchets et d'assurer la gestion du lixiviat. Un réseau de piézomètres de suivi et de contrôle environnemental devra être mis en place, afin de détecter rapidement toute fuite de lixiviat à travers la couche imperméable. Le maintien d'une charge hydraulique faible au-dessus du système d'étanchéisation constitue l'une des principales garanties en vue de limiter les fuites possibles de lixiviat. Afin de rencontrer cet objectif, il sera nécessaire de procéder à un entretien régulier du système de drainage lors de l'opération du site.