

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Description physico-chimique des principales substances analysées

3.1.1 Azote ammoniacal

L'ammoniac est un gaz alcalin incolore. Dans l'environnement, il peut être oxydé par des microorganismes (nitrification) et il représente, de cette façon, une source majeure d'azote disponible dans le milieu naturel. L'ammoniac est hautement soluble dans un milieu aqueux et il s'y trouve en équilibre sous diverses formes : non ionisées (toutes les formes à l'exception de NH_4^+) ou ionisées (ion ammonium : NH_4^+). Leur répartition est déterminée par de nombreux paramètres environnementaux dont le pH, la température et la force ionique. De cette manière, les recommandations pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique pour l'ammoniac total (ionisé et non ionisé) sont établies à l'intérieur d'une plage de pH (de 6,0 à 9,5) et de température (de 0 à 30°C). Pour les fins de la présente étude, un pH de 7,5 et une température de 20°C ont été considérés dans le calcul du critère relatif à l'eau de surface et à l'eau souterraine.

L'ammoniac est présent dans de nombreuses applications dans les secteurs de la réfrigération, des pâtes et papiers, de l'exploitation minière, de la transformation des aliments, du raffinage de pétrole et de l'élevage des animaux. Il est également utilisé dans les industries du textile, des soins de santé et des produits chimiques. Par ailleurs, il entre dans la fabrication de nombreux produits dont les plastiques, la bière, le caoutchouc, les explosifs, les combustibles pour fusée et les oxydes d'azote nécessaires à la fabrication de l'acide sulfurique.

La contamination de l'environnement par l'ammoniac résulte habituellement de processus urbains, industriels, agricoles et naturels. Les sources naturelles d'ammoniac comprennent la décomposition ou la dégradation de débris organiques, les échanges de gaz avec l'atmosphère, les incendies de forêts, les déchets d'origine animale, l'haleine humaine, le rejet d'ammoniac par les organismes et les processus de fixation de l'azote. Les sources ponctuelles d'ammoniac comprennent les émissions et les effluents produits par un grand nombre d'installations industrielles (usines sidérurgiques, usines d'engrais, raffinerie de pétrole, installations de traitement des viandes) et non industrielles (stations d'épuration des eaux usées). Finalement, les sources diffuses d'ammoniac comprennent les rejets agricoles, ménagers, urbains et atmosphériques (CCME, 2000a).

3.1.2 Arsenic

L'arsenic (As) est un métalloïde non essentiel aux organismes vivants. Il forme des composés organiques stables. Au Canada, l'arsenic est surtout utilisé dans des applications métallurgiques et dans la fabrication de produits de préservation pour le bois. La production d'or et de métaux communs (cuivre, zinc, plomb), l'utilisation de pesticides à base d'arsenic, la production d'électricité par des centrales thermiques alimentées au charbon ainsi que l'élimination des déchets domestiques et industriels, constituent les principales sources anthropiques d'arsenic rejeté dans l'environnement au Canada. L'arsenic est rejeté naturellement dans l'atmosphère par

les éruptions volcaniques et par les émissions d'arsines de méthyle qui se volatilisent des sols (CCME, 1999).

D'un point de vue toxicologique, l'arsenic inorganique est la forme la plus préoccupante pour les humains. L'arsenic élémentaire est peu absorbé, alors que les composés organiques d'arsenic sont absorbés facilement, mais ces deux formes sont fortement et rapidement éliminées du corps humain sans avoir été modifiées; elles ne sont donc pas considérées aussi toxiques que les composés inorganiques d'arsenic. Il a été régulièrement démontré dans de nombreuses études que les composés inorganiques d'arsenic causent le cancer chez les humains exposés par inhalation ou ingestion (CCME, 1999).

3.1.3 Mercure

Le mercure est un métal qui se trouve naturellement dans l'environnement sous forme de sulfure. À l'état élémentaire, il possède une tension de vapeur élevée et peut ainsi être transporté sur de grandes distances. Le mercure peut être oxydé soit en sels inorganiques, soit en sels organiques, tels les chlorures, les sulfates et les composés organo-mercuriques. Les formes inorganiques sont généralement moins toxiques que les composés organiques du mercure. Le méthylmercure et le diméthylmercure sont les composés organiques prédominants dans les milieux aquatiques. La méthylation de l'ion mercurique est un processus important, car le méthylmercure présente une plus grande biodisponibilité que les formes inorganiques. Le mercure est libéré dans l'atmosphère lors de la combustion de déchets ou de combustible fossile comme le charbon, le bris de tubes fluorescents, et lors d'activités industrielles. Les sources naturelles incluent les émissions volcaniques, les feux de forêts et l'érosion des sols (CCME, 1999).

Le méthylmercure peut de se concentrer dans le réseau trophique, ce qui rend les organismes de niveaux trophiques les plus élevés, comme les poissons et les oiseaux piscivores, particulièrement vulnérables à l'accumulation du méthylmercure et à ses effets potentiellement toxiques. Le méthylmercure est névrotique pour les êtres humains. Les symptômes qui se manifestent le plus souvent sont des troubles sensoriels, l'ataxie (manque de coordination des mouvements), l'affaiblissement de l'acuité auditive et la constriction du champ visuel (CCME, 1999).

3.1.4 Biphényles polychlorés

Le terme générique biphényles polychlorés, ou BPC, désigne un groupe de 209 congénères, chacun renfermant un nombre donné d'atomes de chlore autour d'un noyau biphényle. La grande majorité des BPC produits en Amérique du nord ont été fabriqués sous l'appellation commerciale « Aroclor ». Ces préparations ont été largement utilisées comme fluides diélectriques dans des circuits électriques fermés. Elles ont également été employées dans les plastifiants, les fluides caloporteurs, les liquides hydrauliques, les lubrifiants, les matières de charge de la cire et les adhésifs spéciaux. On en retrouve encore à de faibles teneurs dans les colorants de textiles et les encres. Au Canada, les préparations commerciales de BPC ne sont actuellement utilisés que dans les équipements électriques fermés fabriqués avant 1980 (CCME, 1999). La fabrication des BPC a été interdite en Amérique du nord en 1977.

En raison de la persistance des BPC et de leur très vaste distribution, ils constituent toujours une menace pour la faune. La bioaccumulation est un aspect crucial du devenir des BPC dans l'environnement. Étant donné leur solubilité élevée dans les lipides et leur faible vitesse de métabolisation et d'élimination, les BPC s'accumulent dans presque tous les organismes et peuvent atteindre des concentrations relativement élevées. Chez les mammifères, les manifestations courantes d'une exposition aux BPC comprennent l'hépatotoxicité, l'immunotoxicité, la neurotoxicité, des effets sur la reproduction, une ulcération et une nécrose gastrointestinales. Le schéma de toxicité des BPC varie considérablement d'une espèce à l'autre (CCME, 1999).

3.1.5 Dioxines et furanes chlorés

Les polychlorodibenzo-p-dioxines, ou PCDD, et les polychlorodibenzofuranes, ou PCDF, sont des composés aromatiques planaires qui forment respectivement des groupes de 75 et 135 congénères. Les congénères sont différenciés par le nombre et la position des atomes de chlore sur les noyaux aromatiques. Les dioxines et furanes chlorés sont des sous-produits formés lors d'activités anthropogéniques, y compris l'incinération des déchets, la synthèse chimique, le raffinage du pétrole, la combustion du bois, les procédés métallurgiques, la combustion de l'essence dans les véhicules automobiles, la combustion de l'huile à chauffage et la production d'électricité utilisant le charbon. Dans le passé, les usines de pâtes et papiers produisaient des quantités significatives de dioxines et furanes chlorés, mais l'amélioration des procédés (la substitution du chlore utilisé comme agent de blanchiment) a réduit considérablement ces émissions depuis l'adoption de la réglementation sur les fabriques de pâtes et papiers en 1992 (CCME, 2000b). La synthèse des composés phénoliques chlorés amène aussi la production de dioxines et furanes chlorés comme impuretés.

Les dioxines et furanes chlorés peuvent être accumulés par les organismes aquatiques, soit directement à partir de l'eau ou de l'ingestion de nourriture. Ils se concentrent principalement dans les tissus adipeux. La toxicité des différents congénères est variable; ceux qui renferment des atomes de chlore en position 2,3,7,8 sont les plus toxiques. Des facteurs d'équivalence ont été établis par rapport au congénère le plus toxique, soit la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxines (2,3,7,8-TCDD). Les effets toxiques observés chez les mammifères comprennent la perte de poids et de poils, la chloracné ainsi que l'œdème. Les effets biochimiques les plus communs incluent l'activation d'enzymes spécifiques et la suppression du système immunitaire. De nombreuses études ont montré que la 2,3,7,8-TCDD est toxique pour le fœtus et tératogène chez les rats. Plusieurs études indiquent que l'exposition chronique, à de faibles doses, de la 2,3,7,8-TCDD peut causer une augmentation de l'incidence des tumeurs et que celle-ci est considérée comme carcinogène chez les mammifères (CCME, 2000b).

3.1.6 Polychlorobiphényles éthers

Les polychlorobiphényles éthers constituent un groupe de substances qui ont une structure ressemblant à celle des biphényles polychlorés et qui ont un nombre donné d'atomes de chlore autour de deux cycles phényle réunis par un atome d'oxygène. Les PCDE sont des impuretés produites lors de la synthèse de produits industriels, tels les chlorophénols. La toxicité de ces substances reste à établir. Il n'existe pas de critères ou normes concernant les PCDE.

3.1.7 Composés organiques volatils

Les composés organiques volatils représentent une famille de substances participant à des réactions chimiques dans l'atmosphère. Une soixantaine de COV ont été analysés dans les échantillons d'eau de surface, d'eau souterraine, d'eau potable et d'air ambiant. Quelques-uns d'entre eux ont été détectés plus fréquemment et une brève description les accompagne ci-après. L'annexe 5 présente les limites de détection des composés organiques volatils lors des différentes analyses en laboratoire.

Le toluène est un liquide volatil incolore. Il est un constituant naturel du charbon et du pétrole. La principale voie d'entrée du toluène dans l'environnement provient de son rejet dans l'atmosphère via les solvants et les véhicules. Il est également utilisé dans la peinture, les diluants à peinture, les adhésifs et les polis à ongles. Son introduction dans l'environnement se traduit également par la présence de quantités mesurables dans les eaux de surface (Gouvernement du Canada, Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada, 1992). Dans les lieux d'enfouissement sanitaire, le toluène peut s'infiltrer dans le sol et dans l'eau à proximité de la zone d'exploitation. Il est facilement dégradé par des microorganismes et il s'évapore de l'eau de surface. Par contre la dégradation est plus lente dans l'eau souterraine car il y a peu de microorganismes (Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 1994a).

Le 1,4-dichlorobenzène est un produit chimique de synthèse qui n'est pas présent naturellement dans l'environnement. À température ambiante, il se retrouve sous forme solide, de couleur blanche et a une odeur prononcée. La majeure partie du 1,4-dichlorobenzène rejeté dans l'environnement provient de son utilisation pour combattre les moisissures et les mites et pour désodoriser les salles de bain et conteneurs à déchets. Une petite quantité de ce produit est libérée dans l'air par les entreprises qui le synthétisent ou l'utilisent. Très peu de 1,4-dichlorobenzène est rejeté dans l'environnement à partir des lieux d'élimination de déchets dangereux. Parce qu'il passe facilement de la phase solide à gaz, il est presque entièrement libéré dans l'air. Seulement une petite quantité se dissout dans l'eau et va rapidement s'évaporer. Par ailleurs, le 1,4-dichlorobenzène peut rejoindre la nappe d'eau souterraine et être présent dans les sols où il ne sera pas facilement détruit (ATSDR, 1998a).

Le chloroéthane est un gaz incolore à la température et à la pression ambiante. Ses applications sont diverses, il est utilisé sous forme d'additif ajouté à l'essence, dans la production de cellulose, de teinture, de produits médicaux et autres produits chimiques commerciaux tels que les solvants et réfrigérants. Le chloroéthane peut être libéré dans l'atmosphère par certaines industries, s'évaporer à partir de lieux d'enfouissement et être relâché lors de l'utilisation de solvants, réfrigérants ou lors d'anesthésies. Le chloroéthane est majoritairement retrouvé sous forme gazeuse. Toutefois, une petite quantité peut être présente dans l'eau souterraine après avoir percolée dans les sols. Une fois dans l'eau souterraine, le chloroéthane est transformé lentement, soit simplement en réagissant avec l'eau ou sous l'action de bactéries. Il existe peu d'informations quant à la persistance de ce composé dans l'eau souterraine (ATSDR, 1998b).

Le 1,1-dichloroéthane est un liquide huileux incolore qui s'évapore à la température ambiante. C'est un composé synthétique qui est utilisé lors de la production de substances chimiques servant à dissoudre d'autres produits tels que la peinture, le vernis et les décapants.

Le 1,1-dichloroéthane existe essentiellement sous forme de gaz. Il est principalement libéré dans l'air lors de procédés industriels. Une petite partie de ce composé peut être présent dans les sols desquels il s'évapore ou s'infiltré dans l'eau souterraine. Le 1,1-dichloroéthane ne se dissout pas facilement dans l'eau. Dans les lieux d'enfouissement sanitaire, il peut être un produit de dégradation du 1,1,1-trichloroéthane lorsqu'il n'y a pas d'air qui entre en contact avec ce composé (ATSDR, 1990).

Le 1,2 dichloroéthane est un liquide clair, synthétisé par l'homme et qui s'évapore à la température de la pièce. Il est utilisé pour la synthèse du chlorure de vinyle et d'autres substances qui dissolvent les graisses, la colle et la saleté. Il peut être ajouté à l'essence et il entre dans la fabrication de produits domestiques tels que nettoyeurs, pesticides, certains adhésifs, peintures et vernis. La majorité du 1,2 dichloroéthane produit de nos jours est utilisé pour la synthèse d'autres produits chimiques. Ce composé est majoritairement relâché dans l'air où il est facilement détruit par les rayons du soleil, mais une petite quantité peut rejoindre les cours d'eau, les lacs et les eaux souterraines. Il peut rester dans l'eau et le sol plus de 40 jours (ATSDR, 1994b).

Le chloroforme est utilisé dans la synthèse d'autres produits chimiques. Il peut aussi être formé en faible quantité lorsque du chlore est ajouté à l'eau. La majorité du chloroforme présent dans l'environnement provient des industries chimiques et des usines de pâtes et papiers. On en retrouve également dans les eaux usées et l'eau potable où du chlore a été ajouté pour détruire les bactéries. C'est un liquide incolore qui s'évapore facilement dans l'air. La majeure partie du chloroforme se dégrade, mais ce processus est lent. Il ne se lie pas facilement au sol et lorsqu'il atteint l'eau souterraine, il peut y rester longtemps. Il se dissout facilement dans l'eau et peut se dégrader en d'autres substances chimiques (ATSDR, 1997a).

Le chlorure de vinyle est un gaz incolore à la température de la pièce. Il n'est pas présent de façon naturelle dans l'environnement. Tout le chlorure de vinyle est produit ou résulte de la dégradation d'autres produits manufacturés. Il est utilisé pour la fabrication du chlorure de polyvinyle (PVC) qui sert dans une grande variété de produits en plastiques. Le chlorure de vinyle est introduit dans l'environnement principalement par les établissements industriels reliés aux plastiques. Les lieux d'élimination de déchets dangereux peuvent en produire directement ou via des produits de dégradation. Il s'évapore facilement dans l'air où il est dégradé en quelques jours. Le chlorure de vinyle se dissout dans l'eau en quantité limitée. Il peut atteindre l'eau souterraine ou y être présent par dégradation d'autres substances (ATSDR, 1997b)

3.2 Eau de surface

L'eau de surface a été analysée pour les substances suivantes : azote ammoniacal, BPC, COV, dioxines et furanes chlorés et PCDE . Les résultats des prélèvements effectués aux 22 stations d'eau de surface en 2001 apparaissent au tableau 3.1. Les débits de sept cours d'eau ont été mesurés simultanément avec le prélèvement d'eau de surface. Toutefois, l'arsenic et le mercure n'ont pas été analysés dans les échantillons d'eau de surface prélevés puisque aucune source significative n'a pu être décelée lors de l'étude précédente (Laliberté et Leclerc, 2000).

Les échantillons d'eau de surface des dix cours d'eau à l'étude ont été prélevés sur une période de cinq mois et les précipitations ont varié selon les cas entre 3,2 et 32 mm de pluie (annexe 1)

Le 1,1-dichloroéthane existe essentiellement sous forme de gaz. Il est principalement libéré dans l'air lors de procédés industriels. Une petite partie de ce composé peut être présent dans les sols desquels il s'évapore ou s'infiltré dans l'eau souterraine. Le 1,1-dichloroéthane ne se dissout pas facilement dans l'eau. Dans les lieux d'enfouissement sanitaire, il peut être un produit de dégradation du 1,1,1-trichloroéthane lorsqu'il n'y a pas d'air qui entre en contact avec ce composé (ATSDR, 1990).

Le 1,2 dichloroéthane est un liquide clair, synthétisé par l'homme et qui s'évapore à la température de la pièce. Il est utilisé pour la synthèse du chlorure de vinyle et d'autres substances qui dissolvent les graisses, la colle et la saleté. Il peut être ajouté à l'essence et il entre dans la fabrication de produits domestiques tels que nettoyeurs, pesticides, certains adhésifs, peintures et vernis. La majorité du 1,2 dichloroéthane produit de nos jours est utilisé pour la synthèse d'autres produits chimiques. Ce composé est majoritairement relâché dans l'air où il est facilement détruit par les rayons du soleil, mais une petite quantité peut rejoindre les cours d'eau, les lacs et les eaux souterraines. Il peut rester dans l'eau et le sol plus de 40 jours (ATSDR, 1994b).

Le chloroforme est utilisé dans la synthèse d'autres produits chimiques. Il peut aussi être formé en faible quantité lorsque du chlore est ajouté à l'eau. La majorité du chloroforme présent dans l'environnement provient des industries chimiques et des usines de pâtes et papiers. On en retrouve également dans les eaux usées et l'eau potable où du chlore a été ajouté pour détruire les bactéries. C'est un liquide incolore qui s'évapore facilement dans l'air. La majeure partie du chloroforme se dégrade, mais ce processus est lent. Il ne se lie pas facilement au sol et lorsqu'il atteint l'eau souterraine, il peut y rester longtemps. Il se dissout facilement dans l'eau et peut se dégrader en d'autres substances chimiques (ATSDR, 1997a).

Le chlorure de vinyle est un gaz incolore à la température de la pièce. Il n'est pas présent de façon naturelle dans l'environnement. Tout le chlorure de vinyle est produit ou résulte de la dégradation d'autres produits manufacturés. Il est utilisé pour la fabrication du chlorure de polyvinyle (PVC) qui sert dans une grande variété de produits en plastiques. Le chlorure de vinyle est introduit dans l'environnement principalement par les établissements industriels reliés aux plastiques. Les lieux d'élimination de déchets dangereux peuvent en produire directement ou via des produits de dégradation. Il s'évapore facilement dans l'air où il est dégradé en quelques jours. Le chlorure de vinyle se dissout dans l'eau en quantité limitée. Il peut atteindre l'eau souterraine ou y être présent par dégradation d'autres substances (ATSDR, 1997b)

3.2 Eau de surface

L'eau de surface a été analysée pour les substances suivantes : azote ammoniacal, BPC, COV, dioxines et furanes chlorés et PCDE . Les résultats des prélèvements effectués aux 22 stations d'eau de surface en 2001 apparaissent au tableau 3.1. Les débits de sept cours d'eau ont été mesurés simultanément avec le prélèvement d'eau de surface. Toutefois, l'arsenic et le mercure n'ont pas été analysés dans les échantillons d'eau de surface prélevés puisque aucune source significative n'a pu être décelée lors de l'étude précédente (Laliberté et Leclerc, 2000).

Les échantillons d'eau de surface des dix cours d'eau à l'étude ont été prélevés sur une période de cinq mois et les précipitations ont varié selon les cas entre 3,2 et 32 mm de pluie (annexe 1)

Tableau 3.1 Concentrations en azote ammoniacal, biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés, polychlorobiphényles éthers et composés organiques volatils dans l'eau de surface prélevée en 2001

Localisation des stations		Paramètre	Débit quotidien (m ³ /d)	Azote ammoniacal (mg/L)	BPC (pg/L)	Dioxines furanes ¹ (pg/L)	PCDE (pg/L)	Toluène (µg/L)	1,4- Dichloro- benzène (µg/L)
		Médiane		0,05	180	0,012	1,00	0,04	0,06
		Minimum		< 0,02	67	0	0	0,02	0,06
		Maximum		1,07	8700	1,341	480	0,08	0,06
		Critère ²		1,23	120	0,003	X	20	26
Bassin versant du lac Massawippi									
Rivière Tomifobia	1	Becbe Plain	NM	NA	350	0,030	0	NA	NA
	6	Amont d'Ayer's Cliff	NM	NA	120	0,005	ND	NA	NA
	7	Aval d'Ayer's Cliff, secteur Baie Bacon	317 000 ³	NA	160	0,018	1	NA	NA
Ruisseau sans nom vers la rivière Tomifobia	8	Aval de l'ancien dépôt d'Ayer's Cliff	NM	NA	820	0,001	ND	NA	NA
Rivière Niger	9	Amont du barrage de la chute Burroughs	NM	NA	84	0,201	25	NA	NA
	10	Exutoire vers la rivière Tomifobia	96 979 ⁴	NA	200	0,062	9,8	NA	NA
Ruisseau Mc Connell	13	Exutoire vers le Lac Massawippi	3887 ⁴	0,89	230	0,028	0,7	ND	ND
	14	Amon, branche à l'est	NM	0,03	160	0	0	0,08	ND
	15	Premier croisement avec la route 141	NM	0,29	280	0,005	0	NA	0,06
	16	Second croisement avec la route 141	NM	0,06	180	0,002	0	0,04	ND
	17	Exutoire vers le Lac Massawippi	7659 ⁴	< 0,02	96	0,003	ND	ND	ND
Étang à Ayer's Cliff	18	Exutoire de l'étang artificiel	NM	NA	1000	0,307	260	NA	NA
Bassin versant du lac Lovering									
Ruisseau vers le lac Lovering	22	Fossé de drainage du LES	NM	1,07	8700	1,341	480	ND	ND
	23	Étang aux castors	NM	0,14	730	0,005	0	ND	ND
	24	Exutoire vers le lac Lovering	1259 ⁴	0,05	270	0,002	0	ND	ND
Ruisseau Alger	25	Exutoire vers le lac Lovering	4117 ⁵	< 0,02	130	0,001	ND	ND	ND
Cours d'eau Campagna	26	Exutoire vers le lac Lovering	1243 ³	0,04	150	0,221	14	ND	ND
Bassin versant de la rivière Magog									
Ruisseau Boily	29	Fossé derrière le 2070, chemin d'Ayer's Cliff	NM	0,02	67	0	ND	NA	NA
	31	Amont du ponceau au 1540, chemin d'Ayer's Cliff	NM	0,04	520	0,648	44	0,02	ND
	32	Branche non identifiée à l'ouest du ruisseau	NM	< 0,02	160	0,001	ND	ND	ND
	33	Exutoire vers la Rivière Magog	4486 ⁴	0,04	180	0,029	1,9	ND	ND

¹ Concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.² MENV, 2001b.³ Débit estimé à partir du débit de la rivière Coatcook, en proportion de la superficie des bassins versants.⁴ Débit mesuré en continu (24 heures), sauf pour la rivière Niger (8 heures).⁵ Débit instantané.

NM = non mesuré NA = non analysé ND = non détecté X = pas de critère

lorsque celles-ci étaient requises. Les variations de précipitations devront être prises en compte lors de l'interprétation des résultats.

3.2.1 Azote ammoniacal

L'azote ammoniacal a été analysé dans six cours d'eau faisant partie des trois bassins versants à l'étude. Les concentrations mesurées varient de non détectée ($< 0,02$ mg/L) à 1,07 mg/L avec une concentration médiane de 0,05 mg/L. C'est dans une branche à l'ouest du ruisseau Boily (station 32), à l'exutoire du ruisseau sans nom « ancien pont couvert » rejoignant le lac Massawippi (station 17) ainsi qu'à l'exutoire du ruisseau Alger (station 25) qu'ont été observées les valeurs sous le seuil de détection. La concentration la plus élevée (1,07 mg/L) a été mesurée dans le fossé de drainage du lieu d'enfouissement sanitaire (station 22) qui rejoint, plus en aval, le ruisseau sans nom se dirigeant vers le lac Lovering. Pour les fins de cette étude, le critère de qualité d'eau de surface pour l'azote ammoniacal a été établi à 1,23 mg/L (pH de 7,5 et température de 20°C) (MENV, 2001b).

a) Bassin versant du lac Massawippi

Dans le bassin du lac Massawippi, l'azote ammoniacal n'a été mesuré que dans le ruisseau ancien pont couvert et dans le ruisseau McConnell. C'est à l'exutoire du ruisseau McConnell (station 13) que la teneur en azote ammoniacal est la plus élevée (0,89 mg/L) dans le bassin versant du lac Massawippi.

Dans le ruisseau ancien pont couvert, les concentrations en azote ammoniacal dans l'eau de surface varient de $< 0,02$ (station 17) à 0,29 mg/L (station 15). La station 15 est localisée dans une branche à l'ouest du cours d'eau qui prend sa source à moins d'un kilomètre au sud-est du lieu d'enfouissement sanitaire. Pour cette station, l'eau de surface a été prélevée au premier croisement du ruisseau avec la route 141. À cet endroit, la concentration en azote ammoniacal (0,29 mg/L) est près de 10 fois plus élevée qu'à la station témoin 14 (0,03 mg/L). La concentration en azote ammoniacal (0,06 mg/L) diminue beaucoup au second croisement (station 16) puis celle-ci est sous le seuil de détection à l'exutoire du ruisseau (station 17). Les résultats d'analyse indiquent qu'il existe au moins une source de contamination ponctuelle du ruisseau ancien pont couvert, mais que cette contamination s'atténue progressivement jusqu'à l'exutoire du ruisseau.

b) Bassin versant du lac Lovering

Le ruisseau non identifié s'écoulant vers le lac Lovering (stations 22 à 24) est caractérisé par des concentrations en azote ammoniacal décroissantes de l'amont jusqu'à son exutoire. C'est dans le fossé de drainage du lieu d'enfouissement sanitaire en tête de ce cours d'eau (station 22) qu'a été mesurée la valeur la plus élevée. La concentration obtenue (1,07 mg/L) se distingue nettement de la médiane commune à tous les secteurs (0,05 mg/L) et représente environ 35 fois la valeur de la station témoin (station 25). Ce fossé, localisé sur le LES, draine une partie des eaux de surface du lieu d'enfouissement lors d'épisodes de pluie. Des teneurs beaucoup plus faibles ont été mesurées à l'exutoire de l'Étang aux castors (0,14 mg/L) et à l'exutoire du ruisseau (0,05 mg/L). Ces résultats révèlent qu'il y a des apports en azote ammoniacal dans le ruisseau sans nom

s'écoulant vers le lac Lovering, ceux-ci provenant du drainage de surface du lieu d'enfouissement sanitaire.

Une concentration inférieure au seuil de détection a été retrouvée à l'exutoire du ruisseau Alger (station 25) tandis qu'une valeur de 0,04 mg/L a été mesurée à l'exutoire du cours d'eau Campagna (station 26). Ces teneurs sont relativement faibles lorsqu'on les compare avec les autres résultats.

c) Bassin versant de la rivière Magog

Au ruisseau Boily (stations 29 et 31 à 33), les teneurs en azote ammoniacal sont relativement plus faibles et varient de < 0,02 à 0,04 mg/L. Aucune des concentrations obtenues ne se démarque des autres de façon nette. Les résultats des prélèvements n'indiquent aucune source de contamination en azote ammoniacal du ruisseau Boily.

3.2.2 Biphényles polychlorés

Les teneurs en BPC mesurées varient de façon importante d'un cours d'eau à l'autre et parfois même à l'intérieur d'un même cours d'eau. De façon générale, les concentrations plus faibles ont été mesurées dans les rivières ou ruisseaux de plus grand débit tandis que les teneurs plus élevées ont été obtenues aux stations situées à proximité des sources de contamination. Ces valeurs fluctuent de 67 à 8700 pg/L avec une médiane de 180 pg/L et toutes, à l'exception de quatre stations, excèdent le critère de qualité d'eau de surface au Québec établi à 120 pg/L (MENV, 2001b). La variabilité des teneurs en matières en suspension (MES) des différentes stations peut être responsable de la fluctuation importante des résultats en BPC des échantillons, car ces dernières sont principalement liées aux MES. La valeur la plus élevée (8700 pg/L) a été mesurée dans un fossé de drainage du LES (station 22) tandis que la plus basse (67 pg/L) a été retrouvée dans une source du ruisseau Boily située derrière la résidence du 2070, chemin d'Ayer's Cliff (station 29). Cette eau origine d'une source souterraine qui fait résurgence. Les stations servant de point de référence (stations 14 et 25), présentent des teneurs en BPC qui se rapprochent du niveau de fond des cours d'eau de la région (160 pg/L).

a) Bassin versant du lac Massawippi

Une teneur en BPC de 350 pg/L a été mesurée dans la station amont de la rivière Tomifobia située à Beebe Plain (station 1). Cette valeur est supérieure à la concentration obtenue (180 pg/L) à la station témoin sur la rivière Tomifobia, en amont de Standead, lors de l'étude effectuée en 1999 (Laliberté et Leclerc, 2000). Des teneurs moindres ont été obtenues en amont d'Ayer's Cliff (120 pg/L) et en aval de cette municipalité (160 pg/L). L'apport de la rivière Niger pourrait expliquer cette hausse, car son exutoire est localisé entre ces deux derniers points. Aussi, dans ce cours d'eau, on remarque une progression des concentrations entre l'amont du barrage de la chute Burroughs (84 pg/L) et son exutoire vers la rivière Tomifobia (200 pg/L). En raison de son débit important, près de 97 000 m³ par jour, la charge totale en BPC transportée par la rivière Niger peut être évaluée à 19,4 mg pour la journée d'échantillonnage.

Le débit de la rivière Tomifobia a été estimé en rapport avec celui de la rivière Coaticook pour laquelle une station fixe de mesure a été installée. Par comparaison de la superficie de leur bassin versant respectif, le débit de la rivière Tomifobia a été évalué à 317 000 m³ pour la journée d'échantillonnage. Considérant la teneur en BPC mesurée en aval d'Ayer's Cliff (160 pg/L), la charge totale en BPC lors de la journée d'échantillonnage est de 50 mg. Ces résultats démontrent que la rivière Niger a une contribution importante dans l'apport en BPC vers le lac Massawippi provenant de la rivière Tomifobia.

À l'exutoire du ruisseau McConnell (station 13), un prélèvement d'eau de surface en continu a été effectué durant 24 heures et la teneur mesurée est de 230 pg/L. Son débit modéré, dû à la présence de nombreuses digues de castors, a atteint 3887 m³ lors de la journée d'échantillonnage. La charge de BPC provenant du ruisseau McConnell est évaluée à 0,89 mg pour cette journée. Toutefois, ce résultat ne traduit pas l'impact du terrain contaminé de l'ancien récupérateur sur l'écosystème du lac Massawippi. Aucun prélèvement n'a pu être effectué à proximité de ce terrain (station 11) en raison d'un manque d'eau à l'été et à l'automne 2001.

Au ruisseau ancien pont couvert (stations 14 à 17), les teneurs en BPC suivent le même profil que pour l'azote ammoniacal. Une teneur en BPC de 160 pg/L a été mesurée à la station témoin située en amont de ce cours d'eau (station 14). On remarque une augmentation de la concentration (280 pg/L) au premier croisement avec la route 141 (station 15). Plus en aval, au second croisement avec la route 141 (station 16), la teneur en BPC (180 pg/L) diminue de façon nette. À l'exutoire, où une mesure du débit en continu a été effectuée, la teneur est relativement basse (96 pg/L). En considérant un débit de 7659 m³ mesuré lors de la journée d'échantillonnage, la quantité de BPC rejetés au lac Massawippi provenant du ruisseau ancien pont couvert peut être évaluée à 0,74 mg pour la journée d'échantillonnage.

Deux autres stations se démarquent par des teneurs en BPC élevées, soit l'exutoire d'un étang artificiel situé derrière le bureau municipal d'Ayer's Cliff (station 18) et le ruisseau près de l'ancien dépotoir d'Ayer's Cliff (station 8) à proximité du chemin Keeler. Les teneurs mesurées sont respectivement de 1000 pg/L et 820 pg/L. Ces deux endroits constituent donc des sources de rejet de BPC dans l'environnement. Cependant, les débits de ces cours d'eau n'ont pas été évalués, mais ceux-ci apparaissent faibles lorsque comparés aux autres ruisseaux à l'étude.

b) Bassin versant du lac Lovering

Les concentrations en BPC mesurées dans le ruisseau sans nom s'écoulant vers le lac Lovering (stations 22 à 24) varient de 270 à 8700 pg/L. Ces valeurs sont de 2 à 54 fois supérieures à celles mesurées à la station témoin (station 14). La teneur la plus élevée en BPC (8700 pg/L) a été mesurée dans le fossé de drainage du lieu d'enfouissement sanitaire rejoignant le ruisseau non identifié vers le lac Lovering (station 22). Plus en aval, à la sortie de l'Étang aux Castors (station 23), la teneur en BPC diminue (730 pg/L) et à l'exutoire vers le lac Lovering (station 24), la teneur en BPC est de 270 pg/L. À cet endroit, une mesure en continu du débit a été effectuée durant 24 heures en même temps que la prise de l'échantillon. Le débit moyen a été de 1259 m³ pour la durée de la mesure. La charge en BPC transportée par ce ruisseau vers le lac Lovering peut être évaluée à 0,34 mg pour cette journée. Ce résultat n'est toutefois pas représentatif de la quantité de BPC rejetés au lac Lovering provenant de ce ruisseau en raison des faibles

précipitations (quelques millimètres) reçues au lieu de prélèvement. Les résultats des prélèvements effectués démontrent cependant qu'il y avait encore, en 2001, un apport de BPC dans le lac Lovering provenant du lieu d'enfouissement sanitaire.

Des mesures de débit instantané ont été effectuées à l'exutoire du ruisseau Alger (station 25) et du cours d'eau Campagna (station 26). Les résultats obtenus sont respectivement de 4117 et 1243 m³ pour la journée d'échantillonnage. Les deux cours d'eau présentent une teneur en BPC relativement similaire, mais, en raison des débits respectifs, leurs apports dans le lac Lovering diffèrent : 0,54 mg pour le ruisseau Alger et 0,19 mg pour le cours d'eau Campagna pour cette journée.

c) Bassin versant de la rivière Magog

La teneur en BPC la plus faible (67 pg/L) dans le bassin versant a été mesurée dans le fossé derrière la résidence du 2070, chemin d'Ayer's Cliff (station 29). Des teneurs plus élevées (520 pg/L) ont été obtenues en amont de la résidence du 1540, chemin d'Ayer's Cliff (station 31) et à l'exutoire du ruisseau Boily (180 pg/L). La concentration mesurée à la station 31 est environ trois fois plus élevée que celle de la station témoin de ce secteur (160 mg/L). Une mesure de débit en continu a été effectuée à l'exutoire de ce ruisseau. La charge de BPC provenant du ruisseau Boily vers la rivière Magog peut être évaluée à 0,81 mg pour la journée d'échantillonnage. La contamination du ruisseau Boily, via une de ses branches, pourrait provenir du lieu d'enfouissement sanitaire.

3.2.3 Dioxines et furanes chlorés

Les concentrations en PCDD/PCDF sont exprimées en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Dans l'eau de surface, les teneurs varient de façon très importante d'une station à l'autre et fluctuent entre 0 et 1,341 pg/L avec une concentration médiane de 0,012 pg/L. De la même manière que pour les BPC, la fluctuation des teneurs en dioxines et furanes chlorés mesurées aux différentes stations peut être attribuée à la variabilité des teneurs en matières en suspension. À la station témoin (station 14), située à l'amont du ruisseau ancien pont couvert, la teneur en dioxines et furanes chlorés est nulle. La valeur la plus élevée a été mesurée dans le fossé de drainage du lieu d'enfouissement sanitaire (station 22). Au total, la concentration en dioxines et furanes chlorés dépasse, à 13 stations sur 21, le critère de qualité d'eau de surface au Québec : ce dernier est établi à 0,0031 pg/L en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD (MENV, 2001b).

a) Bassin versant du lac Massawippi

La variation des concentrations en dioxines et furanes chlorés mesurées dans la rivière Tomifobia concordent assez bien avec celle en BPC. La concentration la plus élevée (0,030 pg/L) a été observée à l'amont de ce cours d'eau (station 1) et on dénote une progression entre l'amont (0,005 pg/L) et l'aval d'Ayer's Cliff (0,018 pg/L). Cependant, c'est l'inverse pour la rivière Niger où les concentrations mesurées à l'amont (0,201) sont plus élevées qu'à l'aval (0,062 pg/L) suggérant que la source de contamination en dioxines et furanes chlorés proviendrait d'encore plus loin. L'apport en dioxines et furanes chlorés de la rivière Niger est la

plus élevée de tous les cours d'eau de cette étude avec 6,01 µg en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD pour la journée d'échantillonnage.

La teneur en dioxines et furanes chlorés mesurée à l'exutoire du ruisseau McConnell (station 13) est de 0,028 pg/L. L'apport en dioxines et furanes chlorés de ce ruisseau vers le lac Massawippi peut être évalué à 0,11 µg durant la journée d'échantillonnage. Toutefois, ce résultat ne traduit pas l'impact du terrain contaminé de l'ancien récupérateur sur l'écosystème aquatique en raison des faibles précipitations obtenues au cours de la période d'échantillonnage.

Les teneurs en dioxines et furanes chlorés mesurées au ruisseau ancien pont couvert sont parmi les plus faibles. Elles varient de 0 à 0,005 pg/L. La valeur la plus élevée (0,005 pg/L) a été obtenue au premier croisement du ruisseau avec la route 141 (station 15). À l'exutoire (station 17), une concentration de 0,003 pg/L a été mesurée pour un débit de 7659 m³ mesuré en continu pendant 24 heures. La quantité de dioxines et furanes chlorés rejetés au lac Massawippi par ce ruisseau est donc évaluée à 0,023 µg durant la journée d'échantillonnage.

Une teneur importante, de 0,307 pg/L en équivalent toxique à la 2,3,7,8 TCDD a été obtenue à l'exutoire de l'étang artificiel derrière le bureau municipal d'Ayer's Cliff (station 18). Cet étang représente donc une source de rejet de dioxines et furanes chlorés vers le lac Massawippi. En aval de l'ancien dépotoir d'Ayer's Cliff (station 8), la teneur en dioxines et furanes chlorés du ruisseau non identifié est pratiquement nulle (0,001 pg/L).

b) Bassin versant du lac Lovering

C'est dans le fossé de drainage du LES (station 22) que la teneur en dioxines et furanes chlorés est la plus élevée (1,341 pg/L). Les concentrations diminuent à l'exutoire de l'Étang aux castors (0,005 pg/L) et du ruisseau non identifié vers le lac Lovering (0,002 pg/L). À cet endroit, une mesure de débit a été effectuée en même temps qu'un prélèvement en continu sur 24 heures. La quantité de dioxines et furanes chlorés rejetés au lac Lovering par ce ruisseau peut être évaluée à 0,0025 µg en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD durant la période d'échantillonnage. Le dépôt des dioxines et furanes chlorés associés aux matières en suspension dans l'étang peut expliquer la diminution des teneurs observées.

Le ruisseau Alger présente à son exutoire (station 25) une concentration en dioxines et furanes chlorés pratiquement nulle (0,001 pg/L). Toutefois, la concentration mesurée à l'exutoire du cours d'eau Campagna (station 26) est relativement élevée (0,221 pg/L). La provenance de cette contamination ne peut être expliquée pour le moment. Ces prélèvements ont été pris de façon instantané peu de temps après une pluie.

c) Bassin versant de la rivière Magog

Au ruisseau Boily, les teneurs en dioxines et furanes chlorés varient de 0 à 0,648 pg/L en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Les valeurs les plus faibles ont été mesurées dans le fossé derrière la résidence du 2070, chemin d'Ayer's Cliff (station 29) et dans la branche à l'ouest (station 32), tandis que la valeur la plus élevée (0,648 pg/L) a été mesurée au ponceau situé en amont de la résidence du 1540, chemin d'Ayer's Cliff (station 31). À l'exutoire du ruisseau, une

mesure en continu du débit a été effectuée en même temps que le prélèvement, sur une période de 24 heures. La concentration obtenue à cet endroit est de 0,029 pg/L. La charge en dioxines et furanes chlorés transportée à la rivière Magog par le ruisseau Boily, au cours de la période d'échantillonnage, a été de 0,13 µg en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Les résultats obtenus indiquent une contamination du ruisseau Boily par les dioxines et furanes chlorés, provenant vraisemblablement du lieu d'enfouissement sanitaire.

3.2.4 Polychlorobiphényles éthers

Les concentrations en PCDE varient de non détectée à 480 pg/L. Au total, 12 stations présentent une concentration nulle ou non détectée. La valeur la plus élevée a été mesurée dans le fossé de drainage du LES (station 22). Il n'existe pas de critères concernant les PCDE pour le milieu aquatique.

a) Bassin versant du lac Massawippi

Dans le bassin versant du lac Massawippi, la valeur la plus élevée (260 pg/L) a été mesurée à l'exutoire de l'étang artificiel derrière le bureau municipal d'Ayer's Cliff. Les autres concentrations importantes ont été mesurées dans la rivière Niger, la concentration en amont (25 pg/L) du barrage étant supérieure à celle obtenue en aval (9,8 pg/L). La charge de la rivière Niger en PCDE peut être évaluée à 950 µg pour la journée d'échantillonnage.

b) Bassin versant du lac Lovering

La concentration la plus élevée en polychlorobiphényles éthers a été mesurée dans le fossé de drainage du LES; celle-ci est de 480 pg/L. À l'exutoire du ruisseau Campagna, la concentration est de 14 pg/L. Une mesure de débit instantané a été effectuée à cet endroit, la charge en BPC du ruisseau Campagna peut être évaluée à 17,4 pour la journée d'échantillonnage. Ces résultats indiquent que le lieu d'enfouissement sanitaire peut être une source de contamination en polychlorobiphényles éthers.

c) Bassin versant de la rivière Magog

La station située en amont du 1540, chemin d'Ayer's Cliff présente la concentration la plus élevée en polychlorobiphényles éthers (44 pg/L) de ce bassin versant. À l'exutoire du ruisseau Boily, la concentration en polychlorobiphényles éthers diminue considérablement (1,9 pg/L).

3.2.5 Composés organiques volatils

Une soixantaine de COV ont été analysés; la liste est présentée à l'annexe 5. La présente section rapporte seulement les substances (4) pour lesquelles des concentrations ont été mesurées.

Du toluène a été mesuré dans trois stations (stations 14, 16 et 31), à des concentrations variant de 0,02 à 0,08 µg/L. Cependant, aucun échantillon ne dépasse le critère de qualité d'eau de surface établi à 20 µg/L en eau douce (MENV, 2001b).

Du 1,4-dichlorobenzène a été mesuré au premier croisement du ruisseau non identifié vers le lac Massawippi avec la route 141 (station 15). La valeur obtenue (0,06 µg/L) est inférieure au critère de qualité d'eau de surface établi à 26 µg/L (MENV, 2001b).

3.2.6 Interprétation

Les résultats des prélèvements effectués en 2001 dans les bassins versants du lac Massawippi, du lac Lovering et de la rivière Magog démontrent que l'eau de surface est, encore aujourd'hui, affectée par la présence de substances toxiques. Les concentrations de BPC et de dioxines et furanes chlorés mesurées à plusieurs endroits dépassent les critères de qualité d'eau de surface au Québec.

a) Bassin versant du lac Massawippi

Les charges les plus importantes en BPC ont été mesurées dans le bassin versant du lac Massawippi, en raison des débits plus élevés des cours d'eau de ce bassin. L'apport en BPC, en dioxines et furanes chlorés et en PCDE de la rivière Niger dépasse largement les valeurs obtenues pour les autres cours d'eau. Cette dernière a une influence sur le degré de contamination de la rivière Tomifobia. Par ailleurs, il a été démontré en 1999 que l'apport de la station d'épuration municipale d'Ayer's Cliff est négligeable (Laliberté et Leclerc, 2000). Les sources possibles de contaminantation de la rivière Niger sont un poste hydroélectrique et un ancien lieu d'entreposage de déchets près de la chute Burroughs. L'apport des ponts créosotés de l'ancienne voie ferrée sur le degré de contamination de la rivière Tomifobia n'a pu être établi en raison d'un manque de précipitations durant l'été 2001. Les teneurs en BPC et en dioxines et furanes chlorés mesurées en aval d'Ayer's Cliff en 2001 sont respectivement de 10 et 4 fois inférieures aux valeurs obtenues en 1999 (Laliberté et Leclerc, 2000).

Le ruisseau ancien pont couvert présente une contamination ponctuelle au premier croisement avec la route 141. La dispersion atmosphérique des substances organochlorées en provenance du lieu d'enfouissement sanitaire peut en être la cause. Toutefois, la contribution de ce ruisseau est faible lorsque comparée à celle des autres cours d'eau du bassin versant.

Le ruisseau McConnell transporte encore des BPC et dioxines et furanes chlorés vers le lac Massawippi. Le rejet de ces substances proviendrait d'un terrain où des activités de récupération de batteries et de transformateurs ont eu lieu au début des années 1980. Par ailleurs, les résultats des prélèvements effectués démontrent que l'étang artificiel situé derrière le bureau municipal d'Ayer's Cliff constitue une source de rejet de BPC, de dioxines et furanes chlorés et de PCDE vers le lac Massawippi. Le degré de contamination observé ne peut être expliqué pour le moment. Cependant, le débit de cet affluent est relativement faible.

b) Bassin versant du lac Lovering

Les résultats d'analyse en azote ammoniacal, BPC, dioxines et furanes chlorés et PCDE démontrent que le lieu d'enfouissement sanitaire affecte le ruisseau sans nom se dirigeant vers le lac Lovering via un fossé qui reçoit une partie des eaux de drainage du LES. Le lieu d'enfouissement constituerait encore une source de contamination active malgré le fait que les

eaux de lixiviation sont récupérées et acheminées vers un centre de traitement autorisée depuis 1997. Les teneurs mesurées le long du ruisseau diminuent de l'amont vers l'aval, probablement à cause d'effets de dilution et de déposition dans les marécages. Les teneurs en substances toxiques des ruisseaux Alger et Campagna sont relativement faibles à l'exception de la concentration en dioxines et furanes chlorés mesurée à l'exutoire du cours d'eau Campagna. Le degré de contamination du cours d'eau Campagna ne peut être expliqué pour le moment.

c) Bassin versant de la rivière Magog

Les résultats des prélèvements effectués en 2001 indiquent que le ruisseau Boily, dont une branche est localisée à moins de 500 mètres au nord-est du lieu d'enfouissement sanitaire, renferme des substances toxiques. La contamination de ce ruisseau proviendrait du drainage des eaux de surface, de la résurgence d'eaux souterraines contaminées du LES (section 3.3.6) ou de la dispersion atmosphérique des substances organochlorées en provenance du LES (section 3.7). La présence de dioxines et furanes chlorés dans une branche du ruisseau Boily pourrait également provenir d'une section du LES, au nord de la zone d'exploitation actuelle, où des sables de fonderie et des déchets domestiques ont été enfouis entre 1970 et 1980. L'apport en BPC et en dioxines et furanes chlorés du ruisseau Boily vers la rivière Magog demeure toutefois assez faible.

3.3 Eau souterraine

La nappe d'eau souterraine sous le lieu d'enfouissement sanitaire est située à de faibles profondeurs. De façon générale, la direction d'écoulement de l'eau souterraine a tendance à suivre la topographie de la région. Ainsi, la nappe libre se déplace radialement à partir du secteur nord-ouest et du secteur sud-est vers un couloir central où se canalise l'écoulement selon un axe sud-ouest/nord-est.

Dans le secteur sud du LES, l'eau s'écoule dans la direction sud-ouest vers des zones marécageuses. À trois kilomètres plus en aval, l'eau souterraine provenant du LES pourrait rejoindre le lac Lovering. Ce secteur est caractérisé par un sol constitué de till et de roc fracturé, conférant à ce secteur une vitesse d'écoulement théorique relativement faible. Celle-ci varie selon les études hydrogéologiques de 2,5 à 5,77 m/an. Dans la partie nord du LES, l'eau souterraine s'écoule vers le nord-est, soit vers un embranchement du ruisseau Boily situé à plus d'un kilomètre et vers un lac artificiel localisé à moins de 300 mètres. Le sol de ce secteur est beaucoup plus perméable, en raison, en grande partie, de la présence d'une sablière. On y observe également l'approfondissement de la nappe qui passe de moins d'un mètre à plus de dix mètres. La vitesse maximale d'écoulement de l'eau souterraine pour ce secteur est de 47,3 m/an. Le temps de migration des eaux souterraines pour parcourir une distance de 300 m varie de 6,3 (dans le secteur de la sablière) à 100 ans (dans le secteur sud-ouest où se situe le marécage) (ADS Groupe-Conseil inc., 1992; ADS Groupe-Conseil inc., 1991; Lupien *et al.*, 1990).

Le tableau 3.2 présente les résultats obtenus des analyses effectuées dans l'eau souterraine du lieu d'enfouissement sanitaire.

eaux de lixiviation sont récupérées et acheminées vers un centre de traitement autorisée depuis 1997. Les teneurs mesurées le long du ruisseau diminuent de l'amont vers l'aval, probablement à cause d'effets de dilution et de déposition dans les marécages. Les teneurs en substances toxiques des ruisseaux Alger et Campagna sont relativement faibles à l'exception de la concentration en dioxines et furanes chlorés mesurée à l'exutoire du cours d'eau Campagna. Le degré de contamination du cours d'eau Campagna ne peut être expliqué pour le moment.

c) Bassin versant de la rivière Magog

Les résultats des prélèvements effectués en 2001 indiquent que le ruisseau Boily, dont une branche est localisée à moins de 500 mètres au nord-est du lieu d'enfouissement sanitaire, renferme des substances toxiques. La contamination de ce ruisseau proviendrait du drainage des eaux de surface, de la résurgence d'eaux souterraines contaminées du LES (section 3.3.6) ou de la dispersion atmosphérique des substances organochlorées en provenance du LES (section 3.7). La présence de dioxines et furanes chlorés dans une branche du ruisseau Boily pourrait également provenir d'une section du LES, au nord de la zone d'exploitation actuelle, où des sables de fonderie et des déchets domestiques ont été enfouis entre 1970 et 1980. L'apport en BPC et en dioxines et furanes chlorés du ruisseau Boily vers la rivière Magog demeure toutefois assez faible.

3.3 Eau souterraine

La nappe d'eau souterraine sous le lieu d'enfouissement sanitaire est située à de faibles profondeurs. De façon générale, la direction d'écoulement de l'eau souterraine a tendance à suivre la topographie de la région. Ainsi, la nappe libre se déplace radialement à partir du secteur nord-ouest et du secteur sud-est vers un couloir central où se canalise l'écoulement selon un axe sud-ouest/nord-est.

Dans le secteur sud du LES, l'eau s'écoule dans la direction sud-ouest vers des zones marécageuses. À trois kilomètres plus en aval, l'eau souterraine provenant du LES pourrait rejoindre le lac Lovering. Ce secteur est caractérisé par un sol constitué de till et de roc fracturé, conférant à ce secteur une vitesse d'écoulement théorique relativement faible. Celle-ci varie selon les études hydrogéologiques de 2,5 à 5,77 m/an. Dans la partie nord du LES, l'eau souterraine s'écoule vers le nord-est, soit vers un embranchement du ruisseau Boily situé à plus d'un kilomètre et vers un lac artificiel localisé à moins de 300 mètres. Le sol de ce secteur est beaucoup plus perméable, en raison, en grande partie, de la présence d'une sablière. On y observe également l'approfondissement de la nappe qui passe de moins d'un mètre à plus de dix mètres. La vitesse maximale d'écoulement de l'eau souterraine pour ce secteur est de 47,3 m/an. Le temps de migration des eaux souterraines pour parcourir une distance de 300 m varie de 6,3 (dans le secteur de la sablière) à 100 ans (dans le secteur sud-ouest où se situe le marécage) (ADS Groupe-Conseil inc., 1992; ADS Groupe-Conseil inc., 1991; Lupien *et al.*, 1990).

Le tableau 3.2 présente les résultats obtenus des analyses effectuées dans l'eau souterraine du lieu d'enfouissement sanitaire.

Tableau 3.2 Concentrations en azote ammoniacal, biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés, polychlorobiphényles éthers et composés organiques volatils dans l'eau souterraine prélevée en 2001

Localisation des stations		Paramètre	Azote ammoniacal (mg/L)	BPC (pg/L)	Dioxines furanes ¹ (pg/L)	PCDE (pg/L)	Chlorure de vinyle (µg/L)	Chloro-éthane (µg/L)	Trichloro-fluoro-méthane (µg/L)	1,1-Dichloro-éthane (µg/L)
		Médiane		350	0,027		0,5	89	0,9	30
		Minimum	0,16	130	0		0,3	3,4	0,9	7
		Maximum	22	4100	0,039		2	440	0,9	80
		Critère ²	12 ³	12 000	0,310	X	53 000	X	X	X
Témoin	Eau sous le garage		< 0,02	160	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sous masse de déchets	Piézomètre B-1		< 0,15	130	0,001	ND	0,3	3,4	0,9	7,3
Au nord-est	Piézomètre E-1		< 0,15	710	0,034	ND	2	89	ND	80
Au sud-ouest	Piézomètres MW-4 et MW-10		< 0,15	4100	0,019	ND	ND	ND	ND	ND
Au sud-est	Piézomètres MW-2 et MW-6		< 0,15	350	0,039	ND	ND	ND	ND	ND
Au nord	Piézomètre MW-11		22	NA	NA	NA	0,5	440	ND	30
Au sud	Piézomètre PU-2		< 0,15	NA	NA	NA	ND	ND	ND	ND
À l'est	Piézomètre MW-13		0,16	NA	NA	NA	ND	ND	ND	ND

Localisation des stations		Paramètre	Toluène (µg/L)	Cis-1,2-dichloro-éthane (µg/L)	1,1,1-tri-chloro-éthane (µg/L)	Benzène (µg/L)	m+p Xylène (µg/L)	1,1-Dichloro-éthane (µg/L)	Trichloro-éthane (µg/L)	1,2-Dichloro-éthane (µg/L)
		Médiane	0,5	1,7	2,3	0,4	0,3	0,4	0,6	0,3
		Minimum	0,3	0,4	2,3	0,4	0,3	0,4	0,6	0,3
		Maximum	0,7	1,7	5,4	1,1	0,3	1,9	0,6	0,8
		Critère ²	580	X	2000	590	820	320	590	9900
Témoin	Eau du garage de l'entreprise		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Sous masse de déchets	Piézomètre B-1		ND	ND	2,3	ND	ND	ND	ND	ND
Au nord-est	Piézomètre E-1		ND	1,7	ND	0,4	ND	0,4	ND	ND
Au sud-ouest	Piézomètres MW-4, MW-10		ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND	ND
Au sud-est	Piézomètres MW-2 et MW-6		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,3
Au nord	Piézomètre MW-11		0,6	0,4	5,4	1,1	ND	1,9	0,6	0,8
Au sud	Piézomètre PU-2		0,7	ND	ND	ND	0,3	ND	ND	0,3
À l'est	Piézomètre MW-13		0,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,6

¹ Concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

² Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 2002).

³ MENV, 2001b.

NA = non analysé ND = non détecté X = pas de critère

3.3.1 Azote ammoniacal et sulfures totaux

Tous les résultats d'analyse concernant les sulfures totaux et l'azote ammoniacal se sont avérés sous le seuil de détection (respectivement 0,02 mg/L et 0,15 mg/L) à l'exception des piézomètres MW-11 et MW-13 où des concentrations en azote ammoniacal de 22 et 0,16 mg/L ont été mesurées. La teneur élevée en azote ammoniacal du piézomètre MW-11 traduit une contamination de l'eau souterraine de ce secteur. Pour les fins de cette étude, le critère d'eau souterraine pour l'azote ammoniacal a été établi à 12 mg/L (pH de 7,5 et température de 20°C) (MENV, 2001b).

3.3.2 Biphényles polychlorés

On retrouve des BPC dans les cinq puits où ces substances ont été analysées et les teneurs sont très variables d'un endroit à l'autre. Trois résultats dépassent, de façon nette, la teneur en BPC mesurée dans le puits témoin (160 pg/L). Ce dernier, le puits du garage à l'entrée du lieu d'enfouissement, a été choisi en se basant sur les informations des études hydrogéologiques, de façon à ne pas être situé dans la direction d'écoulement des eaux souterraines.

L'eau souterraine prélevée au piézomètre B-1 présente une concentration en BPC similaire à celle du témoin (130 pg/L). L'eau souterraine à cet endroit ne semble pas être influencée par la masse de déchets située à proximité. La teneur en BPC de l'eau souterraine prélevée au piézomètre E-1 (710 pg/L) est plus de quatre fois supérieure à celle obtenue à la station témoin. Dans ce secteur, la perméabilité du sol est plus grande. De plus, ce piézomètre se situe dans la direction d'écoulement de l'eau souterraine sise sous la masse de déchets.

La teneur en BPC de l'eau souterraine prélevée à partir des piézomètres MW-4 et MW-10 combinés est de 4100 pg/L. Ce résultat est d'environ 25 fois plus élevé que la teneur en BPC mesurée au puits témoin. Ces deux piézomètres sont localisés dans l'axe sud-ouest, soit dans la direction empruntée par une partie de l'eau souterraine du LES. Cette dernière se dirige vers les zones marécageuses où une partie fera résurgence et atteindra éventuellement le lac Lovering.

Les piézomètres MW-2 et MW-6 combinés sont localisés au sud-est de la zone d'exploitation du LES. La teneur de l'eau souterraine mesurée en BPC est de 350 pg/L. Le degré de contamination de l'eau souterraine à cet endroit ne peut être expliqué pour le moment.

3.3.3 Dioxines et furanes chlorés

Le profil des teneurs en dioxines et furanes chlorés est un peu différent de celui des BPC. Aucune dioxine ni aucun furane n'ont été mesurés au puits témoin. La teneur la plus élevée (0,039 pg/L) a été mesurée dans l'eau souterraine prélevée à partir des piézomètres MW-2 et MW-6 (sud-est) suivie de près par celle du piézomètre E-1 (0,034 pg/L). La teneur en dioxines et furanes chlorés de l'eau souterraine des piézomètres MW-2 et MW-6 combinés ne peut être expliquée. Par contre, une concentration pratiquement nulle (0,001 pg/L) a été retrouvée au piézomètre B-1.

3.3.4 Polychlorobiphényles éthers

Aucun PCDE n'a été décelé dans l'eau souterraine du lieu d'enfouissement sanitaire.

3.3.5 Composés organiques volatils

Douze COV ont été détectés sur une possibilité de soixante. La fréquence de détection est indiquée entre parenthèses et ces composés, mesurés dans les huit prélèvements, sont les suivants : chlorure de vinyle (3), chloroéthane (3), trichlorofluorométhane (1), 1,1-dichloroéthane (3), 1,1-dichloroéthène (2), 1,2-dichloroéthane (4), cis-1,2-dichloroéthène (2), 1,1,1-trichloroéthane (2), benzène (2), m+p xylènes (2), toluène (3) et trichloroéthène (1). Le piézomètre pour lequel la plus grande diversité de COV (10) a été observée est le piézomètre MW-11 situé au nord du site. Pour les autres piézomètres, le nombre de composés organiques volatils varie entre 2 et 6.

Deux composés se démarquent de part leur concentration élevée. Ce sont le chloroéthane et le 1,1-dichloroéthane. Les concentrations en chloroéthane sont élevées par rapport aux autres composés et varient entre 3,4 et 440 µg/L. Les teneurs sont aussi très élevées pour le 1,1-dichloroéthane pour lequel les valeurs fluctuent de 7,3 à 80 µg/L. Du 1,1,1-trichloroéthane a été mesuré dans deux des piézomètres où le 1,1-dichloroéthane a été détecté, mais à des concentrations moindres (2,3 et 5,4 µg/L). Pour tous les autres composés organiques volatils, les concentrations varient entre 0,3 à 2,3 µg/L.

Les concentrations de toluène mesurées au LES varient entre 0,3 et 0,7 µg/L. Les concentrations maximales de toluène dans l'eau au Canada ont été enregistrées dans des eaux souterraines situées à proximité de dépotoirs. Les concentrations relevées directement sous six décharges situées en Ontario variaient de < 0,2 à 730 µg/L (Gouvernement du Canada, Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada, 1992).

3.3.6 Interprétation

L'ensemble des résultats montre que la contamination des eaux souterraines du LES est plus accentuée dans le sens d'écoulement de l'eau souterraine établi par les différentes études hydrogéologiques, soit vers le nord-est (piézomètre E-1) et le sud-ouest (piézomètres MW-4 et MW-10 combinés).

Les concentrations en BPC, dioxines et furanes chlorés et COV mesurées dans l'eau souterraine sont une indication que le LES constitue une source de contamination de l'environnement. Une partie de l'eau souterraine fait résurgence dans des marécages situés au sud-ouest du lieu d'enfouissement et se dirige éventuellement vers le lac Lovering. Les teneurs mesurées dans l'eau souterraine prélevée à partir des piézomètres E-1 et MW-11 révèlent que l'eau souterraine située dans la partie nord-est du LES est également contaminée. Une partie de celle-ci fait résurgence dans un étang ou dans des branches du ruisseau Boily et représente une source de contaminants vers la rivière Magog.

Les teneurs des différentes substances mesurées dans l'eau souterraine sont inférieures aux critères relatifs aux résurgences dans l'eau de surface de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 2002). Ces critères correspondent toutefois à des niveaux de contamination à partir desquels une intervention est nécessaire.

3.4 Eau potable

Tous les puits d'alimentation en eau potable sont situés à plus de 1 km du lieu d'enfouissement sanitaire et l'eau souterraine aura cheminé plus de 20 ans dans le sol avant d'atteindre les puits les plus rapprochés si les conditions demeurent inchangées entre la sablière et les puits privés et si celles-ci n'ont pas fait résurgence avant (ADS Groupe-Conseil inc., 1992; ADS Groupe-Conseil inc. 1991; Lupien, *et al.*, 1990).

Le tableau 3.3 présente les résultats d'analyse de l'eau potable de 20 résidences localisées à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire ainsi qu'au nord du lac Lovering.

3.4.1 Azote ammoniacal et sulfures totaux

Sur les cinq résidences ayant fait l'objet d'une analyse plus exhaustive, l'azote ammoniacal n'a été détecté que dans une seule résidence située au nord du lac Lovering (17). La concentration mesurée est de 0,05 mg/L. Aucun sulfure n'a été détecté dans ces échantillons. Le critère d'eau potable établi pour l'azote ammoniacal est de 0,5 mg/l (MSSS, 2000). Dans l'échantillon témoin (résidence 20), les teneurs en azote ammoniacal et en sulfures totaux sont inférieures au seuil de détection (0,02 mg/L).

3.4.2 Biphényles polychlorés

Pour les échantillons d'eau potable, la teneur en biphényles polychlorés varie de 78 à 250 pg/L pour les cinq résidences pour lesquelles ces substances ont été analysées, avec une médiane de 100 pg/L. C'est au sud-est du LES (résidence 1) que la valeur la plus faible a été mesurée (78 pg/L). La concentration en BPC du puits témoin (résidence 20) est de 92 pg/L. La valeur la plus élevée, soit 250 pg/L, a été mesurée dans une résidence à l'est (9) de la zone d'exploitation du lieu d'enfouissement sanitaire. Toutefois, toutes les teneurs mesurées sont bien en deçà du critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 500 000 pg/L (MENV, 2002).

3.4.3 Dioxines et furanes chlorés

Les résultats en dioxines et furanes chlorés sont interprétés en comparant la teneur totale en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, la dioxine ayant le plus haut degré de toxicité. Des teneurs en dioxines et furanes chlorés ont été détectées seulement dans une résidence située au nord du lac Lovering (17). Une concentration de 0,001 pg/L y a été mesurée. Cette teneur est nettement sous le critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 15 pg/L (MENV, 2002).

3.4.4 Composés organiques volatils

Les teneurs des différentes substances mesurées dans l'eau souterraine sont inférieures aux critères relatifs aux résurgences dans l'eau de surface de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 2002). Ces critères correspondent toutefois à des niveaux de contamination à partir desquels une intervention est nécessaire.

3.4 Eau potable

Tous les puits d'alimentation en eau potable sont situés à plus de 1 km du lieu d'enfouissement sanitaire et l'eau souterraine aura cheminé plus de 20 ans dans le sol avant d'atteindre les puits les plus rapprochés si les conditions demeurent inchangées entre la sablière et les puits privés et si celles-ci n'ont pas fait résurgence avant (ADS Groupe-Conseil inc., 1992; ADS Groupe-Conseil inc. 1991; Lupien, *et al.*, 1990).

Le tableau 3.3 présente les résultats d'analyse de l'eau potable de 20 résidences localisées à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire ainsi qu'au nord du lac Lovering.

3.4.1 Azote ammoniacal et sulfures totaux

Sur les cinq résidences ayant fait l'objet d'une analyse plus exhaustive, l'azote ammoniacal n'a été détecté que dans une seule résidence située au nord du lac Lovering (17). La concentration mesurée est de 0,05 mg/L. Aucun sulfure n'a été détecté dans ces échantillons. Le critère d'eau potable établi pour l'azote ammoniacal est de 0,5 mg/l (MSSS, 2000). Dans l'échantillon témoin (résidence 20), les teneurs en azote ammoniacal et en sulfures totaux sont inférieures au seuil de détection (0,02 mg/L).

3.4.2 Biphényles polychlorés

Pour les échantillons d'eau potable, la teneur en biphényles polychlorés varie de 78 à 250 pg/L pour les cinq résidences pour lesquelles ces substances ont été analysées, avec une médiane de 100 pg/L. C'est au sud-est du LES (résidence 1) que la valeur la plus faible a été mesurée (78 pg/L). La concentration en BPC du puits témoin (résidence 20) est de 92 pg/L. La valeur la plus élevée, soit 250 pg/L, a été mesurée dans une résidence à l'est (9) de la zone d'exploitation du lieu d'enfouissement sanitaire. Toutefois, toutes les teneurs mesurées sont bien en deçà du critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 500 000 pg/L (MENV, 2002).

3.4.3 Dioxines et furanes chlorés

Les résultats en dioxines et furanes chlorés sont interprétés en comparant la teneur totale en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, la dioxine ayant le plus haut degré de toxicité. Des teneurs en dioxines et furanes chlorés ont été détectées seulement dans une résidence située au nord du lac Lovering (17). Une concentration de 0,001 pg/L y a été mesurée. Cette teneur est nettement sous le critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 15 pg/L (MENV, 2002).

3.4.4 Composés organiques volatils

Tableau 3.3 Concentrations en azote ammoniacal, sulfures totaux, biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés et composés organiques volatils dans l'eau potable prélevée en 2001

Paramètre		Azote ammoniacal (mg/L)	Sulfures totaux (mg/L)	BPC (pg/L)	Dioxines furanes ¹ (pg/L)	Toluène (µg/L)	Chloroforme (µg/L)	1,2,4-Triméthylbenzène (µg/L)	1,4-Dichlorobenzène (ug/L)	Naphthalène (µg/L)	Dichlorodifluorométhane (µg/L)
Localisation des stations	Médiane			110	0	0,10	0,31	0,06	0,06	0,24	0,66
	Minimum	< 0,02	< 0,02	78	0	0,05	0,31	0,05	0,06	0,24	0,28
	Maximum	0,05	< 0,02	250	0,001	0,14	0,31	0,07	0,06	0,24	1,04
	Critère	0,5 ²	0,05 ³	500 000 ³	15 ³	24 ³	200 ³	5 ⁴	5 ⁵	20 ⁶	1000 ⁷
Au sud-est du LES	1 60, chemin Fitch Bay	< 0,02	< 0,02	78	0	0,07	ND	ND	ND	ND	ND
	2 36, chemin Fitch Bay	NA	NA	NA	NA	0,07	ND	ND	ND	ND	ND
	3 2285, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,14	ND	ND	ND	ND	ND
	4 2175, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,09	0,31	ND	ND	ND	ND
	5 2160, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,12	ND	ND	ND	ND	ND
À l'est du LES	6 2100, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,14	ND	ND	ND	ND	ND
	7 2070, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,11	ND	0,06	ND	ND	ND
	8 2040, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,07	ND	ND	ND	ND	ND
	9 2010 chemin d'Ayer's Cliff	< 0,02	< 0,02	250	0	0,07	ND	ND	ND	0,24	ND
	10 2004, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,12	ND	0,07	ND	ND	ND
Au nord-est du LES	11 1819, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,10	ND	ND	ND	ND	ND
	12 1794, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,07	ND	0,05	ND	ND	ND
	13 1762, chemin d'Ayer's Cliff	< 0,02	< 0,02	120	0	0	ND	ND	ND	ND	ND
	14 1755, chemin d'Ayer's Cliff	NA	NA	NA	NA	0,10	ND	ND	ND	ND	ND
Au nord du lac Lovering	15 442, chemin Arpin	NA	NA	NA	NA	0,05	ND	ND	ND	ND	ND
	16 5, chemin Des Berges	NA	NA	NA	NA	0,13	ND	ND	0,06	ND	0,28
	17 44, chemin Longpré	0,05	< 0,02	110	0,001	0,11	ND	ND	ND	ND	ND
	18 430, chemin Carrière	NA	NA	NA	NA	0,05	ND	ND	ND	ND	1,04
	19 175, chemin Stebenne	NA	NA	NA	NA	0,11	ND	ND	ND	ND	ND
Témoin	20 81, rue Lachance	< 0,02	< 0,02	92	0	0,08	ND	ND	ND	ND	ND

¹ Concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

² Ministère de la Santé et des Services sociaux, 2000.

³ Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (MENV, 2002).

⁴ Normes sur l'eau potable, État de New York, 2002.

⁵ Règlement sur la qualité de l'eau potable (MENV, 2001c).

⁶ United States Environmental Protection Agency, 2002.

⁷ Wisconsin Department of Health and Family Services, 2002.

NA = non analysé ND = non détecté

Le toluène a été mesuré dans toutes les analyses d'eau potable à l'exception d'une résidence (13). Les teneurs en toluène varient entre 0,05 à 0,14 µg/L avec une médiane de 0,10 µg/L. Toutes ces mesures sont inférieures au critère d'eau souterraine pour fin de consommation établi à 24 µg/L (MENV, 2002). Les teneurs les plus élevées (0,14 µg/L) ont par ailleurs été mesurées au sud-est (résidence 3) et à l'est du LES (résidence 6). En général, les concentrations sont assez similaires d'un secteur à l'autre.

Du chloroforme a été retrouvé dans un puits privé situé au sud-est du lieu d'enfouissement sanitaire (résidence 4). La valeur mesurée (0,31 µg/L) est largement inférieure au critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 200 µg/L (MENV, 2002).

On retrouve du 1,2,4-triméthylbenzène dans une résidence localisée au nord-est du LES (12). À l'est, ce composé a été détecté à deux endroits (résidences 7 et 10) à des teneurs relativement faibles. Les valeurs, entre 0,05 et 0,07 µg/L, sont en dessous de la recommandation établie pour l'eau potable, 5 µg/L (État de New York, 2002).

Du naphthalène a été mesuré dans l'eau d'une résidence localisée à l'est du LES (9); la concentration mesurée (0,24 µg/L) est largement inférieure à la recommandation de santé pour l'eau potable de 20 µg/L (USEPA, 2002). D'ailleurs, des boules à mites situées à proximité du lieu d'échantillonnage pourraient expliquer la présence de ce composé volatil.

Le 1,4-dichlorobenzène a été détecté dans un puits au nord du lac Lovering (résidence 16) et le dichlorodifluorométhane, un dérivé de la réfrigération, a été mesuré à deux reprises au nord du lac Lovering (résidences 16 et 18). La teneur en 1,4-dichlorobenzène (0,06 µg/L) est en dessous de la norme d'eau potable établie à 5 µg/L (MENV, 2001c), tandis que les concentrations en dichlorodifluorométhane (0,28 et 1,04 µg/L) sont inférieures à la recommandation américaine pour l'eau potable (1000 µg/L) (Wisconsin Department of Health and Family Services, 2002).

3.4.5 Interprétation

Les teneurs des substances analysées dans les puits de 20 résidences situées à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire sont inférieures aux normes en vigueur, aux critères ou aux recommandations établis concernant l'eau potable. Toutefois, la teneur en BPC du puits de la résidence 9 (250 pg/L), située à l'est du lieu d'enfouissement, est plus élevée que celle des autres résidences. La teneur en BPC mesurée à cet endroit ne peut être expliquée, cette résidence n'étant pas située dans l'axe d'écoulement identifié de l'eau souterraine du lieu d'enfouissement.

3.5 Sédiments

Les prélèvements de sédiments ont été analysés pour les substances suivantes : l'arsenic, le mercure, les BPC et les PCDD/PCDF exprimés en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Le tableau 3.4 présente les résultats obtenus des 33 stations de prélèvement de sédiments pour l'année 2001. Quelques stations avaient également fait l'objet de prélèvement en 1999 et, pour fins de comparaison, les résultats sont présentés à l'annexe 6.

Le toluène a été mesuré dans toutes les analyses d'eau potable à l'exception d'une résidence (13). Les teneurs en toluène varient entre 0,05 à 0,14 µg/L avec une médiane de 0,10 µg/L. Toutes ces mesures sont inférieures au critère d'eau souterraine pour fin de consommation établi à 24 µg/L (MENV, 2002). Les teneurs les plus élevées (0,14 µg/L) ont par ailleurs été mesurées au sud-est (résidence 3) et à l'est du LES (résidence 6). En général, les concentrations sont assez similaires d'un secteur à l'autre.

Du chloroforme a été retrouvé dans un puits privé situé au sud-est du lieu d'enfouissement sanitaire (résidence 4). La valeur mesurée (0,31 µg/L) est largement inférieure au critère d'eau souterraine pour fin de consommation, 200 µg/L (MENV, 2002).

On retrouve du 1,2,4-triméthylbenzène dans une résidence localisée au nord-est du LES (12). À l'est, ce composé a été détecté à deux endroits (résidences 7 et 10) à des teneurs relativement faibles. Les valeurs, entre 0,05 et 0,07 µg/L, sont en dessous de la recommandation établie pour l'eau potable, 5 µg/L (État de New York, 2002).

Du naphthalène a été mesuré dans l'eau d'une résidence localisée à l'est du LES (9); la concentration mesurée (0,24 µg/L) est largement inférieure à la recommandation de santé pour l'eau potable de 20 µg/L (USEPA, 2002). D'ailleurs, des boules à mites situées à proximité du lieu d'échantillonnage pourraient expliquer la présence de ce composé volatil.

Le 1,4-dichlorobenzène a été détecté dans un puits au nord du lac Lovering (résidence 16) et le dichlorodifluorométhane, un dérivé de la réfrigération, a été mesuré à deux reprises au nord du lac Lovering (résidences 16 et 18). La teneur en 1,4-dichlorobenzène (0,06 µg/L) est en dessous de la norme d'eau potable établie à 5 µg/L (MENV, 2001c), tandis que les concentrations en dichlorodifluorométhane (0,28 et 1,04 µg/L) sont inférieures à la recommandation américaine pour l'eau potable (1000 µg/L) (Wisconsin Department of Health and Family Services, 2002).

3.4.5 Interprétation

Les teneurs des substances analysées dans les puits de 20 résidences situées à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire sont inférieures aux normes en vigueur, aux critères ou aux recommandations établis concernant l'eau potable. Toutefois, la teneur en BPC du puits de la résidence 9 (250 pg/L), située à l'est du lieu d'enfouissement, est plus élevée que celle des autres résidences. La teneur en BPC mesurée à cet endroit ne peut être expliquée, cette résidence n'étant pas située dans l'axe d'écoulement identifié de l'eau souterraine du lieu d'enfouissement.

3.5 Sédiments

Les prélèvements de sédiments ont été analysés pour les substances suivantes : l'arsenic, le mercure, les BPC et les PCDD/PCDF exprimés en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Le tableau 3.4 présente les résultats obtenus des 33 stations de prélèvement de sédiments pour l'année 2001. Quelques stations avaient également fait l'objet de prélèvement en 1999 et, pour fins de comparaison, les résultats sont présentés à l'annexe 6.

Tableau 3.4 Teneurs en arsenic, mercure, biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés et carbone organique total des sédiments prélevés en 2001

Localisation des stations	Paramètre	Arsenic	Mercure	BPC	Dioxines furanes ¹	COT	Mercure	BPC	Dioxines furanes ¹	
		(mg/kg)	(mg/kg)	(ng/kg)	(ng/kg)	%	3% COT ² (mg/kg)	1% COT ² (ng/kg)	1% COT ² (ng/kg)	
	Médiane	14,2	0,05	1500	0,638	2,9	0,06	609	0,262	
	Minimum	5	0,02	440	0,030	1,1	0,02	220	0,021	
	Maximum	86,5	0,17	37000	23,340	19,8	0,11	18571	2,565	
Ruisseau versant du lac Massawippi										
Rivière Tomifobia	1 Beebe Plain	6,4	0,03	850	0,420	1,1	0,08	773	0,382	
	2 Ruisseau vers la rivière Tomifobia (Beebe Plain)	9,5	0,04	1100	0,204	2,1	0,06	524	0,097	
	3 Amont du premier pont créosoté (Ticehurst Corner)	6,2	0,03	1000	0,409	1,5	0,06	667	0,273	
	4 Entre les deux ponts créosotés (Ticehurst Corner)	5,9	0,04	2400	0,546	1,3	0,09	1846	0,420	
	5 Aval du deuxième pont créosoté (Ticehurst Corner)	5,0	0,03	730	0,694	1,4	0,06	521	0,496	
	6 Amont d'Ayer's Cliff	7,0	0,03	910	0,399	1,5	0,06	607	0,266	
	7 Aval d'Ayer's Cliff, secteur Baie Bacon	9,2	0,05	1500	0,603	1,9	0,08	789	0,317	
Ruisseau sans nom vers la rivière Tomifobia	8 Aval de l'ancien dépotoir d'Ayer's Cliff, ch. Keeler	13,4	0,06	780	0,316	2,4	0,08	325	0,132	
Rivière Nîger	9 Amont du barrage de la chute Burroughs	11,4	0,06	940	0,875	3,4	0,05	276	0,257	
	10 Exutoire vers la rivière Tomifobia	21,5	0,02	660	0,239	1,2	0,05	550	0,199	
Ruisseau McConnell	11 Aval d'un ancien récupérateur, branche est	9,4	0,03	26000	0,447	1,4	0,06	18571	0,319	
	12 Sortie du 2 ^e bassin de la saharière (branche ouest)	13,8	0,04	720	0,030	1,4	0,09	514	0,021	
	13 Exutoire vers le Lac Massawippi	17,0	0,05	3900	0,188	5,4	0,03	722	0,035	
Ruisseau vers le Lac Massawippi (ancien pont couvert)	14 Amont, branche à l'est	16,4	0,05	960	0,217	4,2	0,04	229	0,052	
	15 Premier croisement avec la route 14 (24,4	0,16	3900	1,322	19,8	0,02	390	0,132	
	16 Second croisement avec la route 141	27,9	0,08	1500	0,926	4,2	0,06	357	0,220	
	17 Exutoire vers le Lac Massawippi	23,1	0,04	1100	0,526	1,8	0,07	611	0,292	
Étang à Ayer's Cliff	18 Fossé derrière le bureau municipal	71,0	0,09	14000	23,340	9,1	0,03	1538	2,565	
Lac Massawippi	19 Secteur Ruisseau sans nom (ancien pont couvert)	34,5	0,08	4100	1,768	3,1	0,08	1323	0,570	
	20 Secteur Ruisseau McConnell	17,2	0,05	4500	0,203	2,3	0,07	1957	0,088	
	21 Secteur Rivière Tomifobia	8,0	0,05	930	0,137	1,7	0,09	547	0,081	
Ruisseau versant du lac Lovering										
Ruisseau vers le Lac Lovering	22 Fossé de drainage du LES									
	23 Étang aux castors	10,4	0,15	37000	1,651	7,1	0,06	5211	0,233	
	24 Exutoire vers le lac Lovering	21,2	0,06	5600	0,584	7	0,03	800	0,083	
Ruisseau Alger	25 Exutoire vers le lac Lovering	10,1	0,09	2200	0,673	7,9	0,03	278	0,085	
Cours d'eau Campagna	26 Exutoire vers le lac Lovering	15,7	0,06	440	0,684	2	0,09	220	0,342	
Lac Lovering	27 Secteur nord	10,4	0,10	6200	5,723	2,7	0,11	2296	2,120	
	28 Secteur sud	15,7	0,17	10000	9,722	4,9	0,10	2041	1,984	
Ruisseau versant de la rivière Magog										
Ruisseau Boily	29 Fossé derrière le 2070, chemin d'Ayer's Cliff	86,5	0,04	1500	1,237	3,9	0,03	385	0,317	
	30 Étang derrière le 1940, chemin d'Ayer's Cliff	11,3	0,11	6000	1,268	9,3	0,04	645	0,136	
	31 Amont du ponceau au 1540, chemin d'Ayer's Cliff	26,9	0,05	950	2,010	3,3	0,05	288	0,609	
	32 Branche non identifiée à l'ouest du ruisseau	18,4	0,13	6000	1,039	13,2	0,03	600	0,104	
	33 Exutoire vers la Rivière Magog	14,6	0,05	2800	1,394	3,4	0,04	824	0,410	

¹ Concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

² Les résultats ont été corrigés sur une base de 1 % de carbone organique total.

³ Les résultats ont été corrigés sur une base de 3 % de carbone organique total.

3.5.1 Arsenic

Au Canada, selon la base de données du Programme d'exploration géochimique préliminaire de la Commission géologique du Canada (Friske et Hornbook, 1991 dans CCME, 1999), les concentrations moyennes en arsenic dans les sédiments lacustres et fluviaux sont respectivement de 2,5 et de 10,7 mg/kg (R.G. Garrett, 1997, comm. pers. dans CCME, 1999).

3.5.1.1 Critères de toxicité

Compte tenu de la toxicité de l'arsenic, des critères intérimaires (Environnement Canada, Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec, 1992) ont été établis pour l'évaluation de la toxicité des sédiments. Pour les seuils suivants, ces critères sont :

- seuil sans effet :	3 mg/kg,
- seuil d'effet mineur :	7 mg/kg,
- seuil d'effet néfaste :	17 mg/kg.

3.5.1.2 Teneurs en arsenic des sédiments

Les concentrations d'arsenic dans les sédiments montrent des différences spatiales importantes selon les secteurs étudiés. Les concentrations mesurées varient de 5,0 à 86,5 mg/kg avec une concentration médiane de 14,2 mg/kg. Les valeurs les moins élevées ont été mesurées dans la rivière Tomifobia en amont d'Ayer's Cliff (stations 1, 3, 4, 5, et 6). Ce secteur se démarque d'ailleurs des autres secteurs par sa faible contamination en arsenic. Quant aux valeurs les plus élevées, elles ont été mesurées aux stations 29 (86,5 mg/kg) et 18 (71 mg/kg) respectivement localisées derrière le 2070, chemin d'Ayer's Cliff (route 141) et en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff. Ces deux stations présentent des concentrations qui se distinguent très nettement des autres valeurs mesurées lors de cette étude. Elles ont toutefois été mesurées dans de petits fossés dont le débit, lors de l'échantillonnage, était très faible. Les valeurs observées sont cependant très supérieures au critère du seuil d'effet néfaste (17 mg/kg).

a) Bassin du lac Massawippi

Dans le secteur de la rivière Tomifobia (stations 1 à 8), les concentrations demeurent inférieures au seuil d'effet néfaste et fluctuent de 5,0 à 9,2 mg/kg. La rivière Niger (stations 9 et 10), le tributaire le plus important de la rivière Tomifobia, montre quant à elle des concentrations plus élevées (11,4 et 21,5 mg/kg), notamment près de sa jonction avec la rivière Tomifobia (station 10). Cette contamination semble se répercuter sur la station 7, localisée plus en aval sur la rivière Tomifobia, où la concentration en arsenic atteint 9,2 mg/kg. Sur la rivière Niger, la concentration en arsenic la plus élevée excède légèrement le critère d'effet néfaste. L'origine de cette contamination reste à déterminer.

Sur le cours principal de la rivière Tomifobia, la teneur en arsenic des sédiments recueillis en 1999 en amont de la station 3 (6,4 mg/kg) est similaire à celle de 2001 (6,2 mg/kg). Toutefois, la

valeur observée à la station 7 en 2001 (9,2 mg/kg) semble supérieure à celle obtenue en 1999 (5,8 mg/kg).

Le secteur du ruisseau McConnell (stations 11 à 13), présente des concentrations d'arsenic qui fluctuent de 9,4 à 17 mg/kg. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées dans la partie amont du ruisseau, lesquelles ne semblent pas être influencées outre mesure par la présence d'un ancien récupérateur et une gravière à proximité. Dans ce secteur, seule la valeur la plus élevée mesurée près de l'exutoire (station 13) atteint le critère du seuil d'effet néfaste. Cette dernière valeur (17 mg/kg) est plus élevée que celle mesurée en 1999 (7,3 mg/kg).

En ce qui concerne le secteur du ruisseau ancien pont couvert (stations 14 à 17), les concentrations en arsenic varient de 16,4 à 27,9 mg/kg. La station témoin (station 14), localisée à la tête du ruisseau dans sa branche est, présente la valeur la plus faible alors que la plus élevée est mesurée au second croisement avec la route 141. Exception faite de la station témoin, les concentrations en arsenic dans les sédiments de ce ruisseau se révèlent toutes plus élevées que le critère du seuil d'effet néfaste (17 mg/kg). Ces concentrations semblent aussi plus élevées que celles mesurées dans la branche ouest (station 12) du ruisseau McConnell (13,8 mg/kg), lequel prend sa source non loin de la station témoin (station 14). À l'exutoire du ruisseau, les valeurs mesurées en 1999 et 2001 sont comparables (20 et 23,1 mg/kg respectivement).

Pour mesurer la contamination à la sortie d'un étang à Ayer's Cliff, des sédiments ont été échantillonnés dans un petit fossé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff (station 18). La concentration en arsenic dans les sédiments de ce fossé est très élevée (71 mg/kg) et de beaucoup supérieure au critère d'effet néfaste. La concentration mesurée est indicatrice d'une source de contamination à proximité, en l'occurrence des déchets enfouis dans l'étang. Ce fossé avait toutefois un débit très faible au moment de l'échantillonnage.

Dans le lac Massawippi, des sédiments ont été prélevés à trois stations (19, 20 et 21). Ces derniers sont localisés dans les secteurs du ruisseau ancien pont couvert, du ruisseau McConnell et de la rivière Tomifobia. Les concentrations en arsenic mesurées à ces trois stations diffèrent de manière importante entre elles et révèlent l'hétérogénéité de la contamination selon le secteur d'influence. Les deux premières stations, avec des concentrations de 34,5 et 17,2 mg/kg, montrent des concentrations qui excèdent le critère d'effet néfaste. La dernière station, localisée près de la rivière Tomifobia, présente une concentration en arsenic beaucoup plus faible (8 mg/kg) que les deux autres. On remarque que les concentrations en arsenic à ces trois stations sont relativement comparables à celles mesurées dans les tributaires près de l'exutoire.

b) Bassin du lac Lovering

Le ruisseau sans nom s'écoulant vers le lac Lovering, lequel capte les eaux de drainage d'un lieu d'enfouissement sanitaire, montre des concentrations en arsenic dans les sédiments de 10,4 et 21,2 mg/kg (stations 23 et 24). La valeur la plus élevée est mesurée près de l'exutoire du ruisseau et excède celle mesurée à la station témoin (station 25) localisée sur un tributaire du lac Lovering; le ruisseau Alger (10,1 mg/kg). Cette station n'est pas influencée par le lieu d'enfouissement sanitaire. Le ruisseau Alger, s'écoulant dans un environnement relativement vierge, reflète la contamination naturelle du milieu. Les stations 27 (10,4 mg/kg) et 28 (15,7 mg/kg)

échantillonnées dans le lac Lovering présentent des concentrations similaires à celle de la station témoin et ne montrent pas une contamination importante du milieu.

Dans ce secteur d'étude, seule la concentration d'arsenic (21,2 mg/kg), mesurée à la station 24 à l'exutoire du ruisseau sans nom, excède le critère d'effet néfaste. Cette dernière valeur est toutefois plus élevée que celle mesurée en 1999 (12 mg/kg).

c) Bassin de la rivière Magog

Le ruisseau Boily (stations 29 à 33) révèle des concentrations en arsenic variant de 11,3 à 86,5 mg/kg. C'est dans ce secteur que l'on trouve la concentration la plus élevée en arsenic mesurée dans cette étude. Celle-ci est cinq fois plus élevée que le critère d'effet néfaste (17 mg/kg) et a été mesurée dans un fossé de drainage alimenté principalement par le surplus d'eau continu d'un puits artésien (station 29). Ce fossé se situe à la tête de la branche est du ruisseau Boily, laquelle devient le cours principal après sa jonction avec les deux autres branches situées plus à l'ouest. La concentration la plus faible (11,3 mg/kg) fut mesurée à la station le plus en amont (station 30) localisée près d'un lieu d'enfouissement sanitaire. Toutefois, la concentration (26,9 mg/kg) apparaît beaucoup plus élevée à la station suivante (station 31), à un kilomètre en aval, et excède le critère d'effet néfaste. La concentration en arsenic mesurée à cette station est similaire à ce qu'on observe dans le ruisseau ancien pont couvert. La branche ouest du ruisseau Boily (station 32), laquelle prend sa source non loin du lieu d'enfouissement, montre la deuxième valeur la plus élevée (18,4 mg/kg). Près de l'exutoire du ruisseau Boily (station 33), la concentration en arsenic paraît un peu plus faible (14,6 mg/kg) qu'aux deux stations en amont (stations 31 et 32). Près de l'exutoire, la teneur mesurée en 2001 est comparable à celle mesurée en 1999 (12 mg/kg).

3.5.2 Mercure

Au Canada, selon la base de données du Programme d'exploration géochimique préliminaire de la Commission géologique du Canada (Friske et Hornbook, 1991 dans CCME, 1999), les concentrations moyennes en mercure dans les sédiments lacustres et fluviaux sont respectivement de 0,074 et de 0,075 mg/kg (P.W.B. Frisque, 1996, CGC, Ottawa, comm. pers. dans CCME, 1999).

3.5.2.1 Critères de toxicité

Compte tenu de la toxicité du mercure, des critères intérimaires (Environnement Canada, Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec, 1992) ont été établis pour l'évaluation de la toxicité des sédiments. Pour les seuils suivants, ces critères sont :

- seuil sans effet :	0,05 mg/kg,
- seuil d'effet mineur :	0,20 mg/kg,
- seuil d'effet néfaste :	1,00 mg/kg.

3.5.2.2 Teneurs en mercure des sédiments

Les concentrations en mercure dans les sédiments varient dans une plage de valeurs relativement restreinte. Celles-ci s'étendent de 0,02 à 0,17 mg/kg, avec une concentration médiane de 0,05 mg/kg. Toutes les valeurs demeurent inférieures au seuil d'effet mineur (0,2 mg/kg) et 50 % des mesures sont égales ou inférieures au seuil sans effet (0,05 mg/kg). Les teneurs les plus élevées ont été mesurées dans le secteur sud du lac Lovering (0,17 mg/kg), dans le ruisseau ancien pont couvert (0,16 mg/kg) et dans un petit étang sur un lieu d'enfouissement (0,15 mg/kg).

Le mercure ayant une forte affinité pour la matière organique, sa concentration dans les sédiments sera influencée par le pourcentage de cette matière. Pour tenir compte de ce facteur, les concentrations de mercure dans les sédiments ont été corrigées pour 3 % de carbone organique total (valeur médiane de COT)¹. Ces données corrigées montrent une variation entre les stations beaucoup plus faibles que les résultats réels. Celles-ci fluctuent alors de 0,02 à 0,11 mg/kg, avec une valeur médiane de 0,06 mg/kg. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées au lac Lovering (0,10 et 0,11 mg/kg), mais elles sont à toute fin pratique similaires à celles mesurées au lac Massawippi (0,08 à 0,09 mg/kg) et comparables à celles de plusieurs autres stations. Les valeurs les plus faibles semblent être dans le bassin du ruisseau Boily (0,03 à 0,05 mg/kg). Compte tenu des très faibles différences entre les stations, il n'est pas possible de détecter des anomalies particulières.

Les teneurs en mercure des sédiments prélevés en 2001 ne peuvent être comparées avec celles obtenues en 1999, puisque, lors de cette dernière étude, le mercure n'a pas été détecté en raison du seuil de détection de la méthode d'analyse (0,12 mg/kg). Pour cette raison, les analyses en mercure des sédiments prélevés dans les différents cours d'eau des bassins versants des lacs Lovering et Massawippi ainsi que de la rivière Magog ont été reprises en 2001.

a) Bassin du lac Massawippi

Dans le secteur de la rivière Tomifobia (stations 1 à 8), les concentrations en mercure n'excèdent pas le seuil sans effet et fluctuent de 0,03 à 0,06 mg/kg. La rivière Niger (stations 9 et 10), le tributaire le plus important de la rivière Tomifobia, montre quant à elle des concentrations similaires (0,02 et 0,06 mg/kg). Sur une base identique de 3 % en carbone organique (COT), les teneurs en mercure dans les sédiments de ce secteur varient de 0,05 à 0,09 mg/kg et ne montrent pas de différence notable.

Le secteur du ruisseau McConnell (stations 11 à 13), présente des concentrations de mercure qui fluctuent de 0,03 à 0,05 mg/kg. Les concentrations les plus faibles sont mesurées dans la partie amont du ruisseau alors que la valeur la plus élevée est mesurée près de l'exutoire (station 13). Aucune des mesures ne dépasse le seuil sans effet. Les valeurs pondérées (3 % COT) fluctuent de 0,03 à 0,09 mg/kg et montrent une teneur en mercure un peu plus élevée à la station 12 (0,09 mg/kg) en aval d'une gravière.

¹ Les résultats corrigés par le pourcentage de COT ne sont donnés qu'à titre indicatif, car on ne connaît pas précisément la relation entre les teneurs en mercure et le pourcentage de COT.

En ce qui concerne le secteur du ruisseau ancien pont couvert (stations 14 à 17), les concentrations en mercure varient de 0,04 à 0,16 mg/kg. La station témoin (station 14), localisée à la tête du ruisseau dans sa branche est, présente une valeur de 0,05 mg/kg laquelle est comparable à celle mesurée à l'exutoire (0,04 mg/kg). La valeur la plus élevée (0,16 mg/kg) est mesurée au premier croisement avec la route 141. Cette dernière valeur est toutefois associée à un pourcentage en COT très élevé (19,8 %) comparativement aux autres données, ce qui a pour effet d'amplifier la teneur en mercure. Deux valeurs sur quatre excèdent le seuil sans effet (0,05 mg/kg), mais demeurent inférieures au seuil d'effet mineur (0,2 mg/kg). Les mesures pondérées (3 % COT) évoluent de 0,02 à 0,07 mg/kg et montrent qu'il n'existe pas une différence considérable entre les stations.

Pour mesurer la contamination à la sortie d'un étang à Ayer's Cliff, des sédiments ont été échantillonnés dans un petit fossé en arrière du bureau municipal de Ayer's Cliff (station 18). La concentration en mercure dans les sédiments de ce fossé est de 0,09 mg/kg. Cette valeur ne semble pas anormalement élevée puisque le pourcentage de COT (9,1 %) est relativement élevé. La concentration pondérée pour 3 % de COT n'est que de 0,03 mg/kg et est inférieure à la valeur médiane.

Dans le lac Massawippi, des sédiments ont été prélevés à trois stations (19, 20 et 21). Les concentrations en mercure mesurées à ces trois endroits ne diffèrent pas de manière importante entre elles (0,05 à 0,08 mg/kg). Celles-ci paraissent d'autant plus similaires lorsque l'on compare les données pondérées par le pourcentage de COT (0,07 à 0,09 mg/kg).

b) Bassin du lac Lovering

Dans le bassin du lac Lovering, les concentrations en mercure dans les sédiments varient de 0,06 à 0,17 mg/kg. Le ruisseau sans nom s'écoulant vers le lac Lovering, vers lequel sont dirigées les eaux de drainage d'un lieu d'enfouissement sanitaire, révèle des concentrations en mercure dans les sédiments de 0,15 et 0,06 mg/kg (stations 23 et 24). La valeur la plus élevée est mesurée dans un petit étang sur le lieu d'enfouissement sanitaire. Celle-ci semble aussi légèrement plus élevée que celles mesurées à la station témoin (25) localisée sur un des tributaires du lac Lovering, le ruisseau Alger (0,09 mg/kg). Le ruisseau Alger s'écoule dans un environnement relativement vierge et reflète la contamination naturelle du milieu. Le cours d'eau Campagna montre pour sa part une concentration de 0,06 mg/kg. Enfin, les deux stations de prélèvement dans le lac Lovering (stations 27 et 28) présentent des concentrations de 0,10 et 0,17 mg/kg respectivement. Toutes ces valeurs sont comprises entre le seuil sans effet et le seuil d'effet mineur.

Les teneurs en mercure pondérées par le pourcentage de COT (3 %) s'échelonnent selon un intervalle de variation plus faible (0,03 à 0,11 mg/kg) que les mesures réelles. Celles-ci révèlent que les sédiments du lac Lovering semblent les plus contaminés par le mercure et que les deux stations du lac sont contaminées de manière similaire (0,10 et 0,11 mg/kg). Celles-ci paraissent aussi plus contaminée que la station témoin sur le ruisseau Alger (0,03 mg/kg). Le cours d'eau Campagna montre une teneur en mercure (0,09 mg/kg) dans les sédiments comparable à celles observées au lac Lovering. Quant au petit étang (station 23) sur le site d'enfouissement, les sédiments semblent un peu plus contaminés en mercure (0,06 mg/kg) que ceux près de l'exutoire (0,03 mg/kg) de ce ruisseau (station 24) et de la station témoin sur le ruisseau Alger.

c) Bassin de la rivière Magog

Le ruisseau Boily (stations 29 à 33) montre des concentrations en mercure variant de 0,04 à 0,13 mg/kg. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées à la station 32, dans la branche ouest du ruisseau Boily (0,13 mg/kg) et à la station 30, dans un étang privé (0,11 mg/kg). Seules ces deux mesures excèdent le seuil sans effet (0,05 mg/kg).

Les teneurs pondérées par le pourcentage de COT (3 %) se révèlent très peu différentes entre les stations (0,03 à 0,05 mg/kg). Les deux valeurs les plus élevées sont associées à un pourcentage de COT élevé.

3.5.3 Biphényles polychlorés

3.5.3.1 Critères de toxicité

Compte tenu de la toxicité des BPC, des critères intérimaires (Environnement Canada, Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec, 1992) ont été établis pour l'évaluation de la toxicité des sédiments. Ces critères sont basés sur les effets toxiques observés chez les organismes benthiques et ne tiennent pas compte des effets qui pourraient se produire par suite de la bioaccumulation des BPC par les organismes supérieures. Ces critères, basés sur une teneur en carbone organique total de 1 % dans les sédiments, sont :

- seuil sans effet :	20 000 ng/kg,
- seuil d'effet mineur :	200 000 ng/kg,
- seuil d'effet néfaste :	1 000 000 ng/kg.

3.5.3.2 Teneurs en BPC des sédiments

Les concentrations de BPC dans les sédiments varient de 440 à 37 000 ng/kg avec une valeur médiane de 1500 ng/kg. La concentration la plus élevée a été mesurée dans un étang (station 23), lequel reçoit les eaux de drainage en provenance d'un lieu d'enfouissement sanitaire. La décharge de cet étang est rejetée dans un petit ruisseau s'écoulant vers le lac Lovering. La concentration la plus faible a été mesurée à l'exutoire du cours d'eau Campagna (station 26).

Pour fin de comparaison avec les critères de qualité pour les BPC, lesquels sont calculés pour 1 % de carbone organique total (COT)¹, les concentrations de BPC dans les sédiments ont été divisées par le pourcentage de carbone organique total (jusqu'à un maximum de 10 %). Il est aussi intéressant d'apporter cette correction pour comparer les données sur une base identique.

Les données corrigées montrent qu'il existe des différences importantes entre les stations. Les concentrations de BPC varient de 220 à 18 571 ng/kg, pour une valeur médiane de 609 ng/kg. Les valeurs les plus élevées ont été observées à la station 11 dans la branche est du ruisseau

¹ Les résultats corrigés par le pourcentage de COT ne sont donnés qu'à titre indicatif, car on ne connaît pas précisément la relation entre les teneurs en BPC et le pourcentage de COT.

McConnell, (18 571 ng/kg), lequel est situé en aval d'un ancien récupérateur, à la station 23, dans un étang recevant les eaux de drainage en provenance d'un lieu d'enfouissement sanitaire (5211 ng/kg), lesquelles eaux s'écoulent vers le lac Lovering, et aux stations 27 et 28 dans ce même lac (2041 et 2296 ng/kg). Des valeurs élevées ont également été mesurées à la station 4 sur la rivière Tomifobia, entre deux ponts créosotés (1846 ng/kg), aux stations 20 et 19 dans le lac Massawippi (1957 et 1323 ng/kg) dans le secteur du ruisseau McConnell, déjà identifié comme présentant une contamination élevée dans sa branche est, dans le secteur du ruisseau ancien pont couvert, dont l'origine de la contamination reste à préciser et enfin à la station 18 (1538 ng/kg) dans un petit fossé en aval d'un étang artificiel à Ayer's Cliff.

Ces teneurs sont nettement plus élevées que les autres valeurs de cette étude et notamment par rapport à celles mesurées aux deux stations témoins 14 et 25, où les concentrations sont de 229 et 278 ng/kg. Ces stations sont localisées au début de la branche est du ruisseau (ancien pont couvert) et à l'exutoire du ruisseau Alger.

Les autres stations, à l'exception des stations 9 et 26, montrent des concentrations de deux à quatre fois supérieures à celles mesurées aux stations témoins, ce qui est révélateur de l'activité humaine dans la région de l'étude.

Cependant, toutes les concentrations de BPC mesurées dans les sédiments (corrigées pour 1 % de COT) recueillies dans cette étude sont inférieures au critère du seuil sans effet (20 000 ng/kg). Ces critères ne tiennent toutefois pas compte des effets toxiques causés par la bioaccumulation des BPC par les poissons.

Les différences importantes entre les stations témoins et celles présentant les valeurs les plus élevées révèlent la présence d'une ou de plusieurs sources de contamination en BPC dans les secteurs étudiés. Les niveaux de contamination des sédiments n'excèdent toutefois pas les critères de qualité.

Les concentrations de BPC, pondérées par le carbone organique total, dans les sédiments du lac Lovering (moyenne de 2169 ng/kg) seraient environ 1,7 fois plus élevées que celles mesurées au lac Massawippi (moyenne de 1276 ng/kg).

La contamination observée au lac Lovering est probablement attribuable en partie aux rejets, avant 1997, des eaux de lixiviations traitées provenant du lieu d'enfouissement sanitaire. Toutefois, des rejets de BPC sont encore observables en 2001 dans les sédiments près de l'exutoire du ruisseau drainant le lieu d'enfouissement. Le lac Massawippi, bien qu'en apparence moins contaminé que le lac Lovering, est lui aussi soumis à des rejets de BPC provenant du ruisseau McConnell, du ruisseau sans nom (ancien pont couvert) et dans une moindre mesure de la rivière Tomifobia.

a) Bassin du lac Massawippi

Dans le secteur de la rivière Tomifobia (stations 1 à 7), les concentrations de BPC dans les sédiments fluctuent de 730 à 2400 ng/kg. Les données pondérées par le pourcentage de carbone montrent que, exception faite de la valeur (1846 ng/kg) mesurée à la station 4, entre les deux

ponts créosotés, les concentrations de BPC varient peu entre Beebe Plain et l'aval d'Ayer's Cliff (521 à 789 ng/kg). À la station 8, localisée dans un petit ruisseau de faible débit drainant un ancien dépotoir d'Ayer's Cliff, la teneur en BPC dans les sédiments atteint 780 ng/kg et donne une valeur de 325 ng/kg lorsque pondérée par le COT. Cette dernière paraît un peu plus faible que les valeurs observées sur la rivière Tomifobia, lesquelles sont environ deux fois plus élevées que celles observées aux stations témoins 14 et 25 (229 et 278 ng/kg).

Sur la rivière Niger, les teneurs en BPC mesurées varient de 660 à 940 ng/kg alors que celles pondérées par le COT passent du simple au double entre l'amont (276 ng/kg) et l'aval (550 ng/kg) du barrage Burroughs, les stations 9 et 10 respectivement. Cette dernière valeur semble toutefois similaire à celles mesurées sur le cours principal de la rivière Tomifobia et révèle la présence d'apports en BPC pour le lac Massawippi. La présence d'un poste hydroélectrique sur la rivière Niger, à la hauteur du barrage Burroughs, pourrait expliquer l'augmentation de la teneur en BPC sur cette rivière. Ces apports causent une contamination similaire en BPC des sédiments du lac Massawippi près de l'embouchure de la rivière Tomifobia, à la station 21 (547 ng/kg).

Les teneurs en BPC, pondérées par le COT, mesurées à l'été 2001 le long de la rivière Tomifobia paraissent moins élevées que celles mesurées en 1999 dans le même secteur (annexe 6). Celles-ci étaient alors de 1000 ng/kg à Tomifobia (amont de la station 3) et de 1636 ng/kg en aval d'Ayer's Cliff (station 7) comparativement à 667 et 789 ng/kg respectivement. Il est possible qu'une pluviométrie moindre en 2001, comparativement à 1999, ait réduit le lessivage des BPC à partir des sols de l'ancienne voie ferrée et des ponts créosotés suspectés comme des sources de contamination.

Le ruisseau McConnell (stations 11 à 13), dont la branche est capte les eaux en provenance d'un ancien lieu de récupération de déchets industriels, montre des teneurs en BPC dans les sédiments variant de 720 à 26 000 ng/kg. La valeur la plus élevée est mesurée à la station 11 dans la branche est du ruisseau McConnell, en aval du site de récupération. Les valeurs pondérées par le COT révèlent que la station 11 (18 571 ng/kg) est nettement plus contaminée que les autres stations sur ce cours d'eau (514 à 712 ng/kg). Comme la branche ouest du ruisseau, juste en amont de sa jonction avec la branche est, montre une teneur beaucoup plus faible que la branche est, on en déduit que le lieu de récupération est susceptible de contaminer le ruisseau McConnell. Toutefois, les apports en BPC sont probablement concentrés au printemps ou lors d'épisodes de pluie importante, puisqu'au moment de l'échantillonnage des sédiments, le débit de la branche est était visuellement très faible par rapport à celui de la branche ouest. Quant à la branche ouest, elle reçoit les eaux de drainage en milieu forestier et d'une gravière qui est potentiellement susceptible de capter des eaux souterraines en provenance du site de récupération. À la station 13, près de l'exutoire du ruisseau (712 ng/kg), la teneur en BPC est quasi similaire à celle de la branche ouest (514 ng/kg).

À la station située près de l'exutoire, la concentration en BPC obtenue au cours de l'été 1999 (3039 ng/kg) était beaucoup plus élevée (annexe 6) que celle mesurée à l'été 2001 (712 ng/kg). Cette différence peut être expliquée par une pluviométrie plus faible en 2001, comparativement à 1999, ce qui aurait amené un écoulement moindre de la branche est dont l'écoulement est intermittent.

Dans le secteur du ruisseau ancien pont couvert, les concentrations de BPC varient de 960 à 3900 ng/kg. La valeur la plus élevée (3900 ng/kg) a été obtenue à la station 15, localisée au premier croisement avec la route 141, à environ 1 km d'un lieu d'enfouissement sanitaire. La station témoin (station 14) localisée sur ce ruisseau présente une valeur beaucoup plus faible (960 ng/kg). Les autres valeurs fluctuent de 1100 à 1500 ng/kg. Les concentrations de BPC, pondérées par le COT, se révèlent les plus élevées près de l'exutoire du ruisseau (611 ng/kg). Aux autres stations, exception faite de celle mesurée à la station témoin (229 ng/kg), les concentrations pondérées sont comparables, 390 ng/kg (station 15) et 357 ng/kg (station 16). La teneur en BPC mesurée en 1999 dans les sédiments (annexe 6) près de l'exutoire de ce ruisseau (628 ng/kg) est comparable à celle mesurée en 2001 (611 ng/kg).

Au lac Massawippi, dans le secteur du ruisseau ancien pont couvert (station 19), la concentration de BPC apparaît plus élevée que sur le cours du ruisseau lui-même. Ainsi, la concentration en BPC dans les sédiments atteint 4100 ng/kg à cet endroit, alors que la concentration de BPC pondérée par le COT est de 1323 ng/kg. Cette dernière est deux fois plus élevée qu'à l'exutoire du ruisseau et elle indique qu'il y a accumulation des BPC dans ce secteur.

Un étang artificiel à Ayer's Cliff, dont la décharge est dirigée vers le lac Massawippi via un petit fossé en arrière du bureau municipal, montre une teneur anormalement élevée en BPC (14 000 ng/kg). Celle-ci atteint 1538 ng/kg lorsque pondérée par le COT, ce qui est indicatif d'une source de contamination. L'écoulement des eaux de ce fossé était très faible lors de l'échantillonnage, toutefois celui-ci pourrait être plus élevé au printemps ou après une forte pluie. Les sédiments de l'étang devraient être analysés afin préciser le degré de contamination.

b) Bassin du lac Lovering

Le ruisseau sans nom s'écoulant vers le lac Lovering, lequel capte les eaux de drainage d'un lieu d'enfouissement sanitaire, présente une concentration de BPC très supérieure (37 000 ng/kg) aux autres stations de cette étude. Cette station (23), localisée dans un petit étang sur la propriété du lieu d'enfouissement, montre que cette activité génère des BPC dans le milieu aquatique en aval de la zone d'exploitation actuelle. Ces rejets de BPC atteignent le lac Lovering comme le montre la concentration (5600 ng/kg) observée près de l'exutoire du ruisseau (24). Les sédiments déposés dans le petit étang (station 23) n'ont possiblement qu'un séjour transitoire, compte tenu de sa faible profondeur (moins de 1,5 mètre). Il est fort probable qu'une partie importante des sédiments accumulés durant la période estivale migrent vers le lac Lovering à l'automne, lors de la disparition des plantes aquatiques, et au printemps, lors de la fonte de la neige.

Les congénères de BPC provenant du lieu d'enfouissement sont principalement des congénères contenant trois ou quatre atomes de chlore tel qu'observé à la station 23. Ces congénères sont moins persistants dans les sédiments que ceux contenant plus de cinq atomes de chlore. Ce phénomène amène un enrichissement des congénères les plus chlorés à la station 24 au détriment des congénères les moins chlorés et une diminution de la concentration totale de BPC dans les sédiments.

Dans le lac Lovering, les concentrations de BPC mesurées dans les sédiments (6200 et 10 000 ng/kg) confirment la présence d'une contamination en BPC et dont une partie origine de

toute évidence du lieu d'enfouissement sanitaire. Les congénères les plus chlorés de BPC constituent ici aussi la part la plus importante de la contamination.

Les concentrations corrigées par le COT montrent que les concentrations de BPC dans les sédiments aux deux stations du lac Lovering sont similaires (2296 et 2041 ng/kg). On peut aussi constater qu'il y a, en période estivale, une différence importante de la concentration de BPC entre le petit étang sur le lieu d'enfouissement (5211 ng/kg) et l'exutoire du ruisseau (800 ng/kg).

Deux tributaires du lac Lovering ont été échantillonnées, le ruisseau Alger (25) considéré comme une station témoin et le cours d'eau Campagna (26). Ceux-ci présentent des teneurs en BPC dans les sédiments de 2200 et 440 ng/kg. Un pourcentage de COT relativement élevé des sédiments du ruisseau Alger (7,9 %), comparativement à celui des sédiments du cours d'eau Campagna (2 %), explique la différence entre les deux sites. Quant aux valeurs pondérées par le COT, elles sont à toute fin pratique similaires (278 et 220 ng/kg) et ne montrent pas de contamination particulière.

c) Bassin de la rivière Magog

Dans le ruisseau Boily, les concentrations les plus élevées (6000 ng/kg) ont été mesurées dans un étang privé (station 30) et dans la branche ouest (station 32). Ces deux endroits sont susceptibles d'être influencés par le lieu d'enfouissement. Le premier est localisé à moins de 1 km au nord-est du lieu d'enfouissement et le second prend sa source dans le même secteur. Plus en aval de chacun des deux stations précédentes, les concentrations de BPC sont plus faibles, en particulier à la station 31 où la concentration n'est que de 950 ng/kg. À ce dernier endroit, la concentration en BPC est similaire à celle (960 ng/kg) observée à la station témoin (14). À la station 29, localisée à la tête de la branche est du ruisseau Boily près du lieu d'enfouissement sanitaire, la concentration de BPC est de 1500 ng/kg. À l'exutoire du ruisseau Boily (station 33), la concentration de BPC dans les sédiments atteint 2800 ng/kg et indique que la contamination observée plus en amont atteint la rivière Magog.

Selon les données pondérées par le COT, les sédiments prélevés dans la branche ouest du ruisseau Boily (station 32) et dans un étang privé à proximité du LES (station 30) présentent des valeurs similaires (600 et 645 ng/kg). Quant à la station 29, localisée à l'ouest du lieu d'enfouissement, une concentration en BPC de 385 ng/kg a été mesurée. La valeur la plus élevée (824 ng/kg) a été observée près de l'exutoire du ruisseau Boily. Ces valeurs paraissent supérieures à celle mesurée à la station témoin 14 (229 ng/kg) et sont indicatrices de la présence d'une source de contamination en BPC dans le milieu. La teneur en BPC (824 ng/kg) pondérée par le COT des sédiments prélevés en 2001 près de l'exutoire du ruisseau Boily est comparable à celle mesurée en 1999 (1031 ng/kg).

3.5.4 Dioxines et furanes chlorés

3.5.4.1 Critères de toxicité

Compte tenu de la toxicité des dioxines et furanes chlorés, des critères ont été établis pour les sédiments par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2000b) :

- critère de qualité provisoire : 0,85 ng/kg,
- critère d'effet probable : 21,5 ng/kg.

Les critères de qualité pour les dioxines et furanes chlorés dans les sédiments ne sont pas pondérés par le pourcentage de carbone organique total.

3.5.4.2 Teneurs en dioxines et furanes chlorés des sédiments

Les concentrations de dioxines et furanes chlorés en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments varient de 0,030 à 23,34 ng/kg avec une valeur médiane de 0,638 ng/kg. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées à la station 18, dans un petit fossé qui reçoit la décharge d'un étang artificiel à Ayer's Cliff (23,34 ng/kg), et aux stations 27 et 28 dans les secteurs nord (5,723 ng/kg) et sud (9,722 ng/kg) du lac Lovering. La concentration la plus faible fut mesurée à la station 12 (0,030 ng/kg), localisée dans la branche ouest du ruisseau McConnell. Les stations témoins 14 et 25 localisées à la tête du ruisseau ancien pont couvert et à l'exutoire du ruisseau Alger présentent respectivement des valeurs de 0,217 et 0,673 ng/kg.

Les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD excèdent à 13 stations sur 33 le critère provisoire de qualité (0,85 ng/kg) établi par le Conseil canadien des ministres de l'Environnement. Toutefois, elles sont toutes inférieures au critère d'effet probable (21,5 ng/kg) à l'exception de celle mesurée dans un fossé situé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff (station 18).

Pour comparer les résultats entre les stations sur la même base, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments ont été divisées par le pourcentage de carbone organique total (jusqu'à un maximum de 10 %)². Ces données corrigées montrent aussi des différences importantes entre les stations témoins et la plupart des autres stations étudiées. Celles-ci fluctuent de 0,021 à 2,565 ng/kg, pour une valeur médiane de 0,262 ng/kg. Les valeurs les plus élevées ont été observées aux mêmes endroits que précédemment, soit à la station 18 (2,565 ng/kg), 27 (2,120 ng/kg) et 28 (1,984 ng/kg). Ces valeurs sont nettement plus élevées que celles mesurées aux deux stations témoins 14 et 25, où les teneurs corrigées atteignent respectivement 0,052 et 0,085 ng/kg. Plusieurs stations montrent des teneurs excédant par plus de trois fois la valeur maximale aux stations témoins (0,085 ng/kg). Ces stations sont localisées notamment sur la rivière Tomifobia (0,266 à 0,496 ng/kg), le cours d'eau Campagna (0,342 ng/kg), le ruisseau Boily (0,317 à 0,609 ng/kg), le lac Massawippi dans le secteur du

² Les résultats corrigés par le pourcentage de carbone organique total ne sont donnés qu'à titre indicatif, car on ne connaît pas précisément la relation entre les teneurs en dioxines et furanes et le pourcentage de COT.

ruisseau ancien pont couvert (0,570 ng/kg), le ruisseau McConnell en aval d'un ancien récupérateur (0,319 ng/kg) et en aval de l'ancien dépotoir d'Ayer's Cliff (0,317 ng/kg).

Les différences importantes entre les stations témoins et plusieurs des autres stations de cette étude révèlent la présence d'une ou des sources de contamination en dioxines et furanes chlorés dans le secteur étudié. Les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD mesurées dans les sédiments du lac Lovering (5,723 et 9,722 ng/kg) paraissent plus élevées que celles mesurées au lac Massawippi (1,768, 0,203 et 0,137 ng/kg). Elles seraient en moyenne environ 8 fois plus élevées au lac Lovering, lorsque les valeurs sont pondérées par le carbone organique total, 2,052 ng/kg versus 0,246 ng/kg au lac Massawippi.

Exception faite du petit fossé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff et du lac Lovering, le degré de contamination des sédiments n'est cependant pas très élevé lorsque comparé aux critères de qualité. La contamination observée au lac Lovering est probablement attribuable en partie aux rejets, avant 1997, des eaux de lixiviations traitées provenant d'un lieu d'enfouissement sanitaire. Toutefois, des dioxines et furanes chlorés sont encore présents en 2001 dans les sédiments près de l'exutoire du ruisseau qui reçoit les eaux de drainage du lieu d'enfouissement.

Le lac Massawippi, bien qu'en apparence moins contaminé que le lac Lovering, est aussi soumis à des rejets de dioxines et furanes chlorés provenant de diverses sources, dont la rivière Tomifobia, du ruisseau ancien pont couvert et le petit fossé situé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff.

a) Bassin du lac Massawippi

Dans le secteur de la rivière Tomifobia (stations 1 à 7), à l'exception de la station 2 (0,204 ng/kg) sur un petit tributaire, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments fluctuent de 0,399 à 0,694 ng/kg. Les données pondérées par le pourcentage de carbone montrent que plusieurs stations ont des teneurs nettement supérieures à celles mesurées aux stations témoins 14 et 25 (0,052 et 0,085 ng/kg) ainsi qu' à la station 2 (0,097 ng/kg) sur un petit tributaire de la rivière Tomifobia. Les deux stations près des ponts créosotés (4 et 5) montrent les valeurs les plus élevées (0,420 et 0,496 ng/kg). Les valeurs mesurées sur le cours principal de la rivière Tomifobia, de Beebe Plain jusqu'à Ayer's Cliff, sont indicatrices d'une contamination anormale du milieu. À la station 8, localisée dans un petit ruisseau de faible débit drainant un ancien dépotoir d'Ayer's Cliff, la teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments atteint 0,316 ng/kg et donne une valeur de 0,132 ng/kg pondérée par le COT. Cette dernière paraît un peu plus faible que les teneurs observées sur la rivière Tomifobia.

Sur la rivière Niger, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD mesurées varient de 0,239 à 0,875 ng/kg alors que celles pondérées par le COT sont pratiquement identiques entre l'amont (0,257 ng/kg) et l'aval (0,199 ng/kg) du barrage Burroughs, les stations 9 et 10 respectivement. Ces dernières valeurs semblent toutefois comparables à celles mesurées à quelques sites sur le cours principal de la rivière Tomifobia.

Les apports en dioxines et furanes chlorés provenant de la rivière Tomifobia ne sont pas perceptibles dans les sédiments du lac Massawippi, près de l'embouchure de la rivière Tomifobia (station 21), la teneur mesurée (0,081 ng/kg) étant similaire à celles des stations témoins 14 et 25.

Les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD pondérées par le COT et mesurées à l'été 2001 sur le cours de la rivière Tomifobia paraissent moins contaminées que celles mesurées en 1999 dans le même secteur (annexe 6). Celles-ci étaient alors de 0,303 ng/kg à Tomifobia (amont de la station 3) et de 0,475 ng/kg en aval d'Ayer's Cliff (station 7) comparativement à 0,273 et 0,132 ng/kg respectivement en 2001. Il est possible qu'une pluviométrie moindre en 2001, comparativement à 1999, ait réduit le lessivage des dioxines et furanes chlorés à partir des sols de l'ancienne voie ferrée et des ponts suspectés comme des sources de contamination.

Le ruisseau McConnell (stations 11 à 13), dont la branche est capte les eaux en provenance d'un ancien lieu de récupération de déchets industriels, montre des teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments variant de 0,030 à 0,447 ng/kg. La valeur la plus élevée est mesurée à la station 11 dans la branche est du ruisseau McConnell en aval du site de récupération. Les valeurs pondérées par le COT révèlent que la station 11 (0,319 ng/kg) est nettement plus contaminé que les autres stations sur ce cours d'eau (0,021 et 0,035 ng/kg). Comme la branche ouest du ruisseau, juste en amont de sa jonction avec la branche est, montre une teneur beaucoup plus faible que la branche est, on en déduit que la station de récupération est susceptible de contaminer le ruisseau McConnell. Toutefois, les apports en dioxines et furanes chlorés sont probablement concentrés au printemps ou lors d'épisode de pluie importante, puisqu'au moment de l'échantillonnage des sédiments, le débit de la branche est du ruisseau était visuellement très faible par rapport à celui de la branche ouest. Cette dernière reçoit les eaux de drainage en milieu forestier et l'exutoire des bassins de sédimentation d'une sablière. À la station 13, près de l'exutoire du ruisseau (0,035 ng/kg), la teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD est similaire à celle de la branche ouest (0,021 ng/kg) et ne révèle pas de contamination anormal.

Dans le lac Massawippi, à la station 20 près du ruisseau McConnell, la teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD pondérée par le COT est faible (0,081 ng/kg) et comparable à celles mesurées aux stations témoins 14 et 25. Le ruisseau McConnell ne semble donc pas avoir un impact important en dioxines et furanes chlorés sur les sédiments du lac Massawippi.

À la station 13 près de l'exutoire du ruisseau McConnell, la concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD obtenue au cours de l'été 1999 (0,110 ng/kg) était plus élevée (annexe 6) que celle mesurée à l'été 2001 (0,035 ng/kg). Cette différence peut être expliquée par une pluviométrie plus faible en 2001, comparativement à 1999, ce qui aurait amené un écoulement moins important de la branche est, dont l'écoulement est intermittent.

Dans le secteur du ruisseau ancien pont couvert, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD varient de 0,217 à 1,322 ng/kg. La valeur la plus élevée s'observe à la station 15 localisée au premier croisement avec la route 141, à environ 1 km d'un lieu d'enfouissement sanitaire. La station témoin de ce bassin (station 14), localisée sur ce ruisseau, présente la valeur la plus faible. Les autres valeurs fluctuent de 0,526 à 1,322 ng/kg. La concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, pondérée par le COT, la plus élevée a été mesurée à la station 17 près de l'exutoire du ruisseau (0,292 ng/kg). Les concentrations obtenues aux autres stations sont de

0,052 ng/kg (station 14), 0,132 ng/kg (station 15) et 0,220 ng/kg (station 16). La teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD mesurée en 1999 dans les sédiments (annexe 6) près de l'exutoire de ce ruisseau (0,314 ng/kg) semble similaire à celle obtenue en 2001 (0,292 ng/kg).

Au lac Massawippi, dans le secteur du ruisseau ancien pont couvert (station 19), la concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD des sédiments apparaît plus élevée que sur le cours du ruisseau lui-même. Ainsi, la concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments atteint 1,768 ng/kg à cet endroit, alors que celle pondérée par le COT est de 0,570 ng/kg. Cette dernière est deux fois plus élevée qu'à l'exutoire du ruisseau et indique qu'il y a accumulation de dioxines et furanes chlorés dans ce secteur.

Un étang à Ayer's Cliff, dont l'écoulement des eaux s'effectue vers le lac Massawippi via un petit fossé en arrière du bureau municipal, montre une teneur anormalement élevée en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD (23,34 ng/kg). Celle-ci atteint 2,565 ng/kg lorsque pondérée par le COT, ce qui est indicatif d'une source de contamination. L'écoulement de l'eau de ce fossé était très faible lors de l'échantillonnage, mais celui-ci pourrait être plus élevé au printemps ou après une forte pluie. Les sédiments de l'étang devraient également être analysés à différentes profondeurs pour préciser le niveau de contamination.

b) Bassin du lac Lovering

La concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD des sédiments de l'Étang aux castors est de 1,651 ng/kg (station 23); cette valeur est comparable à celle de plusieurs autres stations de cette étude. Cette station, localisée sur la propriété du lieu d'enfouissement, montre que cette activité génère des dioxines et furanes chlorés dans le milieu aquatique. Ces substances rejetées dans un petit ruisseau atteignent le lac Lovering comme le montre la concentration (0,584 ng/kg) observée près de l'exutoire du ruisseau (24). Les sédiments déposés dans le petit étang (station 23) n'ont probablement qu'un séjour transitoire, compte tenu de sa faible profondeur (moins de 1,5 mètre). Il est fort probable qu'une partie importante des sédiments accumulés durant la période estivale migrent vers le lac Lovering à l'automne, lors de la disparition des plantes aquatiques, et particulièrement au printemps, lors de la fonte de la neige.

Les congénères de dioxines et furanes chlorés provenant du lieu d'enfouissement sont composés principalement d'au moins cinq atomes de chlore, tel qu'observé à la station 23. Ces congénères sont en général plus persistants dans les sédiments que ceux moins chlorés. Pour leur part, les congénères de BPC retrouvés dans les sédiments de cette station renferment de 3 à 4 atomes de chlore. Ce comportement, différent entre les congénères de ces substances, explique qu'on observe une diminution des concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD moins importante que celles des concentrations de BPC entre les stations 23 et 24.

Dans le lac Lovering, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD mesurées dans les sédiments (5,723 et 9,722 ng/kg) confirment la présence d'une contamination en dioxines et furanes chlorés. Une partie de cette contamination origine de toute évidence du lieu d'enfouissement sanitaire, mais il n'est pas possible de différencier la part attribuable aux rejets actuels de ceux ayant eu lieu avant 1997. Les résultats d'analyse corrigés par le COT montrent que les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments aux deux

stations du lac Lovering sont similaires (2,120 et 1,984 ng/kg) et qu'il y a une diminution notable des concentrations entre le lieu d'enfouissement (0,233 ng/kg) et l'exutoire du ruisseau (0,083 ng/kg) durant la période estivale.

Deux tributaires du lac Lovering ont fait l'objet de prélèvement en 2001, le ruisseau Alger (station 25) considéré comme une station témoin et le ruisseau Campagna (station 26). Les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD des sédiments prélevés à ces stations sont similaires (0,673 et 0,684 ng/kg). Toutefois, comme le pourcentage de COT des sédiments du ruisseau Alger (7,9 %) est relativement élevé comparativement à celui des sédiments du cours d'eau Campagna (2 %), les valeurs pondérées par le COT montrent une différence notable (0,085 et 0,342 ng/kg). La teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, pondérée par le COT, des sédiments du cours d'eau Campagna est la plus élevée dans ce bassin versant, à l'exception des sédiments du lac Lovering. La contamination en dioxines et furanes chlorés du cours d'eau Campagna ne peut être expliquée pour le moment.

c) Bassin de la rivière Magog

Au ruisseau Boily, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD les plus élevées (2,010 ng/kg) ont été mesurées dans la branche centre (station 31) en amont de sa jonction avec la route 141 et à la station 33 près de l'exutoire (1,394 ng/kg). Des dioxines et furanes chlorés sont aussi détectés aux quatre autres stations sur ce ruisseau (stations 29, 30, 32 et 33). À ces stations, les concentrations en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD sont relativement similaires et varient de 1,039 à 1,394 ng/kg. Trois de ces lieux sont situés près du lieu d'enfouissement. Le premier est localisé à moins de 1 km au nord est du lieu d'enfouissement, le deuxième, dans la branche ouest qui prend sa source dans le même secteur, et le troisième, à moins de 1 km à l'est du lieu. La quatrième station (station 33), localisée près de l'exutoire du ruisseau Boily, révèle que la contamination observée aux stations plus en amont atteint la rivière Magog.

Les données pondérées par le COT montrent des différences plus importantes entre les stations que les concentrations non pondérées. Ainsi, les stations 30 (0,136 ng/kg) et 32 (0,104 ng/kg) présentent des valeurs comparables, mais notablement plus faibles que celles aux stations 29, 31 et 33 (0,317 à 0,609 ng/kg). Toutes ces valeurs sont supérieures à celle mesurée à la station témoin 14 (0,052 ng/kg) et révèlent la présence d'une source de contamination dans ce secteur.

3.5.5 Interprétation

L'arsenic, le mercure, les BPC et les dioxines et furanes chlorés ont été détectés dans les sédiments à toutes les stations. Exception faite de l'arsenic, les teneurs des substances étudiées sont toutes inférieures aux critères d'effet néfaste et, dans le cas des BPC, inférieures au seuil sans effet. Toutefois, pour le mercure et les dioxines et furanes chlorés, les teneurs excèdent fréquemment le seuil sans effet. Bien que les teneurs soient souvent inférieures aux critères, des différences importantes ont été observées entre certaines stations, notamment par rapport aux stations témoins. Les résultats des prélèvements effectués en 2001 ont permis de mettre en évidence la présence de sources de contamination pour ces substances. Comme les BPC et les dioxines et furanes chlorés constituent des substances visées par le principe d'élimination virtuelle, la présence de sources d'émission de ces substances est préoccupante. De plus, malgré

les faibles teneurs observées en BPC et en dioxines et furanes chlorés dans les sédiments, ces substances se retrouvent dans la chair des touladis à des teneurs anormalement élevées qui s'approchent des seuils établis, tant au lac Massawippi qu'au lac Lovering. Dans le cas du mercure, la contamination des sédiments a des répercussions importantes, au lac Lovering, sur les espèces piscivores, touladi et achigan, dont les teneurs en mercure excèdent la norme de Santé Canada. L'arsenic ne présente toutefois pas de risque significatif en regard de la consommation des poissons, et ce, même si les concentrations dans les sédiments sont près ou excèdent le seuil d'effet néfaste.

Dans le bassin du lac Massawippi, plusieurs sources contribuent à la contamination des sédiments du lac Massawippi. Les sources identifiées sont la rivière Tomifobia, le ruisseau ancien pont couvert, le ruisseau McConnell et un petit fossé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff.

Bien que le transport sédimentaire de la rivière Tomifobia n'ait pas été mesuré et que les teneurs en BPC et dioxines et furanes chlorés ne soient pas parmi les plus élevées, cette rivière constitue probablement un des apports les plus importants en BPC et dioxines et furanes chlorés compte tenu de son débit. Sur cette rivière, la contamination provient en partie de l'ancienne voie ferrée comme le montre les frottis de bois, mais aussi de la section en amont de la station d'échantillonnage à Beebe Plain. Dans ce sous-bassin, la rivière Niger constitue également une voie non négligeable pour le transport des BPC et dioxines et furanes chlorés. Cette contamination débute dans la section en amont du barrage Burroughs et se propage jusqu'au lac Massawippi via la rivière Tomifobia.

Le ruisseau McConnell montre, à sa tête, la deuxième teneur la plus élevée en BPC de cette étude, laquelle est attribuable aux activités d'un ancien récupérateur. Les BPC sont susceptibles d'atteindre le lac Massawippi lors de fortes pluies ou à la fonte des neiges. L'importance de cet apport pour le lac Massawippi reste à être évaluée. Le ruisseau ancien pont couvert présente aussi un intérêt comme source de contamination, mais l'origine de celle-ci reste à préciser.

Le petit fossé en arrière du bureau municipal d'Ayer's Cliff, lequel reçoit la décharge d'un étang artificiel, constitue une source de contamination du lac Massawippi. Les teneurs en arsenic, en BPC et en dioxines et furanes chlorés, mesurées en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, des sédiments sont de beaucoup supérieures aux autres valeurs de cette étude.

Dans le bassin du lac Lovering, une des sources en BPC et en dioxines et furanes chlorés pour le lac Lovering semble avoir été et être encore, mais à un degré probablement moindre, attribuable aux rejets provenant d'un lieu d'enfouissement sanitaire. Une des teneurs les plus élevées en BPC dans les sédiments a été mesurée dans un petit étang localisé sur la propriété du LES. Des dioxines et furanes chlorés ont aussi été détectés à des teneurs significatives dans cet étang. Des apports actuels atteignent probablement le lac de manière épisodique lors de fortes pluies ou au printemps lors de la fonte des neiges. Les deux autres cours d'eau étudiés dans ce bassin montrent aussi un transport de BPC et de dioxines et furanes chlorés. La teneur en dioxines et furanes chlorés des sédiments du cours d'eau Campagna ne peut être expliquée pour le moment.

Les sédiments du lac Lovering semblent plus contaminés en mercure, en BPC et en dioxines et furanes chlorés que ceux du lac Massawippi. La différence la plus évidente concerne les dioxines

et furanes chlorés. Toutefois, pour les BPC et les dioxines et furanes chlorés, cette observation ne concorde pas avec ce qu'on note chez les poissons où les teneurs semblent légèrement plus élevées au lac Massawippi. Par contre, les teneurs en mercure de plusieurs espèces, en particulier le touladi, sont de toute évidence plus élevées au lac Lovering. De plus, même si les teneurs en mercure des sédiments du lac Lovering sont inférieures au seuil d'effet mineur, les teneurs dans les poissons excèdent dans certains cas la norme de 0,5 mg/kg établie par Santé Canada (voir section 3.6 sur les poissons).

Dans le bassin de la rivière Magog, le ruisseau Boily, dont les trois branches prennent leur source près du lieu d'enfouissement sanitaire, montre des teneurs en arsenic, BPC et dioxines et furanes chlorés indicatrices de sources de contamination. Pour l'arsenic, la teneur la plus élevée de cette étude a été mesurée dans un petit fossé alimenté par la résurgence d'eau souterraine contaminée par les formations géologiques. En ce qui concerne les BPC et les dioxines et furanes chlorés, leur présence pourrait être attribuable au transport atmosphérique et à la résurgence d'eaux souterraines en provenance du lieu d'enfouissement.

3.6 Poissons

En 2001, des poissons ont été capturés dans la rivière Niger, le lac Massawippi, le lac Lovering et le lac Memphrémagog. Selon les stations, ceux-ci ont été analysés pour l'arsenic, le mercure, les BPC et les dioxines et furanes chlorés. Les résultats obtenus lors de l'étude de 1999 ont aussi été considérés. L'étude réalisée en 2001 visait à actualiser les données afin d'évaluer la situation depuis 1999 au lac Massawippi et Lovering, de juger de l'importance de cette contamination par rapport à la baie Fitch et au reste du lac Memphrémagog, de même qu'entre l'amont et l'aval du barrage Burroughs sur la rivière Niger. Plus précisément, les résultats des prélèvements devaient permettre d'établir dans quelle mesure les teneurs avaient changées depuis 1999 au lac Massawippi, en rapport avec les diverses sources de contamination, et au lac Lovering à la suite de l'arrêt, en 1997, des rejets d'eaux de lixiviation traitées provenant d'un lieu d'enfouissement. Enfin, nous désirions savoir si les substances détectées au lac Lovering atteignaient le lac Memphrémagog, en causant une augmentation des teneurs dans la baie Fitch par rapport au reste du lac Memphrémagog, et si les installations électriques du barrage Burroughs étaient susceptibles de constituer une source de contamination de la rivière Niger.

3.6.1 Arsenic

Les résultats des teneurs en arsenic des poissons capturés sont présentés au tableau 3.5. En 2001, l'arsenic n'a été mesuré que dans quelques poissons capturés au lac Memphrémagog et dans les touladis du lac Massawippi, ceci afin d'obtenir des données au lac Memphrémagog et de préciser celles sur les touladis. Il fut aussi considéré que les valeurs mesurées lors de l'étude réalisée en 1999 étaient faibles. Les teneurs en arsenic dans les poissons analysés en 2001 varient de non détectées (< 0,05 mg/kg) à 0,21 mg/kg. Ces valeurs sont très inférieures à la norme de 3,5 mg/kg établie par Santé Canada (Santé et Bien-Être Social Canada, 1986) pour la commercialisation des protéines de poisson. On remarque que les teneurs en arsenic dans les touladis capturés au lac Massawippi en 2001 sont similaires à celles obtenues en 1997. Celles-ci sont équivalentes à celles mesurées dans les touladis du lac Memphrémagog.

et furanes chlorés. Toutefois, pour les BPC et les dioxines et furanes chlorés, cette observation ne concorde pas avec ce qu'on note chez les poissons où les teneurs semblent légèrement plus élevées au lac Massawippi. Par contre, les teneurs en mercure de plusieurs espèces, en particulier le touladi, sont de toute évidence plus élevées au lac Lovering. De plus, même si les teneurs en mercure des sédiments du lac Lovering sont inférieures au seuil d'effet mineur, les teneurs dans les poissons excèdent dans certains cas la norme de 0,5 mg/kg établie par Santé Canada (voir section 3.6 sur les poissons).

Dans le bassin de la rivière Magog, le ruisseau Boily, dont les trois branches prennent leur source près du lieu d'enfouissement sanitaire, montre des teneurs en arsenic, BPC et dioxines et furanes chlorés indicatrices de sources de contamination. Pour l'arsenic, la teneur la plus élevée de cette étude a été mesurée dans un petit fossé alimenté par la résurgence d'eau souterraine contaminée par les formations géologiques. En ce qui concerne les BPC et les dioxines et furanes chlorés, leur présence pourrait être attribuable au transport atmosphérique et à la résurgence d'eaux souterraines en provenance du lieu d'enfouissement.

3.6 Poissons

En 2001, des poissons ont été capturés dans la rivière Niger, le lac Massawippi, le lac Lovering et le lac Memphrémagog. Selon les stations, ceux-ci ont été analysés pour l'arsenic, le mercure, les BPC et les dioxines et furanes chlorés. Les résultats obtenus lors de l'étude de 1999 ont aussi été considérés. L'étude réalisée en 2001 visait à actualiser les données afin d'évaluer la situation depuis 1999 au lac Massawippi et Lovering, de juger de l'importance de cette contamination par rapport à la baie Fitch et au reste du lac Memphrémagog, de même qu'entre l'amont et l'aval du barrage Burroughs sur la rivière Niger. Plus précisément, les résultats des prélèvements devaient permettre d'établir dans quelle mesure les teneurs avaient changées depuis 1999 au lac Massawippi, en rapport avec les diverses sources de contamination, et au lac Lovering à la suite de l'arrêt, en 1997, des rejets d'eaux de lixiviation traitées provenant d'un lieu d'enfouissement. Enfin, nous désirions savoir si les substances détectées au lac Lovering atteignaient le lac Memphrémagog, en causant une augmentation des teneurs dans la baie Fitch par rapport au reste du lac Memphrémagog, et si les installations électriques du barrage Burroughs étaient susceptibles de constituer une source de contamination de la rivière Niger.

3.6.1 Arsenic

Les résultats des teneurs en arsenic des poissons capturés sont présentés au tableau 3.5. En 2001, l'arsenic n'a été mesuré que dans quelques poissons capturés au lac Memphrémagog et dans les touladis du lac Massawippi, ceci afin d'obtenir des données au lac Memphrémagog et de préciser celles sur les touladis. Il fut aussi considéré que les valeurs mesurées lors de l'étude réalisée en 1999 étaient faibles. Les teneurs en arsenic dans les poissons analysés en 2001 varient de non détectées (< 0,05 mg/kg) à 0,21 mg/kg. Ces valeurs sont très inférieures à la norme de 3,5 mg/kg établie par Santé Canada (Santé et Bien-Être Social Canada, 1986) pour la commercialisation des protéines de poisson. On remarque que les teneurs en arsenic dans les touladis capturés au lac Massawippi en 2001 sont similaires à celles obtenues en 1997. Celles-ci sont équivalentes à celles mesurées dans les touladis du lac Memphrémagog.

Les meuniers noirs entiers capturés en 2001 (0,07 à 0,08 mg/kg) dans le secteur nord du lac Lovering semblent présenter des teneurs en arsenic un peu plus faibles qu'en 1999 (0,14 à 0,19 mg/kg). En 2001, il n'y a pas de différence visible entre les secteurs nord et sud du lac, contrairement à 1999. Pour cette espèce, les teneurs en arsenic mesurées en 2001 au lac Lovering sont comparables à celles observées au lac Memphrémagog dans la baie Fitch (0,08 à 0,11 mg/kg), ainsi que dans le reste de ce lac (0,08 à 0,09 mg/kg).

Tableau 3.5 Teneurs moyennes en arsenic (mg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001

Année	Lieu de capture	Achigan à petite houche			Barbotte brune ¹ Carne allemande ²			Brochet maillé ³	Grand Brochet ⁴	Grand corégone ⁵	Truite brune ⁶
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	
1999	Rivière Tomifobia, amont de Stanstead										
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia										
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff							<0,10(2) ⁴			
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs				0,07(2) ²	0,07(5) ²					
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs										
2001	Lac Massawippi										
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon		0,16(5)	0,50(7)							
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell		<0,10(2)	<0,10(4)							
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert		<0,10(6)								
1997-98	Lac Massawippi								0,14(5) ³		
2001	Lac Lovering, secteur nord										
2001	Lac Lovering, secteur sud										
1999	Lac Lovering, secteur nord		<0,10(4)	0,11(4)			<0,10(2) ¹	<0,10(2) ¹			
1999	Lac Lovering, secteur sud		<0,10(2)	<0,10(4)		<0,10(3) ¹		<0,10(2) ¹			
1997	Lac Lovering						0,05(2) ¹	0,06(5) ³			
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch										
2001	Lac Memphrémagog		0,17(5)	0,16(5)							0,10(2) ⁶

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.5 Teneurs moyennes en arsenic (mg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Perehaude			Touladi			Meunier noir (entier)		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont de Stanstead							0,06(3)		
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia							0,08(4)		
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff							0,10(6)		
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs							0,12(5)		
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs							0,07(2)		
2001	Lac Massawippi									
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon	0,11(8)	<0,10(7)	<0,10(3)		0,12(5)	0,18(2)	0,06(6)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell	<0,10(5)	<0,10(2)					0,16(2)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert	<0,10(5)	<0,10(6)	<0,10(3)				0,16(4)		
1997-98	Lac Massawippi					0,12(6)	0,23(2)			
2001	Lac Lovering, secteur nord								0,07(5)	0,08(5)
2001	Lac Lovering, secteur sud							<0,05(1)	0,07(5)	
1999	Lac Lovering, secteur nord	<0,10(4)	<0,10(4)	<0,10(4)		<0,10(1)	0,11(1)	0,20(5)	0,14(5)	0,19(5)
1999	Lac Lovering, secteur sud	<0,10(5)	<0,10(5)	<0,10(5)		0,12(1)	0,15(1)	<0,10(5)	<0,10(5)	
1997	Lac Lovering			0,05(6)		0,06(3)				
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch							0,11(5)	0,07(5)	0,08(1)
2001	Lac Memphrémagog			<0,05(9)	0,12(5)	0,21(5)	0,21(5)		0,08(5)	0,09(5)

() : Nombre de poissons analysés

3.6.2 Mercure

Le tableau 3.6 présente les teneurs en mercure mesurées dans la chair des différentes espèces de poissons. Ces résultats montrent que les teneurs en mercure des achigans à petite bouche, des grands brochets et des perchaudes capturés au lac Lovering en 2001 excèdent, à au moins une occasion, la norme de 0,5 mg/kg de Santé Canada pour la commercialisation des produits de la pêche. Cette norme est aussi excédée dans des perchaudes capturées sur la rivière Niger en amont du barrage Burroughs et légèrement dans les gros touladis provenant du lac Memphrémagog. Au lac Massawippi, les teneurs en mercure dans les touladis capturés en 2001 sont inférieures à la norme et presque similaires à ceux provenant du lac Memphrémagog. Les autres espèces capturées au cours de l'étude réalisée en 2001 ne présentent pas de valeur supérieure à la norme. Il est toutefois nécessaire de souligner que les espèces mentionnées précédemment non pas été capturées à toutes les stations, ce qui ne permet pas de d'établir un portrait global de la contamination pour l'ensemble des stations étudiées.

Les teneurs en mercure des meuniers noirs entiers capturés dans la baie Fitch du lac Memphémagog (0,03 à 0,06 mg/kg) ne se démarquent pas de ceux provenant du reste du lac (0,03 à 0,16 mg/kg). Par rapport aux analyses réalisées en 1999, on constate que les résultats sont très similaires à une même station, notamment au lac Lovering. C'est aussi le cas au lac Massawippi, bien que pour les gros touladis, les teneurs semblaient plus élevées en 1997-1998, 0,81 mg/kg comparativement à 0,48 mg/kg en 2001.

Au lac Lovering, les teneurs en mercure des touladis capturés en 1999 excédaient par près de quatre fois la norme. Cette espèce n'a toutefois pas été capturée en 2001 dans ce lac. Toujours en 1999, on notait que les teneurs en mercure dans les achigans à petite bouche et les brochets maillés capturés au lac Lovering, dépassaient la norme, alors que ce n'était pas le cas au lac Massawippi. Lors de cette étude, les barbottes brunes, les perchaudes et les grands corégones ne montraient pas des valeurs supérieures à la norme.

3.6.3 Biphényles polychlorés

Les teneurs en BPC mesurées dans la chair des poissons sont présentées au tableau 3.7. Celles-ci varient de 8,4 à 430 µg/kg et sont toutes inférieures à la norme de 2000 µg/kg de Santé Canada pour la commercialisation des produits de la pêche. Les teneurs les plus élevées ont été obtenues dans les touladis de taille moyenne et grande capturés au lac Massawippi (140 et 430 µg/kg) et au lac Memphrémagog (100 et 194 µg/kg). Sur une base identique de 5 % de gras, les teneurs en BPC de ces touladis sont respectivement de 220 et 252 µg/kg et de 52 et 101 µg/kg.

Ces données semblent indiquer que, au lac Massawippi, les teneurs en BPC des touladis de taille moyenne et grande seraient plus faibles qu'en 1997-1998 (320 et 648 µg/kg), mais que, au lac Memphrémagog, elles sont demeurées stables par rapport à 1994 (65 et 113 µg/kg). Au lac Lovering, les teneurs en BPC, pondérées pour 5 % de gras, dans les touladis de tailles moyenne et grande étaient de 159 et 122 µg/kg en 1999. Ces teneurs se situeraient entre celles des touladis du lac Memphrémagog et du lac Massawippi. Aucun touladi n'a pu être capturé au lac Lovering en 2001.

Tableau 3.6 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001

Année	Lieu de capture	Aehigan à petite bouche			Barbotte brune Carpe allemande ¹			Brochet maillé Grand Brochet ²		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont de Stanstead									
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia									
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff							0,23(2) ²		
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs					0,24(1)				
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs				0,18(2) ¹	0,24(5) ¹				
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs									
2001	Lac Massawippi									
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon	0,07(3)	0,10(5)	0,22(7)						
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell	0,20(1)	0,22(2)	0,28(4)						
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert	<0,03(3)	0,12(6)							
1997-98	Lac Massawippi								0,38(1)	
2001	Lac Lovering, secteur nord	0,63(1)	0,71(2)			0,18(2)		0,70(1)		
2001	Lac Lovering, secteur sud		0,70(1)	1,40(1)				0,64(1)		
1999	Lac Lovering, secteur nord	0,54(4)	0,87(4)	1,30(4)			0,16(2)	0,85(2)		
1999	Lac Lovering, secteur sud	0,35(4)	0,32(2)	1,06(4)	0,04(1)	0,10(3)		0,70(2)		
1997	Lac Lovering						0,27(2)	0,66(5)		
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch	0,20(1)		0,39(1)		0,12(4)				
2001	Lac Memphrémagog	0,20(2)	0,31(5)	0,50(5)	0,02(1)			0,27(2)		

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.6 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Perchaude			Touladi		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont de Stanstead						
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia						
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff	0,26(2)					
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs	0,48(9)	0,73(4)	0,68(1)			
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs						
2001	Lac Massawippi					0,45(5)	0,48(2)
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon	<0,03(8)	<0,03(7)	0,18(3)			
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell	<0,03(5)	0,11(2)				
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert	<0,03(5)	<0,03(6)				
1997-98	Lac Massawippi				0,46(5)	0,48(6)	0,81(7)
2001	Lac Lovering, secteur nord	0,34(5)		0,61(9)			
2001	Lac Lovering, secteur sud	0,20(9)	0,34(9)				
1999	Lac Lovering, secteur nord	0,13(4)	0,36(4)	0,43(4)		1,50(1)	1,70(1)
1999	Lac Lovering, secteur sud	0,11(5)	0,30(5)	0,40(5)		1,80(1)	2,20(1)
1997	Lac Lovering			0,35(6)		2,00(3)	1,50(1)
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch	0,09(10)	0,20(6)				
2001	Lac Memphrémagog	0,11(9)	0,16(9)	0,41(9)	0,24(5)	0,33(5)	0,54(5)

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.6 Teneurs moyennes en mercure (mg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Grand corégone ³			Meunier noir (entier)		
		Ouananiche ⁴		Truite brune ⁵			
		Petit	Moyen		Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont Stanstead				0,08(3)		
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia				0,12(4)		
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Aver's Cliff				0,06(6)		
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs		0,36(1) ⁵		0,15(5)		
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs				0,08(2)	0,07(1)	
2001	Lac Massawippi						
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon				<0,03(6)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell				<0,03(2)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert				<0,03(4)		
1997-98	Lac Massawippi	0,26(2) ³	0,24(5) ³	0,50(1) ³			
2001	Lac Lovering, secteur nord					0,10(5)	0,09(5)
2001	Lac Lovering, secteur sud					0,11(1)	0,12(5)
1999	Lac Lovering, secteur nord				0,08(5)	0,08(5)	0,21(5)
1999	Lac Lovering, secteur sud					0,06(5)	0,11(5)
1997	Lac Lovering						
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch				0,03(5)	0,06(5)	0,05(1)
2001	Lac Memphrémagog			0,17(1) ⁴		0,03(5)	0,16(5)
2001	Lac Memphrémagog	0,09(1) ⁵	0,08(1) ⁵	0,20(2) ⁵			

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.7 Teneurs moyennes en biphenyles polychlorés (µg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1994 à 2001

Année	Lieu de capture	Achigan à petite bouche			Barbotte brune ¹ Carpe allemande ²			Brochet maillé ³ Grand brochet ⁴		
		Petit	Moyen	gros	Petit	Moyen	gros	Petit	Moyen	gros
		1999	Rivière Tomifobia, amont Stanstead							
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia									
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Aver's Cliff						7,3(2) ⁴			
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs					29,0(5) ²				
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs									
2001	Lac Massawippi									
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon	42,0(5)	26,0(7)							
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell	22,0(2)	48,0(4)							
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert	20,0(6)								
1997-98	Lac Massawippi									
2001	Lac Lovering, secteur nord									
2001	Lac Lovering, secteur sud									
1999	Lac Lovering, secteur nord	10,0(4)	11,0(4)			8,0(2) ¹	1,6(2) ³			
1999	Lac Lovering, secteur sud	4,9(2)	7,5(4)			3,4(3) ¹	2,9(2) ³			
1997	Lac Lovering					<40(2) ¹	<40(5) ²			
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch					2,5(4) ¹				
2001	Lac Memphrémagog	8,7(5)	13,0(5)							

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.7 Teneurs moyennes en biphényles polychlorés (µg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1994 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Perchaude			Touladi			Touladi (5 % gras)		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont Stanstead									
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia									
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff									
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs									
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs									
2001	Lac Massawippi					140(5)	430(2)		220(5)	252(2)
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon		10,0(7)	48,0(3)						
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell		10,0(2)							
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert		19,0(6)	32,0(3)						
1997-98	Lac Massawippi				307(6)	816(5)		320(6)	648(5)	
2001	Lac Lovering, secteur nord									
2001	Lac Lovering, secteur sud									
1999	Lac Lovering, secteur nord	2,6(4)	4,2(4)	2,9(4)	220(1)	320(1)		131(1)	108(1)	
1999	Lac Lovering, secteur sud	7,6(5)	2,1(5)	3,0(5)	190(1)	230(1)		187(1)	137(1)	
1997	Lac Lovering			<40(6)	230(3)			155(3)		
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch		2,0(6)							
2001	Lac Memphrémagog		4,9(9)	3,2(9)	50,0(5)	100(5)	194(5)	46(5)	52(5)	101(5)
1994	Lac Memphrémagog				200(9)	190(9)		65(9)	113(9)	

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.7 Teneurs moyennes en biphényles polychlorés (µg/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1994 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Grand corégone ⁵ Truite brune ⁶			Meunier noir (entier)			Meunier noir (entier) (3% gras)		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont de Stanstead				7,5(3)			5,1(3)		
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia				32(4)			14,2(4)		
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff				47(6)			48,8(6)		
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs		6,9(1) ^b		8,5(5)			10,3(5)		
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs				50(2)			68,5(2)		
2001	Lac Massawippi									
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon				70(6)			86,1(6)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell				64(2)			61,0(2)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert				79(4)			89,4(4)		
1997-98	Lac Massawippi		130(5) ^c							
2001	Lac Lovering, secteur nord					65(5)	32(5)		52,4(5)	38,6(5)
2001	Lac Lovering, secteur sud					28(1)	81(5)		23,2(1)	61,2(5)
1999	Lac Lovering, secteur nord				39(5)	38(5)	100(5)	36,5(5)	19,6(5)	48,7(5)
1999	Lac Lovering, secteur sud					45(5)	67(5)		22,0(5)	24,7(5)
1997	Lac Lovering									
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch				11(5)	19(5)	44(1)	8,4(5)	9,8(5)	13,6(1)
2001	Lac Memphrémagog			54,0(2) ^d		20(5)	88(5)		11,1(5)	42,4(5)

() : Nombre de poissons analysés

Dans les meuniers noirs entiers capturés en 2001 et en 1999, les teneurs en BPC demeurent, à toutes les stations, inférieures au critère de 160 µg/kg pour la protection de la faune terrestre piscivore (USEPA, 1995). En 2001, les teneurs en BPC dans cette espèce variaient de 8,5 à 88 µg/kg.

En 2001, sur la rivière Niger, la teneur en BPC, pondérée pour 3 % de gras, des meuniers noirs entiers de petite taille capturés en amont du barrage Burroughs (10,3 µg/kg) semble plus faible qu'en aval du barrage (68,5 µg/kg). Toutefois, les teneurs en BPC pour des meuniers noirs de très petite taille capturés aux mêmes endroits ne montrent pas de différence (10,3 et 13,8 µg/kg).

Au lac Memphrémagog (8,4 à 13,6 µg/kg), cette espèce présente des teneurs en BPC apparemment plus faibles qu'au lac Lovering (23,2 à 61,2 µg/kg) ainsi qu'au lac Massawippi (61 à 89,4 µg/kg) en 1999. Ce portrait est similaire à celui des touladis décrit précédemment. Il ne semble pas y avoir de différence notable entre les secteurs sud et nord du lac Lovering tant en 2001 qu'en 1999, ni entre les deux années. De même, au lac Memphrémagog, les teneurs en BPC des meuniers noirs entiers demeurent du même ordre entre la baie Fitch et le reste du lac.

3.6.4 Dioxines et furanes chlorés

Les teneurs en dioxines et furanes chlorés mesurées en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD dans les poissons sont présentées au tableau 3.8. En 2001, elles varient de 0,063 à 4,735 ng/kg et sont toutes inférieures au critère pour la consommation humaine de 15 ng/kg établi par Santé Canada. Les teneurs les plus élevées ont été observées dans les touladis de taille moyenne et grande capturés au lac Massawippi (1,476 et 4,735 ng/kg) et au lac Memphrémagog (2,814 et 4,465 ng/kg). Sur une base de identique de 5 % de gras, les teneurs en équivalent toxique à la

2,3,7,8-TCDD des touladis provenant des deux lacs précédents sont respectivement de 1,878 et 2,773 ng/kg et de 1,057 et 1,847 ng/kg. Ces données semblent indiquer qu'au lac Massawippi, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD des touladis seraient légèrement plus élevées qu'au lac Memphrémagog. Toutefois, au lac Massawippi, les touladis de grande taille capturés en 2001 présenteraient des teneurs un peu plus faibles qu'en 1998 (3,843 ng/kg). Au lac Lovering, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, pondérées pour 5 % de gras, dans les touladis de taille moyenne et grande étaient de 2,608 et 2,349 ng/kg en 1999. Ces teneurs semblent comparables à celles des touladis du lac Massawippi, mais paraissent un peu plus élevées qu'au lac Memphrémagog. Aucun touladis n'a pu être capturé au lac Lovering en 2001.

Dans les meuniers noirs entiers capturés en 2001, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD varient de 0,039 à 0,987 ng/kg et excèdent à deux reprises le critère pour la protection de la faune terrestre piscivore de 0,66 ng/kg (USEPA, 1995). Les deux valeurs les plus élevées ont été mesurées dans des meuniers noirs de grande taille capturés dans le secteur sud du lac Lovering (0,805 ng/kg) et dans le lac Memphrémagog (0,987 ng/kg) près du centre.

En 2001, sur la rivière Niger, la teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, pondérée pour 3 % de gras, des meuniers noirs entiers de petite taille capturés en amont du barrage Burroughs (0,047 ng/kg) semble plus faible qu'en aval du barrage (0,237 ng/kg).

Tableau 3.8 Teneurs moyennes en dioxines et furanes chlorés (ng/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001

Année	Lieu de capture	Achigan à petite bouche ¹ Carpe allemande ²			Touladi			Touladi (5 % gras)		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont Slanslead									
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia									
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff									
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs		0,079(5) ²							
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs									
2001	Lac Massawippi					1,476(5)	4,735(2)		1,878(5)	2,773(2)
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon			0,076(7) ¹						
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell			0,102(4) ¹						
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert									
1997-98	Lac Massawippi						5,18(5)			3,843(5)
2001	Lac Lovering, secteur nord									
2001	Lac Lovering, secteur sud									
1999	Lac Lovering, secteur nord			0,088(4) ¹	4,116(1)	6,125(1)		2,447(1)	2,046(1)	
1999	Lac Lovering, secteur sud				2,814(1)	4,465(1)		2,770(1)	2,651(1)	
1997	Lac Lovering				4,372(3)			2,954(3)		
2001	Lac Memphrémagog, baie Filch									
2001	Lac Memphrémagog			0,089(5) ¹	2,026(5)	3,501(5)		1,057(5)	1,847(5)	

() : Nombre de poissons analysés

Tableau 3.8 Teneurs moyennes en dioxines et furanes chlorés (ng/kg) dans la chair des poissons capturés dans la rivière Tomifobia, la rivière Niger, les lacs Massawippi, Lovering et Memphrémagog de 1997 à 2001 (suite)

Année	Lieu de capture	Perchaude ³ Truite brune ⁴			Meunier noir (entier)			Meunier noir (entier) (3% gras)		
		Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros	Petit	Moyen	Gros
1999	Rivière Tomifobia, amont Stanstead				0,063(3)			0,043(3)		
1999	Rivière Tomifobia, à Tomifobia				0,134(4)			0,059(4)		
1999	Rivière Tomifobia, aval d'Ayer's Cliff				0,090(6)			0,093(6)		
2001	Rivière Niger, amont barrage Burroughs				0,039(5)			0,047(5)		
2001	Rivière Niger, aval barrage Burroughs				0,173(2)			0,237(2)		
2001	Lac Massawippi									
1999	Lac Massawippi, Baie Bacon			0,300(3) ³	0,136(6)			0,167(6)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau McConnell				0,071(2)			0,068(2)		
1999	Lac Massawippi, ruisseau pont couvert			0,104(3) ³	0,150(4)			0,170(4)		
1997-98	Lac Massawippi									
2001	Lac Lovering, secteur nord					0,651(5)	0,542(5)		0,525(5)	0,653(5)
2001	Lac Lovering, secteur sud					0,498(1)	0,805(5)		0,413(1)	0,608(5)
1999	Lac Lovering, secteur nord			<0,02(4) ¹	0,120(5)	0,532(5)		0,112(5)	0,275(5)	
1999	Lac Lovering, secteur sud					0,412(5)			0,201(5)	
1997	Lac Lovering									
2001	Lac Memphrémagog, baie Fitch				0,082(5)	0,390(5)		0,063(5)	0,201(5)	
2001	Lac Memphrémagog			0,009(9) ³		0,437(5)	0,987(5)		0,243(5)	0,476(5)

() : Nombre de poissons analysés

Au lac Memphrémagog, cette espèce présente, en 2001, pour les spécimens de tailles moyenne et grande, des teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, pondérées pour 3 % de gras, (0,201 à 0,476 ng/kg) apparemment plus faibles qu'au lac Lovering (0,413 à 0,653 ng/kg). Quant aux spécimens de petite taille, les valeurs semblent plus élevées au lac Massawippi (0,068, 0,167 et 0,170 ng/kg) qu'au lac Lovering (0,112 ng/kg), selon les données de 1999, ainsi qu'au lac Memphrémagog (0,063 ng/kg) en 2001. Il ne semble pas y avoir de différence notable entre les secteurs sud et nord du lac Lovering en 1999 et en 2001. Toutefois, au lac Lovering, il est possible que les teneurs dans les meuniers noirs de taille moyenne soient un peu plus élevées en 2001 (0,413 et 0,525 ng/kg) qu'en 1999 (0,201 et 0,275 ng/kg). Cette différence potentielle reste à être vérifiée. Au lac Memphrémagog, les teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD des meuniers noirs entiers de taille moyenne demeurent du même ordre entre la baie Fitch et le reste du lac. On ne peut faire de comparaison entre les autres classes de tailles.

3.6.5 Interprétation

Les résultats des analyses des poissons montrent que seul le mercure présente des teneurs supérieures aux normes de Santé Canada pour la commercialisation des produits de la pêche. Les dépassements les plus significatifs sont observés dans les touladis, les brochets maillés et les achigans à petite bouche du lac Lovering ainsi que dans les perchades en amont du barrage Burroughs. Les touladis capturés au lac Lovering ont montré en 1999 des teneurs en mercure plus élevées que ceux provenant des lacs Massawippi et Memphrémagog dont les teneurs en mercure sont similaires. Les causes possibles pouvant expliquer la contamination des poissons sont la déposition de mercure d'origine atmosphérique, la plus faible profondeur du lac et l'urbanisation importante sur son pourtour. La contamination plus élevée en mercure des poissons du lac Lovering peut s'expliquer aussi par des teneurs en mercure des sédiments apparemment plus élevées au lac Lovering qu'au lac Massawippi. La contamination en mercure observée dans les poissons du lac Lovering ne semble pas avoir d'incidence sur ceux de la baie Fitch du lac Memphrémagog. La présence de mercure dans les eaux de drainage et les eaux de lixiviation du lieu d'enfouissement sanitaire devra être vérifiée. Pour ce faire, les analyses de mercure dans ces eaux devront être effectuées à partir d'une méthode présentant un seuil de détection plus faible que celui de l'étude réalisée en 1999.

Les teneurs en arsenic des touladis sont faibles et semblent similaires entre les trois lacs étudiés. Dans les meuniers noirs entiers capturés au lac Lovering, les teneurs en arsenic dans le secteur nord, près d'un lieu d'enfouissement, auraient décliné entre 1999 et 2001.

Quant aux BPC et dioxines et furanes chlorés, bien que les teneurs soient inférieures aux normes de Santé Canada, ils excèdent dans quelques cas les critères respectifs de 160 µg/kg et de 0,66 ng/kg établis pour la protection de la faune terrestre piscivore (USEPA, 1995 et CCME, 2000b). C'est le cas pour les touladis capturés dans les trois lacs étudiés : Massawippi, Lovering et Memphrémagog. Des teneurs en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD supérieures au critère sont aussi observées pour les meuniers noirs entiers de grande taille provenant des deux derniers lacs et dans des truites brunes du lac Memphrémagog, dans un secteur éloigné de la Baie Fitch.

Pour les touladis et les meuniers noirs entiers, les teneurs corrigées par le pourcentage de gras indiqueraient que l'exposition des poissons aux BPC et aux dioxines et furanes chlorés seraient,

dans l'ordre, le lac Massawippi, lac Lovering et le lac Memphrémagog, bien que les distinctions soient plus ténues entre le lac Massawippi et le Lovering pour les dioxines et furanes chlorés. Au lac Lovering, l'exposition apparemment plus importante des poissons à ces substances par rapport au lac Memphrémagog est probablement attribuable, en partie, à leur présence dans les sédiments à la suite du rejet, jusqu'en 1997, des eaux de lixiviation traitées d'un lieu d'enfouissement sanitaire. Des dioxines et furanes chlorés avaient d'ailleurs été retrouvés dans les eaux de lixiviation du LES en 1999 (Laliberté et Leclerc, 2000). Les meuniers noirs capturés au lac Lovering en 2001 présentent des teneurs du même ordre qu'en 1999; il ne semble donc pas y avoir eu de diminution significative entre les deux années.

Sur la même base de comparaison, les meuniers noirs entiers de la rivière Niger seraient plus exposés en aval du barrage qu'en amont; la présence d'installations électriques au barrage Burroughs pourrait en être la cause. Ces meuniers semblent d'ailleurs plus exposés que ceux sur le cours principal de la rivière Tomifobia.

Au lac Memphrémagog, les teneurs en BPC et dioxines et furanes chlorés mesurées dans les meuniers noirs entiers paraissent similaires entre la baie Fitch et le lac Memphrémagog. Les contaminants présents dans le lac Lovering ne semblent donc pas migrer vers la baie Fitch, tout au moins, de manière à causer une contamination visible par rapport au reste du lac.

Les touladis capturés au lac Massawippi en 2001 semblent un peu moins contaminés qu'en 1999, ce qui est peut-être attribuable à une réduction des apports en BPC et dioxines et furanes chlorés vers le lac Massawippi comme le montrent les sédiments prélevés sur la rivière Tomifobia et le ruisseau McConnell.

3.7 Air

Les résultats d'analyse des prélèvements d'air ambiant, de biogaz à la source et de biogaz dans les sols sont présentés dans des tableaux regroupés à l'annexe 7.

3.7.1 Météorologie

Durant la période d'échantillonnage (juin à août), un total de 1145 observations de vitesse et direction de vent ont été faites à la tour météorologique; des observations manquantes ont été signalées (en totalité ou partiellement) le 20 juin, du 1^{er} au 5 juillet, du 10 au 21 juillet, le 26 juillet, du 1^{er} au 7 août et le 20 août. Les fréquences de direction des vents obtenues de ces observations sont données au tableau 1; on y note une fréquence relativement élevée des directions sud et sud-sud-ouest. La fréquence de vent *calme* est aussi très élevée; on notera que la notion de vent *calme* correspond à toutes les vitesses inférieures à 4 km/h de manière analogue à la station météorologique de Sherbrooke pour laquelle on a obtenu les observations de vents pour la même période.

Les fréquences de direction des vents de la station météorologique de Sherbrooke apparaissent au tableau 1; les directions dominantes sont sud-ouest (11,5 %) et ouest (14,7 %) avec une fréquence de vent *calme* de 14,6 %. Le vent au lieu d'enfouissement semble donc être davantage dans la direction de l'axe de la vallée (orientée nord-sud). Une comparaison des fréquences des directions

dans l'ordre, le lac Massawippi, lac Lovering et le lac Memphrémagog, bien que les distinctions soient plus ténues entre le lac Massawippi et le Lovering pour les dioxines et furanes chlorés. Au lac Lovering, l'exposition apparemment plus importante des poissons à ces substances par rapport au lac Memphrémagog est probablement attribuable, en partie, à leur présence dans les sédiments à la suite du rejet, jusqu'en 1997, des eaux de lixiviation traitées d'un lieu d'enfouissement sanitaire. Des dioxines et furanes chlorés avaient d'ailleurs été retrouvés dans les eaux de lixiviation du LES en 1999 (Laliberté et Leclerc, 2000). Les meuniers noirs capturés au lac Lovering en 2001 présentent des teneurs du même ordre qu'en 1999; il ne semble donc pas y avoir eu de diminution significative entre les deux années.

Sur la même base de comparaison, les meuniers noirs entiers de la rivière Niger seraient plus exposés en aval du barrage qu'en amont; la présence d'installations électriques au barrage Burroughs pourrait en être la cause. Ces meuniers semblent d'ailleurs plus exposés que ceux sur le cours principal de la rivière Tomifobia.

Au lac Memphrémagog, les teneurs en BPC et dioxines et furanes chlorés mesurées dans les meuniers noirs entiers paraissent similaires entre la baie Fitch et le lac Memphrémagog. Les contaminants présents dans le lac Lovering ne semblent donc pas migrer vers la baie Fitch, tout au moins, de manière à causer une contamination visible par rapport au reste du lac.

Les touladis capturés au lac Massawippi en 2001 semblent un peu moins contaminés qu'en 1999, ce qui est peut-être attribuable à une réduction des apports en BPC et dioxines et furanes chlorés vers le lac Massawippi comme le montrent les sédiments prélevés sur la rivière Tomifobia et le ruisseau McConnell.

3.7 Air

Les résultats d'analyse des prélèvements d'air ambiant, de biogaz à la source et de biogaz dans les sols sont présentés dans des tableaux regroupés à l'annexe 7.

3.7.1 Météorologie

Durant la période d'échantillonnage (juin à août), un total de 1145 observations de vitesse et direction de vent ont été faites à la tour météorologique; des observations manquantes ont été signalées (en totalité ou partiellement) le 20 juin, du 1^{er} au 5 juillet, du 10 au 21 juillet, le 26 juillet, du 1^{er} au 7 août et le 20 août. Les fréquences de direction des vents obtenues de ces observations sont données au tableau 1; on y note une fréquence relativement élevée des directions sud et sud-sud-ouest. La fréquence de vent *calme* est aussi très élevée; on notera que la notion de vent *calme* correspond à toutes les vitesses inférieures à 4 km/h de manière analogue à la station météorologique de Sherbrooke pour laquelle on a obtenu les observations de vents pour la même période.

Les fréquences de direction des vents de la station météorologique de Sherbrooke apparaissent au tableau 1; les directions dominantes sont sud-ouest (11,5 %) et ouest (14,7 %) avec une fréquence de vent *calme* de 14,6 %. Le vent au lieu d'enfouissement semble donc être davantage dans la direction de l'axe de la vallée (orientée nord-sud). Une comparaison des fréquences des directions

conjointes observées aux deux stations montre d'ailleurs qu'à une direction sud au LES correspond le plus fréquemment une direction sud-ouest à Sherbrooke; de même, à une direction ouest à Sherbrooke correspond le plus fréquemment une direction ouest-sud-ouest au LES.

La vitesse moyenne du vent au LES est de 5,4 km/h comparativement à 8 km/h à Sherbrooke; le coefficient de corrélation sur les valeurs horaires est de 0,39.

Lors des journées d'échantillonnage avec des observations de vents manquantes au lieu d'enfouissement, les données de la station météorologique de Sherbrooke ont été utilisées. On a ainsi été en mesure d'obtenir une direction dominante et une vitesse moyenne pour chaque journée d'échantillonnage. Toutefois, il n'a cependant pas été possible d'effectuer une analyse des concentrations des divers COV en fonction des conditions météorologiques (vent et stabilité); on s'est néanmoins servi des observations de vents pour expliquer certains résultats, tels qu'ils sont décrits ci-dessous.

Entre le 16 et le 20 juillet, le vent a été favorable (d'après les observations météorologiques de Sherbrooke) au transport des contaminants du LES vers la station témoin pour une durée de 2 heures le 19 juillet (tableau 2). Aucune autre direction de vent favorable (sud-est ou est-sud-est) n'a été mesurée à Sherbrooke. Par ailleurs, le reste du temps, le vent provenait soit de l'autoroute 10, soit de la ville de Sherbrooke. On peut donc s'attendre à ce que les mesures effectuées à cette station soient représentatives d'un endroit non influencé par le LES Bestan.

Lors de l'échantillonnage au 1762, chemin d'Ayer's Cliff (18 juin au 5 juillet), les directions des vents favorables au transport de contaminants du LES vers la station ont été observées à tous les jours (tableau 2), la majorité des jours ayant 10 heures et plus d'exposition (total de 109 heures durant la période).

Entre le 13 et le 27 août, les directions favorables au transport de contaminants du LES vers la station du 2010, chemin d'Ayer's Cliff ont été relativement peu fréquentes; la journée du 23 août est celle avec le plus grand nombre d'heures (tableau 2). Au total, on dénombre 49 heures avec une direction de vent en provenance du LES. Au bassin de captage, situé dans la portion sud du LES, on a considéré les directions du nord-ouest au nord-est comme favorables; celles-ci ont été plus fréquentes, particulièrement les 23 et 24 août (tableau 2). Au total durant la période, 49 heures favorables ont été enregistrées. La route 141 se trouve à l'est de la station du 2010, chemin d'Ayer's Cliff; celle-ci est ainsi balayée par des directions de vent allant du sud (et, dans une moindre mesure, du sud-sud-ouest) au nord; certaines journées montrent une direction dominante dans ces secteurs (par exemple le 15 et 16 août). Il est donc possible que les émissions des véhicules (autos, camions, etc.) affectent les concentrations des contaminants à cet endroit.

3.7.2 Biogaz

La nature chimique des biogaz générés par les déchets enfouis et lors de leur décomposition (types de composés et concentrations) varie selon les lieux de prélèvements des échantillons sur le lieu d'enfouissement et en fonction du temps (Biothermica, 1993; Holsen, *et al.*, 1991; NSDH, 1994; SCAQMD, 1986; Siu *et al.*, 1989; Tovalen *et al.*, 1998).

Ainsi, dans le cas du LES Bestan par exemple, les concentrations de triméthyl-2,2,4 pentane qui ont été détectées le même jour dans le biogaz variaient par un facteur de 10, soit $3780 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au brûleur nord-est, comparativement à $38\,290 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au brûleur sud-est (tableau 3). Dans le cas du para-isopropyltoluène, la teneur dans le biogaz au brûleur sud-est n'était que 1,5 fois plus élevée que celle du brûleur nord-est. Par ailleurs, et sur une période de deux jours d'échantillonnage, le rapport entre la teneur la plus faible et la plus élevée en para-isopropyltoluène prélevée aux trois endroits variait par un facteur de 20, soit de $1760 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $35\,080 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 3).

Cette forte variabilité dans le temps et l'espace (sur le site du LES) fait en sorte que le lieu d'enfouissement ne constitue pas une source constante en COV, provoquant ainsi la forte variabilité observée aux stations de mesures en air ambiant; à ceci s'ajoute aussi la variabilité causée par les conditions de dispersion et de transport. L'analyse des échantillons de biogaz prélevés aux trois points d'échantillonnage (brûleurs sud-est et nord-est et drain nord-ouest) a permis d'identifier la présence de 105 composés organiques volatils; 89 % d'entre eux ont été détectés dans l'air ambiant au LES ou à la station du 1762, chemin d'Ayer's Cliff (tableau 3).

Des concentrations de $120 \text{fg}/\text{m}^3$ de dioxines et furanes chlorés et de $426 \text{pg}/\text{m}^3$ de BPC ont été dosées le 7 août 2001 (prélèvement unique; tableaux 10 et 11). Il importe de souligner qu'aucun résultat provenant du laboratoire Maxxam n'a été retenu après validation.

3.7.3 Air ambiant

3.7.3.1 Composés organiques volatils

a) Fréquence analytique et apport environnemental

Le nombre de composés organiques volatils détectés dans l'air ambiant augmente à mesure que l'on se rapproche du lieu d'enfouissement et que l'on se retrouve dans des conditions propices au transport des contaminants. En effet, parmi les 161 COV ciblés, 55 d'entre eux ont été détectés à tous les jours d'échantillonnage à la station du LES Bestan. On constate une fréquence analytique du même ordre avec 51 COV dosés à tous les jours dans l'air ambiant au 1762, chemin Ayer's Cliff sous le vent du LES (tableau 4).

Le portrait analytique est différent aux stations moins exposées aux émissions du lieu d'enfouissement; en effet seulement entre 17 et 21 COV ont été détectés à tous les jours aux trois autres stations (bassin de captage; 2010, chemin d'Ayer's Cliff; 81, rue Lachance) (tableaux 5 et 6). Si on compte tous les composés organiques volatils qui ont été mesurés au moins une fois au-dessus du seuil de détection durant toute la période d'échantillonnage, on obtient un total de 114 COV au LES (tableau 4). Par contre, on dénombre seulement 57 COV à la station témoin; ceci s'explique par l'absence des conditions favorables au transport des émissions provenant du lieu d'enfouissement vers cette station (tableaux 2 et 6). Les émissions du LES Bestan contribuent donc à augmenter l'apport en différents COV dans l'air ambiant.

b) Niveaux de fond

Les niveaux de fond utilisés pour fins de comparaisons proviennent d'un rapport actuellement en préparation (ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada, 2002). Ces valeurs ont été utilisées uniquement à titre de comparaison puisque les concentrations moyennes de COV, mesurées à nos stations, ont été obtenues sur une dizaine de valeurs (au maximum) alors que les niveaux de fond peuvent résulter de moyennes calculées sur de plus longues périodes.

Les concentrations de 56 COV mesurés dans l'air ambiant sont au moins 8,5 fois plus élevées au lieu d'enfouissement qu'à la station témoin avec des teneurs variant entre 0,01 et 3,62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 7). Environ 35 autres COV ont présenté des teneurs dans l'air ambiant entre 1,5 et 7 fois plus élevées au lieu d'enfouissement qu'à la station témoin (tableau 7). Ce bilan augmente à 102 COV en comptabilisant les facteurs excédentaires variant entre 1,1 et 1,4 (tableau 7).

Les niveaux de fond moyens disponibles pour un secteur rural sont excédés dans 77 % des cas dans l'air ambiant au LES Bestan et à la station du 1762, chemin d'Ayer's Cliff (tableau 7) sous le vent du LES (MENV, 2001).

Les concentrations de certains COV au LES excèdent les teneurs qui ont été mesurées au parc industriel de Pointe-aux-Trembles à Montréal. C'est le cas du dichloro-1,2 éthane, du chloroéthane, du trans-dichloro-1,2 éthène, du chlorométhane, du dichloro-1,2 benzène et du bromoforme qui atteignent des niveaux environ 2 fois supérieurs (tableau 7). Pour le dibromochlorométhane, le dichloro-1,1 éthane et le chlorobenzène, ce rapport varie entre 3,3 et 4,8 (tableau 7) alors que pour le chlorure de vinyle et le trichloro-1,2,4 benzène, il est respectivement de 8,5 et de 10,7 (tableau 7).

Les concentrations moyennes de 39 % des COV détectés dans le secteur industriel de Montréal-Est (Pointe-aux-Trembles) ont été excédées au LES par des facteurs variant entre 2 et 11 fois. À la station du 1762, chemin d'Ayer's Cliff, 42 % des COV ont des concentrations moyennes variant entre 1,5 et 28 fois celles mesurées à Montréal-Est (tableau 7). Les teneurs maximales sur 24 heures qui ont été dosées à Pointe-aux-Trembles pour 31 COV sont également dépassées dans 19 % des cas au LES et au 1762, chemin d'Ayer's Cliff. De plus, les concentrations y sont entre 1,3 et 77 fois supérieures aux niveaux de fond industriels. Le LES Bestan peut donc être considéré comme une source de pollution industrielle (tableau 7).

c) Signature chimique du LES

Le lien entre le biogaz et l'air ambiant est démontré par le fait que plusieurs COV détectés en fortes concentrations dans le biogaz ont été mesurés à des concentrations beaucoup plus élevées dans l'air ambiant au LES qu'à la station témoin. C'est notamment le cas du toluène, du propane, du pentane et de l'isobutane. Ces derniers ont été dosés (air ambiant) au LES à des concentrations qui excédaient celles de la station témoin par des facteurs respectifs de 2,6, 3,3, 4,4 et 9,6. Dans le biogaz, leurs teneurs respectives étaient de 98 840 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 37 530 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 22 967 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 69 830 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 8).

Par ailleurs, 45 COV parmi les 105 présents dans le biogaz ont été détectés dans l'air ambiant au LES à des concentrations de plus de 8 fois supérieures à celles mesurées à la station témoin. De

même, 28 d'entre eux ont été dosés à la station du 1762, chemin d'Ayer's Cliff à des concentrations de plus de 3 fois supérieures à celles de la station témoin (tableau 8).

Certains COV considérés comme à peu près inexistantes dans l'air ambiant au Québec ont été détectés dans le biogaz et l'air ambiant aux stations exposées. C'est le cas du chloroéthane, du chlorure de vinyle et du dichloro-1,1 éthane dont les teneurs respectives dans le biogaz étaient de $4913 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $5153 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $7863 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 8).

En secteur rural (MENV, 2001d), les niveaux de fond moyens annuels pour ces trois COV sont faibles : $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le chlorure de vinyle, $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le dichloro-1,1 éthane et $0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le chloroéthane (tableau 6). En secteur industriel ou hautement urbanisé, ces niveaux de fond sont similaires. En effet, les concentrations moyennes annuelles au parc industriel de Pointe-aux-Trembles sont identiques aux niveaux de fond ruraux pour le chlorure de vinyle ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et le dichloro-1,1 éthane ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$), tandis que la teneur moyenne pour le chloroéthane s'élève à $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans l'air ambiant du centre-ville de Montréal (à proximité des rues Ontario et Maisonneuve), ces concentrations sont essentiellement du même ordre avec des valeurs moyennes annuelles respectives de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les concentrations moyennes sur dix jours en dichloro-1,1 éthane, chloroéthane et en chlorure de vinyle au LES sont respectivement 4,2, 5,3 et 8,5 fois plus élevées que les niveaux de fond ruraux et 4,2, 1,9 et 8,5 fois plus élevées que les niveaux de fond industriels (tableau 8). Ces trois COV ont été détectés à la station du 1762, chemin d'Ayer's Cliff, mais pas à la station témoin ni au bassin de captage. Au 2010, chemin d'Ayer's Cliff, ces derniers ont été mesurés seulement le 16 août, mais à des concentrations faibles, probablement à cause de conditions non propices au transport vers cette station. La grande variabilité des émissions des composants du biogaz du LES en fonction du temps, en concentration et en nombre, pourrait être responsable des valeurs sous les seuils de détection mesurées au bassin de captage les 23 et 24 août 2001.

d) Critères de qualité de l'air

Les critères de qualité de l'air disponibles (MENV, 2001d) ont servi de point de comparaison pour certains COV, même si on devrait plutôt les comparer à des moyennes obtenues à partir des concentrations mesurées sur des périodes plus longues que celles disponibles ici (maximum 10 jours ou valeurs quotidiennes individuelles). Douze COV parmi les 161 mesurés, nécessitent d'être examinés plus attentivement en rapport aux critères de qualité de l'air disponibles. Dix d'entre eux excèdent d'ailleurs ces critères (chloroforme, benzène, tétrachlorure de carbone, dichloro-1,2 éthane, dichloro-1,1 éthène, butadiène-1,3, acrylonitrile, dibromo-1,2 éthane, tétrachloro-1,1,2,2 éthane, trichloro-1,1,2 éthane) (tableau 9).

En ce qui concerne le chloroforme et le benzène, la contribution du LES semble plutôt faible. Les concentrations de benzène dans l'air ambiant sont plus faibles au 1762, chemin d'Ayer's Cliff ($0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) qu'au LES Bestan ($0,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et plus élevées aux autres stations ($0,48$ à $0,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La concentration moyenne en chloroforme au LES Bestan ($0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est du même ordre que celles mesurées au 1762, chemin d'Ayer's Cliff et à la station témoin et légèrement supérieure à celles détectées aux autres stations.

En effet, les teneurs de $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de chloroforme et de $0,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benzène dosées au LES sont peu élevées par rapport aux niveaux de fond ruraux et urbains qui sont respectivement de $0,1$ et de $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le chloroforme et de $0,61$ et $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène. La concentration de chloroforme est relativement du même ordre à la station témoin, comparativement à celle du benzène qui est plus élevée (respectivement $0,16$ et $0,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$) excédant 4 et 7 fois les critères respectifs de qualité de l'air de $0,04$ et $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 9). On note néanmoins qu'une teneur relativement élevée de benzène a été mesurée dans le biogaz ($2647 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alors que celle du chloroforme ($7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pourrait être plus élevée puisque d'autres auteurs citent des valeurs variant entre 500 et $16\,600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Biothermica, 1993; SCAQMD, 1986; Siu *et al.*, 1989).

La concentration moyenne de $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en chlorure de vinyle au LES Bestan se rapproche du critère de qualité de l'air ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et dépasse le niveau de fond rural et industriel ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ce COV a été mesuré dans le biogaz avec une concentration moyenne de $5153 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le chlorure de vinyle a été mesuré dans l'air ambiant en concentration 4 fois plus faible ($0,04$ versus $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) au 2010, chemin d'Ayer's Cliff et n'a pas été détecté aux deux autres stations.

La concentration moyenne de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en dichloro-1,2 éthane dans l'air ambiant au LES Bestan excède également le critère de qualité de l'air ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Sa concentration est plus élevée sous le vent dominant au 1762, chemin d'Ayer's Cliff ($0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$), comparativement aux faibles valeurs obtenues au bassin de captage ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et au 2010, chemin d'Ayer's Cliff ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Cet apport en dichloro-1,2 éthane est manifestement associé au biogaz du LES, au même titre que le chlorure de vinyle, compte tenu de son niveau de fond rural faible ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$), de son absence dans l'air ambiant à la station témoin (81, rue Lachance) et de sa grande variabilité dans le biogaz. À cet égard, la concentration de dichloro-1,2 éthane dans le biogaz a déjà été signalée comme variant entre 52 et $74\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Holsen *et al.*, 1991; SCAQMD, 1986; Siu *et al.*, 1989). Ces valeurs sont beaucoup plus fortes que celles mesurées dans le biogaz du LES et qui s'échelonnait, entre 60 et $540 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec une moyenne de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau 8).

Le dichloro-1,1 éthane a été détecté dans l'air ambiant au LES Bestan et au 1762, chemin d'Ayer's Cliff (sous le vent dominant) à des concentrations excédant respectivement 4,6 et 5,8 fois le critère de qualité de l'air de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations moyennes respectives de $0,09$ et $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont également plus élevées que les niveaux de fond ruraux ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et industriel ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Sa concentration est 9 fois plus faible à la station témoin du 81, rue Lachance ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et il n'a pas été détecté au bassin de captage. Ce constat suggère que la concentration en dichloro-1,1 éthane qui a été mesurée dans le biogaz ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) puisse être en réalité beaucoup plus élevée que celle détectée.

Le dichloro-1,1 éthane excède le niveau de fond industriel par un facteur de 4,2 et une teneur moyenne de $7863 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été obtenue dans le biogaz. Par ailleurs, sa concentration dans l'air ambiant au LES ($0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est de beaucoup inférieure au critère provisoire de qualité de l'air ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$). La concentration du dichloro-1,1 éthane est plus élevée à la station sous le vent dominant du 1762, chemin d'Ayer's Cliff ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$); celle-ci diminue au 2010, chemin d'Ayer's Cliff ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Le dichloro-1,1 éthane n'a pas été détecté au bassin de captage ni à la station

témoin. Ce constat démontre que le LES Bestan constitue une source en dichloro-1,1 éthane dans l'environnement.

La concentration moyenne ($533 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en tétrachlorure de carbone dans le biogaz ne constitue pas une valeur représentative et est vraisemblablement trop élevée, car elle provient de la moyenne de deux concentrations nulles dosées à partir de « canisters » et d'une valeur de $1\,600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mesurée sur une cartouche (tableau 8). Une concentration maximale de $13\,125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a déjà été dosée dans des biogaz de lieux d'enfouissement qui ne bénéficiaient pas d'un système de captage de biogaz (Siu *et al.*, 1989); par contre, les concentrations sont généralement très faibles ($0,6$ à $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans le cas de LES munis d'un système de captage, comme au LES Bestan (SCAQMD, 1986; Siu *et al.*, 1989). De plus, on note que la concentration en tétrachlorure de carbone dans l'air ambiant au LES ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est inférieure au niveau de fond rural ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et plus faible que la teneur mesurée à la station témoin de ($0,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Le tétrachlorure de carbone et le butadiène-1,3, tous deux pouvant être considérés respectivement comme presque absent et absent dans le biogaz, excèdent néanmoins les critères de qualité de l'air au LES et à la station témoin. À cette dernière ils excèdent respectivement 11 et 60 fois les critères de qualité de l'air pour le tétrachlorure de carbone ($0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et pour le butadiène-1,3 ($0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$) comparativement à 6 et 40 fois au LES Bestan (tableau 9). Les concentrations de tétrachlorure de carbone mesurées sur la masse de déchets et au 1762, chemin d'Ayer's Cliff sont respectivement de $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $0,58 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Celles-ci sont de $0,32$, $0,42$ et de $0,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement au bassin de captage, au 2010, chemin d'Ayer's Cliff et à la station témoin. Les concentrations en butadiène-1,3 suivent le même portrait analytique avec une teneur de départ de $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au LES Bestan. Non détecté au bassin de captage, la concentration du butadiène-1,3 augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne du lieu d'enfouissement : $0,06$, $0,09$ et $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement dosées aux 1762 et 2010, chemin d'Ayer's Cliff et à la station témoin.

Enfin, le fait que les concentrations d'acrylonitrile, de dibromo-1,2 éthane, de tétrachloro-1,1,2,2 éthane et de trichloro-1,1,2 éthane excèdent les critères de qualité de l'air au bassin de captage, au 2010, chemin d'Ayer's Cliff et/ou à la station témoin n'a aucun lien avec le LES. En effet, aucun d'entre eux n'a été détecté dans le biogaz, ni dans l'air ambiant au LES. De plus, aucun d'entre eux n'excède les critères de qualité de l'air à la station sous le vent dominant du 1762, chemin d'Ayer's Cliff.

e) Influence de la pollution d'origine automobile

Pour tenter d'expliquer le comportement des concentrations à chaque station de mesures, 16 COV ont été retenus comme traceurs typiques d'une pollution d'origine automobile quoique présents dans le biogaz (benzène, butadiène-1,3, butane, éthyl-2,3,4 toluènes, éthyl et triméthyl-1,2,4 benzènes, hexane, isobutane, méta, para, ortho-xylènes, pentane, propane, et toluène). On désire ainsi évaluer si les routes à proximité des stations (autoroutes 10 et 55, ville de Sherbrooke, routes 141 et 247) pourraient être des sources émettant des contaminants dont on peut détecter la présence et si les concentrations augmentent lorsque le vent souffle en provenance du LES.

À la station témoin, la concentration la plus élevée de 13 COV, y compris le butadiène-1,3 mais à l'exception du benzène et de l'hexane, a été mesurée le 18 juillet. Cette journée présentait 18 heures de vent en provenance des autoroutes 10 et 55 et de la ville de Sherbrooke (directions est, est-nord-est, nord-est et nord-nord-est) et non du LES. Le 20 juillet, le vent provenait de la route 247 et non pas du LES ni des secteurs à l'est, mais plutôt des directions sud et sud-sud-ouest pour un total de 15 heures d'observation. La moyenne des rapports entre la concentration mesurée le 18 juillet (soit le maximum pour 13 traceurs) et celle du 20 juillet est de 2,2. Ainsi, la circulation automobile pourrait avoir affecté les valeurs mesurées à la station témoin, du moins en ce qui concerne ces contaminants traceurs.

À la station du 2010, chemin d'Ayer's Cliff, la série d'observations est moins complète, car les fréquences d'observations au-dessus du seuil de détection ne sont pas toutes à 100 % (par exemple, deux échantillons pour le butadiène-1,3). Néanmoins, on constate que pour 10 des COV retenus, la concentration maximale a été mesurée le 15 août avec 6 heures de vent en provenance de la route 141 (au sud et sud-sud-est) et 6 heures en provenance du lieu d'enfouissement (ouest et ouest-sud-ouest). Le 16 août, on a observé 20 heures de vent en provenance de la route 141 et aucune en provenance du LES. Les concentrations plus faibles mesurées le 16 août pourraient s'expliquer par le fait que la vitesse moyenne du vent (dilution accrue) est plus élevée ce jour-là ou encore par le fait que les émissions du LES n'ont pas influencé la station. En effet, la moyenne des rapports entre les concentrations mesurées le 16 août et le 15 août pour les 16 COV est de 0,54, valeur comparable au rapport entre les deux vitesses moyennes de ces journées. Dans des conditions de vent comparables (au moins la vitesse), on aurait donc pu s'attendre à ce que la route 141 ait influencé les concentrations des COV traceurs au 2010, chemin d'Ayer's Cliff en provenance des véhicules automobiles.

On obtient la même conclusion en comparant les concentrations de ces traceurs au 2010, chemin d'Ayer's Cliff avec celles de la station témoin pour la journée pendant laquelle des vents provenant respectivement des routes 141 et 247 (en direction sud et sud-sud-ouest) ont été observés aux deux endroits (20 juillet et 16 août). On obtient que, en moyenne, les concentrations au 2010, chemin d'Ayer's Cliff étaient seulement 13 % plus élevées qu'à la station témoin. Ces concentrations étant du même ordre, on peut croire que l'effet des routes au sud de ces stations est semblable. On peut ainsi avancer que l'effet de la circulation (autos, camions) le long de la route 141 a été détecté au 2010, chemin d'Ayer's Cliff. Les concentrations dépendent aussi des fluctuations des émissions (selon l'achalandage routier) d'une journée d'échantillonnage à une autre.

Au 1762, chemin d'Ayer's Cliff, les concentrations des traceurs sont maximales pour 8 COV le 20 juin. Lors de cette journée, la direction dominante est sud-sud-ouest avec neuf heures en provenance du LES et la vitesse moyenne est faible (3,1 km/h). Le 19 juin, le vent est plus fort et les concentrations tombent sous les seuils de détection pour plusieurs des traceurs. Le 18 juin est une autre journée avec un vent dominant en provenance du LES, mais avec des concentrations de 10 % plus faibles (moyenne sur les 16 COV). Le vent était plus fort le 18 juin que le 20 juin, si bien que les émissions provenant du LES le 18 juin devaient être plus élevées que celles du 20 juin. Par ailleurs, on ne peut conclure si la route 141 (à l'est de la station) pouvait influencer les niveaux des traceurs puisque les vents en provenance de celle-ci n'ont pratiquement pas été observés durant la période d'échantillonnage.

En général, les concentrations maximales des traceurs sont plus élevées au 2010, chemin d'Ayer's Cliff qu'à la station témoin ou qu'au 1762, chemin d'Ayer's Cliff. Dans le premier cas, le LES n'influence pas la station alors qu'au 1762, chemin d'Ayer's Cliff, c'est l'effet de dilution qui ferait chuter les concentrations.

Sur la masse des déchets, les concentrations des traceurs sont plus élevées, ce qui indique que le lieu d'enfouissement constitue également une source pour ce type de contaminant.

3.7.3.2 Biphényles polychlorés

Une concentration moyenne de 935 pg BPC/m³ sur quatre jours d'échantillonnage a été mesurée au LES. Cette teneur est 21 fois plus élevée que le niveau de fond de 44 pg/m³ signalé par Poissant et Koprivnjak (1996) pour un milieu rural. Elle est également sept et dix fois plus élevée que les concentrations moyennes de 94 et de 141 pg/m³ mesurées à proximité du parc industriel de Bécancour (MEF, 1998). D'autre part, on pourrait s'attendre à ce que la concentration mesurée (426 pg/m³) en BPC le 7 août (tableau 10) dans le biogaz soit trop faible compte tenu des valeurs ambiantes mesurées. Un plus grand nombre de prélèvements dans le biogaz sur une plus longue période de temps serait nécessaire pour mieux caractériser cette source.

Les concentrations de BPC dans l'air ambiant au LES (430 à 1200 pg/m³) étaient un peu plus faibles que celles mesurées à Manic-2 (240 à 5900 pg/m³) lors des activités de décontamination et de destruction des sols contaminés aux BPC (Tecsult, 1997) et nettement plus faibles que celles qui ont été dosées en milieu urbain aux États-Unis (1000 à 36 000 pg/m³) (Kelly *et al.*, 1994).

Le prélèvement d'air ambiant aux fins d'analyse des BPC n'ayant pas été effectué de manière simultanée (sauf au LES et au 1762, chemin Ayer's Cliff en juin) aux diverses stations, il est difficile de comparer les résultats obtenus entre eux. De plus, les émissions peuvent varier de manière appréciable avec le temps. Néanmoins, on constate que les stations qui ont profité d'une durée plus grande de vent avec une direction en provenance du LES présentent des concentrations dans l'air ambiant plus élevées. Ainsi par exemple, au 1762, chemin d'Ayer's Cliff, la fréquence des directions favorables sur la période d'échantillonnage est de 47 % pour une moyenne de 265 pg/m³ alors qu'au 2010, chemin d'Ayer's Cliff, cette fréquence est de 24 % pour une moyenne de 170 pg/m³. Au 2010, chemin d'Ayer's Cliff, la concentration maximale (210 pg/m³) a été mesurée le 15 août, journée présentant le plus grand nombre de directions de vent favorable. Il en est de même au 1762, chemin d'Ayer's Cliff où les deux valeurs les plus élevées (300 pg/m³) ont été observées les 18 et 26 juin (14 et 17 heures favorables). Au bassin de captage, trois valeurs sont disponibles, mais la plus haute d'entre elles (610 pg/m³) a été mesurée le 23 août alors que le vent soufflait principalement en provenance de la portion nord du LES.

La station témoin présente une concentration moyenne en BPC (256 pg/m³) semblable à celle du 1762, chemin d'Ayer's Cliff (265 pg/m³), bien qu'elle ne soit pas exposée aux émissions en provenance du LES. Les concentrations ont fluctué entre 130 pg/m³ et 440 pg/m³ à la station témoin. La journée avec la plus faible concentration (18 juillet, 130 pg/m³) est celle avec une direction de vents nord-est et est-nord-est la plus fréquente (9 heures), soit en provenance des autoroutes 10 et 55. Par contre, la journée avec la concentration maximale en BPC (20 juillet, 440 pg/m³) est celle qui présente le plus grand nombre d'heures de vent avec une direction sud

(10 heures, mais 15 heures si on inclut aussi le sud-sud-ouest), soit en provenance de la route 247. L'autre journée avec une concentration élevée (19 juillet, 310 pg/m³) présente aussi des fréquences élevées de directions sud et sud-sud-ouest. Ceci pourrait indiquer la possibilité de la présence d'une autre source en BPC ou de transport à grande distance.

Outre les autres sources possibles, le LES Bestan peut être considéré comme une source d'émission de BPC dans l'air ambiant. Par ailleurs, toutes les concentrations de BPC détectées au LES Bestan et à proximité du site sont nettement en dessous du critère provisoire annuel de qualité de l'air de 10 000 pg/m³ pour les BPC (MENV, 2001d).

3.7.3.3 Dioxines et furanes chlorés

La concentration moyenne en dioxines et furanes chlorés, mesurée en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD, est de 7,0 fg/m³ à la station témoin comparativement à 8,6 fg/m³ au 2010, chemin d'Ayer's Cliff (tableau 11). Par contre, la concentration moyenne en dioxines et furanes chlorés est nettement plus élevée (23,6 fg/m³) au 1762, chemin d'Ayer's Cliff. De plus, elle est dix fois plus grande que celle qui a été mesurée sur le site (2,1 fg/m³) ou au bassin de captage (2,2 fg/m³). Cette moyenne très élevée au 1762, chemin d'Ayer's Cliff est attribuable à une valeur de 65,2 fg/m³ mesurée le 18 juin. Même si on élimine cette observation, on obtient tout de même une concentration moyenne de 9,8 fg/m³ avec les trois échantillons restant et celle-ci est encore plus élevée qu'aux autres endroits.

Ce constat suggère une source possible en dioxines et furanes chlorés au nord ou au nord-est de la cellule actuelle de déchets, entre le LES et le 1762, chemin d'Ayer's Cliff. L'ancien site d'enfouissement de sables de fonderie pourrait être une source potentielle de contaminants, dont les dioxines et furanes chlorés. Cette hypothèse demande néanmoins à être vérifiée ainsi que l'apport suite à la volatilisation de ces substances lors du traitement des eaux de lixiviation. On a déjà signalé ailleurs que les anciens lieux d'enfouissement constituent des sources de contamination (SCAQMD, 1986 ; NSDH, 1994).

Les teneurs moyennes en dioxines et furanes chlorés (2,1 à 23,6 fg/m³) obtenues aux diverses stations sont toutes inférieures au critère de qualité de l'air de 60 fg/m³ (tableau 11). Les concentrations moyennes mesurées à la station témoin (7,0 fg/m³) et au 2010, chemin d'Ayer's Cliff (8,6 fg/m³) sont inférieures à celles mesurées au parc industriel de Bécancour (13 à 15 fg/m³) (MEF, 1998). La teneur obtenue au 1762, chemin d'Ayer's Cliff (23,6 fg/m³), bien que nettement plus élevée que les deux autres, est du même ordre de grandeur que celles généralement mesurées au Canada dans les zones rurales ou urbaines (Dann, 1988).

3.7.4 Migration des COV dans le sol

La migration des COV dans le sol à partir des biogaz est bien documentée dans la littérature scientifique et, lorsque les cellules d'un LES ne sont pas imperméables, ceux-ci peuvent migrer facilement sur des distances relativement grandes. Selon la configuration du parcours, les COV peuvent se solubiliser dans une eau souterraine, s'évacuer dans l'air ambiant ou même s'infiltrer dans des bâtiments pour se concentrer aux endroits confinés. Ce dernier volet n'a néanmoins pas été couvert dans la présente campagne d'échantillonnage (ATSDR, 1992; D'Ottavio *et al.*, 1987;

Garbesi et Sexto, 1989; Hodgson et Girmin, 1989; Hodgson *et al.* 1992; Loureiro *et al.*, 1990; Nazaroff *et al.*, 1985, 1987, 1988; Nero et Nazaroff, 1984; NSDH, 1994; Sextro *et al.*, 1987; Shah et Singh, 1988; Sherman et Grimsrud, 1980; Siu *et al.*, 1989; Turk *et al.*, 1990; Prill *et al.*, 1990; Wood et Parker, 1986).

3.7.4.1 Transit biogaz-sol-air

Wood et Parker (1986) ont démontré que les COV du LES de West Covina avaient parcouru 180 mètres dans le sol avant de s'infiltrer dans des résidences. Siu *et al.* (1989) ont déterminé que les COV de 18 LES avec et sans captage des biogaz parcouraient au moins 325 mètres dans le sol en migration latérale à une profondeur de 2 m. Dans les cas du LES Bestan, les COV ont été détectés à une profondeur de 60 à 90 cm dans le sol à des distances de 5 m, 33 m et 860 m à partir de la cellule actuelle de déchets.

Les prélèvements de biogaz dans les déchets et dans les crépines n'ont pas été effectués aux mêmes moments. On ne peut donc pas faire de comparaison directe en matière de concentrations, ces dernières pouvant fluctuer facilement jusqu'à un facteur de 20 d'une journée à une autre. On constate que tous les COV détectés dans le biogaz des sols ont été détectés dans le biogaz du LES Bestan, exception faite du dodécane et du naphthalène qui ont été signalés comme étant sous le seuil de détection (tableau 12).

Il y a une cohérence entre les données de Siu *et al.* (1989) et celles obtenues au LES Bestan. Les COV détectés en faibles concentrations dans le sol, tétrachlorure de carbone et chlorure de vinyle, ont respectivement été peu et pas détectés dans l'air intérieur de crépines à proximité du lieu d'enfouissement. Les COV présents en concentrations plus élevées dans l'air des crépines du sol aux environs du LES Bestan ont aussi été détectés en fortes concentrations par Siu *et al.* (1989). Il est ici question du trichloroéthène (0,24 à 4,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), du trichloro-1,1,1 éthane (1,36 à 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), du chloroforme (0,4 à 1,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et du tétrachloroéthène (1,64 à 1,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

En tout, 32 COV ont été détectés dans l'air des crépines situées à 5 m et à 33 m de la cellule actuelle de déchets du LES à la suite des prélèvements par succion d'air sous vide (tableau 12). L'échantillonnage par pompage des biogaz révèle de façon générale des concentrations en COV pouvant atteindre des valeurs plus de 100 fois supérieures. Le pompage force ainsi le phénomène de diffusion des COV stockés dans le sol et du même coup augmente le transit sol-air (données non incluses dans le tableau 12).

Au total, 28 COV ont été dosés dans l'air de la crépine située à 860 m des déchets du lieu d'enfouissement. Les concentrations sont d'ailleurs similaires à celles détectées dans les deux autres crépines. Néanmoins, d'autres mesures seraient nécessaires pour vérifier si la migration des biogaz est effective sur une aussi grande distance à partir du LES.

3.8 Boues d'épuration

Le tableau 3.9 présente les teneurs en BPC, dioxines et furanes chlorés et polychlorobiphényles éthers des boues de trois stations d'épuration municipales (Ayer's Cliff, Granby et Magog) et des dispositifs de traitement des eaux usées d'une usine textile localisée à Magog.

Garbesi et Sexto, 1989; Hodgson et Girmin, 1989; Hodgson *et al.* 1992; Loureiro *et al.*, 1990; Nazaroff *et al.*, 1985, 1987, 1988; Nero et Nazaroff, 1984; NSDH, 1994; Sextro *et al.*, 1987; Shah et Singh, 1988; Sherman et Grimsrud, 1980; Siu *et al.*, 1989; Turk *et al.*, 1990; Prill *et al.*, 1990; Wood et Parker, 1986).

3.7.4.1 Transit biogaz-sol-air

Wood et Parker (1986) ont démontré que les COV du LES de West Covina avaient parcouru 180 mètres dans le sol avant de s'infiltrer dans des résidences. Siu *et al.* (1989) ont déterminé que les COV de 18 LES avec et sans captage des biogaz parcouraient au moins 325 mètres dans le sol en migration latérale à une profondeur de 2 m. Dans les cas du LES Bestan, les COV ont été détectés à une profondeur de 60 à 90 cm dans le sol à des distances de 5 m, 33 m et 860 m à partir de la cellule actuelle de déchets.

Les prélèvements de biogaz dans les déchets et dans les crépines n'ont pas été effectués aux mêmes moments. On ne peut donc pas faire de comparaison directe en matière de concentrations, ces dernières pouvant fluctuer facilement jusqu'à un facteur de 20 d'une journée à une autre. On constate que tous les COV détectés dans le biogaz des sols ont été détectés dans le biogaz du LES Bestan, exception faite du dodécane et du naphtalène qui ont été signalés comme étant sous le seuil de détection (tableau 12).

Il y a une cohérence entre les données de Siu *et al.* (1989) et celles obtenues au LES Bestan. Les COV détectés en faibles concentrations dans le sol, tétrachlorure de carbone et chlorure de vinyle, ont respectivement été peu et pas détectés dans l'air intérieur de crépines à proximité du lieu d'enfouissement. Les COV présents en concentrations plus élevées dans l'air des crépines du sol aux environs du LES Bestan ont aussi été détectés en fortes concentrations par Siu *et al.* (1989). Il est ici question du trichloroéthène (0,24 à 4,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), du trichloro-1,1,1 éthane (1,36 à 2,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), du chloroforme (0,4 à 1,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et du tétrachloroéthène (1,64 à 1,76 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

En tout, 32 COV ont été détectés dans l'air des crépines situées à 5 m et à 33 m de la cellule actuelle de déchets du LES à la suite des prélèvements par succion d'air sous vide (tableau 12). L'échantillonnage par pompage des biogaz révèle de façon générale des concentrations en COV pouvant atteindre des valeurs plus de 100 fois supérieures. Le pompage force ainsi le phénomène de diffusion des COV stockés dans le sol et du même coup augmente le transit sol-air (données non incluses dans le tableau 12).

Au total, 28 COV ont été dosés dans l'air de la crépine située à 860 m des déchets du lieu d'enfouissement. Les concentrations sont d'ailleurs similaires à celles détectées dans les deux autres crépines. Néanmoins, d'autres mesures seraient nécessaires pour vérifier si la migration des biogaz est effective sur une aussi grande distance à partir du LES.

3.8 Boues d'épuration

Le tableau 3.9 présente les teneurs en BPC, dioxines et furanes chlorés et polychlorobiphényles éthers des boues de trois stations d'épuration municipales (Ayer's Cliff, Granby et Magog) et des dispositifs de traitement des eaux usées d'une usine textile localisée à Magog.

Tableau 3.9 Teneurs en biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés et polychlorobiphényles éthers des boues d'épuration prélevées en 2001

Emplacement	Quantité de boues acheminées au LES ¹ en 2001 (tonnes)	Âge ² (jours)	BPC		Dioxines et furanes ³		PCDE	
			Teneur ⁴ (pg/g)	Charge ⁵ (g/an)	Teneur ⁴ (pg/g)	Charge ⁵ (mg/an)	Teneur ⁴ (pg/g)	Charge ⁵ (mg/an)
Station d'épuration d'Ayer's Cliff	26,1	25-45	185 000	4,83	8,05	0,21	300	0,0078
Station d'épuration de Granby	594	7-20	95000	56,4	7,76	4,61	480	0,29
Station d'épuration de Magog	552	15-20	75000	41,4	17,3	9,55	ND	X
Usine textile C.S. Brooks Canada	245	40-60	51000	12,5	39,6	9,70	750	0,18
Total				115		24,1		0,48

¹ Tonnage exprimé en base sèche.⁴ Résultats exprimés en base sèche.² Moyenne d'âge des boues.⁵ Selon la quantité de boues enfouies au LES en 2001.³ Teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

3.8.1 Biphényles polychlorés

Les teneurs en BPC dans les boues d'épuration de trois municipalités et de l'usine textile C.S. Brooks Canada inc. varient de 51 000 à 185 000 pg/g en base sèche. Les teneurs les plus élevées ont été mesurées dans les boues de la municipalité d'Ayer's Cliff, tandis que les valeurs les plus faibles ont été dosées dans les boues de l'usine textile. Cependant, la distribution diffère en tenant compte du tonnage annuel enfoui au LES. Viennent alors en ordre d'importance de charge annuelle (g/an) : la municipalité de Granby, la municipalité de Magog, C.S. Brooks Canada inc. et la municipalité d'Ayer's Cliff. La charge de la municipalité de Granby est environ 10 fois plus importante que la charge produite par la municipalité d'Ayer's Cliff.

3.8.2 Dioxines et furanes chlorés

Les teneurs en dioxines et furanes chlorés dans les boues sont très variables et fluctuent de 7,76 à 39,6 pg/g en équivalent toxique à la 2,3,7,8-T4CDD. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les boues de C.S. Brooks Canada inc. dans lesquelles, comparativement aux boues municipales, ce sont les teneurs en furanes qui sont particulièrement élevées. Les valeurs les plus faibles ont été dosées dans les boues de la station d'épuration de Granby. En tenant compte de la charge annuelle, (mg/an) les boues de l'usine C.S. Brooks Canada inc. viennent au premier rang, suivies des boues des municipalités de Magog, de Granby et d'Ayer's Cliff.

3.8.3 Polychlorobiphényles éthers

Concernant les polychlorobiphényles éthers (PCDE), les teneurs varient de 300 à 750 pg/g. Les boues de la station d'épuration de C.S. Brooks inc. sont les plus contaminées suivies de celles de Granby et, à des teneurs moindres, des boues de la municipalité d'Ayer's Cliff. Pour Magog, les teneurs sont sous le seuil de détection. En tenant compte du tonnage enfoui au LES durant l'année

2001, viennent en ordre décroissant : la municipalité de Granby, les boues de C.S. Brooks Canada inc. et la municipalité d'Ayer's Cliff. Environ 0,48 mg de polychlorobiphényles éthers sont contenus dans les boues qui ont été enfouies au LES durant l'année 2001.

3.8.4 Interprétation

La quantité de BPC et de dioxines et furanes chlorés contenue dans les boues qui ont été enfouies au LES Bestan inc. en 2001, pour l'ensemble des sources étudiées, est respectivement de 115 g et 24 mg. Par ailleurs, les eaux de lixiviation brutes du LES renferment environ 1 µg/L de BPC et 1,9 pg/L de dioxines et furanes chlorés en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD (Laliberté et Leclerc, 2000). En tenant compte du volume des eaux de lixiviation générées (environ 60 m³ par jour), la quantité annuelle de BPC et de dioxines et furanes chlorés provenant des eaux de lixiviation serait de 22 g et de 0,042 mg respectivement. Les résultats tendent à démontrer qu'une partie importante de la contamination des eaux de lixiviation par ces substances peut être attribuable à l'enfouissement des boues de traitement municipal ou industriel.

3.9 Sols, frottis et résidus solides

Dès 1999, l'emprise de l'ancienne voie ferrée localisée entre Stanstead et Ayer's Cliff a été ciblée comme source possible de contamination de la rivière Tomifobia. En effet, cette voie ferrée longe la rivière Tomifobia à plusieurs endroits et cinq ponts créosotés la traversent. Autrefois, des produits de préservation du bois, tel que la créosote, étaient appliqués pour l'entretien des dormants. La créosote contient une centaine de composés, dont le groupe le plus important est celui des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et peut aussi contenir des impuretés tels que les dioxines et furanes chlorés (Wan and Van Oostdam, 1995).

Les traverses de chemins de fer constituent le volume le plus important des produits résiduels créosotés. Une étude du Gouvernement du Canada, d'Environnement Canada et de Santé Canada (1994), portant sur les matières résiduelles imprégnées de créosote, concluait : « À la lumière des données disponibles, il n'est pas possible de déterminer si les matières telles que de vieilles traverses de chemin de fer pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement ».

Afin de vérifier si l'ancienne voie ferrée pouvait contribuer à la contamination de la rivière Tomifobia, les sols de l'ancienne voie ferrée ont été échantillonnés à deux endroits et des frottis ainsi que des résidus solides ont été prélevés sur un des ponts créosotés. Les résultats apparaissent aux tableaux 3.10 et 3.11. Depuis 1993, la voie ferrée a été convertie en piste cyclable, mais une partie située dans la municipalité d'Ogden ne l'était pas encore au moment des prélèvements. Deux échantillons de sol ont été pris à cet endroit (partie non convertie) et deux autres sur la piste cyclable (section convertie) à la hauteur du croisement de la rivière avec l'autoroute 55.

Dans la partie non convertie, les teneurs en BPC et en dioxines et furanes chlorés sont près de deux fois plus élevées que dans la partie convertie en piste cyclable. Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, la concentration totale est beaucoup plus élevée (13 fois) que dans celle de la partie non travaillée (chemin Laflamme). Les teneurs individuelles des différents HAP

2001, viennent en ordre décroissant : la municipalité de Granby, les boues de C.S. Brooks Canada inc. et la municipalité d'Ayer's Cliff. Environ 0,48 mg de polychlorobiphényles éthers sont contenus dans les boues qui ont été enfouies au LES durant l'année 2001.

3.8.4 Interprétation

La quantité de BPC et de dioxines et furanes chlorés contenue dans les boues qui ont été enfouies au LES Bestan inc. en 2001, pour l'ensemble des sources étudiées, est respectivement de 115 g et 24 mg. Par ailleurs, les eaux de lixiviation brutes du LES renferment environ 1 µg/L de BPC et 1,9 pg/L de dioxines et furanes chlorés en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD (Laliberté et Leclerc, 2000). En tenant compte du volume des eaux de lixiviation générées (environ 60 m³ par jour), la quantité annuelle de BPC et de dioxines et furanes chlorés provenant des eaux de lixiviation serait de 22 g et de 0,042 mg respectivement. Les résultats tendent à démontrer qu'une partie importante de la contamination des eaux de lixiviation par ces substances peut être attribuable à l'enfouissement des boues de traitement municipal ou industriel.

3.9 Sols, frottis et résidus solides

Dès 1999, l'emprise de l'ancienne voie ferrée localisée entre Stanstead et Ayer's Cliff a été ciblée comme source possible de contamination de la rivière Tomifobia. En effet, cette voie ferrée longe la rivière Tomifobia à plusieurs endroits et cinq ponts créosotés la traversent. Autrefois, des produits de préservation du bois, tel que la créosote, étaient appliqués pour l'entretien des dormants. La créosote contient une centaine de composés, dont le groupe le plus important est celui des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et peut aussi contenir des impuretés tels que les dioxines et furanes chlorés (Wan and Van Oostdam, 1995).

Les traverses de chemins de fer constituent le volume le plus important des produits résiduaux créosotés. Une étude du Gouvernement du Canada, d'Environnement Canada et de Santé Canada (1994), portant sur les matières résiduaux imprégnées de créosote, concluait : « À la lumière des données disponibles, il n'est pas possible de déterminer si les matières telles que de vieilles traverses de chemin de fer pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en quantité ou en concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif sur l'environnement ».

Afin de vérifier si l'ancienne voie ferrée pouvait contribuer à la contamination de la rivière Tomifobia, les sols de l'ancienne voie ferrée ont été échantillonnés à deux endroits et des frottis ainsi que des résidus solides ont été prélevés sur un des ponts créosotés. Les résultats apparaissent aux tableaux 3.10 et 3.11. Depuis 1993, la voie ferrée a été convertie en piste cyclable, mais une partie située dans la municipalité d'Ogden ne l'était pas encore au moment des prélèvements. Deux échantillons de sol ont été pris à cet endroit (partie non convertie) et deux autres sur la piste cyclable (section convertie) à la hauteur du croisement de la rivière avec l'autoroute 55.

Dans la partie non convertie, les teneurs en BPC et en dioxines et furanes chlorés sont près de deux fois plus élevées que dans la partie convertie en piste cyclable. Pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques, la concentration totale est beaucoup plus élevée (13 fois) que dans celle de la partie non travaillée (chemin Laflamme). Les teneurs individuelles des différents HAP

identifiés apparaissent à l'annexe 8. Les teneurs en dioxines et furanes chlorés mesurées dans la partie non convertie et dans la partie convertie en piste cyclable atteignent respectivement 4,3 et 1,8 pg/g en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD. Il n'existe aucune recommandation canadienne pour la qualité des sols pour cette substance en ce qui concerne la protection de l'environnement. Pour la santé humaine, la recommandation est de 4 ng/kg (4 pg/g) en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD (CCME, 2001).

En conséquence, les résultats obtenus démontrent que la contamination est plus importante dans la partie n'ayant pas encore été convertie en piste cyclable, et ce, pour toutes les substances analysées. Les informations obtenues concernant l'aménagement de la piste cyclable ne permettent pas d'expliquer la diminution importante des contaminants.

Les résultats des analyses en BPC, dioxines et furanes chlorés de frottis et de résidus solides prélevés à partir d'un pont créosoté sont révélateurs à cet égard. Ils démontrent que ces contaminants sont présents, à des concentrations significatives, dans les produits de préservation du bois utilisés sur l'ancienne voie ferrée.

Sur la base de ces résultats, il semble que l'ancienne voie ferrée ait constitué une source diffuse de contamination de la rivière Tomifobia. Il est justifié de croire qu'au printemps ou lors de fortes pluies, des substances toxiques (BPC, dioxines et furanes chlorés et HAP) contenues dans les dormants et dans les sols de l'emprise aient été entraînées vers la rivière Tomifobia. Les ponts créosotés, encore présents, peuvent toujours constituer une source de rejet de ces substances. Les résultats des prélèvements de sédiments dans la rivière Tomifobia indiquent que ceux-ci auraient un impact ponctuel. Aucun effet d'accumulation dans les sédiments n'a toutefois été observé le long la rivière Tomifobia.

Tableau 3.10 Teneurs en biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés, hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux et pentachlorophénol des sols de l'ancienne voie ferrée prélevés en 2001

Localisation des stations		Paramètre	BPC (pg/g)	Dioxines furanes ¹ (pg/g)	HAP totaux (ng/g)	Pentachlo- rophénol (mg/kg)
1	Partie non convertie (chemin Laflamme)		1700	4,228	25647	ND
			1100	4,436	19298	ND
2	Partie convertie en piste cyclable (pont route 55)		870	1,812	1768,7	ND
			660	1,772	1495,1	ND

¹ Teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

ND = non détecté

Tableau 3.11 Teneurs en biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés et substances phénoliques des frottis et résidus solides prélevés à partir de la surface d'un pont créosoté (2001)

Localisation des stations		Paramètre	BPC (ng/m ²)	Dioxines furanes ¹ (pg/m ²)	Substances phénoliques (µg total)
1	Frottis		220	27,96	<1,0
2	Frottis	Pont créosoté, chemin Laflamme	450	247,09	<1,0
3	Frottis		290	67,12	<1,0
Blanc	Frottis		110	0,574	<1,0
4	Résidus solides	Pont créosoté, chemin Laflamme	(pg/g) 27000	(pg/g) 21,746	(mg/kg) 23,5

¹ Teneur en équivalent toxique à la 2,3,7,8-TCDD.

CONCLUSION

Les divers prélèvements effectués à l'été et à l'automne 2001 dans les bassins versants des lacs Lovering et Massawippi ont permis d'identifier les principales sources de contamination des poissons de ces lacs.

Les résultats des travaux effectués en 1999 et en 2001 démontrent que le rejet des eaux de lixiviation traitées avant 1997 en provenance du LES Bestan a constitué une source importante de contamination en BPC et en dioxines et furanes chlorés des sédiments et des poissons du lac Lovering. Toutefois, depuis 1997, ces eaux sont captées et acheminées vers un centre de traitement autorisé. Malgré cela, les résultats obtenus en 2001 permettent également d'établir que le lieu d'enfouissement sanitaire constituerait toujours une source active de contamination. La présence de BPC et de dioxines et furanes chlorés dans les eaux d'un fossé de drainage, dans une branche du ruisseau Boily, dans les sédiments d'un étang situé sur la propriété du LES et dans les eaux souterraines est révélatrice à cet égard. Les travaux réalisés ont permis d'identifier trois modes de contamination de l'environnement, soit : le drainage de surface, les résurgences d'eau souterraine et la dispersion atmosphérique. Cependant l'importance relative de chacun des modes de contamination n'a pu être établie. Enfin, les résultats des prélèvements révèlent qu'une partie importante des BPC, dioxines et furanes chlorés présents dans les eaux de lixiviation proviennent des boues municipales et industrielles qui ont été enfouies.

Les résultats d'analyse démontrent que les teneurs en BPC, dioxines et furanes chlorés et composés organiques volatils de l'eau des résidences situées à proximité du lieu d'enfouissement sanitaire Bestan sont largement inférieures aux normes ou, à défaut, aux recommandations relatives à l'eau potable. La Direction de la santé publique a communiqué aux propriétaires les résultats d'analyses des prélèvements d'eau potable.

Le lieu d'enfouissement sanitaire émet dans l'atmosphère des contaminants (BPC, dioxines et furanes, COV) dont certains peuvent être perceptibles jusqu'à une distance de 800 mètres. Les teneurs retrouvées sont comparables à celles provenant de milieux industriels urbains. Ces substances (BPC, dioxines et furanes) peuvent être une source de contamination du milieu aquatique, même si ce constat n'a pu être confirmé en raison du nombre insuffisant de stations d'échantillonnage. Les résultats d'analyse démontrent que les teneurs en BPC, dioxines et furanes chlorés et composés organiques volatils de l'air ambiant du lieu d'enfouissement et à quelques résidences situées à proximité du LES sont généralement inférieures aux critères d'air ambiant du MENV et ne constituent pas une source de préoccupation.

Diverses sources diffuses de contamination du lac Massawippi ont été identifiées lors de la présente étude. L'ancienne voie ferrée a constitué une source de contamination de la rivière Tomifobia. La transformation de celle-ci en piste cyclable, notamment par l'enlèvement des dormants, a réduit de façon substantielle l'exposition aux substances toxiques des sols de l'emprise. L'étude a permis d'établir que les ponts créosotés de la piste cyclable auraient un impact ponctuel sur la rivière Tomifobia. Aucun effet d'accumulation n'a toutefois été constaté dans les sédiments le long de la rivière, avant son rejet dans le lac Massawippi. Les résultats obtenus révèlent par contre que la rivière Niger a une contribution significative dans la contamination de la rivière Tomifobia. Selon les résultats des prélèvements, le terrain d'un ancien

récupérateur de batteries et de transformateurs électriques (au début des années 1980) a été et est vraisemblablement encore une source de contamination du lac Massawippi. Un étang artificiel situé près du bureau municipal d'Ayer's Cliff constitue également une source de rejet de BPC, de dioxines et furanes chlorés dans le lac Massawippi. Les travaux effectués n'ont pas permis d'identifier les sources de contamination du ruisseau ancien pont couvert. Les résultats indiquent une contamination ponctuelle de ce ruisseau et décroissante en direction du lac Massawippi. La dispersion atmosphérique des substances organochlorées en provenance du lieu d'enfouissement sanitaire demeure une cause possible.

Les teneurs en BPC, dioxines et furanes chlorés en aval de Beebe Plain sont supérieures à celles retrouvées en amont sur la rivière Tomifobia (station 1 de l'étude de 1999). Les rejets de trois municipalités en amont de la station d'échantillonnage pourraient contribuer à cet accroissement. Enfin, les teneurs en BPC et en dioxines et furanes chlorés de la chair des touladis capturés en 2001 au lac Massawippi semblent inférieures à celles des poissons capturés en 1997-1998. Les teneurs retrouvées au lac Lovering en 1999 et au lac Massawippi en 2001, pour cette même espèce, apparaissent cependant supérieures à celles des poissons du lac Memphrémagog.

Des recherches additionnelles devront être effectuées afin d'identifier les sources de contamination de la rivière Niger, du cours d'eau Campagna et du ruisseau ancien pont couvert. La dispersion par voie atmosphérique des substances organochlorées en provenance du lieu d'enfouissement sanitaire devra être examinée. Afin de réduire l'impact des activités d'enfouissement sur l'écosystème du lac Lovering, l'exploitant du LES devra améliorer le drainage de surface et le recouvrement des déchets. Un programme de suivi des eaux de surface et souterraines, relatif aux substances visées par cette étude, devra être mis en place afin de vérifier l'efficacité des mesures réalisées. De plus, ce dernier devra effectuer une analyse environnementale des sédiments de l'Étang aux castors et proposer un mode de gestion approprié de ceux-ci. Des mesures correctives devront également être exigées auprès des autres responsables des sources de contamination mises en évidence lors de cette étude, soit l'ancien récupérateur dont le terrain est situé à proximité du ruisseau McConnell et la municipalité d'Ayer's Cliff.

RÉFÉRENCES

ADS GROUPE-CONSEIL INC. (1991). Étude hydrogéologique du site d'enfouissement sanitaire Bestan inc. Canton de Magog, Montréal, 26 p.

ADS GROUPE-CONSEIL INC. (1992). Étude hydrogéologique complémentaire, site d'enfouissement sanitaire Bestan inc. Canton de Magog, Montréal, 20 p. et annexes.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1990). Toxicological profile for 1,1-dichloroethane. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1992). Findings from ATSDR's Health Assessments. Division of Health Assessment, Atlanta, GA. United States. *J. Environ. Health*, 55: 17-21.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1994a). Toxicological profile for toluene. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1994b). Toxicological profile for 1,2-dichloroethane. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1997a). Toxicological profile for chloroform. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1997b). Toxicological profile for vinyl chloride. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1998a). Toxicological profile for 1,4-dichlorobenzene. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1998b). Toxicological profile for chloroethane. United States Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

BIOTHERMICA (1993). Caractérisation des émanations de biogaz produites par le site d'enfouissement sanitaire Miron et analyse de leurs relations sur l'environnement, la santé et la sécurité du public et des travailleurs. Biothermica International inc. et École Polytechnique de Montréal, Département de génie chimique. C.D.T. P1523. Tome III, 75 p.

CHARTIER, R., CABRAL, A. et LEFEBVRE, G. (1998). Site d'enfouissement sanitaire Intersan inc. – Magog. Modélisation hydrogéologique et simulation de migration de traceurs à l'échelle régionale. Département de génie civil, Université de Sherbrooke, 60 p.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (2000a)
Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique : ammoniac, Winnipeg, 9 p.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (2000b, 1999)
Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Winnipeg.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (2001).
Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine – Les dibenzo-p-dioxines polychlorés et les dibenzofuranes polychlorés (PCDD/F), Winnipeg.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (1995).
Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – cahier 5 Échantillonnage des sols. Les Éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, 72 p.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (1998a).
Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – cahier 7 Méthodes de mesure du débit en conduit ouvert. Les Éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, 267 p.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (1998b).
Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales – cahier 8 Échantillonnage des matières dangereuses. Les Éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, 103 p.

DANN, T. (1998). Ambient Air Measurements of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH), Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDD) and Polychlorinated dibenzofurans in Canada (1987-1997). Report series AAQD-98-3, Environment Canada, Analysis Air Quality Division. 50 p.

D'OTTAVIO, T.W., DIETZ, R.N., KUNZ, C. et KOTHARI, B., (1987). Radon Source Mesuared using Perfluorocarbon Tracers dans *Proceedings of the 4th International Conference on Indoor Air Quality*, du 17 au 21 août 1987, Berlin (West) dans *Environment International* 15(1-6) : 1989.

DUGUAY, P. (2001) Rapport échantillonnage de contaminants dans le biogaz - Site d'enfouissement de Magog. Expertises en Environnement Arthur Gordon Ltée, Saint-Bruno, 11 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1992). Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Centre Saint-Laurent, No de catalogue EM 40-418/1991F 28 p.

ÉTAT DE NEW YORK (2002). Normes pour l'eau potable,
[<http://www.health.state.ny.us/nysdoh/water/ccr/table1.htm>]

FRISKE, P.W.B. et HORNBROOK, E.H.W. (1991) Canada's National Geochemical Reconnaissance Programme. *Trans. Inst. Min. Metall.*, 100: B47-B56.

- GARBESI, K.G et SEXTRO, R.G. (1989). Modeling and field evidence of pressure-driven entry of soil gas into a house through permeable below-grade walls. *Environ. Sci. Technol.*, 23: 1481.
- GAUTHIER, J.P. (1978a) Programme de connaissances intégrées : études limnologiques, lac Massawippi, bassin versant de la Saint-François. 8 p.
- GAUTHIER, J.P. (1978b). Programme de connaissances intégrées : études limnologiques, lac Lovering, bassin versant de la Saint-François. 8 p.
- GILBERT, R. (2001a). Topographie du bassin versant du lac Massawippi (carte 1 : 100 000). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Coaticook, Québec, 1 p.
- GILBERT, R. (2001b). Hydrologie du bassin versant du lac Massawippi (carte 1 : 100 000). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Coaticook, Québec, 1 p.
- GOVERNEMENT DU CANADA, ENVIRONNEMENT CANADA et SANTÉ CANADA (1994). Matières résiduelles imprégnées de créosote – Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation. Ottawa, 26 p.
- GOVERNEMENT DU CANADA, SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA et ENVIRONNEMENT CANADA (1992) Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation no.4 - Toluène. Ottawa. 29 p.
- HODGSON, A.T., GARBESI, K., SEXTRO, R. et DAISEY, J. (1992). Soil-Gas Contamination and Entry of Volatile Organic Compound into a House near a Landfill, *Air and Waste Mgt.* 42: 277-283.
- HODGSON, A.T. et GIRMAN, J.R. (1989). Application of a Multisorbent Sampling Technique for Investigations of Volatile Organic Compounds in Buildings, dans A Design and Protocol for Monitoring Indoor Quality, ASTM STP 1002, Nagda, N.L.; Harper, J. Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA., pp. 244-256.
- HOLSEN, T.M., CHABERSKI, C.M. et KHALILI, N.R. (1991). The Composition of Landfill Gas and its Impact on Local Ambient Air Quality. Pritzker Department of Environmental Engineering, Illinois Institute of Technology.
- KELLY T.J., MUKUND, R., SPICER, C.W. et POLLACK, A.J., (1994). Concentrations and Transformations of Hazardous Air Pollutants, *Environ. Sci. Technol.* 28 :378-387.
- LACASSE, G. (2002). Travaux de caractérisation environnementale : poste Racine à Magog – piste cyclable à Ayer's Cliff - Rapport final. S.M. Environnement, Sherbrooke, Québec, 14 p.
- LALIBERTÉ, D. et LECLERC, P. (2000). Étude des causes de la contamination des poissons des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques. Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, ministère de l'Environnement, Québec, 52 p.

LOUREIRO, C.O., ABRIOLO, L.M., MARTIN, J.E., et SEXTRO, R.G. (1990). Three-dimensional simulation of radon transport into houses with basements under constant negative pressure. *Environ. Sci. Technol.* 24 : 1338.

LUPIEN, ROSENBERG ET ASSOCIÉS INC. (1990). Étude géologique et hydrogéologique, lieu d'enfouissement sanitaire de Bestan. Lachine, Québec, 21 p.

MARTEL, D. (2001). Mesures de débit de 7 cours d'eau – Été et automne 2001. Environnement E.S.A. inc., Sherbrooke, Québec, 20 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1988). Fichier des lacs et des cours d'eau. Direction des relevés aquatiques, ministère de l'Environnement, Québec.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1999). Portrait régional de l'eau, Estrie, région administrative 05. Gouvernement du Québec, Québec, 27 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001a). Banque de données hydriques. Centre d'expertise hydrique du Québec.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001b) Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec, 430 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001c) Règlement sur la qualité de l'eau potable, *Décret 647-2001*, Éditeur officiel du Québec, 10 p. et 2 annexes.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001d). Critères de qualité de l'air : 3. Fiches synthèses. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec, 306 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002) Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés,
[www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm]

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (1998). La qualité de l'air à Bécancour (avril 1995 à mars 1997). Direction du milieu atmosphérique. Bibliothèque nationale du Québec. Envirodoq EN980961 QA-44.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC et ENVIRONNEMENT CANADA, en préparation (2002). Les composés organiques volatils dans l'air ambiant au Québec (1989-1999). Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec.

MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (2000). Les risques à la santé associés aux activités de production animale au Québec. Comité de santé environnementale du Québec, ministère de la Santé et des Services sociaux, Québec, p.19.

NAZAROFF, W.W., FEUSTAL, H., NERO, A.V., REVZAN, K.L., GRIMSRUD, D.T., ESSLING, M.A., et TOOHEY, R.E. (1985). Radon Transport into a Detached One-story House with a Basement. *Atmos. Environ.* 19: 31.

NAZAROFF, W.W., LEWIS, S.R., DOYLE, S.M., MOED, B.A., et NERO, A.V. (1987). Experiment on pollutant Transport from Soil into Residential Basements by Pressure-driven Airflow. *Environ. Sci. Technol.* 21: 459.

NAZAROFF, W.W., MOED, B.A., et SEXTRO, R.G. (1988). Soil as a Source of Indoor Radon : Generation, Migration and Entry dans Radon and its Decay Products Indoors, Nazaroff, W.W. et Nero, A.V. Eds., John Wiley & Sons, New York, NY., pp. 57-112.

NERO, A.V., et NAZAROFF, W.W. (1984). Characterising the source of radon indoors. *Radiation Protection Dosimetry* 7: 23.

NEW YORK STATE DEPARTMENT OF HEALTH (1994). Public Health Assessment. Syosset Landfill, Oyster Bay, Nassau County, New York. CERCLIS No. NYD000511360. Prepared under a cooperative agreement with the Agency for Toxic Substances and Disease Registry, [www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/syosset/syo_toc.html]

POISSANT, L. et KOPRIVNJAK, J.-F. (1996). Concentrations de quelques composés organiques semi-volatils dans l'air et la précipitation en milieu rural (Villeroy, Québec) et leur dynamique environnementale, *Vecteur Environnement* 9 : 29-39.

PRAIRIE, Y. et SOUCISSE, A. (1999) Rapport sur le suivi de la qualité des eaux 1999. Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la rivière Saint-François (RAPPEL), Sherbrooke, 112 p.

PRAIRIE, Y. T. et WILD, M. (2000) Rapport sur la qualité des eaux 2000. Regroupement des associations pour la protection de l'environnement des lacs et cours d'eau de l'Estrie et du haut-bassin de la rivière Saint-François (RAPPEL), Sherbrooke, 92 p.

PRILL, R.J., FISK, W.J. et TURK, B.H. (1990). Evaluation of Radon Mitigation systems in 14 houses over a two-year period. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 40: 740.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA (1986). Loi des Aliments et Drogues. Lignes directrices sur les contaminants chimiques du poisson et des produits de poisson au Canada, Ottawa, Ontario.

SEXTRO, R.G., MOED, B.A., NAZAROFF, W.W., REVZAN, K.L. et NERO, A.V. (1987). Investigation of Soil as a Source of Indoor Radon dans Radon and its Decay Products Indoors, Occurrence Properties and Health effects, Hopkes P. Ed., Symposium Series 331, American Chemical Society, Washington D.C., pp. 10-29.

SHAH, J.J. et SINGH, H.B. (1988). Distribution of Volatil Organic Chemicals in Outdoor and Indoor Air : a National VOCs Data Base. *Environ. Sci. Technol.* 22 : 1381.

SHERMAN, M.H., GRIMSRUD, D.T., (1980). Air Infiltration and Measuring Techniques dans *Proceedings of the 1st Symposium of the Air Infiltration Conference*, du 6 au 8 octobre 1980, Center on Instrumentation and Measurement Techniques, Windsor, United Kingdom, 372 pages.

SIU W., LEVAGGI, D.A., et BRENNAN, T.F. (1989). Solid Waste Assessment Test Result from Landfills in the San Francisco Bay Area. Area Air Quality Management District, San Francisco, CA. Airs & Waste Management Association dans le cadre du 82nd Annual Meeting & Exhibition, du 25 au 30 juin 1989, Anaheim, CA.

SOUTH COAST AIR QUALITY MANAGEMENT DISTRICT (1986). Hazardous Pollutants in Class II Landfills. Prepared for Environmental Protection Agency, San Francisco, CA. Laboratory Services Division, 9150 Flair Drive, El Monte, CA.

TECSULT (1997). Surveillance et suivi environnemental des travaux de traitement et d'élimination des matières contaminées par les BPC – Site de Manic Deux, Tome 2 – Suivi environnemental, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 93 p. et annexes.

TOLVANEN, O.K., HANNINEN, K.I., VEIJANEN, A. et VILLBERG, K. (1998). Occupational Hygiene in Biowaste composting. *Waste Management and Research*, 16: 525-540.

TURK, B.H., PRILL, R.J., GRIMSRUD, D.R., MOED, B.A., et SEXTRO, R.G. (1990). Characterising the Occurrence, Sources, and variability of radon in Pacific North West homes. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 40 : 498.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1995). Great Lakes Water Quality Initiative Criteria Documents for the Protection of Wildlife. DDT, Mercury, 2,3,7,8-TCDD, PCBs. Office of water, Rapport no EPA-820-B-95-008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002). Health Effects Support Document for Naphtalene. Page 4-18,
[<http://www.epa.gov/safewater/ccl/pdf/naphthalene.pdf>]

WAN, M. T. et VAN OOSTDAM, J. (1995). Utility and Railway Rights-of-Way Contaminants : Dioxins and Furans. *Journal of Environmental Quality*, 24: 257-265.

WISCONSIN DEPARTMENT OF HEALTH AND FAMILY SERVICES (2002). Recommandations pour l'eau potable,
[<http://www.dhfs.state.wi.us/eh/ChemFS/fs/Freons.htm>]

WOOD, J.A. et PARKER, M.L. (1986). Hazardous pollutants in class II landfills. South Coast Air Quality Management District, Laboratoty Services Branch, Technical Services Division. 9150 Flair Drive, El Monte, CA, 191 pages.