

Chapitre 7 La qualité de l'eau

Ce chapitre présente les répercussions des sites miniers d'amiante et des résidus miniers amiantés sur les milieux aquatiques et sur l'eau potable. Chacune des sections traitera d'abord de l'état des connaissances scientifiques sur le sujet, suivi de l'état des lieux pour le Québec.

7.1 Les impacts sur les milieux aquatiques

Les impacts des sites miniers d'amiante et des résidus miniers amiantés (RMA) sur les milieux aquatiques sont évalués à partir de critères de la qualité de l'eau ou à l'aide de comparaisons amont/aval de paramètres physicochimiques et autres constituants de l'écosystème. Les valeurs en amont des sites miniers représentent les valeurs de référence ou, en quelque sorte, « le bruit de fond ».

Dans ce contexte, la contamination d'un cours d'eau attribuable à un site minier amiantifère pourrait se refléter par une augmentation de la concentration de certains éléments chimiques, tels que l'aluminium, le magnésium et le nickel, ainsi que par la présence de fibres d'amiante dans les stations situées en aval du site minier par rapport aux valeurs observées en amont.

Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) a établi des critères de qualité de l'eau qui servent à évaluer l'état de santé du milieu et l'atteinte des objectifs qu'il a fixés concernant la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (MELCC 2020a). Ces critères sont aussi à la base du calcul des charges de contaminants pouvant être rejetées dans les cours d'eau, sans nuire à leur qualité (ces charges sont aussi appelées « objectifs environnementaux de rejet »¹⁰⁶).

Pour plus de 300 contaminants, le MELCC répertorie des critères de qualité des eaux de surface spécifiques à différents usages, dont la protection de la vie aquatique¹⁰⁷ et la protection de la faune piscivore¹⁰⁸ (*ibid.*). Les usages pour la vie aquatique et la faune

106. Le Ministère a conçu une méthode pour la détermination d'objectifs environnementaux de rejet (OER) pour chaque source de contamination basée sur les critères de qualité de l'eau de surface, les conditions hydrodynamiques et les usages du milieu. Cette méthode est décrite dans le document intitulé : Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique (MDDEP, 2007, p. 1 à 3).

107. Les critères « protection de la vie aquatique » d'un contaminant représentent les concentrations à ne pas dépasser dans le milieu pour protéger les organismes aquatiques des impacts qui y sont attribuables. Ce critère est défini pour deux durées d'exposition différentes, soit aiguës et chroniques : le critère de vie aquatique aigu (CVAA) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de courte durée et le critère de vie aquatique chronique (CVAC) indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de longue durée (MELCC, 2020a).

108. Les critères protection de la faune piscivore correspondent à la concentration d'une substance dans l'eau qui ne causera pas, sur plusieurs générations, de réduction significative de la viabilité ou de l'utilité (au sens commercial ou récréatif) d'une population animale exposée par sa consommation d'eau ou son alimentation (MELCC 2020a).

piscivore sont considérés comme des usages potentiels de tous les plans d'eau et doivent être respectés dans toutes les eaux de surface du Québec (*ibid.*). Ces critères seront utilisés à des fins de comparaison dans ce chapitre.

7.1.1 Les sources de contamination de l'eau provenant des sites miniers

Les rejets liquides dans l'environnement générés sur un site minier proviennent de différentes sources telles que l'eau utilisée dans un procédé de traitement du minerai, celle qui s'accumule dans les chantiers souterrains ou les fosses à ciel ouvert, l'eau qui s'écoule à l'exutoire¹⁰⁹ d'une aire d'accumulation de résidus miniers ou de stériles ou encore celle ruisselant du site (MDDELCC, 2016, p. 6). Cette eau se contamine par les activités minières et par les éléments avec lesquels elle entre en contact, et le degré de contamination dépend de facteurs tels que le type d'activités minières, le potentiel de génération d'acide de la roche exposée, les substances solubles présentes dans le gisement et les résidus miniers (*ibid.*). Enfin, les eaux d'exhaure, c'est-à-dire les eaux de ruissellement et d'infiltration baignant au fond d'une mine à ciel ouvert puis pompées vers la surface pour que celle-ci soit maintenue à sec sont également susceptibles de porter atteinte à la qualité des eaux de surface. Ces eaux doivent ainsi être dirigées vers des bassins de sédimentation et traitées avant d'être rejetées dans le milieu récepteur (PR4.6.15, p. 23).

Le MELCC analyse ces projets miniers en s'appuyant sur la Directive 019 sur l'industrie minière (Directive) (MDDEP, 2012). Cette directive a été instituée en 1989 et mise à jour en 2005 et en 2012. Elle indique les exigences qui doivent être inscrites dans les autorisations des projets miniers pour assurer la protection de l'environnement. La Directive n'est pas un document réglementaire, mais plutôt un texte d'orientation qui énonce les attentes du MELCC à l'égard de l'activité minière et qui guide un initiateur dans l'élaboration d'une étude d'impact ou dans la présentation d'une demande d'autorisation. Cette directive touche notamment la localisation des infrastructures, les limites de rejets de contaminants dans le milieu ainsi que les exigences de suivis environnementaux, de gestion des eaux et de protection des eaux souterraines ainsi que celles de la gestion du minerai et des résidus miniers. Les exigences issues de la directive doivent être inscrites dans une autorisation pour qu'elles soient légalement respectées par l'exploitant (PR4.6b, p. iii).

Pour les mines entrées en exploitation depuis l'adoption de la Directive, leurs eaux doivent subir un traitement pour qu'en soient retirés les contaminants jusqu'à un niveau acceptable avant d'être rejetées dans l'environnement (MDDELCC, 2016, p. 6). Les exigences au point de rejet de l'effluent final¹¹⁰ ont été fixées pour neuf paramètres (tableau 7.1). Selon la nature du minerai, du procédé, des résidus miniers ou selon le calcul des objectifs environnementaux de rejet (OER), d'autres exigences au point de rejet de l'effluent final

109. Cours d'eau évacuant les eaux d'un lac ou d'un étang (dictionnaire Larousse).

110. L'effluent final est un effluent rejeté dans l'environnement, dans un égout pluvial ou dans un réseau d'égouts (MDDEP, 2007).

peuvent s'ajouter en vertu de l'article 20 de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE), lors de la délivrance de l'autorisation ministérielle (MDDEP, 2012, p. 10).

Tableau 7.1 Les exigences au point de rejet de l'effluent final établies par la Directive 019 sur l'industrie minière de 2012

Paramètre	Concentration moyenne mensuelle acceptable mg/l	Concentration maximale acceptable mg/l
Arsenic extractible	0,2	0,4
Cuivre extractible	0,3	0,6
Fer extractible	3,0	6,0
Nickel extractible	0,5	1,0
Plomb extractible	0,2	0,4
Zinc extractible	0,5	1,0
Cyanures totaux	1,0	2,0
Hydrocarbures (C ₁₀ -C ₅₀)	–	2,0
Matières en suspension	15,0	30,0

Source : MDDEP 2012, p. 10.

Le suivi régulier à l'effluent final se poursuit tant que l'exploitant ne fait pas de demande au MELCC pour passer à un suivi post-exploitation. Pendant la période suivant l'arrêt définitif des activités minières, l'exploitant doit appliquer un programme de suivi des eaux usées minières et de l'eau souterraine. Ce programme doit préalablement être approuvé par le Ministère pour qu'il s'assure de sa conformité aux règles énoncées dans la Directive 019. De plus, si des effluents miniers sont toujours déversés dans l'environnement, l'exploitant doit continuer de les traiter de manière à respecter les exigences de rejet de la Directive (MDDEP 2012, p. 37).

Les mines d'amiante du Québec ayant reçu leur certificat d'autorisation avant 1989 ne sont pas assujetties à cette directive sur l'industrie minière. Bien qu'en exploitation depuis bien avant 1989, la mine Jeffrey devait toutefois assurer le suivi du pH (pour mesurer son niveau d'acidité ou d'alcalinité) et des matières en suspension (MES) de ses eaux d'exhaure à une fréquence mensuelle selon un certificat d'autorisation délivré en vertu de la version de 1989 de la Directive. Les bilans annuels de conformité environnementale du secteur minier produits depuis 1997 par le ministère de l'Environnement mentionnent également la mine Bell et la mine Black Lake. Toutefois, il semble que ces dernières n'étaient pas soumises à l'exigence de réaliser un suivi environnemental en vertu des autorisations délivrées par le Ministère (DQ12.1, p. 1).

La littérature scientifique ne rapporte pas de données sur les rejets liquides générés par des sites miniers d'amiante. Les seules informations disponibles sur le sujet proviennent de deux études réalisées au Québec visant le suivi du pH et des MES de la mine Jeffrey. Une première campagne de caractérisation des eaux de ruissellement des halles de résidus de

la mine a été réalisée en juillet 1994. Le tableau 7.2 présente les caractéristiques des eaux de ruissellement des haldes de RMA sud-ouest et sud-est qui ont affiché des valeurs supérieures aux seuils de détection des analyses ou des exigences de la Directive (PR4.6.2, p. 36 et 43). Deux des trois paramètres pour lesquels la Directive établit une exigence, soit les MES et le fer, ont affiché un dépassement pour au moins un des prélèvements (tableau 7.2).

Tableau 7.2 Les caractéristiques des eaux de ruissellement des haldes de résidus miniers sud-ouest et sud-est de la mine Jeffrey d'Asbestos, du 5 au 8 juillet 1994, comparativement aux exigences de la Directive 019

Paramètre	Min-Max mg/l	Moyenne mg/l	D019 (1989) ¹ mg/l
Matières en suspension	11,0-45,0	22,0	25
Solides dissous	1 810-1 880	1 853	–
Solides totaux	2 000-2 130	2 053	–
Aluminium	0,22-0,29	0,25	–
Baryum	0,09-0,09	0,09	–
Calcium	61,4-66,1	63,8	–
Chrome	< 0,005-0,009	0,007	–
Fer	0,52-3,23	1,71	3,00
Magnésium	198-217	207	–
Manganèse	0,90-1,33	1,13	–
Nickel	0,04 ² -0,07	0,06	0,5

1. Les exigences de la Directive D019 sur l'industrie minière de 1989 sont présentées parce que la caractérisation réalisée en 1994 était assujettie à cette version. À noter toutefois que la seule différence avec les exigences de la version 2012 se limite au seuil fixé pour les matières en suspension, qui a été abaissé à 15 mg/l.

2. Valeur lue par l'appareil, mais inférieure à la limite de détection de la méthode (PR4.6.2, p. 43).

Source : PR4.6.2, p. 36 et 43.

Aux yeux de la commission d'enquête, cette analyse comparative ne permet pas de statuer de façon ferme sur la qualité des eaux de ruissellement. En effet, trois seules valeurs sont précisées dans la Directive 019. Il aurait été souhaitable d'y retrouver des exigences pour davantage de paramètres pour favoriser une bonne appréciation.

Une deuxième étude a permis de documenter les concentrations de fibres d'amiante mesurées en 2002 dans le bassin d'eaux pluviales de l'usine de Métallurgie Noranda inc., dont la matière première était des RMA. Celles-ci ont varié de $1,6 \times 10^7$ à $5,6 \times 10^7$ f/l (PR4.6b, p. 26). Cependant, il n'existe pas de critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique spécifique à l'amiante ou au chrysotile, et ce, ni au MELCC ni dans les autres juridictions (U.S. EPA¹¹¹, Conseil canadien des ministres de l'Environnement, Union européenne) (*ibid.*, p. 25).

111. United States Environmental Protection Agency.

Enfin, les bilans annuels de conformité environnementale du secteur minier produits par le ministère de l'Environnement entre 2006 et 2011 montrent que les valeurs du pH et des MES de la mine Jeffrey ont varié de 7,44 à 8,70 et de 1,2 à 8,0 mg/l respectivement (DQ12.2, p. 1). Ces résultats respectent les exigences de la Directive, qui sont de 6,0 à 9,5 pour le pH et de 25 mg/l pour les MES. À l'aide de ces bilans, le Ministère conclut que la présence des sites miniers ayant exploité l'amiante ne suscite aucun problème de drainage minier acide, car leurs eaux d'exhaure sont alcalines, leur pH pouvant parfois dépasser 9,5¹¹². Quant aux eaux de ruissellement ceinturant les aires d'accumulation de stériles ou de RMA, on y mentionne qu'elles ne causent pas de problèmes environnementaux particuliers. Par contre, les MES, constituées entre autres de fibres d'amiante, peuvent être une source de contamination (DQ12.4, p. 12; DQ12.5, p. 13; DQ12.6, p. 11; DQ12.7, p. 11; DQ12.8, p. 9).

- ◆ *La commission d'enquête constate que les paramètres des rejets liquides générés par les haldes de résidus miniers amiantés qui sont assujettis aux exigences de la Directive 019 sur le secteur minier se conforment généralement aux exigences de cette Directive, même si des dépassements ont été observés ponctuellement. Cependant, plusieurs paramètres des rejets liquides générés par les haldes de résidus miniers amiantés ne sont pas assujettis aux exigences de la Directive.*
- ◆ *La commission d'enquête constate que la mine Jeffrey, située à Asbestos, est la seule des 27 mines d'amiante du Québec pour laquelle l'autorisation prenait en compte la Directive 019, toutes les autres ayant été mises en exploitation avant l'adoption de celle-ci.*
- ◆ **Avis** – *La commission d'enquête est d'avis que le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques devrait établir des exigences pour tous les paramètres des rejets liquides générés dans le cadre de projets futurs sur les haldes de résidus miniers amiantés afin d'en évaluer la toxicité pour les milieux aquatiques récepteurs.*
- ◆ **Avis** – *Considérant que la vaste majorité des sites miniers d'amiante ne font pas l'objet de suivis, comme le prévoit la Directive 019, car leur mise en exploitation la précède, la commission d'enquête est d'avis que le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques devrait s'assurer qu'un suivi soit réalisé afin que leurs impacts sur les milieux aquatiques soient documentés.*

7.1.2 Les eaux de surface

Les eaux de surface englobent l'eau de tous les écosystèmes aquatiques, y compris les ruisseaux, les rivières, les lacs, les milieux humides et le fleuve Saint-Laurent. Tout comme pour les rejets à l'effluent final, il n'y a actuellement aucun critère ni aucune norme concernant les fibres d'amiante dans les eaux de surface, et ce, ni au Québec ni ailleurs.

Le tableau 7.3 présente des concentrations d'amiante dans les eaux de surface dans le monde et dans la rivière Bécancour. Ces données mettent en lumière le fait que celles

112. Un pH inférieur à 7 indique que l'eau est acide alors qu'un pH supérieur à cette valeur indique qu'elle est alcaline.

exposées au ruissellement provenant de RMA contiennent entre 1 million et 5 milliards de f/l. On constate également que les concentrations de fibres d'amiante dans la rivière Bécancour, à Thetford Mines, sont beaucoup plus élevées que celles dans tous les autres emplacements, démontrant l'impact des haldes de RMA sur la qualité de l'eau de surface.

Tableau 7.3 Les concentrations des fibres d'amiante dans les eaux de surface

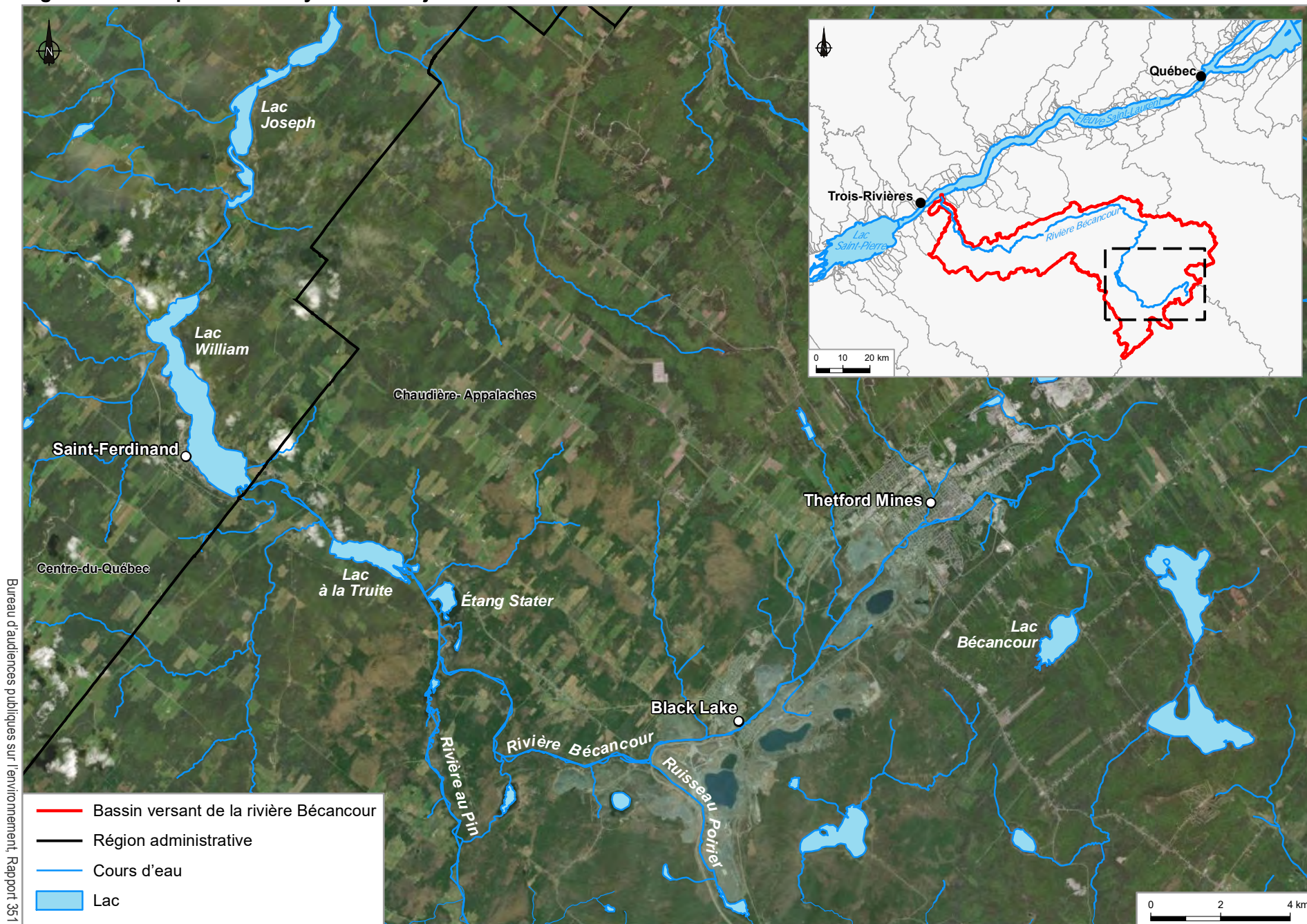
Localisation	Impact ¹ RMA	Type d'eau de surface	Fibres d'amiante (Mf/l)	Référence
Lac Michigan (rive sud)	Incertain	Grands Lacs	0,5-4,5	Hesse <i>et al.</i> (1978, p. 57)
Rivière Ottawa, Ontario	Non	Rivière	9,5	Cunningham <i>et al.</i> (1971, p. 332)
Ottawa, Ontario	Non	Neige fondue	33,5	Cunningham <i>et al.</i> (1971, p. 332)
Beauport, Québec Prise d'eau	Non	Fleuve Saint-Laurent	8,1	Cunningham <i>et al.</i> (1971, p. 332)
Zidani, nord de la Grèce	Oui	Rivière	4,5-158,9	Koumantakis <i>et al.</i> (2009, p. 1085)
Split Rock, Minnesota	Oui	Grands Lacs	1-500	Batterman <i>et al.</i> (1981, p. 953)
Thetford Mines, Québec Lac à la Truite	Oui	Lac	172,7	Cunningham <i>et al.</i> (1971, p. 332)
Thetford Mines, Québec Rivière Bécancour	Oui	Rivière	100-5 000	Monaro <i>et al.</i> (1983, p. 88)

1. Indique que les eaux de surface étaient exposées au ruissellement provenant de RMA.

Par ailleurs, une corrélation positive entre la concentration en magnésium et celle des fibres d'amiante dans l'eau a été observée (Koumantakis *et al.*, (2009, p. 1085). De plus, la concentration et la taille des fibres diminuaient avec la distance du lieu des RMA (sur 21 km) (*ibid.*, p. 1084 et 1085; Buzio *et al.*, 2000, p. 1821). Le MELCC n'a pas évalué la contamination du milieu aquatique par les fibres d'amiante provenant de haldes de RMA (PR4.6b, p. 26). Monaro *et al.* (1983) ont été les premiers à en documenter l'impact dans la région de Thetford Mines. Leur étude, effectuée à 12 stations de la rivière Bécancour réparties sur 180 km en amont et en aval de haldes de RMA, a montré que la concentration du magnésium augmentait dans la zone minière et qu'elle diminuait après « la zone des lacs » (lacs à la Truite, William et Joseph), à environ 25 km de la zone minière (figure 7.1).

Les résultats ont également permis de conclure que les fortes pluies entraînaient une augmentation des concentrations du magnésium dans la portion de la rivière Bécancour située dans la zone minière (*ibid.*, p. 86 et 87). Enfin, Monaro *et al.* ont observé une corrélation positive entre les concentrations en magnésium et les concentrations en fibres d'amiante. Ces dernières ont varié de 1×10^3 f/l à plus de 50×10^8 f/l. Sur la base de cette relation, les auteurs déduisent que les concentrations de fibres les plus élevées ont été observées de la zone des haldes de Thetford Mines jusqu'au lac Joseph (*ibid.*, p. 88 et 89).

Figure 7.1 Les plans d'eau ayant fait l'objet d'études dans le bassin versant de la rivière Bécancour



Outre les fibres d'amiante et le magnésium, le ruissellement provenant des haldes de RMA peut également amener des sédiments et des éléments chimiques dans les milieux aquatiques. Le tableau 7.4 compare les caractéristiques de la qualité de l'eau de la rivière Bécancour aux critères de protection de la vie aquatique pour les effets chroniques (CVAC)¹¹³ (MELCC 2020a). On peut d'abord noter que les données sont très parcellaires et anecdotiques, en ce sens qu'elles ne s'inscrivent pas dans un suivi systématique des mêmes paramètres à long terme. Il est donc difficile de dégager des tendances sur les répercussions des sites miniers de l'amiante et des résidus miniers amiantés (RMA). Une seule de ces études met en lumière un dépassement d'un CVAC, et ce, pour l'aluminium mesuré en 1983 en aval du secteur des mines de Thetford Mines (*ibid.*, p. 86).

Mais c'est toujours le magnésium qui retient l'attention. En effet, une étude visant à évaluer la qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Bécancour de 1979 à 1989 a permis d'observer que, dans la haute Bécancour (station Black Lake, située en amont de l'embouchure de la rivière au Pin), la concentration de magnésium affichait une valeur moyenne élevée de 31,6 mg/l (tableau 7.4) alors qu'en 1986 spécifiquement, elle affichait une concentration de 39,9 mg/l comparativement à des concentrations de 6,5 mg/l et 4,9 mg/l dans les portions médiane et basse du bassin versant respectivement (Bérubé, 1991, p. 47 et 49).

Les minéraux d'amiante sont des silicates hydratés de magnésium qui s'associent généralement au manganèse, au nickel, au chrome et au cuivre. Ces trois derniers métaux présentaient d'ailleurs des concentrations plus élevées à Black Lake qu'ailleurs dans le bassin versant. L'auteur conclut que les parcs à résidus miniers sont pratiquement les seuls responsables des concentrations élevées de magnésium, de nickel, de chrome et de cuivre mesurées dans l'eau de cette portion de la rivière Bécancour (*ibid.*, p. 49, 70 et 99).

De son côté, le Groupe de concertation des bassins versants de la zone Bécancour (GROBEC), un organisme de bassin versant (OBV), a procédé, en décembre 2012, à l'échantillonnage de deux stations de la rivière Bécancour (amont et aval) et de deux de ses tributaires, le ruisseau Poirier (amont aval) et le ruisseau Sans nom, près de la mine Vimy (PR4.6.15). Les résultats indiquent que le pH varie de 8,6 à 7,9, la dureté, de 80 à 90 mg/l (teneur Mg-Ca) et qu'aucun des 32 éléments chimiques mesurés, dont certains métaux lourds, n'affichait de dépassement des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Les auteurs concluent que le protocole utilisé n'a pas permis de distinguer la contribution des haldes minières du bruit de fond, possiblement en raison de la nature géologique et pédologique de la région. En effet, comme certains éléments chimiques sont contenus naturellement dans les sols, il serait nécessaire de démontrer par des analyses au pied des haldes que ces dernières ont un impact additif aux teneurs du bruit de fond dans les eaux de surface (*ibid.*, p. 27, 33, 34 et 42).

113. Critères de protection de la vie aquatique pour les effets chroniques (CVAC) : ce critère indique la concentration maximale à ne pas dépasser pour protéger les organismes pendant une exposition de longue durée (MELCC, 2020a).

Tableau 7.4 La qualité de l'eau de la rivière Bécancour et les critères de protection de la vie aquatique pour les effets chroniques (CVAC)

Paramètre	Monaro <i>et al.</i> ¹ (1983)	Bérubé (1991) ²	GROBEC (2015)		MELCC (2013) ⁴ (2018) ⁴		CVAC ⁵
			Amont ³	Aval ³			
Aluminium (mg/l)	2,574	0,12	–	–	–	–	1,3
Calcium (mg/l)	0,164	10,9	–	–	–	–	n. d. ⁶
Chrome (mg/l)	0,007	0,0044	0,0010	0,0007	0,002	–	0,086
Cuivre (mg/l)		0,0082	0,0024	0,0023			0,0093
Fer (mg/l)	1,140	0,32	0,156	0,126	–	0,64	1,3
Magnésium (mg/l)	1,204	31,6				39,0	n. d.
Manganèse (mg/l)	0,179	0,06	0,03	0,03			1,9
Nickel (mg/l)	–	0,0165	0,0065	0,0075	0,014		0,52
Dureté (mg/l)		157	80	90	70	154	
COD (mg/l) ⁷		7,13					
Turbidité (UTN) ⁸		5,4					1,1 ⁹
pH		8,43	8,6	7,9		8,5	

1. Station n° 7, en aval du secteur des mines de Thetford Mines (Monaro *et al.*, 1983, p. 86).
2. Station Black Lake (A5); valeurs moyennes, p. 136 (Bérubé, 1991, p. 156).
3. Valeurs ajustées pour des duretés de 80 et 90 en amont et en aval des haldes de RMA de Thetford Mines respectivement (PR4.6.15, p. 27, 33 et 34).
4. 2013 : 1 km en aval du secteur minier de Thetford Mines; 2018 : tributaire de la rivière Bécancour, entre la ville de Thetford Mines et le lac à la Truite d'Irlande, qui s'écoulait sur une distance d'environ 300 m à travers des RMA (PR4.6.8, p. 3 et 11; PR4.6b, p. 27).
5. CVAC : critère de protection de la vie aquatique pour les effets chroniques. Le CVAC est la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Comme les CVAC sont considérés pour des usages potentiels de tous les plans d'eau, ils doivent être respectés dans toutes les eaux de surface du Québec (MELCC, 2020a). Les valeurs ont été estimées à partir de la feuille de calcul du MELCC (2020a) et pondérées pour des valeurs de matières en suspension < 10 mg/l, de COD de 5 mg/l et des valeurs moyennes de 100 mg/l pour la dureté et de 8,2 pour le pH.
6. n. d. : non déterminé.
7. Carbone organique dissous.
8. Unités de turbidité néphélogométrique (UTN).
9. Valeur d'une station témoin du bassin de la rivière Saint-François qui présentait des caractéristiques géomorphologiques similaires à celles de la rivière Bécancour (Bérubé, 1991, p. 42 et 47).

En 2013, quatre prélèvements d'eau ont été effectués par le MELCC à une station d'échantillonnage située sur la rivière Bécancour, à environ 1 km en aval du secteur minier de Thetford Mines. L'eau était alors caractérisée par des concentrations élevées de certains métaux (antimoine, arsenic, bore, chrome, cobalt, nickel et molybdène), mais aucun ne s'y trouvait en concentrations dépassant les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique. Malgré cela, les concentrations de chrome total (2 µg/l) et de nickel (14 µg/l) dépassaient les valeurs obtenues ailleurs dans des cours d'eau du Québec méridional. À titre de comparaison, les concentrations maximales mesurées en chrome et en nickel total à l'embouchure de la rivière Bécancour en 2009 étaient d'environ 1 µg/l et 3 µg/l respectivement (PR4.6b, p. 27).

Un inventaire a été réalisé en octobre 2018, par la firme RAPPEL, pour le compte de l'Association de protection du lac à la Truite d'Irlande, sur un tronçon de la rivière Bécancour lors d'une forte pluie. Cet inventaire a permis de localiser un tributaire très turbide, qui créait un panache de sédiments dans la rivière. Ce tributaire s'écoulait sur une distance d'environ 300 m à travers des résidus miniers (PR4.6.8, p. 3 à 11). À la suite de ces observations, le MELCC a prélevé deux échantillons d'eau de cet effluent. Les concentrations moyennes en fer, en magnésium et en dureté étaient respectivement de 0,64 mg/l, 39 mg/l et 154 mg/l, et le pH moyen de 8,5 (tableau 7.4). Comme les échantillons du MELCC ont été réalisés par temps sec, le RAPPEL recommande de procéder à des échantillonnages à la fonte des neiges et après de fortes pluies, et de mesurer les paramètres dans le tributaire près de son embouchure dans la rivière Bécancour afin de mieux caractériser les effets du ruissellement des RMA lors de ces épisodes météorologiques (PR4.6.8, p. 11; PR4.6b, p. 27).

Les résultats préliminaires d'une étude paléolimnologique¹¹⁴ entreprise en 2017 montrent un transport important de résidus miniers vers le réseau de la rivière Bécancour, en aval des haldes de RMA de la région de Thetford Mines (DM89). Ces résultats indiquent que les sédiments récents de l'étang Stater (1959-2017), qui est le premier bassin récepteur du réseau de la rivière Bécancour et situé en aval des anciens sites d'exploitation d'amiante, sont fortement enrichis en magnésium, aluminium, nickel, chrome, sodium et potassium (*ibid.*, p. 6). Comme ces éléments sont abondants dans les haldes de résidus miniers de la région, les matières minérales que reçoit l'étang Stater proviennent vraisemblablement de cette source. Ce transport de résidus miniers y engendre un remplissage accéléré et les données suggèrent qu'une quantité importante de RMA atteignent également les lacs à la Truite et William et, dans une moindre mesure, le lac Joseph, situés à plus de 25 km des haldes (figure 7.1). Enfin, il est probable que les haldes de RMA provoquent une alcalinisation des lacs du bassin de la rivière Bécancour (*ibid.*, p. 9 et 10).

Bien que la majorité des résultats soient inférieurs aux CVAC, certains témoignent des effets des haldes sur un horizon temporel par des comparaisons amont-aval de certains paramètres physicochimiques¹¹⁵ et stratigraphiques¹¹⁶ (Monaro *et al.*, 1983, p. 86 et 87; M. Olivier Jacques, DT16, p. 62 et 65 à 67). Ainsi, les concentrations élevées de magnésium, associées aux eaux de ruissellement des RMA, ont affiché des valeurs pouvant atteindre environ 39 mg/l en 2018 (PR4.6b, p. 27). En se basant sur la relation positive entre la concentration de magnésium et la concentration des fibres d'amiante (f/l) dans l'eau, telle qu'elle a été établie par Monaro *et al.* dans la rivière Bécancour (1983, p. 87 et 88), on peut présumer qu'avec les concentrations relevées de magnésium observées en 2018, des fibres d'amiante continuent d'être apportées dans les milieux aquatiques par le ruissellement des

114. Permet de reconstituer l'histoire évolutive des lacs à l'aide de carottes de sédiments. Ces derniers se déposent au fond de manière graduelle au fil du temps et les différentes couches peuvent être caractérisées et datées à l'aide de datations radiométriques (DM89, p. 2).

115. Paramètres physiques (ex. turbidité, matières en suspension) et chimiques (carbone organique dissous, pH, dureté, métaux) permettant de caractériser la qualité des eaux de surface.

116. Étude de la stratification des sédiments se déposant au fond des lacs au fil du temps, permettant d'en reconstituer l'histoire évolutive.

haldes minières. On observe également encore aujourd'hui des amas de fibres d'amiante en surface, qui flottent, s'accrochent dans les herbes ou s'agglomèrent sur les berges de la rivière Bécancour (M^{me} Sandrine Desaulniers, DT17, p. 20).

Les résultats obtenus jusqu'à aujourd'hui ne permettent pas de brosser un portrait précis de l'impact des haldes de RMA sur la qualité des eaux de surface. D'ailleurs, plusieurs organismes l'ont constaté (DM64, p. 7; DM68, p. 17; DM73, p. 12 et 13; DM86, p. 13 et 14; DM92, p. 2). À titre d'exemple, le GROBEC a présenté deux constats dans son mémoire :

Constat # 2 : Manque de connaissance scientifique et de suivi sur la présence de l'amiante dans l'eau, ses risques et impacts potentiels sur la santé humaine et celles des organismes vivants.

Constat # 3 : Aucun suivi de la qualité de l'eau et des anciens sites miniers d'amiante n'est effectué [...].
(DM73, p. 13)

Mis en place par le Gouvernement du Québec en vertu de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et favorisant une meilleure gouvernance de l'eau et des milieux associés* (RLRQ, c. C-6.2), les OBV sont des organismes sans but lucratif et ont pour mission de mettre en œuvre la gestion intégrée et concertée de l'eau par bassin versant (MDDEFP, 2012a, p. 2). Pour ce faire, ils doivent « élaborer et mettre à jour un plan directeur de l'eau, en promouvoir et en suivre la mise en œuvre, en s'assurant d'une représentation équilibrée des utilisateurs et des divers milieux intéressés, dont le milieu gouvernemental, autochtone, municipal, économique, environnemental, agricole et communautaire, dans la composition de cet organisme » (art. 14 (3) 1; ROBVQ, 2020). Les OBV sont donc des acteurs de premier plan dans la mise à jour et la collecte de données sur la qualité des eaux de surface dans les bassins versants dont ils ont la responsabilité.

- ◆ *La commission d'enquête constate le peu de données et l'absence de suivis périodiques réalisés par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques quant aux effets potentiels du ruissellement des haldes de résidus miniers amiantés sur la qualité des eaux de surface, dont l'apport de sédiments, d'éléments chimiques et de fibres d'amiante.*
- ◆ **Avis** – *La commission d'enquête est d'avis qu'un programme de suivis périodiques devrait être mis en place par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques pour mieux documenter l'impact des haldes de résidus miniers amiantés sur la qualité des eaux de surface. Tout en étant élaboré et supervisé par ce ministère, ce programme de suivi pourrait être déployé en collaboration avec les organismes de bassin versant (OBV) qui ont pour mission d'élaborer et de mettre à jour un plan directeur de l'eau.*

7.1.3 Les eaux souterraines

Au Québec, l'eau souterraine permet d'approvisionner près de 90 % du territoire habité et d'alimenter 20 % de la population (MELCC, 2020b). Les exigences de qualité qui s'appliquent aux eaux souterraines sont les normes définies dans le *Règlement sur la*

qualité de l'eau potable (RLRQ, c. Q -2, r. 40). Ce règlement ne prévoit aucune exigence pour les fibres d'amiante qui pourraient s'y retrouver.

En 2008, le Gouvernement du Québec a décidé de parfaire les connaissances à l'égard des eaux souterraines en mettant en œuvre des projets qui visaient à broser un portrait de la qualité de cette ressource dans 13 régions du Québec méridional. Aucune caractérisation de la concentration des fibres d'amiante dans les eaux souterraines n'a été faite dans le cadre de ce programme (MELCC, 2020b).

La présence de fibres d'amiante dans les eaux souterraines semble être essentiellement un phénomène naturel associé à la dissolution ou à l'érosion de minerais amiantés dans les sols contenant de l'amiante de la famille des serpentines (chrysotile) ou des amphiboles (Toft *et al.*, 1981, p. 78; ANSES, 2017, p. 4). Comme la majorité des informations sur le sujet provient des études sur l'eau potable, dont certaines pour le Québec, le sujet sera traité à la section portant sur cet aspect (section 7.2).

- ◆ **Avis** – *Considérant l'absence de données relatives à la présence d'amiante dans les eaux souterraines, la commission d'enquête est d'avis qu'un programme de suivi devrait être mis en place par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques pour mieux documenter l'impact des haldes de résidus miniers amiantés.*

7.1.4 Les organismes aquatiques

Il n'y a pas d'information disponible sur la toxicité de l'amiante chez les organismes aquatiques, bien que de l'amiante ait été détecté chez plusieurs espèces de poissons et de moules d'eau douce vivant dans des milieux contaminés par l'amiante. Il n'existe pas non plus de critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique spécifique à l'amiante, ni au Québec ni ailleurs dans le monde. Par contre, il est attendu que le contrôle des MES assure indirectement le contrôle des fibres de chrysotile, puisque ces dernières sont en suspension dans l'eau (PR4.6b, p. 25).

Cette section présente des études faisant état des effets des fibres d'amiante chrysotile observés sur différents organismes aquatiques. La majorité de ces études ont porté sur des expériences en laboratoire réalisées à des concentrations d'amiante comparables à celles retrouvées dans l'environnement. En effet, malgré la présence des haldes de RMA dans certaines régions du Québec, peu de données terrain existent.

7.1.4.1 Les algues et les plantes aquatiques

Dans une expérience en laboratoire, des algues planctoniques, *Cryptomonas erosa*, ont été incubées dans des solutions d'eau contenant de 1×10^6 à $1,5 \times 10^6$ f/l de chrysotile (Lauth *et al.*, 1983). Après 48 h, des analyses en microscopie électronique à balayage ont montré que les algues étaient agglomérées entre elles avec des fibres d'amiante, contrairement au groupe sans chrysotile. Les fibres d'amiante semblaient accrochées sur la surface des algues, possiblement en raison des charges électrostatiques. *Cryptomonas erosa* est une

algue flagellée et doit se mouvoir pour se maintenir dans la colonne d'eau. Les auteurs ont suggéré que les algues ainsi agglomérées avec des fibres d'amiante pourraient avoir de la difficulté à se maintenir dans la colonne d'eau pour éventuellement sédimenter. Une autre expérience a permis d'observer qu'après 72 h, les plus petites fibres de chrysotile avaient pénétré dans les membranes cellulaires des algues *Cryptomonas*. Ce résultat pourrait signifier une possible bioaccumulation dans les chaînes alimentaires aquatiques (Lauth *et al.*, 1984, p. 1 et 2).

Une recherche a permis de retrouver des fibres de chrysotile dans l'eau, les sédiments et les plantes aquatiques d'étangs situés dans le voisinage d'une usine d'amiante-ciment (Mohanlalganj, Inde). Il a également été observé que la soumission de la lentille d'eau bossue, *Lemna gibba*, l'une des quatre plantes aquatiques retrouvées dans les étangs étudiés, à différentes doses et temps d'exposition de fibres de chrysotile, a provoqué des effets phytotoxiques et un stress oxydatif entraînant, entre autres, une inhibition de la croissance ainsi que des diminutions de pigments photosynthétiques, de protéines, de sucres et d'amidon (Trivedi *et al.*, 2004, p. 281).

7.1.4.2 Les invertébrés benthiques

Des palourdes asiatiques, *Corbicula fluminea*, ont été exposées à des concentrations de chrysotile variant de 0 à 10^8 f/l pendant 30 jours. Il s'agit d'une espèce de palourde d'eau douce invasive qui a été introduite sur plusieurs continents, dont l'Amérique du Nord. La capacité de filtration des palourdes a été réduite à des concentrations de 10^2 à 10^8 f/l, alors que la croissance de la coquille a été réduite à des concentrations de 10^4 à 10^8 f/l. De plus, celles exposées à des concentrations de 10^8 f/l ont accumulé environ 150 f/mg dans leurs branchies et 1 100 f/mg dans leurs viscères (Belanger *et al.*, 1986a, p. 1245 à 1248). Dans une autre expérience, des adultes reproducteurs ont été exposés à des concentrations de chrysotile variant de 10^4 à 10^8 f/l. Les auteurs ont alors observé une augmentation importante de la mortalité des larves libérées et des larves survivantes exposées (Belanger *et al.*, 1986b, p. 50).

7.1.4.3 Les poissons

Batterman *et al.* ont été parmi les premiers à observer des fibres de chrysotile dans les tissus de poissons en milieu naturel. Les concentrations variaient entre 2,9 et 230,5 f/mg de muscles et de reins, respectivement, chez des ombles chevalier, *Salvelinus alpinus*, provenant de la rivière Déception (baie d'Hudson, Québec). Des concentrations de 670×10^6 f/l ont été observées à l'embouchure de la rivière et ont été associées aux activités minières et au chargement d'amiante de la mine Asbestos Hill dans les navires, plus en aval (1981, p. 956 et 957).

Des chercheurs ont évalué les effets d'une exposition chronique de six mois à des fibres de chrysotile chez le molly amazone, *Poecilia formosa*, une espèce de poisson d'eau douce tropicale fréquemment utilisée pour les bioessais. Des lésions aux reins, aux branchies et au cœur ont été observées (Woodhead *et al.*, 1983, p. 174 et 175).

D'autres chercheurs ont exposé des larves de saumon coho, *Oncorhynchus kisutch*, et des juvéniles de crapet vert, *Lepomis cyanellus*, à des concentrations de $1,5 \times 10^6$ à $3,0 \times 10^6$ f/l de chrysotile pendant une période de 40 à 86 jours. Des stress comportementaux tels que la perte d'orientation et de réponse au courant de l'eau ont été observés. Des distorsions de la ligne latérale ont été associées à des aberrations comportementales et à une perte d'orientation. Des larves de saumon exposées à 3×10^6 f/l ont développé des œdèmes tumoraux, des distensions coelomiques et des effets cytotoxiques sur le plan cellulaire. Des examens en microscopie électronique à transmission (MET) ont confirmé la présence de fibres de chrysotile dans les tissus des larves de saumon (Belanger *et al.*, 1986c, p. 76 à 83).

Dans le cadre d'une autre expérience, des œufs, des larves et des juvéniles de médaka, *Oryzias latipes*, ont été exposés à des concentrations de 10^4 à 10^{10} f/l de chrysotile. Les œufs n'ont pas particulièrement été touchés par les expositions à l'amiante alors que les larves et les juvéniles ont affiché des diminutions de croissance aux concentrations de 10^4 à 10^8 f/l et 100 % de mortalité aux concentrations de 10^{10} f/l, après 56 jours d'exposition. La reproduction a été 33 % plus élevée et les œufs 25 % plus viables dans les groupes sans chrysotile comparativement à ceux avec des concentrations de 10^4 et 10^8 f/l (Belanger *et al.*, 1990, p. 133).

Au Québec, aucune donnée sur l'état des communautés aquatiques dans les milieux récepteurs des eaux de ruissellement des haldes de RMA n'a été colligée par le MELCC et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Cependant, la présence de fibres d'amiante a été observée à la surface ainsi que dans les tissus d'algues zooplanctoniques, de plantes aquatiques, d'invertébrés benthiques et de poissons dans des expériences menées en laboratoire à des concentrations de fibres de chrysotile comparables à celles observées dans la rivière Bécancour depuis 1981. Or, ces concentrations de fibres ont entraîné des réactions physiologiques et comportementales ainsi que des pathologies et des mortalités à différents stades de vie de certaines espèces de poissons. Il est donc possible que des réponses similaires se produisent chez les organismes vivants exposés aux fibres de chrysotile dans les écosystèmes aquatiques des régions de l'amiante.

- ◆ *La commission d'enquête constate le peu de données et l'absence de suivis au Québec pour documenter l'effet des haldes de résidus miniers amiantés sur les différentes composantes biologiques des écosystèmes aquatiques alors que des études expérimentales témoignent de la toxicité de l'amiante sur celles-ci.*
- ◆ *La commission d'enquête constate que des concentrations de fibres de chrysotile comparables à celles observées dans la rivière Bécancour depuis 1981 ont entraîné des réactions physiologiques et comportementales ainsi que des pathologies et des mortalités à différents stades de vie d'espèces de poissons.*
- ◆ **Avis** – *La commission d'enquête est d'avis qu'un programme de recherche devrait être développé et mis en place par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, en collaboration avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, pour mieux documenter l'impact des haldes de résidus miniers amiantés sur les composantes biologiques des milieux aquatiques récepteurs.*

En s'appuyant sur les travaux de Zitko *et al.* (1973 et 1976), le MELCC suggère que l'effet des haldes de RMA sur les organismes aquatiques serait amoindri en raison de la présence de magnésium et de calcium, qui réduiraient la toxicité des autres métaux (PR4.6b, p. 28; PR4.6.43, p. 12). Le calcium et le magnésium (constituant la dureté de l'eau) réduiraient la toxicité des métaux en entrant en concurrence avec ceux-ci pour se lier aux récepteurs des organismes aquatiques (PR4.6b, p. 28).

Ce postulat a toutefois été invalidé sous certaines conditions. Par exemple, Gundersen *et al.* ont observé que la mortalité induite par l'aluminium chez des juvéniles de truite arc-en-ciel, *Oncorhynchus mykiss*, a été de l'ordre 65 % à 100 % à des pH ~ 8,5 comparativement à aucune mortalité à des pH neutres. De plus, la dureté, qui a varié de 20 à 130 mg/l, n'a pas eu d'effets clairs dans les expériences de toxicité aiguë de 96 heures. Quant à la toxicité subaiguë de 16 jours, la mortalité cumulée a été de 45 % et 10 % respectivement (1994, p. 1348 à 1352). Les résultats d'une étude paléolimnologique récente indiquent que les sédiments de l'étang Stater, situé en aval des haldes de Thetford Mines, sont fortement enrichis, entre autres, d'aluminium, suggérant que ce métal pourrait avoir un potentiel toxique pour des organismes aquatiques aux concentrations de calcium et de magnésium observées notamment dans la rivière Bécancour (DM89, p. 6).

- ◆ **Avis** – *Le postulat stipulant que les sources de magnésium et de calcium provenant des haldes de résidus miniers amiantés réduiraient la toxicité des autres métaux pour les organismes aquatiques n'ayant pas été démontré, la commission d'enquête est d'avis qu'il mériterait d'être validé par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques dans les conditions spécifiques des écosystèmes aquatiques récepteurs concernés.*

7.1.5 La restauration et l'aménagement des haldes de résidus miniers amiantés pour la protection des milieux aquatiques

Le suivi de la qualité de l'eau réalisé en 2017 à différentes stations sur la rivière Bécancour, entre la ville de Thetford Mines et le lac à la Truite, dans la municipalité d'Irlande, montre une dégradation marquée de la qualité de l'eau de surface (PR4.6.8, p. 1). Cette dégradation, confirmée par l'analyse des eaux de surface (section 7.1.2), met en évidence la présence d'un transport actif de RMA vers le réseau de la rivière Bécancour (PR4.6.8, p. 3). De plus, ces constituants des RMA semblent transportés sur de grandes distances, soit à plus de 25 km en aval (DM89, p. 10), ce qui rend d'autant plus importante la zone d'influence de l'érosion des haldes.

Ces phénomènes risquent d'aller en s'accroissant sur la base des scénarios climatiques des horizons 2050 et 2080 présentés par le consortium Ouranos, dans son dernier rapport synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Toutes les régions du Québec peuvent s'attendre à des augmentations de la quantité maximale annuelle de précipitations, et ce, pour toutes les durées et les périodes de récurrence, ainsi

que des hausses significatives pour tous les indices de précipitations abondantes et extrêmes (Ouranos, 2015, p. 22).

Outre l'érosion éolienne qui peut influencer sur les concentrations atmosphériques d'amiante, comme vu précédemment dans ce rapport, de telles considérations militent pour la restauration et l'aménagement des sites de RMA. Cela permettrait de réduire les impacts négatifs sur l'environnement, en particulier sur les écosystèmes aquatiques.

La *Loi sur les mines* (RLRQ, c. M-13.1) (LM) encadre les obligations des exploitants quant à la restauration et au réaménagement de sites miniers. Depuis le 9 mars 1995, un exploitant qui effectue des travaux d'exploitation déterminés par règlement¹¹⁷ doit soumettre un plan de réaménagement et de restauration pour approbation par le ministre de l'Énergie et des Ressources naturelles et exécuter les travaux prévus. Ce plan doit être accompagné d'une garantie financière dont le montant correspond aux coûts anticipés pour la réalisation de ces travaux. Il doit également obtenir un avis favorable du MELCC avant son approbation. Cependant, lors de l'entrée en vigueur de ces dispositions, la plupart des mines d'amiante avaient déjà cessé leur exploitation et n'étaient donc pas visées par ces nouvelles obligations (art. 232.1; 232.4 et PR4.4, p. 9 et 10).

Toutefois, si l'exploitant a toujours une existence légale, le ministre de l'Énergie et des Ressources naturelles peut lui demander de déposer un plan de restauration sans qu'il soit accompagné d'une garantie financière et d'exécuter les travaux. Il peut aussi faire préparer le plan de restauration et faire exécuter les travaux aux frais de l'exploitant. Par contre, sans le consentement du propriétaire du terrain, les travaux de restauration prévus à la LM ne peuvent avoir lieu (art. 232.11; DQ8.3, p. 7 et M^{me} Christine Fournier, DT2, p. 27).

L'une des principales difficultés auxquelles le MERN est confronté réside dans le fait que les sites miniers ont été vendus par leurs exploitants et qu'il doit désormais obtenir le consentement des nouveaux propriétaires. Une autre difficulté concerne la production d'un dossier de preuve démontrant quel exploitant a produit les résidus miniers en indiquant quand, où et en quelle quantité. Parfois, plus d'un exploitant peut avoir été actif sur un même site. Ce travail d'identification est donc substantiel (M^{me} Christine Fournier, DT2, p. 27 et 28).

Dans le cas où l'exploitation a cessé avant l'entrée en vigueur des nouvelles dispositions encadrant les obligations de restauration et où l'exploitant n'a plus d'existence légale selon le registre des entreprises du Québec, le MERN ne peut enjoindre une société minière à soumettre un plan de restauration (DQ8.3, p. 8 et M^{me} Christine Fournier, DT2, p. 47). À ce sujet, il explique :

[...] c'est qu'on se retrouve avec un propriétaire privé qui est propriétaire des résidus miniers. Ce ne sont pas des propriétés qui appartiennent à l'État. Donc, si on n'a pas d'exploitant encore actif, bien, [...] on n'a personne, et ce n'est pas en vertu de la *Loi sur les mines* qu'on va pouvoir intervenir.
(M^{me} Christine Fournier, DT2, p. 48)

117. *Règlement sur les substances minérales, autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure* (RLRQ, c. M-13.1, r.-2).

Dans cette situation et en présence d'une contamination des composantes environnementales, le MELCC serait appelé à intervenir en vertu de l'article 20 de la LQE. Toutefois, la démonstration de la contamination se fait au cas par cas et demande la constatation de cette émission, la réalisation d'analyses sur la teneur des rejets et des effets de cette contamination, par exemple sur la faune aquatique. L'obtention des éléments de preuve nécessaires pour la réussite de l'intervention devient alors complexe. Devant l'immensité des situations qui existent en lien avec les haldes de RMA, le MELCC croit qu'un plan global devrait être mis en place pour assurer une intervention plus efficace (M. Alain Boutin, DT2, p. 51 et 52).

En effet, le passif minier de l'amiante fait en sorte que la contamination des milieux aquatiques par les eaux de ruissellement et les sédiments provenant de l'érosion des haldes de RMA est permanente et qu'elle risque de s'accroître au cours des prochaines décennies. D'ailleurs, la figure 7.2 illustre clairement cette érosion des RMA à partir des haldes.

Dans son rapport sur la caractérisation de l'état des bandes végétales riveraines et de l'érosion du secteur urbain et minier de la ville de Thetford Mines, le GROBEC présente une analyse de l'état des lieux et propose différentes mesures pour atténuer l'impact des haldes de RMA. Celui-ci nous apprend d'abord que le milieu minier à Thetford Mines représente 33 % des lieux d'érosion en berge, mais seulement 18 % de l'utilisation globale du sol. Ce secteur d'activité semble donc occasionner une hausse de l'érosion en berge dans les cours d'eau (PR4.6.14, p. 63).

Dans son analyse des aménagements à privilégier pour restreindre les impacts de l'érosion des haldes de RMA vers l'aval, le GROBEC mentionne que les actions disponibles pour résoudre le problème posent des défis importants en terrains miniers, notamment à cause de la hauteur des haldes, des pentes abruptes, des talus et de leur instabilité ainsi que du pH alcalin des sols ou de l'absence de sol pour la prise de végétation (*ibid.*, p. 65). Cela renforce le besoin de réaliser une caractérisation préalable pour prioriser les actions et les rendre plus efficaces et durables.

En attendant une restauration ou une valorisation, des mesures temporaires de contrôle des résidus devraient être mises en place. Trois grandes stratégies d'aménagement sont proposées pour atténuer l'impact de l'érosion des haldes de RMA (*ibid.*; DM73, p. 19; PR4.6.8, p. 12) :

1. Des aménagements dans la configuration des haldes, y compris :
 - le reprofilage des pentes ($\frac{1}{3}$, voire $\frac{1}{4}$);
 - la création de paliers (talus) sur les pentes;
 - la stabilisation de la base des haldes;
 - la mise en place de barrières rocheuses entre le cours d'eau et les haldes.

Figure 7.2 L'érosion des haldes de résidus miniers amiantés vers la rivière Bécancour (photo 1) et vers un tributaire de la rivière (photo 2).



Crédit photographique : © Rivière Bécancour à Theftord Mines / GROBEC.



Crédit photographique : Coop-RAPPEL.

2. Des aménagements dans la configuration des haldes, y compris :
 - le reprofilage des pentes ($\frac{1}{3}$, voire $\frac{1}{4}$);
 - la création de paliers (talus) sur les pentes;
 - la stabilisation de la base des haldes;
 - la mise en place de barrières rocheuses entre le cours d'eau et les haldes.
3. Des aménagements visant la captation des sédiments provenant du ruissellement, y compris :
 - la reconfiguration du réseau de drainage par la création de lits d'écoulement stable sur les haldes et adjacents à celles-ci;
 - l'intégration de bassins de sédimentation.
4. La végétalisation de la base des haldes, y compris :
 - la végétalisation de part et d'autre de l'écoulement lorsque le lit de la rivière est encaissé entre deux haldes.

En audience publique, une municipalité a soulevé la difficulté d'obtenir des autorisations du MELCC pour l'aménagement de bassins de sédimentation, mais encore plus pour obtenir celle de les vidanger (M. Jean-François Hamel, DT15, p. 72 et 73). Cela tiendrait au fait que les sédiments qui seraient retirés des bassins devraient être traités comme tout sol contenant de l'amiante, ce qui a été confirmé à une intervenante par la direction régionale du MELCC à Thetford Mines (M^{me} Sandrine Desaulniers, DT17, p. 23).

- ◆ **Avis** – *Considérant l'impact significatif de l'érosion et du ruissellement des haldes de résidus miniers amiantés sur la qualité de l'eau, le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques devrait procéder à la caractérisation de ces haldes, en collaboration avec les municipalités et les organismes de bassins versants concernés, pour permettre l'élaboration d'une stratégie visant leur aménagement ainsi que la production d'un plan global d'intervention.*

7.2 L'amiante dans l'eau potable

Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la présence de fibres d'amiante dans l'eau potable. À titre d'exemple, l'avis scientifique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) de France a répertorié 27 études sur le dénombrement de fibres d'amiante dans les eaux distribuées de certaines régions des États-Unis, du Canada et de l'Europe (ANSES, 2017, p. 3).

L'eau destinée à la consommation peut provenir des eaux souterraines, par des puits résidentiels privés ou des réseaux de distribution municipaux munis de systèmes de

traitement. La présence de fibres d'amiante dans les eaux souterraines est un phénomène naturel, associé à la dissolution ou l'érosion de minerais amiantés de la famille des serpentines (chrysotile) ou des amphiboles (Toft *et al.*, 1981, p. 78; ANSES, 2017, p. 4). L'eau destinée à la consommation peut également être puisée dans des lacs et rivières, qui peuvent être contaminés par des fibres d'amiante provenant de l'eau de ruissellement (sections 7.1.1 et 7.1.2). Enfin, des fibres d'amiante retrouvées dans l'eau potable peuvent provenir des canalisations en fibrociment amianté (amiante-ciment), utilisées dans certains réseaux de distribution jusque dans les années 1970 (ANSES, 2017, p. 4).

7.2.1 La contamination par des sources naturelles

Selon une étude réalisée au début des années 1980, des concentrations d'amiante mesurées dans l'eau potable contaminée par les sources naturelles peuvent varier de zéro à environ 200×10^6 f/l (ou 200 Mf/l), comme celles mesurées dans la ville d'Everett, aux États-Unis (Polissar *et al.*, 1983, p. 57). Au Canada, les études ayant mesuré la concentration de fibres d'amiante dans les réseaux de distribution d'eau potable sont rares, bien que leur présence ait été révélée dès le début des années 1970.

Les premiers chercheurs à s'y être intéressés ont observé des concentrations de $2,0 \times 10^6$ à $9,5 \times 10^6$ f/l dans l'eau potable de sept villes canadiennes (Ottawa, Toronto, Hull, Montréal, Beauport, Drummondville et Asbestos). La ville de Thetford Mines, qui puisait son eau dans le lac à la Truite et qui ne la filtrait pas à l'époque, a affiché des valeurs de 172,2 Mf/l (Cunningham *et al.*, 1971, p. 332 et 333). Une autre étude a porté sur l'eau potable de sources traitées et non traitées de 71 villes canadiennes. Le tableau 7.5 présente certains résultats de cette étude. Il montre que les eaux non traitées contenaient de 8,6 à 190 Mf/l (chrysotile) et que le traitement des eaux par ces procédés a pu retenir jusqu'à 95 % des fibres retrouvées dans les eaux naturelles (Toft *et al.*, 1981, p. 81). Une dernière étude a permis d'observer des concentrations variant de 1,7 à 147,8 Mf/l dans des sources d'eau potable du sud-est du Québec (Bacon *et al.*, 1986, p. 29).

Tableau 7.5 Les concentrations de fibres de chrysotile (Mf/l) dans les eaux traitées et non traitées de quelques villes du Canada

Ville	Province	Eau non traitée	Eau traitée ¹¹⁸
Lethbridge	Alberta	83	0 – 0,5
Medicine Hat	Alberta	6,5	0 – 0,5
Portage La Prairie	Manitoba	36	0 – 0,5
Selkirk	Manitoba	31	0 – 0,5
Thompson	Manitoba	190	1
Asbestos	Québec	170	9,5
Prince Albert	Saskatchewan	8,6	0 – 0,5

Source : Toft *et al.*, 1981, p. 81.

118. Traitements incluant les étapes combinées de coagulation et de filtration.

Les données répertoriées par l'ANSES mettent en évidence le fait que les fibres détectées dans les eaux sont en grande majorité de longueur < 5 µm, de diamètre < 0,3 µm et d'un rapport longueur/diamètre compris entre 10 et 120 (ANSES, 2017, p. 8). Une étude évaluant les fibres de chrysotile dans les eaux souterraines de trois puits de drainage de la mine Bazheriovskoye, située en banlieue de la ville d'Asbest (région de Sverdlovsk, Russie), illustre que 100 % des fibres échantillonnées dans le puits de la mine étaient > 5 µm, mais que de 9,8 à 44,6 % de celles retrouvées dans les eaux souterraines des deux puits de drainage étaient dans cette classe de tailles, suggérant que les sols gênent le mouvement des fibres plus longues (Kashansky *et al.*, 2002, p. 67).

- ◆ *La commission d'enquête constate que l'eau de source naturelle peut contenir des concentrations d'amiante très variables, pouvant atteindre 200 millions de fibres par litre (Mf/l). Elle remarque également que le traitement de cette eau permet d'éliminer habituellement jusqu'à 95 % des fibres.*
- ◆ *La commission d'enquête constate que les sols semblent jouer un rôle de rétention des fibres d'amiante plus longues que 5 micromètres.*

7.2.2 La contamination par des sources anthropiques

Les canalisations contenant de l'amiante peuvent contaminer l'eau potable. La libération des fibres d'amiante peut être causée par la dissolution des conduites par des eaux agressives ou au moment de travaux de branchement qui ont été utilisés comme matériaux de remblai des réseaux d'aqueduc (ANSES, 2017, p. 5 et 6). Des études menées aux États-Unis durant les années 1970 et 1980 ont montré des concentrations allant de 1 Mf/l à 1 850 Mf/l dans l'eau distribuée par un réseau en amiante-ciment. La valeur la plus élevée était toutefois associée à un incident ayant entraîné une détérioration majeure des tuyaux d'amiante-ciment (ATSDR, 2001, p. 164).

Une autre étude a échantillonné l'eau potable à différents points des réseaux de distribution de villes contenant des canalisations en amiante-ciment (tableau 7.6). Les concentrations de fibres de chrysotile étaient parfois beaucoup plus élevées dans les réseaux de distribution sans filtration (1 Mf/l à 1 800 Mf/l) que dans les sources traitées ou non traitées (Toft *et al.*, 1981, p. 81).

Au Québec, il n'existe pas de données sur l'étendue des canalisations d'eau potable contenant de l'amiante-ciment. Leur présence est toutefois signalée dans des documents de la CNESST (CSST, 2013a, p. 19) et du MDDELCC (2017a, p. 48). À cet égard, le MELCC mentionne vouloir mettre en place un projet qui permettrait d'évaluer la présence de fibres d'amiante dans l'eau distribuée par des systèmes comportant des conduites en amiante-ciment dans le but d'acquérir des connaissances plus récentes (DB6.2, p. 3).

Tableau 7.6 Les concentrations de fibres de chrysotile (Mf/l) dans l'eau de quelques villes du Canada, dans les eaux traitées, non traitées et dans des réseaux de distribution contenant de l'amiante-ciment

Ville	Province ou territoire	Eau non traitée	Eau traitée	Dans les réseaux de distribution contenant de l'amiante-ciment
Baie Verte	Terre-Neuve	400	480	260 – 1 800
Beaulac	Québec	–	24	54 – 59
Disraeli	Québec	220	–	200 – 1 200
Sherbrooke	Québec	73	26	80 – 220
Thetford Mines	Québec	–	140	110 – 150
Whitehorse	Yukon	270	38	33 – 130
Kamloops	Colombie-Britannique	11	4,5	6 – 18

Source : Toft *et al.*, 1981, p. 81.

- ♦ *La commission d'enquête constate que les réseaux de distribution d'eau potable peuvent avoir des canalisations en amiante-ciment qui peuvent relâcher des fibres d'amiante dans l'eau potable, et ce, à des concentrations pouvant atteindre de 1 million à 1,8 milliard de fibres par litre.*

7.2.3 Les risques potentiels associés à l'ingestion d'eau potable contaminée à l'amiante

Une partie de la population québécoise est desservie par des puits privés. Cela représente 7 % des unités d'habitation pour la ville de Thetford Mines et 17 % pour les villes d'Asbestos et de Danville. Comme les sols de ces régions contiennent des horizons amiantés, l'eau de ces puits résidentiels est susceptible de contenir des quantités non négligeables de fibres d'amiante (section 7.2.1, tableau 7.5; DQ1.1, DQ1.2, DQ1.3).

Les risques associés à l'exposition environnementale à l'amiante par l'ingestion d'eau potable contaminée demeurent hypothétiques. Les données sont en effet inconsistantes, voire contradictoires. Ainsi, quelques études réalisées au début des années 1980 avaient notamment suggéré un excès de risque de cancer associé à la consommation d'eau potable contenant de l'amiante chrysotile provenant de sources naturelles dans la baie de San Francisco, en Californie. Ces cancers incluent notamment ceux de l'estomac, de l'œsophage et du pancréas chez l'humain (Conforti *et al.*, 1981, p. 223) ainsi que du cancer du poumon chez l'homme et de la vésicule biliaire et du péritoine chez les femmes (Kanarek *et al.*, 1980, p. 63 et 64).

A contrario, une étude réalisée auprès de la population canadienne n'a pas pu dégager d'association significative entre l'incidence des cas de cancer, notamment de l'estomac, et l'ingestion d'amiante contenue dans l'eau potable (Wigle *et al.*, 1986, p. 339 et 341). Certaines villes québécoises couvertes par cette enquête avaient des teneurs extrêmement élevées en fibres de chrysotile dans l'eau potable des réseaux de distribution, notamment

des villes situées dans la MRC des Appalaches, dont Disraeli (200 Mf/l à 1 200 x Mf/l) et Thetford Mines (entre 110 et 150 Mf/l) (Toft *et al.*, 1981, p. 79 et 81).

Une revue de la littérature scientifique a également permis de conclure que les données étaient incohérentes et qu'elles ne permettaient pas d'évaluer adéquatement le risque cancérigène associé à l'ingestion d'amiante dans l'eau potable (Cantor, 1997, p. 301), tout comme une étude épidémiologique qui a réfuté l'existence de tout risque cancérigène associé à l'amiante contenu dans l'eau à des concentrations gravitant autour de 200 Mf/l (Polissar *et al.*, 1983, p. 57).

Une autre étude épidémiologique vient toutefois étayer l'hypothèse d'un risque associé à l'amiante contenue dans l'eau potable. Elle a été réalisée auprès d'une cohorte de 726 gardiens de phare en Norvège, suivis de 1960 à 2002 et considérés comme présentant un potentiel élevé d'exposition à l'amiante contenue dans l'eau potable qu'ils consommaient sur leur lieu de travail. Les canalisations, qui étaient en amiante-ciment (dont 92 % étaient du chrysotile et le reste, des amphiboles), avaient subi d'importants dommages en raison du bombardement des côtes norvégiennes durant la Seconde Guerre mondiale et n'ont bénéficié depuis que de peu d'entretien. Les auteurs ont suggéré que les résultats obtenus étaient en faveur d'une association positive entre l'ingestion d'amiante par l'eau potable et le risque de cancer gastro-intestinal en général, et plus spécifiquement de cancer gastrique. Toutefois, ces résultats ne pouvaient, selon les auteurs, être extrapolés à la population générale de la Norvège étant donné que l'exposition des gardiens de phare était extrêmement élevée, avec des concentrations variant de 1 800 à 71 000 Mf/l (Kjærheim *et al.*, 2005, p. 594 à 597). De telles concentrations n'ont ainsi rien de commun avec celles retrouvées au Québec, qui ne dépassent pas 220 Mf/l (tableau 7.6).

En 2003, l'Organisation mondiale de la Santé a conclu que ni les études expérimentales chez l'animal ni les études épidémiologiques n'ont fourni de preuves suffisantes quant à un plausible risque cancérigène associé à l'amiante ingéré et que, de ce fait, il n'y avait pas lieu d'élaborer des recommandations pour l'eau potable (WHO, 2003, p. 3). Considérant l'absence de preuves scientifiques suffisantes, Santé Canada n'a également pas établi de normes quant à la concentration d'amiante dans l'eau potable (Santé Canada, 2019, p. 7).

De son côté, l'ANSES a fait une analyse critique de plusieurs articles scientifiques et a estimé que ceux-ci ne permettent toujours pas de conclure sur le risque relié à l'ingestion de fibres d'amiante. Compte tenu des limites dans la méthodologie des revues disponibles sur le sujet, l'ANSES recommande que soit menée une revue systématique sur l'ingestion de fibres d'amiante (DB1.7; ANSES, 2017, p. 25).

- ◆ *La commission d'enquête constate l'absence de preuves scientifiques soutenues du lien entre la consommation d'eau contenant de l'amiante et le développement de problèmes de santé.*