



*Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs*

Québec 

ACCIDENT FERROVIAIRE - LAC-MÉGANTIC
Revue de la littérature portant sur l'impact
des déversements d'hydrocarbures et des
travaux de nettoyage sur les communautés de
macroinvertébrés benthiques

PROJET N°QR0090A-ENV-CAR-01

AVRIL 2014

*Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs*

Québec 

**Accident ferroviaire de Lac-Mégantic
Revue de la littérature portant sur l'impact des déversements
d'hydrocarbures et des travaux de nettoyage sur les
communautés de macroinvertébrés benthiques**

**V/Réf. : 1362-P
N/Réf. : QR0090A**

Avril 2014

Préparé par :



Martine Grenier, Ph. D. Sc. eau
Professionnelle Environnement

Vérfié par :



Roxane Tremblay, M. Sc. biologie, candidate Ph. D. géographie
Professionnelle Environnement

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

| | | |
|------------------|----------------------|--------|
| Clément Lapierre | Ingénieur | MDDEFP |
| Lyne Pelletier | M. Sc. environnement | MDDEFP |

Cima+ s.e.n.c.

| | | |
|------------------|-----------------|-------------------------------|
| Christian Gagnon | B. Sc. biologie | Directeur de projet |
| Martine Grenier | Ph. D. Sc. eau | Professionnelle Environnement |
| Roxane Tremblay | M. Sc. biologie | Professionnelle Environnement |

RÉFÉRENCE À CITER

Grenier, M. 2014. *Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Revue de la littérature portant sur l'impact des déversements d'hydrocarbures et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques*. Rapport préparé pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) par CIMA+, 35 p.

TABLE DES MATIÈRES

| | Page |
|---|-------------|
| 1 Introduction..... | 1 |
| 1.1 Mise en contexte..... | 1 |
| 1.2 Objectif de la revue de la littérature | 3 |
| 2 Impact des déversements d’hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d’eau | 5 |
| 2.1 Études portant sur l’impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques | 5 |
| 2.1.1 Impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques..... | 6 |
| 2.1.2 Temps, distribution spatiale et facteurs de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques | 7 |
| 2.1.3 Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par les hydrocarbures..... | 11 |
| 3 Impact des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d’eau | 15 |
| 3.1 Études portant sur l’impact des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques | 15 |
| 3.2 Études portant sur l’impact des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques..... | 16 |
| 3.2.1 Impact des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques | 16 |
| 3.2.2 Temps, distribution spatiale et facteurs de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques | 17 |
| 3.2.3 Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par les crues | 21 |
| 4 Perspectives de l’impact du déversement de pétrole et du nettoyage de la rivière Chaudière sur les communautés de macroinvertébrés benthiques..... | 23 |
| 4.1 Temps de rétablissement | 23 |
| 4.2 Résilience des communautés de macroinvertébrés benthiques | 24 |
| 5 Conclusion | 27 |
| 6 Références..... | 29 |

1 INTRODUCTION

1.1 MISE EN CONTEXTE

Le 6 juillet 2013, un train de la compagnie Montreal, Maine and Atlantic Railway inc. (MMA), contenant 72 wagons-citernes de pétrole brut, a déraillé dans le centre-ville de Lac-Mégantic. Selon les estimations, en date du 27 novembre 2013, le déraillement a occasionné un déversement d'environ 7 679 000 litres de pétrole brut léger (MDDEFP, 2014). Environ six millions de litres ont été brûlés ou déversés dans l'environnement et près de 100 000 litres de pétrole, selon les estimations, auraient été déversés dans la rivière Chaudière. Le débit en aval du barrage de Mégantic a été réduit de 27 m³/s à 3,5 m³/s, et maintenu à ce niveau jusqu'au 10 juillet, afin de limiter l'écoulement du pétrole dans la rivière Chaudière (CEHQ, 2014). Des résidus de pétrole provenant des égouts municipaux y ont également été déversés. Au pétrole brut s'ajoutent les agents de suppression du feu qui ont été utilisés pour éteindre les incendies, ainsi que les rejets d'eaux usées non traitées en provenance de la station d'épuration des eaux de Lac-Mégantic, qui fut hors d'usage durant les dix jours suivant l'événement. Cette dernière a été remise en fonction le 17 juillet, avec seulement 10% du débit traité, et ce n'est que le 23 juillet que l'ensemble du débit a pu être traité (Anne-Sophie Bergeron, MDDEFP, comm. pers., 2014).

Dès le 6 juillet 2013, des équipes de la compagnie SIMEC sont intervenues afin de mettre en place des dispositifs de confinement (estacades), de pompage par camions vacuum et de récupération à l'aide de couches absorbantes et de boudins. Des débris souillés ont également été récupérés (MissionHGE inc., 2014). Une partie du pétrole déversé dans la rivière Chaudière a également été éliminée naturellement par évaporation (fractions légères et volatiles). Le pétrole qui n'a pu être récupéré est soit demeuré dans l'eau, a sédimenté au fond du lit de la rivière ou a pénétré dans les sédiments des berges.

Le pétrole qui n'a pu être récupéré a été éliminé, en partie, par le nettoyage du lit et des berges de la rivière Chaudière. En effet, à partir du 14 juillet 2013, un programme exhaustif d'évaluation de l'état des berges et du lit de la rivière a été entrepris par SIMEC (relevés TERR : technique d'évaluation et de restauration des rives). Au total, 260 km de berges ont été évalués, afin de cibler les endroits les plus affectés et y diriger les équipes de nettoyage.

Les premiers travaux de nettoyage se sont déroulés du 24 juillet au 7 août 2013, dans les sections comprises entre le barrage de Lac-Mégantic et le 9^e kilomètre, ainsi que dans la section comprise entre les kilomètres 81,5 et 84,5 (MissionHGE inc., 2014). Ces travaux ont été réalisés sur les rives et ont consisté en une coupe de la végétation par fauchage et à l'extraction des sédiments contaminés par excavation.

Le 13 août 2013, SIMEC a réalisé, à la demande du MDDEFP¹, un banc d'essai pour valider une autre méthode de nettoyage, soit le déluge ou « flushing », une méthode de traitement manuelle moins dommageable pour le milieu. Cette méthode, approuvée par le MDDEFP, consiste à traiter le littoral exondé et inondé (< 0,6 mètre de profondeur) de la rivière simultanément, tout en prévenant l'érosion excessive des rives ou l'émission de matières en suspension dans la rivière. Cette méthode a principalement été utilisée du 13 août au 1^{er} novembre 2013, par MissionHGE inc., afin de nettoyer le littoral exondé et inondé des zones moyennement à fortement contaminées de la rivière Chaudière. Au plus fort des travaux, entre 150 et 200 travailleurs ont procédé au nettoyage des berges et du lit de la rivière (là où le fond était accessible en fonction des niveaux d'eau). Au terme des travaux, environ 40 km de rives ont été nettoyés. Deux types de traitement ont été utilisés: le traitement régulier et le traitement spécifique (MissionHGE inc., 2014).

Les zones de traitement régulier étaient définies comme étant constituées majoritairement par le littoral de la rivière Chaudière, dont la granulométrie varie entre du sable grossier et des galets ou blocs. Ainsi, chaque équipe de travail, constituée d'environ douze personnes, était chargée de traiter simultanément le littoral exondé et inondé de la rivière, en se déplaçant de l'amont vers l'aval. Le traitement du littoral exondé consistait principalement à brasser les sédiments grossiers (roches, galets, gravier ou sable) à l'aide de lances à jet basse pression et les sédiments fins (sable, limon) à l'aide de jets basse pression formant un déluge passif sur le bord de la rive. Les hydrocarbures relargués dans le milieu étaient ensuite récupérés à l'aide de barrages flottants et absorbants, déployés en aval. Avant de procéder au traitement, le littoral devait être examiné afin d'appliquer la méthode adéquate. En effet, une combinaison ou une succession de sédiments fins et grossiers pouvant être présente sur une même section de travail, les méthodes devaient parfois être utilisées de pair, afin d'enlever le maximum d'hydrocarbures de la rive, tout en limitant l'entraînement de sédiments fins. Le traitement du littoral inondé consistait principalement à brasser les sédiments grossiers (roches, galets, gravier ou sable) à l'aide de râpeaux et de lances munies de tube de Venturi, afin de déloger tous les hydrocarbures présents sur ou sous le substrat. Ce traitement était applicable vers le centre de la rivière jusqu'à une hauteur d'eau de 0,6 mètre, ou plus, si les conditions étaient jugées sécuritaires.

Les zones de traitement spécifique étaient constituées majoritairement de sédiments fins. Ces zones étaient situées dans les secteurs d'accumulation des sédiments où le courant est faible. Le lavage naturel de ces zones, par le courant de la rivière, était plus faible qu'ailleurs et la prédominance de sédiments fins proscrit l'emploi des techniques régulières de nettoyage, qui causeraient de l'érosion et la mise en suspension de nombreux sédiments. Pour la partie exondée, le traitement préconisé pour les zones constituées de sédiments fins a été utilisé, c'est-à-dire l'arrosage passif du littoral. Dans les portions inondées, la pompe munie d'un tube de Venturi a pu être utilisée, mais celle-ci était positionnée à environ 50 centimètres au-dessus du fond et les équipes de nettoyage devaient parfois se déplacer dans une embarcation.

¹ MDDEFP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.

Le débit en aval du barrage de Lac-Mégantic a été maintenu à environ 3,5 m³/s afin de contrôler le niveau du lac et d'assurer la sécurité des travailleurs durant les travaux de nettoyage des rives de la rivière Chaudière. Six grandes oscillations de débits et des variations diurnes, passant d'un minimum de 2,5 m³/s à un maximum de 30 m³/s, ont eu lieu entre le moment du déversement et la fin des travaux de nettoyage de la rivière Chaudière (CEHQ, 2014).

À ce jour, il est impossible d'évaluer les quantités de pétrole récupérées dans la rivière. À court et à long terme, quatre éléments principaux, découlant directement du déversement de pétrole, ont eu et auront potentiellement des répercussions sur les écosystèmes aquatiques et riverains de la rivière Chaudière : le pétrole déversé, le déversement d'eaux usées en provenance de l'usine d'épuration des eaux de la ville de Lac-Mégantic, les travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière et les variations de débits occasionnées par la gestion du barrage de Lac-Mégantic. Une évaluation de leurs impacts sur la faune est donc nécessaire.

L'étude de l'impact d'un déversement de pétrole, et des autres perturbations reliées à celui-ci, sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, est cruciale. En effet, la faune de l'écosystème aquatique et riverain, soit les poissons, les amphibiens et les oiseaux aquatiques, dépend des insectes aquatiques et des autres invertébrés aquatiques pour se nourrir. De plus, les macroinvertébrés benthiques sont particulièrement sensibles aux perturbations de l'habitat physique et de la physico-chimie des cours d'eau. Ces derniers sont sensibles, à moyen terme, aux perturbations locales en raison de leur cycle de vie relativement long (environ un an) et de leur migration limitée (Barbour et al., 1999). Cette sensibilité a notamment été mise à profit pour développer de nombreux indices biotiques à partir de la structure (composition taxonomique) des macroinvertébrés benthiques. Ces indices sont utilisés partout dans le monde pour l'évaluation et le suivi du niveau d'intégrité biologique des cours d'eau (Ex. : B-IBI; Kerans et Karr, 1994).

En somme, en raison de l'importance des macroinvertébrés benthiques dans la chaîne alimentaire et de leur sensibilité aux perturbations de l'écosystème aquatique, une évaluation de l'impact des déversements de pétrole et des perturbations associées, sur ceux-ci, est primordiale afin d'en mesurer adéquatement l'ampleur sur les écosystèmes aquatiques et riverains.

1.2 OBJECTIF DE LA REVUE DE LA LITTÉRATURE

À la demande du MDDEFP, une revue de la littérature a été réalisée afin de décrire les impacts des déversements d'hydrocarbures, des travaux de nettoyage et des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Celle-ci permettra, dans un deuxième temps, de comparer les impacts observés dans ces études avec ceux observés les communautés de macroinvertébrés de la rivière Chaudière, à la suite de l'accident ferroviaire de Lac-Mégantic. Cette analyse fera l'objet de l'étude «Accident ferroviaire de Lac-Mégantic : Impact du déversement de pétrole brut et des travaux de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Chaudière - automne 2013».

2 IMPACT DES DÉVERSEMENTS D'HYDROCARBURES SUR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES DE COURS D'EAU

2.1 ÉTUDES PORTANT SUR L'IMPACT DES HYDROCARBURES SUR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Les connaissances sur les conséquences écologiques des déversements d'hydrocarbures dans les écosystèmes d'eau douce sont limitées si l'on compare avec l'information disponible sur les déversements en milieux marins (Ex. : Chan, 1973; Blanchard *et al.*, 2002). Pourtant, de grands déversements dans des lieux confinés, tels que les rivières ou les lacs, peuvent avoir des conséquences bien plus importantes que ceux qui surviennent dans des environnements marins (Académie des sciences des États-Unis, 1973). De plus, la probabilité d'un tel désastre est hautement probable en raison de la grande demande pour le pétrole et les produits pétroliers, ainsi qu'en raison des risques associés à leur transport et à leur entreposage (Ex. : transport ferroviaire et routier, oléoducs, citernes).

Des déversements de grandes quantités de pétrole brut, soit de 2,7 millions de litres dans la rivière Ohio (Cronk *et al.*, 1990) et de 3,3 millions de litres dans la rivière Gasconade (Finger *et al.*, 1991; Poulton *et al.*, 1997), aux États-Unis ont montré l'importance de comprendre les effets du pétrole dans les écosystèmes d'eau douce.

Selon la littérature consultée, les études portant sur l'impact de déversements de pétrole brut sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau ont été menées surtout aux États-Unis (Ex. : McCauley, 1966; Woodward et Riley, 1983; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998), mais également en Espagne (Ex. : Meynell, 1973; Damàsio *et al.*, 2007) et au Brésil (Ex. : Couceiro *et al.*, 2006). Des études expérimentales menées en rivière ont également été réalisées au Canada (Ex. : Rosenberg et Wiens, 1976; Barton et Wallace, 1979; Lock *et al.*, 1981).

Des études portant sur l'impact de déversements de diesel (Ex. : Bury, 1972; Hoehn, 1974; Schults et Tebo, 1975; Masnik, 1976; Lytle et Peckarsky, 2001; Smith *et al.*, 2010), de Késosène (Guiney *et al.*, 1987) et d'essence (Pontasch et Brusven, 1988) sur les communautés de macroinvertébrés benthiques de cours d'eau ont également été menées, dont la plupart proviennent des États-Unis.

2.1.1 Impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques

Les études portant sur l'exposition des macroinvertébrés aux hydrocarbures ont surtout mis l'emphase sur l'évaluation des effets létaux sur des espèces particulières en conditions de laboratoire. Par exemple, Green et Trett (1989) ont évalué la toxicité de plusieurs constituants du pétrole sur des organismes en laboratoire. Toutefois, le devenir des hydrocarbures dans l'environnement aquatique et leurs effets sur les organismes, dont les macroinvertébrés benthiques, sont divers et complexes (Bury, 1972). En raison des nombreux chemins d'exposition, tous les macroinvertébrés dans la chaîne alimentaire peuvent être affectés par les hydrocarbures et de différentes façons (Blumer et Sass, 1972).

Les macroinvertébrés peuvent être affectés directement par des effets toxiques létaux ou par des effets physiques. En effet, les effets toxiques létaux peuvent être occasionnés, à court terme, par l'exposition à des fractions solubles dans l'eau et/ou à des produits de dégradation ou, à plus long terme, par l'exposition aux résidus de pétrole adsorbés dans les sédiments et dans la matière organique. Les composés responsables de cette toxicité changent en composition et en quantité à mesure que le pétrole se dégrade (Blumer et Sass, 1972; Wong *et al.*, 1984), ce qui complique l'évaluation des effets des hydrocarbures sur le biote. À long terme, cette exposition peut également occasionner la mortalité des macroinvertébrés par bioaccumulation des hydrocarbures (Woodward *et al.*, 1981). Les macroinvertébrés peuvent également être affectés physiquement par les hydrocarbures, car ceux-ci, dont particulièrement le pétrole brut, peuvent colmater leurs membranes respiratoires (Bury, 1972; Simpson, 1980; Woodward *et al.*, 1981; Woodward *et al.*, 1987; Bhattacharya *et al.*, 2003), donc inhiber leur respiration et causer des lésions pathologiques (Simpson, 1980).

Les macroinvertébrés peuvent être affectés indirectement par la destruction et la contamination de leur nourriture par les hydrocarbures (matière organique, algues, plantes supérieures et invertébrés), entre autres, par la diminution de la production primaire d'algues (Dickman, 1971; Lock *et al.*, 1981; Werner et Adams, 1984; Wong *et al.*, 1984; Bhattacharya *et al.*, 2003). Les hydrocarbures peuvent également causer la mortalité et retarder la recolonisation des macroinvertébrés en détruisant leur habitat (Snow et Rosenberg, 1975; Lock *et al.*, 1981; Poulton *et al.*, 1998). Finalement, la décomposition microbienne des hydrocarbures peut occasionner de l'anoxie en augmentant la consommation d'oxygène (Harrel, 1985; Couceiro *et al.*, 2006).

En somme, l'exposition des macroinvertébrés aux hydrocarbures ou à leurs produits de dégradation, de même que leurs impacts sur leur nourriture et leur habitat, occasionnent leur mortalité et affectent leur reproduction et leur recolonisation (Poulton *et al.*, 1997). C'est la composition (structure) entière de la communauté de macroinvertébrés qui peut alors être modifiée, à court et à long termes.

2.1.2 Temps, distribution spatiale et facteurs de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques

2.1.2.1 Temps de rétablissement et distribution spatiale

Une grande variété de temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques, suivant des déversements d'hydrocarbures, a été observée dans les études consultées, le plus petit déversement étant de 9 800 litres de diesel. Toutefois, toutes les études ont montré que l'impact du déversement d'hydrocarbures était toujours perceptible dans la structure des communautés benthiques de macroinvertébrés après plus d'un an et même plus de 26 mois, dans le pire des cas. La section suivante décrit les résultats de certaines d'entre elles, du plus court au plus long temps de rétablissement estimé.

Un rétablissement significatif, mais incomplet, a été observé un an suivant un déversement de 415 000 litres de pétrole brut (bris d'oléoduc), en novembre 1990, dans la rivière Chariton au Missouri (Poulton *et al.*, 1998). Le déversement a affecté les 90 km en aval de la rivière. Lors du premier échantillonnage, au début du mois de décembre, l'abondance relative et le nombre de taxons des groupes fonctionnels des collecteurs-filtreurs et des déchiqueteurs, ainsi que la richesse taxonomique des Ephemeroptera, Trichoptera et Plecoptera (EPT) différaient de façon importante, en amont et en aval du déversement. Nonobstant la richesse taxonomique et le nombre d'organismes, aucune différence significative entre les communautés en amont et en aval du déversement n'a été détectée aux échantillonnages de 1991 et 1992, ce qui indique que les communautés de macroinvertébrés avaient assurément partiellement récupéré après un an.

Le temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés à la suite d'un déversement d'environ 9 800 litres de diesel (bris d'une citerne souterraine) dans un petit cours d'eau (Westlea Brook) et la rivière Ray au Royaume-Uni, en janvier 2005, a été évalué à environ 13,5 mois (Smith *et al.*, 2010). À ce moment, le rétablissement était presque complet. Les impacts initiaux (dix jours suivant le déversement) étaient importants à 50 m en aval du déversement, avec seulement 9% de survie des organismes (excluant les vers Oligochaeta) et 56% de survie des familles de macroinvertébrés. Le pourcentage de survie des macroinvertébrés augmentait progressivement en aval du déversement, avec aucun impact détectable à plus de 4 km en aval. Selon Smith *et al.* (2010), les impacts à court terme auraient probablement été plus grands si les cours d'eau n'avaient pas déjà été affectés par une pollution urbaine.

Lytle et Peckarsky (2001) ont évalué à plus de 15 mois l'impact d'un déversement de 26 500 litres de diesel (accident ferroviaire), en novembre 1997, sur les communautés de macroinvertébrés d'un petit tributaire du lac Cayuga, dans l'état de New York. Les résultats de cette étude ont montré un impact sévère et immédiat, soit une réduction d'environ 90% de la densité et de 50% de la richesse taxonomique des macroinvertébrés du cours d'eau, jusqu'à 5 km en aval du déversement. La densité de macroinvertébrés a aussi été initialement réduite jusqu'à 11,8 km en aval, mais cette réduction n'était pas détectable trois mois plus tard. Un an après le déversement, la densité de l'ensemble des

sites était similaire à celle des sites de référence (tributaires non affectés). Toutefois, le site situé à moins d'un kilomètre du déversement était peu diversifié et surreprésenté par un taxon dominant, ce qui suggère qu'une période de 15 mois n'était pas suffisante pour obtenir un rétablissement complet de la structure de la communauté. En somme, la densité a récupéré à l'intérieur d'une année et le nombre de taxons après 15 mois.

En août 1979, un déversement de 1,5 million de litres de pétrole brut (bris d'oléoduc) dans la rivière Asher Creek au Missouri a eu des effets importants durant neuf mois (Crunkilton et Duchrow, 1990). À la suite du déversement, et durant près de neuf mois, les communautés de macroinvertébrés étaient dominées par les Chironomidae, les Simuliidae et les Oligochaeta, alors que les taxons Ephemeroptera, Trichoptera et Plecoptera étaient peu présents. Tous les groupes fonctionnels, à l'exception des déchetiseurs, ont été atteints durant cette période. Les indices de diversité et le nombre d'Ephemeroptera et Plecoptera étaient toujours faibles après 11 mois et le rétablissement n'était pas complet à tous les sites, après 17 mois.

Les effets d'un déversement de 3,3 millions de litres de pétrole brut (bris d'oléoduc) dans la rivière Gasconade au Missouri, en décembre 1988, sont demeurés évidents plus de 18 mois après le déversement (Poulton *et al.*, 1997). Les communautés de macroinvertébrés échantillonnées dans les seuils se sont rétablies majoritairement à l'intérieur de six mois, mais la richesse taxonomique totale (surtout les taxons Ephemeroptera, Trichoptera et Plecoptera), ainsi que le nombre de brouteurs et de déchetiseurs (groupes fonctionnels), étaient plus faibles dans les fosses 18 mois plus tard, soit à la fin de l'étude.

Finalement, Harrel (1985) a démontré que les communautés de macroinvertébrés benthiques exposées à un déversement de 25 000 litres de pétrole brut (bris d'un réservoir), en décembre 1981, dans un petit cours d'eau du Texas, ne se sont pas rétablies après 26 mois. En effet, deux semaines suivant le déversement (premier échantillonnage), l'absence de taxons sensibles (surtout les taxons Ephemeroptera, Trichoptera et Plecoptera) était révélatrice de l'effet toxique létal du pétrole sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Le processus de rétablissement a par la suite été interrompu pendant cinq mois, en raison de l'arrêt de l'écoulement de l'eau durant l'étiage estival. En effet, ce dernier a engendré une diminution de la concentration en oxygène, en raison de la présence de pétrole résiduel. À la fin de l'étude, 26 mois suivant le déversement, la diversité avait augmenté, mais les taxons sensibles étaient toujours absents.

2.1.2.2 Facteurs de rétablissement

Selon les études consultées, le temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques à la suite d'un déversement d'hydrocarbures diffère en fonction (1) des caractéristiques des hydrocarbures, (2) des caractéristiques physiques des cours d'eau et (3) des caractéristiques des communautés de macroinvertébrés, elles-mêmes.

Caractéristiques des hydrocarbures

Les effets des déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques dépendent de deux caractéristiques principales inhérentes à ceux-ci, soit le volume déversé (surtout le volume résiduel après le nettoyage) et les caractéristiques chimiques de l'hydrocarbure.

Globalement, les déversements de grands volumes d'hydrocarbures causent plus de dommages que les plus petits (Masnik, 1976; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997). Par exemple, Masnik (1976) ont conclu que les effets d'un déversement de 13 000 litres de pétrole brut sur les communautés de macroinvertébrés benthiques d'un petit cours d'eau de Virginie étaient faibles, alors qu'un déversement de 1,5 million de litres de pétrole brut dans un petit cours d'eau du Missouri a eu un effet important durant neuf mois et était encore perceptible 17 mois suivant le déversement (Crunkilton et Duchrow, 1990). En contrepartie, un changement important de la structure des communautés de macroinvertébrés d'un petit cours d'eau au Texas a été observé durant plus de 26 mois, en raison d'un déversement relativement petit de 25 000 litres de pétrole brut (Harrel, 1985).

Au niveau chimique, l'effet du pétrole brut contenant des composés lourds insolubles est généralement plus persistant que celui des produits raffinés (Lytle et Peckarsky, 2001). En effet, certains auteurs (Rosenberg et Weins, 1976; Poulton *et al.*, 1998; Lytle et Peckarsky, 2001) suggèrent que les déversements de produits raffinés, tels que le diesel, produisent une toxicité davantage immédiate et sévère par rapport aux déversements de pétrole brut. Toutefois, les déversements de pétrole brut causent plus de dommages, immédiats ou persistants, par colmatage des branchies de macroinvertébrés, ainsi que du substrat et de la nourriture des macroinvertébrés. Ils causent également plus de dommages toxiques à long terme par la persistance des résidus pétroliers dans les sédiments. En effet, les fractions insolubles peuvent se combiner avec les particules organiques ou inorganiques sur le lit des cours d'eau, ce qui occasionne un effet toxique persistant et/ou une augmentation de la consommation d'oxygène par les bactéries durant la décomposition (Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990). Toutefois, certaines études suggèrent que l'exposition aux fractions solubles du pétrole, au même titre que l'exposition aux produits raffinés, cause plus de mortalité immédiate que l'exposition aux produits de la dégradation présents dans les sédiments (Hoehn, 1974; Masnik, 1976).

Caractéristiques physiques des cours d'eau

Les effets des déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés dépendent de deux principales caractéristiques physiques du cours d'eau, soit le débit (quantité d'eau) et le type d'écoulement de l'eau, eux-mêmes fortement influencés par les saisons. Le débit du cours d'eau joue un rôle important pour déterminer l'ampleur des dommages causés par les déversements.

En effet, les cours d'eau plus petits, ayant de plus faibles débits, sont plus vulnérables que les plus grands en raison de la plus faible capacité de dilution des hydrocarbures et de l'anoxie potentielle (Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Lytle et Peckarsky, 2001; Smith *et al.*, 2010). Les déversements qui se produisent durant une période d'étiage, ou avant une ou des périodes d'étiage, sont également plus dommageables pour les mêmes raisons. En outre, des écoulements turbulents, ayant souvent lieu au printemps, peuvent augmenter la dispersion du pétrole, et par le fait même, augmenter l'étendue spatiale de la zone affectée, mais diminuer l'intensité de l'impact sur les communautés de macroinvertébrés benthiques (Pontash et Brusven, 1988; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997). Les écoulements turbulents accélèrent également le rétablissement des déversements, pas seulement en retirant les hydrocarbures des sédiments (Guiney *et al.*, 1987; Poulton *et al.*, 1997), mais aussi en favorisant la recolonisation par dérive des macroinvertébrés des cours d'eau en provenance de l'amont (Pontash et Brusven, 1988). Par exemple, la rivière Gastonade au Missouri (Poulton *et al.*, 1997) contient de nombreuses fosses, avec de faibles vitesses de courant, où la persistance du pétrole était plus grande que dans les seuils adjacents. Poulton *et al.* (1997) suggéraient que les plus grandes vitesses de courant et le brassage des eaux dans les seuils ont pu favoriser un rétablissement plus rapide. Ces conclusions sont partagées par Crunkilton et Duchrow (1990) qui suggéraient que la période d'étiage durant laquelle a eu lieu le déversement (août), ainsi qu'une période d'étiage ayant eu lieu un an plus tard, avaient provoqué un délai dans le rétablissement des communautés de macroinvertébrés. Selon ceux-ci, le volume d'eau n'était pas suffisant pour diluer la grande quantité de pétrole déversée dans ce petit cours d'eau, augmentant ainsi sa persistance et provoquant de l'anoxie. Harrel (1985) suggérait également qu'une diminution importante des concentrations en oxygène, survenue durant un étiage estival sévère de cinq mois, a retardé le rétablissement des communautés de macroinvertébrés. Finalement, la faible température de l'eau en hiver réduit la dégradation biologique du pétrole, donc favorise sa persistance dans les sédiments (Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1998).

Caractéristiques des communautés de macroinvertébrés benthiques

Les effets des déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés dépendent de deux caractéristiques principales inhérentes à celles-ci, soit le succès de recolonisation et la tolérance aux perturbations des taxons présents dans le cours d'eau avant le déversement. Le succès de recolonisation dépend de plusieurs mécanismes de recolonisation des taxons et indirectement de la saison durant laquelle a lieu le déversement. Le principal facteur de recolonisation cité dans la littérature consultée est la dérive (migration) de taxons en provenance de l'amont du cours d'eau et/ou des tributaires en amont, puis l'oviposition (ponte d'oeufs) par les voies aériennes. Lytle et Peckarsky (2001) suggéraient que le lent rétablissement des communautés de macroinvertébrés était attribuable à une mauvaise recolonisation en provenance des tributaires en amont, la source principale de recolonisation, et que l'habitat du cours d'eau était peu propice à soutenir celle-ci. La saison durant laquelle le déversement d'hydrocarbure a lieu affecte également le degré et le temps de rétablissement des macroinvertébrés en permettant, ou non, la déposition des œufs par les adultes.

En effet, le potentiel pour la reproduction de plusieurs espèces avec des adultes terrestres est limité par la température de l'air durant l'hiver et l'oviposition par des voies aériennes est improbable (Crunkilton et Duchrow, 1990; Lytle et Peckarsky, 2001). Par conséquent, durant l'hiver, la source majeure de colonisation aux sites impactés est souvent la migration par dérive des taxons en provenance de l'amont du cours d'eau lui-même (Ex. : Crunkilton et Duchrow, 1990) ou de ses tributaires (Ex. : Guiney *et al.*, 1987). Par exemple, Guiney *et al.* (1987) ont attribué un délai de sept à onze mois pour le rétablissement des communautés de macroinvertébrés à la période hivernale suivant le déversement survenu en novembre. Crunkilton et Duchrow (1990) attribuent également un délai de sept mois pour le rétablissement des communautés de macroinvertébrés à la période hivernale suivant le déversement, ainsi qu'à plusieurs périodes d'été.

Finalement, les taxons de cours d'eau déjà impactés par des contaminants autres que des hydrocarbures, ce qui est souvent le cas en milieu agricole et urbain, sont en majorité des taxons tolérants aux perturbations. Ainsi, l'impact du déversement lui-même est moindre dans un cours d'eau qui était déjà altéré avant le déversement, que dans un cours d'eau qui était sain, car les communautés de macroinvertébrés étaient déjà composées de taxons tolérants. En ce sens, Smith *et al.* (2010) suggéraient que l'impact à court terme du déversement de diesel, sur les communautés de macroinvertébrés, aurait probablement été plus important si le cours d'eau n'avait pas déjà été affecté par une pollution urbaine.

En somme, selon la littérature consultée, les déversements de grandes quantités de pétrole brut (plus persistant) en amont de petits cours d'eau sains, en été et suivi d'une période hivernale, ont les conséquences à long terme les plus importantes sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

2.1.3 Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par les hydrocarbures

Les études consultées ont démontré que certaines caractéristiques des communautés de macroinvertébrés sont particulièrement affectées par les déversements d'hydrocarbures, soit le nombre et la densité (nombre d'individus par unité de surface) de taxons, la diversité et la richesse spécifiques (totale ou de certains taxons), de même que des taxons (ordres, familles, genres et espèces) et des groupes fonctionnels particuliers. Finalement, des indices biotiques ont également démontré leur sensibilité aux hydrocarbures.

2.1.3.1 Densité et nombre d'organismes

Plusieurs études ont démontré qu'il y a une réduction immédiate dans le nombre d'organismes ou la densité de taxons de macroinvertébrés dans le cours d'eau, de l'amont vers l'aval, à la suite d'un déversement d'hydrocarbure. Cette réduction est suivie d'une augmentation dans le temps en fonction de la vitesse de rétablissement du cours d'eau (Ex. : McCauley, 1966; Hoehn, 1974;

Nauman et Kernodle, 1975; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1998; Lytle et Peckarsky, 2001; Smith *et al.*, 2010).

Parmi ces études, celle de Smith *et al.* (2010) a montré une réduction de 91% du nombre d'organismes (excluant les Oligochaeta) et de 44% des familles de macroinvertébrés directement en aval d'un déversement de diesel, dix jours suivant celui-ci. Ce pourcentage augmentait progressivement en aval du déversement, avec aucun impact détectable à environ 4 km de celui-ci. L'étude de Lytle et Peckarsky (2001) a démontré un impact tout aussi important, soit que le déversement de diesel a rapidement réduit de 90% la densité de macroinvertébrés et de moitié la richesse taxonomique, jusqu'à 5 km en aval du déversement.

2.1.3.2 Diversité spécifique et richesse taxonomique

Tout comme pour la densité, plusieurs études ont montré qu'il y avait une réduction de la diversité et/ou de la richesse taxonomique totale dans le cours d'eau, de l'amont vers l'aval, à la suite d'un déversement d'hydrocarbure. Cette réduction était suivie d'une augmentation dans le temps, en fonction de la vitesse de rétablissement du cours d'eau (Ex. : Rosenberg et Weins, 1980; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998; Lytle et Peckarsky, 2001). Par exemple, dans l'étude de Poulton *et al.* (1997), la richesse taxonomique du cours d'eau a été réduite durant 18 mois à la suite d'un déversement de pétrole brut et selon l'étude de Harrel (1985), la diversité n'était toujours pas revenue à son niveau initial après 26 mois suivant un déversement de pétrole brut.

2.1.3.3 Taxons indicateurs

Certains ordres, familles, genres et espèces sont davantage sensibles ou résistants aux hydrocarbures.

Taxons sensibles

Les ordres des Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT) semblent particulièrement sensibles aux hydrocarbures. Cette sensibilité s'exprime par une diminution de leur abondance et/ou de leur richesse taxonomique en fonction de leur exposition aux hydrocarbures dans de nombreuses études (Ex. : Rosenberg et Wiens, 1976; Barton et Wallace, 1979; Pontash et Brusven, 1988; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998) ou en fonction d'un ratio avec un taxon plus tolérant aux perturbations, soit par exemple, le ratio EPT/Chironomidae (Ex. : Poulton *et al.*, 1997). Par exemple, les taxons les plus affectés dans l'étude de Poulton *et al.* (1998) étaient les Trichoptera et les Ephemeroptera. Les plus faibles valeurs pour le ratio EPT/Chironomidae étaient observées en aval du déversement, en raison de la diminution de l'abondance des EPT. Dans l'étude de Crunkilton et Duchrow (1990), la diversité et le nombre de taxons d'Ephemeroptera et de Plecoptera étaient moindres en aval du déversement et quelques espèces d'EPT ont été absentes durant neuf mois. La sensibilité de certains taxons d'EPT aux hydrocarbures a également été démontrée, soit Ephemera (Ephemeroptera, Ephemerellidae : Lytle et Peckarsky, 2001), Baetis (Ephemeroptera, Baetidae : Crunkilton et Duchrow, 1990) *Isoperla bilineata* (Plecoptera, Perlodidae : Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1998), et *Potamyia flava* (Trichoptera, Hydropsychidae;

Poulton *et al.*, 1998). Crunkilton et Duchrow (1990) attribuent les effets des hydrocarbures sur *Baetis* et *Isoperla bilineata* aux interférences respiratoires des branchies occasionnées par ceux-ci.

Finalement, Simpson (1980) a suggéré que des anomalies dans les branchies trachéales des Plecoptera et des Trichoptera peuvent être occasionnées par l'exposition aux hydrocarbures.

L'étude de Smith *et al.* (2010) a montré que les familles de crustacés, soit les Gammaridae (Amphipoda), les Hyalellidae (Amphipoda) (Ex. : *Hyallela azteca*) et les Asellidae (Isopoda) (Ex. : *Asellus Aquaticus*) sont particulièrement sensibles aux hydrocarbures. Dans les études de toxicité, les Amphipoda sont également sensibles à la pollution (Environmental Protection Agency, 2000; Smith *et al.*, 2010). Poulton *et al.* (1998) ont également observé la mortalité d'organismes vivants à la surface des sédiments, tels que des Hemiptera (Nepidae : *Ranatra sp.*) et des Coleoptera (Gyrinidae : *Dineutus sp.*), immédiatement après un déversement d'hydrocarbures.

Taxons tolérants

Des études portant sur l'impact de déversements d'hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques ont montré que les Annelida, telles que les Huridinea et les Oligochaeta, sont tolérants aux hydrocarbures (McCauley, 1966; Harrel, 1985; Crunkilton et Duchrow, 1990; Lytle et Peckarsky, 2001; Smith *et al.*, 2010). Les Diptera y sont également généralement tolérants, dont les Chironomidae et les Simuliidae (Rosenberg et Wiens, 1976; Crunkilton et Duchrow, 1990). Toutefois, Smith *et al.* (2010) ont suggéré que le Diptera *Chironomus Tentans* (Chironomidae) était davantage de sensibilité intermédiaire. Lytle et Peckarsky (2001) ont également relevé la prédominance d'un taxon tolérant de Coleoptera, *Optiservus*, à la suite d'un déversement de diesel.

2.1.3.4 Groupes fonctionnels

Certains groupes fonctionnels sont davantage sensibles aux hydrocarbures. Parmi ceux-ci, les déchiqueteurs, les brouteurs et les collecteurs-filtreurs semblent particulièrement sensibles aux hydrocarbures (Moore et Dwyer, 1974; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997; 1998). L'abondance de ces groupes fonctionnels diminue de façon importante suite au déversement d'hydrocarbure, puis augmente progressivement dans le temps. Selon Poulton *et al.* (1997), la diminution de l'abondance des déchiqueteurs et des brouteurs est probablement causée par la contamination des sédiments et de la matière organique requise par ces groupes comme habitat et source de nourriture. Cette observation est en accord avec d'autres études qui ont démontré que le pétrole peut causer des dommages physiques par colmatage (recouvrement) des sédiments (Moore et Dwyer, 1974). Toutefois, l'étude de Crunkilton et Duchrow (1990) suggère que les déchiqueteurs, les organismes qui dépendent de la matière organique grossière pour se nourrir, comme des feuilles, du bois ou d'autres plantes, sont moins affectés par le pétrole résiduel. Selon cette étude, les organismes collecteurs-filtreurs et brouteurs, soit ceux qui prélèvent le périphyton pour se nourrir, sont plus sévèrement affectés. Crunkilton et Duchrow (1990) ont également observé une diminution

de l'abondance des prédateurs suite au déversement de pétrole, puis une augmentation rapide suite à l'augmentation du nombre de proies. Dans l'étude de Poulton *et al.* (1998), l'élimination de tous les filtreurs-collecteurs près du déversement montre que ce groupe fonctionnel est particulièrement sensible à la présence du pétrole.

2.1.3.5 Indices biotiques

Finalement, Smith *et al.* (2010) ont montré que les cotes de deux indices de pollution organique, soit le Biological Monitoring Working Party (BMWP) et Average Score Per Taxon (ASPT), étaient plus faibles (plus grande dégradation) dans les sites les plus affectés par le déversement de diesel.

3 IMPACT DES TRAVAUX DE NETTOYAGE SUR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES DE COURS D'EAU

3.1 ÉTUDES PORTANT SUR L'IMPACT DES TRAVAUX DE NETTOYAGE SUR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Vandermeulen et Ross ont effectué, en 1995, une revue de la littérature regroupant un grand nombre d'études portant sur des déversements d'hydrocarbures dans les environnements d'eau douce et leurs méthodes de nettoyage subséquentes. Ce dernier en est venu à la conclusion que peu d'études ont effectué un suivi des impacts environnementaux des méthodes de nettoyage employées lors des déversements. De plus, ce suivi n'est pas considéré par les gouvernements comme faisant partie intégrante des procédures de nettoyage. Ces études ont surtout évalué l'efficacité des méthodes de nettoyage à retirer les hydrocarbures de l'eau.

À la lumière des recherches documentaires effectuées, nous constatons également que peu d'études évaluent directement les impacts des méthodes de nettoyage des hydrocarbures sur les écosystèmes aquatiques et riverains, et que très peu évaluent leurs impacts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. En effet, les études consultées portant sur l'évaluation de l'impact des hydrocarbures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques en rivières révèlent, pour la plupart, que l'échantillonnage des macroinvertébrés a été effectué après les travaux de nettoyage. De plus, les méthodes de nettoyage employées consistaient, le plus souvent, à prélever les hydrocarbures flottant sur la surface de l'eau à l'aide de boudins absorbants (Ex. : Guiney *et al.*, 1987; Crunkilton et Duchrow, 1990), par écrémage de surface (Ex. : Poulton *et al.*, 1997) et par pompage (Ex. : Guiney *et al.*, 1987; Crunkilton et Duchrow, 1990; Poulton *et al.*, 1997). Par exemple, les opérations de nettoyage dans la rivière Gasconade au Missouri (Poulton *et al.*, 1997) ont eu lieu immédiatement après le déversement de pétrole brut et le mois suivant (décembre et janvier 1988). Ces opérations ont été effectuées à l'aide de boudins absorbants, d'écrémage de surface et de pompage dans les habitats lentières. L'étude n'a pas étudié les effets des méthodes de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, parce qu'elle a été initiée trois mois après le déversement. Autre exemple, l'étude de Crunkilton et Duchrow (1990) a montré que les méthodes de nettoyage de la rivière avaient eu un effet positif sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. Toutefois, les méthodes employées, soit l'utilisation de boudins absorbants et le pompage, ne sont pas comparables aux méthodes manuelles utilisées pour le nettoyage de la rivière Chaudière, dont la méthode du « déluge », car elles n'affectent pas le substrat du lit du cours d'eau et de la berge comme cette dernière. Finalement, seule l'étude de Harrel (1985) mentionnait que le lit de la rivière avait également été nettoyé manuellement et seulement sur une portion de 100 mètres du cours d'eau, alors que le cours d'eau mesurait près de 20 kilomètres.

Selon nos recherches, seule l'étude de McCauley et Harrel (1981) a étudié directement l'impact de méthodes de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, en isolant l'effet des hydrocarbures eux-mêmes. Toutefois, cette étude porte sur la comparaison de l'impact de trois méthodes de nettoyage, sur les macroinvertébrés vivant dans la litière et enfouis dans le sol de la berge d'un marais salant. Ainsi, il ne s'agit pas de macroinvertébrés benthiques vivant dans des cours d'eau, ni de méthodes utilisées pour le nettoyage du lit du cours d'eau. Toutefois, l'étude de l'impact de ces méthodes est tout de même intéressante, car elle permet d'évaluer l'effet des méthodes utilisées pour la restauration des berges.

En l'absence de littérature portant sur l'impact des méthodes de nettoyage sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, nous étudierons l'impact des crues (variations de débits) et des perturbations du substrat qui en résulte. Cette étude permet d'évaluer indirectement l'impact de la méthode utilisée pour le nettoyage de la rivière Chaudière, en plus d'évaluer l'effet des crues (variations de débits) occasionnées à la suite d'une modification des paramètres habituels de gestion du barrage à l'exutoire du lac Mégantic, à cette période de l'année. Cette gestion particulière a été effectuée afin de permettre l'évacuation du pétrole contenu dans le lac ainsi que le nettoyage des rives et du lit du cours d'eau.

3.2 ÉTUDES PORTANT SUR L'IMPACT DES CRUES SUR LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Les crues changent souvent, de façon momentanée ou à long terme, la structure physique du cours d'eau, en retravaillant sa morphologie et son substrat (Yount et Niemi, 1990). Dans le cas de la rivière Chaudière, les travaux de nettoyage par jet d'eau sous pression et par raclage ont également eu des effets similaires à des coups d'eau ou des crues, en remaniant momentanément le lit du cours d'eau et la berge. L'étude de l'effet des crues et de coups d'eau sur les communautés de macroinvertébrés s'avère donc pertinente. En ce sens, de nombreux chercheurs se sont intéressés aux conséquences des inondations ou des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et aux perturbations du substrat qu'elles provoquent (Molles, 1985; Scrimgeour et Winterbourn, 1989; Giller *et al.*, 1991; Lamberti *et al.*, 1991; Miller et Golladay, 1996; Angradi, 1997; Tockner et Waringer, 1997; Bradt *et al.*, 1999).

3.2.1 Impact des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques

Les perturbations, dont principalement les inondations et les crues, jouent un rôle important pour déterminer la structure des communautés de macroinvertébrés (Resh *et al.*, 1988). Les inondations et les crues sont des perturbations pouvant être récurrentes dans les milieux lotiques. Elles ont pour principale conséquence de réduire l'abondance des macroinvertébrés benthiques, en augmentant le nombre d'organismes en dérive dans la colonne d'eau (Irvine, 1985; Badri *et al.*, 1987; Angradi, 1997) ou en forçant leur évacuation dans des refuges (Doeg, 1984). Selon Yount et Niemi (1990), dans la mesure où les inondations ou les crues occasionnent le déplacement ou la destruction des organismes résidents, leurs effets sont semblables à ceux des polluants.

En effet, elles occasionnent une diminution importante et rapide du nombre de taxons, suivie d'une période de recolonisation, lorsque les débits normaux sont rétablis (Hynes, 1970). Toutefois, certains prétendent que les crues ne représentent pas de véritables perturbations, car les macroinvertébrés sont adaptés aux fluctuations saisonnières (Ex. : Resh *et al.*, 1988). D'autres suggèrent qu'elles représentent une perturbation uniquement dans les cours d'eau dont les variations de débits ne sont pas récurrentes, car les communautés de macroinvertébrés benthiques n'y sont pas adaptées (Ex. : Cobb *et al.*, 1992).

Les inondations et les crues peuvent également causer la mortalité et retarder la colonisation des macroinvertébrés en occasionnant la destruction de leur habitat et de leurs sources de nourriture. Cette destruction peut être provoquée par l'érosion du lit et de la berge du cours d'eau ou par une sédimentation excessive, résultant de l'érosion de la section amont du cours d'eau et/ou par un dépôt de débris (Yount et Niemi, 1990).

En somme, les inondations et les crues, de même que leurs impacts sur la nourriture et les habitats, occasionnent la dérive, la mortalité et affectent la reproduction et la recolonisation des macroinvertébrés benthiques. Leurs effets sont donc similaires à ceux des polluants. C'est la composition (structure) entière de la communauté de macroinvertébrés qui peut alors être modifiée.

3.2.2 Temps, distribution spatiale et facteurs de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques

3.2.2.1 Temps de rétablissement et distribution spatiale

Selon les études consultées, l'intensité de la crue et les variables étudiées, le rétablissement complet des communautés de macroinvertébrés benthiques s'étale généralement de quelques jours à près d'un an (Niemi *et al.*, 1990; Yount et Niemi, 1990; Milner, 1994). Toutefois, cette récupération peut prendre plusieurs années dans des cas extrêmes de rupture de barrage (Ex. : Minshall *et al.*, 1983). De plus, l'impact diminue généralement d'amont en aval, en s'éloignant de la source d'inondation ou de la crue (Hynes, 1970; Doeg, 1984). La section suivante décrit les résultats de certaines études, de la plus courte à la plus longue période de rétablissement estimée.

Quelques jours à quelques mois

La recolonisation de tronçons affectés par les crues est habituellement rapide et prend quelques mois pour revenir au niveau initial, car les communautés de macroinvertébrés benthiques sont généralement très résilientes aux crues (Korsu, 2004). Les cours d'eau désertiques, fréquemment perturbés par des événements de crues, semblent se recoloniser plus rapidement (Ex. : Fisher *et al.*, 1982).

Meffe et Minckley (1987) ont montré que les communautés de macroinvertébrés benthiques de la rivière Sonoran Desert en Arizona, un cours d'eau régulièrement affecté par des crues, ont presque disparu totalement à la suite d'une crue importante survenue en 1977. Toutefois, le nombre de taxons est revenu à son niveau initial à l'intérieur d'une période variant de quelques jours à un mois.

Fisher *et al.* (1982) ont étudié les effets d'une inondation du ruisseau Sycamore en Arizona, en 1979. La biomasse et le nombre de taxons de macroinvertébrés benthiques ont diminué en moyenne de 98%, puis sont revenus à 50% après deux semaines et totalement après un mois, avec une dominance d'Ephemeroptera et de Diptera. La température clémente et la luminosité ont contribué au rétablissement rapide.

De 1986 à 1988, Coobs *et al.* (1992) ont étudié les effets de la relation entre le débit et la stabilité du substrat sur la densité des macroinvertébrés benthiques de trois tronçons d'un petit cours d'eau, le ruisseau Wilson au Manitoba. Leur étude a démontré une diminution de la densité de 94% dans les tronçons les plus instables après les crues d'été et d'automne, ce qui correspondait à un déplacement maximal de 8% à 12% des matériaux recouvrant le lit du cours. La densité de l'ensemble des taxons (EPT, Chironomidae, Simuliidae et Coleoptera) s'est rapidement rétablie lors des périodes de faibles débits, soit à l'intérieur de deux mois.

Thorup (1970) a étudié la réponse de la rivière Rold Kilde au Danemark, à la suite d'une inondation survenue en 1970. La richesse spécifique est revenue à son niveau initial en deux mois et l'abondance relative en quatre mois. Un Trichoptera (Philopotamidae), *Wormaldia occipitalis*, et un Gastropoda (mollusque), *Ancylus fluviatilis*, ont pris deux ans et 16 mois respectivement, avant de revenir à leur nombre initial. Ces espèces croissent lentement et ont été sévèrement affectées par le roulement des roches provoqué par la crue, car elles vivent attachées à ces dernières.

Plus de un an

Certaines inondations et crues éclair, générant d'importants débits d'eau, occasionnent de plus grands impacts à court terme et un rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques pouvant aller à plus d'une année (Yount et Niemi, 1990).

Doeg (1984) a étudié les effets de la vidange partielle d'un barrage construit pour l'emmagasinage de l'eau, durant trois mois au cours de l'été 1980, sur la rivière Mitta Mitta en Australie. Le mois suivant la vidange, une diminution de moitié de la richesse spécifique et du trois quarts du nombre de macroinvertébrés benthiques a été observée jusqu'à 20 km en aval du barrage. Six mois plus tard, ceux-ci étaient revenus à environ 70% de leur valeur initiale. Ces variables n'étaient toutefois pas totalement revenues à leur niveau initial après 13 mois.

Molles (1985) a évalué à plus de deux ans l'effet d'une crue éclair sur les communautés de macroinvertébrés du ruisseau Tesuque, au Nouveau-Mexique, en 1977. Toutefois, un rétablissement relativement rapide de la densité a été observé après deux mois, alors que le nombre de taxons, la

diversité et la biomasse de macroinvertébrés ont été rétablis après environ un an. C'est uniquement la composition des taxons qui est demeurée différente au-delà de deux ans. Les Oligochaeta ont été peu affectées par l'inondation et les perturbations du lit qui ont suivi, alors que les Diptera ont récupéré rapidement et les EPT plus lentement (9 à 12 mois). Les Coleoptera sont ceux qui ont récupéré le plus lentement.

Minshall *et al.* (1983) ont étudié les processus de recolonisation des macroinvertébrés, à la suite d'une rupture d'un barrage survenue sur la rivière Teton en Idaho, en 1976. Le rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques s'est produit sur une période d'environ 1 à 3,5 années selon les caractéristiques étudiées; la richesse taxonomique, le nombre de taxons, l'indice de diversité Shannon-Wiener et l'équilibre entre les groupes fonctionnels.

3.2.2.2 Facteurs de rétablissement

Selon les résultats de ces études, le temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques à la suite d'une crue diffère en fonction (1) des caractéristiques hydrologiques et physiques du cours d'eau et (2) des caractéristiques des communautés de macroinvertébrés elles-mêmes.

Facteurs physiques

Les effets des crues sur les communautés de macroinvertébrés benthiques dépendent principalement de quatre caractéristiques physiques du cours d'eau, soit l'intensité et la fréquence de la crue, la stabilité du substrat et la présence de refuges. De façon générale, les grandes crues altèrent davantage la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques, que les crues moins importantes. Toutefois, des communautés subissant des crues régulièrement et fréquemment devraient récupérer plus rapidement lors d'évènements similaires, qu'une communauté dans un environnement physique plus stable, car la résilience de la communauté y serait plus élevée (Milner, 1994). La résilience est l'habilité d'un écosystème à retourner à son état antérieur à la suite d'une perturbation et elle constitue une composante essentielle de sa stabilité (Bradt *et al.*, 1999). Par exemple, la biomasse et le nombre de taxons de macroinvertébrés du Syacomore Creek en Arizona étaient revenus à leur niveau initial, un mois suivant une crue importante (Fisher *et al.*, 1982). Les auteurs ont attribué cette grande résilience à la grande fréquence des crues qui se produisent dans cette région désertique.

Selon Cobb *et al.* (1992), l'effet des crues diffère également en fonction de la stabilité du substrat, qui est elle-même influencée par le matériel dominant, la pente et la profondeur de l'eau. En effet, cette étude a démontré que la densité de macroinvertébrés benthiques dans une rivière, ayant un substrat instable, a été fortement réduite à la suite d'une crue importante. Les auteurs suggèrent qu'un substrat plus stable aurait réduit l'impact de la crue sur les macroinvertébrés, en permettant de préserver leur habitat physique et leur nourriture.

La résilience des macroinvertébrés aux perturbations peut être facilitée par la présence de refuges hydrauliques. Les refuges peuvent être définis comme des endroits où les effets négatifs des perturbations sont plus faibles que dans les secteurs environnants. Les organismes présents dans les refuges ont une grande probabilité de survie durant les perturbations et sont, par la suite, disponibles pour recoloniser les secteurs perturbés (Lake, 2000). Une variété de refuges potentiels a été suggérée, incluant les zones lenticques, les blocs rocheux, les bryophytes et la zone hyporhéique² (Korsu, 2004). Les zones lenticques constituent des refuges privilégiés pour les taxons qui ont dérivé de l'amont d'un cours d'eau, à la suite d'une crue. Selon Doeg (1984), la zone hyporhéique est une source de recolonisation, car beaucoup de macroinvertébrés vivent enfouis profondément dans le substrat, alors que les crues affectent le plus souvent la partie superficielle du lit du cours d'eau. Fisher *et al.* (1982) suggèrent, à l'inverse, que la zone hyporhéique ne constitue pas une source de colonisation préférentielle.

Caractéristiques des communautés de macroinvertébrés

Au même titre que pour les hydrocarbures, les effets des crues sur les communautés de macroinvertébrés dépendent de deux caractéristiques principales, inhérentes à celles-ci : le succès de recolonisation et la tolérance aux perturbations des taxons présents dans le cours d'eau avant la crue. Le succès de colonisation dépend de plusieurs mécanismes de recolonisation des taxons et indirectement de la saison durant laquelle a lieu la crue.

Le rétablissement, à un site donné, implique la recolonisation d'organismes en provenance de sources externes ou de refuges. Selon la littérature consultée, la plupart des taxons qui recolonisent les milieux affectés par une crue proviennent de sources externes, soit de l'amont du cours d'eau ou des tributaires par dérive, ainsi que de l'aval du cours d'eau ou des tributaires par mouvement et/ou de voies aériennes (Fisher *et al.*, 1982). Dans plusieurs études, la dérive en provenance de l'amont a semblé contribuer majoritairement à la recolonisation des cours d'eau altérés par une crue (Ex. : Gray et Fisher, 1981; Molles, 1985). En ce sens, Fisher *et al.* (1982) suggèrent que lorsque la crue est localisée, donc laisse des tronçons non perturbés, la colonisation initiale provient de la dérive. Gore (1979) a observé qu'une dérive, en provenance des sites localisés en amont d'un cours d'eau affecté par une crue, peut occasionner une augmentation de la diversité et du nombre de taxons dans les sites plus en aval, car les macroinvertébrés y sont déposés. Par conséquent, le potentiel de recolonisation est fortement réduit directement en aval d'un barrage, car il constitue une barrière à la dérive provenant de l'amont (Doeg, 1984). Dans l'étude de Fisher *et al.* (1982) menée en Arizona, la recolonisation s'est principalement produite par voies aériennes. En effet, les recolonisateurs étaient principalement composés d'adultes aquatiques qui ont émergé avant la crue et qui ont effectué une ponte lors de sa récession. La recolonisation par des sources internes, tel que mentionné plus tôt, s'effectue le plus souvent en provenance de zones de refuge épargnées par les crues, soit les zones lenticques, les blocs rocheux, les bryophytes et la zone hyporhéique.

² Milieu constitué des sédiments saturés en eau des cours d'eau.

Au niveau saisonnier, durant l'hiver, la source principale de colonisation est souvent la migration par dérive des taxons en provenance de l'amont du cours d'eau ou des tributaires, ainsi que la migration en provenance de refuges. En outre, Doeg (1984) attribue, en partie, la lente recolonisation d'un cours d'eau au fait que la vidange partielle du barrage s'est produite durant l'étiage estival. En effet, cette période est propice à l'émergence des adultes, ainsi qu'à la déposition et l'éclosion des œufs, ce qui a brisé des cycles de vie importants pour le rétablissement des populations de macroinvertébrés.

Finalement, tel que mentionné plus tôt, les cours d'eau qui subissent des crues régulières et qui ont des substrats instables, donc contrôlés par des facteurs stochastiques, sont caractérisés par des taxons davantage tolérants aux perturbations. Ces taxons opportunistes ont des temps de génération courts, une maturation rapide, une grande mobilité (habilité à se déplacer à contre-courant) et des adaptations comportementales caractéristiques des milieux fréquemment perturbés (Scrimgeour et Winterbourn, 1989; Cobb *et al.*, 1992). Les cours d'eau affectés par des crues récurrentes sont donc caractérisés par des taxons immatures et pionniers (Fisher *et al.*, 1982) et ont une plus grande résilience biologique face aux perturbations.

En somme, selon la littérature consultée, les crues importantes en amont de petits cours d'eau à substrats instables, ayant peu de zones de refuge, subissant rarement des crues et ayant lieu durant la période d'étiage estival et suivi d'une période hivernale, ont les conséquences à long terme les plus importantes sur les communautés de macroinvertébrés benthiques.

3.2.3 Caractéristiques de la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques affectées par les crues

Les études consultées ont démontré que le nombre et la densité (nombre d'individus par unité de surface) de taxons sont les principales caractéristiques des communautés de macroinvertébrés affectées par les crues. La diversité et la richesse spécifiques (totale ou de certains taxons), de même que certains taxons (ordres, familles, genres et espèces) semblent également affectés par les crues. Selon la littérature consultée, il semble que les caractéristiques des communautés de macroinvertébrés affectées par les crues soient similaires à celles affectées par les hydrocarbures. Cette observation vient appuyer l'affirmation de Yount et Niemi (1990) qui suggèrent que les effets des crues sont similaires aux effets des polluants.

3.2.3.1 Nombre de taxons, densité, diversité et richesse spécifique

Généralement, le nombre de taxons, la densité, la diversité et la richesse spécifique diminuent de façon drastique à la suite d'une augmentation importante du débit des cours d'eau et cette diminution s'estompe progressivement vers l'aval de la source de la crue (Molles, 1985; Badri *et al.*, 1987; Giller *et al.*, 1991; Angradi, 1997). Toutefois, selon la littérature consultée, ce sont ces variables qui retrouvent le plus rapidement leurs valeurs initiales. Par exemple, Meffe et Minckley (1987) ont répertorié la disparition, presque complète, des macroinvertébrés benthiques à la suite d'une crue importante, mais le rétablissement de la population s'est produit à l'intérieur d'un mois.

Cobb *et al.* (1992) ont, pour leur part, observé une diminution de la densité de 94% dans les tronçons les plus instables après les crues d'été et d'automne. Toutefois, la densité a retrouvé rapidement ses valeurs initiales lors des périodes de faibles débits, soit après deux mois.

3.2.3.2 Taxons indicateurs

Certains ordres, familles, genres et espèces sont davantage sensibles ou résistants aux crues.

Taxons sensibles

En général, les ordres des Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT) et des Coleoptera semblent sensibles aux crues. Cette sensibilité s'exprime par une diminution de leur abondance et/ou de leur richesse taxonomique en fonction de leur exposition aux crues, dans de nombreuses études. Par exemple, l'étude de Cobb *et al.* (1992) a démontré que la densité des EPT, des Simuliidae (Diptera) et des Coleoptera avait tendance à diminuer proportionnellement avec l'augmentation du débit et le pourcentage de substrat en mouvement. L'étude de Molles (1985) a, pour sa part, montré qu'après deux mois suivant une crue, le nombre d'EPT représentait 82%, comparativement à celui du site de référence, et est devenu similaire à ce dernier 9 à 12 mois plus tard, alors que les Coleoptera ont presque disparu et n'avaient pas rétabli leurs populations après deux ans. Finalement, l'étude de Doeg (1984) a montré que la dominance des taxons a été modifiée à la suite du drainage d'un barrage, passant d'une dominance des Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Gripopterygidae (Plecoptera), Glossosomatidae (Trichoptera) et Elmidae (Coleoptera), à une dominance de Chironomidae (Diptera) et d'Oligochaeta.

Taxons tolérants

En général, les ordres des Diptera, surtout les Chironomidae et les Oligochaeta semblent davantage résistants aux crues. Par exemple, l'étude de Molles (1985) a montré que deux semaines suivant une crue importante, la biomasse d'Oligochaeta et de Diptera représentait la moitié de celle du site de référence, mais qu'elle est devenue similaire après deux mois, soit plus rapidement que la biomasse des EPT et des Coleoptera qui a pris près d'un an à se rétablir. L'étude de Doeg (1984), citée précédemment, montre également que les Chironomidae (Diptera) et les Oligochaeta sont souvent majoritairement présents à la suite d'une crue importante. Finalement, l'étude de Cobb *et al.* (1992) a montré que le Trichoptera *Glossosoma intermedium* pouvait résister aux grandes crues, car il s'accroche à la surface des gros blocs et galets, ce qui lui permet d'éviter de subir les effets des courants turbulents.

4 PERSPECTIVES DE L'IMPACT DU DÉVERSEMENT DE PÉTROLE ET DU NETTOYAGE DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE LES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

4.1 TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Selon les diverses études consultées, il est permis d'envisager que la structure des communautés de macroinvertébrés benthiques de la section amont de la rivière Chaudière a été affectée, de façon importante, par le déversement de pétrole et par les autres perturbations reliées à ce déversement, dont les travaux de nettoyage de la rivière et les variations de débits occasionnées par la gestion particulière du barrage de Lac-Mégantic. Il est également possible d'évaluer, à plus d'un an, le temps nécessaire aux communautés de macroinvertébrés pour retrouver leur état initial. Nous ne pouvons toutefois pas statuer sur une période plus précise, car toutes les études consultées portant sur les déversements d'hydrocarbures mentionnent que les communautés de macroinvertébrés n'étaient pas revenues à leur état initial à la fin de l'étude, la période la plus longue étant de 26 mois. Il aurait fallu poursuivre les études au-delà de ces périodes pour être en mesure d'évaluer le temps nécessaire à une complète récupération. De plus, d'autres perturbations s'ajoutent aux impacts occasionnés par le déversement lui-même, ce qui était rarement le cas dans les études consultées. Cette combinaison de facteurs pourrait avoir occasionné, à court terme, des dommages aux communautés de macroinvertébrés benthiques encore plus importants que ceux répertoriés dans la littérature, ainsi que des temps de rétablissement encore plus longs.

Ces conclusions s'appuient sur des éléments démontrés dans la littérature consultée. En effet, l'ensemble des études portant sur les déversements d'hydrocarbures a montré des temps de rétablissement des communautés de macroinvertébrés benthiques supérieurs à un an. De plus, le déversement de pétrole brut survenu à Lac-Mégantic regroupe plusieurs caractéristiques favorisant un impact plus important et ayant des conséquences à long terme sur les communautés de macroinvertébrés. En effet, il s'agit d'un déversement d'une grande quantité de pétrole brut, en amont du cours d'eau, survenu en période d'étiage. Il a été suggéré par la littérature que le pétrole brut est plus persistant dans l'environnement que les dérivés plus légers du pétrole (Ex : diesel). Le déversement ayant eu lieu en amont du cours d'eau a eu pour effet de répandre la contamination de l'amont vers l'aval de la rivière et de limiter la dérive de taxons en provenance de l'amont, donc de ne pas favoriser une recolonisation rapide du cours d'eau. Toutefois, la présence de tributaires de bonne qualité à l'amont du bassin versant de la rivière Chaudière peut permettre un rétablissement adéquat. La période d'étiage, durant laquelle a eu lieu le déversement, limite la dilution du pétrole et l'évacuation de celui-ci par des écoulements turbulents. Toutefois, la présence du barrage a permis de contenir une partie du pétrole et de créer des écoulements turbulents périodiquement, ce qui pourrait avoir facilité la récupération et l'évacuation de celui-ci.

Il est également permis de prétendre que la période hivernale de 2013-2014 aura eu pour effet de retarder la recolonisation, soit en retardant la reproduction et l'oviposition.

Les impacts induits par les variations de débits, produites par la gestion particulière du barrage de Lac-Mégantic et le nettoyage des berges et du lit de la rivière, s'ajoutent aux impacts occasionnés par le déversement de pétrole lui-même. En fait, bien qu'il ne fut pas possible d'évaluer directement l'impact de la méthode de nettoyage, en raison de l'absence de littérature portant sur le sujet, il fut possible d'évaluer indirectement son effet et celui des variations de débits produites par la gestion du barrage, en consultant la littérature portant sur l'impact des crues. Selon la littérature, la rivière Chaudière ne réunit pas nécessairement les conditions rendant les communautés de macroinvertébrés benthiques vulnérables aux crues. En effet, le lit de la portion amont de la rivière Chaudière est majoritairement composé de blocs et de galets, donc d'un substrat relativement stable, et peut être constitué de nombreux refuges permettant une recolonisation du milieu par les macroinvertébrés, de par sa succession de seuil et de mouilles (Martel et Richard, 1998), ce qui pourrait limiter les impacts produits par les crues. Toutefois, les variations de débits, occasionnées par la gestion du barrage de Lac-Mégantic, et les travaux de nettoyage de la rivière, ont sans doute eu un impact sur les communautés de macroinvertébrés benthiques, car l'impact des crues sur celles-ci est clairement montré par la littérature consultée.

4.2 RÉSILIENCE DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Malgré les impacts à court et long termes anticipés sur les communautés benthiques, les divers mécanismes de recolonisation possibles assureront la résilience de leur population. Le rétablissement impliquera la recolonisation d'organismes en provenance de sources externes ou de refuges. Selon Williams et Hynes (1976), quatre mécanismes de colonisation pourront contribuer à repeupler la rivière soit, par ordre d'importance : la dérive, la migration en provenance de sources aériennes accompagnée de l'oviposition par les adultes, les mouvements de la zone hyporhéique (en provenance des sédiments) et la migration vers l'amont. La dérive des organismes en provenance des tributaires en amont sera possiblement le plus important mécanisme de colonisation (Williams et Hynes, 1976; Minshall et Petersen, 1985).

D'après une revue synthèse sur le rétablissement des systèmes aquatiques à la suite des perturbations, Niemi *et al.* (1990) mentionnent que la densité des communautés benthiques revient à son niveau initial assez rapidement, souvent à l'intérieur d'une année. Selon ces derniers, pour différentes perturbations, la biomasse, la diversité et la richesse taxonomique des communautés de macroinvertébrés benthiques accusent généralement un retard de récupération sur la densité. Ainsi, les taxons de grandes tailles et la composition entière de la communauté seront possiblement affectés à plus long terme.

Les insectes possédant un stade adulte aérien, une forte propension à la dérive, un temps de génération court, une reproduction continue à travers l'année et subissant rarement une diapause³ recoloniseront la rivière plus rapidement (Gore, 1979; Molles, 1985; Niemi *et al.*, 1990; Yount et Niemi, 1990; Lamberti *et al.*, 1991).

Peu importe la nature de la perturbation, les Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera (EPT) prennent généralement plus de temps pour recoloniser un milieu que les Diptera, dont les chironomidae constituent la famille la plus abondante (Niemi *et al.*, 1990). Plusieurs chercheurs (Ex. : Molles, 1985; Merritt et Cummins, 1996), suggèrent que le temps de résilience plus élevé des EPT s'explique, en grande partie, parce qu'ils se composent surtout d'espèces qui se reproduisent une seule fois par année. Les Ephemeroptera réapparaissent dans les milieux perturbés après les Diptera, puis suivent les Trichoptera et les Plecoptera, en grande partie parce que les larves des deux premiers ordres se retrouvent davantage en dérive (Molles, 1985; Niemi *et al.*, 1990; Lamberti *et al.*, 1991). Les mollusques recolonisent lentement les milieux perturbés en raison de leur faible mobilité (Cairns, 1990) et sont donc rarement présents dans la dérive (Minshall et Petersen, 1985). Parmi ceux-ci, Williams et Hynes (1976) mentionnent que les pélécy-podes (bivalve) semblent particulièrement restreints à des mouvements vers l'amont. À l'inverse, les Diptera ont un temps de génération court, ce qui leur permet une recolonisation plus rapide.

³ Diapause : Arrêt temporaire de l'activité ou du développement.

5 CONCLUSION

Selon la littérature consultée, le déversement de pétrole brut dans la rivière Chaudière et les perturbations associées (déversement d'eaux usées de la ville de Lac-Mégantic, travaux de nettoyage du lit et des berges de la rivière et les variations de débits occasionnées par la gestion du barrage de Lac-Mégantic) ont probablement eu un impact sur les communautés de macroinvertébrés benthiques et il est à prévoir qu'il sera perceptible au moins un an suivant le déversement de pétrole. En raison de l'importance des macroinvertébrés dans la chaîne alimentaire, notamment comme source de nourriture pour les poissons, il faut possiblement prévoir un impact à long terme sur l'ensemble de l'écosystème aquatique. Le rétablissement de la rivière Chaudière pourrait être principalement caractérisé par le rétablissement progressif de la densité, la diversité et la richesse spécifique des macroinvertébrés benthiques, et plus spécifiquement des taxons d'EPT (particulièrement les Plecoptera). Ce rétablissement sera possiblement réalisé majoritairement par la dérive de macroinvertébrés en provenance de tributaires localisés l'amont de la rivière Chaudière (Ex. : Nebnellis, Samson, Madisson, Glen, etc.).

6 RÉFÉRENCES

- Académie des sciences des États-Unis (National Academy of Sciences) 1973. Research needs in water quality criteria to the environmental studies board of the National Academy of Sciences, Washington. DC.
- Angradi, T. R. 1997. Hydrologic context and macroinvertebrate community response to floods in a Appalachian headwater stream. *The American Midland Naturalist*, 138, 371-386.
- Badri, A., Giudicelli, J. et Prévot, G. 1987. Effets d'une crue sur la communauté d'invertébrés benthiques d'une rivière méditerranéenne, le Rdat (Maroc). *Acta Oecologica*, 8 : 481-500.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. et Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html.
- Barton, D. R. et Wallace, R. R. 1979. The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates. *Fisheries and Environment Canada*, 18 : 305-312.
- Bergeron, A.-S. Communication personnelle 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Courriel reçu le 18 mars 2014.
- Bhattacharya, S., Klerks, P.L. et Nyman, J. A. 2003. Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms. *Environmental Pollution*, 122 : 205-215.
- Blanchard, A. L., Feder, H. M. et Shaw, D. G. 2002. Long-term investigation of benthic fauna and the influence of treated ballast water disposal in Port Valdez, Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 44(5) : 367-382.
- Blumer, M. et Sass, J. 1972. Oil pollution persistence and degradation of spilled fuel oil. *Science*, 176 : 1120-1122.
- Bradt, P., Urban, M., Goodman, N., Bissell, S. et Spiegel, I. 1999. Stability and resilience in benthic macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*, 403 : 123-133.
- Bury, R.B. 1972. The effects of diesel fuel on a stream fauna. *California Fish and Game Bulletin*, 58 : 291-295.
- Cairns, J. Jr. 1990. Lack of theoretical basis for predicting rate and pathways of recovery, *Environmental Management*, 14 : 517-526

- CEHQ - Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ) 2014. Historique des débits à la station hydrométrique localisée en aval du barrage Mégantic, données journalières et instantanées. Site web consulté le 19 mars 2014. Dernière mise à jour des données le 18 mars 2014. http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=023427
- Chan, G. L. 1973. A study of the effects of the San Francisco oil spill on marine organisms. Proceedings of joint conference on prevention and control of oil spills. March 13-15, 1973, Washington, D.C., 741-781.
- Cobb, D. G., Galloway, T. D. et Flannagan, J. F. 1992. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 : 1788-1795.
- Couceiro, S. R. M., Forsberg, B. R., Hamada, N. et Ferreira, R. L. M. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1A) : 35-44.
- Cronk J. K., Mitsch W. J. et Sykes, R. M. 1990. Effective modelling of a major inland oil spill on the Ohio River. *Ecological Modelling*, 51 : 161-192.
- Crunkilton, R. L. et Duchrow, R. M. 1990. Impact of a Massive Crude Oil Spill on the Invertebrate Fauna of a Missouri Ozark Stream. *Environmental Pollution*, 63 : 13-31.
- Damácio, J. B., Barata C., Munné A., Ginebreda, A., Guasch, H., Sabater, S., Caixach, J. et Porte, C. 2007. Comparing the response of biological indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain). *Chemosphere*, 66 : 1206-1216.
- Dickman, M. 1971. Preliminary notes on changes in algal primary productivity following exposure to crude oil in the Canadian arctic. *The Canadian field-Naturalist*, 85 : 249-251.
- Doeg, T. J. 1984. Response of the macroinvertebrate fauna of the Mitta Mitta River, Victoria, to the construction and operation of Dartmouth Dam. 2. Irrigation Release. *Occasional Papers from the Museum of Victoria*, 1 : 101-112.
- Environmental Protection Agency 2000. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates (second edition). US EPA, Duluth, MN.

- Finger, S. E., Poulton, B. C. et Humphrey, S. A. 1991. Effects of a Crude Oil Spill on the Benthic Invertebrate Community of the Gasconade River, Missouri. Final report. Missouri Department of Natural Resources project # AOC-0000490, Jefferson City, MO, 1-104.
- Fisher, S. G., Gray, L. J., Grimm, N. B. et Busch, D. E. 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological monographs*, 52 : 93 -110.
- Giller, P. S., Sangpradub, N. et Twomey, H. 1991. Catastrophic flooding and macroinvertebrate community structure. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24 : 1724-1729.
- Gore, J. A. 1979. Patterns of initial benthic recolonization of a coal strip-mined river channel, *Canadian Journal of Zoology*, 57 : 2429-2439.
- Gray, L. J. et Fisher, S. G. 1981. Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist*, 106 : 249–257.
- Green, J., Trett, M. W. (eds) 1989. *The fate and effects of oil in freshwater*. Elsevier Applied Science, New York.
- Guiney, P. D., Sykora, J. L. et Keleti, G. 1987. Environmental impact of an aviation kerosene spill on stream water quality in Cambria County, Pennsylvania. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6 : 977-988.
- Harrel, R. C. 1985. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia*, 124 : 223-228.
- Hoehn, R. C. 1974. Relationships between sediment oil concentrations and the macroinvertebrates present in a small stream following an oil spill. *Environmental Letters*, 7(4) : 345-352.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*, Toronto, University of Toronto Press, 555 p.
- Irvine, J. R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 : 1922-1927.
- Kerans, B. L. et Karr, J. R. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4 : 768-785.
- Korsu, K. 2004. Response of benthic invertebrates to disturbance from stream restoration : the importance of bryophytes. *Hydrobiologia*, 523 : 37-45.
- Lake, P. S. 2000. Disturbance, patchiness and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 : 573-592.

- Lamberti, G. A., Gregory, S. V., Ashkenas, L. R., Wildman, R. C. et Moore, K. M. S. 1991. Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 : 196-208.
- Lock, M. A., Wallace, R. R., Barton, D. R. et Charlton, S. 1981. The effects of synthetic crude oil on microbial and macroinvertebrate benthic river communities - Part I: colonisation of synthetic crude oil contaminated substrata. *Environmental Pollution (Series A)*, 24 : 207-217.
- Lytle, D. A. et Peckarsky, B. L. 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 46 : 693-704.
- Martel, N. et Richard, Y. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biologique du milieu, p. 5.1 à 5.34, dans Ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- Masnik, M. T. 1976. The effects of an oil spill on the macroinvertebrates and fish in a small southwestern Virginia Creek. *Journal of Environmental Science and Health*, (4 et 5) : 281-296.
- McCauley, C. A. et Harrel, R. C. 1981. Effects of oil spill cleanup techniques on a salt marsh. *International oil spill Conference Proceedings*, 1981 : 401-407
- McCauley, R. N. 1966. The biological effects of oil pollution in a river. *Limnology and Oceanography*, 11 : 475-486.
- MDDEFP - Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) 2014. Tableau-synthèse. Estimation au 27 novembre 2013 des quantités de pétrole brut léger impliquées dans l'accident à Lac-Mégantic. Disponibles au <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/lac-megantic/20131127-tableau-synthèse-petrole.pdf>
- Meffe, G. K. et Minckley, W. L. 1987. Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran desert stream. *American Midland Naturalist*, 117 : 177-191.
- Merritt, R. W. et Cummins, K. W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3rd Edition. Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt Publishing company, 862 p.
- Meynell, P. J. 1973. A hydrobiological survey of a small Spanish river grossly polluted by oil refinery and petrochemical wastes. *Freshwater Biology*, 3 : 503-520.
- Miller, M. A. et Golladay, S. W. 1996. Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *Journal of North American Benthological Society*, 15(4) : 670-689.

- Milner, A. M. 1994. System recovery, pp. 76-97, in Calow, P. et G.P. Petts (eds). The rivers handbook – Hydrological and ecological principles, v. 2, Oxford, Blackwell Scientific Publication, 523 p.
- Minshall, G. W., Andrews, D. A. et Manuel-Faler, C. Y. 1983. Application of island biogeographic theory to streams: macroinvertebrate recolonization of the Teton River, Idaho. Pages 279–297 in J. R. Barnes and G. W. Minshall (eds.). Stream ecology: application and testing of general ecological theory. Plenum Press, New York.
- Minshall, G. W. et Petersen R. C. Jr. 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie*, 104 : 49-76.
- MissionHGE inc. 2014. Travaux de nettoyage de la rivière Chaudière Lac-Mégantic (Québec). Rapport préparé pour Pomerleau inc. et ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). N/Réf. : 13228-101/201/401/501, 57 p. + 36 annexes.
- Molles, M. C., Jr. 1985. Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 30 : 279–287.
- Moore, S. F. et Dwyer, R. L. 1974. Effects of oil on marine organisms: A critical assessment of published data. *Water Research*, 8 : 819-827.
- Nauman, J. W. et Kernodle, D. R. 1975. The effect of a fuel oil spill on benthic invertebrates and water quality on the alaskan arctic slope, Happy Valley Creek near Sagwon, Alaska. *Journ. Research U.S. Geological Survey*, 3(4) : 495-500.
- Niemi, G. J., DeVore, P., Detenbeck, N., Taylor, D., Yount, J. D., Lima, A., Pastor, J. et Naiman, R. J. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. *Environmental Management*, 14 : 571–588.
- Pontasch, K. W. et Brusven, M. A. 1988. Macroinvertebrate response to a gasoline spill in Wolf Lodge Creek, Idaho, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, 113 : 41-60.
- Poulton, B. C., Callahan, E. V., Hurtubise, R. D. et Mueller, B. G. 1998. Effects of an oil spill on leafpack-inhabiting macroinvertebrates in the Chariton river, Missouri. *Environmental Pollution*, 99 : 115-122.
- Poulton, B. C., Finder, S. E. et Humphrey, S. A. 1997. Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade river, Missouri. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33 : 268-276.

- Resh, V. H., Brown, A.V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., Reice, S. R., Sheldon, A. L., Wallace, J. B. et Wissmar, R. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7 : 433-455.
- Rosenberg, D. M. et Wiens, A. P. 1976. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33 : 1955-1963.
- Rosenberg, D. M. et Wiens, A. P. 1980. Effects of crude oil contamination on Ephemeroptera in the Trail River, Northwest Territories, Canada. *In* : JF Flannigan, K.E. Marshall (eds) *Advances in Ephemeroptera Biology*, Plenum Press. New-York.
- Schultz, D. et Tebo, L. B. 1975. Boone creek oil spill. Conference on prevention and control of oil pollution, San Francisco, Ca, 583-588.
- Scrimgeour, G. J. et Winterbourn, M. J. 1989. Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate population in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia*, 171 : 33-44.
- Simpson, K. W. 1980. Abnormalities in the tracheal gills of aquatic insects collected from streams receiving chlorinated or crude oil wastes. *Freshwater Biology*, 10 : 581-583.
- Smith, P., Snook, D., Muscutt, A. et Smith, A. 2010. Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK. *Water and Environment Journal*, 24(4) : 249-260.
- Snow, N. B. et Rosenberg, D. M. 1975. The effects of crude oil on the colonization of artificial substrates by zoobenthos organisms. *Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep.*, 551 : 1-35.
- Thorup, J. 1970. The influence of a short-termed flood on a springbrook community. *Archiv für Hydrobiologie*, 66 : 447-457.
- Tockner, K. et Waringer, J. A. 1997. Measuring drift during a receding flood: results from an Austrian mountain brook (Rotrod-Lunz). *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 82(1) : 1-13.
- Vandermeulen, J. H. et Ross, C. W. 1995. Oil spill response in freshwater : assessment of the impact of cleanup as a management tool. *Journal of Environmental Management*, 44 : 297-308.
- Wener, M. D. et Adams, V. D. 1984. Consequences of oil pollution on the decomposition of vascular plant litter in freshwater lakes : Part 2- Nutrient exchange between litter and the environment. *Environmental Pollution Series A*, 34 : 101-117.

- Williams, D. D. et Hynes, H. B. N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos, *Oikos*, 27 : 265-272.
- Wong, C. S., Whitney, F. A., Cretney, W. J., Lee, K., McLaughlin, F., Wu, J., Fu, T. et Zhuang, D. 1984. An experimental marine ecosystem response to crude oil and Corexit 9527 : Part 1-Fate of chemically dispersed crude oil. *Marine Environmental Research*, 13 : 247-63.
- Woodward, D. F., Little, E. E. et Smith, L. M. 1987. Toxicity of five shale oils to fish and aquatic invertebrates. *Archives of Environment Contaminant Toxicology*, 16 : 239-246.
- Woodward, D. F., Mehrle, P. M. et Mauck, N. L. 1981. Accumulation and sublethal effects of a Wyoming crude oil on cutthroat trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110 : 437-445.
- Woodward, D. F. et Riley, R. G. 1983. Petroleum Hydrocarbon Concentrations in a Salmonid Stream Contaminated by Oil Field Discharge Water and Effects on Macrobenthos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12 : 327-334.
- Yount, J. D. et Niemi, G. J. 1990. Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance - A narrative review of case studies. *Environmental Management*, 14(5) : 547-569.

