UNIVERSITÉ DU QUÉBEC INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE CENTRE EAU TERRE ENVIRONNEMENT

SUIVI TEMPOREL DES EFFETS D'UN DÉVERSEMENT DE MAZOUT SUR LA COMMUNAUTÉ BENTHIQUE DE LA ZONE PORTUAIRE DE PARRY SOUND

Par

Karine BERTRAND

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maîtrise ès (M. Sc.)

en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examinateur externe

Examinateur interne

Directeur de recherche

Marthe Monique Gagnon Curtin University

Isabelle Larocque Centre Eau Terre Environnement

Landis Hare Centre Eau Terre Environnement

© droits réservés de Karine BERTRAND, 2012

REMERCIEMENTS

Le parcours de ma maîtrise fut pour moi comme un voyage dont le but n'est pas la destination finale, mais le chemin parcouru. Cette histoire n'aurait pu se dérouler sans la confiance de mon directeur. Landis, merci pour ton support, tes connaissances, ta confiance, ta patience et ta disponibilité. Je tiens également à remercier mes collègues Dominic, Isabelle, Julien et Maïkel, les professeurs Charles Gobeil et Pierre Francus ainsi que le personnel de l'INRS-ETE Lise Rancourt, Pauline Julien, René Rodrigue, Sandra Jobidon et Stéfane Prémont qui se sont toujours montrés disponibles et d'une grande aide. Merci à ma famille d'avoir cru en moi durant toutes ces années. Un énorme merci à mon conjoint Luc pour son support moral et sa patience extraordinaire.



RÉSUMÉ

Cette étude avait pour but d'évaluer les impacts chroniques causés par un déversement de mazout, survenu en 1950, sur la communauté benthique de la zone portuaire de Parry Sound en Ontario. Pour ce faire, les communautés benthiques échantillonnées au site contaminé et au site de référence, en 1973 et 2009, ont été comparées ainsi que les déformations au niveau des pièces buccales des larves de l'insecte Chironomus cucini (Diptera; Chironomidae) provenant de ces deux époques. Ces comparaisons ont révélé qu'il n'y avait pas de différence dans l'abondance des communautés de 1973 et 2009, sauf pour la famille des Tubificidae, et que les déformations chez les Chironomus cucini ont diminué depuis 1973, retrouvant ainsi un pourcentage d'individus déformés équivalent au site de référence. De plus, la composition de la famille des Chironomidae a été suivie dans le temps à l'aide de capsules céphaliques anciennes prélevées d'une carotte de sédiment, montrant que l'abondance des Tanytarsini et des Chironomini étaient moins élevées dans les strates contaminées par les huiles, mais que celle des Chironomus était plus élevée suite au déversement. Afin d'identifier la cause des changements temporels, nous avons mesuré la concentration des métaux dans les larves de C. cucini et les sédiments de la zone portuaire et d'un site de référence, ainsi que la concentration des huiles et graisses dans une carotte de sédiments de la zone du déversement. L'analyse des métaux nous a permis de constater que la concentration de cadmium chez les larves de la station 1 était significativement plus élevée qu'à la station de référence alors que la mesure de concentration des huiles et graisses nous a indiqué que les sédiments de 3,5 à 5,5 cm de profondeur présentaient de fortes concentrations d'huiles et graisses. Malgré le fait que l'huile est toujours présente dans les sédiments, nos données suggèrent que la communauté benthique de la zone portuaire de Parry Sound démontre des paramètres de population similaires aux populations références,

probablement dû aux sédiments contaminés maintenant enfouis en dehors de la zone habitée par la plupart des invertébrés benthiques qui y habitent.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTSiii
RÉSUMÉv
TABLE DES MATIÈRESvii
LISTE DES TABLEAUX
PREMIÈRE PARTIE - SYNTHÈSE1
1. INTRODUCTION, SITES ÉTUDIÉS ET OBJECTIFS 1
1.1 Les contaminants et leurs effets néfastes en milieu aquatique 1
1.2 Chironomus et son utilisation comme biomoniteur
1.2.1 Taxonomie, cycle de vie et habitat de Chironomus
1.2.2 Larves de <i>Chironomus</i> comme biomoniteurs de contaminants
1.2.3 Déformations morphologiques chez les larves de Chironomus
1.3 Site étudié et stations d'échantillonnage 10
1.4 Étude des communautés benthiques 13
1.5 Paléolimnologie
1.5.1 Récolte de carottes de sédiments afin d'étudier l'historique de la contamination 14
1.5.2 Datation des carottes de sédiments au ²¹⁰ Pb15
1.6 Le pétrole comme contaminant 16
1.6.1 Composition du pétrole 16
1.6.2 Destin du pétrole brut en milieu aquatique 16
2. MÉTHODOLOGIE
2.1 Récolte des larves de Chironomus19
2.2 Évaluation de la composition des communautés benthiques 19
2.3 Évaluation des déformations chez Chironomus cucini 19
2.4 Mesures de métaux traces chez Chironomus cucini

2.5 Récolte de carottes de sédiments
2.6 Étude de capsules céphaliques anciennes provenant des carottes de sédiments 21
2.7 Mesures physico-chimiques des sédiments par ITRAX core scanner
2.8 Détermination des huiles et graisses totales dans les sédiments
2.9 Datation des carottes de sédiments
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION
3.1 Communautés benthiques25
3.1.1 Chironomidae
3.1.1.1 Tanypodinae
3.1.1.2 Tanytarsini
3.1.1.3 Orthocladiinae
3.1.1.4 Chironomini
3.1.1 Oligochaeta
3.1.2 Chaoborus
3.1.3 Diporeia hoyi
3.1.4 Sphaeriidae
3.1.5 Conclusions par rapport à la structure de la communauté benthique
3.2 Déformations chez les larves de Chironomus cucini
3.3 Déformations chez les pupes de Chironomus 40
3.4 Historique sédimentaire de la zone portuaire41
3.5 Métaux traces comme contaminants potentiels
3.6 Le mazout comme contaminant potentiel
3.7 Capsules céphaliques de chironomes dans les carottes de sédiments
4. CONCLUSION
RÉFÉRENCES

DEUXIÈME PARTIE – ARTICLE	69
EVALUATING BENTHIC RECOVERY DECADES AFTER A MAJOR OIL SPILL IN	
THE LAURENTIAN GREAT LAKES	71
Acknowledgments	73
Abstract	73
ntroduction	73
Methods	74
Results and Discussion	77
References	81
Figure Captions	87



LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Cycle de vie de <i>Chironomus</i> . Modifié de Walker 19874
Figure 1.2 : Larve du genre Chironomus, groupe salinarius. Tiré de Moisan 20105
Figure 1.3 : Structures de la tête d'une larve du genre <i>Chironomus</i> . Modifié de Dickman <i>et al</i> . 1992
Figure 1.4 : Structures normales et déformées du dernier stade larvaire de <i>Chironomus cucini</i> récolté à la station 1 de Parry Sound Harbour
Figure 1.5 : Parry Sound (A), Ontario. Tiré de Google Maps10
Figure 1.6 : Baie Georgienne et Parry Sound (A). Tiré de Google Maps
Figure 1.7 : Parry Sound et Depot Harbour, Ontario. Tiré du Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources 197612
Figure 1.9 : Stations 1, 2 et 3 à Parry Sound. Modifié du Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources 1976
Figure 1.10 : Devenir du pétrole déversé dans l'eau. Tiré de Cedre 2011
Figure 3.1 : Profondeur relative des taxons benthiques principaux récoltés à Parry Sound. Voir le texte pour la signification des chiffres
Figure 3.2 : Pourcentage d'individus de <i>Chironomus cucini</i> qui sont déformés au niveau de leur mentum et/ou leurs mandibules à 3 stations de Parry Sound; station de référence (Depot Harbour), 1974 et 2009; station 1, 1974, 2006 et 2009; station 2, 2009. Le nombre de larves examinées est indiqué au-dessus de chaque barre
Figure 3.3 : Pourcentage d'individus déformés en fonction A) de la structure larvaire déformée et B) du type de déformations relié à ces structures pour la station de référence (2009), les stations 1 (2006 et 2009) et la station 2 (2009). Chaque couleur représente une structure ; noir = mentum; gris foncé = mandibules; gris pâle = pecten epipharyngis ; blanc = antennes. 39
Figure 3.4 : Pourcentage de déformations observé sur des capsules céphaliques de larves de <i>Chironomus cucini</i> accrochées aux pupes qui ont été récoltées à la station 1 en 2006 et 200940

Figure 3.5 : Profil du ²¹⁰ Pb non supporté en fonction de la masse cumulative de sédiments (carotte A)
Figure 3.6 : Profil du ²¹⁰ Pb non supporté en fonction de la profondeur des sédiments (carotte A)
Figure 3.7 : Année en fonction de la profondeur des sédiments (carotte A) 44
(a) De 0 à 16 cm, (b) de 0 à 8 cm
Figure 3.8 : Profil de l'activité du ¹³⁷ Cs en fonction de la profondeur
Figure 3.9 : Accumulation de sédiments depuis le déversement pétrolier de 1950 et habitat de <i>Chironomus</i>
Figure 3.10 : Profil du plomb en fonction de la profondeur de la carotte A. Les années proviennent de la datation au ²¹⁰ Pb
Figure 3.11 : Densité relative de la carotte A en fonction de la profondeur. Les années proviennent de la datation au ²¹⁰ Pb
Figure 3.12 : Variations des concentrations (mg/kg poids humide) des huiles et graisses totales avec la profondeur des sédiments (carotte B). Les années proviennent de la datation au ²¹⁰ Pb
Figure 3.13 : Densité relative de la carotte B en fonction de la profondeur
Figure 3.15 : Pourcentage moyen de capsules céphaliques présentes dans les strates de sédiments récents (0 – 3,5 cm), contaminés (3,5 – 5,5 cm) et anciens (5,5 – 7,5 cm). Les années proviennent de la datation au 210 Pb
Figure 3.16 : Pourcentage moyen de capsules céphaliques de Chironomini présentes dans les strates de sédiments récents (0 – 3,5 cm), contaminés (3,5 – 5,5 cm) et anciens (5,5 – 7,5 cm)
Figure 3.17 : Pourcentage d'individus de <i>Chironomus</i> qui sont déformés au niveau du mentum

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) d'invertébrés benthiques récoltésen 1973 et en 2009 à Parry Sound
Tableau 3.2 : Nombre moyen par m ² (± I.C. 95%) des larves des sous-familles et de tribus de Chironomidae récoltés en 1973 et en 2009 à Parry Sound. À noter que les tribus Chironomini et Tanytarsini se trouvent dans la sous-famille des Chironominae29
Tableau 3.3 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) de Tanytarsini récoltés en 1973 eten 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.30
Tableau 3.4 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) d'Orthocladiinae récoltés en1973et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.31
Tableau 3.5 : Nombre moyen par m ² (± I.C. 95%) de Chironomini récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound
Tableau 3.6 : Nombre moyen par m ² (± I.C. 95%) d'Oligochaeta récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound
Tableau 3.7 : Nombre moyen par m ² (± I.C. 95%) de Sphaeriidae récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound



PREMIÈRE PARTIE - SYNTHÈSE

1. INTRODUCTION, SITES ÉTUDIÉS ET OBJECTIFS

1.1 Les contaminants et leurs effets néfastes en milieu aquatique

Des activités industrielles ont redistribué, ou même donné naissance, à une grande quantité de contaminants qui peuvent avoir de nombreuses conséquences néfastes pour les êtres vivants. Nous n'avons qu'à penser à l'agriculture intensive qui, par une surexploitation du milieu et une utilisation de pesticides et d'engrais chimiques nuit aux sols, à l'eau et à la biodiversité ou encore à l'exploitation minière qui influence la qualité de l'eau, de l'air et du sol et qui peut réduire la diversité et l'abondance des macroinvertébrés benthiques et des poissons (Faria *et al.* 2008). Donc, les sociétés modernes doivent trouver un équilibre entre économie et environnement lorsqu'il est question d'industrialisation et d'exploitation des ressources naturelles.

Les effets néfastes des contaminants varient selon leur classe, le type de milieu et les organismes exposés. Ces effets peuvent avoir lieu à divers niveaux biologiques. Par exemple, à l'échelle cellulaire, des niveaux élevés de méthylmercure pourraient induire des problèmes de croissance chez les huards et nuire à leur reproduction (Environnement Canada 2011). Les métaux peuvent agir au niveau physiologique en diminuant l'efficacité de respiration chez les invertébrés (Ilyashuk *et al.* 2003). Les amphibiens, quant à eux, peuvent voir leur alimentation et leur vitesse de nage réduites en présence d'une certaine concentration de nitrates issus principalement des engrais (Environnement Canada 2010). Le ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec mentionne que les contaminants peuvent avoir un impact sur la santé des poissons se traduisant par l'érosion des nageoires et l'apparition de tumeurs et de lésions sur le corps des poissons (Développement durable, Environnement et Parcs Québec 2010). De telles anomalies morphologiques indiqueraient un rejet d'effluents insuffisamment ou non traités (Martel et Richard 1998). Des déformations du rachis chez les embryons de vivaneau rose (*Pagrus auratus*) peuvent être induites par le

diuron, un herbicide, lorsque celui-ci est présent en concentration élevée dans l'environnement marin (Gagnon et Rawson 2009). Les diatomées peuvent également présenter des anomalies morphologiques, par exemple, la déformation de leur frustule, en présence de certains contaminants tels que les métaux et les polluants organiques persistants (POP) comme les hydrocarbures (Dickman 1998; Bouchez *et al.* 2010). Les effets néfastes peuvent se répercuter sur des populations voir même des communautés. Par exemple, le DDT, utilisé comme pesticide, est une substance considérée cancérogène et provoque l'amincissement des coquilles d'œufs décimant ainsi les populations de diverses espèces d'oiseaux. La contamination de l'environnement aquatique par différents contaminants peut également perturber la structure de la communauté benthique en engendrant la disparition d'espèces moins tolérantes et, par ce fait, modifier la dominance des espèces (Dermott 1991).

Cette étude se concentre sur les effets au niveau de la morphologie des individus et de la composition de la communauté. D'abord, plusieurs études ont montré que certains types d'insectes aquatiques pouvaient présenter des déformations en présence de contaminants (Cushman 1984). En effet, la fréquence de déformations chez les larves de chironomes (Diptera, Chironomidae) est employée afin de déterminer le niveau de la contamination des sédiments d'eau douce (Hare et Carter 1976, Hudson et Ciborowski 1996). Ces difformités peuvent varier selon le genre de chironome (Hudson et Ciborowski 1996) et se manifestent au niveau de la pigmentation de la capsule céphalique, de l'épaisseur de la capsule céphalique et de la paroi du corps ainsi qu'au niveau des pièces buccales (Cushman 1984). Le genre de chironome qui semble manifester le plus souvent des déformations est Chironomus (MacDonald et Taylor 2006, Cortelezzi et al. 2011). La fréquence d'anomalies chez les capsules céphaliques de Chironomus peut être utilisée pour révéler l'état de contamination de l'environnement dans lequel ces insectes vivent (Hämäläinen 1999). Cette étude s'attarde aussi à évaluer la composition de la communauté benthique en relation avec le niveau de contamination des sédiments.

1.2 *Chironomus* et son utilisation comme biomoniteur

1.2.1 Taxonomie, cycle de vie et habitat de Chironomus

Les adultes de *Chironomus* sont des diptères qui ressemblent à des maringouins de la famille Culicidae; par contre, ceux-ci ne piquent pas et proviennent de la famille des Chironomidae. Le genre *Chironomus* est classé dans la sous-famille des Chironominae, et l'espèce *cucini*, à laquelle nous nous intéressons, se trouve dans le groupe *salinarius* (espèces de *Chironomus* dont les larves n'ont pas de tubulis ventraux et latéraux).

Le cycle de vie des *Chironomus* est divisé en 4 stades; l'œuf, la larve, la pupe et l'adulte (Figure 1.1). Les œufs, déposés sur la surface de l'eau, éclosent pour donner naissance au premier stade larvaire (Armitage *et al.* 1997). Il y a quatre stades larvaires dans la vie de *Chironomus*, comme dans le cas de tous les Chironomidae, qui se distinguent, entre autres, par la largeur de la capsule céphalique (Figure 1.1). La durée de la période larvaire peut varier de moins de deux semaines à plusieurs années selon les espèces et les conditions environnementales (Merritt et Cummins 1996). Le premier stade larvaire est planctonique, alors que les trois autres vivent dans des tubes qu'ils construisent dans les sédiments où ils se nourrissent d'une variété de substances organiques telles des algues et des particules de détritus soient en suspension, soient déposés sur les sédiments. Le stade suivant le quatrième stade larvaire est la pupe; ce stade ne dure que quelques jours (Merritt et Cummins 1996). Les pupes demeurent cachés dans leurs tubes jusqu'au moment où elles quittent les sédiments afin de rejoindre la surface d'où émergera un adulte terrestre.



Figure 1.1 : Cycle de vie de Chironomus. Modifié de Walker 1987.

Le groupe d'espèces *salinarius* du genre *Chironomus* est reconnaissable, au stade larvaire, par son absence de tubulis abdominaux et ventraux (Figure 1.2). Ces tubulis sont présents chez les espèces vivant dans des milieux où le niveau d'oxygène peut être faible, comme par exemple dans les régions chaudes ou encore en milieu eutrophe (Nagell et Orrhage 1981). Dans ce groupe, se trouve l'espèce *cucini* qui habite des lacs au Canada et aux États Unis (Butler et al. 1995). Notre identification tentative de l'espèce *C. cucini* repose sur les informations qui ont été présentés dans Hare et Carter (1976).



Figure 1.2 : Larve du genre Chironomus, groupe salinarius. Tiré de Moisan 2010.

1.2.2 Larves de Chironomus comme biomoniteurs de contaminants

Les biomoniteurs, ou sentinelles, sont des organismes qui permettent d'évaluer l'exposition des êtres vivants aux contaminants (Janssens de Bisthoven 1995; Meregalli *et al.* 2001). Pour être un bon biomoniteur, l'organisme doit posséder certaines caractéristiques telles que :

- Étre bien connu scientifiquement, c'est-à-dire, dont nous possédons beaucoup d'informations sur sa biologie et son écologie.
- être ubiquiste, que l'on rencontre souvent dans un type de milieu donné et ce sur une grande aire géographique.
- Être représentatif du milieu où il vit en étant sédentaire.
- Être tolérant, soit en accumulant certains contaminants sans présenter de mortalité accrue.
- Avoir une bonne taille pour être visible à l'œil nu et facilement manipulable.
- Être Facile à récolter
- Être Facile à identifier

Les larves du genre *Chironomus* répondent bien à ces critères de sélection. En effet, elles sont souvent choisies en tant que modèle pour l'étude de contaminants associés aux sédiments d'eau douce, car ce sont des invertébrés qui sont largement distribués dans les lacs et dans les rivières où se trouvent des sédiments mous et sur lesquels existe une littérature scientifique bien élaborée (Armitage *et al.* 1995). La sédentarisation des larves permet une bonne représentativité du milieu où elles vivent puisqu'elles sont

en contact avec les sédiments tout au long de leurs stades larvaires (2 à 4) et de pupe (Dias *et al.* 2008). Elles sont de bonnes tailles (jusqu'à 2 cm de long) et faciles à récolter. De plus, les larves de *Chironomus* sont sensibles, tout en étant tolérantes aux environnements contaminés; c'est-à-dire qu'elles sont à la fois assez fortes pour résister aux effets néfastes des contaminants mais assez sensibles pour montrer des effets sous-létaux, tels des déformations buccales, ce qui permet de les employer en tant que biomoniteurs (Roback 1978). Pour ces raisons, les difformités buccales de *Chironomus* permettent de vérifier si les contaminants présents dans les sédiments d'eau douce sont disponibles pour les organismes (Hare et Carter 1976; Janssens de Bisthoven 1995; Warwick 1996; Meregalli *et al.* 2001).

1.2.3 Déformations morphologiques chez les larves de *Chironomus*

Dès les années soixante-dix, des difformités morphologiques chez les larves de chironomes ont été rapportées (Hamilton et Saether 1971; Hare et Carter 1976). Il a été suggéré que de telles anomalies proviendraient des contaminants présents dans le milieu aquatique (Hamilton et Saether 1971; Warwick 1990; Meregalli *et al.* 2001). D'ailleurs, les déformations des pièces buccales chez les chironomes sont fréquemment utilisées pour examiner la qualité des sédiments (Janssens de Bisthoven 1995; Warwick 1996; Meregalli *et al.* 2001). Or, la fréquence d'anomalies peut s'avérer utile pour révéler l'état de contamination de l'environnement dans lequel les organismes vivent (Hämäläinen 1999). La figure 1.3 illustre les structures de la capsule céphalique. Les structures susceptibles d'être déformées sont le mentum, les mandibules et les antennes,



Figure 1.3 : Structures de la tête d'une larve du genre Chironomus. Modifié de Dickman et al. 1992.

Plusieurs études montrent des déformations au niveau du mentum du Chironomus (figure 1.4). D'ailleurs, à Port Hope Harbour, un port contaminé par des déchets provenant des opérations de raffinage du radium et de l'uranium et possédant des concentrations élevées en fer, cuivre, nickel et plomb, 83% des larves du genre Chironomus présentaient des mentum déformés (Warwick 1987). Ces spécimens possédaient une variété de déformations soit une asymétrie ou des trous au niveau de la plaque labiale ou encore des dents manquantes, en trop ou fusionnées. Dans une autre zone portuaire des Grands Lacs, Parry Sound, un tel phénomène a été observé chez Chironomus cucini; une grande proportion (77%) des larves montrait des aberrations asymétriques des pièces buccales, plus précisément du mentum et des mandibules (Hare et Carter 1976). Dans certains cas, des dents étaient manguantes tandis que dans d'autres, elles étaient supplémentaires (figure 1.4). Chez plusieurs spécimens, les dents du mentum étaient regroupées et/ou tordues. Les chercheurs ont émis l'hypothèse que les déformations mesurées étaient la conséquence d'un déversement pétrolier qui datait des années cinquante en raison de l'huile présente dans les sédiments, lors de leur étude (Hare et Carter 1976). Dans cette étude, nous

avons tenu compte de cette hypothèse tout en mesurant les métaux pour s'assurer qu'ils n'étaient pas en cause.

Chez *Chironomus*, il est également possible de retrouver des déformations au niveau des antennes (figure 1.4). Ces difformités varient d'un simple raccourcissement du segment basal de l'antenne à une importante réduction de la longueur d'un ou de tous les segments (Warwick 1985). De plus, des segments peuvent être fusionnés et l'organe annulaire (une dépression servant à la proprioception) peut être déplacé ou encore manquant (Warwick 1985).



récolté à la station 1 de Parry Sound Harbour. Figure 1.4 : Structures normales et déformées du dernier stade larvaire de Chironomus cucini

1.3 Site étudié et stations d'échantillonnage

Parry Sound est une ville du nord-est de l'Ontario (45° 20' 0" N, 80° 2' 0" W) située sur la rive est de la Baie Georgienne (Figures 1.5 et 1.6). Cette ville possède un des plus gros ports naturels d'eau douce du monde, ce qui peut donc avoir une influence sur l'environnement aquatique local. En fait, au cours des 150 dernières années, Parry Sound a connu de nombreuses activités anthropiques telles l'exploitation forestière, l'agriculture, l'installation de fonderies, la fabrication de produits explosifs, la navigation, l'entreposage de pétrole et le développement urbain (Hare et Carter 1976). En 1950, un déversement pétrolier d'environ 2 millions de gallons (~10 millions de litres) recouvra le port de Parry Sound (Hare et Carter 1976). Bien qu'un grand nettoyage aie été effectué à l'époque, en 1976 on retrouvait encore la présence d'huile dans les sédiments et Hare et Carter (1976) ont démontré qu'environ 78% de larves de l'espèce *Chironomus cucini* avaient des déformations au niveau du mentum et des mandibules.



Figure 1.5 : Parry Sound (A), Ontario. Tiré de Google Maps.



Figure 1.6 : Baie Georgienne et Parry Sound (A). Tiré de Google Maps.

Nous sommes retournés à Parry Sound en 2009 pour déterminer si les larves de *C. cucini* se trouvent toujours dans la zone portuaire et, si oui, si la majorité de ces larves sont toujours déformées. Pour répondre à ces questions, nous avons échantillonné 3 sites dans la zone portuaire (Figures 1.7 et 1.9), dont une (notre station 1) est au même endroit où Hare et Carter (1976) avaient trouvé que 78% des individus manifestaient des déformations (leur station 8). En 2006, des larves de *C. cucini* ont également été récoltées à cette station et ces échantillons ont été analysés dans le cadre de notre étude. Nous avons aussi établi deux autres stations à une distance de ≈ 0.7 km à l'est (station 2) et au nord-est (station 3) de la station 1 afin d'établir l'étendue géographique des déformations larvaires. Dans les deux études, une station de référence, qui n'a jamais été contaminée par le déversement pétrolier, a été établie au port de Depot Harbour, qui se trouve en dehors et à 9,7 km à l'ouest (par voie de l'eau) de la zone portuaire (Figures 1.7 et 1.8). Dans les années 70, moins de 2% des *Chironomus cucini* de la station de Depot Harbour présentaient des déformations buccales (Hare et Carter 1976).



Figure 1.7 : Parry Sound et Depot Harbour, Ontario. Tiré du Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources 1976.

Skiff F Su	lock+
Depot	Pt Grane
O Depot	Harbour
Land	NA I

Figure 1.8 : Station 4 (site de référence). Modifié du Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources 1976.



Figure 1.9 : Stations 1, 2 et 3 à Parry Sound. Modifié du Ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources 1976.

1.4 Étude des communautés benthiques

À chaque site de la zone portuaire nous avons aussi récolté des échantillons pour l'évaluation des communautés benthiques. Plusieurs études utilisent les communautés benthiques comme indicateurs d'impacts environnementaux. Par exemple, Gesteira et Dauvin (2000) se servent du ratio polychètes/amphipodes pour indiguer le changement temporel des communautés macrobenthiques des fonds meubles marins, tandis que Raffaelli et Mason (1981) utilisent le ratio nématodes/copépodes pour refléter les conditions stressantes. Les réponses des espèces d'une communauté face aux contaminants peuvent varier grandement (Millward et al. 2004). Certains groupes d'eau douce, comme les oligochètes et les chironomes, sont généralement plus tolérants que d'autres comme les éphémères et les plécoptères. L'abondance d'une espèce peut diminuer contrairement à celle d'une autre qui peut augmenter dû aux effets directs et indirects du contaminant. Pour cette raison, une constance dans l'abondance totale d'une communauté peut parfois masquer des changements significatifs dans la composition de la communauté (Millward et al. 2004). Cependant, il a été montré que le choix du niveau taxonomique, voir l'espèce, le genre ou la famille, dépend des objectifs de recherche (Gesteira et al. 2003). Une étude a révélé que les données au niveau du

genre et de la famille avaient été aussi efficaces que celles au niveau de l'espèce pour i) détecter les premiers effets de la pollution par les hydrocarbures sur les communautés benthiques et ii) suivre l'évolution des communautés après un déversement (Gesteira *et al.* 2003). Ici, nous avons procédé à l'identification, le plus souvent possible, jusqu'au genre et comparé nos données avec celle de 1973 afin de voir si des changements étaient survenus au niveau de la diversité et de l'abondance des communautés benthiques.

1.5 Paléolimnologie

La paléolimnologie est une partie importante de cette recherche. Nous l'explorons notamment en analysant les changements dans l'assemblage des communautés benthiques et en mesurant les composantes du pétrole dans les sédiments tout en corrélant ces résultats à la datation des sédiments.

1.5.1 Récolte de carottes de sédiments afin d'étudier l'historique de la contamination

Comme le déversement de pétrole (mazout) en 1950 peut être la cause des déformations chez les *Chironomus cucini* de Parry Sound Harbour, nous avons récolté, à la station 1 (2009), des carottes de sédiment afin de mesurer la variation dans le temps des concentrations des composantes du pétrole (voir la section 2.8). Ces mesures devraient nous permettre de tracer l'historique de la contamination en pétrole. Afin d'obtenir une image plus complète des changements temporelles à la station 1, nous avons également utilisé ces carottes de sédiments afin de mesuré la variation temporelle dans d'autres variables physico-chimiques (densité, éléments majeurs, etc.; voir la section 2.7) et biologiques (structure de la communauté benthique; voir la section 2.2) qui peuvent être liées aux activités humaines. De plus, nous avons effectué une datation de ces carottes en mesurant le ²¹⁰Pb (voir la section 1.6).

1.5.2 Datation des carottes de sédiments au ²¹⁰Pb

La désintégration du ²¹⁰Pb est utilisée pour dater les sédiments récents (comme celles que nous avons récoltés au Parry Sound Harbour), soit de moins de 150 ans. Le ²¹⁰Pb provient de la désintégration de l'uranium (²³⁸U), un isotope radioactif naturel. De façon plus précise, l'uranium se désintègre en radium (²²⁶Ra) et la désintégration de celui-ci produit du radon (²²²Rn) qui se désintègrera, finalement, en ²¹⁰Pb.

 $^{238}U \rightarrow ^{226}Ra \rightarrow ^{222}Rn \rightarrow ^{210}Pb$

Le radium est un élément qui se retrouve en faibles concentrations dans les sols. Une partie de cet élément peut être érodé et transporté au fond des lacs via les cours d'eau. Ainsi, une partie du radon issue de la désintégration du radium se retrouve dans le lac et le ²¹⁰Pb issu est en équilibre avec celui-ci, on le dit donc supporté. L'autre partie du radon, celle située près de la surface du sol, s'échappe vers l'atmosphère puisque le ²²²Rn est un élément gazeux. Le plomb provenant du radon atmosphérique retourne directement à la surface du lac par précipitation du ²²²Rn dans la colonne d'eau. Le plomb provenant du radon atmosphérique zu le plomb provenant du radon atmosphérique et de la désintégration du ²²²Rn est en excès et on le dit non supporté. Le ²¹⁰Pb se dépose rapidement au fond du cours d'eau en raison de sa faible solubilité et de son affinité pour les particules.

En laboratoire, on mesure l'activité totale du ²¹⁰Pb et comme on connaît le ²¹⁰Pb supporté (en équilibre avec le ²²⁶Ra), on peut déterminer l'activité du ²¹⁰Pb non supporté à différentes profondeurs (²¹⁰Pb non supporté = ²¹⁰Pb total – ²¹⁰Pb supporté). Il est donc possible de dater chaque couche de sédiments selon l'équation :

A non supporté = A non supporté
$$(0)^{e-\lambda t}$$

où

A non supporté : Activité du ²¹⁰Pb non supporté;

A non supporté (0) : Activité initiale du ²¹⁰Pb non supporté (au moment du dépôt);

 Λ : constante de désintégration du ²¹⁰Pb (0,03114 an⁻¹)

Sur un graphique semi-logarithmique, la pente « m » de la droite obtenue permet de calculer le taux de sédimentation annuel « ω » (ω = λ /m).

1.6 Le pétrole comme contaminant

1.6.1 Composition du pétrole

Le pétrole brut est composé de plus de 90% d'hydrocarbures (C_nH_m). Le potentiel d'effets sur les organismes exposés aux hydrocarbures est préoccupant (Gagnon et Holdway 2000). Les types de pétrole brut diffèrent selon leur origine géographique, ce qui influence leur composition chimique, leur densité, leur fluidité et leur teneur en soufre. Le pétrole brut est un mélange de différents produits hydrocarbonés dont les principaux constituants dépendent de la catégorie de pétrole brut. On peut en distinguer trois; le pétrole à prédominance paraffinique, à prédominance naphténique et à prédominance aromatique. La catégorie paraffinique est composée surtout d'hydrocarbures linéaires utilisés pour la fabrication d'essence (par exemple les allènes). Le pétrole brut à prédominance naphténique possède beaucoup d'hydrocarbures à cycle saturé (par exemple les alcanes) tandis que celui à prédominance aromatique est constitué principalement d'hydrocarbures à cycle carboné insaturé (alcènes, alcynes, composés aromatiques). À Parry Sound, comme le déversement en est un de mazout, il sera surtout question des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Les HAP sont des composés formés de deux ou plusieurs anneaux de benzène fusionnés. Il existe plusieurs HAP et ceux-ci diffèrent par le nombre et la position des anneaux aromatiques (Manoli et Samara 1999). Dans la zone portuaire de Parry Sound, la source des HAP est, évidemment, de type anthropogénique puisqu'il s'agit d'une fuite dans un réservoir d'entreposage. Il existe plusieurs sources naturelles de HAP (éruptions volcaniques, feux de forêt, etc), mais la grande majorité provient des activités humaines (Manoli et Samara 1999). Les déversements pétroliers (76 tonnes par année) et les usines métallurgiques (4 tonnes par année) demeurent parmi les principales sources au niveau aquatique et terrestre, au Canada (Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada 1994).

1.6.2 Destin du pétrole brut en milieu aquatique

Lors d'un déversement, le pétrole brut et ses produits raffinés qui se retrouvent dans les milieux aquatiques sont immédiatement soumis à des processus physiques, chimiques et biologiques qui en modifient leurs propriétés (Figure 1.10). Les processus d'altération non biologiques sont l'évaporation, la dissolution, la dispersion, la photo-oxidation,

l'émulsification de l'eau dans l'huile, l'absorption sur des particules en suspension et la sédimentation (USOTA 1991). Les processus biologiques sont l'ingestion par les organismes et la dégradation microbienne. Ces processus se produisent simultanément et provoquent d'importants changements dans la composition chimique et dans les propriétés physiques du polluant original.



Figure 1.10 : Devenir du pétrole déversé dans l'eau. Tiré de Cedre 2011.

Normalement, le procédé d'altération le plus important, au cours des 48 premières heures, est l'évaporation (USOTA 1991). Pendant cette période, l'évaporation permet de perdre d'un à deux tiers de la masse du déversement pétrolier. Une fois de plus, la perte, due aux processus physiques et chimiques, dépendra de plusieurs facteurs dont la composition de l'huile, l'air, la vitesse du vent, la lumière, etc. (USOTA 1991; Cedre 2011). Suite à l'évaporation, l'émulsification, la dissolution, l'oxydation, la sédimentation et à l'intervention des organismes aquatiques, le produit est sous forme convenable pour que la biodégradation s'effectue (Cedre 2011). La totalité du processus de dégradation prend plusieurs années ou mêmes des décennies selon les différentes conditions du milieu.

Le comportement et le destin des HAP dans le milieu aquatique dépendent de leurs propriétés physico-chimiques. Ils sont sujet à la volatilisation, la dissolution, l'adsorption sur des particules en suspension et par la suite, la sédimentation, la dégradation biotique et abiotique et l'assimilation par les organismes aquatiques (Manoli et Samara 1999). Plus la masse molaire des HAP est grande, plus ils sont de nature

hydrophobique, c'est-à-dire que la concentration des HAP dissous dans l'eau est très faible. Le coefficient de partition octanol/eau (K_{ow}) varie entre 10³ et 10⁸ (Manoli et Samara 1999). Comme il s'agit de composés hydrophobes, ils s'associent facilement à la matière particulaire grâce à laquelle ils sont transportés, et se déposent dans les sédiments où ils sont dégradés très lentement. Par ailleurs, ils sont aussi lipophiles, ce qui suggère leur liaison avec les lipides des organismes. Le mode de vie d'un organisme influencera son exposition aux HAP (Maskaoui et Hu 2009). Par exemple, les invertébrés fouisseurs (comme les *Chironomus*) sont exposés aux HAP dans l'eau surnageant, dans l'eau interstitielle et dans leur nourriture. L'accumulation de ces contaminants par un invertébré fouisseur dépendrait de son comportement et de la bio-disponibilité des HAP; cette dernière est fonction de la composition des HAP et les conditions physico-chimiques (par exemple, concentrations de phases sorbants) dans lequel ils se trouvent.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 Récolte des larves de *Chironomus*

Les 12 et 13 mai 2009, des larves de *Chironomus* ont été récoltées dans le Parry Sound Harbour (stations 1, 2 et 3; Figure 1.9) et dans la baie de Depot Harbour (station 4; Figure 1.7). La récolte d'échantillons s'est faite avec une benne Ekman (15x15 cm). Cet instrument peut pénétrer jusqu'à 20 cm dans les sédiments mous, alors qu'il est connu que 90% de la faune se trouve dans les 15 premiers centimètres (Berg, 1938). Le contenu de la benne a été tamisé dans le lac, à l'aide d'un filet de 0.5 mm de maillage puis dans un tamis de 0.7 mm de maillage, et placé dans un sac contenant de l'eau du lac dans une glacière. Au laboratoire, les larves de *Chironomus* ont été triées des débris restants. Celles pour l'évaluation des déformations ont été conservées dans du formaldéhyde 10%.

2.2 Évaluation de la composition des communautés benthiques

À chacune des stations 1, 2 et 3, la benne Ekman a été utilisée pour récolter 10 échantillons qui serviront à évaluer la composition des communautés benthiques. La communauté benthique de Depot Harbour n'a pas été évaluée puisque le substrat, plutôt argileux (blanc et dur), diffère beaucoup de celui des sites 1 à 3 (noir, mous et riche en matière organique). Les échantillons ont été tamisés au lac et conservés dans du formaldéhyde 10%. Par la suite, un colorant, le rose de Bengale (200 mg par ml d'échantillon, Williams et Williams 1974), a été ajouté pour mieux visualiser les animaux lors du tri sous un microscope binoculaire. Les individus ont été regroupés selon l'ordre à lequel ils appartiennent pour, finalement, être identifiés.

2.3 Évaluation des déformations chez Chironomus cucini

Afin d'évaluer les difformités céphaliques chez les larves de *Chironomus*, les dents médianes et latérales du mentum, les mandibules, le pectin epipharyngis et les antennes (Figure 1.3) ont été observés au microscope. Pour ce faire, on doit d'abord séparer le corps et la tête qui est, par la suite, plongée dans un bocal contenant de

l'hydroxyde de potassium (KOH) 10%. Pour accélérer le processus, la solution est chauffée à ~90 °C. Ainsi, après environ 30 minutes, les muscles sont complètement dissous. Une fois cette étape accomplie, les capsules céphaliques sont plongées dans de l'acide acétique (CH₃COOH) 10%, une trentaine de secondes, afin de neutraliser le KOH. Finalement, les capsules céphaliques sont conservées dans de l'éthanol 95% jusqu'au moment de les fixer sur les lames.

Pour monter des lames, on applique d'abord du baume du Canada (essence de sapin baumier), dilué avec le solvant tri-propylène glycol méthyle éther, sur une région de la lame. Ensuite, on y dépose la capsule céphalique et, à l'aide du microscope binoculaire, on coupe la capsule de chaque côté latéral pour la séparer en moitiés dorsale et ventrale. Par la suite, les mandibules et les antennes sont détachées et une lamelle est déposée de façon à recouvrir toutes ces parties. Les lames montées sont ensuite mises à plat et séchées pendant plusieurs semaines.

Quelques pupes ont été retrouvées à la station 1 et ont pu être comparées entre elles afin d'étudier la « normalité » de celles-ci. De plus, lorsque la capsule céphalique larvaire était toujours accrochée après sa pupe, elle était montée en lame pour évaluer ses déformations. Cette évaluation permettait de vérifier si les larves déformées ont la capacité de se changer en pupe.

2.4 Mesures de métaux traces chez Chironomus cucini

Tous les instruments (pour la conservation, la lyophilisation, la digestion, etc.) qui ont été en contact avec les chironomes et les sédiments ont été nettoyés préalablement dans de l'acide nitrique (qualité Omni Trace; 15% v/v) pendant au moins 1 jour, puis rincés 7 fois à l'eau ultra pure (> $18M\Omega$ cm⁻¹) et séchés sous une hotte à flux laminaire. Ce lavage permet de minimiser la contamination de nos échantillons par les métaux traces.

Des larves de *C. cucini* (15 larves de station 1 et de station 4) ont été dépurées dans l'eau du lac pendant 4 jours afin de les laisser se vider de leurs contenus intestinaux. La capsule céphalique de chaque larve a été détachée et conservée dans de l'alcool absolu pour l'évaluation éventuelle des déformations. Le corps correspondant a été congelé à -20°C, sur une feuille de Teflon pré-pesée, placée dans un tube Eppendorf (1,5 mL), pour l'analyse ultérieure des métaux. À chaque station, des sédiments de surface (0-0.5 cm) provenant d'un trait de benne ont été placés dans un contenant puis congelés. Tous

les échantillons congelés ont été séchés dans un lyophilisateur, de marque FTS Systems, et pesés. Par la suite, les échantillons de larves et de sédiments ont été digérés, à la température de la pièce, pendant 5 jours dans de l'acide nitrique (qualité Omni Trace; 100 µL par mg poids sec d'échantillon) suivi de 2 jours dans du peroxyde d'hydrogène (qualité Trace Select Ultra, 30% v/v; 60 µL par mg poids sec d'échantillon). Finalement, il faut compléter avec de l'eau ultra-pure pour avoir un volume final équivalent à 1 mL par mg poids sec d'échantillon. Des triplicatas de matériel de référence pour les sédiments (15 mg de MESS-3 et PACS-2) et les *Chironomus* (4 mg de TORT-2 (hépatopancréas de homard) et Bovine Liver (foie de bovin)) ont également suivi ce protocole de digestion et ont donné des résultats correspondants aux valeurs certifiées. Les métaux traces ont été mesurés au plasma inductif couplé à un spectromètre de masse (ICP-MS). Nous avons fait des standards pour les mesures de Cu, Zn et Ni (100, 40, 10, 5, 1 et 0,2 ppb) ainsi que pour le Cd et le TI (10, 4, 1, 0,5, 0,1 et 0,02 ppb).

2.5 Récolte de carottes de sédiments

À la station 1, 5 carottes de sédiments (A, B, C, D et E) ont été prélevées à l'aide d'un carottier par gravité. Les tubes de PVC étaient préalablement coupés d'une longueur de ~25 cm. Une fois sortie de l'eau, un morceau de mousse florale était inséré au bas du tube pour éviter de perdre des sédiments. Par la suite, un trou était fait dans le tube juste au-dessus de l'interface sédiments-eau pour permettre à l'eau surnageant de se vider. Puis un morceau de mousse florale était ajouté dans l'extrémité supérieure du tube, juste au-dessous des sédiments, afin d'immobiliser les sédiments. Les deux extrémités étaient ensuite munies d'un bouchon puis couvert de ruban adhésif.

2.6 Étude de capsules céphaliques anciennes provenant des carottes de sédiments

Comme les capsules céphaliques des chironomes se conservent bien dans les sédiments (Larocque et Finsinger 2008), l'évaluation de celles-ci est une façon de suivre l'évolution des difformités dans le temps. Ainsi, en retraçant le déversement pétrolier de 1950 dans des carottes de sédiments (section 2.7), nous pouvons récolter les capsules céphaliques à des profondeurs qui correspondent à des temps avant et après cet incident. Le tube de la carotte est d'abord coupé sur le sens de la longueur à l'aide d'une

scie circulaire miniature. Par la suite, un fin couteau est passé sur toute la longueur pour bien séparer les sédiments, puis les deux moitiés de carotte peuvent être séparées. Une de ces moitiés est graduée en mm et chaque tranche de 5 mm devient un échantillon. Chaque échantillon de sédiment est rincé à l'eau distillée dans un tamis de 100 µm. Les sédiments restants sont conservés pour le tri des capsules céphaliques de chironomes. Le tri s'effectue dans un plat strié (Bogorov) sous le microscope binoculaire et les capsules céphaliques sont isolées et récoltées à l'aide de pinces. Les capsules céphaliques de *Chironomus* sont montées sur des lames dans du baume du Canada (essence de sapin baumier) afin d'observer les déformations au microscope.

2.7 Mesures physico-chimiques des sédiments par ITRAX core scanner

L'ITRAX core scanner (Cox Analytical Systems) est un instrument permettant d'acquérir une radiographie ainsi que des données géochimiques sur des carottes de sédiments. À l'aide de cet instrument, nous avons obtenus les radiographies des demis-carottes A, B, C, D et E à une résolution de 100 µm, ce qui nous permet, en utilisant le logiciel ImageJ, de connaître la variation des densités relatives des sédiments avec la profondeur. De plus, l'ITRAX nous donne la possibilité d'obtenir des profils de jusqu'à 32 éléments. Pour les fins de notre étude, nous avons retenu les mesures de Pb puisque son profil montrait deux pics distincts potentiellement associables au déversement pétrolier.

2.8 Détermination des huiles et graisses totales dans les sédiments

Tout d'abord, les sédiments de la demi-carotte B sont divisés en tranches de 0,5 cm dans le but de pouvoir associer les concentrations des huiles et graisses aux déformations des capsules céphaliques anciennes et aux communautés de chironomes. Les sédiments de chacune de ces tranches sont homogénéisés et environ 4 g en sont prélevés.

Afin de déterminer les huiles et les graisses totales contenues dans les tranches de sédiments, la méthode gravimétrique a été utilisée. Cette méthode d'analyse provient du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (méthode MA. 400 – HGT 1.1) et a été adaptée en fonction de la quantité de nos échantillons. D'abord, 0,8g
(ou plus au besoin) de sulfate de magnésium anhydre (MgSO₄) sont ajoutés à chaque échantillon, dans le but d'assécher les sédiments et d'obtenir une poudre fine. Par la suite, 16 ml d'hexane est ajouté et les échantillons sont mis au bain à ultrasons pour 10 minutes. Puisque les huiles et les graisses sont des composés apolaires insolubles dans l'eau, on utilise un solvant apolaire, ici l'hexane, pour les extraire. Ensuite, les bouteilles sont mises dans l'agitateur à culbutage pendant 10 minutes, puis on laisse déposer le sulfate de magnésium.

À l'aide d'une seringue, on prélève le surnageant et on le filtre sur un filtre Millex de 0,8 µm. On récolte le plus grand volume possible du filtrat au moyen d'une pipette volumétrique, puis on le dépose dans un contenant en verre préalablement pesé. Une fois cette étape complétée, on procède au dosage qui consiste à évaporer à sec l'hexane contenu dans les échantillons avec l'aide de l'évaporateur rotatif. La température du bain d'eau doit être maintenue à plus de 69°C, température d'ébullition de l'hexane. On essuie les surfaces externes des contenants, puis on les laisse dans le dessiccateur à température ambiante pour une nuit. Il ne reste qu'à peser les contenants pour connaître le poids des huiles et graisses totales.

Finalement, on calcule la concentration des huiles et des graisses totales à l'aide de l'équation suivante :

$$C = \frac{(A-B)}{V} \times F \times 1000000$$

où

C : concentration des huiles et des graisses contenues dans l'échantillon (mg/kg poids humide);

A : poids du contenant de verre avec les huiles et les graisses contenues dans l'échantillon (g);

B : poids initial du contenant de verre (g);

V : poids de l'échantillon analysé (g poids humide);

F : facteur de correction tenant compte du volume final d'extrait (ml) sur la portion utilisée pour le dosage (ml);

1 000 000 : facteur de conversion des g/ml en mg/l ou des g/g en mg/kg.

2.9 Datation des carottes de sédiments

La datation au ²¹⁰Pb est une méthode permettant de connaître l'âge des différentes couches de sédiments. Tout d'abord, pour ce faire, les sédiments de la carotte A sont séparés en tranches de 0,5 cm pour les 10 premiers cm puis en tranches de 1 cm pour le reste de la carotte. Les échantillons sont pesés humides avant d'être séchés au lyophilisateur (FTS Systems) et, une fois sec, repesés et broyés. Par la suite, les sédiments sont mis dans une fiole pré-pesée. À plusieurs reprises, les sédiments compactés dans le bocal et pesés pour obtenir au moins 1 g de sédiments. Ensuite, on bouche les bocaux puis on envoie les échantillons au spectromètre gamma (Ultra Low Background) de marque Ortec. Ce compteur est muni d'un détecteur à puits en germanium ultra pur. L'instrument nécessite 24 heures d'analyse par échantillon et le traitement des données et l'interprétation des résultats sont faits selon Appleby 2001 et Couture *et al.* 2008.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Communautés benthiques

La contamination des sédiments peut avoir des impacts sur les communautés benthiques, tels la réduction de la diversité des macroinvertébrés et un changement dans leur composition (Gesteira et al. 2003; Millward et al. 2004; Carew et al. 2007). La vulnérabilité des invertébrés benthiques face à la contamination par le pétrole dépend du mode de vie et de la sensibilité des espèces (Parcs Canada 1999). Selon Howarth (1989), les espèces sensibles d'invertébrés benthiques meurent en premier, les espèces résistantes au pétrole sont favorisées et la diversité des espèces et la biomasse diminuent. Les crustacées, surtout les amphipodes, sont sensibles aux hydrocarbures et auront de très hauts taux de mortalité immédiatement après un déversement de pétrole (Gesteira et Dauvin 2000). Dans une étude de Yamamoto et al. (2003), il est suggéré que les animaux benthiques nécessitent au moins 2 ans avant de retrouver leur diversité initiale et 3 ans avant de retrouver leur abondance. Cependant, quelques recherches ont montré que les effets peuvent durer au-delà d'une décennie (Dauvin 1998; Yamamoto et al. 2003). Le rétablissement d'une population benthique donnée dépendrait du type de milieu (marin, d'eau douce), du type de substrat (sédiments, roches, sable, etc.) et des comportements fouisseurs et alimentaires des espèces impliquées. Dans le cas de Parry Sound Harbour, l'arrivée de sédiments propres pour couvrir ceux qui sont contaminés devrait accélérer le rétablissement des populations (voir la Figure 3.1). Hypothétiquement, les populations devraient revenir à la normale dans l'ordre suivant :

1. Les invertébrés qui habitent près de la surface et qui se nourrissent dans la colonne d'eau (e.g. *Chaoborus*).

Les larves de *Chaoborus* effectuent un déplacement vertical journalier. Le jour, elles se cachent dans les sédiments (Gosselin et Hare 2003) et, la nuit, elles migrent dans la colonne d'eau pour se nourrir (Merritt et Cummins 1996). Il s'agit d'un insecte prédateur qui se nourrit de plancton (copépodes, cladocères, etc).

2. Ceux qui habitent près de la surface et mangent des sédiments oxiques de surface (e.g. *Diporeia*, Naididae).

Diporeia est un amphipode qui vit dans les sédiments, près de la surface. Il est détritivore et se nourrit dans les premiers millimètres de sédiments (Marzolf 1965, Nalepa *et al.* 2009). Certains oligochètes de la famille des Naididae vivent près de la surface et se nourrir aussi de sédiments oxiques (Martin et Pinder 2008).

 Les invertébrés qui habitent près de la surface et mangent des particules dans l'eau interstitielle (e.g. Sphaeriidae).

Les Sphaeriidae sont des mollusques fouisseurs qui vivent sous les 5 premiers millimètres de sédiments où ils filtrent l'eau interstitielle pour se nourrir des microorganismes qui s'y retrouvent (Holopainen et Lopez 1989).

 Les invertébrés qui vivent en profondeur dans les sédiments et se nourrissent de sédiments oxiques de surface.

Les chironomes du genre *Heterotrissocladius* creusent un tube vertical duquel ils mangent des particules de sédiments et des algues benthiques (Moore 1979), ce qui suggère qu'ils mangent des sédiments de surface.

Ceux qui habitent en profondeur et mangent des sédiments en profondeurs (*C. cucini*, la plupart des oligochètes de la famille des Tubificidae).

Les larves de *Chironomus cucini* se nourrissent de sédiments anoxiques (Isabelle Proulx, INRS-ETE, données non-publiées). Elles creusent des tubes en forme de « U » et par ondulation de leur corps elles apportent de l'eau surnageant oxique afin de les permettent de respirer (Merritt et Cummins 1996). La plupart des Tubificidae creusent un tube vertical duquel ils mangent, tête-enbas, les sédiments anoxiques (Leynen *et al.* 1999).



Figure 3.1 : Profondeur relative des taxons benthiques principaux récoltés à Parry Sound. Voir le texte pour la signification des chiffres.

Ainsi, plus une espèce va vivre et manger en profondeur, plus de temps doit passer pour que les sédiments propres puissent recouvrir les sédiments contaminés, résultant en un délai de re-colonisation de ce site. Si le taux de sédimentation dans le Parry Sound Harbour a permis l'accumulation de suffisamment de sédiments propres depuis 60 ans, on peut penser que la communauté d'invertébrés benthiques aurait retrouvé l'abondance et la diversité qu'elle avait avant l'événement. Ceci présume qu'il n'y a pas eu d'autres changements majeurs, tels une agriculture intensive (Richard et Giroux 2004) ou des exploitations forestières et minières (Strachan *et al* 2009), depuis 1950.

Il n'y a pas d'information disponible concernant la composition des communautés benthiques de Parry Sound Harbour avant 1950. Cependant, nous savons qu'il y avait déjà une communauté benthique assez diversifiée un quart de siècle après l'événement (Hare 1976; Hare et Carter 1976). Nous allons donc comparer les résultats de nos prélèvements, faits en 2009, avec ces données antérieures afin de savoir s'il y a eu des changements importants depuis les derniers 35 ans (Tableaux 3.1 à 3.7). Des données pour trois stations hypolimnétiques (de 15 à 29 m de profondeur) de chaque époque sont comparées. La station 1 est la seule qui est commune entre les deux séries. La profondeur à la station 1 différait de 4 m entre 1973 et 2009. Cette différence serait

expliquer en partie par un décline de ~1 m dans le niveau de l'eau du lac entre 1973 et 2009 (US Army Corps of Engineers, 2011) et de l'incertitude par rapport au positionnement exacte du site d'échantillonnage entre les deux années. Comme les deux profondeurs sont situées en dessous de la thermocline (~12 m), nous présumons que les conditions soient semblables et donc que les données biologiques sont comparables. Les deux autres stations échantillonnées en 1973 (14 et 19) sont situées en dehors de la zone portuaire. L'interprétation des tendances sera basée sur le chevauchement, ou non, des intervalles de confiance de 95% (I.C. 95%). Il est à noter que les I.C. 95% sont souvent importants pour les données de 1973, dû en partie au faible nombre d'échantillons par station (3 en 1973 comparé à 10 en 2009).

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Chironomidae	202+607	2001400	E 47 1 4 4 0	4024 - 570	707 476	2021040
(Insecta)	393±007	300±199	54/±448	1034±579	/9/±1/0	323±219
Oligochaeta	20150	160 1470	160,062	5201226	6471496	6241404
(Annelida)	20100	100±179	100±203	0091200	047±130	0341104
Chaoborus punctipennis (Insecta)	÷	7±29	7±29	147±53	112±53	52±32
<i>Diporeia hoyi</i> (Amphipoda)	873±955	747±349	667±1026	565±164	65±59	410±162
Sphaeriidae	107+102	0001000	500,000	266+407	116+00	6241067
(Mollusca)	12/1103	02U1203	000±928	300±127	110±89	034±207

Tableau 3.1 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) d'invertébrés benthiques récoltés en 1973 et en 2009 à Parry Sound.

3.1.1 Chironomidae

L'abondance des larves de la famille Chironomidae n'est pas significativement différente entre les stations, à l'exception des stations 2 et 3 (2009) où la densité des Chironomidae de la station 2 est significativement plus élevée que celle de la station 3 (Tableau 3.1). La faible abondance de Chironomidae à la station 3 peut s'expliquer par le fait qu'aucun *Chironomus* n'a été retrouvé à cette station (Tableau 3.6), influençant,

ainsi, l'abondance de la famille des Chironomidae et de la tribu des Chironomini (Tableau 3.2). En fait, selon Hare et Carter (1976), à Parry Sound l'espèce *C. cucini* est abondante (>15 m²) à des profondeurs de 14 m et plus. Donc, à 15 m, la station 3 peut être à la limite de la zone habitable par ce taxon. De plus, nous avons remarqué qu'il y avait beaucoup plus de débris organiques grossiers à la station 3 qu'aux autres stations, ce qui ne favoriserait pas les larves de *Chironomus*, car elles préfèrent des sédiments mous et homogènes pour la construction de leurs tubes. Un fait important : la communauté de Chironomidae de la station 1 a été semblable, au niveau statistique, en 1973 et en 2009, ce qui nous suggère que ce milieu n'a pas changé depuis 35 ans. Par contre, avant de conclure qu'il y a absence d'effets il serait prudent d'examiner les tendances chez les différentes sous-familles et tribus qui composent la famille des Chironomidae.

Tableau 3.2 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) des larves des sous-familles et de tribus de Chironomidae récoltés en 1973 et en 2009 à Parry Sound. À noter que les tribus Chironomini et Tanytarsini se trouvent dans la sous-famille des Chironominae.

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Tanypodinae (<i>Procladius</i>)		7±29	-	17±16	9±27	95±45
Tanytarsini	167±451	80±149	47±29	677±575	573±182	116±144
Orthocladiinae	220±172	140±131	47±103	95±61	9±20	9±13
Chironomini	-	47±29	360±433	241±96	194±94	95±61
Diamesinae (<i>Protanypus</i>)	7±29	67±76	93±152	4±10	13±15	9±13

3.1.1.1 Tanypodinae

Procladius est le genre de tanypode le plus commun de Parry Sound (Hare 1976). Cependant, à des profondeurs hypolimnétiques, les larves de *Procladius* sont peu ou pas abondantes (Hare 1976) ce qui peut expliquer leur rareté à des stations plus profondes que 15 m (Tableau 3.2.). Donc, *Procladius* est d'une valeur limitée pour étudier les tendances historiques aux stations profondes (comme la station 1). Au lac Érié, *Procladius* est reconnu pour être plus abondant à proximité des sources de contamination anthropique dues aux activités industrielles et urbaines ainsi qu'aux pratiques agricoles (Carr et Hiltunen 1965) et est donc considéré comme genre tolérant (Arslan *et al.* 2010). La diète de l'espèce *Procladius choreus* est composée majoritairement de Tubificidae, de détritus et de larves de Chironominae (Barker et McLachlan 1979).

3.1.1.2 Tanytarsini

Tableau 3.3 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) de Tanytarsini récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Micropsectra	165	73	7	78±43	22±30	- 1
Tanytarsus	-	7	40	599±464	552±175	116±144

La tribu des Tanytarsini est le taxon de Chironomidae la plus abondante aux stations 1 (2009) et 2 et est présente à toutes les autres stations (Tableau 3.2). En 1973, l'abondance des Tanytarsini a été semblable entre les trois stations (Tableau 3.2). Par contre, en 2009, les densités moyennes sont beaucoup plus fortes aux stations 1 et 2 qu'aux trois stations échantillonnées en 1973. Ces tendances suggèrent que le milieu a été plus propice pour les larves de Tanytarsini en 2009 qu'en 1973. Cependant, il faut noter qu'un certain nombre de pupes de Tanytarsini ont été trouvées en 1973 (Hare 1976), mais pas en 2009, ce qui suggère qu'une partie de la différence entre les années peut être expliquée par le fait qu'un certain nombre de larves fût déjà passé au stade de pupe et émergé en 1973.

La tribu des Tanytarsini de Parry Sound est caractérisée par les genres *Micropsectra* et *Tanytarsus*; l'abondance de ce dernier est généralement plus importante (Tableau 3.3). Loveridge et Cook (1976, cité dans Hare 1976) mentionnaient que *Micropsectra* et *Tanytarsus* faisaient parti des genres de Chironomidae les plus abondants de la zone hypolimnétique de la Baie Georgienne. Malgré ceci, nous n'avons pas trouvé d'informations concernant leurs rôles écologiques dans ces milieux.

3.1.1.3 Orthocladiinae

Limnophyes	20	66	-	4±10	-	4±10
Heterotrissociadius	197	73	46	91+64	9+20	4+10
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Station	14	19	1	1	2	3
Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15

Tableau 3.4 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) d'Orthocladiinae récoltés en1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.

L'abondance des Orthocladiinae de la station 1 est semblable en 1973 et en 2009 (Tableau 3.2.), ce qui suggère qu'à la profondeur dans les sédiments où habitent et se nourrissent ces genres d'Orthocladiinae, le milieu serait semblable depuis les 36 dernières années. Les larves d'Orthocladiinae retrouvées à Parry Sound sont principalement composées d'*Heterotrissocladius* (Tableau 3.4.) *Heterotrissocladius oliveri* est l'orthoclade qui domine les régions hypo-limnétiques des grands lacs (Saether 1975) et de Parry Sound (Hare 1976). À Parry Sound, l'hypolimnion se situe à moins de \approx 14 m et donc la plupart des larves de *Heterotrissocladius* qui ont été récoltées sont probablement de l'espèce *H. oliveri*. Dans les Grands Lacs, *H. oliveri* aurait une émergence printanière de la mi-mai jusqu'à la fin de juin (Saether 1975).

3.1.1.4 Chironomini

Tableau 3.5 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) de Chironomini récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	10	1	4	2	2
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Phaenopsectra	-	7	46	22±16	73±58	86±67
Stictochironomus	-	40	-	13±21	9±13	17±22
Dicrotendipes	-	-	-	4±10	4±10	4±10
Chironomus cucini	-	20±50	313±405	203±82	108±73	68a

L'abondance des Chironomini (Tableau 3.5) est semblable entre chacune des stations de 2009. L'abondance de ces dernières est semblable à celle des stations de 1973; il n'y a donc pas de changements temporels et spatiaux notables au niveau de l'abondance des Chironomini.

La tribu des Chironomini de Parry Sound est composée de 4 taxons; *Phaenopsectra*, *Stictochironomus*, *Dicrotendipes* et *Chironomus cucini* (Tableau 3.5.). À trois des quatre stations où se trouve des Chironomini, *C. cucini* est le taxon le plus abondant; c'est seulement à la station la moins profonde (15 m) où *C. cucini* est absent et où les autres genres dominent (Tableau 3.6.). En fait, à Parry Sound les larves de *C. cucini* sont limitées à l'hypolimnion (Hare et Carter 1976). Les densités des populations de *C. cucini* étaient semblables en 1973 et en 2009.

3.1.1.5 Diamesinae

Protanypus ramosus est la seule espèce de Diamesinae que nous avons retrouvée à Parry Sound (Tableau 3.2.). Ces résultats concordent bien avec ceux de Hare (1976) qui mentionne que *P. ramosus* était la seule espèce de Diamesinae commune à Parry Sound. Bien qu'elle soit présente, elle ne figure pas parmi les taxa dominants des stations étudiées à Parry Sound. Malgré tout, l'abondance de cette espèce est semblable pour les stations de 1973 et de 2009 confondues (Tableau 3.2.). Hare (1976) mentionne que *P. ramosus* était plus abondant aux stations de 14 à 30 mètres qu'à des stations plus ou moins profondes. Nos sites d'échantillonnage correspondent donc à cette fourchette de profondeur.

3.1.1 Oligochaeta

L'abondance des oligochètes est semblable entre les stations des mêmes années (Tableau 3.1.). Notons que la grande majorité des oligochètes trouvés sont de la famille des Tubificidae (Tableau 3.6.). Cependant, les densités aux stations 2 et 3 (2009) sont significativement plus élevées que celles des stations échantillonnées en 1973. La station 1 (2009), quant à elle, est différente, de façon significative, de la station 14 (1973). Par contre, malgré une différence importante dans la moyenne des densités des Tubificidae à la station 1 en 1973 et 2009, il y a un léger chevauchement entre les intervalles de confiance et donc la différence n'est pas significative à 95 % (Tableau 3.6.).

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Tubificidae	20±50	160±179	160±263	485±201	647±136	629±178
Naididae	-	-	-	54±58	-	4±10

Tableau 3.6 : Nombre moyen par m² (± I.C. 95%) d'Oligochaeta récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.

Les Tubificidae sont connus pour être abondants où il y a des effluents d'égouts sanitaires, en partie à cause de leur tolérance aux faibles concentrations d'oxygène. Comme les rejets d'égouts dans le Parry Sound Harbour n'étaient pas bien contrôlés avant les années 70, il y avait probablement un apport important de matière organique dans le Parry Sound Harbour. L'abondance des Tubificidae aurait due être plus faible aux stations 1, 2 et 3 en 2009 qu'à la station 1 en 1973, mais l'inverse a été observé (Tableau 3.6). Nous concluons donc qu'à la station 1 ces organismes étaient limités en 1973 par la présence d'huile en profondeur dans les sédiments. Le fait que les genres dominants de Tubificidae qui habitent l'hypolimnion de Parry Sound (*Ilyodrilus, Limnodrilus, Rhyacodrilus,* et *Tubifex*; Hare et Carter 1977) mangent des sédiments anoxiques en profondeur (Davis 1974; Figure 3.1) suggère qu'ils devraient être parmi les derniers à retrouver la densité qu'ils avaient avant le déversement de mazout (voir la section 3.1.).

3.1.2 Chaoborus

L'abondance de *Chaoborus punctipennis* aux stations 1 (1973) et 19 diffère significativement de celles de la station 1 (2009) et 2 (Tableau 3.1). En fait, il y avait plus de *C. punctipennis* par mètre carré en 2009 qu'en 1973. La faible abondance des *C. punctipennis* en 1973 peut s'expliquer par le fait que l'échantillonnage aie été fait en été, contrairement à la récolte de 2009 qui a été faite au printemps. Puisque ceux-ci émergent généralement en mai et juin (Hare et Campbell 1992), il est probable que la plupart étaient déjà transformés en adulte à l'été 1973.

3.1.3 Diporeia hoyi

Dans les régions hypolimnétiques des Grands Lacs, *Diporeia hoyi* est l'espèce d'invertébré benthique dominante (Henson 1970). À Parry Sound, l'abondance de *D. hoyi* est semblable à toutes les stations, à part la station 2 où la densité de *D. hoyi* est nettement plus faible qu'aux autres stations (Tableau 3.1). Nous ne trouvons pas d'explication pour cette différence. Nos données suggèrent que la densité de *D. hoyi* n'a pas changé entre 1973 et 2009, ce qui est logique selon son comportement. Le fait que *D. hoyi* habite et mange plus près de la surface des sédiments, comparés à plusieurs autres groupes d'invertébrés qui se trouvent à Parry Sound (Figure 3.1), devrait favoriser sa recolonisation plus rapide des sédiments.

3.1.4 Sphaeriidae

La densité des Sphaeriidae a montrée des variations inter-stations importantes en 1973 et en 2009 (Tableau 3.1). Ces variations ne semblent pas reliées à la profondeur et il n'y avait pas de tendance temporelle. À part quelques individus de la station 19, tous les Sphaeriidae récoltés à Parry Sound étaient du genre *Pisidium* (Tableau 3.7.).

Profondeur (m)	29	21	26	22	24	15
Station	14	19	1	1	2	3
Année	1973	1973	1973	2009	2009	2009
Pisidium	127±103	807±255	580±928	366±127	116±89	634±267
Sphaerium nitidum	-	13±29	-	-	_	-

Tableau 3.7 : Nombre moyen par m^2 (± I.C. 95%) de Sphaeriidae récoltés en 1973 et en 2009 à des profondeurs entre 15 et 29 m à Parry Sound.

3.1.5 Conclusions par rapport à la structure de la communauté benthique

À la station 1, les densités des populations n'ont pas varié dans le temps, à l'exception des *Chaoborus punctipennis* et les Tanytarsini qui avaient des densités significativement plus faibles en 1973 qu'en 2009. Cependant, ces différences temporelles s'expliquent probablement par le fait qu'une partie de ces populations avait déjà émergé en 1973, comparé à 2009, à cause de l'échantillonnage plus tardif en 1973. Par contre, la

distribution des capsules céphaliques de Tanytarsini avec la profondeur dans les sédiments (section 3.7) suggère que leur abondance aurait augmenté dans les strates de sédiments hors de la zone contaminée. Ce qui indique que la plus forte densité de Tanytarsini en 2009 ne serait pas reliée à l'émergence. Ainsi, les sédiments « propres » avaient rempli la zone habitable de la plupart des invertébrés étudiés à la station 1. Dans le cas des oligochètes de la famille des Tubificidae, les tendances temporelles pour l'ensemble des stations suggèrent qu'en 1973 ces vers n'avaient pas encore retrouvés les densités potentielles (qui ont été atteintes en 2009) dû au mazout présent en profondeur dans leur zone d'habitation.

3.2 Déformations chez les larves de *Chironomus cucini*

Les déformations des larves de *Chironomus cucini* recoltées à Parry Sound Harbour, en 2009, sont présentes au niveau de quatre structures de la capsule céphalique; mentum, mandibules, pecten epipharyngis et antennes. Différents types de déformations sont associées à chacune de ces structures (Figure 1.4).



Figure 3.2 : Pourcentage d'individus de *Chironomus cucini* qui sont déformés au niveau de leur mentum et/ou leurs mandibules à 3 stations de Parry Sound; station de référence (Depot Harbour), 1974 et 2009; station 1, 1974, 2006 et 2009; station 2, 2009. Le nombre de larves examinées est indiqué au-dessus de chaque barre.

En 1974 (Hare et Carter 1976), il n'y avait que 2,4% des larves qui étaient déformées à Depot Harbour (site de référence), alors qu'en 2009 on observe une augmentation apparente du pourcentage d'individus difformes (8,8%) (Figure 3.2). On pourrait penser qu'un stress environnemental récent a fait varier, à la hausse, le pourcentage d'individus déformés en 2009. C'est-à-dire que depuis 1974, des contaminants susceptibles d'engendrer des déformations auraient pu se retrouver dans cette baie ce qui peut avoir fait augmenter l'incidence des difformités. Cependant, depuis la grande dépression, en 1929, les activités n'ont cessé de diminuer à Depot Harbour (Parry Sound Public Library 2009). Le port a cessé de fonctionner et une petite industrie de charbon a fermé en 1951. Les gens quittaient la ville de Parry Sound et les voies ferrées furent enlevées dans les années 60 (Parry Sound Public Library 2009; Ontario Visual Heritage Project 2010). Depuis ce temps, aucune activité anthropique n'a pu contaminer, de façon majeure, la baie de Depot Harbour. L'hypothèse qui peut expliquer cet accroissement est que l'observateur de 1974 diffère de celui de 2009. En fait, l'identification et la classification des difformités sont subjectives dû au fait qu'il est difficile de faire une distinction absolue entre les déformations dues aux développements anormaux et celles résultant de l'usure normale (Jeyasingham et Ling 2000). Donc, l'évaluation des malformations peut varier entre observateurs (Karjalainen et al. 2011). Notons aussi que le nombre d'individus observés en 1974 (41) était plus faible que ceux étudiés en 2009 (129). Le fait qu'un plus grand nombre d'individus nous donne un meilleur aperçu de l'ensemble de la population, nous fait penser que la valeur de 8,8% d'individus déformés au site de référence soit plus juste. Ainsi, l'écart entre 1974 et 2009 ne représente probablement pas une augmentation réelle due à la contamination.

À la station 1, l'incidence des déformations au niveau du mentum et des mandibules a été beaucoup plus importante en 1974 (77%) qu'en 2006 (28,4%) et en 2009 (11,9%). D'après nos observations visuelles au microscope, les larves de *C. cucini* provenant du Parry Sound consomment des particules de sédiment (et non des algues dans la colonne d'eau; Dickman *et al.* 1992) et donc seraient exposées aux contaminants sédimentaires par le biais de leur alimentation. La suite logique serait que l'incidence des difformités est moins importante dans les années 2000 qu'en 1974 en raison de l'enfouissement des sédiments contaminés par les sédiments « propres » provenant de la colonne d'eau.

Comme les larves de Chironomus construisent des tubes qui ne dépassent pas normalement 8 cm de profondeur (Charbonneau et Hare 1998), on peut conclure que l'habitat des C. cucini de la zone portuaire du Parry Sound est devenu nettement plus « propre » ce qui expliquerait la diminution mesurée dans le taux de déformations depuis 1974. Il est à noter que l'exposition des larves de Chironomus aux contaminants sédimentaires dépend non seulement de la profondeur à laquelle ils creusent leurs tubes, mais aussi de leur alimentation (Martin et al. 2008). Certaines espèces de Chironomus ne consomment que des particules dans la zone superficielle oxique des sédiments, alors que d'autres ne consomment que des particules plus en profondeur (Jónasson 1972; Martin et al. 2008). Le fait qu'une forte proportion des larves de C. cucini était déformée ≈25 ans après le déversement de mazout, en 1950, suggère que ces larves consomment plutôt des particules en profondeur car les sédiments oxiques de surface auraient été remplacés par les sédiments propres en moins de 25 ans. Ceci est appuyé par des données pour C. cucini provenant d'autres lacs du Bouclier Canadien (Isabelle Proulx, INRS-ETE, données non publiées), où les larves de cette espèce ont des signatures isotopiques de soufre qui correspondent aux sédiments anoxiques et non aux sédiments oxiques.

Nos résultats suggèrent qu'à la station 1 il y a eu diminution entre 2006 (28,4%) et 2009 (11,9%) dans la proportion de larves déformées (Figure 3.2). Si nous émettons l'hypothèse que les déformations ont eu pour cause le déversement de mazout qui a eu lieu en 1950, l'explication pour cette différence peut être dû au fait que les produits pétroliers ne se dispersent pas de façon uniforme dans le milieu aquatique. En fait, le mazout est un hydrocarbure qui ne s'évapore que très peu dans les heures qui suivent un déversement (National Oceanic and Atmospheric Administration 2006). Par conséquent, cette huile peut être transportée sur de grandes distances sous forme d'agglomération. Ces agglomérats d'hydrocarbures ont des diamètres qui peuvent varier de quelques centimètres à plusieurs mètres et sont dispersés par le vent et le courant (National Oceanic and Atmospheric Administration 2006). Ainsi, il est probable que les concentrations des hydrocarbures varient d'un endroit à un autre au fond de la zone portuaire du Parry Sound. Justement, en tamisant la série d'échantillons de sédiments que nous avons prélevés afin de récupérer les larves de C. cucini, nous avons remarqué que la quantité d'huile qui flottait à la surface de l'eau dans notre filet variait de façon évidente entre les échantillons (qui ont été pris tous d'une embarcation qui a été ancrée continuellement au même site). Une telle variabilité spatiale peut expliquer la diminution

apparente du pourcentage d'individus déformés entre 2006 et 2009. Il est à noter aussi que, comme les coordonnées géographiques précises des stations n'ayant jamais été enregistrées, il est probable que le positionnement des sites d'échantillonnage pouvait différer par une dizaine de mètres d'une année à l'autre. Par contre, aux deux stations qui ont été échantillonnées en 2009, le pourcentage d'individus déformés était identique (12%; Figure 3.2), ce qui parle d'une grande uniformité dans la zone portuaire. Comme il est peu probable qu'il y ait eu changements majeurs entre 2006 et 2009, nous concluons qu'échantillonner à un plus grand nombre de stations révélerait de la variation spatiale. L'incidence de déformations des stations 1 et 2 étant revenue à un niveau quasi identique à celle du site de référence (~9%), on peut conclure que les larves d'aujourd'hui sont peu ou pas affectées par les contaminants sédimentaires parce que ces derniers sont suffisamment enfouis.

Les déformations de la station de référence sont réparties de façon semblable au niveau du mentum (33%), des mandibules (33%) et des antennes (44%), mais on ne retrouve pas d'individus avec le pecten epipharyngis difforme (Figure 3.3). En 2009, les individus des stations 1 et 2 présentent une plus grande proportion de difformités au niveau des antennes, 57% chacun, que celles de la station 1 en 2006 (4%). Tandis qu'à la station 1 en 2006, le mentum a tendance à être plus difforme qu'aux stations 1 et 2 en 2009 (83%, 25%, 36% respectivement). De plus, à la station 1 en 2006, on ne retrouve pas de pecten epipharyngis déformé, alors que c'est le cas pour les stations 1 et 2 en 2009. Pour les stations 1 en 2006 et 2 en 2009, les dents du mentum sont plus souvent anormales que manquantes, alors que pour les mandibules on observe cette tendance seulement à la station 1 en 2006. Aux stations 1 (2006 et 2009) et 2 (2009), les déformations des antennes sont surtout caractérisées par des segments manquants. En somme, pour une même station (station 1), l'importance des structures déformées varient d'une année à l'autre et aucune tendance générale ne peut être observée pour l'ensemble des stations.



Figure 3.3 : Pourcentage d'individus déformés en fonction A) de la structure larvaire déformée et B) du type de déformations relié à ces structures pour la station de référence (2009), les stations 1 (2006 et 2009) et la station 2 (2009). Chaque couleur représente une structure ; noir = mentum; gris foncé = mandibules; gris pâle = pecten epipharyngis ; blanc = antennes.

Quelques études suggèrent que les différents types de déformations buccales des chironomes varient selon le type de contaminant présent dans le milieu. Par exemple, les trous retrouvés au niveau du mentum (« Köhn gaps ») seraient représentatifs des sites recevant des métaux lourds (Vermeulen, 1995). Une étude de Janssens De Bisthoven et al. (1998) démontre qu'il y a une relation entre les concentrations de certains métaux et les difformités des structures céphaliques des larves de Chironomus gr. thummi. Dans cette étude, la sévérité moyenne des déformations du mentum semblait être un indicateur potentiel des niveaux de plomb, un métal non-essentiel, dans les larves et les sédiments. Tandis que le pourcentage de larves dont le pecten epipharyngis était difforme serait un indicateur de plomb et de cuivre, un métal essentiel, dans les sédiments. Cependant, ces relations ne sont pas toujours aussi claires et parfois aucune tendance n'est observée. C'est le cas d'une étude de Martinez et al. (2006) où les larves de Chironomus tentans exposées à de faibles concentrations d'arsenic montrent des trous au niveau du mentum comme déformation dominante, alors que les larves exposées à des concentrations moyennes et élevées démontrent plutôt une dominance de dents fusionnées au niveau du mentum. Comme aucune tendance claire n'était observée, il était impossible d'associer un type de difformité à l'arsenic. De plus, des études faites avec le zinc, le plomb, le cadmium et le cuivre n'ont montré aucune corrélation entre le type de difformité et ces métaux.

3.3 Déformations chez les pupes de Chironomus





Lors de la transformation du quatrième stade larvaire des Chironomus en pupe, il arrive souvent que l'exosquelette de la larve demeure accroché à la pupe. Ceci était le cas pour 3 et 4 pupes récoltées à la station 1 en 2006 et en 2009, respectivement. En 2006, 2 des 3 capsules céphaliques présentaient des déformations, et en 2009 le chiffre comparable était de 3 sur 4 (Figure 3.4). Donc, pour les deux années combinées, 71% des capsules céphaliques étaient déformées. Bien que le nombre d'individus examinés est faible (7 en tout), nos données suggèrent que les déformations des larves ne les empêchent pas de se transformer en pupe. Cette conclusion est appuyée par les résultats d'autres chercheurs qui ont observé que les larves de Chironomus difformes pouvaient se transformer en adultes, et que les larves normales d'un site contaminé par les métaux avaient le même taux de développement que des larves difformes (Janssens De Bisthoven et al. 1992). Par contre, à un site contaminé par des métaux, ainsi qu'un site contaminé par des égouts domestiques et du cuivre, les larves de Chironomus déformées avaient de plus faibles taux de survie et de développement que les larves normales (Janssens De Bisthoven et al. 1998). Cela suggère que l'émergence des larves normales versus celle des larves difformes dépendra de plusieurs facteurs, dont la contamination du site, la population de larves et les conditions environnementales.

Ces 7 pupes, ainsi que les 16 autres retrouvées dans les échantillons (n = 23), ont été examinées sous le microscope pour vérifier si elles présentaient des anomalies évidentes. Elles se sont avérées normales.

3.4 Historique sédimentaire de la zone portuaire

Le pourcentage de déformations des larves de *Chironomus cucini* a diminué de 1974 à 2009, atteignant un pourcentage quasi-identique à celui du site de référence. Ceci nous suggère que l'accumulation de sédiments, depuis 1950, est telle que les sédiments contaminés par le déversement pétrolier sont maintenant en-dessous de la zone habitée par les larves de *C. cucini* (Figure 3.9). D'autres de nos résultats (densités des Tubificidae) suggèrent aussi qu'en 1974, l'huile faisait partie de la zone habitée par certains invertébrés fouisseurs. Donc, on présume que suffisamment de particules ont sédimentées depuis 1974 pour que les sédiments contaminés soient aujourd'hui en dehors de la zone d'habitation de l'ensemble des invertébrés benthiques.

Pour estimer le taux de sédimentation, il suffit d'abord de tracer, à échelle logarithmique, le profil du ²¹⁰Pb non supporté (provenant du flux atmosphérique) en fonction de la masse cumulative des sédiments (Figure 3.5). Cependant, il est difficile d'obtenir le taux exact de sédimentation de

la zone portuaire de Parry Sound, car, comme le In ²¹⁰Pb non supporté vs la masse cumulative n'est pas linéaire (Figure 3.5), ce dernier est variable d'une année à l'autre (Couture *et al.* 2008). Le flux atmosphérique de ²¹⁰Pb non supporté étant constant et le taux de sédimentation variable, le modèle CRS (« Constant Rate of Supply ») est utilisé pour la datation (Appleby 2001).

Différentes perturbations naturelles ou anthropiques peuvent être à l'origine de la déviation de la droite. Ici, la déviation se trouve entre 5,5 et 10 cm (Figure 3.6), ce qui correspond relativement aux années 1940 \pm 10 et 1888 \pm 46 (Figure 3.7). L'augmentation du taux de sédimentation, au cours de ces années, pourrait être due à la grande révolution industrielle au Canada où plusieurs activités anthropiques ont eu lieu pour favoriser le développement économique (Langlois et Villemure 1996).

Grâce à la datation au ²¹⁰Pb, nous constatons qu'entre 25 et 30 mm de sédiments se sont accumulés depuis 1974 (Figure 3.7). Ces valeurs correspondent bien à celles reportées dans la littérature scientifique. Donc, les taux de sédimentation dans les bassins centraux de l'adjacente Baie Georgienne, qui fait parti du Lac Huron, varient de 0,13 à 0,78 mm par an (Joshi 1985). Si de tels taux s'appliquaient à la zone portuaire de Parry Sound, il y aurait eu un total de 4,5 à 27,3 mm, respectivement, de sédiments qui se sont ajoutés à la station 1 depuis 1974. Comme les taux de sédimentation sont probablement plus forts dans les baies côtières qu'au large dans les Grands Lacs, surtout en présence d'activités humaines, l'estimé la plus élevée (≈0,78 mm par an) serait plus représentative du taux de sédimentation au Parry Sound. Justement, à 27,3 mm depuis 1974, il concorde très bien avec l'estimation faite par la datation au ²¹⁰Pb (entre 25 et 30 mm).



Figure 3.5 : Profil du ²¹⁰Pb non supporté en fonction de la masse cumulative de sédiments (carotte A).



Figure 3.6 : Profil du ²¹⁰Pb non supporté en fonction de la profondeur des sédiments (carotte A).



Figure 3.7 : Année en fonction de la profondeur des sédiments (carotte A). (a) De 0 à 16 cm, (b) de 0 à 8 cm.



Figure 3.8 : Profil de l'activité du ¹³⁷Cs en fonction de la profondeur.

Le profil de l'activité du ¹³⁷Cs montre un pic à 3,25 cm. Ce pic correspond à 1963, année où les émissions dues aux tests d'armements nucléaires ont atteint un sommet. Ce profil permet de valider les résultats des analyses du ²¹⁰Pb.



Figure 3.9 : Accumulation de sédiments depuis le déversement pétrolier de 1950 et habitat de Chironomus.

Le profil du plomb (Pb) de la carotte A (obtenu par l'ITRAX core scanner) montre une augmentation autour des années 1920 (Figure 3.10). Une étude réalisée sur un lac du bouclier Canadien (Lac Tantaré) montre que deux sources anthropiques de plomb sont déposées dans les sédiments (Gallon *et al.* 2005). La première source qui apparaît en 1850, qui atteint un maximum dans les années 1950 et qui diminue significativement par la suite est issue de la combustion du charbon. La seconde est perçue en 1880, augmente fortement et dépasse le flux de charbon autour de 1930 et atteint un maximum dans les années 1970. Cette deuxième source provient de la combustion de l'essence au plomb et de sources industrielles. Le profil de plomb de la figure 3.4.6 serait donc représentatif du plomb dans l'essence. L'utilisation du plomb dans l'essence a débuté autour de 1920 pour ensuite être limité, au Canada, en 1990 (Environnement Canada 2011), ce qui expliquerait la diminution du profil de plomb (Figure 3.10).



Figure 3.10 : Profil du plomb en fonction de la profondeur de la carotte A. Les années proviennent de la datation au ²¹⁰Pb.

Le profil de densité relative (Figure 3.11) indique une augmentation de la densité des sédiments entre 3,5 et 4,75 cm et se traduit sur la radiographie de la carotte par une couche grise pâle. Même si l'événement de 1950 se situe dans ce pic, on ne peut conclure que cette augmentation représente une couche d'huile puisque le mazout est moins dense que l'eau. Cette augmentation subite de la densité des sédiments résulte probablement d'activités humaines. Plusieurs activités anthropiques peuvent être à l'origine d'une modification de la densité des sédiments; des scieries installées à Parry Sound à la fin du 19^e siècle, la fabrication de produits explosifs durant la deuxième guerre mondiale ou encore les rejets d'égouts (Hare 1976).



Figure 3.11 : Densité relative de la carotte A en fonction de la profondeur. Les années proviennent de la datation au ²¹⁰Pb.

3.5 Métaux traces comme contaminants potentiels

Il peut être difficile de cibler le toxique responsable des malformations, car des mélanges complexes de contaminants organiques et inorganiques sont souvent séquestrés dans les sédiments aquatiques (Millward *et al.* 2004). En effet, dans les zones urbaines, les sédiments sont les réservoirs d'une grande variété de contaminants (Carew *et al.* 2007). D'ailleurs, la combinaison de divers contaminants comme par exemple, les métaux lourds et les produits huileux, engendre une fréquence de malformations encore plus élevée que celle observée avec un contaminant individuel en bioessai de laboratoire (Dickman et Rygiel 1996). Donc, bien que le mazout se présente comme le contaminant qui explique les malformations, par souci de tester d'autres possibilités, nous avons mesuré des métaux traces. D'ailleurs, il a été démontré qu'en laboratoire, à des concentrations souvent peu réalistes, des déformations au niveau du mentum et des mandibules peuvent survenir lors d'une exposition à l'uranium (U) (Dias *et al.* 2008), au zinc (Zn) et au plomb (Pb) (Martinez *et al.* 2001), ainsi qu'au cuivre (Cu) et au cadmium (Cd) (Martinez *et al.* 2003).

Tableau 3.8 : Concentrations (nmol/g) (± I.C. 95%) de nickel (Ni), cuivre (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd) et thallium (TI) dans les sédiments de la station de référence et la station 1.

	Métaux	Ni*	Cu	Zn*	Cd*	TI*
Stations		nmol/g	nmol/g	nmol/g	nmol/g	nmol/g
Station de référence		435±94	578±294	2987±703	17±2	0,8±0,03
Station 1		703±99	884±79	8883±101 4	37±3	1,7±0,03

* Les concentrations de métaux qui sont significativement différentes entre les stations.

Tableau 3.9 : Concentrations (nmol/g) (± I.C. 95%) de nickel (Ni), cuivre (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd) et thallium (TI) dans les larves de *Chironomus cucini* de la station de référence et la station 1.

	Métaux	Ni	Cu	Zn	Cd*	TI
Stations		nmol/g	nmol/g	nmol/g	nmol/g	nmol/g
Station de référence		15±7	330±97	842±272	23±6	0,08±0,04
Station 1		26±5	217±127	1191±816	63±29	0,04±0,02

* Les concentrations de métaux qui sont significativement différentes entre les stations.

Afin de déterminer si les concentrations en métaux traces sont plus élevées en zone portuaire qu'au site de référence, nous avons mesuré leurs concentrations dans les sédiments et chez les larves de *C. cucini*. Les concentrations de nickel, zinc, cadmium et thallium dans les sédiments sont significativement plus élevées à la station 1 qu'à la station de référence. Cependant, ces différences ne se reflètent pas nécessairement dans les concentrations retrouvées chez les larves de *Chironomus*, d'où l'importance du concept de biodisponibilité. Les métaux peuvent être présents en grande quantité dans les sédiments, mais ils doivent être biodisponibles pour être potentiellement assimilés par les organismes (Hare 1992). Les concentrations de métaux au niveau des larves sont toutes semblables à l'exception du cadmium qui est significativement plus élevé à la station 1 qu'à la station de référence. Même si cette différence l'est seulement d'un facteur 3 (63 nmol/g vs 23 nmol/g), on ne peut écarter l'hypothèse que les déformations sont engendrées par le cadmium. Martinez *et al.* (2002) ont démontré qu'il y avait une corrélation positive entre la concentration de cadmium contenu dans les sédiments et le

pourcentage de difformités des chironomes. Cependant, les corrélations étaient plus fortes pour l'arsenic, le cuivre et le plomb (Martinez *et al.* 2002).

Il serait intéressant d'analyser les contaminants pétroliers dans les sédiments et dans les larves afin d'évaluer le niveau de contamination du milieu. Il est possible de mesurer la concentration des composés organiques dans les sédiments (voir section suivante), mais il est difficile de trouver une méthode pour le faire dans des organismes aussi petits que les larves de *Chironomus*.

3.6 Le mazout comme contaminant potentiel

Les analyses des huiles et des graisses totales dans la carotte B ont révélées qu'il n'y avait pas des concentrations détectables de ces derniers entre les profondeurs de 0 à 4,5 cm et de 6,5 à 9 cm (Tableau 3.10 et Figure 3.12). Lors d'ajout d'hexane aux sédiments, ce solvant n'est devenu jaunâtre que pour les échantillons de sédiments de profondeurs 4,5-5; 5-5,5; 5,5-6 et 6-6,5 cm ce qui indique la présence des huiles et des graisses indiquant par le fait même une approximation du moment du déversement pétrolier de 1950. Il nous faut supposer que les profondeurs présentant une coloration jaunâtre dans la carotte B sont équivalentes à 3,5-4; 4-4,5; 4,5-5 et 5-5,5 cm dans la carotte A, puisqu'en comparant les densités relatives des carottes A et B, on remarque que le pic de densité est situé à 10 mm de plus vers la surface pour la carotte A (Figures 3.12 et 3.14). Lorsqu'on suit cette déduction, on constate que le pic de concentration d'huiles et graisses se trouve à la strate 4,5 à 5 cm (Figure 3.12), ce qui correspond à ±1950 AD.

Profondeur des sédiments	Huiles et graisses		
(cm)	(mg/kg)		
0-4,5	< 30		
4,5-5,	74		
5-5,5	97		
5,5-6	145		
6-6,5	172		
6,5-9	< 30		

Tableau 3.10 : Variations des concentrations (mg/kg poids humide) des huiles et graisses totales avec la profondeur des sédiments (carotte B).



Figure 3.12 : Variations des concentrations (mg/kg poids humide) des huiles et graisses totales avec la profondeur des sédiments (carotte B). Les années proviennent de la datation au ²¹⁰Pb.



Figure 3.13 : Densité relative de la carotte B en fonction de la profondeur.

3.7 Capsules céphaliques de chironomes dans les carottes de sédiments

Les capsules céphaliques de chironomes conservées dans les sédiments peuvent donner de précieuses informations sur le passé. Comme les Chironomidae sont considérés comme de bons indicateurs de la qualité de l'eau des lacs, les changements dans la composition de chironomes peuvent fournir certains renseignements sur l'oxygène en eau profonde, le phosphore total, la chlorophylle *a* (Quinlan et Smol 2001a; Brooks 2006), l'acidification et l'eutrophisation des lacs, la température, la salinité (Quinlan et Smol 2001b; Brooks 2006) et la contamination par les métaux (Ilyashuk *et al.* 2003). Par contre, afin de tirer des conclusions fiables, il faut un minimum de 50 capsules céphaliques par couche de sédiment (Larocque 2001; Quinlan et Smol 2001b). Dans cette étude, le nombre de capsules céphaliques retrouvées dans les différentes couches de sédiments est souvent inférieur à 50 (Figure 3.14). Cependant, des hypothèses tentatives peuvent être émises sur la base des données disponibles.



Figure 3.14 : Pourcentage de capsules céphaliques présentes à différents intervalles de profondeur.

Le pourcentage de Chironomini semble avoir diminué tout de suite après le déversement (3,5 à 4 cm = 1957 \pm 5). Celui des Tanytarsini semble avoir augmenté alors que celui des Orthocladiinae semble avoir diminué. Les Tanypodinae semblent être favorisés par le déversement. Alors que les Diamesinae semblent être favorisés après le déversement puisque l'on retrouve les capsules céphaliques seulement à partir des strates contaminées. Cependant, les densités de certains de ces taxa sont très faibles, ce qui peut biaiser les tendances observées. Afin de visualiser les effets au niveau des communautés de Chironomidae avant et après les couches de sédiments contaminés, nous avons fait une moyenne du pourcentage de capsules céphaliques retrouvées dans les strates récentes (0 à 3,5 cm), contaminées (3,5 à 5,5 cm) et anciennes (5,5 à 7,5 cm) en omettant les Tanypodinae et les Diamesinae en raison de leur faible densité.





Figure 3.15 : Pourcentage moyen de capsules céphaliques présentes dans les strates de sédiments récents (0 - 3,5 cm), contaminés (3,5 - 5,5 cm) et anciens (5,5 - 7,5 cm). Les années proviennent de la datation au ²¹⁰Pb.

On remarque que le pourcentage de la sous-famille des Orthocladiinae et des tribus de Tanytarsini et Chironomini était assez similaire avant la contamination par le mazout. Comme il est connu que le genre Chironomus est tolérant dans des environnements contaminés (Canfield et al. 1996), on s'attendrait à ce que la tribu des Chironomini possède le pourcentage moyen le plus élevé dans les couches de sédiments contaminés. Étonnement, il s'agit de la sous-famille des Orthocladiinae. En fait, les Chironomini de ces strates sont composés de seulement 37% de Chironomus, ce qui nous porte à croire que les autres genres présents ne sont pas aussi tolérants que les Heterotrissocladius qui constituent la très grande majorité des Orthocladiinae retrouvés dans ces sédiments. En fait, comme les Heterotrissocladius se nourrissent surtout d'algues en surface (Moore 1979), seulement quelques millimètres de sédiments propres leur suffisent pour être moins affectés. Quant aux strates récentes (0 à 3,5 cm) le taxon qui occupe la plus grande importance est Tanytarsini avec un pourcentage plus élevé de Tanytarsus que de Micropsectra, contrairement aux autres strates (contaminées et anciennes). Tel que vu à la section 3.1.1.2., la tribu des Tanytarsini est le taxon de Chironomidae le plus abondant de la station 1, en 2009. De plus, à la station 1, ils sont plus abondants en 2009 qu'en 1973, ce qui pourrait indiguer une augmentation de l'abondance suite au déversement due au fait qu'ils creusent des tubes dans les sédiments et que ces tubes devaient atteindre la zone de sédiments contaminés, en 1973.

Quand on regarde la figure 3.15, on remarque que le pourcentage moyen de Chironomini a diminué aux strates contaminées pour ensuite augmenter aux strates récentes, mais il est encore plus intéressant de séparer cette tribu en deux groupes, soit les *Chironomus* et les autres genres. En fait, le pourcentage moyen de *Chironomus* augmente des strates anciennes, à contaminées, à récentes alors que celui des autres genres de Chironomini diminue (Figure 3.16). Cette évidence démontre, une fois de plus, que les *Chironomus* sont des individus tolérants qui persistent dans des milieux perturbés par les activités humaines.



% moyen de capsules céphaliques

Figure 3.16 : Pourcentage moyen de capsules céphaliques de Chironomini présentes dans les strates de sédiments récents (0 - 3,5 cm), contaminés (3,5 - 5,5 cm) et anciens (5,5 - 7,5 cm).





Sur toutes les capsules céphaliques de *Chironomus cucini* retrouvées dans les sédiments (34) seulement cinq avaient un mentum déformé. Toutes les déformations se situent au niveau des dents centrales. Trois d'entre eux se situent dans un intervalle de profondeur contaminé par les huiles et graisses (4-5,5 cm), alors que les deux autres sont présentes dans des strates plus anciennes. En raison du faible nombre de capsules retrouvées dans chacune de ces strates, il n'est pas possible de tirer de conclusions fiables.

4. CONCLUSION

L'étude des communautés benthiques a révélée qu'il n'y avait pas de changements dans l'abondance entre la station 1 de 1973 et de 2009, à l'exception de la famille des Tubificidae. Cependant, ceux-ci semblent avoir retrouvé leur densité potentielle en 2009, ce qui suggère que les sédiments « propres » ont recouvert la zone habitable pour les invertébrés. Cette conclusion est d'autant plus vraie puisque les déformations chez les Chironomus cucini sont maintenant équivalentes à celles retrouvées chez les individus du site de référence. Nous ne sommes toujours pas en mesure d'identifier le contaminant responsable de ces déformations puisque la concentration de cadmium chez les larves de C. cucini est significativement plus élevée à la station 1 de la zone portuaire qu'au site de référence. Il pourrait donc en être la cause. Toutefois, toutes les pistes étudiées tendent vers une très grande influence de l'huile, compte tenu que le pourcentage d'individus présentant des déformations a diminué depuis 1974. De fortes concentrations d'huiles et graisses dans les sédiments de 3,5 et 5,5 cm de profondeur auraient été accessibles pour les Chironomus cucini de 1974 et aujourd'hui en-dessous de la zone habitable par ces animaux. De plus, la datation au ²¹⁰Pb nous a permis de situer le déversement dans la carotte de sédiments soit à une profondeur de 4,5 cm. Finalement, les capsules céphaliques anciennes nous ont montré que les Tanytarsini et les Chironomini étaient moins abondants dans les strates contaminées par les huiles, mais que la présence des Chironomus avait augmentée suite au déversement, nous confirmant qu'il s'agit bel et bien d'un genre tolérant.


RÉFÉRENCES

- Appleby P. G. 2001. Chronostratigraphic Techniques in Recent Sediments. In: Last WM, and J.
 P. Smol, editor. Tracking environmental change using lake sediments. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Armitage P., P. S. Cranston, and L. C. V. Pinder. 1995. The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall. 572 p.
- Arslan N., Ö. Ayik, and Y. Sahin. 2010. Diversity and structure of Chironomidae (Diptera) limnofauna of lake Uluabat, a ramsar sit of Turkey, and their relation to environmental variables. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 10:315-322.
- Baker A. S., and A. J. McLachlan. 1979. Food preferences of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 62:283-288.
- Berg K. 1938. Studies on the bottom animals of Esrom Lake. K. danske Vidensk. Selsk. Skr. Nat. Math. Afd. 9:1-255.
- Bouchez A., U. Dorigo, and F. Rimet. 2010. Surveillance des impacts environnementaux d'effluents aqueux de sites industriels par les diatomées dulçaquicoles. Thonon: INRA. 175 p.
- Brooks S. J. 2006. Fossil midges (Diptera: Chironomidae) as palaeoclimatic indicators for Eurasian region. Quaternary Science Reviews 25:1894-1910.
- Butler M. G., I. I. Kiknadze, J. K. Cooper, and M. T. Siirin. 1995. Cytologically identified *Chironomus* species from lakes in North Dakota and Minnesota, USA. Canberra: CSIRO.
- Canfield T. J., F. J. Dwyer, J. F. Fairchild, P. S. Haverland, C. G. Ingersoll, N. E. Kemble, D. R. Mount, T. W. La Point, G. A. Burton, and M. C. Swift 1996. Assessing contamination in Great Lakes sediments using benthic invertebrate communities and the sediment quality triad approach. Journal of Great Lakes Research 22:565-583.
- Carew M. E., V. Pettigrove, R. L. Cox, and A. A. Hoffmann. 2007. The response of Chironomidae to sediment pollution and other environmental characteristics in urban wetlands. Freshwater Biology 52:2444-2462.
- Carr J. F., and J. K. Hiltunen. 1965. Changes in the bottom fauna of western Lake Erie from 1930 to 1961. Limnology and Oceanography 10:551-569.

- Cedre. Mieux comprendre les marées noires. [En ligne]. http://www.marees-noires.com/ index.php?chapitre=chap_4&menu=d2 [Page consultée le 21 avril 2011].
- Charbonneau P., and L. Hare. 1998. Burrowing behavior and biogenic structures of muddwelling insects. Journal of the north american benthological society 17:239-249.
- Cortelezzi A., A. C. Paggi, M. Rodrìguez, and A. R. Capìtulo. 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. Science of the Total Environment 409:1344-1350.
- Couture R.-M., C. Gobeil, and A. Tessier. 2008. Chronology of atmospheric deposition of arsenic inferred from reconstructed sedimentary records. Environmental Science & Technology 42:6508-6513.
- Cushman R. M. 1984. Chironomid deformities as indicators of pollution from a synthetic, coalderived oil. Freshwater Biology 14:179-182.
- Dauvin J. C. 1998. The fine sand *Abra alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. Marine Pollution Bulletin 36:669-676.
- Davis R. B. 1974. Tubificids alter profiles of redox potential and pH in profundal lake sediment. Limnology and Oceanography 19:342-346.
- Dermott R. M. 1991. Deformities in larval *Procladius* spp. and dominant Chironomini from the St. Clair River. Hydrobiologia 219:171-185.
- Développement Durable. Environnement et Parcs Québec. La diversité des poissons. [En ligne]. http://www.mddep.gouv.qc.ca/poissons/chaudiere/anomalie.htm [Page consultée le 10 novembre 2010].
- Dias V., C. Vasseur, and J.-M. Bonzom. 2008. Exposure of *Chironomus riparius* larvae to uranium: Effects on survival, development time, growth, and mouthpart deformities. Chemosphere 71:574-581.
- Dickman M. 1998. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong. Environmental International 24:749-759.
- Dickman M., and G. Rygiel. 1996. Chironomid larval deformity frequencies, mortality, and diversity in heavy-metal contaminated sediments of a Canadian riverine wetland. Environmental International 22:693-703.

- Dickman M., I. Brindle, and M. Benson. 1992. Evidence of teratogens in sediments of the Niagara River as reflected by chironomid deformities. Journal of Great Lakes Research 18:467-480.
- Environnement Canada. La pollution par les nitrates: une menace invisible qui pèse sur les populations d'amphibiens. [En ligne]. http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/factsheets/nitrate-f.html [Page consultée le 10 novembre 2010].
- Environnement Canada. Propriétés d'Hydrocarbures. [En ligne]. http://www.etccte.ec.gc.ca/databases/oilproperties/Default.aspx [Page consultée le 12 janvier 2011].
- Environnement Canada. Mercure dans la chaîne alimentaire. [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=Fr&n=D721AC1F-1 [Page consultée le 21 avril 2011].
- Environnement Canada. 2009. Le Règlement sur l'essence d'Environnement Canada. [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=54FE5535-1&wsdoc=8E3C2E9B-38A8-461A-8EC3-C3AA3B1FD585 [Page consultée le 2 août 2011].
- Faria M. S., R. J. Lopes, J. Malcato, A. J. A. Nogueira, and A. M. V. M. Soares. 2008. In situ bioassays with *Chironomus riparius* larvae to biomonitor metal pollution in rivers and to evaluate the efficiency of restoration measures in mine areas. Environmental Pollution 15:213-221.
- Gagnon M. M., and C. A. Rawson. 2009. Diuron increases spinal deformity in early-life-stage pink snapper *Pagrus auratus*. Marine Pollution Bulletin 58:1078-1095.
- Gagnon M. M., and D. A. Holdway. 2000. EROD induction and biliary metabolite excretion following exposure to the water accomodated fraction of crude oil and to chemically dispersed crude oil. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 38:70-77.
- Gallon C., A. Tessier, C. Gobeil, and L. Beaudin. 2005. Sources and chronology of atmospheric and lead deposition to a Canadian Shield lake: Inferences from Pb isotopes and PAH profiles. Geochimica et Cosmochimica Acta 69:3199-3210.
- Gesteira J. L. G., and J.-C. Dauvin. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. Marine Pollution Bulletin 40:1017-1027.
- Gesteira J. L. G., J.-C. Dauvin, and M. S. Fraga. 2003. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. Marine Pollution Bulletin 46:562-572.

- Gosselin A., and L. Hare. 2003. Burrowing behavior of *Chaoborus flavicans* larvae and its ecological significance. Journal of the North American Benthological Society 22:575-581.
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- Hämäläinen H. 1999. Critical appraisal of the indexes of chironomid larval deformities and their use in bioindication. Annales Zoologici Fennici 36:179-186.
- Hamilton A. L., and O. A. Saether. 1971. The occurence of characteristic deformities in the chironomid larvae of several Canadian lakes. The Canadian Entomologist 103:363-368.
- Hare L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. Critical Reviews in Toxicology 22:327-369.
- Hare L., and J. C. H. Carter. 1976. The distribution of *Chironomus (s.s.)? cucini (salinarius group)* larvae (Diptera: Chironomidae) in Parry Sound, Georgian Bay, with particular reference to structural deformities. Canadian Journal of Zoology 54:2129-2134.
- Hare L., and J. C. H. Carter. 1977. The Oligochaeta, Polychaeta and Nemertea of Parry Sound, Georgian Bay. Journal of Great Lakes Research 3:184-190.
- Hare L., and P. G. C. Campbell. 1992. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. Freshwater Biology 27:13-27.
- Hare R. L. 1976. The macroscopic zoobenthos of Parry Sound, Georgian Bay. Masters thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 215 p.
- Henson E. B. 1970. *Pontoporeia affinis* (Crustacea, Amphipoda) in the Straits of Makinac region. Proceedings of the 13th Conference on Great Lakes Research: 601-610.
- Holopainen I. J., and G. R. Lopez. 1989. Functional anatomy and histology of the digestive tract of fingernail clams (Sphaeriidae, Bivalvia). Annales Zoologici Fennici 26:61-72.
- Howarth R. W. 1989. Determining the ecological effects of oil pollution in marine ecosystems. In: Levin SA, Harwell, M. A., Kelly, J. R., and Kimball, K. D., editor. Ecotoxicology: problems and approaches. New-York: Springer-Verlag. 547 p.
- Hudson L. A., and J. J. H. Ciborowski. 1996. Spatial and taxonomic variation in incidence of mouthpart deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae: Chironomini). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:297-304.

- Ilyashuk B., E. Ilyashuk, and V. Dauvalter. 2003. Chironomid responses to long-term metal contamination: a paleolimnological study in two bays of Lake Imandra, Kola Peninsula, northern Russia. Journal of Paleolimnology 30:217-230.
- Janssens de Bisthoven L. 1995. Morphological deformities in *Chironomus* gr. *thummi* (Diptera, Chironomidae) as a bioindicator for micropollutants in sediments of Belgian lowland rivers. Leuven: Doctoral thesis, Catholic University of Leuven, Belgium.
- Janssens de Bisthoven L., P. Nuyts, B. Goddeeris, and F. Ollevier. 1998. Sublethal parameters in morphologically deformed *Chironomus* larvae: clues to understanding their bioindicator value. Freshwater Biology 39:179-191.
- Janssens de Bisthoven L. G., K. R. Timmermans, and F. Ollevier. 1992. The concentration of cadmium, lead, copper and zinc in *Chironomus* gr. *thummi* larvae (Diptera, Chironomidae) with deformed *versus* normal menta. Hydrobiologia 239:141-149.
- Jeyasingham K., and N. Ling. 2000. Seasonal influence on head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Hudson) (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 427:75-82.
- Jónasson P. M. 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. Oikos Supplementum 14:1-148.
- Joshi S. R. 1985. Recent sedimentation rates and ²¹⁰Pb fluxes in Georgian Bay and Lake Huron. The Science of the Total Environment 41:219-233.
- Karjalainen, A. K., K. Vuori, M. Leppanen, and Hamalainen. 2011. Effects of retene exposure on mentum deformity incidence in laboratory reared *Chironomus riparius* larvae. Poster presented at SETAC North America meeting in Boston, MA. [En ligne]. https://www.jyu.fi/bioenv/en/divisions/ymp/personnel/information-cards/anna-karjalainen/c.-riparius-mentum-deformities-in-retene-exposure-1 [Page consultée le 13 décembre 2011]. Kemp A. L. W., and N. S. Harper. 1977. Sedimentation rates in Lake Huron and Georgian Bay. Journal of Great Lakes Research 3:215-220.
- Langlois G., and G. Villemure, editors. 1996. Histoire de la civilisation occidentale. Beauchemin ed. Laval. 378 p.
- Larocque I. 2001. How many chironomid head capsules are enough? A statistical approach to determine sample size for palaeoclimatic reconstructions. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 172:133-142.

- Larocque I., and W. Finsinger. 2008. Late-glacial chironomid-based temperature reconstructions for Lago Piccolo di Avigliana in the southwestern Alps (Italy). Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 257:207-223.
- Leynen M., T. Van den Berckt, J. M. Aerts, B. Castelein, D. Berckmans, and F. Ollevier. 1999. The use of Tubificidae in a biological early warning system. Environmental Pollution 105:151-154.
- Loveridge C. C., and D. G. Cook. 1976. A preliminary report on the benthic macroinvertebrates of Georgian Bay and North Channel. 53 p.
- MacDonald E. E., and B. R. Taylor. 2006. Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae) from northern Nova Scotia, Canada. Hydrobiologia 563:277-287.
- Manoli E., and C. Samara. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis. Trends in Analytical Chemistry 18:417-428.
- Martel N., et Y. Richard. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière: les conmmunautés icthyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Québec: Direction des écosystèmes aquatiques. 5.1-5.34 p.
- Martin P., and A. Pinder. 2008. Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater. Hydrobiologia:117-127.
- Martin S, I. Proulx, and L. Hare. 2008. Explaining metal concentrations in sympatric *Chironomus* species. Limnology and Oceanography 53:411-419.
- Martinez E. A., B. C. Moore, J. Schaumloffel, and N. Dasgupta. 2001. Induction of morphological deformities in *Chironomus tentans* exposed to zinc- and lead-spiked sediments. Environmental Toxicology and Chemistry 20:2475-2481.
- Martinez E. A., B. C. Moore, J. Schaumloffel, and N. Dasgupta. 2002. The potential association between menta deformities and trace elements in *Chironomidae* (Diptera) taken from a heavy metal contaminated river. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 42:286-291.
- Martinez E. A., B. C. Moore, J. Schaumloffel, and N. Dasgupta. 2003. Morphological abnormalities in *Chironomus tentans* exposed to cadmium- and cooper-spiked sediments. Ecotoxicology and Environmental Safety 55:204-212.

- Martinez E. A., L. Wold, B. C. Moore, J. Schaumloffel, and N. Dasgupta. 2006. Morphologic and growth responses in *Chironomus tentans* to arsenic exposure. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 51:529-536.
- Marzolf G. R. 1965. Substrate relations of the burrowing amphipod *Pontoporeia affinis* in Lake Michigan. Ecology 46:580-592.
- Maskaoui K., and Z. Hu. 2009. Contamination and ecotoxicology risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in Shantou Coastal Waters, China. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology 82:172-178.
- Meregalli G., L. Pluymers, and F. Ollevier. 2001. Induction of mouthpart deformities in *Chironomus riparius* larvae exposed to 4-*n*-nonylphenol. Environmental Pollution 111:241-246.
- Merritt R. W., and R. W. Cummins, editor. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America: Kendall/Hunt publishing company. 862 p.
- Millward R. N., K. R. Carman, J. W. Fleeger, R. P. Gambrell, and R. Portier. 2004. Mixtures of metals and hydrocarbons elicit complex responses by a benthic invertebrate community. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 310:115-130.
- Moisan J. 2010. Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec. Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'environnement, ministère du développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. 82 p.
- Moore J. W. 1979. Factors influencing algal consumption and feeding rate in *Heterotrissocladius changi* Saether and *Polypedilum nebeculosum* (Meigen) (Chironomidae: Diptera). Oecologia 40:219-227.
- Nagell B., and L. Orrhage. 1981. On the structure and function of the ventral tubuli of some *Chironomus* larvae (Diptera, Nematocera). Hydrobiologia 78:11-16.
- Nalepa T. F., D. L. Fanslow, and G. A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissema rostriformis bugensis*. Freshwater Biology 54:466-479.
- Ontario Visual Heritage Project. Experience Ontario's History. [En ligne]. http://www.visualheritage.ca/ [Page consultée le 12 janvier 2010].

- Parry Sound Public Library. Local History. [En ligne]. http://www.pspl.on.ca/localhistory.htm# historyofparrysound [Page consultée le 14 septembre 2009].
- Quinlan R., and J. P. Smol. 2001a. Chironomid-based inference models for estimating end-ofsummer hypolimnetic oxygen from south-central Ontario shield lakes. Freshwater Biology 46:1529-1551.
- Quinlan R., and J. P. Smol. 2001b. Setting minimum head capsule abundance and taxa deletion criteria in chironomid-based inference models. Journal of Paleolimnology 26:327-342.
- Richard Y., and I. Giroux. 2004. Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-George (Québec, Canada), Direction du suivi de l'état de l'environnement, minitère de l'environnement. 28 p.
- Raffaelli D. G., and C. F. Mason. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. Marine Pollution Bulletin 12:158-163.
- National Oceanic and Atmospheric Administration National Ocean Service Office of Response and Restoration. 2006. No. 6 Fuel Oil (Bunker C) Spills. In: Commerce U. S. Department of commerce. Seattle, Washington.
- Roback S. S. 1978. Insects (Arthropoda: Insecta). In: C. W. Hard and S. L. H. Fuller editor. Pollution ecology of freshwater invertebrates. New York and London: Academic Press. 314-376.
- Saether O. A. 1975. Nearctic and palaearctic *Heterotrissocladius* (Diptera: Chironomidae). Fisheries Research Board of Canada Bulletin 193. 67 p.
- Sloan N. A. 1999. Impacts du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides: Une revue pertinente du mandat, en pleine évolution, de parcs Canada en matière de vie marine. Queen Charlotte: Parcs Canada, Parcs nationaux. 78 p.
- Strachan, S., A. Ryan, H. NcDermott, and C. MacKinley. 2009. Évaluation des communautés d'invertébrés benthiques et de la qualité de l'eau du bassin hydrographique de la rivière Quinsam en Colombie Britannique 2001-2006. Environnement Canada. 112 p.
- US Army Corps of Engineers. 2011. Great Lakes Water Levels (1918-2010). [En ligne]. (http://www.lre.usace.army.mil/greatlakes/hh/datalinks/PrinterFriendly/quickGraph.pdf) [Page consultée le 13 décembre 2011].
- USOTA (U. S. Congress: Office of Technology Assessment). 1991. Bioremediation of oil spills. Background paper, OTA-BP-O-70. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

- Vermeulen A. C, G. Liberloo, P. Dumont, F. Ollevier, and B. Goddeeris. 2000. Exposure of *Chironomus riparius* larvae (Diptera) to lead, mercury and b-sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. Chemosphere 41:1581-1591.
- Walker I. R. 1987. Chironomidae (Diptera) in paleoecology. Quaternary Science Reviews 6:29-40.
- Warwick W. F. 1985. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in *Chironomus* Meigen. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42:1881-1914.
- Warwick W. F. 1987. The incidence of deformities in *Chironomus* spp. from Port Hope Harbour. Journal of Great Lakes Research 13:88-92.
- Warwick W. F. 1990. Morphological deformities in Chironomidae (Diptera) larvae from the Lac St. Louis and Laprairie basins of the St. Lawrence River. Journal of Great Lakes Research 16:185-208.
- Wauquer J.-P. 1994. Le raffinage du pétrole Tome 1 Pétrole brut. Produits pétroliers. Schémas de fabrication. Éditions Technip ed. Paris: Publications de l'institut français du pétrole.
 510 p.
- Williams D. D, and N. E. Williams. 1974. A counterstaining technique for use in sorting benthic samples. Limnology and Oceanography 19:152-154.
- Yamamoto T., M. Nakaoka, T. Komatsu, H. Kawai, Marine Life Research Group of Takeno, and
 K. Ohwada. 2003. Impacts by heavy-oil spill from the Russian tanker Nakhodka on intertidal ecosystems: recovery of animal community. Marine Pollution Bulletin 47:91-98.



DEUXIÈME PARTIE - ARTICLE



EVALUATING BENTHIC RECOVERY DECADES AFTER A MAJOR OIL SPILL IN THE LAURENTIAN GREAT LAKES

Karine Bertrand and Landis Hare¹

Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement (INRS-ETE), Université du Québec, 490 de la Couronne Québec City, Québec, Canada, G1K 9A9

¹Corresponding author (landis@ete.inrs.ca)

Running head: Recovery from an oil spill in fresh water

Acknowledgments

Funding was provided by the National Sciences and Engineering Research Council of Canada. Our thanks to Marthe Monique Gagnon and Isabelle Laroque and for their comments on the manuscript, Pierre Francus and Charles Gobeil for their help with the sediment cores, as well as Dominic Ponton for his help in the field and Isabelle Proulx for her assistance with chironomid identifications.

Abstract

The long-term effects of oil spills on fresh water benthic communities have been little studied. In 1950, a large oil spill (10 million L) covered the Harbor area of Parry Sound, Ontario, the deepest port in the Laurentian Great Lakes. Ecological effects of the spill were not studied at the time, but a study two decades later revealed that close to 80% of the *Chironomus cucini* larvae (Insecta, Diptera, Chironomidae) living in the harbor area were deformed. We returned six decades after the spill and found that the frequency of deformities had returned to background levels and that other invertebrate populations had recovered including deep burrowing and feeding tubificid oligochaetes. Dated sediment cores revealed that sufficient uncontaminated sediment was now covering the oil-rich sediment, making it out of reach for the invertebrates present. Sediments cores also showed that the distribution of oil in the sediment column coincided with the date of the spill and that chironomid communities appear to have been impacted in the decade following the spill. The results of our study suggest that, in this case, heavy oil is persistent for centuries in fresh water sediments but that the gradual addition of uncontaminated sediment from the water column puts the oil out of reach of most benthic invertebrates within several decades.

Introduction

Oil spills in marine systems are all too prevalent and because of this names such as Amoco Cadiz (France 1978), Exxon Valdez (Alaska 1989), and Deepwater Horizon (Gulf of Mexico 2010) have become household words. The effects of major spills such as these have been extensively documented, at least in the short term (e.g., Antonio et al. 2011). Oil spills in fresh waters are generally of smaller size but can nevertheless have a major impact on local ecosystems (Owens and Michel 2002). Impacts of oil on fresh water ecosystems have been less well studied, especially in the long term.

In 1950, one of the largest oil spills in the history of the Laurentian Great Lakes occurred in Parry Sound Harbor, Ontario. To put the spill into perspective, the 2010 spill of crude oil into the Kalamazoo River, Michigan, which was the largest oil spill in Michigan history (Detroit Free Press, 23 July 2011), involved ~4 million L of oil whereas the 1950 Parry Sound spill involved 10 million L of heavy bunker oil. At the time, containment measures were limited to a few booms, attempts to burn off the oil and the use of sand to sink the oil to the lake bottom (TV Ontario 2010). Consequently, two and a half decades after the spill, sediment collected in the hypolimnion of the Harbor area revealed substantial quantities of oil. Furthermore, the majority of *Chironomus cucini* larvae (Insecta, Diptera, Chironomidae) collected from these sediments had deformed mouthparts (Hare and Carter 1976) leading the authors of the study to suggest that oil was the likely cause. Since that time, several field studies have associated deformed *Chironomus* larvae with contamination (Warwick 1985, Hudson and Ciborowski 1996; Janssens de Bisthoven et al. 1998). Likewise, deformities have been produced in the laboratory where *Chironomus* larvae have been exposed to high concentrations of various contaminants (Vermeulen et al. 2000; Martinez et al. 2006).

Six decades after the oil spill, we revisited Parry Sound where we collected large numbers of *C. cucini* larvae at the station originally sampled by Hare and Carter (1976) and at a second station in Parry Sound Harbor as well as at a reference station located outside of Parry Sound Harbor. We used these samples to determine if the frequency of larval deformities had declined in the intervening decades. In addition, we collected benthic invertebrates of all types to measure community structure so as to determine if it had changed since the 1970s. Lastly, we collected sediment cores that allowed us to determine the depth of sediment deposited since the oil spill, as well as to measure the vertical distribution of oil in the sediments and describe the history of the chironomid populations at the contaminated site.

Methods

Study site and its history of contamination–Parry Sound Harbor (45° 20' 0" N, 80° 2' 0" W; surface area ~3 km²) is situated at the eastern extremity of Parry Sound, a large bay (50 km²) located on the eastern shore of Georgian Bay, Lake Huron. Beginning in the 19th century, this major port for lake freighters received contaminants from numerous human activities including shipping, forestry, and sewage from the town of Parry Sound (Hare and Carter 1976; TV Ontario 2010). In 1950, the rupture of a shore-side storage tank released ~10 million liters of heavy bunker oil that covered much of the Harbor and spread to the Sound itself (Hare and Carter

1976). Over two decades later, close to 80% of larvae of the midge *Chironomus cucini* collected from sediments in the middle of the Harbor area were deformed (Hare and Carter 1976). The presence of visible oil droplets in the sediments inhabited by these midge larvae led the authors of the study to speculate that the deformities were caused by oil from the 1950 spill (Hare and Carter 1976).

To determine if insects were still deformed 6 decades after the oil spill, we collected *Chironomus cucini* larvae in 2006 and 2009 from the contaminated site (our station 1) visited by Hare and Carter (1976; their station 8). In 2009, we also collected *C. cucini* at an additional site situated ~0.7 km to the east (our station 2) as well as sediment cores and grab samples for the determination of benthic community structure and the measurement of contaminants. In both studies, comparisons were made to a less-contaminated reference site situated outside of Parry Sound Harbor (Depot Harbor).

Sediment cores: collection and physico-chemical analyses–Two sediment cores (A and B) were collected using a gravity corer at station 1 in Parry Sound Harbor. To avoid sediment displacement during transport, the ends of the core samples were blocked using floral foam. In the laboratory, the polyvinyl-chloride core tubes were cut lengthwise into halves using a miniature circular saw and a wire was used to separate the sediment in the two halves. For ²¹⁰Pb dating and ¹³⁷Cs measurements, half of core A was cut into 0.5 cm lengths for the first 10 cm and then into 1 cm lengths for the remainder of the core. These fresh samples were weighed, freeze dried, weighed again and ground to a powder of which a minimum of 1 g was placed into a pre-weighed vial and counted for 24 h in an ultra-low-background, high-purity, germanium, gamma spectrophotometer (ORTEC). Counts were treated and data interpreted according to Appleby (2001) and Couture *et al.* (2008).

Core density-profiles (cores A and B) and total lead (Pb) measurements (core A) were obtained using an ITRAX X-ray fluorescence scanner (Cox Analytical Systems). Relative sediment density was measured at intervals of 100 µm and resulting data were treated using the computer program ImageJ.

Total greases and oils were measured in subsamples collected at 0.5 cm intervals along one of the longitudinal halves of core B. To each 4 g of homogenized sediment we added 0.8 g of anhydrous magnesium sulfate (MgSO₄) followed by 16 mL of hexane. The glass sample holders were held in an ultrasonic bath for 10 min and then shaken for 10 minutes and left to allow the MgSO₄ to settle out. The supernatant was pipetted through a Millex 0.8 µm filter into a preweighed glass vial and then evaporated in a rotary evaporator at a temperature above that of hexane volatilization (69 °C). The containers were held overnight in a desiccator and then weighed to obtain the weight of total greases and oils in the each sample; this value was divided by the weight of the whole sample to obtain concentrations.

Trace metals in sediments and larvae - Trace metals were measured in sediment and larvae collected in 2009 at station 1 in Parry Sound Harbor and at the reference site in Depot Harbor. At each site, oxic sediment was collected by scraping a plastic card along the surface (0-0.5 cm) of intact Ekman grab (15x15x23) samples and then remaining sediment was sieved through a 0.5 mm mesh-aperture net to isolate C. cucini larvae. In the laboratory, larvae were held in lake water for 4 days to allow them to evacuate their gut contents. Fifteen well-depurated fourth-instar larvae were chosen from each site and their head capsules were detached and preserved in alcohol for later examination for deformities. Larval bodies and sediment samples were frozen at -20 °C on pieces of pre-weighed acid-washed Teflon sheeting held in acidwashed 1.5 mL Eppendorf tubes then freeze dried and weighed. We then added Omni Trace nitric acid (100 µL per mg of sample) to each larval and sediment sample as well as to samples of similar weight of certified reference materials (MESS-3 and PACS-2 for sediments and TORT-2 (lobster hepatopancreas) and bovine liver for biological samples). After five days at room temperature, hydrogen peroxide (60 µL of Trace Select Ultra per mg of samples) was added and samples held for a further two days. Samples were topped up with ultra-pure water to attain a volume of 1 mL per mg of sample. Trace metals were then measured by inductively coupled plasma - mass spectrometry (ICP-MS). Values of certified standards fell within the range of certified values.

Collection and study of benthic invertebrates – In 2009, we collected 10 Ekman grab (15x15x23 cm) samples at each of stations 1 and 2 to measure the composition of the extant benthic community. Samples were sieved using a 0.5 mm mesh-aperture net and preserved in 10% formalin to which had been added a vital stain (Rose Bengal) to facilitate recovery of the invertebrates. We also cut a longitudinal half of core A into 5 mm subsamples that were then passed through a 100 µm mesh-aperture sieve to isolate head capsules of sub-fossil chironomids. Samples were placed in a Bogorov dish and head capsules were removed under a microscope and mounted in Canada balsam on microscope slides.

In 2006 and 2009, we collected large numbers of *Chironomus cucini* larvae at station 1 in Parry Sound Harbor. In 2009, larvae were also collected at station 2 in Parry Sound Harbor and at the reference site in Depot Harbor. Larvae were collected by sieving the contents of Ekman grab samples through a 0.5 mm mesh-aperture net and held in lake water at field temperatures

for transport back to the laboratory where they were sorted and preserved in 10% formalin. To measure deformities, the head capsule was removed and held in 10% potassium hydroxide (KOH) for 30 minutes to digest soft tissues. The KOH was neutralized by holding the head capsule in concentrated acetic acid for 30 seconds and then it was transferred to 95% ethanol before being place in Canada balsam on a microscope slide where it was cut laterally to separate it into dorsal and ventral halves. The mandibles and antennae were removed and all parts were covered with cover glasses and the slide was left to dry at room temperature for several weeks.

Results and Discussion

Historical changes as determined from sediment cores – The cumulative curve of unsupported ²¹⁰Pb activity (Fig. 1a) shows that sedimentation rates in Parry Sound Harbor varied somewhat over time. However, using the Constant Rate of Supply model (Appleby 2001; Couture *et al.* 2008), sediment depth can be related to the year in which the sediment was deposited (Fig. 1b). The reliability of the ²¹⁰Pb dates is supported by the fact that peak ¹³⁷Cs values occurred in the early 1960s (Fig. 2a) when inputs of fallout from atmospheric nuclear testing would have been at a maximum (Appleby 2001). Further support for the ²¹⁰Pb dates comes from the relative concentrations of total Pb, which increase sharply throughout the 1920s, reach a maximum between the 1950s and the 1980s, and then decline up to the present day (Fig. 2b). Such a pattern is coherent with the use of Pb as an additive in gasoline (Gallon et al. 2005).

Published values for sedimentation rates in Georgian Bay range from 0.13 mm per year, for open waters, to 0.78 mm per year, for near-shore waters (Joshi 1985). The higher value would correspond to an accumulation of \approx 4.5 cm of sediment between 1950 and 2009 in Parry Sound Harbor, which is similar to the value obtained from the ²¹⁰Pb measurements (Fig. 1b). Relative sediment density shows a peak around the time of the oil spill in 1950 (Fig. 2c), which is coherent with a major environmental event. Although a density increase is at first glance counter-intuitive, it could have resulted from the fact that during the cleanup following the 1950 oil spill sandy material was thrown on the spill to help sink the heavy bunker oil (Ontario Visual Heritage Project 2010). Values for total greases and oils in sediment were below the limit of detection at sediment depths >6.5 cm and ≤4 cm (Fig. 2d) whereas high values were measured in the interval. The upper boundary of the oil rich zone corresponds roughly with the estimated date of the 1950 oil spill.

Trace metal contaminants in sediments and Chironomus cucini – Although we hypothesize that any negative biological effects would most likely be caused by the 1950 oil spill, we also measured trace metals in sediments and in larvae of *C. cucini* collected in Parry Sound Harbor and from the reference site in Depot Harbor to determine if trace metals could be responsible. Concentrations of all metals except for copper (Cu) were higher in sediments from Parry Sound Harbor (Table 2), which is consistent with its history as a centre of transport and industry for the region. However, there were no significant differences in metal concentrations between larvae of *C. cucini* from the two sites with the exception of cadmium (Cd), which was significantly higher (although marginally so) in larvae from Parry Sound Harbor (Table 2). Our results suggest that, with the exception of Cd, bioavailable concentrations of metals did not differ between the contaminated and the reference sites (Hare 1992); however, we cannot exclude the possibility that Cd could be responsible for biological effects.

Changes in benthic community composition over time – We compared published values for population densities of benthic invertebrates collected 23 years after the oil spill (1973) with those we measured 59 years (2009) after this spill to determine if the benthic community has changed in the intervening decades. We hypothesized that the recovery of a particular species will depend on the depth to which it burrows and feeds, with those living in surface sediments recovering more quickly than those living at greater depths due to a gradual accumulation of uncontaminated sediments that would put contaminated sediments beyond the habitable zone for an increasing number of species. We note that the small number of samples collected in 1973 (n = \leq 3) often leads to large 95% confidence intervals for the means of these samples.

The amphipod crustacean *Diporeia hoyi* (Fig. 3) would be among the first to recolonize Parry Sound Harbor sediment since it is reported to feed on freshly deposited sediment and burrow just below the sediment surface (Marzolf 1965, Nalepa et al. 2009). Indeed, densities of this crustacean were similar in 1973 and 2009 at Station 1 in the Harbor area (Table 1), which suggests that its population was well-established 23 years after the oil spill. Densities at station 1 were similar to those at a station outside of the Harbor in 1973 but higher than those at station 2 sampled in 2009 (Table 1).

The sphaeriid mollusk *Pisidium* (Fig. 3) should be one of the next taxa to colonize station 1 since it lives within the first 5 mm of sediment where it is reported to filter interstitial water to feed on micro-invertebrates (Holopainen and Lopez 1989). Results were similar to those for *Diporeia hoyi*, that is, densities at station 1 were not significantly different between 1973 and 2009, which suggests that populations of this species had also recovered by 1973.

The orthoclad *Heterotrissocladius oliveri* (Fig. 3) is usually the dominant chironomid in deep waters of the Laurentian Great Lakes (Saether 1975). It is reported to build a vertical tube and feed on algae and other particles at the sediment surface (Moore 1979). Abundances of this species were low but similar at station 1 in 1973 and 2009 (Table 1), which suggests that it too had recovered by 1973.

In the soft mud at station 1, larvae of the chironomid genus *Chironomus* (Fig. 3) are likely to build U-shaped tubes to depths of several centimeters (Charbonneau and Hare 1998) and the species *Chironomus cucini* feeds mainly on anoxic sediment (Isabelle Proulx, INRS-ETE, unpublished data). Since densities were similar at station 1 in 1973 and 2009 (Table 1) the population would appear to have recovered within 23 years of the oil spill. Since our findings suggest that only \approx 2.5 cm of uncontaminated sediment had been deposited by 1973, recovery of *C. cucini* by this year suggests that they are able to limit their burrowing and feeding to this zone. In contrast, the high incidence of deformities reported for this species in 1973 and 1974 (Hare and Carter 1976) suggests that larvae were not entirely successful at avoiding contaminants.

Tubificid oligochaetes (Fig. 3) are reported to construct vertical burrows in soft sediments and to consume deep sediments in a head-down position (Leynen et al. 1999). Likewise, the dominant genera at station 1 in Parry Sound Harbor (*Ilyodrilus, Limnodrilus, Rhyacodrilus,* et *Tubifex*; Hare et Carter 1977) are reported to consume deep anoxic sediment (Davis 1974). The fact that the mean values reported for 1973 were consistently lower than those we measured in 2009 (Table 1) suggests that populations of these deep burrowing and feeding worms had not fully recovered by 1973.

Temporal changes in the chironomid community – We also evaluated historical trends at station 1 in Parry Sound Harbor by studying changes in the chironomid community as revealed by head capsules collected at various depths in a sediment core. We note that Laroque (2001) recommends collecting at least 50 head capsules at each sediment depth; however, we did not find this number at all sediment depths. In the decade or so following the oil spill, corresponding to a depth of \approx 4-4.5 cm, the total numbers of chironomids and constituent groups, including the Chironomini, Tanytarsini and Orthocladiinae, were reduced (Fig. 4). Most of these taxa returned to their previous densities after this time (Fig. 4). These data confirm the trends described above for the general invertebrate community; that is, recovery occurred within a decade or two after the oil spill and the present-day community has recovered completely from the oil spill. In opposition to this trend, taxa of Diamesinae (mainly *Protanypus*) were absent prior to the oil spill.

but present afterwards (Fig. 4). Note that numbers of this taxon were quite low (Fig. 4) and ecological data on *Protanypus* is lacking making interpretation of this pattern is difficult.

Temporal changes in deformed Chironomus cucin i– Mouth-part deformities in *Chironomus* larvae (Fig. 5) are thought to be the result in part of exposure to contaminants (Hare and Carter 1976; Cushman 1984; Cortelezzi et al. 2011). Approximately two decades after the oil spill in Parry Sound Harbor, 77% of *C. cucini* larvae collected at station 1 in Parry Sound Harbor (Fig. 6) had a deformed mentum, mandibles or both (Hare and Carter 1976) suggesting that contaminants were having an effect on this population. At that time, the comparable figure for a reference site outside of Parry Sound Harbor (Depot Harbor) was 2.5% (Fig. 6). In 2009, the percentage of deformed individuals in Parry Sound Harbor was only 12% at both stations 1 and 2 (Fig. 6). In 2006, a higher percentage of deformed larvae was measured at station 1 (28.5%). Although this could indicate a decline in exposure to contaminants between 2006 and 2009, it is more likely due to the heterogeneous distribution of oil in Parry Sound Harbor sediments. Indeed, while sieving a series of sediment samples collected while anchored at station 1 we noticed that more oil floated to the top of some samples than others.

In 2009, the percentage of deformed *C. cucini* larvae at the reference site in Depot Harbor (9%) was very close to that at the two contaminated sites in Parry Sound Harbor (12%; Fig. 6), which suggests that the majority of the Parry Sound Harbor population of is no longer affected by contaminants. At the reference site, the lower percentage of deformed individuals in 1974 (2.5%) compared to 2009 (9%; Fig. 6) is likely explained by the fact that evaluating deformities is subjective such that the evaluator in 2009 may have been more sensitive to small differences than the evaluator of the 1974 samples.

In the 1976 study, only the mentum and mandibles were examined for the presence of deformities (Hare and Carter 1976). Examination of other head-capsule parts in recently-collected larvae showed that deformities were not limited to the mentum and mandibles but that the antennae and the pecten epipharyngis (part of the labium) could also be deformed (Fig. 5). The percentage differences in the types of deformities among stations and years did not follow a continuous trend (Fig. 7). The fact that Hare and Carter (1976) only examined the mentum and mandibles for deformities suggests that their value of 77% deformed larvae in 1974 would have been much higher had they also studied other head-capsule parts.

Of the 34 subfossil head capsules of *C. cucini* found in the sediment cores, only 5 were deformed and, of these, 3 were found at the 4-4.5 cm depth interval, that is, near the time of the oil spill.

In 2006 and 2009, we collected 7 pupae of *C. cucini* to which were attached larval exuviae. Of these, 5 had head capsules with deformed mouthparts suggesting that larval deformations do not preclude successful pupation and possibly adult emergence. If larval deformations could preclude successful pupation, then it is unlikely that a *C. cucini* population having such a high incidence of deformities, such as that measured in 1974, would be able to maintain itself.

In conclusion, the ecological repercussions of a 1950 oil-spill were still evident a quarter of a century later when *C. cucini* larvae were reported to have a high incidence of deformities. These results suggest that deformities were the consequence of contact with oil-rich sediments during larval burrowing and feeding activities. In 2009, six decades after the oil spill, the low background level of deformities suggests that sufficient uncontaminated sediment has accumulated to allow *C. cucini* larvae to burrow and feed without contacting oil-contaminated sediment (Fig. 8).

References

- Antonio, F. J., R. S. Mendes, and S. M. Thomaz. 2011. Identifying and modeling patterns of tetrapod vertebrate mortality rates in the Gulf of Mexico oil spill. Aquatic Toxicology 105: 177-179.
- Appleby, P. G. 2001. Chronostratigraphic Techniques in Recent Sediments. In: Last WM, and J.
 P. Smol, editor. Tracking environmental change using lake sediments. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Charbonneau, P., and L. Hare. 1998. Burrowing behavior and biogenic structures of muddwelling insects. Journal of the North American Benthological Society **17**: 239-249.
- Cortelezzi, A., A. C. Paggi, M. Rodrìguez, and A. R. Capìtulo. 2011. Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. Science of the Total Environment **409**: 1344-1350.
- Cushman, R. M. 1984. Chironomid deformities as indicators of pollution from a synthetic, coalderived oil. Freshwater Biology **14**: 179-182.
- Davis, R. B. 1974. Tubificids alter profiles of redox potential and pH in profundal lake sediment. Limnology and Oceanography **19**: 342-346.
- Gallon, C., A. Tessier, C. Gobeil, and L. Beaudin. 2005. Sources and chronology of atmospheric and lead deposition to a Canadian Shield lake: Inferences from Pb isotopes and PAH profiles. Geochimica et Cosmochimica Acta 69: 3199-3210.

- Hare, L. 1976. The macroscopic zoobenthos of Parry Sound, Georgian Bay. 215p.
- Hare, L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. Critical Reviews in Toxicology **22**: 327-369.
- Hare, L., and J. C. H. Carter. 1976. The distribution of *Chironomus (ss)? cucini (salinarius* group) larvae (Diptera: Chironomidae) in Parry Sound, Georgian Bay, with particular reference to structural deformities. Canadian Journal of Zoology **54**: 2129-2134.
- Hare, L., and J. C. H. Carter. 1977. The Oligochaeta, Polychaeta and Nemertea of Parry Sound, Georgian Bay. Journal of Great Lakes Research **3**: 184-190.
- Holopainen, I. J., and G. R. Lopez. 1989. Functional anatomy and histology of the digestive tract of fingernail clams (Sphaeriidae, Bivalvia). Annales Zoologici Fennici **26**: 61-72.
- Hudson, L. A., and J. J. H. Ciborowski. 1996. Spatial and taxonomic variation in incidence of mouthpart deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae: Chironomini). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 297-304.
- Janssens de Bisthoven, L., P. Nuyts, B. Goddeeris, and F. Ollevier. 1998. Sublethal parameters in morphologically deformed *Chironomus* larvae: clues to understanding their bioindicator value. Freshwater Biology **39**: 179-191.
- Joshi, S. R. 1985. Recent sedimentation rates and ²¹⁰Pb fluxes in Georgian Bay and Lake Huron. Science of the Total Environment **41**: 219-233.
- Larocque, I. 2001. How many chironomid head capsules are enough? A statistical approach to determine sample size for palaeoclimatic reconstructions. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology **172**: 133-142.
- Leynen, M., T. Van den Berckt, J. M. Aerts, B. Castelein, D. Berckmans, and F. Ollevier. 1999. The use of Tubificidae in a biological early warning system. Environmental Pollution **105**: 151-154.
- Martinez, E. A., L. Wold, B. C. Moore, J. Schaumloffel, and N. Dasgupta. 2006. Morphologic and growth responses in *Chironomus tentans* to arsenic exposure. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **51**: 529-536.
- Marzolf, G. R. 1965. Substrate relations of the burrowing amphipod *Pontoporeia affinis* in Lake Michigan. Ecology **46**: 580-592.

- Moore, J. W. 1979. Factors influencing algal consumption and feeding rate in *Heterotrissocladius changi* Saether and *Polypedilum nebeculosum* (Meigen) (Chironomidae: Diptera). Oecologia 40: 219-227.
- Nalepa, T. F., D. L. Fanslow, and G. A. Lang. 2009. Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. Freshwater Biology **54**: 466-479.
- Owens, E. H., and J. Michel. 2002. Freshwater Oil Spills Special Issue. Spill Science and Technology Bulletin 7: 113-114.
- Saether, O. A. 1975. Nearctic and palaearctic *Heterotrissocladius* (Diptera: Chironomidae). Fisheries Research Board of Canada Bulletin **193**: 67p.
- TV Ontario. 2010. Rooted in Stone: reflections on west Parry Sound's past (part 2). [http://www.tvo.org/TVO/WebObjects/TVO.woa?videoid?601204625001]
- Vermeulen, A. C, G. Liberloo, P. Dumont, F. Ollevier, and B. Goddeeris. 2000. Exposure of *Chironomus riparius* larvae (Diptera) to lead, mercury and b-sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. Chemosphere **41**: 1581-1591.
- Warwick, W. F. 1985. Morphological abnormalities in Chironomidae (Diptera) larvae as measures of toxic stress in freshwater ecosystems: indexing antennal deformities in *Chironomus* Meigen. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **42**: 1881-1914.

Table 1. Mean densities (no / $m^2 \pm 95\%$ CI where $n \ge 3$) of profundal benthic invertebrates at two stations in Parry Sound Harbor and at a reference station of similar depth outside of the Harbor. Samples were collected in either 2009 (this study) or in 1973 (Hare 1976), that is, subsequent to a 1950 oil spill in the Harbor.

	Parry Sound Harbor			outside Harbor
Year	2009	2009	1973	1973
Station number	2	1	1	19
Depth (m)	24	22	26	21
Diporeia hoyi (Amphipoda)	65±59	565±164	667±1026	747±349
Pisidium (Mollusca, Sphaeriidae)	116±89	366±127	580±928	807±255
Tubificidae (Oligochaeta)	647±136	485±201	160±263	160±179
Chironomus cucini (Chironomidae)	108±73	203±82	313±405	20±50
Tanytarsus sp. (Chironomidae)	552±175	599±464	40	7
Heterotrissocladius oliveri (Chironomidae)	9±20	91±64	47±103	73
Protanypus sp. (Chironomidae)	13±15	4±10	93±152	67±76
Phaenopsectra sp. (Chironomidae)	73±58	22±16	46	7
Other Chironomidae	43	116	7	186
Total	1626	2451	1953	2074

Table 2. Mean (\pm 95% CI) concentrations (nmol/g dry weight) of trace metals in sediments and in larvae of *Chironomus cucini* collected at a reference station and in Parry Sound Harbor (station 1).

	metal	Cd	Cu	Ni	TI	Zn
medium: station		(nmol/g)	(nmol/g)	(nmol/g)	(nmol/g)	(nmol/g)
sediment: reference		17±2	578±294	435±94	0.8±0.03	2987±703
sediment: Parry Sour Harbor	nd	37±3	884±79	703±99	1.7±0.03	8883±1014
C. cucini - reference		23±6	330±97	15±7	0.08±0.04	842±272
<i>C. cucini</i> - Parry Sou Harbor	nd	63±29	217±127	26±5	0.04±0.02	1191±816



Figure Captions

Fig. 1. Results of ²¹⁰Pb dating of core A collected at station 1 in Parry Sound Harbor: (a) profile of unsupported ²¹⁰Pb activity as a function of cumulative sediment depth; (b) year as a function of sediment depth (inset for the years 1920-2003).

Fig. 2. Depth profiles of variables in cores collected at station 1 in Parry Sound Harbor: (a) ¹³⁷Cs activity (Bq g⁻¹; core A); (b) total lead (relative units; core A); (c) sediment density (relative units; core A); (d) greases and oils (mg kg⁻¹; core B). Dates are derived from ²¹⁰Pb geochronology.

Fig. 3. Presumed burrowing and feeding depths of the dominant profundal benthic invertebrates in Parry Sound Harbor.

Fig. 4. Numbers of subfossil head capsules as a function of depth in sediment core A collected from station 1 in Parry Sound Harbor. The 1950 oil spill corresponds to a sediment depth of \approx 4.5 cm.

Fig. 5. Deformed and normal structures of final instar *Chironomus cucini* larvae collected from station 1 in Parry Sound Harbor.

Fig. 6. Percentage of *Chironomus cucini* larvae having either a deformed mentum or deformed mandibles. The number of larvae examined is indicated above each bar. Larvae were collected at two stations in Parry Sound Harbor and at a reference station outside of Parry Sound Harbor in either 1974 or 2009.

Fig. 7. Percentages of various types of deformities observed in *Chironomus cucini* larvae collected at two stations in Parry Sound Harbor and at a reference station outside of Parry Sound Harbor. Larvae were collected in 2009 from all stations and in 2006 from station 1. Open bars – antennae; light grey bars – pectin epipharyngis; dark grey bars – mandibles; black bars – mentum.

Fig. 8. Accumulation of sediment since the 1950 oil spill in Parry Sound Harbor with respect to the presumed habitat occupied by larvae of *Chironomus cucini* in 1974 and in 2009.



Figure 1.





Figure 2.



Figure 3.



Figure 4.



Figure 6.






Figure 8.