Contamination par les BPC des sédiments et du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage

M. Gilbert[1], R. Alexander[2], J. Arsenault[2], W.R. Ernst[3], W. Fairchild[2], P. Hennigar[3], G. Julien[3], T. King[4], M. Lebeuf[1] et D. Lefaivre[1]

[1] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer, C.P 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[2] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Centre des pêches du Golfe
343, rue Archibald, C.P. 5030
Moncton (N.-B.) E1C 9B6

[3] Environnement Canada
Direction de la protection de l'environnement
45 Alderney Drive, Queen Square
Dartmouth (N.-É.) B2Y 2N6

[4] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006
Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

1998

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2204

Pêches et Océans
Fisheries and Oceans

Canada

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 2204

1998

Contamination par les BPC des sédiments et du crabe des neiges aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage

Michel Gilbert[1], Ross Alexander[2], Jacqueline Arsenault[2], William R. Ernst[3], Wayne Fairchild[2], Peter Hennigar[3], Gary Julien[3], Tom King[4], Michel Lebeuf[1] et Denis Lefaivre[1]

[1] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[2] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Centre des pêches du Golfe
343, rue Archibald, C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

[3] Environnement Canada
Direction de la protection de l'environnement
45 Alderney Drive, Queen Square
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 2N6

[4] Pêches et Océans Canada
Direction régionale des sciences
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

© Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 1998
N° de catalogue FS 97-6/2204 ISSN 0706-6570

On devra référer comme suit à cette publication :

Gilbert, M., R. Alexander, J. Arsenault, W.R. Ernst, W. Fairchild, P. Hennigar, G. Julien, T. King, M. Lebeuf et D. Lefaivre. 1998. Contamination par les BPC des sédiments et du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2204: x + 32 p.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES iii

LISTE DES TABLEAUX v

LISTE DES FIGURES vi

RÉSUMÉ viii

ABSTRACT ix

PRÉFACE x

1. INTRODUCTION 1

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 2
   2.1 Échantillonnage et analyses en laboratoire 3
      2.1.1 Sédiments 3
         2.1.1.1 Site de l'*Irving Whale* 3
         2.1.1.2 Chenal Laurentien 4
         2.1.1.3 Port de Halifax 5
      2.1.2 Roche-mère 5
      2.1.3 Crabe des neiges 6
   2.2 Méthodes de calcul et analyses statistiques 7
      2.2.1 Estimation de la charge totale en BPC dans les sédiments aux environs de l'empreinte de la barge 7
      2.2.2 Composition en congénères de BPC dans les sédiments et le crabe des neiges 9

3. RÉSULTATS 10
   3.1 Sédiments 10
      3.1.1 Sédiments meubles 10
      3.1.2 Roche-mère 12
      3.1.3 Charge en BPC dans les sédiments locaux 13
      3.1.4 Sédiments du chenal Laurentien 14
      3.1.5 Sédiments dans le port de Halifax 16
   3.2 Crabe des neiges 17
      3.2.1 Concentrations en BPC 17
      3.2.2 Composition en congénères de BPC 20

4. DISCUSSION 20
   4.1 Changements dans la contamination par les BPC aux environs du site de l'*Irving Whale* au cours de l'hiver 20
      4.1.1 Sédiments 20
      4.1.2 Crabe des neiges 21

4.2 Impacts potentiels sur la pêche au crabe des neiges dans le sud du Golfe.....23
4.3 Travaux de recherche en cours.....24
4.3.1 Devenir des BPC manquants.....24
4.3.2 Programme de suivi.....27

5. REMERCIEMENTS.....28

6. RÉFÉRENCES.....29

ANNEXE.....31

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Concentrations en BPC (Aroclor 1242), épaisseur et contenu en eau des sédiments aux stations échantillonnées aux environs du site de l'*Irving Whale* au printemps de 1997 10

Tableau 2. Concentrations en BPC (en Aroclor 1242) dans les échantillons de roche-mère et de sédiments superficiels prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en juillet 1997 13

Tableau 3. Concentrations en BPC ($\mu g \cdot g^{-1}$ poids sec) dans les sédiments aux environs du bassin Irving Scotia, dans le port de Halifax, à partir d'échantillons prélevés en juin 1996 and en octobre 1997 16

Tableau 4. Concentration totale en BPC (78 congénères, $\mu g \cdot g^{-1}$ poids humide) dans la glande digestive et le tissu musculaire d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997 17

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation du site où la barge *Irving Whale* a sombré le 7 septembre 1970 dans le sud du golfe du Saint-Laurent, et des stations où des carottes de sédiments ont été prélevées en décembre 1996 dans le chenal Laurentien 1

Figure 2. Localisation et codification des stations autour du site de l'*Irving Whale* où des échantillons de sédiments et de roche-mère ont été prélevés de mai à juillet 1997 3

Figure 3. Localisation des stations où des échantillons de sédiments ont été prélevés dans le bassin de Bedford et à proximité du port de Halifax en juin 1996 et en octobre 1997 5

Figure 4. Localisation des stations où des échantillons de crabe des neiges ont été prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en mai 1997 6

Figure 5. Cartes de distribution des concentrations en BPC (Aroclor 1242) dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai et juin 1997, à partir d'échantillons prélevés à l'aide d'un submersible habité..... 11

Figure 6. Concentrations en BPC dans les sédiments aux stations échantillonnées en octobre 1996 et en juin 1997 aux environs du site de l'*Irving Whale*, pour les sites à l'intérieur des zones de forte contamination et les autres sites, de même que pour tous les sites 12

Figure 7. Variations des concentrations en BPC (Aroclor 1242) dans les sédiments en fonction de la distance depuis l'empreinte de la barge en octobre 1996 et en mai et juin 1997, à partir d'échantillons prélevés à moins de 300 m 12

Figure 8. Cartes de distribution de la charge estimée en BPC dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en juin 1997, et charge totale estimée, superficie, et volume de sédiments pour chaque intervalle logarithmique de l'inventaire..... 13

Figure 9. Concentrations en BPC totaux et en congénères de BPC habituellement présents ou absents (< 0,5 %) dans l'Aroclor 1242 dans les carottes de sédiments prélevées en décembre 1996 à deux stations dans le chenal Laurentien dans le golfe du Saint-Laurent..... 14

Figure 10. Projection des échantillons de carottes de sédiments prélevées à deux stations dans le chenal Laurentien sur les deux premières composantes principales (64,5 %) de la variabilité totale de leur composition en congénères de BPC (24 congénères), et contribution de tous les congénères à la structure observée..... 15

Figure 11. Variations spatiales de la concentration totale en BPC dans la glande digestive d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997 18

Figure 12. Concentration des groupes homologues faiblement et fortement chlorés de BPC, et des chlorobiphényles UICPA N° 28/31, dans la glande digestive d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre1996 et en mai 1997 18

Figure 13. Projection du fluide de la barge et des échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997 sur les deux premières composantes principales représentant la variabilité de leur composition en congénères de BPC pour 32 congénères sélectionnés 19

RÉSUMÉ

Gilbert, M., R. Alexander, J. Arsenault, W.R. Ernst, W. Fairchild, P. Hennigar, G. Julien, T. King, M. Lebeuf, et D. Lefaivre. 1998. Contamination par les BPC des sédiments et du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2204 : x + 32 p.

Au printemps et au début de l'été 1997, des échantillons de sédiments et de crabes des neiges (*Chionoecetes opilio*) ont été prélevés aux environs du site où la barge *Irving Whale* a sombré et été renflouée dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les objectifs de cette campagne d'échantillonnage étaient : 1) d'évaluer les changements dans la contamination locale par les BPC depuis la récupération de la barge ; et 2) de mieux déterminer les impacts potentiels de cette contamination sur la pêche au crabe des neiges dans le sud du golfe. De plus, les concentrations et la composition en congénères de BPC ont été déterminés dans divers compartiments de l'écosystème du Golfe afin d'évaluer le devenir des BPC qui ont été libérés de la barge puis dispersés dans l'environnement. Les concentrations en BPC dans les sédiments à l'intérieur des zones de forte contamination (> 100 $\mu g \cdot g^{-1}$) à proximité de l'empreinte de la barge ont diminué depuis son renflouage et un certain étalement des BPC a été observé, possiblement en raison du transport local de sédiments au cours de l'hiver. Bien que l'estimation de la charge totale en BPC dans les sédiments à l'intérieur d'une surface de 20 000 m^2 au sud-est de l'empreinte de la barge suggère une diminution de 119 kg en octobre 1996 à 76 kg au printemps de 1997, aucune perte apparente de BPC du site ne peut être clairement établie à l'heure actuelle. La contamination locale du crabe des neiges par les BPC a également diminué depuis la récupération de l'*Irving Whale*, principalement au niveau des concentrations des congénères des BPC faiblement chlorés moins persistants qui sont présents dans le mélange de BPC (Aroclor 1242) de la barge. Par conséquent, aucun échantillon de crabe prélevé aux environs du site de l'I*rving Whale* en 1997 ne présentait des concentrations en BPC supérieures à la norme canadienne de 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la consommation humaine. Les impacts potentiels de la contamination locale par les BPC sur la pêche au crabe des neiges dans le sud du golfe sont considérés comme étant négligeables, mais la zone actuelle d'interdiction à la pêche, d'une superficie de 9 km sur 9 km, entourant le site du naufrage de l'*Irving Whale* devrait être maintenue afin de assurer la qualité de la pêche et de prévenir la remise en suspension des sédiments locaux contaminés. Les sédiments du chenal Laurentien et le substrat rocheux sous-jacent aux sédiments superficiels aux environs de l'empreinte de la barge ne contiennent pas de quantités appréciables de BPC provenant de l'*Irving Whale*, ce qui indique que ces compartiments de l'écosystème du Golfe ne constituent pas des réservoirs importants pour les BPC qui se sont écoulés de la barge. Certaines observations indiquent que la plupart des BPC manquants se sont déversés lors du naufrage ou autour de cette période, et que le sort des fractions faiblement chlorées dans l'environnement marin du golfe du Saint-Laurent est différent de celui des fractions fortement chlorées. Des travaux de recherche additionnels sont actuellement en cours afin de résoudre les incertitudes relatives à ces questions.

ABSTRACT

Gilbert, M., R. Alexander, J. Arsenault, W.R. Ernst, W. Fairchild, P. Hennigar, G. Julien, T. King, M. Lebeuf and D. Lefaivre. 1998. BPC contamination of sediments and snow crab (*Chionoecetes opilio*) around the site of the sinking of the *Irving Whale* barge after its recovery. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2204: x + 28 p.

In the spring and early summer of 1997, sediment and snow crab (*Chionoecetes opilio*) samples were collected around the site where the barge *Irving Whale* had sunk and been recovered in the southern Gulf of St. Lawrence. The objectives of this sampling program were to: 1) assess changes in the local PCB contamination since the recovery of the barge, and 2) better determine potential impacts on the snow crab fishery in the southern Gulf. In addition, PCB concentrations and congener composition patterns were determined in various compartments of the Gulf ecosystem to provide insight into the fate of the missing PCBs that were lost from the barge and dispersed in the environment. PCB concentrations in sediments within contamination hotspots ($> 100\ \mu g \cdot g^{-1}$) around the barge footprint decreased since the recovery of the barge and some spatial spreading of PCBs was observed, possibly as a result of local sediment movements during the winter. Although estimates of the total PCB load in sediments within an area of 20,000 m^2 southeast of the barge footprint suggest a decrease from 119 kg in October 1996 to 76 kg in the spring of 1997, any apparent loss of PCBs from the site over the winter cannot be clearly established at present. The local PCB contamination of snow crab also decreased since the recovery of the barge, mainly in the concentration of less persistent low chlorinated PCB congeners that are typically found in the Aroclor 1242 PCB mixture of the barge. As a result, no crab samples collected around the *Irving Whale* site in 1997 had PCB concentrations exceeding the Canadian guideline of 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ for human consumption. Potential impacts of the local PCB contamination on the snow crab fishery in the southern Gulf are believed to be negligible, but the current 9×9 km fishing exclusion zone around the *Irving Whale* site should be maintained to ensure the quality of the fishery and to prevent the resuspension of locally-contaminated sediments. Sediments of the Laurentian Channel and the bedrock underlying surficial sediments around the barge footprint do not contain appreciable amounts of PCBs originating from the *Irving Whale*, which indicates that these compartments of the Gulf ecosystem do not represent significant reservoirs for the PCBs that were lost from the barge. There is some evidence suggesting that most of the missing PCBs were spilled around the time of the sinking and that the fate of low chlorinated fractions in the marine environment of the Gulf of St. Lawrence is different from that of high chlorinated ones. Additional research is currently being conducted to resolve uncertainties regarding these questions.

PRÉFACE

Le présent document fait le point au sujet de la contamination locale par les BPC des sédiments et du crabe des neiges aux environs du site du naufrage de la barge *Irving Whale* après son renflouage, suite à un programme d'échantillonnage réalisé de mai à juillet 1997. Cette mise à jour complète un rapport de situation sur la contamination locale par les BPC après les opérations de renflouage (Gouvernement du Canada, 1997), qui a été préparé en mars 1997 à l'intention des comités consultatifs publics des Îles-de-la-Madeleine et de l'Île-du-Prince-Édouard. Certains des résultats décrits dans le rapport de situation sont présentés de nouveau dans les pages qui suivent, non seulement à des fins de comparaison, mais aussi pour fournir une évaluation complète à l'intention du public, des gestionnaires gouvernementaux et de la communauté scientifique.

L'information fournie dans le présent rapport ne reflète pas nécessairement la position générale des représentants des principaux ministères fédéraux impliqués dans le dossier de l'*Irving Whale* (Pêches et Océans Canada et Environnement Canada). Seules les conclusions et les recommandations qui peuvent être fondées uniquement sur des informations scientifiques sont exposées. D'autres considérations, telle une intervention supplémentaire sur les lieux du naufrage, impliquent des aspects socio-économiques et des évaluations de faisabilité technique qui vont au-delà de la portée du présent document.

1. INTRODUCTION

La barge *Irving Whale* a fait naufrage le 7 septembre 1970 dans le sud du golfe du Saint-Laurent, à environ 60 km au nord-est de North Point, Île-du-Prince-Édouard, et à 100 km à l'ouest des Îles-de-la-Madeleine, Québec (Figure 1). Au moment du naufrage, la barge transportait une cargaison de 4 270 tonnes métriques (T) de mazout (Bunker C), qui était maintenue à une température de 55 à 60 ° C par un système de chauffage en circuit fermé contenant un mélange d'environ 7 500 kg de BPC (Aroclor 1242) et 1 900 kg de chlorobenzènes (CB).

Le 30 juillet 1996, près de 26 ans après son naufrage, l'*Irving Whale* a été renflouée avec succès et transportée à Alberton, Île-du-Prince-Édouard, puis dans le port de Halifax, Nouvelle-Écosse, pour les opérations de nettoyage. Ces dernières ont permis de récupérer 1 590 kg de BPC tandis qu'environ 220 kg de BPC ont été récupérés au cours des opérations de décontamination des sédiments réalisées sur les lieux du naufrage immédiatement après le renflouage (Gouvernement du Canada, 1997). Ainsi, environ 1 800 kg de BPC ont été récupérés dans le cadre du renflouage, mais près de 5 700 kg ont été libérés dans l'environnement au cours des 26 années durant lesquelles la barge a reposé au fond dans le sud du Golfe.

Un programme d'échantillonnage réalisé en août et en octobre 1996 a permis de constater qu'une certaine quantité de BPC provenant de la barge était toujours présente dans les sédiments locaux

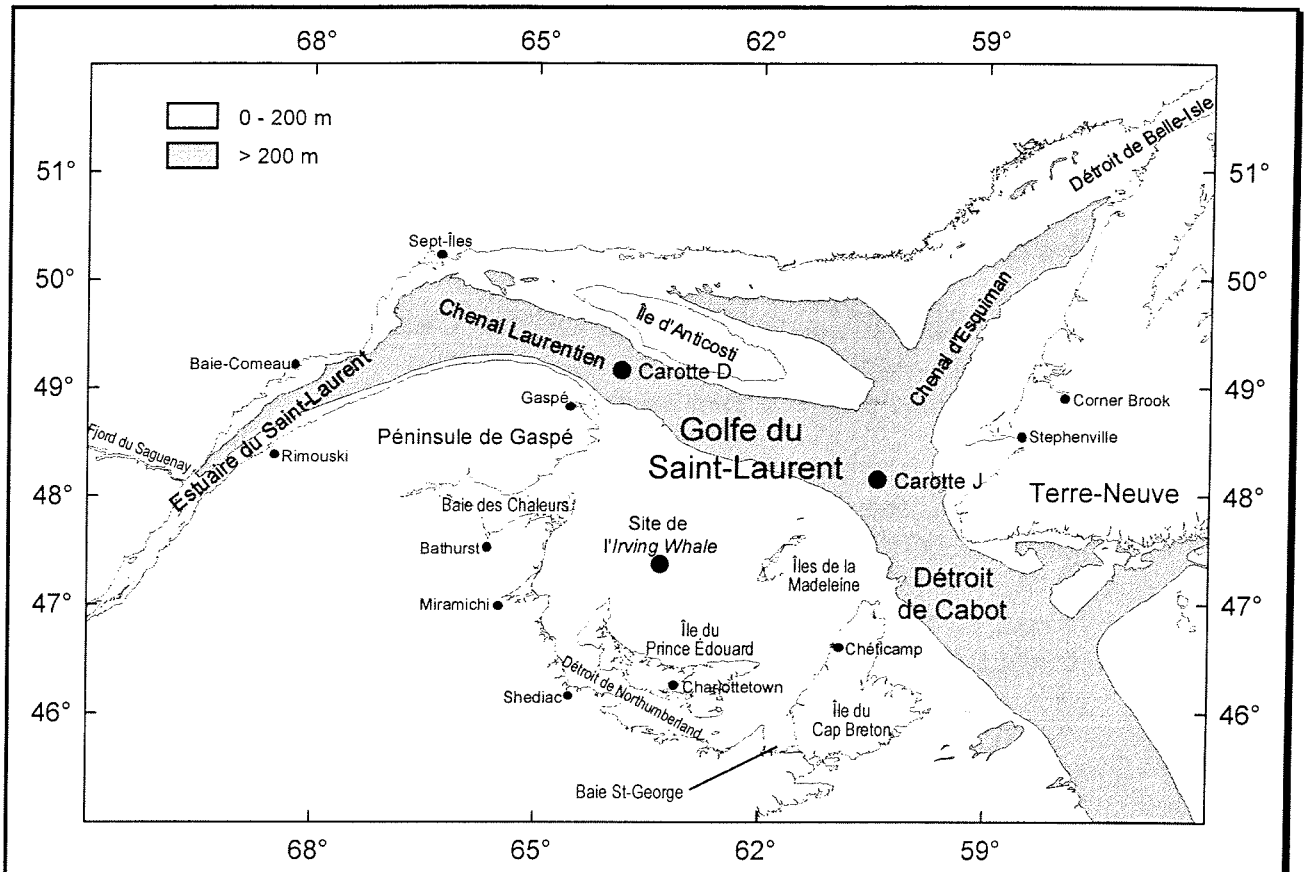


Figure 1. Localisation du site où la barge *Irving Whale* a sombré le 7 septembre 1970 dans le sud du golfe du Saint-Laurent, et des stations où des carottes de sédiments ont été prélevées en décembre 1996 dans le chenal Laurentien.

et dans les crabes des neiges prélevés aux environs du site du naufrage. Des concentrations de BPC variant de moins de 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ à plus de 10 000 $\mu g \cdot g^{-1}$ ont été mesurées dans les sédiments locaux. Des crabes des neiges prélevés à proximité de l'empreinte de la barge étaient également contaminés; les teneurs en BPC mesurées dépassaient le seuil canadien pour la consommation, soit 2 $\mu g \cdot g^{-1}$, dans 5 % des échantillons de tissus musculaires et dans 20 % des échantillons de glandes digestives analysés. La quantité totale estimée de BPC contenus dans les sédiments à l'intérieur d'une surface de 62 500 m^2 autour de l'empreinte de la barge variait de 150 kg à jusqu'à un maximum 350 kg. Les quelque 5 350 à 5 550 kg de BPC restants qui ont été libérés dans l'environnement par l'*Irving Whale* n'ont pas été retrouvés, sauf les 50 kg que l'on croit se trouver dans des sacs de mazout enfouis dans les dunes des Îles-de-la-Madeleine suite à une opération de nettoyage de plages souillées effectuée au moment du naufrage (Gouvernement du Canada, 1997).

L'objet du présent rapport est de faire le point sur la contamination locale par les BPC aux environs du site du naufrage de l'*Irving Whale* après les opérations de renflouage, suite à un programme d'échantillonnage réalisé de mai à juillet 1997. Les concentrations en BPC mesurées dans les sédiments et le crabe des neiges à proximité de l'empreinte de la barge sont rapportées, de même qu'une évaluation des changements dans la contamination locale par les BPC depuis octobre 1996. En outre, les impacts potentiels de cette contamination sur la pêche au crabe des neiges sont examinés. On discute également du devenir possible des BPC provenant de l'*Irving Whale* qui ont été libérés dans l'environnement marin du golfe du Saint-Laurent.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le programme d'échantillonnage de 1997 visant à évaluer les changements dans la contamination par les BPC aux environs de l'*Irving Whale* depuis octobre 1996 a été réalisé de mai à juillet et comportait deux campagnes distinctes. La campagne d'échantillonnage du crabe des neiges a été menée les 18 et 19 mai à partir du navire de recherche *Opilio* du MPO, tandis que les échantillons de sédiments ont été prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* le 16 mai ainsi que les 12 et 13 juin, à partir du *NCSM Cormorant* du ministère de la Défense nationale (MDN).

Afin d'évaluer le devenir possible des BPC non retrouvés provenant de l'*Irving Whale*, on a prélevé des échantillons dans deux compartiments de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent où ils ont pu s'accumuler avec le temps. D'abord, des carottes de sédiments prélevées à l'aide d'un carottier à boîte à bord du NM *Parizeau* du MPO ont été récoltées en décembre 1996 dans le chenal Laurentien, lequel constitue la principale zone de déposition et d'accumulation des particules fines en suspension et des contaminants qui y sont associés dans le golfe du Saint-Laurent (Loring et Nota, 1973). Deuxièmement, des prélèvements de substrat rocheux sous-jacent aux sédiments meubles ont été réalisés le 7 juillet aux environs du site de l'*Irving Whale* avec l'assistance du navire *Simon Fraser* de la Garde côtière canadienne (GCC). Finalement, des échantillons de sédiments ont été recueillis dans le port de Halifax en juin 1996 et en octobre 1997, à partir du NM *Ibis* du MPO, afin de déterminer si les opérations de nettoyage de la barge ont entraîné ou non une libération de BPC dans les eaux environnantes du port.

Les sections suivantes décrivent en détail : 1) les procédures d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire qui ont été utilisées pour la collecte et le dosage en BPC des échantillons de sédiments, de roche-mère et de crabes des neiges au cours de chacune des campagnes; et 2) les méthodes de calcul et d'analyses statistiques employées pour le traitement des données.

2.1 Échantillonnage et analyses en laboratoire

2.1.1 Sédiments

2.1.1.1 Site de l'Irving Whale

Le principal programme d'échantillonnage des sédiments autour de l'empreinte de la barge a été réalisé à l'aide d'un submersible habité dirigé à partir du *NCSM Cormorant* et a été mis en œuvre le 16 mai 1997. Toutefois, en raison du mauvais fonctionnement initial de l'équipement, trois échantillons seulement ont pu être recueillis. Une fois les réparations du submersible terminées à terre, le *Cormorant* est retourné au site les 12 et 13 juin 1997, et l'échantillonnage a repris. Étant donné les contraintes de temps reliées au calendrier de déclassement du navire, les stations échantillonnées en octobre 1996 n'ont pu être toutes revisitées. Selon la position des zones de forte contamination déjà observées et la modélisation des courants de fond résiduels autour du site (Gilbert et Walsh, 1996), on a déterminé que les stations d'échantillonnage prioritaires étaient situées en direction sud-est à partir de l'empreinte de la barge. Par conséquent, un total de trente échantillons de sédiments ont été prélevés à des stations réparties de l'empreinte de la barge jusqu'à une distance de 170 m au sud-est de cette dernière (Figure 2). Les méthodes de positionnement du submersible par rapport à l'empreinte et d'échantillonnage utilisées ont déjà été décrites (Gouvernement du Canada, 1997). Un seul échantillon a été recueilli à chaque station, puis homogénéisé et divisé en trois sous-échantillons qui ont été envoyés à trois laboratoires différents (Philip Analytical Services, Halifax – PAS; Conseil de recherche et de productivité du Nouveau-Brunswick, Fredericton – CRP; Environnement Canada, Moncton – EC) pour fins d'analyse.

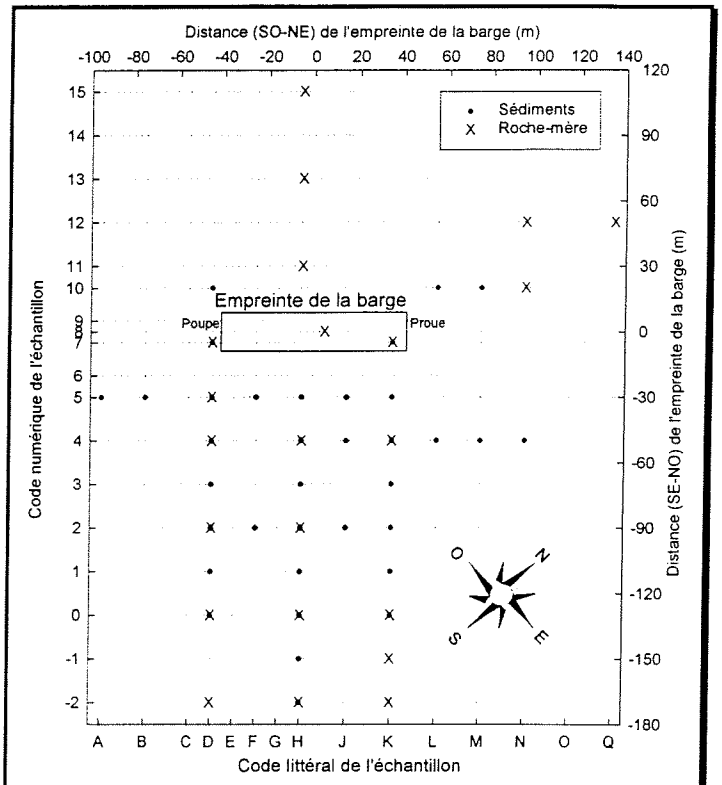


Figure 2. Localisation et codification des stations autour du site de l'*Irving Whale* où des échantillons de sédiments et de roche-mère ont été prélevés de mai à juillet 1997.

Tous les échantillons ont été analysés pour leur teneur en Aroclor 1242 à l'aide du matériel et des méthodes déjà décrits (Gouvernement du Canada, 1997). Brièvement, un sous-échantillon de 10 g de sédiments homogénéisés était mélangé avec un amalgame de cuivre/mercure puis marqué avec un mélange substitué de tétrachloro-m-xylène et de décachlorobiphényle. Une quantité de 25 ml d'acétone a été ajouté et le mélange fut homogénéisé à l'aide d'un vortex électrique, puis soumis à une extraction-solvant avec de l'hexane par action mécanique pendant plusieurs heures. Un aliquote de l'échantillon extrait a été concentré jusqu'à un volume de 1 ml et purifié à travers un colonne de verre contenant 1 % de florisil désactivé et du sulphate de sodium. Une fraction des BPC a été récoltée, concentrée dans 1 ml puis soumise à un échange-solvant avec de l'isooctane. Les analyses ont été effectuées sur un chromatographe en phase gazeuse (Hewlett Packard 5890) couplé à un capteur d'électrons. Les colonnes analytiques utilisées étaient des colonnes capillaires de types DB-1701 et HP-5. Les BPC présents dans les extraits d'échantillon étaient identifiés et quantifiés comme étant de l'Aroclor 1242 en utilisant une courbe de calibration de 5 points à basse ou haute résolution. La qualité et la précision de la méthode analytique ont été vérifiées à l'aide de matrices enrichies et de récupérations d'échantillons substitués (voir section 3.1.1).

2.1.1.2 Chenal Laurentien

En décembre 1996, des carottes de sédiments ont été prélevées dans le golfe du Saint-Laurent à l'aide d'un carottier à boîte. Les échantillons ont été recueillies en deux endroits situés le long de l'axe longitudinal du chenal Laurentien, soit au sud de l'île d'Anticosti et au nord-est des Îles-de-la-Madeleine (Figure 1). Une fois sur le pont, les carottes ont été immédiatement découpées en plusieurs couches dont l'épaisseur mesurait 1 cm dans la partie supérieure de la carotte et augmentait graduellement jusqu'à 3 cm aux profondeurs de 35 à 40 cm. Des fractions de chaque échantillon homogénéisé ont été prélevées, puis transférées dans des pots de verre nettoyés au solvant ou dans des bouteilles de polyéthylène, et conservées congelées à -20 °C jusqu'à leur analyse ultérieure dans les laboratoires du MPO de l'Institut Maurice-Lamontagne, à Mont-Joli (Québec).

Les analyses de BPC ont été effectuées sur environ 10 à 20 g de sédiments broyés. Les échantillons ont été mélangés à du sulfate de sodium, enrichis avec un mélange substitué de BPC marqués au [$^{13}C_{12}$], puis soumis pendant une nuit à une extraction au toluène sur soxhlet. La solution d'extraction a ensuite été évaporée jusqu'à un volume approximatif de 1 ml et solubilisée dans l'hexane. De la limaille de Cu ou du Hg ont été ajoutés à la solution afin d'éliminer le soufre. Le volume de cette solution a ensuite été réduit à environ 1 ml, et le résidu élué à travers une colonne multicouche remplie de sulfate de sodium et de silices acides, neutres et basiques. L'extrait nettoyé a été dissous dans un mélange de BPC marqués au [$^{13}C_{12}$] jusqu'à un volume final de 100 µl. Au total, 24 congénères ont été choisis pour les analyses, ce qui représente approximativement 60 à 65 % de tous les BPC contenus dans l'extrait. On trouve habituellement dix-sept de ces 24 congénères dans l'Aroclor 1242, constituant ainsi plus de 40 % de sa composition, alors que les sept congénères restants sont absents ou en quantité minime (> 0,5 %) dans ce mélange (Schulz *et al.*, 1989).

Toutes les mesures ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution couplée à un système de piégeage ionique utilisé en mode SM-SM. Les résultats ont été corrigés d'après les taux de récupération des substituts marqués au [$^{13}C_{12}$], lesquels ont varié de 70 à 110 % pour les sept BPC marqués. La précision et l'exactitude ont été vérifiées à l'aide de substances témoins et se situaient en deçà de 25 % des valeurs acceptées. Des échantillons en blanc ont été analysés et les mesures obtenues se situaient systématiquement sous la limite de détection de la méthode (20 pg·g^{-1} en poids sec). Une analyse du radionucléide ^{210}Pb a été effectuée sur chaque échantillon de sédiments en mesurant l'activité du ^{210}Po, tel que décrit par Eakins et Morisson (1978). Les extraits de sédiments contenant des BPC ont également été analysés pour leur contenu en pesticides organochlorés persistants, tels que le DDE, le DDD et le DDT, afin de valider les profils de concentrations observés pour les BPC dans les carottes de sédiments.

2.1.1.3 Port de Halifax

Des échantillons de sédiments ont été recueillis le 29 juin 1996 et en octobre 1997 dans le port de Halifax, aux environs du bassin J.D. Irving Scotia. Ces périodes sont représentatives des conditions qui prévalaient avant et après le nettoyage de l'*Irving Whale* et la récupération des BPC qui se trouvaient à bord (Figure 3). Les échantillons ont été prélevés approximativement aux mêmes stations les deux années dans des tubes de Téflon rincés au solvant, à l'aide d'un carottier actionné par gravité à partir du *Ibis*. Les carottes prélevées ont été congelées jusqu'au moment de leur analyse en laboratoire, où elles ont été partiellement décongelées pour extruder de chacune les cinq premiers centimètres, lesquels ont été soumis à un dosage des BPC. En 1996, les échantillons avaient été analysés par le laboratoire d'EC à l'Institut océanographique de Bedford, et ceux de 1997 ont été analysés par Philip Analytical Services, de Halifax. Les méthodes d'analyse, déjà décrites précédemment (Gouvernement du Canada, 1997), étaient semblables pour les deux laboratoires.

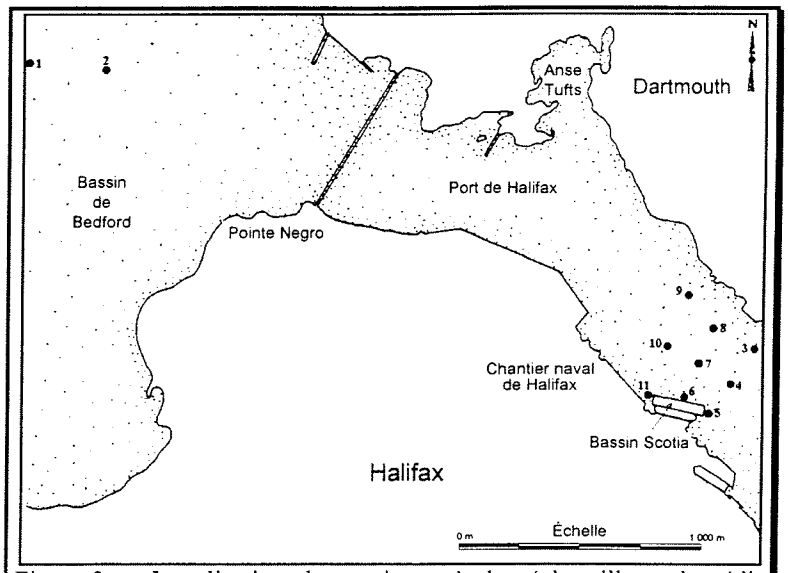


Figure 3. Localisation des stations où des échantillons de sédiments ont été prélevés dans le bassin de Bedford et à proximité du port de Halifax en juin 1996 et en octobre 1997.

2.1.2 Roche-mère

Afin de déterminer si les BPC s'étaient infiltrés dans le substrat rocheux sous-jacent aux sédiments contaminés aux environs du site de l'*Irving Whale*, des échantillons provenant de 22 points situés à l'intérieur du périmètre échantillonné à l'aide du submersible (voir section 2.1.1.1) ont été prélevés le 7 juillet 1997 (Figure 2). Les échantillons ont été obtenus à l'aide d'une benne IKU déployée à partir du navire *Simon Fraser* de la GCC. La benne IKU était suffi-

samment lourde pour briser et emporter une certaine partie du substrat rocheux sous-jacent avec les sédiments meubles superficiels. Les fragments de roche-mère ont été retirés de la benne, rincés soigneusement à l'eau de mer pour enlever tous les sédiments et les organismes qui adhéraient à leur surface, puis ils ont été coupés en morceaux d'environ 15 × 6 × 6 cm à l'aide d'une meule en Carborundum. Entre chaque coupe d'échantillon, le matériel et les surfaces étaient nettoyés à l'aide d'un jet d'eau à haute pression pour éliminer les particules contaminées et rincés à l'acétone de qualité pesticides afin de réduire la contamination entre échantillons. Les échantillons ont ensuite été préservés dans des pots Masson lavés au solvant propre. Au laboratoire, on les a traités à nouveau en retranchant une couche de 1 cm à partir des surfaces extérieures de chaque morceau de roche et en pulvérisant la matière intérieure jusqu'à consistance fine (~ 100 g) avant l'extraction et les analyse par Philip Analytical Services. Les échantillons obtenus de cette façon sont caractéristiques du substrat rocheux présent à une profondeur de 1 à 12 cm aux environs du site de l'*Irving Whale*. La position de tous les sites d'échantillonnage a été déterminée à l'aide du positionnement GPS du navire en mode différentiel. Cependant, l'erreur associée à cette méthode était augmentée par la dérive du navire durant la mise à l'eau de la benne. L'erreur estimative résultante dans le positionnement (~ 10 m) a été jugée trop importante pour que l'on puisse combiner les résultats relatifs aux sédiments de ce programme d'échantillonnage avec ceux du programme réalisé à l'aide du submersible (voir section 2.1.1.1).

2.1.3 Crabe des neiges

En mai 1997, des échantillons de crabe des neiges ont été recueillis à 12 stations situés aux environs du site de l'*Irving Whale* (Figure 4), dont 6 avaient été échantillonnés en octobre 1996. Ces stations incluaient deux sites localisés près de l'empreinte de la barge et une station témoin localisée au nord à 30 milles marins. Les autres stations d'échantillonnage étaient situées à 2,5 et à 5,0 milles marins au nord, à l'ouest, au sud et à l'est ainsi qu'à 1,35 et 2,7 milles marins au sud-est de l'empreinte de la barge. Les crabes ont été capturés à l'aide de deux casiers coniques de taille commerciale installés à chaque station; une étiquette du MPO a été attachée à tous les casiers et bouées avant leur mouillage. Lors de la levée des casiers, environ 40 crabes des neiges mâles ayant une largeur de carapace de 85 à 135 mm ont été conservés pour chaque station, puis placés dans des bacs à poisson en plastique propre de 30 L portant une étiquette. Tous les crabes ont été maintenus vivants jusqu'à leur dissection en laboratoire.

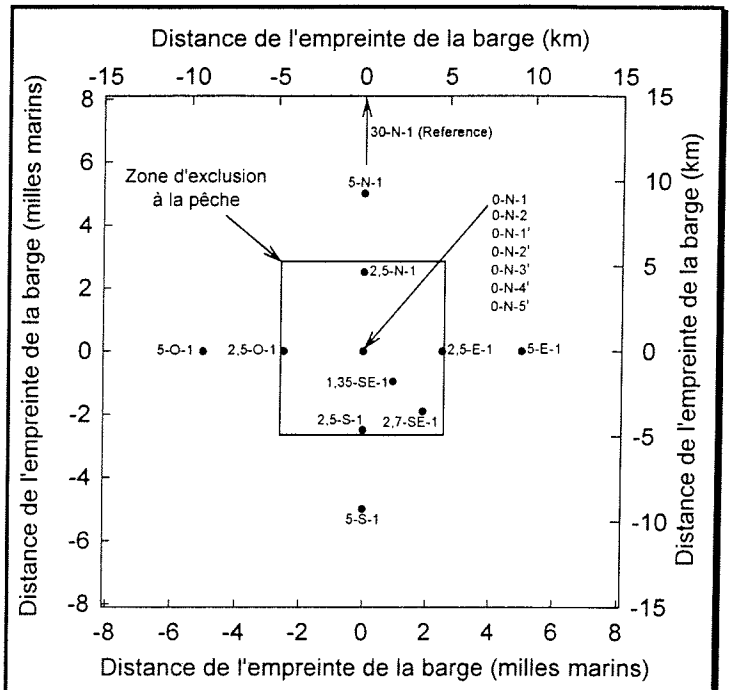


Figure 4. Localisation des stations où des échantillons de crabe des neiges ont été prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en mai 1997. Les échantillons individuels sont dénotés par un «i» en exposant.

Les procédures de dissection ont été réalisées dans les laboratoires de l'Agence canadienne d'inspection des aliments, situés à Shippagan, au Nouveau-Brunswick, et étaient similaires à celles utilisées en 1996 et en 1995 (Gouvernement du Canada, 1997). En bref, deux échantillons groupés de crabes des neiges mâles pour la glande digestive et le tissu musculaire ont été préparés pour chaque station, l'un ayant servi au dosage des BPC, et l'autre ayant été archivé comme échantillon de réserve. Tous les échantillons de glande digestive ont été préparés en mélangeant la totalité de la glande de 5 individus alors que les échantillons de tissu musculaire ont été prélevés dans les pinces et les pattes. En outre, on a préparé 5 échantillons de glandes digestives extraites de crabes individuels provenant du lieu de l'empreinte de la barge et on les a analysés pour en doser les BPC.

Les analyses ont été effectuées au laboratoire du MPO situé à Halifax, en Nouvelle-Écosse. Tous les échantillons de tissus ont été homogénéisés, saponifiés puis extraits à l'hexane. Les extraits étaient ensuite purifiés par chromatographie sur gel et par traitement à l'acide sulfurique. Les congénères des BPC ont été dosés par chromatographie capillaire en phase gazeuse et spectrométrie de masse à faible résolution (5971A) sur une colonne capillaire HP-5MS. Le spectromètre de masse a été utilisé en mode de surveillance des ions choisis, soit 4 ions par classe pour la confirmation des chlorobiphényles. Pour tous les échantillons, on a mesuré les congénères des BPC trouvés dans l'Aroclor 1242 et d'autres qui se retrouvent souvent dans les mélanges d'Aroclor 1254 et 1260. Selon la disponibilité commerciale de témoins pour chaque congénère, 159 composés ont été choisis. Cependant, les concentrations de 85 de ces congénères ont constamment été inférieures à la limite de détection. Pour tous les échantillons de glandes digestives et de tissus musculaires, le taux de récupération des congénères 153 et 194 des BPC marqués au $^{13}C_{12}$ a toujours été supérieur à 95 %, et tous les essais d'analyse à blanc ont donné des concentrations non détectables de chlorobiphényles.

2.2 Méthodes de calcul et analyses statistiques

2.2.1 Estimation de la charge totale en BPC dans les sédiments aux environs de l'empreinte de la barge

Une estimation de la charge totale en BPC dans les sédiments aux environs de l'empreinte de la barge a été obtenue à partir de l'analyse des échantillons de sédiments prélevés en juin 1997. Dans un premier temps, des cartes de distribution des concentrations en BPC, de l'épaisseur des sédiments et de leur porosité sur une superficie de 20 000 m^2 située au sud-est de l'empreinte de la barge ont été préparées en construisant des grilles de 100 x 200 m divisées en cellules de 1 m de côté à l'aide d'une méthode de krigeage. Cette superficie a été choisie en raison de la disponibilité d'un nombre d'échantillons suffisant pour construire des cartes de distribution et pour des fins de comparaison avec les résultats du programme d'échantillonnage de 1996. Les grilles correspondant aux concentrations de BPC, à l'épaisseur des sédiments et à leur porosité ont ensuite été combinées en une seule grille de 100 x 200 m représentant la charge en BPC par unité de surface à l'aide de la formule suivante :

$$C_{PCB} = \frac{[PCB]}{F_s - [PCB]} \times \rho_{sed} \times (1-\phi) \times Z \quad (\mathrm{kg \cdot m^{-2}})$$

dérivée de : $$[PCB] = \text{Concentration en BPC} = F_s \times \frac{C_{PCB}}{C_{PCB} + C_{sed}} \ (\text{kg·kg}^{-1})$$

où : $$C_{sed} = \text{Charge en sédiments} = \rho_{sed} \times (1-\phi) \times Z \ (\text{kg·m}^{-2})$$

$$F_s = \text{Facteur de correction pour la salinité} = \frac{(1-CS)+CS\cdot S}{1-CS}$$

$$CS = \text{Contenu en eau salée des sédiments} = CE \times (1 + \frac{S}{1-S})$$

$$\phi = \text{Porosité du sédiment} = \frac{CS\cdot \rho_{sed}}{CS\cdot \rho_{sed} + (1-CS)\cdot \rho_{es}}$$

ρ_{sed} = Densité du sédiment = 2 650 kg·m^{-3}

Z = pofondeur des sédiments (m)

CE = Contenu en eau des sédiments

S = Salinité = 0,035

ρ_{sw} = Densité de l'eau de mer = 1 025 kg·m^{-3}

Préalablement à ces calculs, les concentrations en BPC (µg·g^{-1}) et l'épaisseur des sédiments (cm) ont été converties aux unités appropriées (kg·kg^{-1} et m, respectivement). On a supposé que la densité des sédiments était équivalente à la densité de la silice. Les concentrations en BPC et le contenu en eau des sédiments ont été supposées constants sur toute la profondeur des sédiments étant donné que l'épaisseur de ces derniers ne dépassait habituellement pas 10 cm.

Finalement, on a intégré les charges en BPC ainsi obtenues dans chaque pixel de 1 × 1 m de la grille de 100 × 200 m pour chacune des superficies correspondant à un intervalle logarithmique de valeurs afin d'obtenir une estimation de la quantité totale de BPC dans les sédiments à l'intérieur de ces zones.

Une analyse de sensibilité a été effectuée afin de calculer le biais dans l'estimation de la charge en BPC par le modèle qui est relié aux techniques d'échantillonnage et d'analyse. Pour les deux années, des estimés minimaux et maximaux de la charge totale en BPC dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* ont été calculés en utilisant l'erreur reliée au positionnement des stations d'échantillonnage (± 5 m), aux mesures de la profondeur des sédiments meubles (± 10 %), et aux mesures de concentration en BPC (± 11 % selon la récupération de substituts et de matrices marquées). Les estimations ainsi obtenues fournissent un intervalle de variation de la charge totale en BPC dans les sédiments qui tient compte de la précision de ces mesures.

2.2.2 Composition en congénères de BPC dans les sédiments et le crabe des neiges

La composition en congénères de BPC dans les échantillons de sédiments prélevés dans le chenal Laurentien (voir section 2.1.1.2) et dans les échantillons de crabes des neiges recueillis aux environs du site de l'*Irving Whale* (voir section 2.1.3) a été soumise à une analyse statistique dans le but : 1) de déterminer si les BPC se trouvant dans ces compartiments de l'écosystème du Golfe provenaient ou non de l'*Irving Whale*; et 2) de caractériser les changements, s'il y a lieu, dans les patrons de composition des BPC par rapport à la composition du fluide de la barge (Aroclor 1242). L'approche statistique utilisée est l'analyse en composantes principales (ACP; Zitko, 1994), laquelle permet la représentation graphique de la relation entre les échantillons et la source potentielle des BPC (le fluide caloporteur de la barge) d'après leur composition respective en congénères de BPC.

Dans le cas des sédiments du chenal Laurentien, les analyses ont été effectuées en utilisant les concentrations de 22 congénères ou groupes de congénères mesurées à sept profondeurs dans deux carottes de sédiments prélevées dans le golfe du Saint-Laurent (voir section 2.1.1.2). Afin d'axer l'ACP sur la variabilité dans les échantillons de sédiments, le fluide de la barge n'a pas été inclus dans les analyses étant donné l'éloignement de cette source potentielle de BPC par rapport aux stations d'échantillonnage dans le chenal. La matrice des concentrations résultante de 14 objets × 22 congénères a été soumise à une normalisation par ligne dans le but d'exprimer les concentrations des congénères en termes de leur contribution relative à la contamination totale par les BPC dans un échantillon donné. Puisque plusieurs congénères n'ont pas été décelés dans les niveaux inférieurs des carottes de sédiments, on a déterminé que leur contribution relative serait le seuil de détection de la méthode (20 $pg \cdot g^{-1}$). L'ACP a été réalisée à l'aide de la matrice de corrélation des données pour accorder à toutes les variables un poids égal.

Dans le cas des échantillons de crabe des neiges, on a utilisé comme variables dans l'ACP les concentrations de 78 congénères ou groupes de congénères (certains pics dans les profils des chlorobiphényles peuvent comprendre plusieurs congénères) mesurées dans 43 échantillons de glandes digestives et dans le fluide de la barge. Toutefois, les concentrations de nombreux congénères se situaient à proximité ou au-dessous du seuil de détection (0,002 $\mu g \cdot g^{-1}$) et aurait peu contribué à la variabilité totale des données. Par conséquent, seuls les congénères ou groupes de congénères qui ont été détectés dans au moins 50 % des échantillons, y compris les échantillons de fluide de la barge, ont été choisis pour l'analyse, soit 32 variables. Les valeurs des variables choisies ont ensuite été normalisées afin de représenter la contribution relative (%) de chacune à la contamination par les BPC de chaque échantillon. Finalement, l'ACP a été réalisée à l'aide de la matrice de corrélation des données pour accorder à toutes les variables un poids égal.

3. RÉSULTATS

3.1 Sédiments

3.1.1 Sédiments meubles

Les résultats du dosage des BPC dans les échantillons de sédiments recueillis au cours de la campagne menée à partir du NCSM *Cormorant* (voir section 2.1.1.1) figurent au Tableau 1. Certaines différences ont été observées dans les résultats rapportés par chaque laboratoire. Les résultats du laboratoire PAS étaient généralement plus élevés que ceux du laboratoire d'EC, en particulier en ce qui concerne les fortes concentrations. Les résultats du laboratoire du CRP étaient considérablement plus faibles que ceux du laboratoire d'EC, en particulier dans les faibles concentrations. Toutefois, seuls les résultats obtenus par PAS ont été utilisés pour les comparaisons interannuelles, étant donné que ce laboratoire avait effectué les analyses en 1996 et que, par conséquent, les méthodes d'analyse et le matériel utilisés étaient similaires pour les deux années.

Tableau 1. Concentrations en BPC (Aroclor 1242), épaisseur et contenu en eau des sédiments aux stations échantillonnées aux environs du site de l'*Irving Whale* au printemps de 1997. EC, PAS et CRP correspondent aux laboratoires où ont été effectuées les analyses (voir texte pour plus de détails).

Station[1]	Distance de l'empreinte de la barge (m)		Épaisseur des sédiments (cm)	Contenu en eau (%)	Concentration en BPC (µg·g^{-1} poids sec)		
	SO - NE	SE - NO			EC	PAS	CRP
A5	-95	-30	3,0	32	12,3	0,72	0,34
B5	-75	-30	3,0	34	5,2	8,8	7,24
D0	-45	-130	1,0	42	13,9	19	17,4
D1	-45	-110	2,0	34	6,6	6,7	5,26
D2	-45	-90	2,0	40	4,5	10	5,08
D3	-45	-70	3,0	21	19,3	1,4	1,97 / 1,84 [2]
D4	-45	-50	3,0	35	10,6	14	10,9
D5	-45	-30	3,0	32	124,6	250	185
D7	-45	-5	1,0	35	13,7	13	8,96 / 11,7 [2]
D10	-45	20	3,0	24	36,4	71	43
F2	-25	-90	0,5	51	19,3	24	25,3
F5	-25	-30	2,0	46	30,6	70	61,5
H (-2)	-5	-170	10,0	26	23,4	43	59,8
H (-1)	-5	-150	5,0	21	9,8	13	14,3
H0	-5	-130	5,0	21	2,4	2	3,53
H1	-5	-110	3,0	38	36,3	53	36,1
H2	-5	-90	3,0	38	35,7	34	17,8
H3	-5	-70	0,5	53	31,3	320	148
H4	-5	-50	7,0	59	54,3	140	74,1
H5	-5	-30	3,0	46	38,1	70	20,2
J2	15	-90	3,0	37	78,1	130	103
J4	15	-50	10,0	38	3,6	5,5	2,81 / 5,48 [2]
J5	15	-30	4,0	40	43,3	4000	2210
K0	35	-130	5,0	42	2,3	3,3	2,97
K1	35	-110	5,0	32	2	2,9	3,27
K2	35	-90	6,0	69	11,8	42	19,5
K3	35	-70	7,0	70	15,5	40	10,1
K4	35	-50	2,0	45	284	330	292
K5	35	-30	10,0	29	1352	1500	1090
K7	35	-5	1,0	59		120	
L4	55	-50	3,0	37	1,9	2,4	2,46
L10	55	20	0,5	50	1,7	3,8	4,86
M4	75	-50	7,0	63	4,7	8,9	4,34
M10	75	20	0,5	70	41,4	57	22,1
N4	95	-50	3,0	69	1,3	3,5	1,73

[1] Voir Figure 2 pour la position des stations.
[2] Réplicats.

En outre, le contrôle de qualité interne de PAS a indiqué que les taux de récupération des ajouts connus ont été de l'ordre 89 ± 2,1 % pour la matrice des BPC. De plus, les taux de récupération de composés substituts ajoutés à chaque échantillon juste avant l'extraction étaient de l'ordre de 97 ± 16 % et tous les essais en blanc ont révélé une absence de contamination par les BPC à des niveaux supérieurs ou égaux au seuil de détection de la méthode.

En 1997, les concentrations élevées en BPC dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* ont été mesurées approximativement aux mêmes endroits qu'en 1996 (Figure 5). Pour les deux années, les zones de forte contamination à l'intérieur desquelles les concentrations en BPC dans les sédiments dépassaient 100 $\mu g \cdot g^{-1}$ étaient principalement situées au sud-est de l'empreinte de la barge. Toutefois, la superficie de ces zones a augmenté d'environ 2 353 m^2 en 1996 à 3 526 m^2 en 1997. De plus, la surface délimitée par des concentrations en BPC supérieures à 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ était plus étendue vers le sud en 1997 qu'en 1996. Contrairement à la situation observée en 1996, aucune région avec des concentrations en BPC inférieures à 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ n'a été trouvée à moins de 100 m au sud-est de l'empreinte de la barge en 1997.

La comparaison des sites où des échantillons de sédiments ont été prélevées au cours des deux années indique que les concentrations en BPC ont diminué de façon significative au cours de l'hiver aux stations localisées à l'intérieur des zones de forte contamination qui ont été observées en 1996 (test d'échantillons appairés de Wilcoxon : $Z = 1{,}99$, $p < 0{,}05$; Figure 6). Les concentrations moyennes dans les sédiments ont diminué de 2 262 $\mu g \cdot g^{-1}$ (maximum de 9 100 $\mu g \cdot g^{-1}$) en 1996 à 342 $\mu g \cdot g^{-1}$ (maximum de 4 000 $\mu g \cdot g^{-1}$) en 1997 à ces stations. Cependant, les concentrations en BPC aux autres stations n'étaient pas significativement différentes entre les années ($Z = 1{,}54$, $p = 0{,}123$), bien que les valeurs mesurées en 1997 semblaient supérieurs à celles obtenues en 1996. Néanmoins, une diminution d'un facteur six dans les concentrations moyennes en

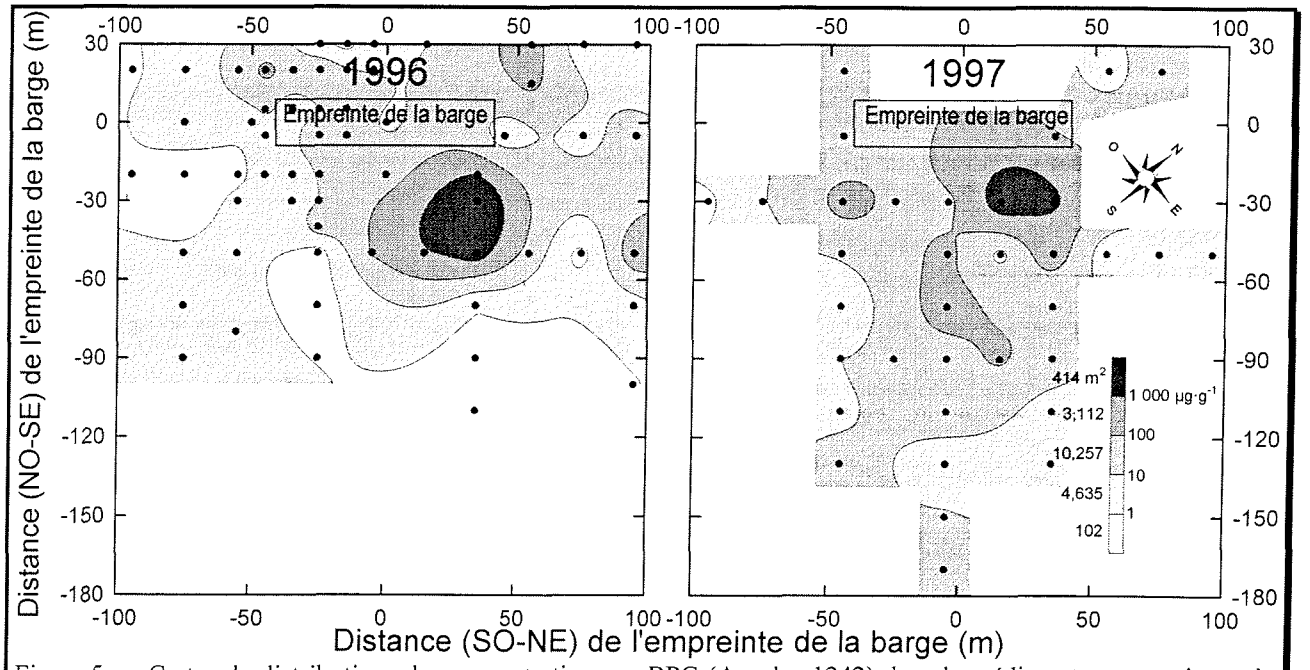


Figure 5. Cartes de distributions des concentrations en BPC (Aroclor 1242) dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai et juin 1997, à partir d'échantillons prélevés à l'aide d'un submersible habité.

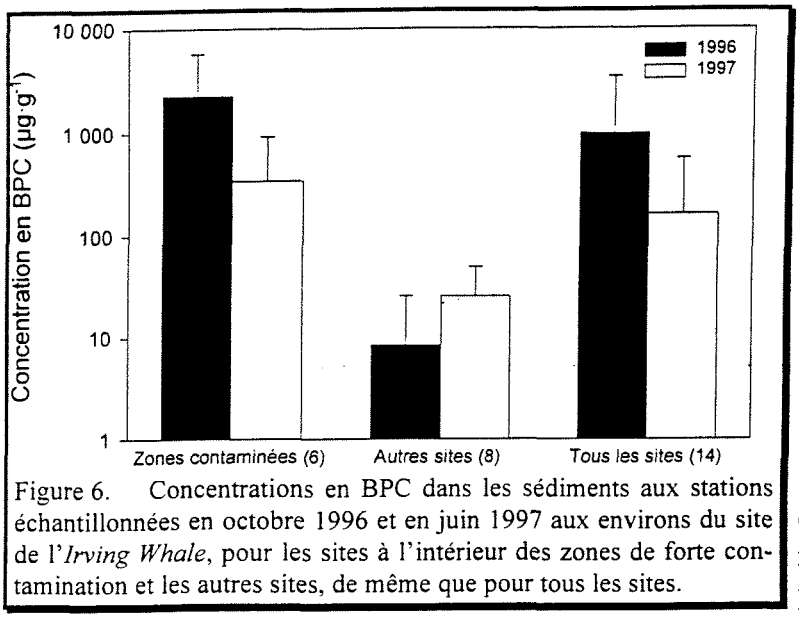


Figure 6. Concentrations en BPC dans les sédiments aux stations échantillonnées en octobre 1996 et en juin 1997 aux environs du site de l'*Irving Whale*, pour les sites à l'intérieur des zones de forte contamination et les autres sites, de même que pour tous les sites.

BPC a été observée dans les sédiments pour l'ensembles des stations échantillonnées en 1996 et en 1997.

Pour les deux années, les concentrations en BPC ont diminué en fonction de la distance par rapport à l'empreinte de l'*Irving Whale* (Figure 7). La corrélation entre les concentrations en BPC transformées logarithmiquement dans les sédiments et la distance par rapport à l'empreinte de la barge était significative pour les deux années (1996 : $r = 0,58$, $p < 0,0001$; 1997 : $r = 0,48$, $p < 0,01$). Cependant, la pente de la régression en 1997 n'était pas significativement différente de celle observée en 1996 (ANCOVA : $F = 0,97$, $p = 0,33$).

3.1.2 Roche-mère

Les concentrations en BPC dans le substrat rocheux sous-jacent aux sédiments superficiels aux environs du site de l'*Irving Whale* étaient généralement très faibles (Tableau 2). Elles variaient entre 0,012 et 0,076 $\mu g \cdot g^{-1}$ et étaient comparables à celles qui ont été mesurées dans l'échantillon témoin. Par contre, les concentrations en BPC dans les sédiments meubles superficiels mesurées à une station donnée étaient considérablement plus élevées que celles mesurées dans le substrat rocheux, avec des valeurs variant entre 0,34 et 560 $\mu g \cdot g^{-1}$. Aucune corrélation significative n'a été observée entre les teneurs obtenues pour le substrat rocheux et celles obtenues pour les sédiments superficiels correspondants.

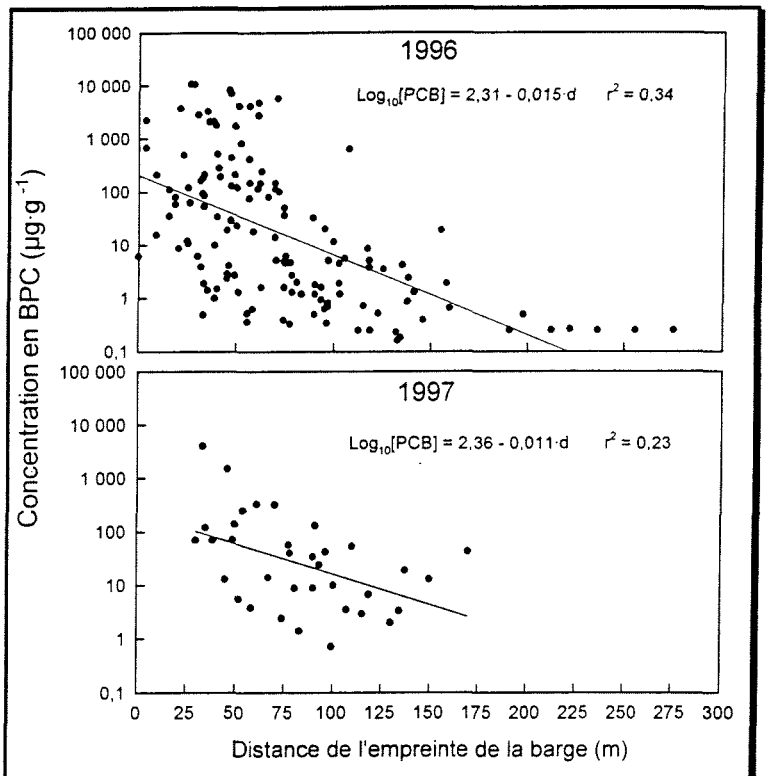


Figure 7. Variations des concentrations en BPC (Aroclor 1242) dans les sédiments en fonction de la distance depuis l'empreinte de la barge en octobre 1996 et en mai et juin 1997, à partir d'échantillons prélevés à moins de 300 m.

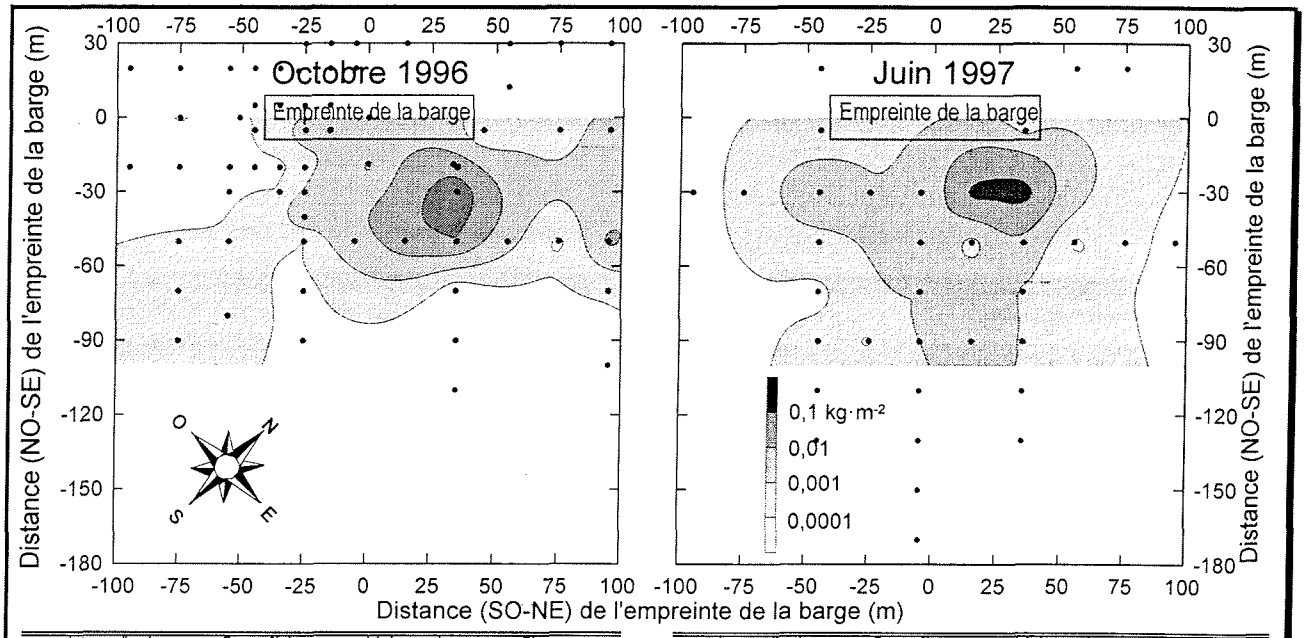
Tableau 2. Concentrations en BPC (en Aroclor 1242) dans les échantillons de roche-mère et de sédiments superficiels prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en juillet 1997.

Station[1]	Concentration en BPC (µg·g⁻¹ poids sec)		Rapport Roche-mère / Sédiments
	Roche-mère	Sédiments superficiels	
Témoin	0,010 / 0,014[2]	0,024 / 0,028[2]	0,417 / 0,500[2]
D2	0,071	2,20	0,032
D4	0,003	0,36	0,007
D5	0,029	0,67	0,043
D7	0,023	3,80	0,006
D0		0,34	
D(-2)	0,024	3,30	0,007
H11	0,027	1,60	0,017
H13	0,028	0,45	0,061
H15	0,018	1,60	0,011
H2	0,018	14,0	0,001
H4	0,018	2,40	0,008
H0	0,034	2,30	0,015
H(-2)	0,012	6,90	0,002
HJ8	0,021	11,0	0,002
K4	0,030	53,0	0,001
K7	0,076	560	< 0,001
K0	0,057	3,30	0,017
K1	0,026		
K2	0,022	2,30	0,010
N10	0,025	6,20	0,004
N12	0,022	12,0	0,002
Q12	0,034	1,30	0,026

[1] Voir Figure 2 pour la position des stations.
[2] Réplicats.

3.1.3 Charge en BPC dans les sédiments locaux

La Figure 8 présente les cartes de distribution de la charge estimée en BPC dans les sédiments au sud-est de l'empreinte de la barge, établies d'une part d'après la campagne d'échantillonnage de juin 1997, d'autre part à partir des échantillons recueillis en octobre 1996 pour la même zone (Gouvernement du Canada, 1997). La charge totale estimée en BPC dans les sédiments à l'intérieur d'une superficie de 20 000 m^2 au sud-est de l'empreinte de la barge était d'environ 76 kg au printemps de 1997, comparativement à 119 kg en 1996 dans ce même périmètre. En juin 1997, la zone délimitée par des



Intervalle de charge (kg·m^{-2})	Superficie (m^2)	Volume de sédiments (m^3)	Charge en BPC (kg)
> 0,1	342	9	55
0,01 - 0,1	1 346	47	47
0,001 - 0,01	4 543	260	14
0,0001 - 0,001	7 094	399	2,5
< 0,0001	6 675	261	< 0,4
Total	20 000	976	119

Intervalle de charge (kg·m^{-2})	Superficie (m^2)	Volume de sédiments (m^3)	Charge en BPC (kg)
> 0,1	183	13	23
0,01 - 0,1	988	53	35
0,001 - 0,01	5 807	222	15
0,0001 - 0,001	8 778	297	3
< 0,0001	4 244	136	< 0,3
Total	20 000	721	76

Figure 8. Cartes de distribution de la charge estimée en BPC dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en juin 1997, et charge totale estimée, superficie, et volume de sédiments pour chaque intervalle logarithmique de l'inventaire. Les stations d'échantillonnage sont représentées par des points (•).

charges en BPC supérieures à 0,01 $kg \cdot m^{-2}$ contenait plus de 75 % des BPC (58 kg), couvrait une superficie d'environ 1 171 m^2 et comprenait un volume de sédiments meubles estimé à 25 m^3. En comparaison, 102 des 119 kg (86 %) de BPC trouvés dans les sédiments locaux en octobre 1996 étaient présents à l'intérieur d'une superficie de 1 688 m^3 qui contenait 26 m^3 de sédiments. Comparativement à octobre 1996, la zone à l'intérieur de laquelle les charges en BPC étaient supérieures à 0,01 $kg \cdot m^{-2}$ était plus étendue vers le sud-ouest et surtout vers le sud-est en juin 1997. La quantité totale de sédiments présents à l'intérieur du périmètre évalué est passée d'environ 487 m^3 en 1996 à 210 m^3 en 1997.

L'analyse de sensibilité du modèle utilisé pour calculer ces estimés montre qu'il y a des recouvrements importants entre 1996 et 1997 dans les intervalles de variation des estimés de charge en BPC et de volume de sédiments. Selon l'erreur reliée aux techniques d'échantillonnage et analytiques, les intervalles de variation dans la charge totale en BPC dans les sédiments à l'intérieur du périmètre évalué (20 000 m^3) sont de 50 à 301 kg en 1996 et de 33 à 146 kg en 1997. De même, les estimés du volume total de sédiments avaient un intervalle de variation de 374 à 632 m^3 en 1996 et de 155 à 280 m^3 en 1997.

3.1.4 Sédiments du chenal Laurentien

Les profils sédimentaires obtenus pour les deux stations du chenal Laurentien dans le golfe du Saint-Laurent présentent des accumulations historiques de BPC différentes (Figure 9). Les carottes de sédiments prélevées au nord-est des Îles-de-la-Madeleine (carotte J) et au sud de l'île d'Anticosti (carotte D) ont été datées selon un modèle de simple couche basé sur le ^{210}Pb, lequel reproduit adéquatement les résultats avec des coefficients de régression de 0,88 et de 0,93 respectivement. Il n'y avait aucun signe de mélange de surface ou de bioturbation dans ces carottes. Selon la chronologie du ^{210}Pb, les concentrations en BPC ont commencé à s'accroître en 1925 ± 12 ans dans les deux carottes de sédiments. Toutefois, depuis la fin des années 60 ou le

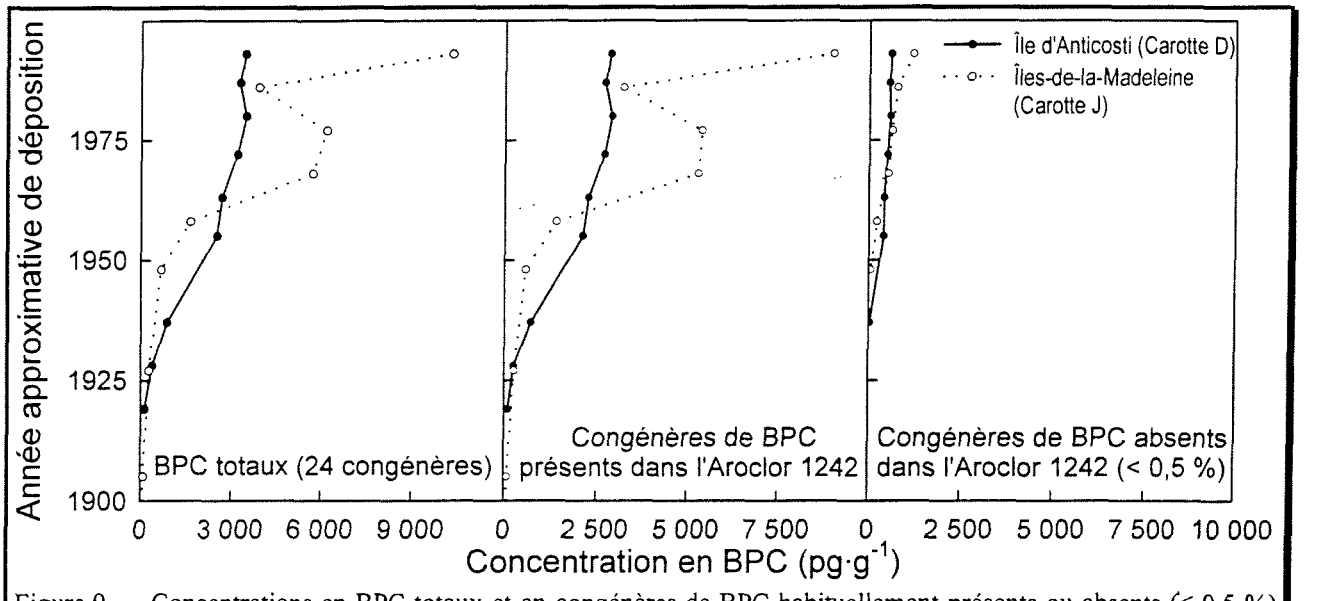


Figure 9. Concentrations en BPC totaux et en congénères de BPC habituellement présents ou absents (< 0,5 %) dans l'Aroclor 1242 dans les carottes de sédiments prélevées en décembre 1996 à deux stations dans le chenal Laurentien (voir Figure 1) dans le golfe du Saint-Laurent.

début des années 70, les BPC totaux (24 congénères) mesurées dans les sédiments du nord-est des Îles-de-la-Madeleine ont atteint des concentrations plus élevées qu'au sud de l'île d'Anticosti. Les concentrations des 17 congénères de BPC qui sont caractéristiques de l'Aroclor 1242 ont présenté le même patron de variation entre ces stations. Les 7 congénères restants, par contre, avaient des concentrations similaires aux deux stations pour une même année de déposition. Les pesticides organochlorés DDD, DDE et DDT ont tous présenté des profils et des concentrations similaires entre les carottes (M. Lebeuf, comm. pers.). Ceci suggère que, comparativement à la région située au sud de l'île d'Anticosti, les sédiments du chenal Laurentien au nord-est des Îles-de-la-Madeleine ont reçu des apports additionnels de BPC qui sont typiques de ceux retrouvés dans le mélange de l'Aroclor 1242, mais n'ont pas reçu d'apports additionnels pour d'autres composés organochlorés. Les apports additionnels de BPC dans les sédiments au nord-est des Îles-de-la-Madeleine sont caractérisés par deux maxima distincts, le premier étant survenu en 1972 ± 7 ans et le deuxième plus récemment, soit en 1989 ± 7 ans.

L'analyse des composantes principales (ACP) de la composition des congénères de BPC dans toutes les couches échantillonnées des deux carottes de sédiments prélevées dans le chenal Laurentien a révélé des différences importantes dans les patrons de composition (Figure 10). La composition en congénères de la plupart des sédiments superficiels recueillis au nord-est des Îles-de-la-Madeleine était clairement différente de celle de toutes les autres couches analysées dans les deux carottes. Cette discrimination observée le long du premier axe de variation était principalement attribuable à une plus grande prévalence des congénères de BPC de poids moléculaire intermédiaire dans les couches superficielles de la carotte J, principalement les CB 87, 99, 101 et 110. Cependant, il y avait une exception au patron observé, soit l'échantillon J1986, qui

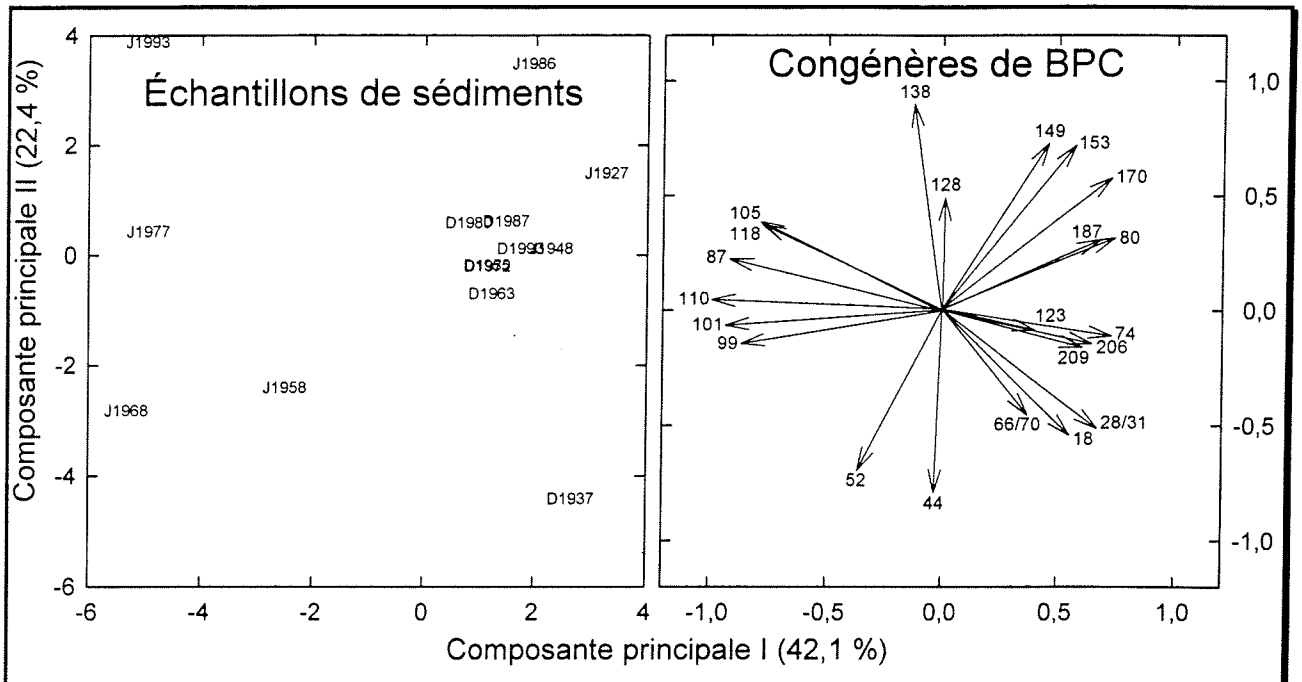


Figure 10. Projection des échantillons de carottes de sédiments prélevées à deux stations dans le chenal Laurentien sur les deux premières composantes principales (64,5 %) de la variabilité totale de leur composition en congénères de BPC (24 congénères), et contribution de tous les congénères à la structure observée. Les échantillons sont représentés par la station (voir Figure 1) et l'année approximative de déposition.

était caractérisé par une composition en congénères similaire à celle trouvée dans la carotte D et dans les sédiments profonds de la carotte J. Cette couche était également caractérisée par des concentrations plus faibles en BPC par rapport aux couches adjacentes.

3.1.5 Sédiments dans le port de Halifax

Le Tableau 3 présente les concentrations en BPC dans les sédiments aux environs du bassin Irving Scotia, dans le port de Halifax, avant et après les activités de transfert et de nettoyage de la barge et de récupération des BPC. En juin 1996, les concentrations initiales en BPC totaux dans les sédiments aux environs du bassin Scotia étaient relativement faibles (moyenne de $0,51 \pm 0,17$ $\mu g \cdot g^{-1}$) et représentatives de la contamination par les BPC dans le port de Halifax. Aucun patron typique de l'Aroclor 1242 non altéré n'a été observé dans les échantillons de sédiments à ce moment. De plus, les concentrations en BPC en équivalents d'Aroclor 1242 étaient toujours faibles, les valeurs mesurées variant entre 0,03 et 0,08 $\mu g \cdot g^{-1}$ aux environs du bassin Scotia. En octobre 1997, les concentrations totales en BPC dans les sédiments (moyenne de $0,60 \pm 0,41$ $\mu g \cdot g^{-1}$) situés aux environs du bassin n'ont pas varié de façon notable par rapport à l'année précédente, bien que des valeurs supérieures aient été mesurées aux sites témoins (échantillons 1 et 2). Cependant, en 1997, les concentrations totales en BPC et les concentrations en BPC quantifiés sous forme d'Aroclor 1242 étaient plus élevées dans les échantillons prélevés à proximité du bassin (échantillons 5, 6 et 11). En outre, les concentrations en Aroclor 1242 semblaient décroître en fonction de la distance par rapport au bassin, du moins le long de deux transects (n° 1 et n° 2). Par conséquent, la concentration en congénères de BPC représentatifs de l'Aroclor 1242 semble avoir augmenté quelque peu de juin 1996 à octobre 1997 dans les sédiments les plus proches du bassin Scotia.

Tableau 3. Concentrations en BPC ($\mu g \cdot g^{-1}$ poids sec) dans les sédiments aux environs du bassin Irving Scotia, dans le port de Halifax, à partir d'échantillons prélevés en juin 1996 and en octobre 1997.

Numéro de l'échantillon	Localisation	Position		BPC totaux* Juin 1996	BPC totaux** Octobre 1997
		Latitude	Longitude		
1	Bassin de Bedford #8 Échantillon 1 (témoin)	44° 40,92 N	63° 37,73 W	0,12 (0,02)	0,45 (0,07)
2	Bassin de Bedford #8 Échantillon 2 (témoin)	44° 40,89 N	63° 37,98 W	0,15 (0,02)	0,46 (0,07)
3	Bassin Scotia Transect #1 Échantillon 1	44° 39,94 N	63° 35,67 W	0,70 (0,06)	0,12 (< 0,05)
4	Bassin Scotia Transect #1 Échantillon 2	44° 39,97 N	63° 35,70 W	0,60 (0,07)	0,42 (0,13)
5	Bassin Scotia Transect #1 Échantillon 3	44° 20,02 N	63° 35,75 W	0,30 (0,05)	1,2 (0,27)
6	Bassin Scotia Transect #2 Échantillon 1	44° 40,08 N	63° 35,62 W	0,42 (0,05)	0,67 (0,16)
7	Bassin Scotia Transect #2 Échantillon 2	44° 40,20 N	63° 35,72 W	0,58 (0,06)	0,67 (0,05)
8	Bassin Scotia Transect #2 Échantillon 3	44° 40,20 N	63° 35,65 W	0,38 (0,05)	0,17 (< 0,05)
9	Bassin Scotia Transect #3 Échantillon 1	44° 40,15 N	63° 35,54 W	0,42 (0,06)	0,38 (0,05)
10	Bassin Scotia Transect #3 Échantillon 2	44° 40,26 N	63° 37,07 W	0,81 (0,08)	Pas d'échantillon
11	Bassin Scotia Transect #3 Échantillon 3	44° 40,20 N	63° 35,79 W	0,38 (0,03)	1,2 (0,3)
Moyenne (Bassin Scotia)				0,51 (0,06)	0,60 (0,12)

* BPC quantifiés en Aroclor 1242/1254/1260, limite de détection = 0,02 $\mu g \cdot g^{-1}$.
** BPC quantifiés en Aroclor 1242/1254/1260, limite de détection = 0,05 $\mu g \cdot g^{-1}$.
Les valeurs entre parenthèses représentent les concentrations en Aroclor 1242 selon les congénères représentatifs du mélange.

3.2 Crabe des neiges

3.2.1 Concentrations en BPC

Contrairement à la situation qui prévalait en octobre 1996, aucun échantillon de crabe des neiges recueilli en mai 1997 n'avait une teneur en BPC supérieure à la limite canadienne de 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ établie pour la consommation dans leur glandes digestives ou leur tissus musculaires (Tableau 4). Les concentrations totales en BPC dans les glandes digestives variaient entre 0,230 et 0,900 $\mu g \cdot g^{-1}$, les valeurs les plus élevées ayant été trouvées près de l'empreinte de la barge. Dans les tissus musculaires, les concentrations en BPC étaient de deux ordres de grandeur plus faibles que dans les glandes digestives, leurs valeurs variant entre 0,001 et 0,013 $\mu g \cdot g^{-1}$. En comparaison, respectivement 25 % et 5 % des échantillons groupés de crabes des neiges recueillis en octobre 1996 atteignaient ou dépassaient la limite de 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les glandes digestives et les tissus musculaires.

Tableau 4. Concentration totale en BPC (78 congénères, $\mu g \cdot g^{-1}$ poids humide) dans la glande digestive et le tissu musculaire d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997.

Station[1]	Glande digestive		Tissu musculaire	
	Octobre1996	Mai1997	Octobre 1996	Mai 1997
Empreinte de la barge				
0-N-1	2,50	0,900	0,560	0,009
0-N-2	27,20	0,630 / 0,650 [2]	2,200	0,007 / 0,006 [2]
0-N-1[i]	0,68	0,410	–	–
0-N-2[i]	0,32	0,450	–	–
0-N-3[i]	1,10	0,420	–	–
0-N-4[i]	0,54	0,250	–	–
0-N-5[i]	0,72	0,330	–	–
Nord				
0,54-N-1	0,31	–	0,034	–
1-N-1	2,10	–	0,044	–
2,5-N-1	–	0,410		0,001
5-N-1	–	0,450		0,003
30-N-1	0,20	0,250 / 0,250 [2]	0,008	0,004 / 0,002 [2]
Est				
0,54-E-1	2,00	–	0,035	–
1-E-1	0,47	–	0,022	–
2,5-E-1	0,16	0,520	0,002	0,008
5-E-1	–	0,310		0,001
Sud-est				
0,13-SE-1	0,76	–	0,027	–
0,27-SE-1	0,55	–	0,014	–
0,54-SE-1	0,96	–	0,013	–
1-SE-1	0,46	–	0,006	–
1,35-SE-1	0,27	0,460	0,001	0,003
2,7-SE-1	0,55	0,340	0,004	0,004
5,4-SE-1	0,96	–	0,088	–
Sud				
0,54-S-1	0,29	–	0,015	–
1-S-1	3,30	–	0,100	–
2,5-S-1	0,25	0,320	0,021	0,003
5-S-1	–	0,230		0,013
Ouest				
0,54-O-1	0,25	–	0,030	–
1-O-1	0,43	–	0,013	–
2,5-O-1	–	0,320		0,002
5-O-1	–	0,480		0,002

[1] La codification des stations est effectuée comme suit : distance de l'empreinte de la barge (milles marins) – orientation par rapport à l'empreinte de la barge – numéro de laboratoire (voir Figure 3).
[2] Réplicats.

Tant en 1997 qu'en 1996, les concentrations totales en BPC dans la glande digestive des crabes ont diminué de façon significative en fonction de la distance par rapport à l'empreinte de la barge (Figure 11). Pour les deux années, la corrélation entre les concentrations en BPC sous forme logarithmique et la distance par rapport à l'empreinte de la barge a été significative (1996 : $r = 0{,}51$, $p < 0{,}05$; 1997 : $r = 0{,}69$, $p < 0{,}01$). Cependant, le taux de décroissance des concentrations en BPC en fonction de la distance ne variait pas significativement entre les deux années (ANCOVA : $F = 0{,}016$, $p = 0{,}90$).

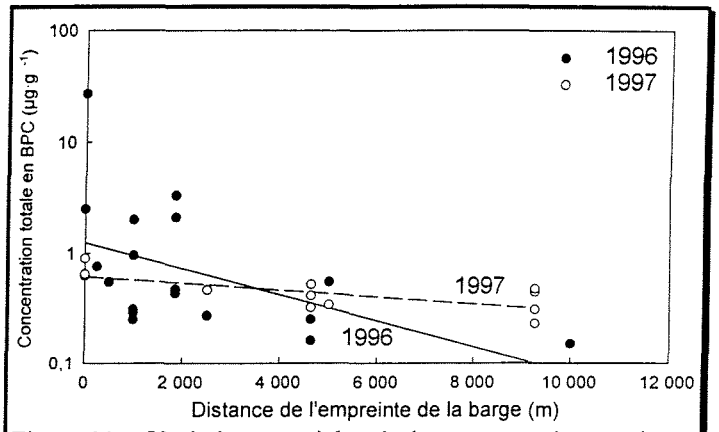


Figure 11. Variations spatiales de la concentration totale en BPC dans la glande digestive d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997.

Les plus faibles concentrations en BPC mesurées chez les crabes capturés près de l'empreinte de la barge en mai 1997 reflètent une diminution de la concentration des congénères de BPC faiblement chlorés (mono- à tétrachlorobiphényles; Figure 12) par rapport aux concentrations mesurées en octobre 1996. Aux stations où des échantillons de crabes ont été prélevés au cours des deux années, la concentration en BPC faiblement chlorés dans la glande digestive des individus capturés près de l'empreinte de la barge était plus faible en 1997 qu'en 1996 (test d'échantillons appariés de Wilcoxon : $Z = 2{,}20$, $p < 0{,}05$), mais elle ne variait pas d'une année à l'autre aux

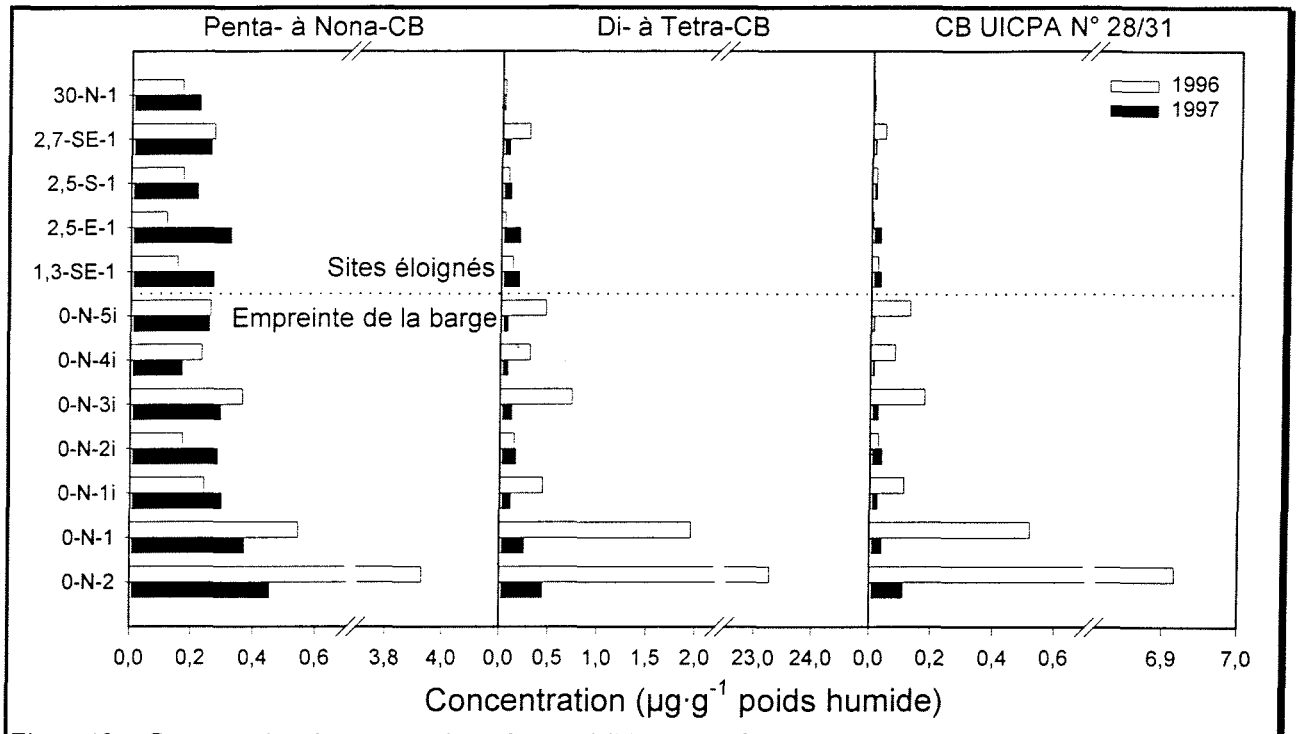


Figure 12. Concentration des groupes homologues faiblement et fortement chlorés de BPC, et des chlorobiphényles UICPA N° 28/31, dans la glande digestive d'échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre1996 et en mai 1997. Voir la Figure 4 pour la codification des échantillons.

stations éloignées de l'*Irving Whale* ($Z = 0,40$, $p > 0,05$). Cette observation était particulièrement évidente pour les CB UICPA N° 28/31, que l'on trouve de façon typique dans les mélanges d'Aroclor 1242. Par contre, la concentration en BPC fortement chlorés est demeurée relativement inchangée entre ces deux années à toutes les stations, sauf dans le cas d'un échantillon groupé de glande digestive fortement contaminé provenant de l'empreinte de la barge. Dans la glande digestive, la concentration moyenne en congénères qui sont absents ou peu présents (< 0,5 %) dans les mélanges d'Aroclor 1242 a peu varié entre les années (0,095 $\mu g \cdot g^{-1}$ en 1996 et 0,108 $\mu g \cdot g^{-1}$), mais leur contribution moyenne à la contamination totale pour tous les échantillons de crabes analysées a augmenté de 13 % en 1996 à 27 % en 1997.

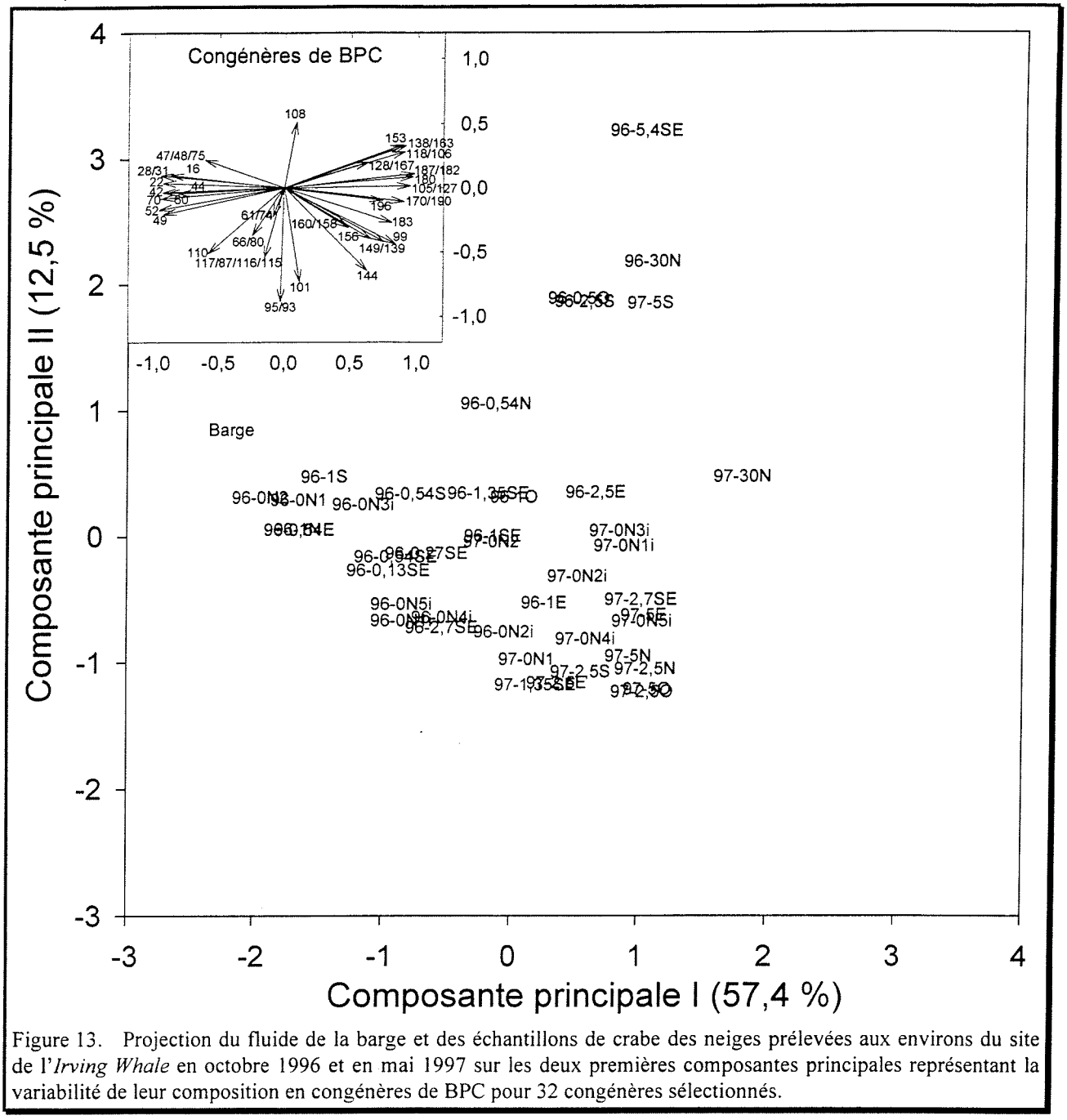


Figure 13. Projection du fluide de la barge et des échantillons de crabe des neiges prélevées aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997 sur les deux premières composantes principales représentant la variabilité de leur composition en congénères de BPC pour 32 congénères sélectionnés.

3.2.2 Composition en congénères de BPC

La Figure 13 présente les résultats de l'analyse en composantes principales sur la composition en congénères de BPC dans les échantillons de crabes des neiges recueillis aux environs du site de l'*Irving Whale* en 1996 et en 1997. Les deux premières composantes principales expliquaient près de 70 % de la variabilité totale dans la composition en congénères des échantillons de crabes. Les deux axes de variation révèlent des changements graduels en fonction du temps dans la composition en congénères entre le fluide de la barge et les échantillons recueillis en 1996 et 1997. Le premier axe de variation expliquait 57,4 % de la variabilité totale et se caractérise généralement par des corrélations respectivement négatives et positives avec les congénères faiblement et fortement chlorés. Le second axe de variation (12,5 %) se caractérise surtout par des changements dans la contribution relative des congénères de poids moléculaires intermédiaires, qui augmentait généralement par rapport à celle caractérisant le fluide de la barge entre 1996 et 1997, sauf dans le cas du CB 108. Quelques échantillons de crabes, la plupart recueillis en 1996 ou à des stations éloignées, étaient caractérisés par une contribution relativement faible des congénères intermédiaires habituellement trouvés dans les mélanges d'Aroclor 1242 (CB 95/93, 101, 110 et 117/87/116/115).

4. DISCUSSION

4.1 Changements dans la contamination par les BPC aux environs du site de l'*Irving Whale* au cours de l'hiver

4.1.1 Sédiments

Les résultats de 1997 concernant la contamination locale par les BPC des sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* montrent qu'une certaine dispersion des BPC s'est produite au cours de l'hiver à proximité de l'empreinte de la barge. D'octobre 1996 à mai-juin 1997, la concentration moyenne en BPC pour les stations localisées à l'intérieur des zones de forte contamination observées en 1996 a diminué, tandis qu'une augmentation marginale a été observée aux autres sites. Simultanément, la superficie des zones à l'intérieur desquelles les concentrations en BPC dans les sédiments dépassaient 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ a augmenté et s'est étendue vers le sud par rapport à l'empreinte de la barge. Bien que cette superficie ait été échantillonnée de façon plus intensive que les autres sites à proximité de l'empreinte en 1997, une augmentation apparente des concentrations en BPC dans les sédiments y a été observée par rapport à 1996, ce qui correspond à l'orientation générale prévue de la dispersion des BPC selon la modélisation et les mesures des courants de fonds résiduels aux environs du site (Gilbert et Walsh, 1996).

Cette dispersion locale des BPC observée au sud de l'empreinte de la barge pourrait très bien être reliée à un mouvement local accru des sédiments après le renflouage de l'*Irving Whale*, en particulier durant l'hiver. La décroissance apparente par rapport à 1996 de la charge totale estimée en BPC dans les sédiments au sud-est de l'empreinte s'est produite de façon concomitante avec une diminution de la quantité totale estimée de sédiments dans la même zone. De plus, la porosité des sédiments superficiels locaux a augmenté en 1997 par rapport à 1996, ce qui indique une com-

paction moins prononcée des sédiments aux environs du site en 1997. Ces résultats suggèrent que, pendant près de 26 ans, la barge a exercé une influence locale sur les courants de fond et sur la stabilité résultante des sédiments. Étant donné sa taille, la barge a probablement constitué un obstacle majeur à la propagation locale des courants de fond, ce qui s'est traduit par des vitesses réduites dans son voisinage immédiat. Cet effet de la barge sur les courants de fond pourrait avoir été suffisant pour empêcher la remise en suspension locale des sédiments et pourrait même avoir entraîné une certaine accumulation et un entassement des sédiments avoisinants. Le cas échéant, la récupération de la barge aurait permis aux courants locaux de redistribuer les sédiments contaminés autour de cette zone, en particulier durant l'hiver, au moment où l'effet local des ondes de tempête semble être suffisamment prononcé pour causer la remise en suspension et le transport des sédiments sableux aux environs du site (Gouvernement du Canada, 1997).

Les estimations de la charge totale en BPC dans les sédiments à l'intérieur d'une superficie de 20 000 m^2 au sud-est de l'empreinte de la barge pour les mois d'octobre 1996 et mai-juin 1997 suggèrent une décroissance de 119 kg à 76 kg au cours de l'hiver. Toutefois, l'interprétation de ces estimations est affectée par le recouvrement important de leurs intervalles de variations respectifs, tels que générés par l'analyse de sensibilité du modèle. De plus, la couverture spatiale de l'échantillonnage à l'intérieur de la zone évaluée était nettement insuffisante en 1997. Par ailleurs, quelques hypothèses non vérifiées ont été utilisées dans la modélisation, telle qu'un porosité et une concentrations en BPC constantes sur toute la colonne de sédiments. En effet, les pertes de BPC, telles que suggérées par l'estimation de la charge totale en BPC en 1996 et en 1997, pourraient avoir résulté d'une dispersion locale vers des zones qui n'ont pas été échantillonnées en 1997 et/ou d'une infiltration des BPC dans les sédiments profonds à l'intérieur de la zone évaluée. Par conséquent, la perte apparente de BPC au cours de l'hiver dans les sédiments aux environs du site de l'*Irving Whale* ne peut être clairement établie à partir de l'information disponible. Néanmoins, une certaine quantité inconnue de BPC est vraisemblablement disparue du site à travers les processus de dissolution dans la colonne d'eau, de bioaccumulation locale dans la chaîne alimentaire et/ou de biodégradation in situ dans les sédiments.

4.1.2 Crabe des neiges

Une proportion importante de la contamination du crabe des neiges par les BPC aux environs du site de l'*Irving Whale* en octobre 1996 et en mai 1997 provenait de la barge. Bien que la composition en congénères de BPC dans la glande digestive des crabes recueillis en 1997 était quelque peu différente de celle qui a été observée en 1996, les résultats de l'ACP ont révélé une différenciation graduelle en fonction du temps par rapport à la composition du fluide de la barge. Ces changements reflètent une décroissance de la contribution relative des congénères faiblement chlorés moins persistants, dont les concentrations ont diminué au cours de l'hiver, à la contamination totale des crabes. Ceci a entraîné une augmentation de la contribution relative des congénères fortement chlorés à la contamination par les BPC observée en 1997, incluant les plus persistants CB UICPA N° 87, 95/93, 101 et 110, qui étaient également présents dans le fluide de la barge.

Cependant, une fraction non négligeable de la contamination locale du crabe des neiges par les BPC provenait vraisemblablement d'une autre source que la barge. Selon la concentration des

congénères de BPC qui son absents ou présents en très faible quantités (< 0,5 %) dans l'Aroclor 1242, au moins 25 % de la contamination des crabes par les BPC en 1997 ne provenait pas de la barge. Dans quelques échantillons, la contribution des congénères de BPC ne provenant pas de la barge a atteint 40 % et pourrait être plus élevée, étant donné que les congénères de BPC typiques de l'Aroclor 1242 ne provenaient vraisemblablement pas tous de la barge. En effet, les résultats de l'ACP indiquent qu'un certain nombre d'échantillons, dont quelques uns prélevés à des sites éloignées, étaient caractérisés par une plus faible prévalence de ces congénères et par la présence de certains congénères persistants qui ne sont habituellement pas présents dans les mélanges d'Aroclor 1242. Ces échantillons étaient relativement moins contaminés que les autres, avec des concentrations en BPC variant de 0,2 à 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$. Ces valeurs sont comparables à celles mesurées dans des échantillons de crabe des neiges prélevés en 1995 près de Chéticamp, à l'Île du Cap Breton (0,1 $\mu g \cdot g^{-1}$), qui sont représentatifs de la contamination du crabe des neiges par les BPC dans le sud du Golfe en l'absence de l'influence locale de l'*Irving Whale* (Gilbert et Walsh, 1996). Par conséquent, quelques uns des échantillons de crabe des neiges prélevés aux environs du site de l'*Irving Whale* pourraient avoir été contaminés par des BPC provenant principalement d'une autre source que la barge.

Dès le printemps 1997, moins d'un an après les opérations de renflouage, la concentration des BPC faiblement chlorés moins persistants, qui composent plus de 83 % du mélange d'Aroclor 1242 de la barge, avait déjà chuté d'au moins 50 % chez le crabe des neiges. Cette baisse a vraisemblablement résulté d'une exposition réduite des crabes des neiges aux BPC en 1997 par rapport à 1996, laquelle pourrait être attribuée aux changements hivernaux dans la contamination locale des sédiments par les BPC (voir section 4.1.1), et/ou à des changements dans le comportement des crabes aux environs du site après les opérations de renflouage. En particulier, la récupération de la barge pourrait avoir entraîné des mouvements plus importants des crabes des neiges aux environs du site en raison des activités intenses menées au fond en préparation au renflouage et/ou des modifications locales de l'habitat. Quelques crabes des neiges prélevés loin du site en 1997 présentaient des concentrations en BPC plus élevées qu'en 1996 dans leurs glandes digestives, ce qui est conforme à l'hypothèse de déplacements plus importants et d'une dispersion des individus suite au renflouage de l'*Irving Whale*.

Cependant, d'autres facteurs reconnus pour influencer la bioaccumulation des contaminants peuvent également avoir contribué aux changements observés dans les concentrations en BPC chez le crabe des neiges aux environs du site de l'*Irving Whale* depuis octobre 1996. Premièrement, on sait que la contamination des organismes augmente avec l'âge, et, bien que tous les crabes recueillis en 1996 et en 1997 fussent des mâles de taille commerciale, les captures comprenaient peut-être des individus appartenant à des classes d'âge différentes. En effet, les crabes des neiges mâles peuvent subir leur dernière mue jusqu'à trois ans après avoir atteint la taille commerciale de 95 mm (largeur de la carapace) et peuvent vivre plusieurs années par la suite (Sainte-Marie *et al.*, 1995). Ainsi, une partie de la variabilité dans les résultats obtenus pourrait être liée à l'âge. Deuxièmement, les programmes d'échantillonnage de 1996 et de 1997 ont été réalisés respectivement à l'automne et au printemps et ne tiennent donc pas compte des changements saisonniers dans l'état physiologique des crabes (reproduction, mue), qui peuvent influencer la dynamique des contaminants dans leurs tissus. Par conséquent, l'interprétation des changements survenus durant l'hiver dans la contamination locale des crabes des neiges devrait être évaluée avec cir-

conspection jusqu'à ce que d'autres travaux dans le cadre d'un programme de suivi aient été réalisés dans des conditions semblables sur des crabes des neiges d'âge comparable.

Néanmoins, les concentrations en BPC mesurées chez le crabe des neiges aux environs du site de l'*Irving Whale* au printemps 1997 sont à l'intérieur de la gamme des valeurs rapportées pour d'autres régions de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Dans le cas de la glande digestive, des teneurs en BPC d'environ 0,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ ont été mesurées chez des individus de la région entourant l'île du Cap-Breton alors qu'elles atteignaient des valeurs de 0,75 $\mu g \cdot g^{-1}$ chez des individus provenant de l'estuaire du Saint-Laurent (Gilbert et Walsh, 1996). Au printemps de 1997, les concentrations en BPC dans tous les échantillons groupés de glandes digestives provenant de crabes des neiges recueillis aux environs du site de l'*Irving Whale* variaient entre 0,2 et 0,9 $\mu g \cdot g^{-1}$, ce qui est comparable aux valeurs susmentionnées.

4.2 Impacts potentiels sur la pêche au crabe des neiges dans le sud du Golfe

Bien que plusieurs échantillons de crabes des neiges recueillis aux environs du site de l'*Irving Whale* en 1997 contenaient des concentrations en BPC plus élevées que les niveaux de base attendus dans le sud du Golfe (environ 0,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans la glande digestive; Gilbert et Walsh, 1996), aucun ne dépassait la norme canadienne de 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la consommation humaine. Cette situation fait contraste avec celle qui a été observée en octobre 1996, alors que 25 % des échantillons de glandes digestives (5 sur 20) et 5 % des échantillons de tissus musculaires (1 sur 20), tous recueillis à l'intérieur de la zone d'exclusion à la pêche, atteignaient ou dépassaient cette limite. Un échantillon groupé particulier qui avait été recueilli près de l'empreinte de la barge en 1996 contenait des concentrations en BPC supérieures à 27 $\mu g \cdot g^{-1}$. La composition en congénères de BPC dans cet échantillon était très semblable à celle du fluide de la barge, ce qui indique que certains crabes faisant partie de cet échantillon ont été directement exposés à une source de BPC peu de temps avant leur capture, possiblement dans les zones de forte contamination des sédiments. Cependant, le fait que les changements hivernaux dans la contamination locale des crabes par les BPC était liée à une diminution de la concentration en BPC faiblement chlorés moins persistants provenant de la barge indique que la récupération de la barge a réduit l'exposition de cette espèce à la source de contamination (voir section 4.1.2).

Par conséquent, il n'y a plus de menace apparente provenant de la contamination locale par les BPC de l'*Irving Whale* pour la pêche au crabe des neiges dans le sud du golfe du Saint-Laurent, si ce n'est la dispersion potentielle de quelques crabes contaminés au-delà de la zone d'exclusion à la pêche. On sait que le crabe des neiges peut se déplacer sur des distances relativement grandes (plusieurs kilomètres) en quelques années dans le sud du Golfe (Lefebvre et Brêthes, 1991). Ainsi, certains individus contaminés provenant des environs de l'empreinte de la barge pourraient se retrouver à l'extérieur des limites de la zone d'exclusion. Toutefois, les concentrations actuelles en BPC dans le tissu musculaire et dans la glande digestive des crabes recueillis aux environs du site de l'*Irving Whale* sont bien inférieures aux normes établies pour la consommation humaine (voir section 3.2.1). De plus, une élimination additionnelle des BPC faiblement chlorés moins persistants contenus dans les tissus du crabe pourrait avoir lieu au cours de leur dispersion loin de l'empreinte de la barge, dépendant de la vitesse de déplacement des individus. Pour ces raisons, la probabilité que des crabes des neiges dont la contamination serait supérieure à la limite de

2 $\mu g \cdot g^{-1}$ soient capturés et commercialisés à l'extérieur de l'actuelle zone d'exclusion à la pêche est présentement considérée comme faible. Cependant, la possibilité que quelques individus impropres à la commercialisation soient capturés aux environs du site de l'*Irving Whale* ne peut être écartée, étant donné que des BPC sont toujours présents en concentrations élevées dans les zones de forte contamination des sédiments situées près de l'empreinte de la barge.

Compte tenu de cette incertitude, l'actuelle zone d'exclusion à la pêche autour du site de l'*Irving Whale* devrait être maintenue en tant que mesure de précaution jusqu'à ce que d'autres travaux de suivi (voir section 4.3.2) permettent la réouverture de la pêche locale. Tant que cette interdiction va rester en vigueur, le risque que la pêche au crabe des neiges dans le Golfe soit affectée par la contamination locale par les BPC aux environs du site de l'*Irving Whale* sera négligeable. En outre, le risque que des BPC soient transférés au biote en raison d'une perturbation des sédiments contaminés à proximité de l'empreinte de la barge par les engins de pêche est également éliminé. Cette recommandation a été transmise aux représentants de cinq associations de pêcheurs côtiers du crabe des neiges dans le sud du Golfe au cours d'une réunion tenue à Moncton, au Nouveau-Brunswick, le 17 septembre 1997 (voir l'annexe). Bien qu'ils soient préoccupés et souhaitent que l'on protège le marché d'une contamination réelle ou perçue, ils ont semblé satisfaits de la recommandation selon laquelle le maintien de la zone d'exclusion assurerait cette protection. Ils ont toutefois insisté pour que cette information soit transmise à tous les pêcheurs qui pourraient être touchés. À l'heure actuelle, la zone d'exclusion à la pêche n'a pas d'incidence sur le nombre total de prises puisque : 1) sa superficie est petite par rapport à celle du Golfe où le crabe des neiges est exploité; et que 2) le quota annuel pour le crabe des neiges a été facilement atteint au cours des dernières années sans que l'on ait accès à cette zone pour la pêche.

4.3 Travaux de recherche en cours

4.3.1 Devenir des BPC manquants

L'une des principales questions qui émerge de la récupération de l'*Irving Whale* a trait au devenir des BPC non retrouvés qui se sont échappés de la barge dans l'environnement au moment du naufrage et/ou au cours des 26 années qui ont suivi. Un total de 1 800 kg de BPC ont été récupérés avec les opérations de renflouage, et la quantité de BPC toujours présents dans les sédiments aux environs du site du naufrage est estimée à environ 150 kg. Par ailleurs, une certaine quantité de BPC (env. 50 kg) a été trouvée dans des sacs de mazout enfouis dans des dunes aux Îles-de-la-Madeleine suite à des opérations locales de nettoyage des plages menées en 1970. Ainsi, approximativement 5 500 kg des 7 500 kg de BPC que contenait au départ le système de chauffage en circuit fermé de la barge ont été libérés dans l'environnement, et on ne sait pas ce qu'ils sont devenus. La question à savoir quand ces BPC ont été déversés de la barge de même que leur devenir dans l'environnement marin du golfe du Saint-Laurent constituent des incertitudes devant être examinées afin d'obtenir un portrait complet du bilan massique des BPC dans l'écosystème marin du Golfe et pour s'assurer qu'ils ne représentent pas une menace supplémentaire pour la pêche dans le Golfe.

Le nettoyage de la barge dans le port de Halifax ne semble pas avoir entraîné d'apports importants de BPC dans les eaux avoisinantes. Une hausse notable des concentrations en BPC dans les

sédiments après les activités de nettoyage n'a été observée que dans les échantillons recueillis aux stations les plus proches du bassin. Ceci suggère que de petites quantités de BPC auraient été rejetées dans le port de Halifax au cours de l'évacuation de l'eau excédentaire et de l'eau de nettoyage, lesquelles avaient été préalablement traitées pour ne pas dépasser une teneur en BPC de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$, admissible pour l'évacuation. Toutefois, la quantité totale de BPC déversés au cours de ces opérations était faible et représenterait une fraction négligeable des 5 500 kg de BPC non encore retrouvés suite au renflouage de l'*Irving Whale*.

Les résultats décrits dans le présent rapport indiquent également que la majeure partie des BPC déversés dans l'environnement par l'*Irving Whale* ne se sont pas accumulés dans certains compartiments de l'écosystème du Golfe qui avaient été identifiés antérieurement comme étant des réservoirs potentiels (Gouvernement du Canada, 1997). Les concentrations en BPC dans le substrat rocheux sous-jacent aux sédiments meubles aux environs du site de l'*Irving Whale* étaient très faibles, souvent près des limites de détection (voir section 3.1.2). En fait, la présence de BPC dans les échantillons de grès pourrait avoir résulté d'une contamination provenant des sédiments meubles au cours du traitement, étant donné que les concentrations mesurées dans les sédiments superficiels et dans le substrat rocheux ne présentaient pas de corrélation significative, et que ces deux compartiments ont été échantillonnés simultanément à l'aide de la benne IKU. Néanmoins, les résultats montrent que le substrat rocheux se trouvant aux environs du site de l'*Irving Whale* ne représente pas un réservoir majeur pour les BPC provenant de la barge.

Une certaine quantité des BPC mesurés dans les sédiments profonds du chenal Laurentien provenaient vraisemblablement de l'*Irving Whale*. Les concentrations en BPC mesurées dans les principaux chenaux de l'ensemble du Golfe étaient faibles. La charge totale en BPC correspondante dans les sédiments profonds du Golfe (> 200 m), calculée à partir de six carottes de sédiments prélevées dans les chenaux Laurentien, d'Esquiman et d'Anticosti, a été estimée à environ 6 tonnes (M. Lebeuf, comm. pers.). Cependant, des concentrations plus élevées ont été mesurées seulement dans les sédiments superficiels du chenal Laurentien situés au nord-est des Îles-de-la-Madeleine (M. Lebeuf, comm. pers.; voir section 3.1.4). Les sédiments déposés récemment dans cette région particulière étaient caractérisés par une composition en congénères de BPC qui différait de celle observée dans la zone située au sud de l'île d'Anticosti, en particulier par une plus forte prévalence des CB persistants UICPA N° 87, 99, 101 et 110, lesquels sont présents dans les mélanges de BPC du type Aroclor 1242 (Schulz *et al.*, 1989). Des études antérieures fondées sur la modélisation des courants de fond dans le sud du Golfe (Gilbert et Walsh, 1996) indiquent que les BPC provenant de l'*Irving Whale* sont plus susceptibles d'être transportés vers cette zone. Il y a donc peu de doute que l'*Irving Whale* ait contribué à l'accumulation des BPC dans les sédiments de la zone du chenal Laurentien située au nord-est des Îles-de-la-Madeleine. Cependant, la quantité de BPC contenus dans les sédiments superficiels de cette zone qui proviendrait de la barge est faible par rapport à la charge totale en BPC dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent (env. 6 T) et ne représente qu'une fraction mineure des 5 500 kg échappés de la barge.

La signature des BPC de l'*Irving Whale* dans les sédiments superficiels du chenal Laurentien au nord-est des Îles-de-la-Madeleine suggère que le devenir des congénères de BPC faiblement chlorés initialement contenus dans le mélange d'Aroclor 1242 de la barge a été différent de celui des fractions plus chlorées. La distinction observée entre les BPC provenant de la barge et ceux

qui provenaient d'autres sources dans les sédiments du chenal Laurentien a découlé de différences dans la contribution relative des congénères de poids moléculaire intermédiaire les plus abondants dans l'Aroclor 1242. Cependant, ce mélange commercial est composé surtout de BPC faiblement chlorés et ceux provenant de l'*Irving Whale* ne se sont apparemment pas accumulés dans le chenal au nord-est des Îles-de-la-Madeleine à un taux plus élevé que dans d'autres régions du Golfe. Cette situation ressemble de près à la dynamique des BPC dans l'estuaire du Saint-Laurent, où les congénères trouvés dans les eaux du fleuve Saint-Laurent près de Québec sont principalement des congénères faiblement chlorés (Cossa *et al.*, 1997), alors que les composés qui s'accumulent en aval dans les sédiments de l'estuaire maritime sont essentiellement des BPC moyennement à fortement chlorés (M. Lebeuf, comm. pers.).

Ces résultats suggèrent fortement qu'une grande proportion des BPC libérés dans l'environnement par l'*Irving Whale* ne sont peut-être pas persistants dans l'écosystème marin du golfe du Saint-Laurent. Les congénères de BPC faiblement chlorés (di- à tétrachlorobiphényles) représentent jusqu'à 84 % du mélange de BPC du type Aroclor 1242 qui a été utilisé dans le système de chauffage en circuit fermé de la barge (Schulz *et al.*, 1989). Toutefois, ils ne se sont pas accumulés dans les sédiments du chenal Laurentien, et il est peu probable qu'ils soient retenus à long terme dans la chaîne alimentaire du Golfe, comme le montrent les changements survenus pendant l'hiver dans la contamination par les BPC du crabe des neiges autour de l'empreinte de la barge (voir sections 3.2 et 4.1.2). Bien qu'une certaine partie des BPC faiblement chlorés puissent s'accumuler dans les sédiments profonds en raison de processus de remobilisation (Gevao *et al.*, 1997), le devenir le plus probable de ces BPC dans le golfe du Saint-Laurent inclut leur dissolution et leur évaporation subséquente dans l'atmosphère, de même que leur biodégradation *in situ* par les organismes marins. En effet, les BPC faiblement chlorés sont généralement plus solubles, volatils et biodégradables que les congénères plus lourds, et plusieurs études ont montré que ces processus peuvent exercer une influence importante sur le devenir des fractions faiblement chlorées de l'Aroclor 1242 dans l'environnement (Millard *et al.*, 1993; Rhee *et al.*, 1993; Fish et Principe, 1994; Fish, 1996; Wright *et al.*, 1996; Chiarenzelli *et al.*, 1997). Ainsi, seuls les congénères fortement chlorés de l'Aroclor 1242, ce qui représenteraient environ 16 % ou 880 kg des 5 500 kg de BPC manquants, seraient susceptibles de persister et de s'ajouter à la charge en BPC dans l'écosystème du golfe du Saint-Laurent.

Il reste à déterminer à quel moment les BPC manquants se sont échappés de l'*Irving Whale*. Certains indices tirés du présent rapport et d'études antérieures suggèrent qu'un déversement majeur de BPC a eu lieu autour de la période du naufrage. On a retrouvé des BPC dans les sacs de mazout récupérés au cours du nettoyage des plages des Îles-de-la-Madeleine après le déversement initial de pétrole survenu au moment du naufrage (Gilbert et Walsh, 1996), ce qui confirme que des BPC se sont échappés de la barge à ce moment. De plus, des BPC provenant vraisemblablement de l'*Irving Whale* ont été détectés dans les sédiments du chenal Laurentien, au nord-est des Îles-de-la-Madeleine dont la déposition remonte au début des années 70 (voir section 3.1.4). Ces apports additionnels de BPC sont apparemment survenus en deux phases distinctes, la première ayant été observée au début des années 70 et la deuxième au début des années 90, séparées par une période d'apports de BPC comparables à ceux observés ailleurs dans le Golfe. Par surcroît, les plus fortes concentrations en BPC jamais mesurées dans le plancton (jusqu'à 22 $\mu g \cdot g^{-1}$ en équivalents de l'Aroclor 1254) ont été trouvées dasn des échantillons provenant

du sud du Golfe en 1972 (Ware et Addison, 1973; Harding *et al.*, 1997), soit deux ans après le naufrage de l'*Irving Whale*. Aucune source locale importante de BPC qui pourrait expliquer de telles teneurs aussi élevées, à part l'*Irving Whale*, n'était apparemment présente dans le sud du golfe du Saint-Laurent autour de cette période. Cependant, les techniques analytiques utilisées pour mesurer les BPC à l'époque n'étaient pas particulièrement développées et ne permettaient pas de discerner les BPC des autres contaminants organochlorés tels que le toxaphène et les métabolites du DDT, lesquels étaient également très utilisés au début des années 70. Par conséquent, la contamination élevée du plancton dans le sud du Golfe, telle que rapportée par Ware et Addison (1973) et par Harding *et al.* (1997), pourrait ne pas avoir été reliée au naufrage de l'*Irving Whale*.

Cependant, des travaux de recherche additionnels sont actuellement menés afin de tenter de résoudre cette question. Dans un premier temps, des échantillons archivés de zooplancton prélevés dans le sud du golfe du Saint-Laurent au début des années 1970 seront obtenus et analysés pour leur contenu en congénères de BPC. Cette information permettra de déterminer la contribution, s'il y lieu, de l'*Irving Whale* à la forte contamination du plancton par les BPC dans le sud du Golfe à cette époque (Harding *et al.*, 1997). De même, la composition en congénères de BPC dans les résidus d'hydrocarbures récupérés au moment du nettoyage des plages des Îles-de-la-Madeleine après le naufrage sera examinée afin d'estimer la quantité totale de BPC qui s'est dispersée avec le déversement initial de 400 à 600 tonnes de pétrole provenant de la barge. Étant donné la solubilité élevée des BPC dans les solvants organiques et les processus d'altération importants qui affectent les nappes d'hydrocarbures à la surface des océans, le déversement initial d'hydrocarbures provenant de l'*Irving Whale* pourrait avoir constitué une importante voie de dispersion des BPC provenant de la barge dans l'environnement.

4.3.2 Programme de suivi

Dans un rapport de situation préliminaire (Gouvernement du Canada, 1997), on mentionnait qu'un suivi à long terme des concentrations en BPC dans les sédiments aux environs du site du naufrage était requis pour déterminer : 1) l'évolution de cette zone en tant que source de contamination pour la chaîne alimentaire locale; et 2) l'efficacité à long terme d'activités additionnelles de décontamination, si de telles activités seront effectuées. Aucune autre activité de décontamination n'a été entreprise jusqu'à présent, et la campagne d'échantillonnage du printemps de 1997, dont les résultats complets sont rapportés dans les sections précédentes, constitue le début du programme de suivi recommandé.

Le rapport recommande en outre qu'un programme de suivi à long terme soit établi aux environs du site de l'*Irving Whale* dans le but de déterminer les tendances de la contamination du crabe des neiges par les BPC. Ce programme devait porter principalement sur l'évolution spatio-temporelle des concentrations en BPC dans les tissus des crabes afin d'assurer la sécurité de la zone actuelle d'exclusion à la pêche de cette espèce et de déterminer la période pendant laquelle l'interdiction doit être maintenue. On devait capturer des crabes à plusieurs stations le long d'un transect s'étendant de l'empreinte de la barge jusqu'à la limite de la zone d'exclusion ainsi qu'à la station témoin du programme d'échantillonnage de 1996 (voir Figure 4). Les prélèvements devaient avoir lieu à chaque année, de préférence au début du printemps, au cours des premières

années du programme ou jusqu'à ce que les concentrations en BPC chez les crabes diminuent de façon significative. Comme pour les sédiments, les prélèvements de crabes des neiges de 1997, décrits dans le présent rapport, constituent la première phase de ce programme de suivi.

On effectue actuellement une planification en préparation à d'autres prélèvements de crabes des neiges pour le printemps de 1998. On recueillera également des amphipodes à certaines stations ainsi que des sédiments à l'aide d'une benne Shipek, mais le positionnement ne sera pas aussi précis qu'il l'avait été dans les programmes d'échantillonnage précédents, au cours desquels on a pu utiliser pour cette tâche un submersible habité. L'échantillonnage est prévu pour juin, en raison de conditions plus favorables qu'au début du printemps. Les échantillons devraient être prélevés tant à l'extérieur qu'à l'intérieur de la zone d'exclusion, le long de radiales à partir de l'empreinte de la barge. Des échantillons groupés de glandes digestives et de tissus musculaires seront encore préparés et on procédera à l'analyse des congénères de BPC au laboratoire du MPO des Maritimes. Les résultats devraient être disponibles en août 1998.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs voudraient remercier pour leur travail et leurs efforts les officiers et les équipages des navires qui ont été impliqués dans l'échantillonnage des sédiments et du crabe des neiges aux environs du site de l'*Irving Whale* de même que dans les autres régions du golfe du Saint-Laurent et dans le port de Halifax, incluant le NCSM *Cormorant* (MDN), le navire de recherche *Opilio* (MPO – Sciences), le *Simon Fraser* (MPO – GCC), le NM *Parizeau* (MPO – Sciences) et le NM *Ibis* (MPO – Science). Les auteurs sont également reconnaissants envers tous les laboratoires et le personnel qui ont effectué les prélèvements d'échantillons et les analyses de BPC en 1996 et en 1997, en particulier les laboratoires Philip Analytical Services (Halifax, N.-É.) et le Conseil de recherche et de productivité du Nouveau-Brunswick (Fredericton, N.-B.) ; K. Côté, J. Levesque et S. Trottier (MPO – Région Laurentienne) ; B. Haines (MPO – Région des Maritimes) ; R. Mroz, C. Garron et M. Gray (MDE – Région Atlantique). Des remerciements s'adressent également à M. Bourque et A. Chiasson (Agence canadienne d'inspection des aliments) pour l'utilisation de leur laboratoire de Shippagan, au Nouveau-Brunswick, et à B. Mallet (Direction de la conservation et de la protection, MPO – Région des Maritimes) pour la fourniture de casiers et d'autre matériel de pêche. S. Leblanc (MDE – Région Atlantique) a fourni des outils de cartographie géoréférencée pour la localisation des stations d'échantillonnage aux environs du site de l'*Irving Whale*. Les D[rs] C.L. Chou et V. Zitco (MPO – Région des Maritimes) ont fourni des conseils utiles concernant l'utilisation de l'analyse en composantes principales. Des remerciements spéciaux s'adressent aux D[rs] J. Piuze et J. Bunch, de même qu'à J. Loch et G. Walsh, pour leur support continuel et leurs encouragements depuis le début du projet de récupération de l'*Irving Whale*. Finalement, les D[rs] R.F. Addison (MPO) et D.C.G. Muir (EC) ont fourni des commentaires utiles sur une version préliminaire de ce rapport.

6. RÉFÉRENCES

Chiarenzelli, J.R., R.J. Scrudato, et M.L. Wunderlich. 1997. Volatile loss of BPC Aroclors from subaqueous sand. Environ. Sci. Technol. 31 : 597-602.

Eakins, J.D., et R.T. Morrison. 1978. A new procedure for the determination of Lead-210 in lake and marine sédiments. Int. J. Appl. Rad. Isot. 29 : 531-536.

Fish, K.M. 1996. Influence of Aroclor 1242 concentration on polychlorinated biphenyl transformations in Hudson River test tube microcosms. Appl. Environ. Microbiol. 62 : 3014-3016.

Fish, K.M., et J.M. Principe. 1994. Biotransformation of Aroclor 1242 in Hudson River test tube microcosms. Appl. Environ. Microbiol. 60 : 4289-4296.

Gevao, B., J. Hamilton-Taylor, C. Murdoch, K.C. Jones, M. Kelly, et B.J. Tabner. 1997. Depositional time trends and remobilization of PCBs in lake sediments. Environ. Sci. Technol. 31 : 3274-3280.

Gilbert, M. et G. Walsh (éditeurs). 1996. Conséquences potentielles d'un déversement de BPC provenant de la barge *Irving Whale* sur le milieu marin du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2113 : xiv + 62 p.

Gouvernement du Canada. 1997. Évaluation scientifique de la contamination par les BPC des sédiments et du biote autour du lieu du naufrage de la barge *Irving Whale*. Rapport d'étape, Pêches et Océans Canada et Environnement Canada, xii + 52 p.

Harding, G.C., R.J. LeBlanc, R.P. Vass, R.F. Addison, B.T. Hargrave, S. Pearre Jr., A. Dupuis, et P.F. Brodie. 1997. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls (BPCs) in the marine pelagic food web, based on a seasonal study in the southern Gulf of St. Lawrence, 1976-1977. Mar. Chem. 56 : 145-179.

Lefebvre, L., et J.-C. Brêthes. 1991. Orientation des déplacements de crabes des neiges mâles (*Chionoecetes opilio*) marqués dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48 : 1167-1175.

Loring, D.H., et D.J.G. Nota. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 182 : xiv + 147 p.

Millard, E.S., E. Halfon, C.K. Minns, et C.C. Charlton. 1993. Effect of primary productivity and vertical mixing on BPC dynamics in planktonic model ecosystems. Environ. Toxicol. Chem. 12 : 931-946.

Rhee, G.-Y., B. Bush, C.M. Bethoney, A. DeNucci, H.-M. Oh, et R.C. Sokol. 1993. Anaerobic dechlorination of Aroclor 1242 as affected be some environmental conditions. Environ. Toxicol. Chem. 12 : 1033-1039.

Sainte-Marie, B., S. Raymond, et J.-C. Brêthes. 1995. Growth and maturation of the benthic stages of male snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura: Majidae). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 903-924.

Schulz, D.E., G. Petrick, et J.C. Duinker. 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-Electron capture detection. Environ. Sci. Technol. 23 : 852-859.

Ware, D.M., et R.F. Addison. 1973. BPC residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature, 246 : 519-521.

Wright, M.A., C.J. Knowles, J. Stratford, S.A. Jackman, et G.K. Robinson. 1996. The dechlorination and degradation of Aroclor 1242. Internat. Biodeterior. Biodegrad. 38 : 61-67.

Zitko, V. 1994. Principal component analysis in the evaluation of environmental data. Mar. Poll. Bull. 28 : 718-722.

ANNEXE

CONCLUSIONS GÉNÉRALES TIRÉES DE L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DES ANALYSES DE BPC DANS LES SÉDIMENTS ET LE CRABE DES NEIGES ÉCHANTILLONNÉS A PROXIMITÉ DU SITE DE L'*IRVING WHALE* EN 1997

Note : Les conclusions et la recommandation décrites ci-après ont été tirées d'une interprétation préliminaire des données recueillies en 1997 par les scientifiques du MPO et du MDE lors d'une réunion qui s'est déroulée le 25 juillet 1997. Ce document informel a ensuite été transmis aux comités consultatifs publics des Îles-de-la-Madeleine et de l'Île du Prince Édouard de même qu'aux représentants des associations de pêcheurs de crabe au cours de rencontres tenues respectivement les 15 août et 17 septembre.

(1) Les concentrations en BPC dans les sédiments ont diminué aux endroits les plus contaminés (concentrations de plus de 1000 microgrammes par gramme) par rapport à celles de 1996.
   - Il y a eu étalement spatial des BPC au cours de l'hiver autour de l'empreinte de la barge;
   - La zone affectée est encore localisée autour du site de la barge, à l'intérieur de la zone fermée à la pêche;
   - La majorité des BPC qui se trouvaient dans les sédiments autour du site de la barge en octobre 1996 y étaient encore au printemps 1997.

(2) Les concentrations de BPC dans la roche sous-jacente du site sont très faibles, ce qui indique qu'il ne s'agit pas là d'un lieu d'accumulation important des BPC provenant de l'*Irving Whale*.

(3) Dans les sédiments autour de l'empreinte de la barge, les concentrations en BPC dépassent divers seuils de qualité définis pour les sédiments. Toutefois, à cet endroit le crabe des neiges, choisi comme l'espèce la plus sensible dans ce cas, ne semble pas bioaccumuler les BPC à des niveaux au-delà de la norme canadienne pour la protection de la santé humaine.

(4) La charge totale en BPC dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent (prélevés à plus de 200 mètres de profondeur) est estimée à 6 tonnes métriques. Cette quantité n'inclut pas les BPC des sédiments de l'Estuaire maritime (24 tonnes) et elle ne semble pas résulter d'un apport appréciable de BPC provenant de l'*Irving Whale*.

(5) Des quelque 7 500 kilogrammes (kg) de BPC contenus dans l'*Irving Whale*, 2 100 kg ont été retrouvés, incluant les BPC répertoriés dans les sédiments autour de l'empreinte de la barge en 1996 et qui y sont encore en 1997 (environ 150 kg). C'est donc dire que jusqu'à 5 400 kg de BPC de l'*Irving Whale* se sont dispersés dans l'environnement global. Le destin de ces BPC est inconnu, mais on sait qu'ils ne se sont pas accumulés dans la roche sous-jacente et qu'ils ne semblent pas avoir contribué de manière appréciable à la charge totale en BPC que l'on retrouve dans les sédiments du golfe du Saint-Laurent.

(6) C'est uniquement à l'intérieur de la zone fermée à la pêche qu'on trouve une partie de la contamination de crabes des neiges en BPC qui soit clairement attribuable à l'*Irving Whale*.

(7) Aucun des échantillons de crabe recueillis en 1997 n'était contaminé en BPC à des concentrations supérieures à la norme canadienne de 2 microgrammes par gramme.

Recommandation

À titre de mesure préventive, la zone de fermeture à la pêche ne devrait pas être rouverte avant qu'un monitorage subséquent des BPC n'en démontre la pertinence. Tant que la zone de fermeture sera en place, les risques pour la pêche au crabe des neiges dans le Golfe demeureront négligeables. De plus, le risque d'augmenter le transfert de BPC au biote si les sédiments contaminés étaient remués par des engins de pêche sera éliminé.

Pêches et Océans Canada
Environnement Canada

Août 1997

PCB Contamination of Sediments and Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Around the Site of the Sinking of the *Irving Whale* Barge After its Recovery

M. Gilbert[1], R. Alexander[2], J. Arsenault[2], W.R. Ernst[3], W. Fairchild[2], P. Hennigar[3], G. Julien[3], T. King[4], M. Lebeuf[1], and D. Lefaivre[1]

[1] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Maurice Lamontagne Institute
850, Route de la Mer, P.O. Box 1000
Mont-Joli, Quebec, G5H 3Z4

[2] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Gulf Fisheries Centre
343 Archibald Street, P.O. Box 5030
Moncton, New Brunswick, E1C 9B6

[3] Environment Canada
Environmental Protection Branch
45 Alderney Drive, Queen Square
Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 2N6

[4] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Bedford Institute of Oceanography
P.O. Box 1006
Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 4A2

1998

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2204

Fisheries and Oceans / Pêches et Océans

Canada

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du ministère des Pêches et des Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

Canadian Technical Report of
Fisheries and Aquatic Sciences 2204

1998

PCB Contamination of Sediments and Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Around the Site of the Sinking of the *Irving Whale* Barge after its Recovery

Michel Gilbert[1], Ross Alexander[2], Jacqueline Arsenault[2], William R. Ernst[3], Wayne Fairchild[2], Peter Hennigar[3], Gary Julien[3], Tom King[4], Michel Lebeuf[1], and Denis Lefaivre[1]

[1] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Maurice Lamontagne Institute
850, Route de la Mer, P.O. Box 1000
Mont-Joli, Quebec, G5H 3Z4

[2] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Gulf Fisheries Centre
343 Archibald Street, P.O. Box 5030
Moncton, New Brunswick, E1C 9B6

[3] Environment Canada
Environmental Protection Branch
45 Alderney Drive, Queen Square
Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 2N6

[4] Fisheries and Oceans Canada
Regional Science Branch
Bedford Institute of Oceanography
P.O. Box 1006
Dartmouth, Nova Scotia, B2Y 4A2

5. ACKNOWLEDGEMENTS 24

6. REFERENCES.....25

APPENDIX.....27

LIST OF TABLES

Table 1. PCB concentrations (Aroclor 1242), depth, and water content of sediment samples collected around the *Irving Whale* site in the spring of 1997 9

Table 2. PCB concentrations (as Aroclor 1242) in bedrock and overlying sediment samples collected around the *Irving Whale* site in July 1997 11

Table 3. PCB concentrations ($\mu g \cdot g^{-1}$ dry wt.) in sediments around the Irving Scotia Dock, Halifax Harbour, from samples collected in June 1996 and in October 1997 14

Table 4. Concentration of total PCBs (78 congeners, $\mu g \cdot g^{-1}$ wet wt.) in the digestive gland and muscle tissue of snow crab collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May 1997 15

LIST OF FIGURES

Figure 1. Location of the site where the *Irving Whale* barge sank on 7 September 1970, in the southern Gulf of St. Lawrence, and of stations where sediment core samples were taken in December 1996 in the Laurentian Channel 1

Figure 2. Location and coding of sites around the *Irving Whale* site where sediment and bedrock samples were collected between May and July 1997 3

Figure 3. Location of sites where sediment samples were collected in Bedford Basin and Halifax Harbour in June 1996 and in October 1997 5

Figure 4. Location of sites where snow crab samples were collected around the *Irving Whale* site in May 1997 6

Figure 5. Distribution map of PCB concentrations (Aroclor 1242) in sediments around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May and June 1997 from samples collected using a manned submersible 10

Figure 6. PCB concentrations in sediments at locations sampled in October 1996 and June 1997 around the *Irving Whale* site for locations within contamination hotspots of 1996, at other locations, and for all locations combined 10

Figure 7. Variations in sediment PCB concentrations (Aroclor 1242) with distance from the barge footprint (≤ 300 m) in October 1996 and in May-June 1997 11

Figure 8. Distribution maps of the estimated total PCB load in sediments around the *Irving Whale* site in October 1996 and in June 1997, and estimated total load, surface area, and volume of sediments for each logarithmic range of the inventory 12

Figure 9. Concentrations of total PCBs, of PCB congeners usually present in Aroclor 1242, and of PCB congeners not present (< 0.5 %) in sediment cores collected in December 1996 at two locations of the Laurentian Channel in the Gulf of St. Lawrence 13

Figure 10. Projection of sediment core samples collected at two locations in the Laurentian Channel onto the first two principal components (64.5 %) of their total variability in PCB congener composition (24 congeners), and contribution of all congeners to the observed structure 14

Figure 11. Spatial variations of PCB concentrations in pooled samples of snow crab digestive gland collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May 1997 16

Figure 12. Concentration of low and high chlorinated PCB homolog groups and of chlorobiphenyls IUPAC No. 28/31 in the digestive gland of snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and May 1997 16

Figure 13. Projection of the barge fluid and snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and May 1997 onto the first two principal components of their congener composition variability for 32 selected PCB congeners 17

column and a 30m HP-5 capillary column. PCBs present in the sample extract were identified and quantified as Aroclor 1242 using either a low range or high range 5 point standard calibration curve. Accuracy and precision of the analytical method were verified with spike matrix and sample surrogate recoveries (see section 3.1.1).

2.1.1.2 Laurentian Channel

In December 1996, sediment cores were collected using a box corer in the Gulf of St. Lawrence. Samples were taken at two sites along the longitudinal axis of the Laurentian Channel, that is, south of Anticosti Island and northeast of the Magdalen Islands (Figure 1). Once on deck, the sediment cores were immediately sliced at 1 cm increments at the top, gradually increasing to 3 cm at 35 - 40 cm depths. Aliquots were taken from each homogenised sample then transferred to solvent-cleaned glass jars or polyethylene bottles and kept frozen at -20 °C for later analysis in DFO laboratories of the Maurice Lamontagne Institute in Mont-Joli, Quebec.

PCB analyses were performed on approximately 10 to 20 g of ground sediments. Samples were mixed with sodium sulfate, spiked with a surrogate mixture of seven [$^{13}C_{12}$]-labelled PCBs, and then soxhlet extracted overnight with toluene. The extraction solution was evaporated to about 1 ml and solvent exchanged to hexane. Cu filings or Hg were added to the solution to remove sulfur. This solution was reduced to a volume of about 1 ml and the residue was eluted through a multi-layer column packed with sodium sulfate and acidic, neutral, and basic silicas. The clean extract was dissolved in a mixture of [$^{13}C_{12}$]-labelled PCBs to a final volume of 100 µl. A total of 24 congeners was selected for the analyses, which represents approximately 60 to 65 % of the total PCBs in the extract. Out of these 24 congeners, 17 are usually found in Aroclor 1242 and represent more than 40 % of its composition while the seven remaining congeners are absent or only marginally present (> 0.5 %) in this mixture (Schulz *et al.*, 1989).

All measurements were made using a high resolution gas chromatography – ion trap system operated in MS-MS mode. The results were corrected on the basis of the recovery of the [$^{13}C_{12}$] surrogates, which ranged from 70 to 110 % for all seven labelled PCBs. Precision and accuracy were verified with reference materials and confirmed to be within 25 % of the consensus values. Blank samples were run and results were sytematically below the method's detection limit (20 pg·g^{-1} dry wt.). Radionuclide ^{210}Pb analysis was conducted on each sediment sample by measuring the activity of its granddaughter ^{210}Po, as described by Eakins and Morisson (1978). The sediment extracts containing the PCBs were also analysed for persistent organochlorinated pesticides, such as DDE, DDD, and DDT, to validate the observed concentration profiles for PCBs.

2.1.1.3 Halifax Harbour

Sediment samples were collected on 29 June 1996 and in October 1997 from Halifax Harbour near the J.D. Irving Scotia Dock. These samples represent conditions prior to and after the *Irving Whale* cleanup and recovery of onboard PCBs (Figure 3). Sediment samples were collected at approximately the same locations for both years in clean solvent-rinsed Teflon tubes using a gravity corer deployed from a surface vessel. Core samples were frozen until analysed in the laboratory, at which time they were partially thawed and the top 5 cm of each core was extruded and analysed for PCBs. In 1996, samples were analysed by the EC laboratory at the Bedford

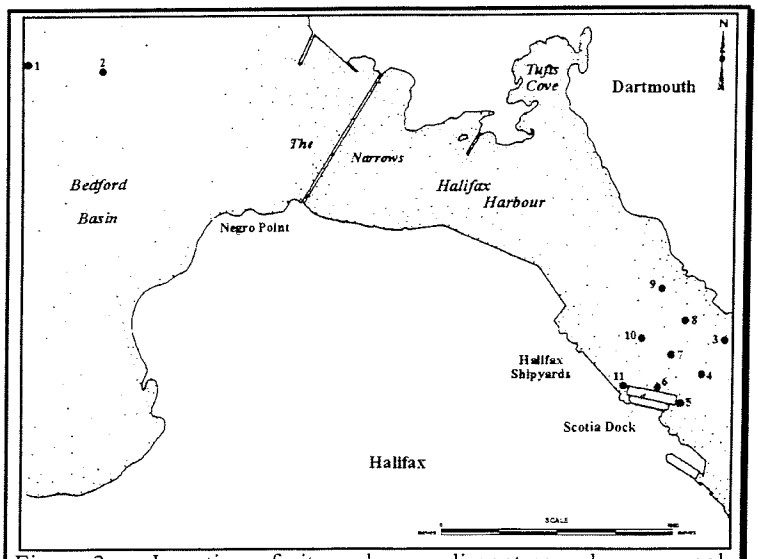


Figure 3. Location of sites where sediment samples were collected in Bedford Basin and Halifax Harbour in June 1996 and in October 1997.

Institute of Oceanography; 1997 samples were analysed by Philip Analytical Services, Halifax. The analysis methods, which have been previously described (Government of Canada, 1997), were similar for both laboratories.

2.1.2 Bedrock

To determine whether PCBs had infiltrated the bedrock underlying the contaminated sediments around the *Irving Whale* site, samples from 22 locations within the same general area as that sampled from the submersible were obtained on 7 July 1997. Samples were obtained using an IKU dredge deployed from the CCG vessel *Simon Fraser* (Figure 2). The IKU dredge was heavy enough to break and remove some of the underlying sandstone substrate as well as removing the undisturbed overlying soft sediment. Portions of the rock substrate were removed from the dredge, rinsed thoroughly with fresh seawater to remove any adhering sediment or biota from the surface, and then cut into approximately 15 × 6 × 6 cm pieces using a carborundum grinding wheel. Between the cutting of each sample, equipment and surfaces were cleaned with a high pressure water stream to remove contaminated particles and rinsed with pesticide grade acetone to reduce cross contamination. Samples were then preserved in clean solvent-washed mason jars. In the laboratory, bedrock samples were further processed by cutting a 1 cm layer from the outer surfaces of each rock sample and pulverising about 100 g of the inner bedrock material to a fine consistency prior to extraction and analysis by Phillip Analytical Services. Samples obtained as described typically represent bedrock depths between 1 and 12 cm. Positioning for all bedrock sampling sites was accomplished with the vessel's differential GPS. However, the error associated with this method was increased by the drifting of the ship during dredge deployment. The resulting estimated error in positioning (~ 10 m) was considered to be too great to combine sediment results from this sampling program with sediment results of the submersible sampling program (see section 2.1.1.1).

2.1.3 Snow crab

In May 1997, snow crab samples were collected at 12 locations around the *Irving Whale* site (Figure 4), six of which had been sampled in October 1996. These locations included two sites at the barge footprint and one at a reference site 30 nautical miles to the north. The other sampling sites were located at 2.5 and 5 nautical miles north, west, south, and east, and at 1.35 and 2.7 nautical miles southeast of the barge footprint. Snow crabs were captured using two commercial conical fishing traps at each station; a DFO fishing tag had been attached to all traps and buoys prior to their deployment. Upon retrieving the traps from the water, approximately 40 male snow crabs having a carapace width ranging from 85 to 135 mm were kept from each station and

placed in clean labelled plastic 30 L fish crates. All crabs were kept alive until dissection in the laboratory.

Dissection procedures were performed in laboratories of the Canadian Food Inspection Agency in Shippagan, New Brunswick, and were similar to those used in 1996 and 1995 (Government of Canada, 1997). Briefly, two pooled samples of digestive glands and muscle tissues from male snow crabs were taken from each site; one was analysed for PCBs and the other archived as a backup sample. All pooled samples of digestive glands were prepared by mixing the entire organ from five individuals while those of muscle tissues were taken from claws and legs. In addition, five samples of digestive glands extracted from individual crabs were taken from the barge footprint site and analysed for PCBs.

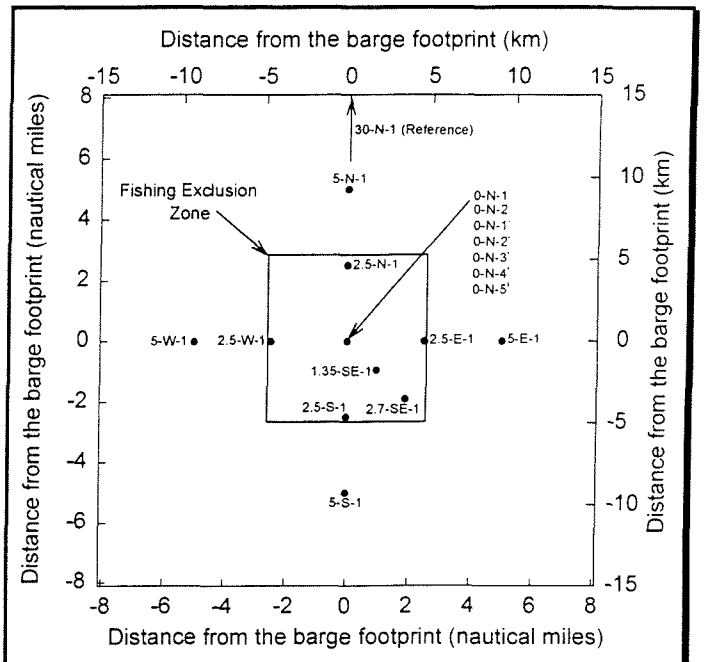


Figure 4. Location of sites where snow crab samples were collected around the *Irving Whale* site in May 1997. Individual samples are noted by a superscript *i*.

Laboratory analyses were conducted at the DFO Laboratory in Halifax, Nova Scotia. All tissue samples were homogenised and then saponificated and extracted with hexane. Extracts were purified by size-exclusion chromatography and sulfuric acid treatment. PCB congeners were measured by capillary gas chromatography – low resolution mass spectrometry (5971A) on an HP-5MS capillary column. The mass spectrometer was operated in the selected ion monitoring mode using four ions per class for confirmation of chlorobiphenyls. PCB congeners that are found in Aroclor 1242 and others commonly found in Aroclor 1254 and 1260 mixtures were measured in all samples. Based on the commercial availability of individual PCB congeners as standards, 159 compounds were selected. However, 85 of these PCB congeners were consistently not found at levels above the detection limits. For all digestive gland and muscle tissue samples, recoveries of added $^{13}C_{12}$-153 and 194 PCB congeners were always above 95 %. No detectable levels of chlorobiphenyls were found in any of the blank samples that were analysed.

2.2 Computational methods and statistical analyses

2.2.1 Estimation of the total PCB load in sediments around the barge footprint

An estimate of the total PCB load in sediments around the barge footprint was derived from the analysis of sediment samples collected in June 1997. Distribution maps of PCB concentrations, depth, and porosity of sediments were first drawn for an area of 20,000 m^2 southeast of the barge footprint by constructing 100 × 200 m grids with a spacing of 1 m using a kriging method. This area was selected because of the availability of sufficient samples to construct distribution maps and for comparison with results of the 1996 sampling program. The corresponding grid maps of PCB concentrations, sediment depth, and sediment porosity were then combined to calculate a single 100 × 200 m grid of the PCB load per unit of surface using the following formula:

$$L_{PCB} = \frac{[PCB]}{F_s - [PCB]} \times \rho_{sed} \times (1-\phi) \times Z \quad (\text{kg}\cdot\text{m}^{-2})$$

derived from :

$$[PCB] = \text{PCB concentration} = F_s \times \frac{L_{PCB}}{L_{PCB} + L_{sed}} \ (\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1})$$

where:

$$L_{sed} = \text{Sediment load} = \rho_{sed} \times (1-\phi) \times Z \ (\text{kg}\cdot\text{m}^{-2})$$

$$F_s = \text{Correction factor for salinity} = \frac{(1-SC) + SC \cdot S}{1-SC}$$

$$SC = \text{Saltwater content of sediments} = WC \times (1 + \frac{S}{1-S})$$

$$\phi = \text{Sediment porosity} = \frac{SC \cdot \rho_{sed}}{SC \cdot \rho_{sed} + (1-SC) \cdot \rho_{sw}}$$

ρ_{sed} = Sediment density = 2,650 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$

Z = Sediment depth (m)

WC = Water content of sediments

S = Salinity = 0.035

ρ_{sw} = Seawater density = 1,025 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$

Prior to these calculations, PCB concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) and sediment depth (cm) were converted to the appropriate units ($\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and m respectively). Sediment density was assumed to be equivalent to that of silica. PCB concentrations and water content of sediments were assumed to be constant over the entire sediment column given that sediment depth usually did not exceed 10 cm.

Finally, the calculated PCB loads in individual 1 × 1 m pixels of the resulting 100 × 200 m grid were integrated for each surface corresponding to a logarithmic range of values to provide an estimate of the total amount of PCBs in sediments within these areas.

A sensitivity analysis was conducted to calculate the bias in PCB load estimates from the model that is related to sampling and analytical techniques. For both years, minimum and maximum estimates of the total PCB load in sediments around the barge footprint were calculated using the error associated with the positioning of sampling sites (± 5 m), sediment depth measurements (± 10 %), and PCB concentration measurements (± 11 % based upon surrogate and spiked matrix recoveries). The resulting estimates provide a range of variation in the total PCB load in sediments that accounts for the precision of these measurements.

2.2.2 Congener composition of PCBs in sediments and snow crab

The congener composition of PCBs in sediment samples collected in the Laurentian Channel (see section 2.1.1.2) and in snow crab samples collected around the *Irving Whale* site (see section 2.1.3) was statistically analysed to 1) determine whether PCBs in these compartments of the Gulf ecosystem originated from the *Irving Whale*, and 2) characterise changes, if any, in PCB composition patterns relative to the composition of the barge fluid (Aroclor 1242). The statistical approach used was principal component analysis (PCA; Zitko, 1994), which allows graphical representation of the relation between samples and their suspected PCB source (the barge heating fluid) based upon their respective PCB congener composition.

For sediments in the Laurentian Channel, analyses were performed using the concentrations of 22 congeners or groups of congeners that were measured at seven depths within two sediment core samples collected in the Gulf of St. Lawrence (see section 2.1.1.2). To allow the PCA to center on the variability among sediment samples, the barge fluid was not included in the analyses given the remoteness of this potential PCB source from sampling locations in the channel. The resulting 14 × 22 concentration matrix was row-normalized to express congener concentrations in terms of their relative contribution to the PCB contamination of a given sample. Since several congeners were not detected in deeper parts of sediment cores, their relative contribution was determined according to the method's detection limit (20 $pg \cdot g^{-1}$). The PCA was performed using the correlation matrix of the data to give all variables equal weight.

For snow crab samples, concentrations of 78 congeners or groups of congeners (some peaks in the chlorobiphenyl profiles may include several congeners), measured in 43 digestive gland samples and in the barge fluid, were used as variables in the PCA analysis. However, concentrations of many congeners were near or below the detection limit (0.002 $\mu g \cdot g^{-1}$) and would contribute little to the total variability of the data. Thus, only congeners or groups of congeners that were detected in at least 50 % of the samples, including the barge fluid, were selected for the analysis, which resulted in 32 variables. Values of the selected variables were then normalised to represent their relative contribution to the PCB contamination in each sample. Finally, the PCA was performed using the correlation matrix to give variables equal weight in the analysis.

3. RESULTS

3.1 Sediments

3.1.1 Soft sediments

The results of PCB analyses of sediment samples collected during the *HMCS Cormorant* survey are given in Table 1. There were some differences in results reported from the individual laboratories. Results from the PAS laboratory were generally higher than EC's results, particularly at higher concentrations. The results from the RPC laboratory were considerably lower than those of the EC laboratory, particularly at lower concentrations. However, only results from PAS were used for interannual comparisons: since this laboratory conducted the analyses in 1996, the analytical methods and materials used were identical to the previous year's analyses. In addition, the PAS intralaboratory quality control indicated that PCB matrix spike recoveries were in the range

Table 1. PCB concentrations (Aroclor 1242), depth, and water content of sediment samples collected around the *Irving Whale* site in the spring of 1997. EC, PAS, and RPC refer to individual laboratories who conducted analyses (see text for details).

Station[1]	Distance from the barge footprint (m)		Sediment	Water	PCB Concentration ($\mu g \cdot g^{-1}$ dry wt.)		
	SW - NE	SE - NW	depth (cm)	content (%)	EC	PAS	RPC
A5	-95	-30	3.0	32	12.3	0.72	0.34
B5	-75	-30	3.0	34	5.2	8.8	7.24
D0	-45	-130	1.0	42	13.9	19	17.4
D1	-45	-110	2.0	34	6.6	6.7	5.26
D2	-45	-90	2.0	40	4.5	10	5.08
D3	-45	-70	3.0	21	19.3	1.4	1.97 / 1.84 [2]
D4	-45	-50	3.0	35	10.6	14	10.9
D5	-45	-30	3.0	32	124.6	250	185
D7	-45	-5	1.0	35	13.7	13	8.96 / 11.7 [2]
D10	-45	20	3.0	24	36.4	71	43
F2	-25	-90	0.5	51	19.3	24	25.3
F5	-25	-30	2.0	46	30.6	70	61.5
H (-2)	-5	-170	10.0	26	23.4	43	59.8
H (-1)	-5	-150	5.0	21	9.8	13	14.3
H0	-5	-130	5.0	21	2.4	2	3.53
H1	-5	-110	3.0	38	36.3	53	36.1
H2	-5	-90	3.0	38	35.7	34	17.8
H3	-5	-70	0.5	53	31.3	320	148
H4	-5	-50	7.0	59	54.3	140	74.1
H5	-5	-30	3.0	46	38.1	70	20.2
J2	15	-90	3.0	37	78.1	130	103
J4	15	-50	10.0	38	3.6	5.5	2.81 / 5.48 [2]
J5	15	-30	4.0	40	43.3	4000	2210
K0	35	-130	5.0	42	2.3	3.3	2.97
K1	35	-110	5.0	32	2	2.9	3.27
K2	35	-90	6.0	69	11.8	42	19.5
K3	35	-70	7.0	70	15.5	40	10.1
K4	35	-50	2.0	45	284	330	292
K5	35	-30	10.0	29	1352	1500	1090
K7	35	-5	1.0	59		120	
L4	55	-50	3.0	37	1.9	2.4	2.46
L10	55	20	0.5	50	1.7	3.8	4.86
M4	75	-50	7.0	63	4.7	8.9	4.34
M10	75	20	0.5	70	41.4	57	22.1
N4	95	-50	3.0	69	1.3	3.5	1.73

[1] See Figure 2 for station locations.
[2] Duplicate samples.

of 89 ± 2.1 %; recoveries of surrogate compounds spiked into each sample prior to extraction were in the range of 97 ± 16 %, and all procedure blanks were free of PCB contamination at or above the method's detection limit.

Elevated PCB concentrations in sediments around the *Irving Whale* site in 1997 were measured in the same general area as in 1996 (Figure 5). In both years, contamination hotspots within which sediment PCB concentrations exceeded 100 $\mu g \cdot g^{-1}$ were mainly located southeast of the barge footprint. However, areas with PCB concentrations higher than 100 $\mu g \cdot g^{-1}$ increased from approximately 2,353 m^2 in 1996 to 3,526 m^2 in 1997. In addition, the area delimited by PCB concentrations higher than 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ was more spread out toward the south in 1997 than in 1996. Contrary to the situation observed in 1996, no areas with sediment PCB concentrations of less than 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ were found within 100 m southeast of the barge footprint in 1997.

The comparison of sites at which sediment samples were collected in both years shows that PCB concentrations decreased significantly over the winter at sites located within the contamination hotspots that had been observed in 1996 (Wilcoxon matched pairs test: $Z = 1.99$, $p < 0.05$; Figure

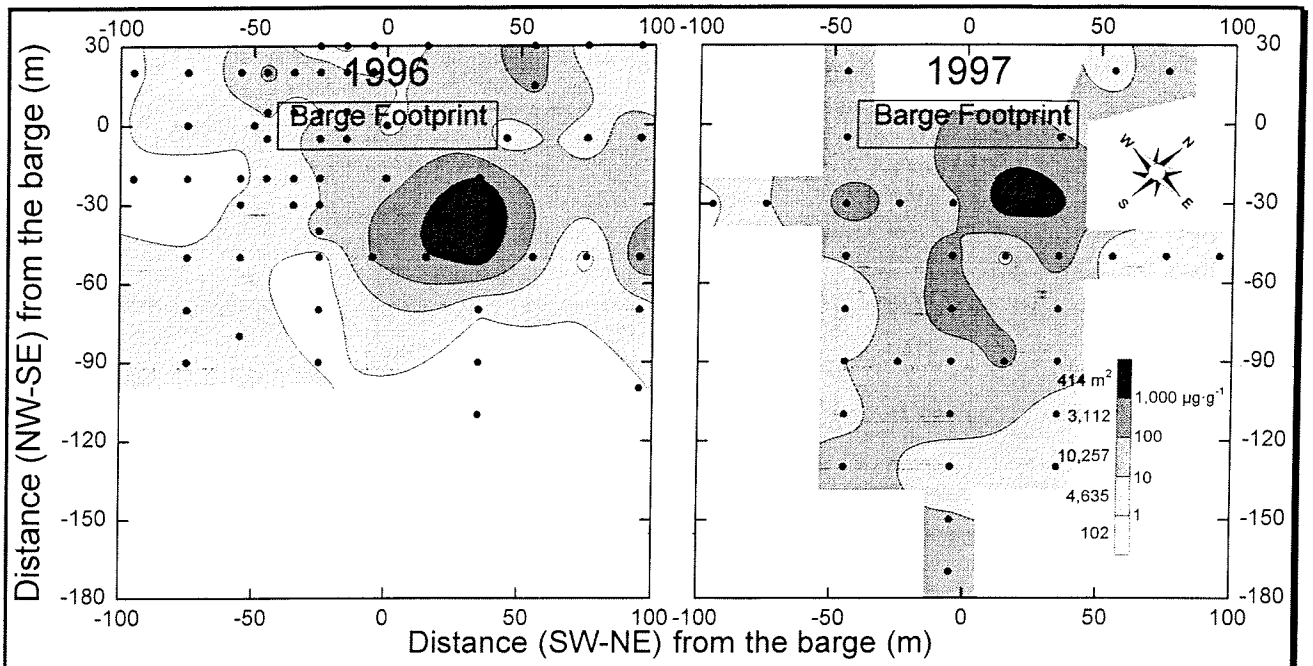


Figure 5. Distribution map of PCB concentrations (Aroclor 1242) in sediments around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May and June 1997 from samples collected using a manned submersible.

6). Mean sediment concentrations decreased from 2262 $\mu g \cdot g^{-1}$ (maximum of 9100 $\mu g \cdot g^{-1}$) in 1996 to 342 $\mu g \cdot g^{-1}$ (maximum of 4000 $\mu g \cdot g^{-1}$) in 1997 at these sites. However, PCB concentrations at other sites were not significantly different between years ($Z = 1.54$, $p = 0.123$), although levels tended to be higher in 1997 than in 1996. Nevertheless, a 6-fold decrease in mean PCB concentrations was observed in sediments for all sites that were sampled in 1996 and 1997.

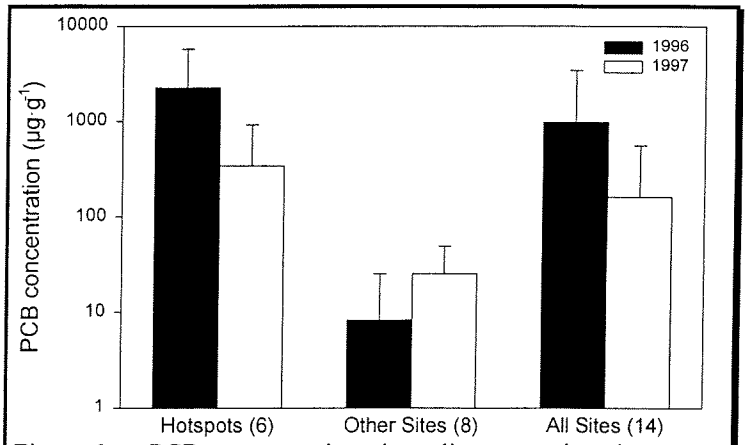


Figure 6. PCB concentrations in sediments at locations sampled in October 1996 and June 1997 around the *Irving Whale* site for locations within contamination hotspots of 1996, at other locations, and for all locations combined.

In both years, PCB concentrations decreased with distance from the *Irving Whale* site (Figure 7). The correlation between log-transformed PCB concentrations in sediments and distance from the barge footprint was significant in both years (1996: $r = 0.58$, $p < 0.0001$; 1997: $r^2 = 0.48$, $p < 0.01$). However, the slope of the regression in 1997 was not statistically different from 1996 (ANCOVA: $F = 0.97$, $p = 0.33$).

3.1.2 Bedrock

PCB levels in the bedrock underlying surficial sediments around the *Irving Whale* site were generally very low (Table 2). Concentrations ranged from 0.012 to 0.076 $\mu g \cdot g^{-1}$ and were comparable to those measured in the control sample. In contrast, PCB concentrations in overlying soft

sediments at a given site were considerably higher than those measured in the bedrock, with values ranging from 0.34 to 560 $\mu g \cdot g^{-1}$. No significant correlation was observed between levels measured in the bedrock and those from corresponding overlying sediments.

3.1.3 PCB load in local sediments

The distribution map of the estimated PCB sediment load southeast of the barge footprint, based on sample collections in June 1997 and that derived from samples taken in October 1996 for the same area (Government of Canada, 1997) are given in Figure 8. The estimated total PCB load in sediments within 20,000 m^2 southeast of the barge footprint was about 76 kg in the spring of 1997 compared to 119 kg within the same area in 1996. In June 1997, the area delimited by PCB loads higher than 0.01 $kg \cdot m^{-2}$ contained more than 75 % of the PCBs (58 kg) and covered a surface of approximately 1,171 m^2, with an estimated amount of 25 m^3 of soft sediments. For comparison, 102 of the 119 kg (86 %) of PCBs found in local sediments in October 1996 were confined within an area of 1,688 m^2 that contained 26 m^3 of sediments. The area with PCB loads higher than 0.001 $kg \cdot m^{-2}$ was more widespread towards the southwest and particularly the southeast in June 1997 compared to October 1996. The total amount of sediments present within the assessed area decreased from about 487 m^3 in 1996 to 210 m^3 in 1997.

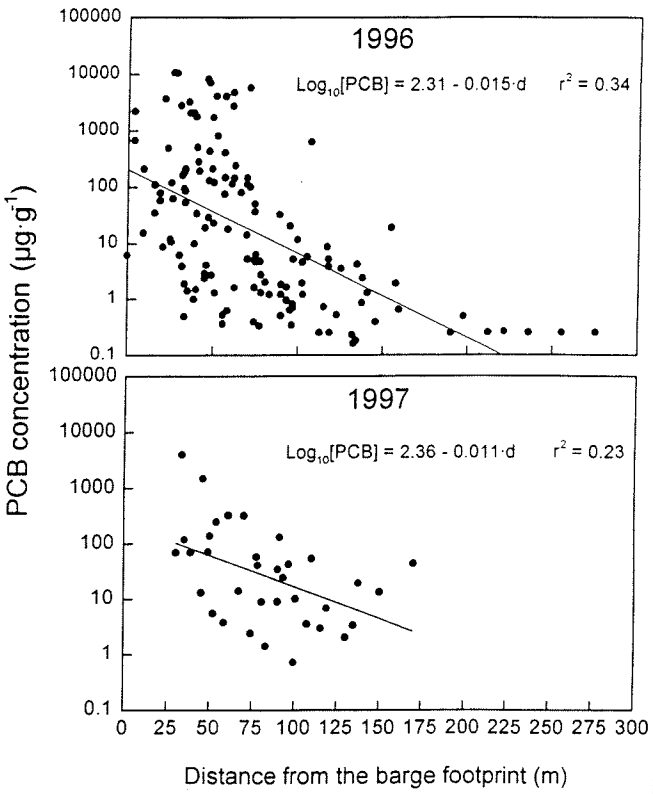


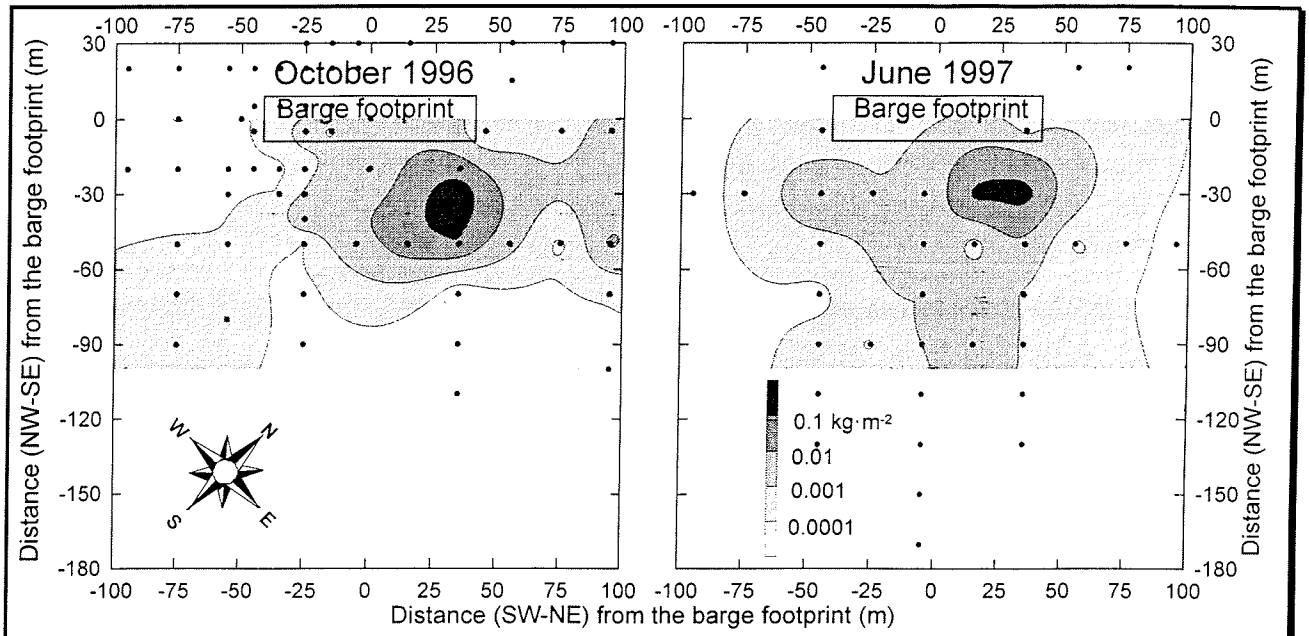
Figure 7. Variations in sediment PCB concentrations (Aroclor 1242) with distance from the barge footprint (≤ 300 m) in October 1996 and in May-June 1997.

Table 2. PCB concentrations (as Aroclor 1242) in bedrock and overlying sediment samples collected around the *Irving Whale* site in July 1997.

Station[1]	PCB concentration ($\mu g \cdot g^{-1}$ dry wt.)		Ratio
	Bedrock	Surficial sediments	Bedrock/Sediments
Control	0.010 / 0.014[2]	0.024 / 0.028[2]	0.417 / 0.500[2]
D2	0.071	2.20	0.032
D4	0.003	0.36	0.007
D5	0.029	0.67	0.043
D7	0.023	3.80	0.006
D0		0.34	
D(-2)	0.024	3.30	0.007
H11	0.027	1.60	0.017
H13	0.028	0.45	0.061
H15	0.018	1.60	0.011
H2	0.018	14.0	0.001
H4	0.018	2.40	0.008
H0	0.034	2.30	0.015
H(-2)	0.012	6.90	0.002
HJ8	0.021	11.0	0.002
K4	0.030	53.0	0.001
K7	0.076	560	< 0.001
K0	0.057	3.30	0.017
K1	0.026		
K2	0.022	2.30	0.010
N10	0.025	6.20	0.004
N12	0.022	12.0	0.002
Q12	0.034	1.30	0.026

[1] See Figure 2 for station locations.
[2] Duplicate samples.

The sensivity analysis of the model used to derive these estimates shows that there are strong overlaps between 1996 and 1997 in the range of variation of PCB load and sediment volume estimates. Based upon errors



Load range (kg·m²)	Area (m²)	Sediment volume (m³)	PCB load (kg)
> 0.1	342	5	55
0.01 - 0.1	1,346	21	47
0.001 - 0.01	4,543	120	14
0.0001 - 0.001	7,094	206	2.5
< 0.0001	6,675	135	< 0.4
Total	20,000	487	119

Load range (kg·m²)	Area (m²)	Sediment volume (m³)	PCB load (kg)
> 0.1	183	5	23
0.01 - 0.1	988	20	35
0.001 - 0.01	5,807	64	15
0.0001 - 0.001	8,778	76	3
< 0.0001	4,244	45	< 0.3
Total	20,000	210	76

Figure 8. Distribution maps of the estimated total PCB load in sediments around the *Irving Whale* site in October 1996 and in June 1997, and estimated total load, surface area, and volume of sediments for each logarithmic range of the inventory. Sampling points are represented by black dots (•).

associated with sampling and analytical techniques, the ranges of variation in the total PCB load in sediments within the area assessed (20,000 m^2) were 50 to 301 kg in 1996 and 33 to 146 kg in 1997. As well, estimates of the total volume of sediments had a range of variation of 374 to 632 m^3 in 1996 and 155 to 280 m^3 in 1997.

3.1.4 Sediments of the Laurentian Channel

Sediment profiles at two locations of the Laurentian Channel in the Gulf of St. Lawrence present different accumulation histories of PCBs (Figure 9). Sediments cores collected northeast of the Magdalen Islands (Core J) and south of Anticosti Island (Core D) were dated using a single layer ^{210}Pb model that fits the data very well, with regression coefficients of 0.88 (Core J) and 0.93 (Core D). There was no evidence of surface mixing or bioturbation in these cores. Based on ^{210}Pb chronology, PCB levels started to increase in 1925 ± 12 years in both sediment cores. However, since the late 60s or early 70s, total PCBs (24 congeners) measured in sediments northeast of the Magdalen Islands reached higher levels than south of Anticosti Island. The concentration of the 17 PCB congeners typically found in Aroclor 1242 followed the same variation pattern at both locations. The seven remaining PCB congeners, however, had similar levels at both locations for a given deposition year. Organochlorinated pesticides DDE, DDD, and DDT all showed similar profiles and levels between cores (M. Lebeuf, pers. comm.) This suggests that, relative to the area south of Anticosti Island, sediments in the Laurentian Channel northeast of the Magdalen Islands received additional inputs of PCBs that are found in a typical mixture of Aroclor 1242,

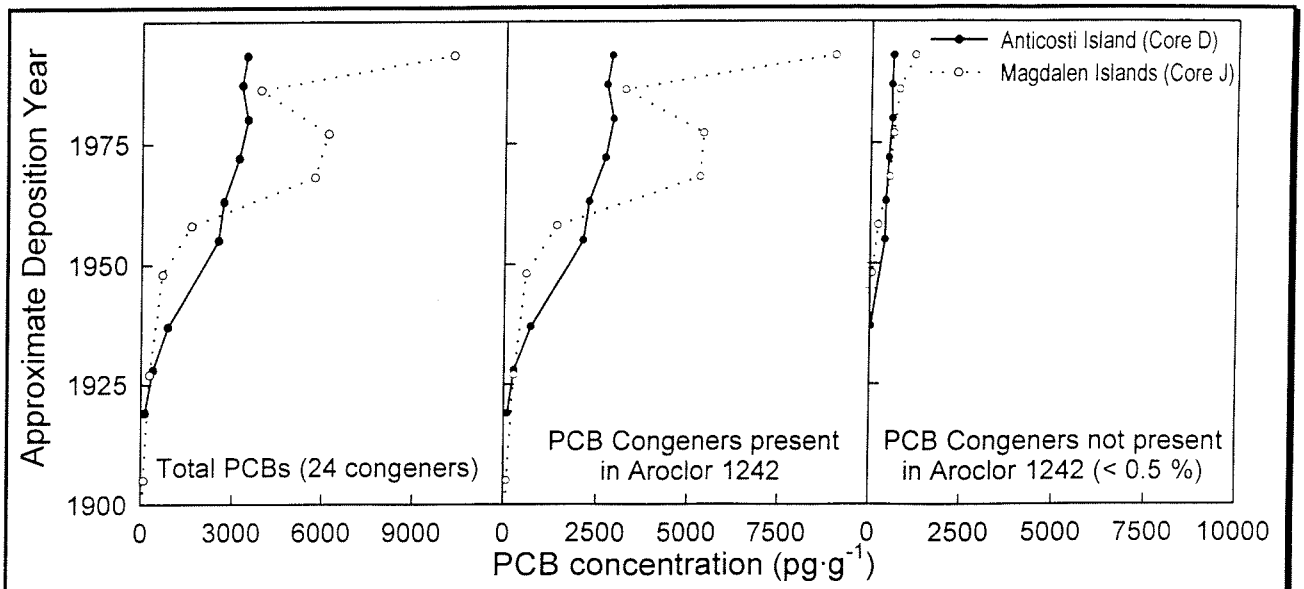


Figure 9. Concentrations of total PCBs, of PCB congeners usually present in Aroclor 1242, and of PCB congeners not present (< 0.5 %) in sediment cores collected in December 1996 at two locations of the Laurentian Channel (see Figure 1) in the Gulf of St. Lawrence.

but did not receive, in comparison with Core D, supplementary amounts of other organochlorine compounds. The additional inputs of PCBs in sediments northeast of the Magdalen Islands are characterised by two distinct pulses, the first one occurring in 1972 ± 7 years and the second and most recent one in 1989 ± 7 years.

Principal component analysis of the PCB congener composition in all layer samples of the two sediment core collected in the Laurentian Channel revealed important differences in composition patterns (Figure 10). The congener composition of most surficial sediments collected northeast of the Magdalen Islands was clearly different from that of all other layer samples of both cores. This discrimination along the first axis of variation was mostly attributed to a higher prevalence of PCB congeners of intermediate weight in the former, mainly CBs 87, 99, 101, and 110. However, there was one exception to this observed pattern – layer sample J1986, which was characterised by a congener composition similar to that found in Core D or in deep sediments of Core J. That layer was also characterised by lower PCB concentrations relative to adjacent layers.

3.1.5 Sediments in Halifax Harbour

PCB concentrations in sediments around the Irving Scotia Dock, Halifax Harbour, before and after the barge transfer, cleanup, and PCB recovery activities, are given in Table 3. Baseline concentrations of total PCBs in sediments around the Scotia Dock in June 1996 were relatively low (mean 0.51 ± 0.17 $\mu g \cdot g^{-1}$) and typical of the PCB contamination in Halifax Harbour. No distinct pattern of unweathered Aroclor 1242 was observed in sediment samples at that time. In addition, PCB concentrations in Aroclor 1242 equivalents were consistently low, with values ranging from 0.03 to 0.08 $\mu g \cdot g^{-1}$ around the Scotia Dock. In October 1997, total PCB concentrations in sediments (mean of 0.60 ± 0.41 $\mu g \cdot g^{-1}$) around the dock did not vary significantly from the previous year, although higher values were measured at the control sites (samples 1 and 2). However, total PCB concentrations and PCBs quantified as Aroclor 1242 in 1997 were highest in samples closest to the dock (samples 5, 6, and 11). In addition, Aroclor 1242 levels appeared to decrease with

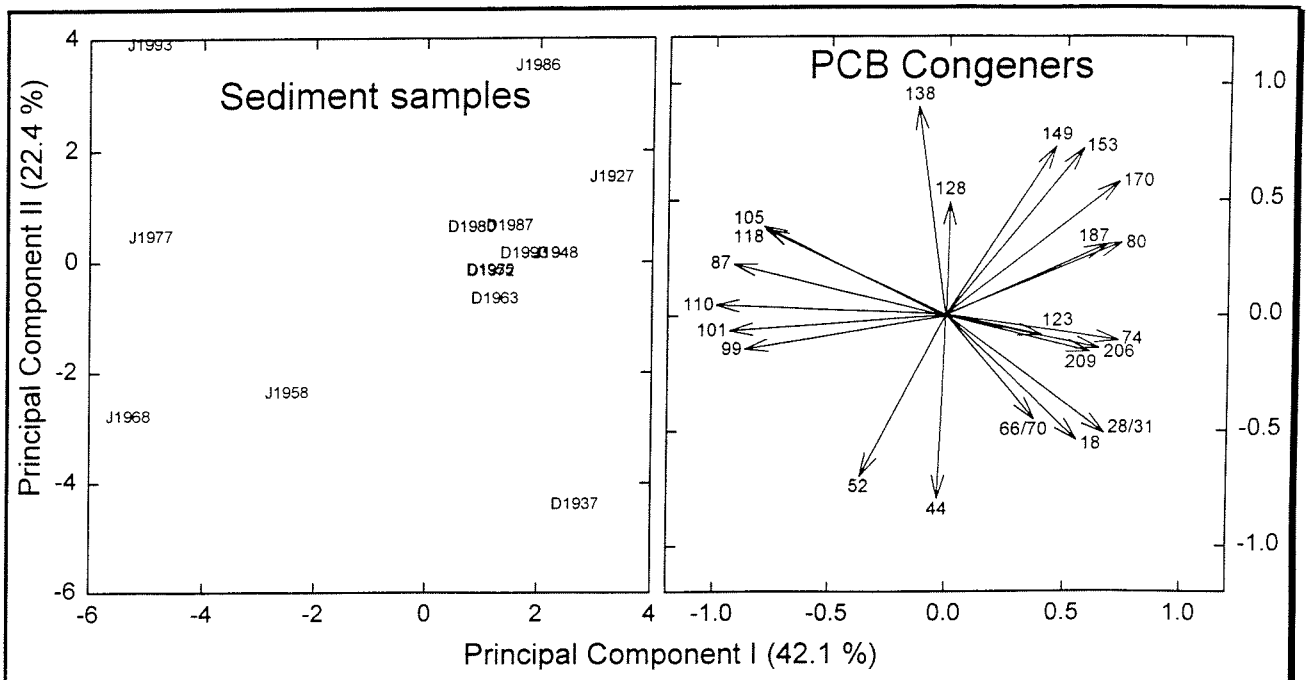


Figure 10. Projection of sediment core samples collected at two locations in the Laurentian Channel onto the first two principal components (64.5 %) of their total variability in PCB congener composition (24 congeners), and contribution of all congeners to the observed structure. Samples are denoted by location (Core D or J; see Figure 1) and approximate deposition year.

Table 3. PCB concentrations ($\mu g \cdot g^{-1}$ dry wt.) in sediments around the Irving Scotia Dock, Halifax Harbour, from samples collected in June 1996 and in October 1997.

Sample Number	Location	Position		Total PCB* June 1996	Total PCB** October 1997
		Latitude	Longitude		
1	Anchorage #8 Sample 1 (Control)	44 40.92 N	63 37.73 W	0.12 (0.02)	0.45 (0.07)
2	Anchorage #8 Sample 2 (Control)	44 40.89 N	63 37.98 W	0.15 (0.02)	0.46 (0.07)
3	Scotia Dock Transect #1 Sample 1	44 39.94 N	63 35.67 W	0.70 (0.06)	0.12 (< 0.05)
4	Scotia Dock Transect #1 Sample 2	44 39.97 N	63 35.70 W	0.60 (0.07)	0.42 (0.13)
5	Scotia Dock Transect #1 Sample 3	44 20.02 N	63 35.75 W	0.30 (0.05)	1.2 (0.27)
6	Scotia Dock Transect #2 Sample 1	44 40.08 N	63 35.62 W	0.42 (0.05)	0.67 (0.16)
7	Scotia Dock Transect #2 Sample 2	44 40.20 N	63 35.72 W	0.58 (0.06)	0.67 (0.05)
8	Scotia Dock Transect #2 Sample 3	44 40.20 N	63 35.65 W	0.38 (0.05)	0.17 (< 0.05)
9	Scotia Dock Transect #3 Sample 1	44 40.15 N	63 35.54 W	0.42 (0.06)	0.38 (0.05)
10	Scotia Dock Transect #3 Sample 2	44 40.26 N	63 37.07 W	0.81 (0.08)	no sample
11	Scotia Dock Transect #3 Sample 3	44 40.20 N	63 35.79 W	0.38 (0.03)	1.2 (0.3)
Mean (Scotia Dock)				0.51 (0.06)	0.60 (0.12)

* PCBs quantified as Aroclor 1242/1254/1260, detection limit = 0.02 $\mu g \cdot g^{-1}$.
** PCBs quantified as Aroclor 1242/1254/1260, detection limit = 0.05 $\mu g \cdot g^{-1}$.
Values in parenthesis are Aroclor 1242 concentrations based on representative congeners.

distance from the dock, at least along two transects (#1 and #2). Thus, the concentration of PCB congeners that are typical of Aroclor 1242 appeared to have increased somewhat from June 1996 to October 1997 in sediments closest to the Scotia dock.

3.2 Snow crab

3.2.1 PCB concentrations

Contrary to the situation prevailing in October 1996, no snow crab sample collected in May 1997 had PCB concentrations that exceeded the Canadian consumption limit of 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ in its digestive gland or muscle tissue (Table 4). Total PCB concentrations in the digestive glands ranged from 0.230 to 0.900 $\mu g \cdot g^{-1}$, with the highest levels being found at the barge footprint. In muscle tissues, PCB concentrations were two orders of magnitude lower than in the digestive gland, with values ranging from 0.001 to 0.013 $\mu g \cdot g^{-1}$. By comparison, 25 % and 5 % of the pooled snow crab samples collected in October 1996 reached or exceeded the 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ limit for the digestive gland and muscle tissue, respectively.

In both 1996 and 1997, total PCB concentrations in the digestive gland of snow crab decreased significantly with distance from the barge footprint (Figure 11). For both years, the correlation

Table 4. Concentration of total PCBs (78 congeners, $\mu g \cdot g^{-1}$ wet wt.) in the digestive gland and muscle tissue of snow crab collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May 1997.

Sample location[1]	Digestive gland		Muscle tissue	
	October 1996	May 1997	October 1996	May 1997
Barge footprint				
0-N-1	2.50	0.900	0.560	0.009
0-N-2	27.20	0.630 / 0.650 [2]	2.200	0.007 / 0.006 [2]
0-N-1[i]	0.68	0.410	–	–
0-N-2[i]	0.32	0.450	–	–
0-N-3[i]	1.10	0.420	–	–
0-N-4[i]	0.54	0.250	–	–
0-N-5[i]	0.72	0.330	–	–
North				
0.54-N-1	0.31	–	0.034	–
1-N-1	2.10	–	0.044	–
2.5-N-1	–	0.410	–	0.001
5-N-1	–	0.450	–	0.003
30-N-1	0.20	0.250 / 0.250 [2]	0.008	0.004 / 0.002 [2]
East				
0.54-E-1	2.00	–	0.035	–
1-E-1	0.47	–	0.022	–
2.5-E-1	0.16	0.520	0.002	0.008
5-E-1	–	0.310	–	0.001
Southeast				
0.13-SE-1	0.76	–	0.027	–
0.27-SE-1	0.55	–	0.014	–
0.54-SE-1	0.96	–	0.013	–
1-SE-1	0.46	–	0.006	–
1.35-SE-1	0.27	0.460	0.001	0.003
2.7-SE-1	0.55	0.340	0.004	0.004
5.4-SE-1	0.96	–	0.088	–
South				
0.54-S-1	0.29	–	0.015	–
1-S-1	3.30	–	0.100	–
2.5-S-1	0.25	0.320	0.021	0.003
5-S-1	–	0.230	–	0.013
West				
0.54-W-1	0.25	–	0.030	–
1-W-1	0.43	–	0.013	–
2.5-W-1	–	0.320	–	0.002
5-W-1	–	0.480	–	0.002

[1] Samples are coded as follows: distance from the barge footprint (nautical miles) – Orientation from the barge footprint – Laboratory number (see Figure 4).
[2] Replicate samples.
[i] Individual samples.

between log-transformed PCB concentrations and distance from the barge footprint was significant (1996: $r = 0.51$, $p < 0.05$; 1997: $r = 0.69$, $p < 0.01$). However, the rate of decrease in PCB concentrations with distance from the barge footprint did not vary significantly between years (ANCOVA: $F = 0.016$, $p = 0.90$).

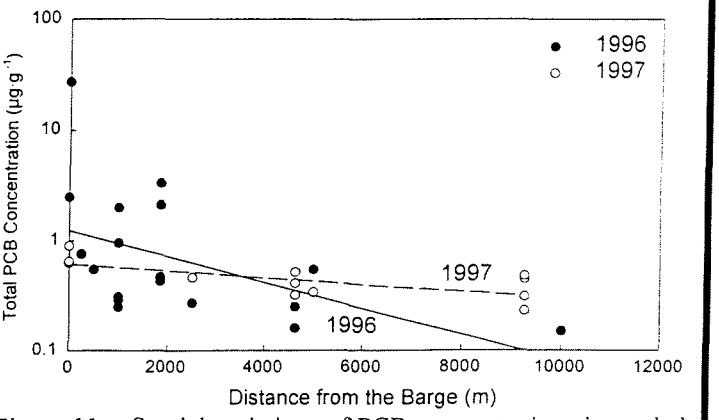


Figure 11. Spatial variations of PCB concentrations in pooled samples of snow crab digestive gland collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and in May 1997.

Lower PCB levels in snow crabs caught close to the barge footprint in May 1997 reflected a decrease in the concentration of low chlorinated PCB congeners (mono- to tetrachlorobiphenyls; Figure 12) relative to October 1996. At sites where snow crab samples were collected in both years, the concentration of low chlorinated PCBs in the digestive gland of those from the barge footprint was lower in 1997 than in 1996 (Wilcoxon matched pairs test: $Z = 2.20$, $p < 0.05$), but did not vary interannually at stations away from the *Irving Whale* site ($Z = 0.40$, $p > 0.05$). This was particularly the case for CBs IUPAC No. 28/31, which are characteristically found in Aroclor 1242 PCB mixtures. By contrast, the concentration of high chlorinated PCBs remained relatively unchanged between years at all sites, except for one highly contaminated pooled sample of digestive gland from the barge footprint. In the digestive gland, the mean concentration of PCB congeners that are absent or only marginally present (< 0.5 %) in Aroclor 1242 PCB mixtures

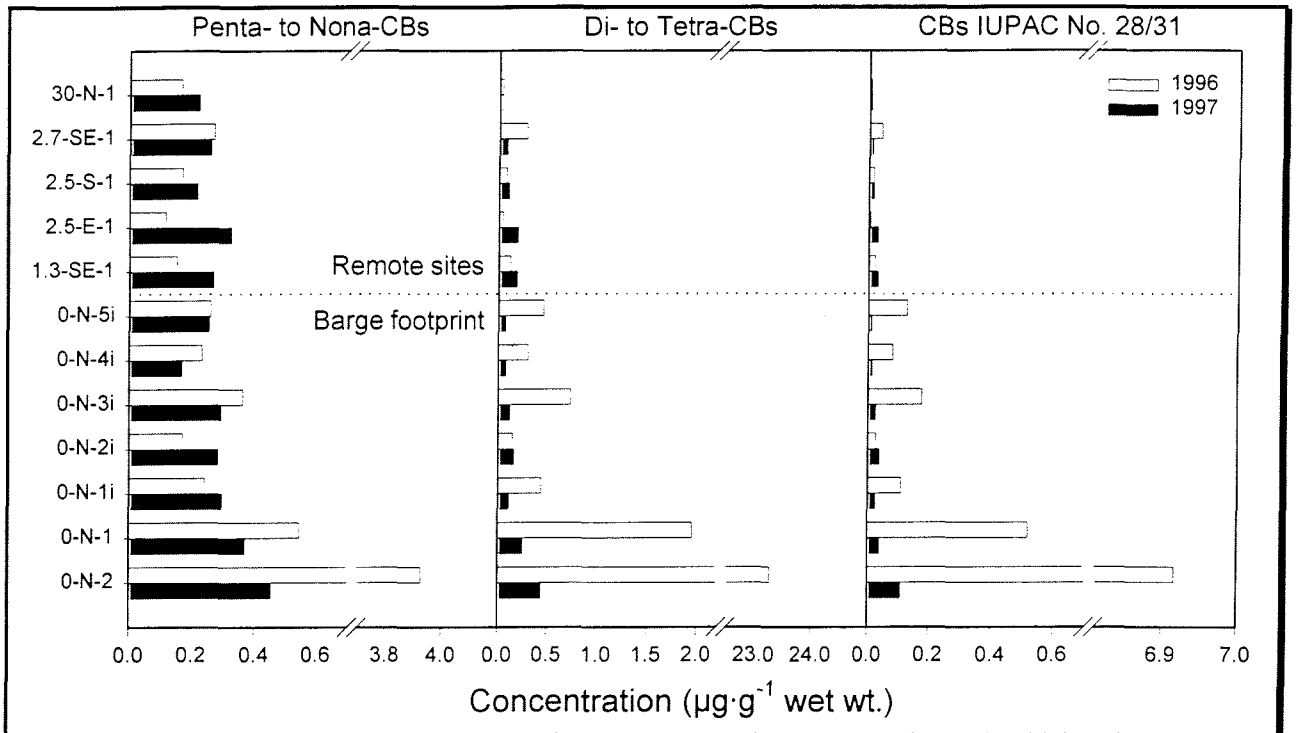


Figure 12. Concentration of low and high chlorinated PCB homolog groups and of chlorobiphenyls IUPAC No. 28/31 in the digestive gland of snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and May 1997. See Figure 4 for sample coding.

remained relatively unchanged between years (0.095 $\mu g \cdot g^{-1}$ in 1996 and 0.108 $\mu g \cdot g^{-1}$ in 1997), but their mean contribution to the overall contamination of all snow crab samples increased from 13 % in 1996 to 27 % in 1997.

3.2.2 PCB congener composition

Results of the principal component analysis of the PCB congener composition in snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in 1996 and 1997 are given in Figure 13. The first two principal components explained almost 70 % of the total variability in PCB congener composition among crab samples. Both axes of variation reveal gradual changes with time in PCB

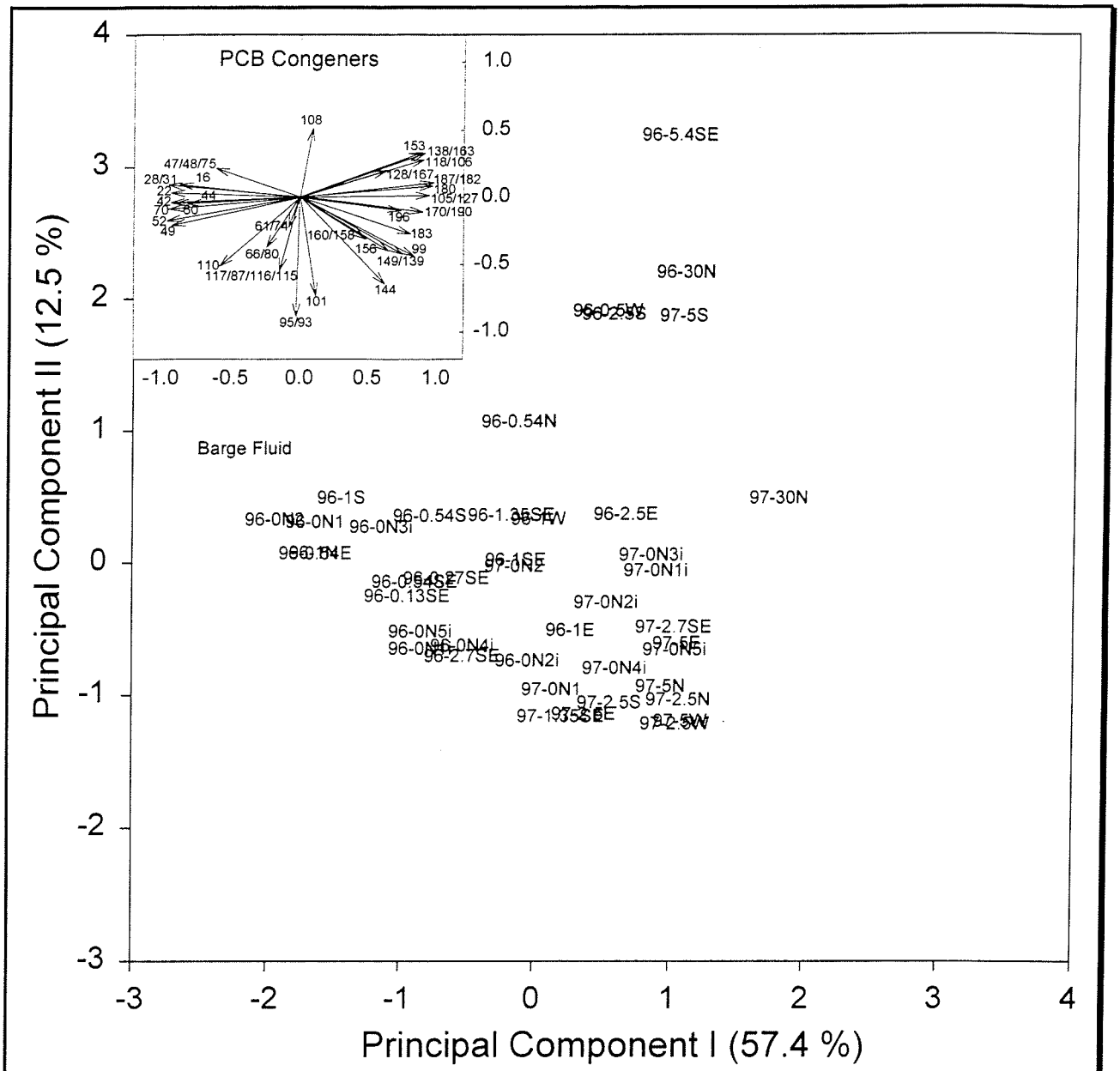


Figure 13. Projection of the barge fluid and snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in October 1996 and May 1997 onto the first two principal components of their congener composition variability (inset) for 32 selected PCB congeners.

congener composition between the barge fluid and 1996 and 1997 samples The first axis of variation explained 57.4 % of the total variance and is generally characterised by negative and positive correlations with low and high chlorinated PCB congeners, respectively. The second axis of variation (12.5 %) is mainly characterised by changes in the percent contribution of congeners of intermediate weights, which generally increased relative to the barge fluid from 1996 to 1997 except for CB108. A few crab samples, most collected in 1996 and/or at remote sites, were devoid of intermediate congeners that are usually found in Aroclor 1242 mixtures (CBs 95/93, 101, 110, and 117/87/116/115).

4. DISCUSSION

4.1 Overwinter changes in the local PCB contamination around the *Irving Whale* site

4.1.1 Sediments

Results of the local PCB contamination in sediments around the *Irving Whale* site in 1997 show that some spreading of PCBs occurred over the winter in the vicinity of the barge footprint. From October 1996 to May-June 1997, mean PCB concentrations at sites located within contamination hotspots decreased while a marginal increase was observed at other sites. Concurrently, areas within which sediment PCB concentrations exceeded 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ increased in surface and spread out southward from the barge footprint. Although sampled more intensively than other sites around the footprint in 1997, this area did show an apparent increase in sediment PCB concentrations relative to 1996, and corresponds to the predicted general direction of PCB dispersion based upon modelling and measurements of bottom residual currents around the site (Gilbert and Walsh, 1996).

This observed local spreading of PCBs southeast from the barge fooprint may very well have resulted from increased local sediment movements after the recovery of the *Irving Whale*, particularly during the winter. The apparent decrease in the estimated total PCB load in sediments southeast of the barge footprint relative to 1996 was associated with a decrease in estimates of the total amount of sediments within the same area. In addition, the porosity of local surficial sediments in 1997 increased relative to 1996, which indicates lower compaction of sediments around the site in 1997. These results suggest that, for almost 26 years, the barge exerted a local influence on bottom currents and on the consequent sediment stability. Given its size, the barge probably constituted a significant barrier to the local propagation of bottom currents, thus resulting in reduced velocities in its immediate vicinity. This influence of the barge on bottom currents may have been sufficient to prevent local sediment resuspension and may even have resulted in nearby sediment accumulation and compaction. If so, the recovery of the barge would have allowed local currents to redistribute contaminated sediments around the area, particularly during the winter, when local forcing due to storm surges appears to be strong enough to cause the resuspension and transport of sandy sediments around the site (Government of Canada, 1997).

Estimates of the total load of PCBs in sediments within a 20,000 m^2 area southeast of the barge footprint for October 1996 and May-June 1997 suggest a decrease from 119 to 76 kg over the winter. However, the interpretation of these estimates is limited by their highly overlapping

ranges of varitions as shown by the sensitivity analysis of the model. In addition, there was insufficient spatial coverage in sampling within the target area in 1997 and some unverified assumptions were used in the model, such as unvarying porosity and PCB concentration in relation to sediment depth. Indeed, PCB losses as suggested by the estimation of the total PCB load in 1996 and 1997 could have resulted from local spreading toward areas that were not sampled in 1997 and/or from the infiltration of PCBs into deeper soft sediments within the area assessed. As a result, an apparent overwinter loss of PCBs from sediments around the *Irving Whale* site cannot be clearly established based upon the available data. Nevertheless, it is very likely that some unknown amounts of PCBs were lost from the site through dissolution into the water column, bioaccumulation into the local food chain, and/or *in situ* biodegradation in sediments.

4.1.2 Snow crab

A significant part of the PCB contamination of snow crab around the *Irving Whale* site in October 1996 and May 1997 originated from the barge. Although the PCB congener composition in the digestive glands of snow crabs collected in 1997 was somewhat different from that observed in 1996, results of the PCA revealed a gradual differentiation with time relative to the composition of the barge fluid. These changes mainly reflect a decrease in the relative contribution of less persistent low chlorinated congeners, whose concentrations decreased over the winter, to the overall contamination of snow crab. This resulted in an increase in the relative contribution of higher chlorinated congeners to the observed PCB contamination in 1997, including the more persistent CBs 87, 95/93, 101, and 110, which were also present in the barge fluid.

However, a nonnegligible part of the local PCB contamination of snow crab likely originated from another source. Based upon the concentration of PCB congeners that are absent or only present in small amounts in Aroclor 1242, at least 25 % of the PCB contamination of snow crabs in 1997 did not originate from the barge. In some samples, the contribution of non-Aroclor 1242 PCB congeners reached 40 % and may have been higher, given that not all PCB congeners typical of Aroclor 1242 that were measured in these samples likely originated from the barge. Indeed, results of the PCA indicate that a number of samples, some of them collected at remote sites, were characterised by a lower prevalence of these congeners and by the presence of some persistent ones that are usually not found in Aroclor 1242 mixtures. These samples were relatively less contaminated than others, with PCB concentrations ranging from 0.2 to 0.3 $\mu g \cdot g^{-1}$. These levels compare with those measured in snow crab samples collected in 1995 near Cheticamp, Cape Breton Island (ca 0.1 $\mu g \cdot g^{-1}$), which are representative of the background PCB contamination of snow crab in the southern Gulf without the local influence of the *Irving Whale* (Gilbert and Walsh, 1996). Thus, some of the snow crab samples collected around the *Irving Whale* site may have been contaminated by PCBs originating predominantly from a source other than the barge.

By the spring of 1997, less than one year after the lifting operations, the concentrations of less persistent low chlorinated PCBs, which formed more than 83 % of the barge's Aroclor 1242 mixture, had already decreased by at least 50 % in most snow crab samples. This decrease likely originated from a reduced exposure of snow crabs to PCBs in 1997 relative to 1996, which could be attributed to overwinter changes in the local PCB contamination of sediments (see section 4.1.1) and/or to modifications in the behavior of crabs around the site following the lifting operations. In particular, the barge's recovery may have resulted in greater movements of snow

crabs around the site because of intense activities at the bottom in preparation for the lift and/or local habitat modifications. Some snow crabs collected away from the site in 1997 had higher PCB concentrations in their digestive glands than in 1996, which is consistent with the hypothesis of increased movements and dispersion of individuals following the recovery of the *Irving Whale*.

However, other factors known to affect the bioaccumulation of contaminants may also have contributed to the observed changes in PCB concentrations in snow crab around the *Irving Whale* site since October 1996. Firstly, contamination of organisms is known to increase with age and, although all snow crabs collected in 1996 and in 1997 were males of commercial size, catches may have included individuals from different year classes. Indeed, male snow crabs may undergo their terminal molt up to three years after reaching the commercial size of 95 mm (carapace width) and live several years longer (Sainte-Marie *et al.*, 1995), so that part of the variability in our results could be age related. Secondly, sample collections in 1996 and 1997 were respectively made in fall and spring and thus do not account for seasonal changes in the physiological condition of snow crab (reproduction, molting), which may affect contaminant dynamics in their tissues. Thus, the interpretation of overwinter changes in the local contamination of snow crab should be evaluated with caution until further monitoring studies are done under similar conditions with snow crabs of comparable age.

Nonetheless, PCB concentrations that were measured in snow crab around the *Irving Whale* site in the spring of 1997 fall within the range of values that are reported for other areas of the estuary and Gulf of St. Lawrence. For the digestive gland, PCB levels of approximately 0.1 $\mu g \cdot g^{-1}$ were reported for the area around Cape Breton Island while snow crabs from the St. Lawrence Estuary reached concentrations of about 0.75 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Gilbert and Walsh, 1996). In the spring of 1997, PCB concentrations in the digestive gland of all pooled snow crab samples collected around the *Irving Whale* site ranged from 0.2 to 0.9 $\mu g \cdot g^{-1}$, which compares with the values reported above.

4.2 Potential impacts on the snow crab fishery in the southern Gulf

Although several snow crab samples collected around the *Irving Whale* site in 1997 had PCB concentrations higher than expected background levels in the southern Gulf (around 0.1 $\mu g \cdot g^{-1}$ in the digestive gland; Gilbert and Walsh, 1996), none exceeded the Canadian guideline of 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ for human consumption. This situation contrasts with the one observed in October 1996, when 25 % of digestive gland samples (5 out of 20) and 5 % of muscle tissue samples (1 out of 20), all collected within the fishing exclusion zone, reached or exceeded the limit. One pooled sample collected at the barge footprint in 1996 had PCB concentrations exceeding 27 $\mu g \cdot g^{-1}$. Its PCB congener composition was very similar to that of the barge fluid, which suggests that some individuals in this sample were directly exposed to a PCB source shortly before their capture, possibly in sediment contamination hotspots. However, the fact that overwinter changes in the local PCB contamination of snow crab were related to a decrease in the concentration of less persistent low chlorinated PCBs originating from the *Irving Whale* indicates that the recovery of the barge reduced the exposure of snow crabs to their contamination source (see section 4.1.2).

Thus, there is no apparent threat remaining from the local PCB contamination around the *Irving Whale* site to the snow crab fishery in the southern Gulf of St. Lawrence, except for the potential

dispersion of a few contaminated crabs beyond the fishing exclusion zone. Snow crab is known to move over relatively long distances (several km) within a few years in the southern Gulf (Lefebvre and Brêthes, 1991), so that some contaminated individuals from around the barge footprint may eventually occur outside the limit of the fishing exclusion zone. However, current PCB levels in the muscle tissue and digestive gland of snow crabs collected around the *Irving Whale* site are well below Canadian guidelines for human consumption (see section 3.2.1). In addition, further elimination of less persistent low chlorinated PCBs from snow crab tissues could occur during their dispersion away from the barge footprint area, depending on the individual's rate of movement. For these reasons, the probablity of catching and marketing snow crabs that are contaminated above the 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ limit outside the current fishing exclusion zone are considered to be low at present. Yet, the possibility of catching a few unmarketable crabs around the *Irving Whale* site cannot be dismissed, given that high PCB concentrations in sediment are still found near the barge footprint.

Given this uncertainty, the current fishing exclusion zone around the *Irving Whale* site should be maintained as a precautionary measure until further monitoring (see section 4.3.2) allows reopening of the local fishery. As long as this closure is in place, the risk of the Gulf snow crab fisheries being affected by the local PCB contamination around the *Irving Whale* site is negligible. In addition, the risk of PCB transfers to biota by disturbing contaminated sediments around the barge footprint with fishing gear is also eliminated. This recommendation was conveyed to representatives of five inshore snow crab fishers associations in the southern Gulf at a meeting in Moncton, New Brunswick, on 17 September 1997 (see Appendix). Representatives were concerned that the market be protected from contamination or the perception of contamination but seemed satisfied that the closed zone would achieve that. However, they were insistent that this information be provided to all fishers that might be affected. At present, the fishing exclusion zone has no impact on total catches since the area is small relative to the area of the Gulf within which snow crab is harvested, and the annual quota of snow crab has been readily achieved in recent years without the availability of that area for fishing.

4.3 Ongoing research activities

4.3.1 Fate of the missing PCBs

One of the issues arising from the recovery of the *Irving Whale* pertains to the fate of the missing PCBs that were lost from the barge to the environment at the time of the sinking and/or during the following 26 years. A total of 1,800 kg of PCBs was recovered with the lifting operations and approximately 150 kg are estimated to remain in sediments around the site of the sinking; some PCBs (ca. 50 kg) have been found in oil bags that were buried in dunes of the Magdalen Islands following local beach cleanup operations in 1970. Thus approximately 5,500 kg of the 7,500 kg of PCBs initially contained in the closed-loop heating system of the barge were lost to the environment and are unaccounted for. The question as to when these PCBs were spilled from the barge and their fate in the marine environment of the Gulf of St. Lawrence are issues that need to be addressed to provide a complete picture of the PCB mass budget in the marine ecosystem of the Gulf and to ensure that they do not pose any additional threat to the Gulf fisheries.

The cleanup of the barge in Halifax Harbour does not appear to have resulted in significant inputs of PCBs to the surrounding waters. A noticeable increase in sediment PCB concentrations

after cleanup operations was observed only in samples collected at sites closest to the dock. This would suggest that small amounts of PCBs have been released into Halifax Harbour with the discharge of excess water and cleanup water which had been treated to a concentration of 10 $\mu g \cdot l^{-1}$ for permissible discharge. However, the total amount of lost PCBs from these operations was small and would represent a negligible fraction of the 5,500 kg of PCBs that are unaccounted for following the recovery of the *Irving Whale*.

The results described in the present report also indicate that most of the PCBs lost to the environment from the *Irving Whale* did not accumulate in some compartments of the Gulf ecosystem that have been identified as potential repositories (Government of Canada, 1997). PCB concentrations in the bedrock underlying soft sediments around the *Irving Whale* site were very low, often close to the detection limits (see section 3.1.2). In fact, the presence of PCBs in sandstone samples may have resulted from cross contamination during processing, since concentrations in surficial sediments and within the bedrock were not significantly correlated and both compartments were sampled simultaneously with the IKU dredge. Nonetheless, results show that the underlying bedrock around the *Irving Whale* site does not represent a major repository for PCBs lost from the barge.

Even tough some of the PCBs found in deep sediments of the Laurentian Channel likely originated from the *Irving Whale*, PCB concentrations in sediments of major channels were low throughout the Gulf. The corresponding total PCB burden in deep sediments of the Gulf (>200 m), calculated from six sediment cores collected in the Laurentian, Anticosti, and Esquiman channels, was estimated at ca. 6 T (M. Lebeuf, pers. comm.). However, higher levels were measured only in surficial sediments of the Laurentian Channel northeast of the Magdalen Islands (M. Lebeuf, pers. comm.; see section 3.1.4). Recently-deposited sediments in this particular region were characterised by a different PCB congener composition compared to the area south of Anticosti Island, mainly by a higher prevalence of persistent CBs IUPAC No. 87, 99, 101, and 110, which are present in Aroclor 1242 PCB mixtures (Schulz *et al.*, 1989). Previous studies suggested that PCBs lost from the *Irving Whale* were most likely to be transported towards this area, based on the modelling of bottom currents in the southern Gulf (Gilbert and Walsh, 1996). Though there is little doubt that the *Irving Whale* contributed to the accumulation of PCBs in sediments of the Laurentian Channel northeast of the Magdalen Islands, the amount of PCBs in surficial sediments in this area originating from the *Irving Whale* is small relative to the total PCB burden in sediments of the Gulf of St. Lawrence and represents only a minor fraction of the PCBs that were lost from the barge.

The signature of the *Irving Whale*'s PCBs in surficial sediments of the Laurentian Channel northeast of the Magdalen Islands suggests that the fate of low chlorinated PCB congeners initially contained in the barge's Aroclor 1242 mixture was different from that of the more chlorinated fractions. The discrimination between PCBs originating from the barge and those from other sources in sediments of the Laurentian Channel was possible because of differences in the relative contribution of congeners of intermediate molecular weight that are most abundant in Aroclor 1242. However, this commercial mixture is principally made up of low chlorinated PCBs, and those originating from the *Irving Whale* apparently did not accumulate in the channel north of the Magdalen Islands at a higher rate than in other areas of the Gulf. This situation closely resembles the dynamics of PCBs in the St. Lawrence Estuary, where PCBs found in waters of the St. Lawrence River near Quebec City are mainly low chlorinated congeners (Cossa *et al.*, 1998)

while downstream accumulations in sediments of the maritime estuary are essentially made up of intermediate and high chlorinated PCBs (M. Lebeuf, pers. comm.).

These results strongly suggest that a large proportion of the PCBs lost to the environment from the *Irving Whale* may not persist in the marine ecosystem of the Gulf of St. Lawrence. Low chlorinated PCB congeners (di- to tetrachlorobiphenyls) represent up to 84 % of the Aroclor 1242 PCB mixture that was used in the closed-loop heating system of the barge (Schulz *et al.*, 1989). However, they did not accumulate in sediments of the Laurentian Channel and they are not likely to be retained over the long term in the food chain of the Gulf, as shown by overwinter changes in the PCB contaminaton of snow crab around the barge footprint (see section 3.2.1). Although some low chlorinated PCBs might remain trapped within deeper sediments because of remobilization processes (Gevao *et al.*, 1997), their most probable fates in the Gulf of St. Lawrence include dissolution and subsequent evaporation into the atmosphere as well as *in situ* biodegradation by marine organisms. Indeed, low chlorinated PCBs are generally more soluble, volatile, and biodegradable than heavier congeners, and several studies have shown that these processes can significantly influence the fate of low chlorinated fractions of Aroclor 1242 in the environment (Millard *et al.*, 1993; Rhee *et al.*, 1993; Fish and Principe, 1994; Fish, 1996; Wright *et al.*, 1996; Chiarenzelli *et al.*, 1997). As a result, only high chlorinated fractions of Aroclor 1242, which would represent approximately 16 % or 880 kg of the missing 5,500 kg of PCBs, would be expected to persist and add to the PCB burden in the Gulf of St. Lawrence ecosystem.

The question as to when the missing PCBs were spilled from the *Irving Whale* remains to be addressed. Some evidence from the present report and previous studies suggests an early large spill of PCBs around the time of the sinking. PCBs were found in oil bags recovered from the cleanup of beaches in the Magdalen Islands following the initial oil spill that occurred at the time of the sinking (Gilbert and Walsh, 1996), which confirms that PCBs were released from the barge at that time. In addition, PCBs likely originating from the *Irving Whale* were detected in sediments of the Laurentian Channel northeast of the Magdalen Islands whose deposition dates back to the early 1970s (see section 3.1.4). These additional inputs of PCBs apparently occurred in two distinct pulses, the first being observed in the early 70s and the second in the early 90s, separated by a period of PCB inputs comparable to those observed elsewhere in the Gulf. Furthermore, the highest PCB concentrations (up to 22 $\mu g \cdot g^{-1}$ in Aroclor 1254 equivalents) ever measured in plankton were found in the southern Gulf of St. Lawrence in 1972 (Ware and Addison, 1973; Harding *et al.*, 1997), two years after the sinking of the *Irving Whale*. No significant local source of PCBs that could have accounted for such unusually high levels, other than the *Irving Whale*, was known to be present in the southern Gulf of St. Lawrence around that time. However, analytical techniques used to measure PCBs at that time did not allow the distinction of PCBs from other organochlorine contaminants such as toxaphene and metabolites of DDT, which were also extensively used in the early 1970s. Thus, it is possible that the high contamination of plankton in the southern Gulf, as reported by Ware and Addison (1973) and Harding *et al.* (1997), may not have been related to the sinking of the *Irving Whale*.

Additional research activities are currently being conducted to resolve this question. Firstly, archived zooplankton samples collected in the southern Gulf of St. Lawrence in the early 1970s will be obtained and analysed for their PCB congener composition. This information will allow determination of the contribution, if any, of the *Irving Whale* to the high PCB contamination of plankton in the southern Gulf at that time (Harding *et al.*, 1997). As well, the congener composi-

tion of PCBs in oil debris recovered from beach cleanup operations in the Magdalen Islands following the sinking will be determined to estimate the total amount of PCBs that was dispersed with the initial spill of 400-600 T of oil from the barge. Given the high solubility of PCBs in organic solvents and the strong weathering processes affecting surface oil slicks in the ocean, the initial oil spill from the *Irving Whale* may have represented a significant pathway by which PCBs from the barge were dispersed in the environment.

4.3.2 Monitoring program

A preliminary status report (Government of Canada, 1997) stated that a long-term monitoring of the PCB concentrations in sediments around the *Irving Whale* site was required to determine: 1) the evolution of this compartment as a contamination source for the local food chain; and 2) the long term effectiveness of further remediation activities, if any are to be carried out. No further remediation has been undertaken to date, and the spring 1997 sediment sampling surveys, whose complete results are reported in the preceeding sections, represent the start of the recommended monitoring program.

The status report also recommended that a long-term monitoring program be established around the *Irving Whale* site to follow temporal trends in the local PCB contamination of snow crab. Such a program should focus primarily on the spatio-temporal evolution of PCB concentrations in crab tissues to ensure the safety of the current fishing exclusion zone for this species and to determine a time scale for maintaining or lifting the closure. Crab samples were to be taken at several locations on a transect extending from the barge footprint to the edge of the fishing exclusion zone and at the reference site of the 1996 sampling survey (see Figure 4). The sampling frequency was to be annual, preferably in early spring, during the first few years of the program or until PCB levels in crabs showed a significant decrease. Again, the 1997 sampling of snow crab, as described in the present report, represents the first part of this monitoring program.

Plans are being made to undertake further sampling of snow crab in the spring of 1998. Amphipods will also be collected at some stations, and sediments will be obtained using a Shipek grab, although positioning will not be as precise as in previous sediment sampling programs when a manned submersible was used. Sampling is scheduled for June, when the weather should be more favourable than in early spring. Samples will be collected on transects radiating from the footprint, with samples from both inside and outside the closed area. Pooled samples will again be made for both digestive glands and muscle tissues, and PCB congener analysis will be conducted at the DFO laboratory of the Bedford Institute of Oceanography. Results should be available by August 1998.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to acknowledge the work and efforts of all ships' officers and crews who were involved in the sampling of sediments and snow crab around the *Irving Whale* site as well as in other areas of the Gulf of St. Lawrence and in Halifax Harbour, including the *HMCS Cormorant* (DND), the *RV Opilio* (DFO – Science), the *Simon Fraser* (DFO – CCG), the *MV Parizeau* (DFO – Science), and the *MV Ibis* (DFO – Science). The authors are also indebted to all laboratories and personnel who conducted sample collections and PCB analyses in 1996 and

1997, in particular Philip Analytical Services (Halifax, Nova Scotia); New Brunswick Research and Productivity Council (Fredericton, New Brunswick); K. Côté, J. Levesque, and S. Trottier (DFO – Laurentian Region); B. Haines (DFO – Maritimes Region); R. Mroz, C. Garron, and M. Gray (DOE – Atlantic Region). Thanks also to M. Bourque and A. Chiasson (Canadian Food Inspection Agency) for the use of their laboratory facilities at Shippagan, New Brunswick, and to B. Mallet (Conservation and Protection Branch, DFO – Maritimes) for provision of crab traps and other fishing gear. S. Leblanc (DOE – Atlantic Region) provided georeference mapping of sample locations around the *Irving Whale* site. Drs. C.L. Chou and V. Zitko (DFO – Maritimes) provided helpful guidance in conducting principal component analyses. Special thanks to Drs. J. Piuze and J. Bunch, as well as to J. Loch and G. Walsh, for their continuous support and encouragement since the onset of the *Irving Whale* Recovery Project. Finally, Drs. R.F. Addison (DFO) and D.C.G. Muir (DOE) provided useful comments on a preliminary version of this report.

6. REFERENCES

Chiarenzelli, J.R., R.J. Scrudato, and M.L. Wunderlich. 1997. Volatile loss of PCB Aroclors from subaqueous sand. Environ. Sci. Technol. 31: 597-602.

Cossa, D., T.-T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx, and C. Surette. 1998. Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Rapports scientifiques et techniques (sous presse), 117 p. + annexes.

Eakins, J.D., and R.T. Morrison. 1978. A new procedure for the determination of Lead-210 in lake and marine sediments. Int. J. Appl. Rad. Isot. 29: 531-536.

Fish, K.M. 1996. Influence of Aroclor 1242 concentration on polychlorinated biphenyl transformations in Hudson River test tube microcosms. Appl. Environ. Microbiol. 62: 3014-3016.

Fish, K.M., and J.M. Principe. 1994. Biotransformation of Aroclor 1242 in Hudson River test tube microcosms. Appl. Environ. Microbiol. 60: 4289-4296.

Gevao, B., J. Hamilton-Taylor, C. Murdoch, K.C. Jones, M. Kelly, and B.J. Tabner. 1997. Depositional time trends and remobilization of PCBs in lake sediments. Environ. Sci. Technol. 31: 3274-3280.

Gilbert, M. and G. Walsh (Eds.). 1996. Potential consequences of a PCB spill from the barge Irving Whale on the marine environment of the Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2113: xiii + 59 p.

Government of Canada. 1997. Scientific assessment of the PCB contamination in sediments and biota around the site of the sinking of the barge *Irving Whale*. Status Report, Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, xii + 48 p.

Harding, G.C., R.J. LeBlanc, R.P. Vass, R.F. Addison, B.T. Hargrave, S. Pearre Jr., A. Dupuis, and P.F. Brodie. 1997. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the marine pelagic food web, based on a seasonal study in the southern Gulf of St. Lawrence, 1976-1977. Mar. Chem. 56: 145-179.

Lefebvre, L., and J.-C. Brêthes. 1991. Orientation des déplacements de crabes des neiges mâles (*Chionoecetes opilio*) marqués dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1167-1175.

Loring, D.H., and D.J.G. Nota. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Board Can. 182: xiv + 147 p.

Millard, E.S., E. Halfon, C.K. Minns, and C.C. Charlton. 1993. Effect of primary productivity and vertical mixing on PCB dynamics in planktonic model ecosystems. Environ. Toxicol. Chem. 12: 931-946.

Rhee, G.-Y., B. Bush, C.M. Bethoney, A. DeNucci, H.-M. Oh, and R.C. Sokol. 1993. Anaerobic dechlorination of Aroclor 1242 as affected by some environmental conditions. Environ. Toxicol. Chem. 12: 1033-1039.

Sainte-Marie, B., S. Raymond, and J.-C. Brêthes. 1995. Growth and maturation of the benthic stages of male snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura: Majidae). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 903-924.

Schulz, D.E., G. Petrick, and J.C. Duinker. 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection. Environ. Sci. Technol. 23: 852-859.

Ware, D.M., and R.F. Addison. 1973. PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature, 246: 519-521.

Wright, M.A., C.J. Knowles, J. Stratford, S.A. Jackman, and G.K. Robinson. 1996. The de-chlorination and degradation of Aroclor 1242. Internat. Biodeterior. Biodegrad. 38: 61-67.

Zitko, V. 1994. Principal component analysis in the evaluation of environmental data. Mar. Poll. Bull. 28: 718-722.

APPENDIX

GENERAL CONCLUSIONS FROM THE INTERPRETATION OF RESULTS FROM PCB ANALYSES OF SEDIMENTS AND SNOW CRAB SAMPLES COLLECTED AROUND THE *IRVING WHALE* SITE IN 1997

Note: The following conclusions and recommendation were drawn from a preliminary interpretation of the data collected in 1997 by scientists of DFO and DOE during a meeting that was held on 25 July 1997. This informal document was then provided to Public Advisory Committees of the Magdalen Islands and Prince Edward Island as well as to representatives of crab fishers associations during meetings that were held on 15 August and 17 September respectively.

(1) PCB concentrations in sediments decreased relative to 1996 at highly contaminated sites (greater than 1000 micrograms per gram).
- A spatial spreading of PCBs occurred over the winter around the barge footprint;
- The impacted area is still localized around the barge footprint, within the fishing exclusion zone;
- Most of the PCBs that were found in sediments around the barge footprint in October 1996 were still present in the spring of 1997.

(2) There are very low concentrations of PCBs in the bedrock, which indicates that this compartment is not a major sink for PCBs originating from the *Irving Whale*.

(3) Near the barge footprint, PCB concentrations in sediments exceed various sediment quality guidelines. However, the snow crab, which was selected as the most sensitive species, does not appear to bioaccumulate PCBs at levels above the Canadian guideline for the protection of human health in that area.

(4) The total burden of PCBs in sediments of the Gulf of St. Lawrence (greater than 200 m depth) is estimated at 6 metric tonnes (T). This amount does not include PCBs in sediments of the Lower Estuary (24 T) and does not appear to result from a substantial contribution of PCBs originating from the *Irving Whale*.

(5) Of the original ca. 7500 kg of PCBs contained in the *Irving Whale*, approximately 2100 kg are accounted for, including PCBs remaining in sediments around the barge footprint in 1996 that were still there in 1997 (approx. 150 kg). Thus, up to 5400 kg of PCBs from the *Irving Whale* have dispersed into the global environment. The fate of those PCBs is unknown, but they have not accumulated in the underlying bedrock and do not appear to have contributed substantially to the total load found in sediments of the Gulf of St. Lawrence.

(6) The contribution of PCBs to the contamination of snow crabs that is clearly attributable to the *Irving Whale* is localized within the fishing exclusion zone.

(7) No crab samples collected in 1997 were contaminated by PCBs at concentrations exceeding the Canadian human health guideline (2 micrograms per gram).

Recommendation

As a precautionary measure, the fishing exclusion zone should not be removed until further monitoring of PCBs warrants it. As long as the closure is in place, the risk to Gulf snow crab fisheries is negligible. The risk of increasing the transfer of PCBs to the biota by disturbing the sediments with fishing gear is also eliminated.

Fisheries and Oceans Canada
Environment Canada

August 1997