

**LE PROGRAMME DE SURVEILLANCE
AMONT/AVAL DE LA RIVIÈRE NIAGARA
Rapport de 1986-1987 à 2004-2005**

**CONCENTRATIONS, CHARGES
et TENDANCES**

R.B. Hill et P. Klawunn

**Environnement Canada
Surveillance de la qualité de l'eau – Ontario**

**Code repère : WQMS10-003
N° de la collection : 10-253**

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES TABLEAUX	iv
LISTE DES FIGURES	iv
LISTE DES ANNEXES	v
SOMMAIRE.....	1
1.0 INTRODUCTION.....	3
2.0 LE PROGRAMME AMONT/AVAL.....	5
2.1 Aperçu	5
2.2 Analytes cibles.....	6
3.0 MÉTHODES STATISTIQUES ET CALCUL DES DONNÉES	7
3.1 Calcul de la moyenne annuelle des concentrations et des charges par la méthode de l'estimateur du maximum de vraisemblance (EMV).....	7
3.2 Calcul des tendances : le modèle LIFEREG.....	8
4.0 RÉSULTATS ET ANALYSE	9
4.1 Dépassements.....	13
4.2 Tendances.....	18
4.2.1 Concentrations à long terme (1986-1987 à 2004-2005).....	22
4.2.2 Charges à long terme (1986-1987 à 2004-2005).....	24
4.2.3 Concentrations récentes (1996-1997 à 2004-2005).....	27
4.2.4 Charges récentes (1996-1997 à 2004-2005).....	29
4.3 Sources	31
4.4 Méthode modifiée d'analyse des sources.....	35
5.0 RÉCAPITULATIF	39
6.0 REMERCIEMENTS.....	47
BIBLIOGRAPHIE	49

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1.** Substances chimiques analysées par le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara (1986-1987 à 2004-2005)
- Tableau 2.** Répartition par phase de certaines substances chimiques dans la rivière Niagara
- Tableau 3a.** Comparaison des concentrations à la limite supérieure de l'IC à 90 % avec les critères de la qualité de l'eau les plus stricts des organismes responsables à FE
- Tableau 3b.** Comparaison des concentrations à la limite supérieure de l'IC à 90 % avec les critères de la qualité de l'eau les plus stricts des organismes responsables à NOTL
- Tableau 4.** Tendances des concentrations et des charges de contaminants dans la rivière Niagara, 1986-1987 à 2004-2005
- Tableau 5.** Tendances des concentrations et des charges de contaminants dans la rivière Niagara, 1996-1997 à 2004-2005
- Tableau 6.** Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara
- Tableau 7.** Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara (intervalle de confiance modifié)
- Tableau 8.** Récapitulatif de l'état et des tendances des concentrations à FE
- Tableau 9.** Récapitulatif de l'état et des tendances des concentrations à NOTL
- Tableau 10.** Récapitulatif de l'état et des tendances des charges à FE
- Tableau 11.** Récapitulatif de l'état et des tendances des charges à NOTL

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Sites d'échantillonnage amont/aval de la rivière Niagara
- Figure 2:** Débit annuel moyen de la rivière Niagara (1986-1987 à 2004-2005)
- Figure 3:** Concentration de particules en suspension dans la rivière Niagara
- Figure 4:** Concentrations EMV de dieldrine dans l'eau brute reconstituée (1986-1987 à 2004-2005)

LISTE DES ANNEXES

(REMARQUE : Les annexes sont réunies dans un document distinct)

Annexe A : Changements apportés au protocole du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara – 1986-1987 à 2004-2005

Annexe B : Moyennes annuelles des concentrations et des charges (avec limites de l'intervalle de confiance à 90 %) des substances chimiques visées par le Programme amont/aval à FE calculées par la méthode EMV

Annexe C : Moyennes annuelles des concentrations et des charges (avec limites de l'intervalle de confiance à 90 %) des substances chimiques visées par le Programme amont/aval à NOTL calculées par la méthode EMV

Annexe D : Graphiques chronologiques des concentrations des substances chimiques visées par le Programme amont/aval, montrant les tendances significatives au cours de la période 1986-1987 à 2004-2005

Annexe E : Graphiques chronologiques des concentrations des substances chimiques visées par le Programme amont/aval, montrant les tendances significatives au cours de la période de 1996-1997 à 2004-2005

Annexe F : Ratios relatifs aux contaminants de la rivière Niagara

Annexe G : Ratios relatifs aux contaminants de la rivière Niagara (intervalle de confiance modifié)

Annexe H : Abréviations

SOMMAIRE

Les données sur les contaminants recueillies dans le cadre du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara ont été analysées afin de déterminer la moyenne annuelle des concentrations et des charges, les cas où les valeurs recommandées sont dépassées, les sources potentielles de contaminants et les tendances au cours des périodes allant de 1986-1987 à 2004-2005 et de 1996-1997 à 2004-2005. Pour les besoins de l'analyse, des méthodes convergentes ont été appliquées pour calculer ce qui suit :

- moyenne *annuelle* des concentrations et des charges, par la méthode de l'estimateur du maximum de vraisemblance;
- fluctuations et tendances des concentrations et des charges, par l'application d'un modèle statistique à l'aide de la procédure LIFEREG du logiciel SAS.

Les substances chimiques ont été divisées en catégories (p. ex., chlorobenzènes, pesticides organochlorés, etc.) et sont présentées sous les rubriques correspondantes.

Les concentrations en eau brute reconstituée des substances chimiques auxquelles s'appliquent des critères de qualité ont été comparées aux critères les plus stricts des organismes responsables, et les résultats indiquent qu'un certain nombre de substances chimiques ne respectent toujours pas ces critères. Cela constitue une éventuelle menace pour la vie aquatique et un risque de dégradation des utilisations bénéfiques.

Les concentrations et les charges calculées à l'aide du modèle LIFEREG ont servi à déterminer l'écart entre les années de référence (généralement 1986-1987 et 1996-1997) et l'année 2004-2005. Ces résultats ont ensuite été utilisés pour calculer un indice de fluctuation d'une période à l'autre. Bien que la courbe de fluctuation diffère selon la substance chimique, les résultats révèlent que la plupart des substances pour lesquelles une tendance se dessine affichent une baisse significative au cours de la période de 19 ans, mais que cette tendance peut s'être stabilisée au cours des dernières années dans de nombreux cas. En fait, pour plusieurs substances chimiques, notamment certains HAP, métaux traces et herbicides neutres, la tendance est à la hausse tandis qu'on n'observe aucune fluctuation ni tendance significative pour d'autres substances chimiques.

Les données révèlent que les concentrations de contaminants, mais surtout les charges, sont fortement influencées à la fois par la répartition entre les phases et par la concentration des matières particulaires solubles. De plus, l'analyse des données indique que des sources le long de la rivière Niagara continuent d'apporter un certain nombre de composés tels que les chlorobenzènes et les sous-produits industriels, tandis que pour d'autres composés, la principale source semble se situer en amont ou dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Enfin, malgré le progrès considérable accompli pour réduire les concentrations de contaminants toxiques dans la rivière Niagara, il reste encore beaucoup de travail à abattre.

1.0 INTRODUCTION

La rivière Niagara a une influence importante sur le lac Ontario. C'est de cette rivière que proviennent plus de 85 % du débit des affluents du lac (Eadie et Robertson, 1976) et environ 50 % de l'apport de sédiments fins (Kemp et Harper, 1976). Vu cette influence, Environnement Canada a établi une station de surveillance à l'embouchure de la rivière Niagara, à Niagara-on-the-Lake (NOTL), en 1975, pour estimer les charges annuelles de substances chimiques et les fluctuations ou tendances de ces charges apportées par la rivière au lac Ontario. Le Love Canal, et la publication de nombreux rapports sur l'importance du problème des sites d'enfouissement de déchets dangereux du côté américain de la rivière à la fin des années 1970, ont alerté davantage Environnement Canada au sujet de l'apport de substances chimiques à la rivière, puis au lac Ontario. Une seconde station a été établie à la source de la rivière Niagara, à Fort Erie (FE), en octobre 1983, pour estimer les apports de substances chimiques à la rivière en provenance du lac Érié. La « charge différentielle » obtenue en soustrayant les charges de substances chimiques mesurées à FE des charges mesurées à NOTL permet d'estimer la charge de dans la rivière qui provient de la rivière Niagara.

Le Programme amont/aval, comme on a pris l'habitude de l'appeler, a été un élément clé du Plan de surveillance à long terme de la rivière Niagara recommandé par le Comité d'étude des substances toxiques dans la rivière Niagara (NRTC, 1984). Il a été formellement intégré dans la Déclaration d'intention relative à la rivière Niagara (DI) qu'ont signée les quatre parties (Environnement Canada, l'Agence des États-Unis pour la protection de l'environnement [USEPA – Région II], le ministère de l'Environnement de l'Ontario, et le New York State Department of Environmental Conservation) en février 1987. Ainsi, ce qui était au départ une initiative d'Environnement Canada est devenu une composante du Plan de gestion des toxiques de la Niagara (PGTN).

L'objectif général du PGTN est de réduire considérablement les polluants toxiques de la rivière Niagara, et l'objet du Programme amont/aval, tant dans son contexte original que dans celui du PGTN, est de faire état des concentrations, charges et tendances des contaminants de la rivière, en particulier compte tenu des mesures antipollution mises en œuvre.

En 1996, les quatre parties ont réaffirmé leur engagement à l'égard du PGTN en signant une lettre d'appui dans laquelle on trouve de nouveaux jalons mesurables :

- Continuer de faire baisser les concentrations de substances chimiques qui transgressent les critères américains ou canadiens relatifs à l'eau et aux sédiments, qui donnent lieu à des mises en garde aux consommateurs de poisson et qui sont détectées dans les carottes de sédiments.
- Atteindre en aval des concentrations statistiquement équivalentes aux concentrations en amont.
- Continuer de faire baisser les concentrations de substances chimiques associées à des sources en particulier, pour que la réussite du programme d'assainissement puisse être démontrée.

Bien que le PGTN soit concentré sur 18 substances toxiques prioritaires, le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara rend compte d'un nombre beaucoup plus grand de composés – matières organiques, métaux traces, nutriments, ions principaux, en phase dissoute et en phase particulaire. Le présent rapport récapitule les données sur les substances chimiques, dont les 18 substances toxiques prioritaires, relevées entre 1986-1987 et 2004-2005 dans le cadre du Programme amont/aval. Il les récapitule aussi sur une période plus brève, de 1996-1997 à 2004-2005, afin de comparer les tendances à long terme et les tendances plus « récentes ».

Essentiellement, ce rapport :

- résume les fluctuations et les tendances des concentrations et des charges des substances chimiques visées par le Programme amont/aval au cours des périodes de 1986-1987 à 2004-2005 et de 1996-1997 à 2004-2005, aux stations de NOTL et de FE;
- récapitule les moyennes *annuelles* des concentrations et des charges des substances chimiques visées par le Programme amont/aval pour ces mêmes périodes, aux stations de NOTL et de FE;
- donne une estimation des moyennes annuelles des concentrations en eau totale reconstituée (EBR) et les limites de leur intervalle de confiance à 90 % aux deux stations, et compare les concentrations EBR qui se situent à la limite supérieure l'intervalle de confiance à 90 % avec les objectifs de qualité de l'eau;
- présente une brève analyse des sources les plus probables des substances chimiques visées par le Programme amont/aval;
- présente une brève analyse des raisons qui pourraient expliquer les fluctuations observées;
- présente une brève analyse des incidences des résultats obtenus par le Programme amont/aval pour le lac Ontario et la rivière Niagara, précisément, en comparant les moyennes annuelles des concentrations d'eau non filtrée avec les objectifs fixés en matière de qualité de l'eau.

Il faut souligner que le rapport s'appuie sur des méthodes convergentes pour le calcul de ce qui suit :

- fluctuations et tendances des concentrations et des charges des substances chimiques visées par le Programme amont/aval au cours de la période à l'étude, en phase dissoute et en phase particulaire, aux stations de NOTL et de FE, au moyen d'un modèle statistique mis au point par El-Shaarawi et Al-Ibrahim (1996) et appliqué à l'aide de la procédure LIFEREG du logiciel SAS;
- moyennes *annuelles* des concentrations et des charges des substances chimiques visées par le Programme amont/aval, en phase dissoute et en phase particulaire, aux stations de NOTL et de FE, par la méthode de l'estimateur du maximum de vraisemblance (EMV; El-Shaarawi, 1989).

2.0 LE PROGRAMME AMONT/AVAL

2.1 Aperçu

Dans le cadre du Programme amont/aval, on mesure les concentrations de substances chimiques en phase dissoute et en phase particulaire dans l'eau à la source (Fort Erie [FE]) et à l'embouchure (Niagara-on-the-Lake [NOTL]) de la rivière Niagara (figure 1). Les résultats obtenus sont rapportés en fonction de l'année financière d'Environnement Canada, soit du 1^{er} avril au 31 mars. Au cours de la période de 11 ans allant de 1986-1987 à 1996-1997, on a prélevé des échantillons toutes les semaines, et pendant la période de 1997-1998 à 2004-2005, l'échantillonnage s'est fait toutes les deux semaines. L'échantillonnage est décalé d'environ 15 à 18 heures entre les deux stations pour permettre à l'eau du cours supérieur de la rivière de parvenir à l'embouchure. Cela ne tient pas compte de la retenue ou du lâcher de l'eau aux réservoirs des centrales électriques Robert Moses et Sir Adam Beck, mais cela donne une meilleure idée du régime hydrodynamique de la rivière. Pour l'analyse des contaminants organiques en phase dissoute et en phase particulaire, on prélève des échantillons à grand volume intégrés sur une période de 24 heures, au moyen d'une pompe submersible, d'une prise d'eau, et d'une centrifugeuse de type Westfalia. Pour l'analyse des métaux traces dans l'eau non filtrée, on prélève des échantillons instantanés à partir de la prise d'eau.

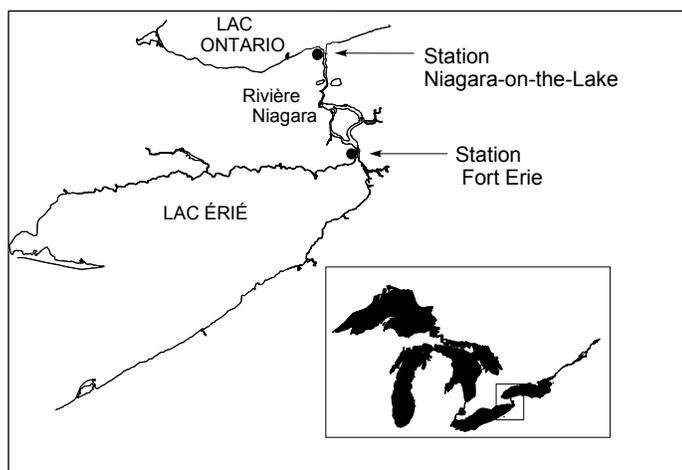


Figure 1. Sites d'échantillonnage amont/aval de la rivière Niagara

Les données quotidiennes de débit sont obtenues du Comité de coordination sur les données hydrauliques et hydrologiques du bassin des Grands Lacs. Les charges des phases dissoutes et particulaires sont calculées au moyen des concentrations des substances chimiques, du débit fluvial et des concentrations de matière particulaire en suspension (MPS).

Les procédures d'échantillonnage, les méthodes d'analyse et les mesures d'assurance de la qualité du Programme amont/aval ont été présentées ailleurs (NRAP, 1992; NRSP, 1995; Data Interpretation Group, 1997; Data Interpretation Group, 1999, NRAP, 2000, NRSP, 2003, SOP, 06-6001; Hill et Klawunn, 2009). Mis au point et acceptés par les quatre parties, ces protocoles prévoient des vérifications périodiques des activités d'Environnement Canada sur le terrain et en laboratoire. Les vérifications ont pour but de s'assurer que le

personnel respecte les protocoles établis. Le programme a été conçu, et il est exécuté, par un seul organisme (Environnement Canada), pour garantir l'uniformité des travaux sur le terrain et en laboratoire et l'uniformité de la gestion des données. Des vérifications des quatre parties ont été menées en 1988, 1991, 1993, 1997, 2000 et, plus récemment, en 2005. Dans chaque cas, les vérificateurs ont conclu que les procédures décrites dans les documents des protocoles d'analyse et d'échantillonnage étaient respectées et que les données obtenues devraient donc être de qualité acceptable. L'annexe A résume les changements apportés aux protocoles à respecter sur le terrain et en laboratoire.

2.2 Analytes cibles

La liste des substances chimiques analysées dans le cadre du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara s'est modifiée entre 1986-1987 et 2004-2005. La raison des modifications est expliquée ci-dessous. Les limites de détection ont aussi changé au cours de cette période, grâce à l'amélioration des méthodes et des instruments d'analyse. Malgré des moyens plus sensibles, les concentrations de nombreuses substances chimiques mesurées dans la rivière Niagara, notamment les substances organiques, échappent encore à la détection.

Dans certains cas, les résultats montrent que certains composés, comme les toxaphènes, chlorophénols et dioxines, se situent toujours sous la limite de détection pratique (LDP), dans les deux phases et aux deux stations; par conséquent, on a cessé de les analyser (il faut souligner que le ministère de l'Environnement de l'Ontario continue à surveiller les dioxines, chlorophénols et toxaphènes de la rivière Niagara dans le cadre de son programme de biosurveillance des moules de la rivière Niagara). Dans d'autres cas, la méthode analytique n'était pas assez précise (p. ex., mercure dans l'eau), ou encore, l'échantillonnage et l'analyse avaient révélé des problèmes permanents de contamination (p. ex., mercure et BPC dans l'eau et phtalates dans l'eau et dans les sédiments) et, par conséquent, les résultats des analyses n'étaient pas fiables. Dans le cas des composés organiques volatils (COV), peu de composés se situaient au-dessus de la LDP ou transgressaient les critères de qualité de l'eau et, plus important peut-être, il était très difficile de quantifier les charges et les sources en raison des pertes significatives attribuées à l'action violente des eaux qui se déplacent dans les chutes Niagara.

Pour ces raisons, le rapport ne fait pas état des analytes qui ne sont plus analysés et dont les résultats, comme il est indiqué plus haut, se trouvent dans les rapports précédents du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara; il porte sur les composés qui sont encore analysés dans le cadre du Programme (tableau 1).

Tableau 1. Substances chimiques analysées par le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara (1986-1987 à 2004-2005)

Chlorobenzènes :		
1,2-dichlorobenzène	1,3-dichlorobenzène	1,4-dichlorobenzène
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	1,2,3-trichlorobenzène	1,2,4-trichlorobenzène
1,3,5-trichlorobenzène	Hexachlorobenzène	Pentachlorobenzène
Sous-produits industriels :		
Hexachlorobutadiène	Hexachlorocyclopentadiène	Octachlorostyrène
Herbicides neutres :		
Atrazine	Métolachlore	
Pesticides organochlorés et BPC :		
Aldrine	α -chlordane	γ -chlordane
p,p-DDD	p,p-DDE	o,p-DDT
p,p-DDT	Dieldrine	α -endosulfan
β -endosulfan	Endrine	Endrine aldéhyde
α -HCH	γ -HCH	Heptachlore
Heptachlore époxyde	Méthoxychlore	Mirex
BPC (totaux)	Photomirex	
HAP :		
1-méthylnaphtalène	2-méthylnaphtalène	β -chloronaphtalène
Acénaphthalène	Anthracène	Benzo(a)anthracène
Benzo(a)pyrène	Benzo(bk)fluoranthène	Benzo(g,h,i)pérylène
Chrysène/Triphénylène	Dibenzo(a,h)anthracène	Fluoranthène
Fluorène	Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène	Naphtalène
Phénanthrène	Pyrène	
Métaux traces :		
Aluminium	Antimoine	Arsenic
Baryum	Béryllium	Cadmium
Chrome	Cobalt	Cuivre
Fer	Plomb	Lithium
Manganèse	Mercure	Molybdène
Nickel	Sélénium	Argent
Strontium	Vanadium	Zinc

3.0 MÉTHODES STATISTIQUES ET CALCUL DES DONNÉES

3.1 Calcul de la moyenne annuelle des concentrations et des charges par la méthode de l'estimateur du maximum de vraisemblance (EMV)

Au départ, on utilisait la méthode de l'estimateur du maximum de vraisemblance (EMV) (El-Shaarawi, 1989) pour estimer les moyennes annuelles des concentrations et des charges, avec les limites de leur intervalle de confiance à 90 %, des substances chimiques ayant au moins 3 valeurs « traces »; toutefois, les limites de détection s'étant améliorées, la méthode EMV a été revue et exige maintenant au moins 3 valeurs supérieures à la LDP (Kuntz et Klawunn, 2005; Hill et Klawunn, 2009). Les résultats présentés dans le rapport sont fondés sur la nouvelle méthode.

Pour les besoins du présent rapport, les données ont été classées comme suit :

- « mesurées » (valeurs supérieures à la limite de détection pratique);

- « traces » (valeurs inférieures à la limite de détection pratique, mais quantifiées);
- « censurées » (valeurs inférieures à la limite de détection pratique, et non quantifiées);
- « manquantes » (à cause de la défaillance d'un instrument ou pour une autre raison).

De plus, dans ce rapport, nous utilisons la concentration du contaminant combinée à la concentration de MPS pour chacun des échantillons (plutôt que la moyenne annuelle), de pair avec le débit annuel moyen pour calculer la moyenne annuelle des charges en phase particulaire, tel que décrit dans les derniers rapports du Programme amont/aval (Kuntz et Klawunn, 2005; Hill et Klawunn, 2009), ce qui permet de faire une estimation plus précise des concentrations et des charges.

3.2 Calcul des tendances : le modèle LIFEREG

Afin de déterminer avec un degré de confiance connu les tendances dans le temps des substances chimiques mesurées, on a mis au point une méthode statistique qui tient compte des données censurées et manquantes, de l'autocorrélation, de la saisonnalité et des limites de détection changeantes (El-Shaarawi et Al-Ibrahim, 1996). Le modèle a été décrit en détail dans le rapport précédent (Williams *et al.*, 2000). Dans l'ensemble, il permet d'évaluer la signification des éléments saisonnalité, tendance et variabilité non structurée (p. ex., erreurs), qui contribuent à faire varier les données. Le modèle permet ensuite de déterminer si une tendance se dessine, si cette tendance est statistiquement significative et quelle en est la forme.

Le modèle a été exécuté pour chacune des substances chimiques, pour chaque phase (eau non filtrée dans le cas des métaux) et aux deux stations, pour les périodes allant de 1986-1987 à 2004-2005 et de 1996-1997 à 2004-2005. Les concentrations de contaminants, les concentrations de MPS et le débit fluvial ont été inclus en tant que covariables.

Il importe de souligner que la fluctuation dans le pourcentage obtenu avec le modèle entre l'année de référence (1986-1987 dans le cas des substances chimiques analysées à long terme et 1996-1997 dans le cas des substances « récentes ») et 2004-2005 repose sur les *moyennes annuelles estimées par le modèle* (c.-à-d. les tendances centrales du modèle) pour toute la période pour laquelle les données ont été compilées. Il s'ensuit que ces moyennes ne sont pas directement comparables ni identiques aux moyennes calculées pour chaque année par la méthode EMV qu'on trouve dans les rapports définitifs du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara (annexes B et C).

4.0 RÉSULTATS ET ANALYSE

En 1986, les quatre parties ont signé une déclaration dans laquelle elles ont affirmé leur intention de réduire considérablement l'apport de polluants chimiques toxiques provenant de sources ponctuelles et de sources diffuses à la rivière Niagara, en tenant compte des normes applicables à la qualité de l'eau et à l'eau potable. Quelque dix ans plus tard, elles ont signé la lettre d'appui, dans laquelle elles énoncent les objectifs de maintenir à la baisse les concentrations de substances chimiques toxiques et de faire en sorte que les concentrations en aval soient statistiquement équivalentes aux concentrations en amont. Dans les deux cas, le Programme amont/aval a été jugé comme étant l'un des principaux moyens de déterminer les concentrations et les charges des toxiques chimiques, d'évaluer les réductions obtenues et de faire état du progrès réalisé. Étant donné les objectifs énoncés dans la déclaration d'intention et la lettre d'appui, il semble tout à fait approprié d'analyser les résultats de la surveillance sous l'angle des « dépassements » des valeurs recommandées, des « tendances » et des « sources ».

Avant de présenter les résultats, il faut souligner quelques points. Premièrement, comme nous l'avons déjà mentionné, la fluctuation du pourcentage obtenu dans les tendances à long terme et les tendances récentes repose sur les *moyennes annuelles estimées par le modèle*. Il s'ensuit que ces moyennes ne sont pas directement comparables ni identiques aux moyennes calculées pour chaque année par la méthode EMV.

Deuxièmement, la fluctuation du pourcentage dans les tendances à long terme et les tendances récentes s'applique à chacune des stations individuellement et n'apporte aucune information sur l'ampleur de la fluctuation à l'une ou à l'autre des stations en valeur absolue. À la station FE, par exemple, les concentrations peuvent varier de 0,1 à 0,05 ng/L, et à NOTL, de 10 à 5 ng/L. Dans les deux cas, il s'agit d'une diminution de 50 %, mais ces diminutions sont très différentes en valeur absolue. Une diminution de 50 % à FE ne correspond donc pas nécessairement à une diminution de 50 % à NOTL (bien qu'elle puisse contribuer à la diminution générale). En fait, comparer la fluctuation du pourcentage entre les deux stations est peu instructif, à moins d'avoir quelque indication de ce que sont les valeurs de départ à chacune des stations.

Troisièmement, comme le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara porte sur les concentrations et les charges en phase dissoute et en phase particulaire, il devient évident que certains composés se répartissent de manière disproportionnée dans l'une ou l'autre des phases. Cela vient surtout du coefficient de partage entre chaque composé et l'eau, qui est une mesure des propriétés physicochimiques du composé, dont sa solubilité. Le tableau 2 donne la répartition moyenne par phase de chaque composé analysé dans la rivière Niagara, selon les données de 1986-1987 à 2004-2005.

Tableau 2. Répartition par phase de certaines substances chimiques dans la rivière Niagara

Substance chimique	FE		NOTL	
	% phase dissoute	% phase particulaire	% phase dissoute	% phase particulaire
Chlorobenzènes				
<i>1,2-dichlorobenzène</i>	99	1	98	2
<i>1,3-dichlorobenzène</i>	99	1	98	2
<i>1,4-dichlorobenzène</i>	98	2	96	4
<i>1,2,3,4-tétrachlorobenzène</i>	100	0	92	8
<i>1,2,3-trichlorobenzène</i>	100	0	96	4
<i>1,2,4-trichlorobenzène</i>	97	3	94	6
<i>1,3,5-trichlorobenzène</i>	98	2	94	6
<i>Hexachlorobenzène</i>	81	19	50	50
<i>Pentachlorobenzène</i>	93	7	79	21
Sous-produits industriels				
<i>Hexachlorobutadiène</i>	60	40	84	16
<i>Hexachlorocyclopentadiène</i>	100	0	84	16
<i>Octachlorostyrène</i>	s.o.	s.o.	12	88
Herbicides neutres				
<i>Atrazine</i>	100	0	100	0
<i>Métolachlore</i>	94	6	94	6
Pesticides organochlorés et BPC				
<i>Aldrine</i>	0	100	0	100
<i>α-chlordane</i>	44	56	53	47
<i>γ-chlordane</i>	59	41	69	31
<i>p,p-DDD</i>	51	49	71	29
<i>p,p-DDE</i>	37	63	46	54
<i>o,p-DDT</i>	26	74	30	70
<i>p,p-DDT</i>	24	76	17	83
<i>Dieldrine</i>	96	4	95	5
<i>Endrine</i>	98	2	97	3
<i>Endrine aldéhyde</i>	0	100	s.o.	s.o.
<i>α-endosulfan</i>	98	2	94	6
<i>β-endosulfan</i>	66	34	73	27
<i>α-HCH</i>	100	0	99	1
<i>γ-HCH</i>	100	0	99	1
<i>Heptachlore</i>	s.o.	s.o.	0	100
<i>Heptachlore époxyde</i>	99	1	99	1
<i>Mirex</i>	0	100	0	100
<i>Méthoxychlore</i>	17	83	22	78
<i>BPC (totaux)**</i>	0	100	0	100
<i>Photomirex</i>	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.

Tableau 2 (suite). Répartition par phase de certaines substances chimiques dans la rivière Niagara

Substance chimique	FE		NOTL	
	% phase dissoute	% phase particulaire	% phase dissoute	% phase particulaire
HAP				
1-méthylnaphtalène	91	9	87	13
2-méthylnaphtalène	93	7	89	11
Acénaphtylène	84	16	74	26
Anthracène	26	74	42	58
Benzo(a)anthracène	12	88	12	88
Benzo(a)pyrène	10	90	10	90
Benzo(bk)fluoranthène	11	89	9	91
Benzo(g,h,i)pérylène	11	89	11	89
Chrysène/Triphénylène	21	79	18	82
Dibenzo(a,h)anthracène	4	96	16	84
Fluoranthène	36	64	34	66
Fluorène	87	13	83	17
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	11	89	12	88
Naphtalène	59	41	56	44
Phénanthrène	64	36	64	36
Pyrène	26	74	35	65

* Les métaux traces sont analysés dans des échantillons d'eau non filtrée.

** Les valeurs relatives aux BPC et au mercure sont fondées uniquement sur l'apport des sédiments (les études sur les blancs de terrain ont révélé que la plus grande partie de la concentration en phase dissoute est due à la contamination de fond).

Le tableau 2 montre que certains composés se répartissent presque également entre les deux phases (ou même à environ 60/40), mais la plupart ont tendance à se répartir de manière disproportionnée dans l'une ou l'autre des phases. En fait, de nombreux composés présents dans la rivière Niagara affichent un ratio de répartition de phase de 70/30 ou supérieur, et plusieurs ne sont présents que dans une seule phase. L'atrazine, par exemple, ne se trouve qu'en phase dissoute, tandis que le mirex ne se trouve qu'en phase particulaire. C'est pourquoi la section « Résultats et analyse » porte surtout sur la phase prédominante de chaque composé. En ce qui concerne les métaux traces, il s'agit d'échantillons d'« eau non filtrée » (à l'exception du mercure), et les résultats et l'analyse en tiennent compte. Comme nous l'avons déjà indiqué, dans le cas du mercure, seuls les résultats de la phase particulaire sont analysés, en raison de la contamination de fond qui fausse les résultats des concentrations en phase dissoute.

Étant donné les tendances de répartition des divers composés, il importe de comprendre le régime d'écoulement et de sédiments en suspension de la rivière Niagara. C'est particulièrement important dans le cas des charges en phase particulaire, qui dépendent à la fois des concentrations de MPS et du débit; toutefois, de faibles concentrations en phase dissoute peuvent aussi avoir un effet important sur les charges en raison de l'imposant volume d'eau que charrie la rivière Niagara. La figure 2 illustre l'ampleur et la constance du débit de la rivière Niagara au cours de la période de 1986-1987 à 2004-2005. Fait intéressant, les concentrations de MPS ont notablement baissé au cours de cette période (figure 3), ce qui devrait logiquement mener à une baisse correspondante des

concentrations de contaminants, notamment ceux qu'on trouve surtout en phase particulaire; toutefois, les résultats présentés dans ce rapport montrent que cela n'est pas toujours vrai, puisqu'il y a des cas où les concentrations de contaminants ont augmenté pendant la période à l'étude.

Enfin, il faut mentionner à quel point les stations d'amont et d'aval représentent bien les conditions réelles de la rivière. Les études concluent que les échantillons prélevés à la station de Fort Érié sont représentatifs de l'eau qu'on trouve dans l'est du lac Érié, et que les eaux des effluents que sont le ruisseau Smoke et la rivière Buffalo ne se mêlent pas à celles du cours supérieur de la rivière Niagara (Ad Hoc Group on Physical Limnology and Hydraulics, 1989; Williams *et al.*, 2003); toutefois, il y a des indices que la situation à la station d'amont peut être influencée par des sources situées du côté canadien de la rivière Niagara, en amont et près de la station de FE (Williams *et al.*, 2000).

Figure 2. Débit annuel moyen de la rivière Niagara (1986-1987 à 2004-2005)

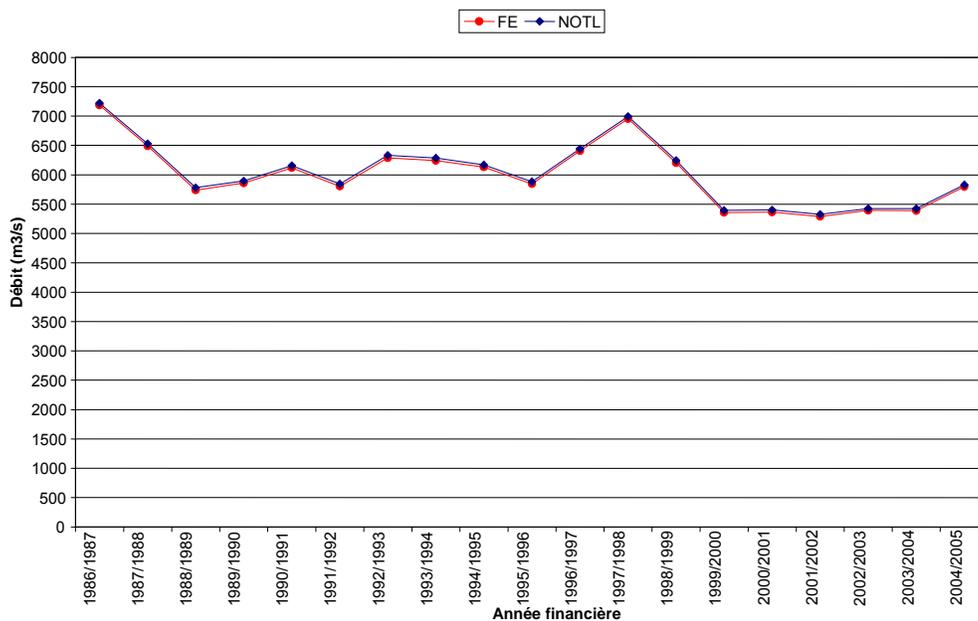
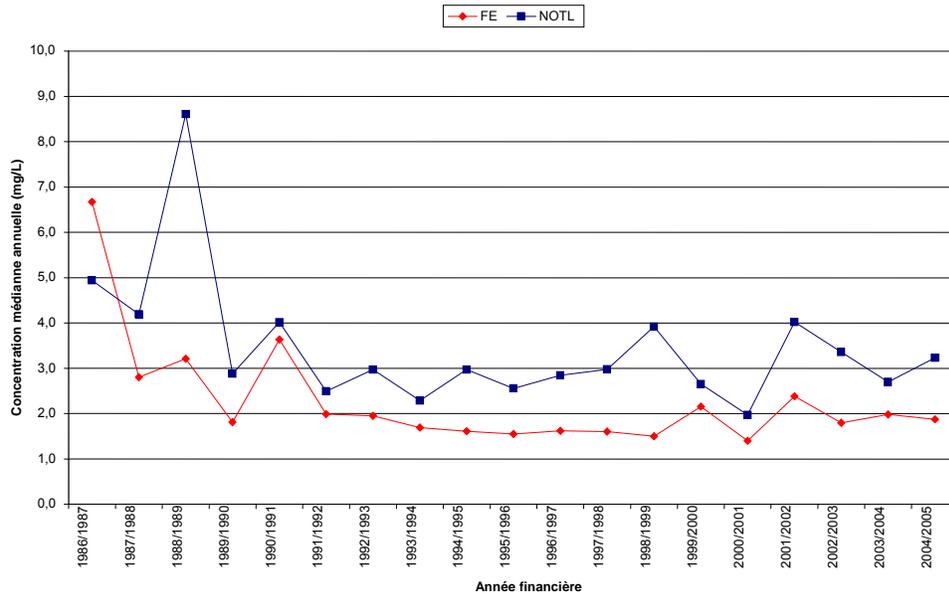


Figure 3. Concentration de particules en suspension dans la rivière Niagara



En aval, une étude financée par Environnement Canada (Green/Seastar, 1988) révèle que la répartition des contaminants dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake est homogène, que les eaux de la rivière se mélangent considérablement lorsqu'elles passent au-dessus des chutes et dans les rapides, et que les tourbillons éliminent tout effet de rive observé à la station d'amont. Il faut toutefois souligner que, bien qu'on n'ait pu déterminer avec certitude de sources le long du tronçon inférieur de la rivière, les apports de contaminants en aval des rapides se mélangeraient mal et tendraient à suivre la rive d'où ils proviennent.

4.1 Dépassements

Pour aider les quatre parties à atteindre l'objectif énoncé dans leur lettre d'appui de faire en sorte que la qualité de l'eau protège la santé humaine, la vie aquatique et la faune, le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara est un moyen clé de déterminer les concentrations de toxiques chimiques qui dépassent les valeurs recommandées pour la qualité de l'eau.

L'annexe B et l'annexe C donnent le récapitulatif des moyennes annuelles des concentrations et des charges pour chaque substance chimique (phase dissoute et phase particulaire) calculées par la méthode EMV pour les stations NOTL et FE, respectivement. Les concentrations de la phase particulaire sont données sous forme de poids de contaminant par poids de matière particulaire et par concentration aqueuse équivalente (CAE), cette dernière étant calculée en multipliant la concentration en phase particulaire par la concentration de MPS dans la colonne d'eau. La CAE est nécessaire pour calculer les concentrations dans l'eau brute reconstituée (EBR) (phase dissoute + phase particulaire), qui peuvent ensuite être comparées avec les critères de qualité de l'eau et utilisées pour déterminer la moyenne annuelle des charges totales.

Aux fins du présent rapport, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 % pour les concentrations de l'eau brute reconstituée (phases dissoute et particulaire) a été comparée au critère le plus strict des organismes responsables (tableaux 3a et 3b), et les dépassements sont indiqués par des nombres en caractères gras. L'emploi de la limite supérieure de l'intervalle de confiance est plus prudent que l'utilisation de la moyenne pour évaluer le dépassement des critères.

Le « critère le plus strict des organismes responsables » indiqué dans les tableaux 3a et 3b est tiré des sources suivantes :

1. Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME). « RCQE en ligne », *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2009, CCME, 14 juillet 2009. Sur Internet : <<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/>>.
2. CMI. (1) Annexe 1 – Objectifs spécifiques, *Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, tel que modifié en 1987.
3. État de New York. Division of Water Technical and Operational Guidance Series (1.1.1), juin 1998. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, NY.
4. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. (1) *Water Management Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives*, juillet 1994.
5. USEPA. *National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Science and Technology, Washington, DC. 21 mai 1999.

Tableau 3a. Comparaison des concentrations à la limite supérieure de l'IC à 90 % avec les critères de la qualité de l'eau les plus stricts des organismes responsables à FE

	Critère	Unité	Organisme	Concentration à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 %																					
				86-87	87-88	88-89	89-90	90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05			
CHLOROENZÉMES																									
1,2-dichlorobenzène	3000	ng/L	NYSDEC	0.6428	0.4241	0.4111	0.5869	0.3931	0.2324	0.3414	0.4223	0.2808	0.1745	0.2469	0.4519	0.2163	0.2076								
1,3-dichlorobenzène	2500	ng/L	MEO	0.2559	0.3000	0.2932		0.2272		0.2689					0.2348	0.1228	0.4929								
1,4-dichlorobenzène	4000	ng/L	MEO	1.0751	1.1200	1.2900	1.7951	1.2032	1.1811	1.1001	1.0689	0.9094	0.6351	0.6921	0.6736	0.4854	0.7792	0.7058	0.4422	0.3209	0.2475				
1,2,3-trichlorobenzène	900	ng/L	MEO	0.0453	0.0563	0.0453	0.0436	0.0370	0.0297	0.0279	0.0475	0.0192	0.0119	0.0264	0.0274	0.0101	0.0147	0.0140	0.0118	0.0064	0.0102	0.0162			
1,2,4-trichlorobenzène	500	ng/L	MEO	0.5237	0.3129	0.1662	0.1476	0.1862	0.1185	0.1011	0.1347			0.0482	0.0480	0.0570	0.0258	0.0184	0.0267		0.0266				
1,3,5-trichlorobenzène	650	ng/L	MEO	0.0277										0.0125		0.0169	0.0134	0.0109	0.0086						
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	100	ng/L	MEO	0.0254	0.0334	0.0304	0.0280	0.0245		0.0201	0.0368	0.0159	0.0182		0.0259	0.0129	0.0123	0.0115	0.0066	0.0051	0.0052	0.0050			
Hexachlorobenzène	0.03	ng/L	NYSDEC	0.0455	0.0390	0.0307	0.0310	0.0371	0.0291	0.0291	0.0309	0.0335	0.0239	0.0221	0.0197	0.0211	0.0185	0.0237	0.0234	0.0193	0.0132	0.0139	0.0149		
Pentachlorobenzène	30	ng/L	MEO	0.0269	0.0271	0.0169	0.0219	0.0193	0.0200	0.0217	0.0389	0.0175	0.0136	0.0166	0.0217	0.0227	0.0195	0.0228	0.0187	0.0071	0.0095	0.0093			
SOUS-PRODUITS INDUSTRIELS																									
Hexachlorobutadiène	10	ng/L	NYSDEC	0.0278	0.0124		0.0793	0.0462	0.0008						0.0009	0.0009				0.0021					
Hexachlorocyclopentadiène	450	ng/L	NYSDEC																				0.0034	0.0030	
Octachlorostyrène	0.006	ng/L	NYSDEC																						
HERBICIDES NEUTRES																									
Alazine	1800	ng/L	CCME				221.1120	49.7910	79.4120	58.8780	72.7600	76.3680	61.3920	56.8740	68.9210	110.3300	51.4591	58.2356	52.6850	52.8754	53.7910	71.0492			
Métolachlore	3000	ng/L	MEO				1.4001	11.4234	24.4080	27.9464					10.5699	22.7215	21.8205	23.6982	30.8495	41.5079	19.3461	12.9059	11.9311	13.8266	15.0775
PESTICIDES ORGANOCHEMÉS ET BPC																									
Aldrine	2	ng/L	NYSDEC											0.0021											
γ-HCH	2	ng/L	NYSDEC	2.7257	2.7500	2.2569	1.5830	1.4031	1.0092	0.9871	0.7774	0.5895	0.5681	0.5109	0.4872	0.4038	0.1466	0.1470	0.1386	0.0968	0.1043	0.1196			
γ-HCH	8	ng/L	NYSDEC	0.6851	0.8290	0.7283	0.6515	0.7237	0.5195	0.4789	0.5756	0.4503	0.3391	0.3336	0.3710	0.3894	0.1645	0.1836	0.2059	0.1513	0.1321	0.1450			
γ-chlordane				0.0681	0.0379	0.0045	0.0706	0.0434	0.0237	0.0214	0.0174	0.0605	0.0342	0.0352	0.0019	0.0063	0.0215	0.0163	0.0104	0.0044	0.0016	0.0020	0.0022		
γ-chlordane				0.0217	0.0014		0.0237	0.0214	0.0174	0.0034	0.0024	0.0151		0.0027	0.0057	0.0016	0.0076	0.0061	0.0051	0.0068	0.0051	0.0068			
Chlordane total	0.02	ng/L	NYSDEC	0.0898	0.0392	0.0045	0.0943	0.0648	0.0174	0.0639	0.0365	0.0503	0.0019	0.0089	0.0272	0.0179	0.0180	0.0106	0.0067	0.0088	0.0088				
o,p-DDT				0.0472	0.0495		0.1800	0.0086	0.0081		0.0037	0.0309	0.0046	0.0091	0.0433	0.0283	0.0029	0.0043	0.0011						
p,p-DDT	0.08	ng/L	NYSDEC	0.2217	0.3007	0.1897	0.2054	0.1840	0.1511	0.1843	0.1453	0.1269	0.1295	0.1435	0.3016	0.0805	0.0615	0.0589	0.0576	0.0351	0.0167	0.0515			
p,p-DDE	0.007	ng/L	NYSDEC	0.4569	0.2910	0.1227	0.1109	0.1216	0.1320	0.1332	0.0966	0.0939	0.1016	0.1400	0.2112	0.0920	0.0608	0.0957	0.0580	0.0361	0.0364	0.0535			
p,p-DDT	0.01	ng/L	NYSDEC	0.3179	0.0935	0.0325	0.7008	0.1242	0.1298	0.1054	0.0902	0.0233	0.0258	0.0956	0.0847	0.0241	0.0193	0.0754	0.0265	0.0108	0.0199	0.0181			
DDT total	0.01	ng/L	NYSDEC	1.0438	0.7347	0.3448	1.1971	0.4384	0.4211	0.4228	0.3358	0.2750	0.2614	0.3883	0.6408	0.2248	0.1416	0.2329	0.1465	0.0831	0.0730	0.1244			
Dieldrine	0.006	ng/L	NYSDEC	0.3678	0.3533	0.3214	0.3213	0.3049	0.2598	0.2316	0.2145	0.1936	0.1626	0.1518	0.1768	0.1339	0.1100	0.1305	0.1254	0.1045	0.0963	0.0959			
α-endosulfan				0.0300	0.0357	0.0388	0.0444	0.0382	0.0459	0.0450	0.0333	0.0272	0.0279	0.0440	0.0307	0.0191	0.0179	0.0227	0.0134	0.0154	0.0150				
β-endosulfan				0.0300	0.0327	0.0340	0.0400	0.0362	0.0450	0.0348	0.0327	0.0425	0.0340	0.0340	0.0307	0.0191	0.0222	0.0026	0.0095	0.0082	0.0116				
Endosulfan total	9	ng/L	NYSDEC	0.0300	0.0384	0.0428	0.0844	0.0744	0.0459	0.0798	0.0660	0.0697	0.0279	0.0590	0.0307	0.0212	0.0000	0.0205	0.0322	0.0217	0.0270	0.0150			
Endrine	2	ng/L	NYSDEC	0.0637	0.0483	0.0222	0.0245												0.0100						
Endrine aldéhyde												0.0009													
Heptachlore	0.2	ng/L	NYSDEC																						
Heptachlore époxyde	0.3	ng/L	NYSDEC	0.1351	0.1244	0.1428	0.1500	0.1268	0.1169	0.0905	0.0895	0.0889	0.0594	0.0511	0.0749	0.0525	0.0387	0.0448	0.0489	0.0335	0.0306	0.0329			
Méthoxychlore	30	ng/L	NYSDEC		0.1527			0.0322		0.0127								0.0210							
Mirex	0.001	ng/L	NYSDEC																						
Photomirex																									
BPC (total)	0.001	ng/L	NYSDEC	3.1819	2.2293	2.1585	1.7981	1.8544	1.7765	1.6251	1.3255	1.4129	1.1839	0.8137	0.9879	0.2175	0.1252	0.2793	0.2568	0.1719	0.2970	0.1899			
HAP																									
1-méthylanthracène	2000	ng/L	MEO					1.2448	0.8477	1.1894	1.0285	1.2666	0.6872	0.5506	0.6359	0.6244	0.5672	1.0042	0.4470	0.4083	0.7469	0.6060			
2-méthylanthracène	4700	ng/L	NYSDEC					0.9755	1.1609	1.5823	1.3796	2.2015	1.1770	0.8735	1.2534	1.1304	0.9272	0.9386	0.7390	0.6572	0.8364	0.7807			
2-bétylchloranthracène	1000	ng/L	NYSDEC																						
Acénaphthylène								0.2497	0.2453	0.2563	0.2159	0.2506	0.2066	0.2059	0.1609	0.1704	0.1826	0.2460	0.1684	0.1272	0.1641	0.1484			
Anthracène	3800	ng/L	NYSDEC					0.2658	0.1965	0.2269	0.0675	0.4229	0.1494	0.1406	0.2540	0.2167	0.1945	0.5682	0.2480	0.3231	0.2819				
Benzo(a)anthracène	2	ng/L	NYSDEC	2.1148	1.5813	2.0377	1.0824	1.9195	1.0139	0.9654	0.4065	1.1333	0.8313	0.8166	0.8118	0.4819	0.5832	0.9632	0.4112	0.9128	0.9478				
Benzo(a)pyrène	1.2	ng/L	NYSDEC	0.4990	1.2784	0.4269	0.7658	0.6728	0.2844	0.0844	0.0844	1.0842	0.4573	1.0568	0.9162	0.9478	0.8093	0.6290	0.7744	2.6426	1.1680	0.3943	1.0139	0.9620	
Benzo(b)fluoranthène	2	ng/L	NYSDEC	1.7946	2.7313	2.9641		2.3975	1.7389	2.3940	1.2532	2.3478	1.9516	1.3587	2.0227	1.5548	1.8825	6.0598	2.4170	0.9314	2.2510	2.2024			
Benzo(g,h,i)perylene	0.02	ng/L	MEO					0.3429	0.3473	0.7792	0.3467	0.7663	0.7403	0.9224	0.6419	0.7309	0.6746	2.5605	0.8874	0.4028	1.0003	0.6558			
Chrysène/triphénylène	2	ng/L	NYSDEC	2.9093	2.0548	2.2813	1.1239	1.6617	1.1156	1.4385	0.6739	1.6221	1.3218	1.3455	0.9625	0.83									

Tableau 3b. Comparaison des concentrations à la limite supérieure de l'IC à 90 % avec les critères de la qualité de l'eau les plus stricts des organismes responsables à NOTL

			Concentration à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 %																			
CHLOROBRENZÉNES	Critère	Unité	Organisme	86-87	87-88	88-89	89-90	90-91	91-92	92-93	93-94	94-95	95-96	96-97	97-98	98-99	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05
1,2-dichlorobenzène	3000	ng/L	NYSDEC	2.4066	2.7498	2.8652	2.5048	2.9319	1.5208	0.8980	1.0684	1.2383	0.6456	0.5916	0.5342	0.5504	0.8501	0.9650	0.4328	0.3846	0.3303	0.3279
1,3-dichlorobenzène	2500	ng/L	MEO	1.6439	1.4699	0.6207	0.8102	0.9064	0.7289	0.5999	0.5005	0.6225	0.4564	0.3606	0.6519	0.3862	0.7873	0.5911	0.3418	0.3400	0.3248	0.2982
1,4-dichlorobenzène	4000	ng/L	MEO	3.2471	3.2897	2.7471	3.5200	3.8108	2.9856	2.5388	1.9563	1.9610	1.4353	1.2923	1.6579	1.0436	1.8673	2.2812	1.6797	3.1383	1.3869	1.1174
1,2,3-trichlorobenzène	900	ng/L	MEO	0.3985	0.4601	0.3798	0.4793	0.6082	0.4109	0.3000	0.1867	0.2672	0.1701	0.1369	0.1695	0.1257	0.2019	0.1598	0.0937	0.0730	0.0580	0.1006
1,2,4-trichlorobenzène	500	ng/L	MEO	1.9000	1.7649	1.3743	1.6152	1.4403	1.1144	0.7428	0.9138	0.6894	0.5126	0.5491	0.4947	0.8517	0.6665	0.4011	0.3033	0.2620	0.2744	
1,3,5-trichlorobenzène	650	ng/L	MEO	0.1766	0.1457	0.0888	0.0927	0.1058	0.1021	0.0822	0.0756	0.0937	0.0744	0.0574	0.1054	0.0768	0.1061	0.0782	0.0564	0.0460	0.0599	0.0445
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	100	ng/L	MEO	1.1648	1.0489	0.6305	0.8617	1.0120	0.7820	0.7315	0.4334	0.6045	0.4442	0.2822	0.3143	0.3131	0.4009	0.3305	0.2167	0.1652	0.1642	0.2546
Hexachlorobenzène	0.03	ng/L	NYSDEC	0.2795	0.2360	0.1540	0.2126	0.1626	0.1298	0.1089	0.0827	0.1222	0.0757	0.0719	0.1104	0.0846	0.0905	0.0612	0.0676	0.0436	0.0388	0.0651
Pentachlorobenzène	30	ng/L	MEO	0.4175	0.3452	0.1629	0.2003	0.2292	0.1978	0.1952	0.1347	0.1722	0.1324	0.1039	0.1363	0.1237	0.1205	0.1072	0.0961	0.0639	0.0553	0.0891
SOUS-PRODUITS INDUSTRIELS																						
Hexachlorobutadiène	10	ng/L	NYSDEC	0.1567	0.1503	0.1098	0.2212	0.1860	0.1144	0.0964	0.2187	0.0691	0.0555	0.0517	0.0787	0.0652	0.0587	0.0434	0.0421	0.0351	0.0441	0.0585
Hexachlorocyclopentadiène	480	ng/L	NYSDEC				0.0790	0.8188	1.1544	0.0323	0.0332	0.0137	0.0154	0.0016	0.0292	0.0040	0.0962	0.0188	0.0411		0.0050	0.0237
Octachlorostyrène	0.006	ng/L	NYSDEC			0.0172	0.0710	0.0475	0.0087	0.0044	0.0025	0.0065	0.0034		0.0047	0.0213	0.0054	0.0018	0.0027	0.0016	0.0016	0.0047
HERBICIDES NEUTRES																						
Alaazine	1800	ng/L	CCME				212.348	52.918	78.622	54.655	64.239	73.904	84.953	55.939	71.441	65.355	57.844	61.851	46.474	52.277	59.811	71.987
Métolachlore	3000	ng/L	MEO			1.783	12.709	47.056	29.072	17.977	20.065	22.702	22.705	21.208	28.590	24.622	17.035	21.892	11.510	12.224	14.708	16.165
PESTICIDES ORGANOCLORES ET BPC																						
Aldrine	2	ng/L	NYSDEC														0.0034	0.0017				
o-HCH	2	ng/L	NYSDEC	2.6448	2.9112	2.5705	1.8203	1.5148	1.1792	1.2611	0.8811	0.7698	0.7220	0.5669	0.6271	0.5528	0.2039	0.1942	0.1952	0.1392	0.1409	0.1455
γ-HCH	8	ng/L	NYSDEC	0.6938	0.7619	0.6491	0.6072	0.4763	0.4691	0.5221	0.4631	0.4691	0.3989	0.3630	0.4478	0.4005	0.2005	0.2165	0.2508	0.1798	0.1554	0.1360
o-chlordane		ng/L		0.0328	0.0469	0.0107	0.1075	0.0355	0.0028	0.0787	0.0498	0.0609	0.0582	0.0417	0.0390	0.0245		0.0026	0.0111	0.0054	0.0045	0.0052
γ-chlordane		ng/L		0.0287	0.0300	0.0178	0.0244	0.0262	0.0221	0.0180	0.0029	0.0245	0.0123	0.0092	0.0110	0.0046		0.0052	0.0114	0.0078	0.0089	0.0064
Chlordane total	0.02	ng/L	NYSDEC	0.0616	0.0769	0.0285	0.1319	0.0616	0.0249	0.0967	0.0527	0.0854	0.0705	0.0509	0.0500	0.0291	0.0000	0.0078	0.0225	0.0132	0.0134	0.0116
p,p'-DDT	0.0235	ng/L		0.0077													0.0031	0.0051	0.0231	0.0029	0.0026	0.0045
p,p'-DDE	0.08	ng/L	NYSDEC	0.0787	0.1136	0.0514	0.0850	0.1130	0.0732	0.0833	0.0362	0.0081	0.0362	0.0081	0.0153	0.0691	0.0175	0.0307	0.0870	0.0335	0.0380	0.0147
p,p'-DDE	0.007	ng/L	NYSDEC	0.0886	0.0893	0.0889	0.0708	0.0902	0.0817	0.0745	0.0418	0.0671	0.0628	0.1144	0.0926	0.0555	0.0382	0.0270	0.0416	0.0245	0.0322	0.0507
p,p'-DDT	0.01	ng/L	NYSDEC	0.0958	0.0417	0.0645	0.0493	0.0445	0.1321	0.0722	0.0730	0.0134	0.0170	0.0455	0.0834	0.0212	0.0376	0.0103	0.0216	0.0093	0.0116	0.0219
DDT total	0.01	ng/L	NYSDEC	0.2630	0.2445	0.2048	0.2051	0.2468	0.2870	0.2300	0.1856	0.1555	0.1764	0.2029	0.2415	0.1276	0.0933	0.0680	0.1202	0.0673	0.0818	0.0873
Dieldrine	0.0006	ng/L	NYSDEC	0.3655	0.3667	0.3207	0.2793	0.2795	0.2205	0.2265	0.2161	0.2063	0.1776	0.1617	0.2281	0.1661	0.1000	0.1200	0.1364	0.1177	0.1112	0.1114
α-endosulfan		ng/L		0.0445	0.0731	0.0432	0.0672	0.0538	0.0581	0.0712	0.0363	0.0501	0.0545	0.0273	0.0687	0.0252	0.0298	0.0287	0.0395	0.0206	0.0207	0.0208
β-endosulfan		ng/L		0.0468	0.0084	0.0240	0.0507	0.0494	0.0239	0.0462	0.0407	0.0494	0.0447	0.0405	0.0121	0.0196	0.0170	0.0115	0.0213	0.0138	0.0167	0.0151
Endosulfan total	9	ng/L	NYSDEC	0.0913	0.0815	0.0673	0.1179	0.1033	0.0820	0.1174	0.0770	0.0995	0.0993	0.0678	0.0808	0.0449	0.0468	0.0402	0.0607	0.0344	0.0375	0.0359
Endrine	2	ng/L	NYSDEC	0.0667	0.0757				0.0254							0.0389	0.0000	0.0176				
Endrine aldéhyde		ng/L																				
Heptachlore	0.2	ng/L	NYSDEC																			
Heptachlore époxyde	0.3	ng/L	NYSDEC	0.1497	0.1351	0.1427	0.1556	0.1151	0.1226	0.0984	0.0951	0.0966	0.0852	0.0563	0.0786	0.0607	0.0307	0.0366	0.0488	0.0417	0.0416	0.0430
Méthoxychlore	30	ng/L	NYSDEC	0.1289	0.1664	0.0374		0.0217		0.0264		0.0291		0.0362								
Mirex	0.001	ng/L	NYSDEC	0.0162	0.0188	0.0218	0.0089	0.0124	0.0135	0.0075	0.0056	0.0087	0.0042	0.0075	0.0101	0.0268	0.0148	0.0072	0.0112	0.0039	0.0032	0.0089
Phomirex		ng/L																				
BPC (totalux)	0.001	ng/L	NYSDEC	2.9972	2.7677	3.2215	3.1934	2.0030	1.8345	1.9812	1.3116	1.2976	1.2007	0.9481	1.2857	0.0268	0.6045	0.3161	0.6479	0.5515	0.5040	0.4912
HAP																						
1-méthylanthracène	2000	ng/L	MEO					1.4266	1.2672	1.3573	1.2170	1.0393	0.9356	0.6630	0.7064	1.0178	0.7053	0.5341	0.6252	0.6898	0.8300	0.5928
2-méthylanthracène	4700	ng/L	NYSDEC					1.6969	1.6098	1.7669	1.6058	1.6485	1.5868	1.0774	1.2231	1.6785	0.9757	0.8151	1.0214	0.9386	1.1062	0.8101
2-bétylchloranthracène	1000	ng/L	NYSDEC																			
Acénaphtylène		ng/L						0.4730	0.3792	0.3129	0.2795	0.3286	0.2643	0.3607	0.2566	0.4470	0.2901	0.1970	0.4250	0.3464	0.3233	0.2594
Anthracène	3800	ng/L	NYSDEC					1.1283	2.2812	0.4595	0.3175	1.0612	1.8194	0.5377	0.7478	0.7644	0.7525	0.4603	0.7863	0.8001	0.7380	0.5915
Benzo(a)anthracène	2	ng/L	NYSDEC	2.5693	3.0410	4.4465	2.0244	2.9959	1.9027	1.8630	0.8563	1.9887	1.5974	1.9599	1.9315	2.2448	1.3614	1.3228	2.3832	2.0763	1.8961	1.9597
Benzo(a)pyrène	1.2	ng/L	NYSDEC	1.8754	0.9406	3.5841	1.1089	1.4624	1.3377	1.8322	0.9723	1.8559	1.6042	2.3828	2.2023	2.6460	1.7273	1.8591	2.5956	1.8920	1.9537	2.2718
Benzo(b)fluoranthène	2	ng/L	NYSDEC	3.9310	4.8890	7.1420	2.8930	4.3790	3.6300	3.7800	2.3720	3.9910	3.6200	3.3640	3.3703	6.0749	3.8558	4.4888	4.5696	3.9863	4.1559	5.1074
Benzo(k)fluoranthène	0.02	ng/L	MEO					1.1186	0.6405	1.0203	0.7227	1.4228	1.3336	2.0748	2.2244	2.6988	1.3627	1.4496	1.8765	1.6357	1.6181	1.6395
Chrysène/Triphénylène	2	ng/L	NYSDEC	3.7362	3.6517	5.0618	2.0153	2.9788	1.8490	2.6597	1.4802	2.9428	2.6116	3.0763	3.0389	3.2195	1.9668	1.7813	2.7463	2.4462	2.2169	2.6812
Dibenz(a,h)anthracène	2	ng/L	MEO							0.2773		0.3962	0.3716	0.3591	0.3761	0.3190	0.7879	0.3458	0.4214	0.4134	0.3257	0.3826
Fluoranthène	50000	ng/L	NYSDEC	4.5083	4.1981																	

Il faut souligner le fait que les valeurs des concentrations et des charges de mercure diffèrent de celles qui ont été présentées dans les rapports précédents. Auparavant, on donnait les concentrations en eau non filtrée; toutefois, les rapports plus récents (Kuntz et Klawunn, 2005; Hill et Klawunn, 2009) portaient uniquement sur la phase particulaire à cause de préoccupations concernant à la fois la sensibilité de la méthode d'analyse et l'éventuelle contamination de l'échantillon en phase dissoute. Pour faciliter les comparaisons, on a réévalué les données historiques par la méthode courante, en se fondant uniquement sur l'apport de la phase particulaire.

Il faut aussi souligner qu'à l'heure actuelle, la méthode d'analyse ne permet pas de faire la distinction entre les deux HAP chrysène et triphénylène, ni entre les deux isomères benzo(b)- et benzo(k)fluoranthène; par conséquent, les résultats sont rapportés sous chrysène/triphénylène et benzo(b/k)fluoranthène. Les valeurs recommandées ne s'appliquent qu'au chrysène (il n'y a pas de critère pour le triphénylène), et individuellement au benzo(b)- et au benzo(k)fluoranthène, mais, pour respecter les anciennes pratiques, nous nous sommes servis de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 %, qui fournit une mesure prudente que nous n'hésitons pas à présenter, vu l'ampleur du dépassement des critères respectifs.

Aussi, nous croyons que c'est le chrysène qui est mesuré dans la rivière Niagara (par opposition au triphénylène), étant donné les sources possibles. Le chrysène est un contaminant environnemental ubiquiste qui survient comme produit de la combustion incomplète de composés organiques. Les sources anthropiques de chrysène incluent l'essence, le diesel et les échappements des turbines des aéronefs; la combustion et la gazéification du charbon; les émissions des fours à coke, les poêles à bois et l'incinération des déchets; et diverses activités industrielles telles que la production de fer, d'aluminium et d'acier. Le chrysène est aussi un composant du charbon, d'huiles et de leurs distillats, tels que le goudron de houille et la créosote. Le triphénylène, pour sa part, est un composant mineur de l'essence et, bien qu'on le trouve souvent sous forme de sous-produit des émissions industrielles, les concentrations sont relativement faibles, sauf si on les mesure directement en aval d'une source ponctuelle (Niagara River Secretariat; 2007).

À première vue, les résultats des tableaux 3a et 3b paraissent assez semblables. À l'exception de l'octachlorostyrène, du plomb et du mercure à Niagara-on-the-Lake, les 18 mêmes composés (hexachlorobenzène, α -HCH, chlordane total, p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, DDT total, dieldrine, mirex, BPC, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(bk)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, chrysène/triphénylène, indéno(1,2,3-c,d)pyrène, aluminium et fer) dépassent les critères les plus stricts des organismes responsables à Fort Erie et à NOTL, et les deux stations ont en commun certains des quelques composés qui transgressent les critères de qualité de l'eau année après année, dont le p,p-DDE, le DDT total, la dieldrine, les BPC et l'aluminium. Enfin, on n'observe aucun dépassement des concentrations d'herbicides neutres à aucune des stations.

Un examen plus attentif révèle toutefois des différences importantes entre la station d'amont et celle d'aval. L'hexachlorobenzène, le mirex et le benzo(bk)fluoranthène, par exemple, dépassent les critères les plus stricts des organismes responsables durant toute la période visée à NOTL, mais seulement à certains moments à la station de FE, ce qui suppose qu'il continue d'y avoir des sources de ces composés le long de la Niagara.

De manière plus générale, entre 1986-1987 et 2004-2005, il y a remarquablement plus de dépassements dans le cas des chlorobenzènes, des HAP et des sous-produits industriels à NOTL qu'à Fort Erie, où les dépassements annuels sont moins nombreux. De plus, on observe à la station de Fort Erie une plus grande réduction du nombre de dépassements au cours de la période de 19 ans, comparativement à la station de NOTL, et l'ampleur de ces dépassements est généralement plus faible qu'à la station de NOTL, sauf dans le cas des métabolites du DDT.

En ce qui concerne le DDT et ses métabolites, toutefois, les dépassements sont constamment plus importants à Fort Erie dans tous les cas sauf cinq (p,p-DDT en 1988-1989, 1991-1992, 1991-2000 et 2004-2005, et DDT total en 2003-2004). Les études donnent à penser qu'il y aurait une source locale de DDT dans les sédiments immédiatement en amont et près de la station FE (Williams *et al*, 2000), source qui pourrait expliquer les concentrations et dépassements plus élevés à cet endroit.

Si on examine la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 %, il est intéressant de constater le remarquable changement dans les concentrations d'HAP en 2000-2001 à la station FE. Les concentrations calculées avec la méthode EMV ont grimpé uniformément pour l'ensemble des HAP et, bien que des dépassements ne soient survenus que parmi 5 des 17 composés, le plus souvent, la concentration a doublé ou triplé. Elle est même multipliée par 20 par rapport aux données de 1999-2000 dans le cas du dibenzo(a,h)anthracène. Au cours de la même période, les concentrations calculées par la méthode EMV à NOTL sont demeurées relativement stables. Des études préliminaires ont été entreprises pour expliquer cette anomalie et, bien que les échantillons bihebdomadaires révèlent que les valeurs EMV ont augmenté en raison de valeurs exceptionnellement élevées de mai à août 2000, on n'a pas encore d'explication tout à fait satisfaisante du phénomène.

L'aluminium transgresse le critère le plus strict des organismes responsables à FE et à NOTL durant toute la période visée, mais ce dépassement peut s'expliquer en partie du fait que la valeur recommandée est fondée sur un échantillon sans argile, alors que la méthode d'analyse utilisée actuellement dans la rivière Niagara utilise des échantillons d'eau non filtrée pour détecter les métaux traces.

4.2 Tendances

En plus de déterminer les dépassements des critères de qualité de l'eau, le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara sert aussi à examiner les tendances des concentrations et des charges de substances toxiques, ce qui peut donner des renseignements utiles sur les sources de contaminants dans la rivière et sur le succès des mesures antipollution et autres mesures de gestion.

Le tableau 4 montre le changement de pourcentage à « long terme » *obtenu par le modèle* des moyennes annuelles des concentrations et des charges de toutes les substances chimiques, dans les deux phases et aux deux stations, entre l'année de référence 1986-1987 (l'année n'est pas la même pour certains composés) et la dernière année (2004-2005). Le tableau 5 contient les mêmes données, mais pour la période « récente » de 1996-1997 à 2004-2005. La ligne pointillée dans les tableaux 4 et 5 indique que les

données sont insuffisantes (moins de trois valeurs « mesurées » ou « traces » chaque année pour toute la période visée) pour exécuter le modèle dans le cas de la substance chimique en question, ou pour obtenir un résultat fiable (surtout dans le cas des valeurs traces). Un nombre positif indique une augmentation significative, et un nombre négatif une diminution significative, de la moyenne annuelle des concentrations et des charges estimée par le modèle, et « NS » signifie qu'il n'y a pas de changement significatif dans les estimations du modèle au cours des périodes visées respectives.

En produisant les données de sortie pour les tableaux 4 et 5, le modèle a aussi généré des graphiques chronologiques, c'est-à-dire, tracé les tendances, des concentrations en phase dissoute et en phase particulaire pour toutes les substances chimiques visées par le Programme amont/aval aux stations de NOTL et de FE. Ces tendances sont présentées à l'annexe D, pour la période de 1986-1987 à 2004-2005, et à l'annexe E, pour la période de 1996-1997 à 2004-2005.

Tableau 4. Tendances des concentrations et des charges de contaminants dans la rivière Niagara, 1986 1987 à 2004 2005

	Période	FE				NOTL			
		% fluctuation []		% fluctuation (charge)		% fluctuation []		% fluctuation (charge)	
		Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire
CHLOROBENZÉNES									
1,2-dichlorobenzène	86-05	-84.41	--	-87.42	--	-80.31	-63.77	-84.10	-79.64
1,3-dichlorobenzène	86-05	-32.21	--	-45.31	--	-76.51	NS	-81.04	NS
1,4-dichlorobenzène	86-05	-76.14	--	-80.75	--	-65.49	-26.70	-72.13	-58.82
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	86-05	-84.30	--	-87.33	--	-82.17	-84.37	-85.60	-91.22
1,2,3-trichlorobenzène	86-05	-85.00	--	-87.90	--	-86.44	-69.59	-89.05	-82.92
1,2,4-trichlorobenzène	86-05	-93.61	-83.34	-94.84	-95.74	-85.30	-69.59	-88.13	-82.92
1,3,5-trichlorobenzène	86-05	--	--	--	--	-64.68	-36.14	-71.48	-64.12
Hexachlorobenzène	86-05	-60.19	-54.82	-67.88	-88.45	-76.69	-69.91	-81.18	-83.10
Pentachlorobenzène	86-05	-50.48	-44.37	-60.04	-85.77	-75.17	-79.46	-79.95	-88.46
SOUS-PRODUITS INDUSTRIELS									
Hexachlorobutadiène	86-05	--	--	--	--	-78.95	-80.76	-83.00	-89.19
Hexachlorocyclopentadiène	89-05	--	--	--	--	--	-75.16	--	-71.18
Octachlorostyrène	89-05	--	--	--	--	--	-93.71	--	-92.71
HERBICIDES NEUTRES									
Atrazine	89-05	NS	--	NS	--	-7.95	--	-8.95	--
Métolachlore	89-05	27.56	--	26.20	--	5.93	--	4.79	--
PESTICIDES ORGANOCHLORÉS ET BPC									
Aldrine	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
α-chlordane	86-05	-80.67	-58.96	-84.40	-89.51	-78.52	-48.87	-82.66	-71.27
γ-chlordane	86-05	-76.07	--	-80.69	--	-77.25	--	-81.63	--
op-DDT	86-05	--	-84.68	--	-96.08	--	-75.04	--	-85.98
pp-DDD	86-05	-75.52	-70.71	-80.25	-92.51	-75.99	-59.86	-80.61	-77.45
pp-DDE	86-05	-76.68	-66.73	-81.19	-91.49	-69.60	-51.04	-75.45	-72.49
pp-DDT	86-05	--	-76.52	--	-94.00	--	-72.39	--	-84.49
Dieldrine	86-05	-75.38	-72.91	-80.14	-93.07	-72.93	-76.48	-78.14	-86.78
α-endosulfan	86-05	-59.89	--	-67.64	--	-65.25	--	-71.94	--
β-endosulfan	86-05	--	--	--	--	-74.79	-76.19	-79.64	-86.62
Endrine	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Endrine aldéhyde	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
α-HCH	86-05	-97.16	--	-97.71	--	-96.07	-87.18	-96.82	-92.80
γ-HCH	87-05	-83.49	--	-85.26	--	-80.95	--	-82.99	--
Heptachlore	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Heptachlore époxyde	86-05	-79.84	--	-83.74	--	-79.29	--	-83.28	--
Méthoxychlore	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Mirex	86-05	--	--	--	--	--	-56.64	--	-75.64
BPC - Arachlore	86-98	--	-61.38	--	-85.65	--	-77.37	--	-86.00
Photomirex	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
HAP									
1-méthylnaphtalène	89-05	-58.67	-35.24	-59.11	-49.74	-65.96	-44.86	-66.32	-36.04
2-méthylnaphtalène	89-05	-27.69	NS	-28.45	NS	-42.64	NS	-43.26	NS
2-bétychlronaphtalène	89-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	89-05	-59.66	--	-60.09	--	-58.56	--	-59.01	--
Anthracène	89-05	NS	-35.31	NS	-49.80	NS	-27.91	NS	-16.38
Benzo(a)anthracène	86-05	-78.32	-24.85	-82.51	-80.78	-41.75	NS	-52.96	NS
Benzo(a)pyrène	86-05	-75.22	110.43	-80.01	-46.18	NS	85.29	NS	4.11
Benzo(b)fluoranthène	86-05	-56.02	83.63	-64.52	-53.04	-16.79	54.77	-32.81	-13.04
Benzo(g,h,i)pérylène	89-05	-50.12	114.46	-50.65	66.43	-34.30	254.36	-35.00	311.04
Chrysène/Triphénylène	86-05	-64.96	NS	-71.73	NS	-34.96	NS	-47.48	NS
Dibenzo(a,h)anthracène	89-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Fluoranthène	86-05	102.11	89.23	63.07	-51.60	144.14	73.33	97.14	-2.62
Fluorène	89-05	NS	-44.36	NS	-56.82	-19.86	NS	-20.73	NS
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	89-05	-58.88	170.22	-59.31	109.70	NS	363.38	NS	437.51
Naphtalène	92-05	--	NS	--	NS	--	41.86	--	26.79
Phénanthrène	89-05	NS	-21.58	NS	-39.14	33.33	NS	31.89	NS
Pyrène	86-05	38.24	104.16	11.54	-47.79	149.98	64.94	101.86	-7.33
MÉTAUX À L'ÉTAT DE TRACE									
	Période	FE				NOTL			
		% fluctuation []		% fluctuation (charge)		% fluctuation []		% fluctuation (charge)	
		Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée	Eau non filtrée
Aluminium	86-05	-60.77	--	-68.35	--	-61.10	--	-68.59	--
Antimoine	86-05	-23.23	--	-38.06	--	-32.60	--	-45.57	--
Arsenic	86-03	NS	--	NS	--	-31.74	--	-48.68	--
Baryum	86-05	2.08	--	-17.64	--	NS	--	NS	--
Béryllium	86-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
Cadmium	86-05	-84.85	--	-87.96	--	-86.29	--	-89.17	--
Chrome	86-05	-58.11	--	-66.20	--	-65.73	--	-72.33	--
Cobalt	86-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
Cuivre	86-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
Fer	86-05	NS	--	NS	--	-61.17	--	-68.65	--
Plomb	86-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
Lithium	86-05	NS	--	NS	--	-30.28	--	-43.70	--
Manganèse	86-05	NS	--	NS	--	-55.63	--	-64.17	--
Mercure	86-05	-4.77	--	-75.65	--	-7.32	--	-47.93	--
Molybdène	86-05	28.13	--	3.38	--	32.74	--	7.18	--
Nickel	86-05	NS	--	NS	--	-32.07	--	-45.75	--
Sélénium	86-05	15.71	--	-6.64	--	NS	--	NS	--
Argent	86-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Strontium	86-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
Vanadium	86-05	-27.50	--	-41.50	--	NS	--	NS	--
Zinc	86-05	NS	--	NS	--	-54.31	--	-63.11	--

NS = aucune tendance statistiquement significative.
-- = données insuffisantes pour dégager une tendance.

Tableau 5. Tendances des concentrations et des charges de contaminants dans la rivière Niagara, 1996 1997 à 2004 2005

	Période	FE				NOTL			
		% fluctuation []		% fluctuation (charge)		% fluctuation []		% fluctuation (charge)	
		Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire	Dissoute	Particulaire
CHLOROENZÈNES									
1,2-dichlorobenzène	96-05	-82.49	--	-84.16	--	-52.18	NS	-56.73	NS
1,3-dichlorobenzène	96-05	0.37	--	-66.55	--	-28.80	-63.10	-35.56	-70.71
1,4-dichlorobenzène	96-05	-76.58	--	-78.82	--	-31.96	-28.40	-38.42	-43.17
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	96-05	-71.06	NS	-73.82	NS	-50.09	-55.25	-54.83	-64.48
1,2,3-trichlorobenzène	96-05	NS	--	NS	--	-64.68	NS	-68.04	NS
1,2,4-trichlorobenzène	96-05	-57.65	-15.94	-61.69	-46.80	-59.67	-27.24	-63.50	-42.25
1,3,5-trichlorobenzène	96-05	--	--	--	--	-34.39	-43.29	-40.63	-54.99
Hexachlorobenzène	96-05	-26.05	NS	-33.10	NS	-36.17	-59.37	-42.24	-67.75
Pentachlorobenzène	96-05	-55.95	-42.18	-60.15	-63.41	-43.62	-57.58	-48.98	-66.33
SOUS-PRODUITS INDUSTRIELS									
Hexachlorobutadiène	96-05	--	--	--	--	-32.59	-66.75	-39.00	-73.61
Hexachlorocyclopentadiène	96-05	--	--	--	--	NS	-91.28	NS	-93.07
Octachlorostyrène	96-05	--	--	--	--	--	NS	--	NS
HERBICIDES NEUTRES									
Atrazine	96-05	NS	--	NS	--	15.39	--	4.43	--
Métolachlore	96-05	-32.29	--	-38.74	--	-31.03	--	-37.58	--
PESTICIDES ORGANOCHLORÉS ET BPC									
Aldrine	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
α-chlordane	96-05	-42.52	NS	-48.00	NS	-62.64	NS	-66.19	NS
γ-chlordane	96-05	--	-74.86	--	-84.09	--	-58.14	--	-66.77
op-DDT	96-05	--	-83.57	--	-89.60	--	-69.10	--	-75.47
pp-DDD	96-05	-49.01	-73.19	-53.87	-83.03	-28.85	-18.52	-35.61	-35.33
pp-DDE	96-05	-70.08	-70.69	-72.93	-81.45	-65.66	-34.31	-68.92	-47.86
pp-DDT	96-05	--	NS	--	NS	--	NS	--	NS
Dieldrine	96-05	-32.28	NS	-38.74	NS	-27.41	NS	-34.31	NS
α-endosulfan	96-05	NS	--	NS	--	NS	--	NS	--
β-endosulfan	96-05	--	--	--	--	-35.89	-58.05	-41.99	-66.71
Endrine	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Endrine aldéhyde	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
α-HCH	96-05	-78.34	--	-80.40	--	-77.50	-75.64	-79.63	-80.66
γ-HCH	96-05	-57.42	--	-61.48	--	-63.53	--	-67.00	--
Heptachlore	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Heptachlore époxyde	96-05	-34.02	--	-40.31	--	NS	--	NS	--
Méthoxychlore	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Mirex	96-05	--	--	--	--	--	-57.51	--	-66.27
BPC - Congénère	98-05	--	21.92	--	-12.88	--	NS	--	NS
Photomirex	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
HAP									
1-méthylnaphtalène	96-05	NS	30.57	NS	-17.36	-24.36	16.40	-31.55	-7.61
2-méthylnaphtalène	96-05	NS	28.78	NS	-18.50	-29.27	28.92	-35.99	2.33
2-bétachloronaphtalène	96-05	--	--	--	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	96-05	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Anthracène	96-05	--	NS	--	NS	--	14.81	--	-8.87
Benzo(a)anthracène	96-05	10.17	NS	-0.34	NS	89.44	34.74	71.44	6.96
Benzo(a)pyrène	96-05	17.10	NS	5.93	NS	22.69	22.06	11.03	-3.12
Benzo(b)fluoranthène	96-05	33.00	50.48	20.32	-4.76	57.04	64.18	42.12	30.31
Benzo(g,h,i)peryène	96-05	-71.14	NS	-73.89	NS	-64.18	22.54	-67.59	-2.73
Chrysène/Triphénylène	96-05	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Dibenzo(a,h)anthracène	96-05	--	NS	--	NS	--	59.87	--	26.90
Fluoranthène	96-05	3.38	NS	-6.48	NS	NS	19.45	NS	-5.19
Fluorène	96-05	31.08	NS	18.58	NS	NS	21.06	NS	-3.90
Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène	96-05	-75.16	NS	-77.53	NS	-57.86	27.60	-61.87	1.28
Naphtalène	96-05	--	NS	--	NS	--	43.43	--	13.85
Phénanthrène	96-05	17.28	NS	6.10	NS	NS	17.61	NS	-6.64
Pyrène	96-05	NS	45.91	NS	-7.65	NS	32.17	NS	4.91
MÉTAUX À L'ÉTAT DE TRACE									
	Période	FE				NOTL			
		% fluctuation []		% fluctuation (charge)		% fluctuation []	% fluctuation (charge)		
		Eau non filtrée		Eau non filtrée		Eau non filtrée			
Aluminium	96-05	NS	NS	NS	NS	NS			
Antimoine	96-05	NS	NS	NS	NS	NS			
Arsenic	96-03	29.70	9.17	8.31	-8.83				
Baryum	96-05	16.40	5.31	NS	NS				
Béryllium	96-05	NS	NS	NS	NS				
Cadmium	96-05	-68.34	-71.23	-64.60	-67.16				
Chrome	96-05	NS	NS	NS	NS				
Cobalt	96-05	-65.69	-68.96	-48.18	-53.11				
Cuivre	96-05	NS	NS	NS	NS				
Fer	96-05	NS	NS	NS	NS				
Plomb	96-05	NS	NS	NS	NS				
Lithium	96-05	NS	NS	NS	NS				
Manganèse	96-05	NS	NS	NS	NS				
Mercure	96-05	-4.76	-39.72	0.50	-20.23				
Molybdène	96-05	60.97	1.88	NS	NS				
Nickel	96-05	NS	NS	NS	NS				
Sélénium	96-05	NS	NS	NS	NS				
Argent	96-05	--	--	--	--				
Strontium	96-05	19.24	7.87	NS	NS				
Vanadium	96-05	NS	NS	NS	NS				
Zinc	96-05	NS	NS	NS	NS				

NS = aucune tendance statistiquement significative.
 -- = données insuffisantes pour dégager une tendance.

4.2.1. Concentrations à long terme (1986-1987 à 2004-2005)

En général, le tableau 4 révèle que la plupart des analytes organiques visés par le Programme amont/aval affichent à long terme une tendance à la baisse, tant en phase dissoute qu'en phase particulaire.

À Fort Erie, parmi les composés surtout présents en phase dissoute, les réductions statistiquement significatives vont de 32,21 % dans le cas du 1,3-dichlorobenzène à 97,16 % dans le cas du α -HCH. Parmi les composés surtout présents en phase particulaire, le benzo(a)anthracène a diminué de 24,85 %, et le o,p-DDT (métabolite du DDT), de 84,68 %.

À Niagara-on-the-Lake, la diminution dans la concentration des composés surtout présents en phase dissoute va de 7,95 % dans le cas de l'atrazine à 96,07 % dans le cas du α -HCH. Pour ce qui est des composés surtout présents en phase particulaire, les tendances à la baisse vont de 56,64 % dans le cas du mirex à 93,71 % dans le cas du sous-produit industriel octachlorostyrène.

Dans la même veine, on observe des réductions de la concentration de certains métaux traces dans les deux stations pour la période 1996-2005. La plus faible réduction a été observée à Fort Erie, pour le mercure, dont la concentration a diminué de 4,7 %, et la plus forte réduction est celle du cadmium à Niagara-on-the-Lake, dont la concentration a diminué de 86,29 %.

Malgré la tendance générale à la baisse des concentrations de substances chimiques dans la rivière Niagara, les résultats indiquent aussi que la présence de certains composés a augmenté de façon statistiquement significative au cours de la période de 19 ans allant de 1986-1987 à 2004-2005; toutefois, ces tendances à la hausse ont été observées uniquement parmi les herbicides neutres, les métaux traces et les HAP. Nous les analysons de manière plus précise dans les pages qui suivent, sous la rubrique de chaque catégorie.

Chlorobenzènes

À long terme, on observe une tendance à la baisse parmi tous les chlorobenzènes, à l'exception du 1,3,5-trichlorobenzène à FE, pour lequel les données ne suffisent pas à dessiner une tendance. Les réductions sont plutôt constantes d'une station à l'autre et vont de 50,48 % dans le cas du pentachlorobenzène à 93,61 % dans le cas du 1,2,4-trichlorobenzène. Pour la plupart des composés, les réductions sont légèrement plus prononcées à la station d'amont; toutefois, NOTL affiche les baisses les plus marquées dans le cas du pentachlorobenzène et de l'hexachlorobenzène. Dans ce dernier cas, il faut souligner que les données révèlent un changement dans la répartition des phases, la phase dissoute passant de 80 % à Fort Erie à 50 % à NOTL. Un changement comparable est observable pour le pentachlorobenzène et, bien qu'on n'ait pas encore étudié en profondeur les causes précises de ce changement, il est possible qu'il soit lié à la hausse de l'apport d'hexa- et de pentachlorobenzène par des sédiments contaminés le long de la rivière.

Pesticides organochlorés et BPC

L'interprétation des données relatives à la catégorie des pesticides organochlorés et des BPC est compliquée par la largeur de l'éventail de substances et les différences dans la répartition des phases entre les composés et entre les stations. Il faut aussi souligner que le modèle pour tracer les tendances n'a été utilisé qu'entre 1986-1997 et 1997-1998 dans le cas des BPC, en raison d'un changement dans le protocole d'analyse. Tel qu'expliqué dans le rapport 1991-2000 et 2000-2001 du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara, le passage d'une méthode fondée sur les produits Aroclor à une méthode axée sur les congénères pour l'analyse des BPC totaux empêche la comparaison directe entre les données obtenues avant avril 1998 et les données obtenues par la suite. De plus, seules les données sur les BPC en phase sédimentaire ont été prises en compte en raison de préoccupations relatives à la contamination des échantillons en phase dissoute.

Quelle que soit la répartition des phases, presque tous les composés affichent des tendances à la baisse d'au moins 50 %; plusieurs affichent des tendances à la baisse de plus de 75 % (la réduction la plus marquée est celle du α -HCH, qui a diminué d'environ 97 % aux deux stations), et l'ampleur de ces tendances semble assez constante entre les deux stations pour tous les composés de la catégorie. Il est intéressant de voir que les seuls composés qui n'affichent pas de tendance à la baisse sont ceux pour lesquels les données sont insuffisantes pour pouvoir dégager une tendance. C'est le cas pour environ 9 des 20 composés d'organochlorés dans leur phase dominante, ce qui indique que les concentrations et, plus important encore, la fréquence de détection, ne constituent pas des préoccupations majeures.

Sous-produits industriels

Dans la catégorie des sous-produits industriels, des tendances à la baisse significatives ont été observées à la station de NOTL, où les concentrations d'hexachlorobutadiène ont diminué d'environ 79 %, et celles d'octachlorostyrène de presque 94 % entre 1986-1987 et 2004-2005, dans les phases dominantes. Les données sont insuffisantes pour dégager une tendance en phase dissoute pour l'hexachlorocyclopentadiène à la station de NOTL et pour les trois composés à la station de Fort Erie.

Herbicides neutres

Des deux herbicides neutres mesurés dans la rivière Niagara, seul le métolachlore affiche une tendance à la hausse entre 1986-1987 et 2004-2005; il a augmenté d'environ 27 % à Fort Erie et de 6 % à Niagara-on-the-Lake. Inversement, les concentrations d'atrazine n'affichent aucune tendance significative à la station d'amont et affichent une diminution de 7,95 % à NOTL.

Métaux traces

Dans le cas des métaux traces, les hausses à Fort Erie vont de 2,08 % dans le cas du baryum, à 28,13 % dans le cas du molybdène. Ce dernier affiche l'unique tendance à la hausse significative de la catégorie observée à NOTL, soit une augmentation de 32,74 %. Un seul autre composé, le sélénium, affiche une tendance à la hausse et, comme le baryum, cette augmentation n'est significative qu'à la station de Fort Erie.

HAP

De toutes les catégories de composés, le groupe des HAP est celui qui affiche le plus grand nombre de tendances à la hausse significatives et dont les tendances sont les plus marquées. À la station de Fort Erie, les concentrations de 6 des 17 HAP ont augmenté de 83,63 %, pour le benzo(bk)fluoranthène, à 170,22 %, pour l'indéno(1,2,3,-c,d)pyrène, tandis qu'à la station de NOTL, les concentrations de 5 HAP ont augmenté de 64,94 % (pyrène) à 363,38 % (indéno(1,2,3,-c,d)pyrène). À l'exception du fluoranthène, du phénanthrène et du pyrène, les tendances à la hausse ont été observées uniquement parmi les composés d'HAP qui sont surtout présents en phase particulaire. Sur ces trois exceptions, le phénanthrène se trouve généralement surtout en phase dissoute, tandis que 30-35 % seulement du fluoranthène et du pyrène se trouvent en phase dissoute. On ne comprend pas encore parfaitement ce qui cause ces augmentations, mais des travaux réalisés par Howell *et al.* (1996) font penser que la colonisation par les moules zébrées et les moules quagga peut entraîner une plus grande adsorption des contaminants dans les sédiments, puisque les moules influent sur la distribution granulométrique des sédiments. Il semble aussi que la région de Niagara puisse être influencée par l'intensification de l'urbanisation (Van Metre *et al.*, 2000) et de la circulation routière à la frontière (Beningo, 2006), et par l'utilisation du charbon pour la production d'énergie et d'acier (Simcik et Offenbergh, 2006). En ce qui concerne les autres HAP en phase dissoute, soit les concentrations sont à la baisse, soit aucune tendance significative ne se dessine, soit les données sont insuffisantes pour dégager une tendance. En général, il semble que les HAP qui affichent une tendance à la hausse augmentent de manière plus marquée à NOTL qu'à FE, et que ceux dont la tendance est à la baisse diminuent de manière plus marquée au site d'aval (NOTL).

4.2.2 Charges à long terme (1986-1987 à 2004-2005)

De manière générale, la diminution des concentrations de contaminants devrait évidemment entraîner la diminution des charges, et vice versa. Le tableau 4 montre que cela s'avère pour la plupart des substances analysées dans la rivière Niagara; en fait, on observe une corrélation de près de 1:1 entre les tendances des concentrations et celles des charges en phase dissoute à FE et à NOTL. En phase particulaire, les charges ont tendance à suivre la même direction générale que les concentrations correspondantes; toutefois, les charges semblent avoir des tendances à la baisse plus marquées que les tendances à la hausse. À la station de FE, par exemple, une diminution de 61,38 % des concentrations de BPC en phase particulaire correspond à une diminution de 85,65 % des charges en phase particulaire, tandis qu'une hausse de 114,46 % des concentrations de benzo(g,h,i)pérylène en phase particulaire correspond à une hausse de 66,43 % des charges en phase particulaire. Dans le cas de quelques composés en phase particulaire toutefois, les charges diminuent alors que la concentration en poids de contaminant par poids de matière particulaire (ng/g) augmente. Dans tous ces cas, les tendances moins marquées dans les charges s'expliquent surtout par le fait que la concentration de MPS dans la rivière Niagara a diminué de 72 % entre 1986-1987 et 2004-2005 (figure 3).

Métaux traces

Malgré quelques tendances à la hausse des concentrations de métaux traces, seul le molybdène affiche une tendance à la hausse (3,38 % à FE et 7,18 % à NOTL) des charges. Bien qu'on ne puisse dégager aucune tendance significative ni dans un sens ni dans l'autre pour plusieurs composés de cette catégorie, la plupart des charges de métaux traces ont

chuté de 45 % ou plus. La plus faible diminution a été observée avec le sélénium (baisse de 6,64 % à Fort Erie), dont la concentration affiche à long terme une tendance à la hausse. Fait intéressant, les charges de baryum ont diminué de plus de 17 % à FE malgré une concentration légèrement à la hausse (~2 %) à long terme. C'est le cadmium qui affiche la plus grande réduction, ses charges ayant diminué de 87,96 % à Fort Erie et de 89,17 % à Niagara-on-the-Lake. Les charges de vanadium et de mercure affichent aussi des diminutions relativement importantes à Fort Erie; elles sont toutefois plus faibles à NOTL, ou sans signification statistique, ce qui s'explique par la diminution générale de la concentration dans les sédiments en suspension soulignée plus tôt dans le présent rapport.

Herbicides neutres

Selon notre analyse, les herbicides neutres se trouvent surtout en phase dissoute (tableau 2). Il s'ensuit qu'ils sont moins touchés par le changement observé dans les concentrations des sédiments en suspension. Dans le cas du métolachlore, les tendances à la hausse des charges reflètent étroitement les tendances à la hausse des concentrations à FE et à NOTL, les augmentations étant plus marquées à la station d'amont (augmentation de 26 % à FE contre 5 % à NOTL). Dans le cas de l'atrazine, on observe à NOTL des tendances à la baisse comparables dans les concentrations et les charges (8 % et 9 % respectivement), tandis qu'aucune tendance significative ne se dégage à FE, ni dans les concentrations ni dans les charges.

Chlorobenzènes

Comme les herbicides neutres, les composés de chlorobenzène se trouvent presque exclusivement en phase dissoute (tableau 2); par conséquent, les tendances à long terme des charges suivent généralement les tendances à long terme des concentrations. Encore une fois, toutes les tendances statistiquement significatives des charges sont à la baisse, la plus grande réduction étant observée pour le 1,2,4-trichlorobenzène à FE (94,84 %), suivi de près par le 1,2,3-trichlorobenzène à NOTL (89,05 %). Ce sont les charges de 1,3-dichlorobenzène à FE qui affichent le changement le moins marqué (45,31 %) de 1986-1987 à 2004-2005; toutefois, outre ce composé, les tendances à long terme des charges sont très constantes d'une station à l'autre. Dans le cas de l'hexachlorobenzène, prédominant en phase dissoute à FE et réparti également entre les phases dissoute et particulaire à NOTL, on constate l'influence de la tendance des MPS lorsqu'on voit la différence observée entre les tendances à la baisse des concentrations (~70 %) et des charges (83 %) en phase particulaire à la station d'aval (NOTL).

HAP

La répartition des composés d'HAP dans les phases varie (tableau 2), les composés de faible poids moléculaire étant plutôt associés à la phase dissoute, et ceux de poids moléculaire plus élevé, associés à la phase particulaire. Les données révèlent une certaine similitude entre, d'une part, les composés de cette catégorie en phase dissoute et, d'autre part, les herbicides neutres et les chlorobenzènes; en effet, ils affichent tous une relation relativement constante entre les tendances des concentrations et celles des charges. Une réduction de 59,66 % des concentrations d'acénaphthalène à FE, par exemple, entraîne une réduction de 60,09 % des charges, et une diminution de 19,86 % des concentrations de fluorène à NOTL entraîne une réduction de 20,73 % des charges. Il est intéressant de constater que le phénanthrène est l'unique HAP trouvé surtout en phase dissoute qui affiche à long terme une tendance à la hausse, tendance observée tant dans les

concentrations que dans les charges à NOTL. En ce qui concerne les autres HAP surtout présents en phase dissoute, les données sont insuffisantes pour dégager une tendance des charges, ou alors, les tendances ne sont pas statistiquement significatives.

Les HAP dont la phase particulaire domine sont fortement influencés par la réduction à long terme des MPS dans la rivière Niagara. Des composés comme l'anthracène et le benzo(a)anthracène, dont les concentrations affichent une tendance à la baisse, affichent une tendance à la baisse encore plus marquée des charges, tandis que les tendances à la hausse des charges sont légèrement moindres dans le cas des HAP dont les concentrations sont en hausse, comme le benzo(a)pyrène (NOTL), le benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3,-c,d)pyrène. Dans le cas du benzo(bk)fluoranthène, du benzo(a)pyrène (FE) et du fluoranthène, l'influence de la réduction des MPS entraîne en fait une tendance à la baisse des charges, malgré une hausse générale des concentrations.

De manière générale, il est intéressant de souligner que la réduction des charges d'HAP en phase dissoute est plus marquée à NOTL qu'à FE et que, au contraire, en phase particulaire, elle tend à être plus faible à NOTL. Inversement, l'augmentation des charges en phase particulaire est considérablement plus marquée à NOTL qu'à FE et cela s'explique généralement, sauf dans le cas du benzo(a)pyrène, par le fait que l'augmentation des concentrations est considérablement plus forte à NOTL.

Pesticides organochlorés et BPC

Dans le groupe des pesticides organochlorés et des BPC, les tendances sont semblables à celles décrites pour les catégories précédentes. Ce groupe se compose de plusieurs composés surtout présents en phase dissoute, comme les HCH, la dieldrine, l'endosulfan et l'heptachlore époxyde, qui non seulement affichent des tendances à la baisse constantes, mais aussi le même rapport approximatif de 1:1 entre concentrations et charges. Encore une fois, les seuls composés en phase dissoute qui n'affichent pas de tendance à la baisse sont ceux pour lesquels on ne dispose pas de données suffisantes. En fait, quelle que soit la répartition par phase, les seuls composés de pesticides organochlorés qui n'affichent pas de tendance à la baisse sont les composés pour lesquels les données sont insuffisantes.

Dans le cas des composés surtout présents en phase particulaire, l'influence de la tendance des MPS amplifie les réductions dans les charges, comme c'est le cas pour la catégorie des HAP et, encore une fois, la diminution est légèrement plus marquée à FE (figure 3). Dans le cas des composés qui sont répartis plus uniformément entre les deux phases, les tendances à la baisse des charges semblent être légèrement plus marquées dans les deux phases et, sauf dans le cas des BPC, les diminutions sont encore une fois légèrement plus importantes à la station d'amont (FE).

Sous-produits industriels

La catégorie des sous-produits industriels présente deux cas intéressants, dont l'un est différent de tous les autres composés analysés dans la rivière Niagara. Les données sont insuffisantes pour dégager des tendances dans les concentrations et les charges des trois composés (octachlorostyrène, hexachlorocyclopentadiène et hexachlorobutadiène) à Fort Erie et, dans le cas de l'hexachlorocyclopentadiène, on manque aussi de données pour dégager des tendances pour la phase dissoute, dans laquelle le composé est surtout présent, à NOTL. L'hexachlorobutadiène affiche presque le même rapport approximatif de

1:1 entre les tendances des concentrations et celles des charges observées pour la plupart des composés en phase dissoute; toutefois, dans ce cas, la différence d'ampleur entre la diminution des concentrations et la diminution des charges est légèrement plus marquée, peut-être en raison d'une légère différence de la répartition des phases entre FE et NOTL, et de la possibilité qu'un peu plus d'hexachlorobutadiène demeure lié aux sédiments. Plus intéressant encore est le fait que la tendance à la baisse des charges d'octachlorostyrène en phase particulaire est presque aussi marquée que la tendance à la baisse des concentrations en phase particulaire. Pour tous les autres composés en phase particulaire, la réduction à long terme de la concentration de MPS dans la rivière Niagara a amplifié l'effet de la baisse des concentrations sur les charges. Il est possible que cela reflète le fait que les concentrations de MPS à NOTL n'ont pas diminué autant qu'à FE mais, pour l'instant, cette anomalie n'est pas pleinement comprise et, par conséquent, nécessite une étude plus approfondie.

4.2.3 Concentrations récentes (1996-1997 à 2004-2005)

Comme pour les tendances à long terme, les tendances pour la période de 1996-1997 à 2004-2005 des concentrations de la plupart des composés de la rivière Niagara montrent une baisse significative, tant en phase dissoute qu'en phase particulaire (tableau 5). À quelques exceptions près (p. ex., les BPC à FE) dans la période plus récente, les concentrations sont à la baisse, ou aucune tendance statistiquement significative ne se dégage dans un sens ou dans l'autre ou encore les données sont insuffisantes pour dégager une tendance. La baisse va de 4,76 % dans le cas du mercure à FE à 83,57 % dans le cas du pesticide organochloré o,p-DDT.

Ces résultats laissent croire que les mesures de gestion adoptées ont bien permis de réduire les concentrations de la plupart des contaminants; toutefois, les résultats indiquent aussi que certaines substances chimiques sont toujours présentes dans la rivière Niagara et/ou dans des sources en amont. Une analyse plus approfondie s'impose donc pour évaluer les coûts et avantages de nouvelles mesures de gestion visant à faire le suivi des sources de ces composés.

Pesticides organochlorés et BPC

En plus de l'o,p-DDT, un certain nombre de composés de la catégorie des pesticides organochlorés et BPC affichent des tendances significatives à la baisse entre 1996-1997 et 2004-2005. En fait, la hausse de 21,92 % des concentrations de BPC à FE est la seule tendance à la hausse dans cette catégorie. Les concentrations d'HCH ont chuté d'environ 58-78 %, celles de chlordane ont diminué de 42 à 75 %, et la concentration de tous les métabolites du DDT, à l'exception du p,p-DDT, a chuté de 28 à 84 % (aucune tendance significative ne se dégage pour le p,p-DDT à aucun des sites d'échantillonnage de la rivière Niagara). Bien que les tendances soient assez semblables aux deux stations, il appert que les réductions de pesticides organochlorés sont légèrement plus marquées à FE qu'à NOTL et il est intéressant de souligner que les tendances récentes à la baisse à FE et à NOTL sont plus faibles que les tendances à long terme. Un autre point intéressant à souligner est le fait que 5 composés de cette catégorie affichent des tendances non significatives dans la phase où ils sont le plus présents, et que les données sont insuffisantes pour dégager une tendance dans le cas de 9 autres composés. Encore une fois, on juge que cela est une indication claire que ces composés constituent de moins en moins une menace pour

l'environnement et que les mesures de gestion visant à en interdire ou en limiter l'utilisation ont été efficaces.

HAP

La catégorie des HAP compte aussi un certain nombre de composés qui n'affichent aucune tendance significative au cours de la période de 1996-1997 à 2004-2005, notamment à FE, où 12 des 17 analytes affichent une tendance non significative dans la phase où ils sont surtout présents. À l'exception du 1-méthylnaphtalène et du 2-méthylnaphtalène, les autres composés d'HAP affichent tous une tendance à la hausse significative dans leur phase dominante. La hausse la plus marquée est celle du benzo(bk)fluoranthène à NOTL (64,18 %), et la plus faible est celle de l'anthracène à NOTL (14,81 %). On croit que les causes de ces récentes tendances des HAP, surtout dans le cas des concentrations à la hausse, sont semblables à celles des tendances à long terme décrites dans la section 4.2.1 (urbanisation, circulation routière, utilisation du charbon pour la production d'énergie et d'acier, etc.). En général, la hausse des concentrations d'HAP est plus marquée à NOTL (à l'exception du fluorène, du phénanthrène et du pyrène) et les tendances dégagées pour la période de 1996-1997 à 2004-2005 sont moins marquées que les tendances à long terme de la période de 1986-1987 à 2004-2005.

Sous-produits industriels

Les changements récents dans les concentrations de sous-produits industriels, comme ceux relevés dans la catégorie des HAP, sont beaucoup moins marqués que les tendances à long terme correspondantes. Les données sont encore insuffisantes pour les trois composés prélevés à FE; toutefois, l'octachlorostyrène n'affiche plus de tendance statistiquement significative à NOTL et la diminution de 79 % observée dans la concentration d'hexachlorobutadiène entre 1986-1987 et 2004-2005 passe à 32,59 % au cours de la période allant de 1996-1997 à 2004-2005. L'hexachlorocyclopentadiène n'affiche aucune tendance significative dans sa phase dominante (dissoute) au cours de la dernière période.

Ces résultats indiquent que les tendances dans la catégorie des sous-produits industriels semblent se stabiliser, ce qui, encore une fois, demande une analyse plus approfondie pour évaluer les coûts et avantages de nouvelles mesures de gestion visant à faire le suivi des sources de ces composés.

Métaux traces

On observe aussi des changements frappants dans les concentrations récentes de métaux traces. En plus d'une légère augmentation du nombre de composés qui n'affichent aucune tendance significative, il y a plus de composés qui affichent une tendance à la hausse. Pour deux des trois composés dont la tendance à long terme est à la hausse (baryum et molybdène), la hausse est plus marquée au cours de la période récente. Outre le baryum et le molybdène, on observe maintenant des tendances à la hausse pour l'arsenic, le strontium et le mercure, et plusieurs des composés dont la tendance à long terme est à la baisse (aluminium, antimoine, chrome et vanadium) n'affichent plus de tendance significative. Il faut souligner que l'analyse des tendances récentes de l'arsenic vise la période de 1996-1997 à 2002-2003, car une nouvelle méthode d'analyse a été adoptée en 2003-2004, qui ne permet pas de faire une comparaison valable avec les données précédentes.

Herbicides neutres

Comme dans le cas des métaux traces, on constate un changement considérable des tendances dans les concentrations d'atrazine et de métolachlore lorsqu'on se penche sur les données des neuf dernières années. Comparativement aux tendances à long terme, les tendances dégagées entre 1996-1997 et 2004-2005 dans les concentrations de ces deux composés ont changé non seulement quant à leur ampleur, mais, ce qui est plus important, quant à leur direction. On n'observe toujours pas de tendance significative dans le cas de l'atrazine à FE, mais la réduction à long terme d'environ 8 % à NOTL s'est transformée en une augmentation de plus de 15 % au cours de la période la plus récente. Inversement, les hausses à long terme observées à FE et à NOTL pour le métolachlore se sont transformées en réductions plutôt constantes d'un peu plus de 31 % entre 1996-1997 et 2004-2005.

Chlorobenzènes

Les composés de la catégorie des chlorobenzènes affichent durant la période la plus brève nombre des caractéristiques observées dans les concentrations à long terme. Tous les analytes pour lesquels une tendance significative se dégage affichent une réduction de la concentration entre 1996-1997 et 2004-2005, à l'exception du 1,3-dichlorobenzène, et cette unique tendance à la hausse atteint moins de 1 % pour la période de neuf ans. Toujours dans la veine des résultats de 1986-1987 à 2004-2005, l'ampleur des récentes tendances à la baisse est généralement plus marquée à FE; toutefois, les récentes tendances à la baisse à la station d'amont sont très semblables aux tendances à long terme, tandis que les réductions récentes observées dans les concentrations à NOTL sont remarquablement plus faibles que les réductions correspondantes à long terme.

4.2.4 Charges récentes (1996-1997 à 2004-2005)

Le plus souvent, les tendances récentes des charges suivent de près les tendances des concentrations quant à l'ampleur et la direction; toutefois, les charges affichent généralement des tendances à la hausse légèrement réduites et des tendances à la baisse légèrement accrues, surtout parmi les composés dont la phase particulaire domine. Sur les 72 analytes du Programme de surveillance amont/aval, 12 seulement affichent des tendances significatives à la hausse entre 1996-1997 et 2004-2005 et, bien que les hausses aillent de 1,28 % dans le cas de l'indéno(1,2,3,-c,d)pyrène à NOTL à 30,31 % dans le cas du benzo(bk)fluoranthène à NOTL, la plupart se situent dans la fourchette de 5 % à 20 %. Inversement, 37 composés ont une tendance significative à la baisse, allant d'environ 2,8 % pour le benzo(g,h,i)pérylène à NOTL à 89,60 % pour l'o,p-DDT à FE.

HAP

Sur les 12 composés qui affichent des augmentations de charges statistiquement significatives, 7 font partie de la catégorie des HAP. Fait à souligner, 6 de ces 7 composés – benzo(a)anthracène, benzo(bk)fluoranthène, dibenzo(a,h)anthracène, indéno(123cd)pyrène, naphthalène et pyrène – affichent des tendances à la hausse uniquement à NOTL, tandis que le dernier (phénanthrène) affiche une tendance à la hausse à FE seulement. Aucun des 7 composés n'affiche une tendance significative à l'autre station, sauf le pyrène, dont les charges sont en fait à la baisse à FE. De plus, l'ampleur de la tendance récente des charges est plus marquée pour chacun des 7 composés, sauf pour

l'indéno(1,2,3,-c,d)pyrène, qui affiche une hausse légère de seulement 1,28 % à NOTL au cours de la période de 1996-1997 à 2004-2005.

Simultanément, l'ampleur de la baisse dans les composés d'HAP comme le 1- et le 2-méthylnaphtalène et le pyrène s'est atténuée entre 1996-1997 et 2004-2005. Parmi d'autres HAP (comme l'anthracène et l'acénaphthalène), les réductions à long terme sont remplacées par des tendances non significatives au cours de la période récente ou, dans le cas du benzo(b/k)fluoranthène, par des augmentations récentes des charges.

Inversement, les charges de benzo(a)pyrène et de benzo(g,h,i)pérylène à NOTL, dont la tendance à long terme est à la hausse, affichent une tendance récente à la baisse. Dans le cas des charges de fluoranthène à la station d'aval, l'ampleur de la tendance à la baisse à long terme s'est accrue.

Pesticides organochlorés et BPC

Les charges des pesticides organochlorés et des BPC affichent les mêmes tendances générales entre 1996-1997 et 2004-2005 qu'au cours de la période plus longue. Aucun des composés n'affiche une tendance significative à la hausse des charges; dans 14 des cas, aucune tendance significative ne se dessine, ou bien les données sont insuffisantes pour dégager une tendance; 12 composés affichent une réduction significative, parfois jusqu'à 89,60 % (o,p-DDT). L'influence des tendances des concentrations de MPS est toujours visible parmi les composés de la phase particulaire, notamment dans le cas des BPC à FE, où les charges ont diminué d'environ 13 % malgré une hausse de 22 % de la concentration; toutefois, cet effet semble s'être atténué légèrement, peut-être parce que les concentrations de MPS ont été relativement stables entre 1996-1997 et 2004-2005. Parallèlement, les composés surtout présents en phase dissoute, comme les HCH, la dieldrine et l'heptachlore époxyde, affichent toujours une relation de 1:1 entre les concentrations et les charges. Il faut souligner que, bien que les tendances générales des charges soient similaires entre la période de 19 ans et la période de 9 ans, les réductions observées dans les tendances récentes des charges sont remarquablement plus faibles que celles observées à long terme.

Chlorobenzènes

Les composés de chlorobenzène reflètent ceux de la catégorie des pesticides organochlorés et BPC, puisqu'ils affichent les mêmes tendances à la baisse depuis l'année de référence 1996-1997 que depuis 1986-1987. De plus, les tendances à la baisse observées à NOTL sont généralement beaucoup moins marquées que les tendances observées à FE. Exceptions à cette règle, les 1,2,3- et 1,3,5-trichlorobenzène, qui affichent des tendances significatives à la baisse à NOTL mais aucune à Fort Erie, et l'hexachlorobenzène, qui semble connaître une réduction plus significative à la station d'aval à NOTL qu'à FE.

Sous-produits industriels

Les tendances récentes des charges des sous-produits industriels sont aussi très semblables aux charges à long terme. Les données demeurent insuffisantes pour pouvoir dégager des tendances dans les charges des trois analytes à Fort Erie et, bien que les données soient suffisantes pour que le modèle puisse dégager une tendance pour les phases dominantes de l'octachlorostyrène et de l'hexachlorocyclopentadiène à NOTL, les

résultats indiquent qu'aucune tendance significative ne se dégage à aucune des stations au cours de la période visée. Dans le cas de l'hexachlorobutadiène, la réduction des charges est passée de 83 % à 39 % au cours de la période plus courte.

Herbicides neutres

Les résultats relatifs aux tendances récentes des charges sont relativement cohérents avec ceux des tendances récentes des concentrations pour l'un des deux herbicides neutres. La réduction de 30-40 % des charges de métolachlore à FE et à NOTL suit de près les réductions des concentrations. Il est intéressant de souligner que ces réductions contrastent fortement avec les tendances à la hausse rapportées dans l'analyse à long terme du métolachlore. Dans le cas de l'atrazine, on n'observe toujours pas de tendance significative à FE, ni dans les concentrations ni dans les charges, mais, plus important, les réductions à long terme observées à NOTL dans les charges et les concentrations sont remplacées par des tendances à la hausse au cours de la période de 1996-1997 à 2004-2005.

Métaux traces

Comme pour les tendances récentes des concentrations, l'analyse des charges récentes de métaux traces révèle une augmentation du nombre de métaux qui n'affichent aucune tendance significative et du nombre de métaux dont la tendance est à la hausse, de même qu'une réduction de l'ampleur des tendances à la baisse. Entre 1986-1987 et 2004-2005, seules les charges de molybdène affichent une tendance à la hausse; toutefois, ce sont 4 métaux (arsenic, baryum, molybdène et strontium) qui affichent une tendance à la hausse si on examine les données de la période de 1996-1997 à 2004-2005, tous à la station de FE. Simultanément, l'ampleur des tendances significatives à la baisse à long terme du cadmium et du mercure aux deux stations, et de l'arsenic à NOTL, est réduite, et la tendance à la baisse de 10 autres métaux traces n'est plus significative.

4.3 Sources

En plus de déterminer les dépassements et d'examiner les tendances, le Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara permet de comparer les concentrations à NOTL avec celles qui sont mesurées à FE pour savoir quelles substances chimiques sont déversées par les sources présentes le long de la rivière Niagara. Auparavant, l'analyse des sources portait sur les charges différentielles. Dans ce rapport, nous calculons la concentration dans l'eau brute reconstituée (EBR) à l'aide de la formule suivante :

$$\frac{[EMV_{NOTL}]}{[EMV_{FE}]}$$

On a procédé à une analyse statistique pour déterminer s'il y a une différence significative entre les concentrations EMV à NOTL et à FE (El-Shaarawi, comm. pers.). Les ratios EMV supérieurs à 1 indiquent une concentration plus marquée de l'analyte à la station d'aval (NOTL), tandis que les ratios inférieurs à 1 indiquent une concentration plus marquée de l'analyte à la station d'amont (FE). Le caractère significatif du ratio EMV annuel est déterminé par l'éventail de valeurs comprises entre les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance (IC) à 90 %. Si l'intervalle comprend une unité (c.-à-d. une valeur de « 1 »), la différence entre l'amont et l'aval n'est PAS considérée significative.

Les ratios EMV historiques relatifs à chacun des composés ont été calculés et sont présentés à l'annexe F; toutefois, le tableau 6 récapitule les informations des 5 dernières années où le ratio EMV annuel entre les stations d'amont et d'aval a été calculé pour les concentrations de substances organiques dans l'EBR et les concentrations de métaux traces dans l'eau non filtrée (ENF), respectivement.

Tableau 6. Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara

	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
Chlorobenzènes					
<i>1,2-dichlorobenzène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>1,3-dichlorobenzène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>1,4-dichlorobenzène</i>	3,646	3,533	4,331	5,791	NOTL
<i>1,2,3,4-tétrachlorobenzène</i>	36,443	29,289	28,474	28,541	43,969
<i>1,2,3-trichlorobenzène</i>	13,711	7,728	11,801	5,647	6,385
<i>1,2,4-trichlorobenzène</i>	13,986	13,441	15,527	9,031	10,196
<i>1,3,5-trichlorobenzène</i>	7,969	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Hexachlorobenzène</i>	2,882	3,454	3,249	2,791	4,279
<i>Pentachlorobenzène</i>	4,793	5,033	8,756	5,710	9,465
Sous-produits industriels					
<i>Hexachlorobutadiène</i>	NOTL	19,757	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Hexachlorocyclopentadiène</i>	NOTL	NOTL	--	1,464	5,913
<i>Octachlorostyrène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
Herbicides neutres					
<i>Atrazine</i>	NS	0,841	NS	1,135	NS
<i>Métolachlore</i>	NS	0,853	1,029	1,065	1,071
Pesticides organochlorés et BPC					
<i>Aldrine</i>	--	--	--	--	--
<i>α-chlordane</i>	0,838	1,540	1,837	1,149	1,259
<i>γ-chlordane</i>	0,813	1,850	1,510	1,171	1,218
<i>o,p-DDT</i>	0,721	FE	FE	--	9,831
<i>p,p-DDD</i>	0,610	NS	0,925	0,908	0,688
<i>p,p-DDE</i>	0,335	0,708	0,651	0,895	NS
<i>p,p-DDT</i>	0,392	0,770	1,105	0,824	NS
<i>Dieldrine</i>	0,794	1,054	1,123	1,154	1,165
<i>α-endosulfan</i>	1,509	1,654	1,475	1,407	1,354
<i>β-endosulfan</i>	12,025	2,270	1,616	1,414	NOTL
<i>Endrine</i>	NOTL	--	--	--	--
<i>Endrine aldéhyde</i>	--	--	1,205	--	--
<i>α-HCH</i>	1,240	1,376	1,435	1,374	1,244
<i>γ-HCH</i>	1,083	1,162	1,193	1,147	0,971
<i>Heptachlore</i>	--	--	--	--	--
<i>Heptachlore époxyde</i>	0,758	NS	1,256	1,350	1,311
<i>Méthoxychlore</i>	FE	--	--	--	--
<i>Mirex</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Photomirex</i>	NOTL	--	--	--	--
<i>BPC (totaux)</i>	1,372	2,626	3,148	1,785	2,633
HAP					
<i>1-méthylnaphtalène</i>	0,853	1,370	1,624	NS	NS
<i>2-méthylnaphtalène</i>	NS	1,363	1,427	1,322	NS
<i>Acénaphthylène</i>	NS	2,487	2,684	2,024	1,749
<i>Anthracène</i>	0,614	2,927	3,282	2,330	2,159
<i>Benzo(a)anthracène</i>	0,566	2,456	4,940	2,181	2,206
<i>Benzo(a)pyrène</i>	0,560	2,211	4,692	2,025	2,427
<i>Benzo(bk)fluoranthène</i>	0,587	1,937	4,171	1,936	2,353
<i>Benzo(g,h,i)pérylène</i>	0,455	2,154	3,962	1,727	2,612
<i>Chrysène/Triphénylène</i>	0,578	2,027	3,632	1,999	2,507
<i>Dibenzo(a,h)anthracène</i>	0,543	2,926	5,681	1,810	2,486
<i>Fluoranthène</i>	0,618	1,909	3,133	1,869	1,886

Tableau 6. Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara

	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
<i>Fluorène</i>	NS	1,608	1,698	1,606	1,184
<i>Indéno(1,2,3-cd)pyrène</i>	0,412	2,217	4,154	1,803	2,494
<i>Naphtalène</i>	0,516	1,229	5,253	2,413	3,914
<i>Phénanthrène</i>	0,871	1,844	2,510	1,839	1,623
<i>Pyrène</i>	0,700	2,274	4,699	2,080	2,479
Métaux traces					
<i>Aluminium</i>	1,716	0,622	1,301	4,722	2,504
<i>Antimoine</i>	NS	0,975	1,023	2,852	1,075
<i>Arsenic</i>	NS	1,036	NS	1,507	1,168
<i>Baryum</i>	1,034	NS	NS	1,957	1,089
<i>Béryllium</i>	1,501	0,841	1,526	2,192	3,219
<i>Cadmium</i>	1,184	NS	1,163	1,192	1,882
<i>Chrome</i>	NS	NS	1,540	2,399	2,366
<i>Cobalt</i>	1,863	0,773	1,578	NS	2,736
<i>Cuivre</i>	1,103	NS	1,150	1,568	1,468
<i>Fer</i>	2,161	0,758	1,574	1,919	3,007
<i>Plomb</i>	1,790	0,844	1,442	1,948	2,222
<i>Lithium</i>	1,182	NS	1,140	1,255	1,251
<i>Manganèse</i>	1,558	0,704	1,558	2,276	2,714
<i>Mercuré</i>	1,304	1,410	1,641	1,634	1,381
<i>Molybdène</i>	NS	1,035	NS	1,626	NS
<i>Nickel</i>	1,337	0,812	1,202	1,633	1,492
<i>Sélénium</i>	0,773	NS	0,954	NS	0,908
<i>Argent</i>	FE	1,370	NOTL	3,355	2,895
<i>Strontium</i>	NS	0,988	0,991	3,075	NS
<i>Vanadium</i>	1,276	0,895	1,195	1,906	1,728
<i>Zinc</i>	1,558	NS	1,506	1,464	3,033

NS = ratios non significatifs
 FE = détecté uniquement à Fort Erie
 NOTL = détecté uniquement à Niagara-on-the-Lake
 -- = non détecté

Il importe de souligner que ces ratios peuvent différer légèrement de ceux qui ont été présentés dans le rapport 2001-2002 et 2004-2005. Dans ce dernier rapport, en effet, les ratios étaient fondés sur la concentration de substances organiques dans l'EBR lorsqu'un composé avait au moins 3 valeurs supérieures à la LDP dans les deux phases. Si les valeurs supérieures à la LDP n'étaient détectées que dans une seule phase, cette phase servait de base pour les concentrations et les charges en EBR et pour les ratios EMV. Dans la présente analyse, le ratio EMV est fondé strictement sur l'EBR « véritable » et, par conséquent, peut tenir compte de l'apport d'une phase qui compte moins de 3 valeurs supérieures à la LDP (approche qui diffère des valeurs EMV annuelles présentées dans les annexes B et C).

En 1986-1987, le Programme amont/aval portait sur 50 des 72 composés présents dans le groupe actuel d'analytes. L'analyse du ratio EMV indique qu'il y a des sources significatives pour 28 de ces 50 analytes (56 %) dans la rivière Niagara, et des sources significatives en amont pour 7 autres analytes (14 %) sources. Au cours de l'exercice 2004-2005, 49 des 72 composés (68 %) montraient des signes de la présence de sources significatives le long de la rivière Niagara, et un seul (p,p-DDD) montrait des signes de la présence de sources significatives en amont. Dans bien des cas, la valeur du ratio a augmenté (indiquant une source plus significative dans la Niagara) et le nombre de composés trouvés uniquement à la station d'aval a augmenté légèrement, passant de 3 sur les 50 composés d'origine (6 %) en 1986-1987 à 7 sur 72 (9 %) en 2004-2005.

Herbicides neutres

L'examen des ratios EMV des deux herbicides neutres révèle que quelques-uns seulement sont statistiquement significatifs. Dans le cas de l'atrazine et du métolachlore, les quelques ratios significatifs rapportés sont relativement petits ($>0,7$ et $<1,2$) et n'indiquent pas clairement si les sources se trouvent dans la rivière Niagara ou en amont.

Métaux traces

Comme c'est le cas pour la catégorie des herbicides neutres, nombre des ratios relatifs aux métaux traces ne peuvent être considérés comme étant statistiquement significatifs, parce que l'intervalle de confiance contient une « unité ». De plus, les ratios tendent à indiquer une différence relativement peu importante entre les concentrations EMV d'amont et d'aval. Il y a des exceptions : aluminium, béryllium, chrome, fer, manganèse et argent, qui affichent tous des ratios assez constants de 2,0 ou plus – surtout au cours des dernières années – indiquant qu'ils proviennent de la rivière Niagara.

Pesticides organochlorés et BPC

Malgré l'éventail relativement étroit et uniforme de ratios significatifs dans la catégorie des pesticides organochlorés et BPC, un certain nombre de composés – mirex, β -endosulfan, et γ -chlordane – tendent à n'être présents qu'à NOTL. De plus, les ratios de BPC tendent à se situer au-dessus de 2,5 pendant la plus grande partie de la période visée, ce qui indique que les concentrations EMV à la station d'aval sont souvent plus de deux fois plus fortes qu'en amont. D'un autre côté, des composés tels que l'aldrine, l'endrine et l'endrine aldéhyde sont souvent observés uniquement à FE, et toute la gamme des métabolites du DDT révèle la présence d'une source dominante en amont, ce qui correspond aux conclusions sur les sources locales de DDT exposées à la section 4.1.

HAP

Les résultats de l'analyse des ratios EMV révèlent que la plupart, sinon tous, les composés d'HAP proviennent de sources importantes situées le long de la rivière Niagara. En fait, l'exercice 2000-2001 est la seule période au cours de laquelle les concentrations en aval ont été significativement plus faibles que les concentrations en amont et, comme nous l'avons mentionné à la section 4.1, il y a de bonnes indications que la situation à la station de FE est influencée par une source locale importante d'HAP qui entraîne des concentrations anormalement élevées en amont, ce qui abaisse de manière considérable les ratios EMV. Pour le reste de la période de 1986-1987 à 2004-2005, les ratios EMV relatifs aux HAP se situent généralement entre 1,5 et 3,0, ce qui indique que les concentrations en aval sont souvent de 2 à 3 fois supérieures à celles en amont, quelques composés affichant des ratios aussi élevés que 5,086 (anthracène) et 8,743 (dibenzo(a,h)anthracène).

Chlorobenzènes

L'analyse de la catégorie des chlorobenzènes révèle seulement que les ratios EMV sont significatifs, puisqu'ils se situent tous entre 1,3 (1,2-dichlorobenzène) et 43,97 (1,2,3,4-tétrachlorobenzène). En outre, plusieurs des composés de chlorobenzène, dont les 1,2- et 1,3-dichlorobenzène, 1,3,5-trichlorobenzène et 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, sont souvent observés uniquement à NOTL. Cette analyse indique que, parmi tous les composés à

l'étude actuellement, la catégorie des chlorobenzènes est celle qui révèle le plus clairement la présence de sources dominantes dans la rivière Niagara.

Sous-produits industriels

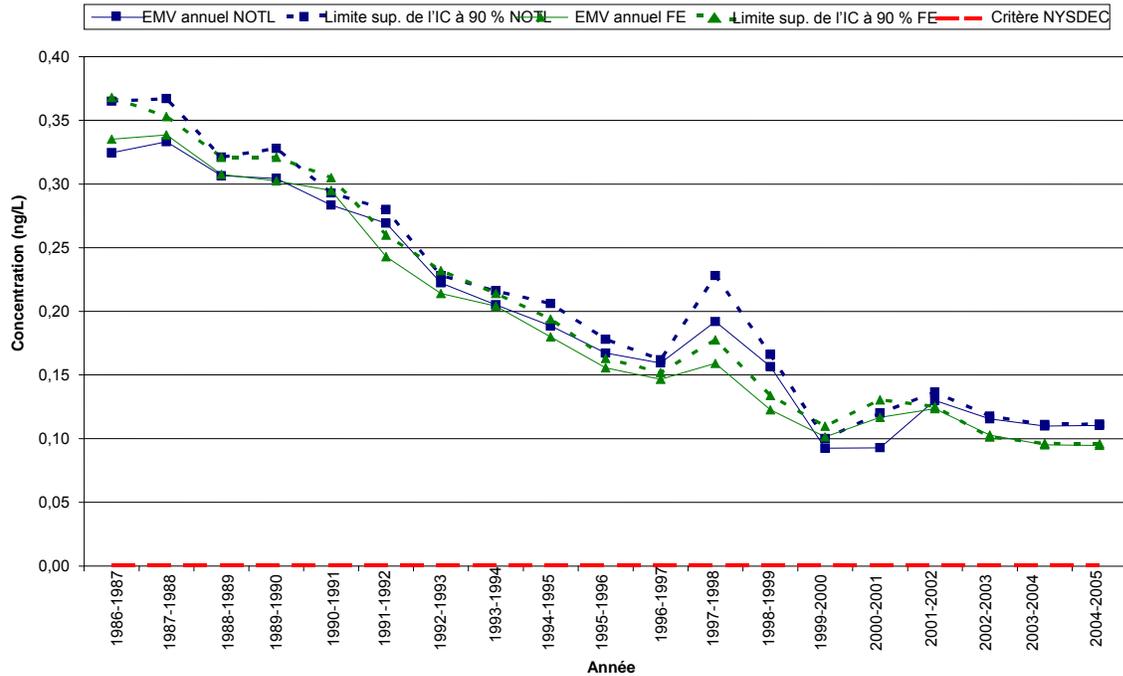
La catégorie des sous-produits industriels est semblable à celle des chlorobenzènes en ce qui concerne les sources situées le long de la rivière Niagara. Au cours de la majeure partie de la période visée, on a observé la présence d'octachlorostyrène, d'hexachlorobutadiène et d'hexachlorocyclopentadiène uniquement à NOTL. Au cours des deux années où l'hexachlorocyclopentadiène a été mesuré aux deux stations (2003-2004 et 2004-2005), les ratios se situaient entre 1,464 et 5,913, et durant les sept années où l'hexachlorobutadiène a été mesuré aux deux stations, les ratios se situaient entre 3,3 et 157,64.

4.4 Méthode modifiée d'analyse des sources

Selon la méthode du ratio EMV dans l'eau brute reconstituée utilisée pour le présent rapport, il est évident que la rivière Niagara a encore des sources de nombreux composés organiques et métaux traces. Toutefois, un examen plus attentif de la méthode attire l'attention sur certaines anomalies dans les résultats. Les ratios significatifs concernant les métabolites du DDT, par exemple, peuvent être trompeurs, puisqu'ils suggèrent que le lac Érié est une source potentielle, alors que, comme nous l'avons mentionné à la section 4.1, les études laissent plutôt croire à la présence d'une source locale de DDT dans les sédiments. Plus important encore, selon cette approche, la dieldrine semble provenir de sources importantes situées dans la Niagara, malgré les indices que ce composé est ubiquiste dans l'environnement des Grands Lacs (Stevens et Neilson, 1989; L'Italien, 1993; L'Italien, 1996; Williams *et al.*, 1998a; Williams *et al.*, 1998b; Williams et Kuntz, 1999; Jorgenson, 2001), et malgré sa détection constante dans l'air et dans les précipitations dans tout le bassin des Grands Lacs, qui fait croire que l'atmosphère puisse être sa principale voie d'entrée dans les lacs (Chan *et al.*, 1994; Hoff *et al.* 1996; Cortes *et al.*, 1998; Hillery *et al.*, 1998).

Si on se penche de plus près sur les données concernant la dieldrine obtenues grâce au Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara (figure 4), on constate qu'il y a très peu de différence entre FE et NOTL quant aux concentrations dans l'eau brute reconstituée, ce qui indique encore une fois qu'il n'y a pas de source importante de ce composé dans la Niagara.

Figure 4 : Concentrations EMV de dieldrine dans l'eau brute reconstituée (1986-1987 à 2004-2005)



En utilisant les limites supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance à 90 % de la dieldrine (1,283 et 0,742 respectivement) comme critères pour établir la signification statistique, nous avons réévalué les données et présentons les résultats à l'annexe G. Si on se penche sur les 5 dernières années (tableau 7), il est évident qu'un certain nombre d'analytes seraient retirés de la liste des composés présentant des ratios statistiquement significatifs, notamment l'atrazine, le métolachlore, le γ -HCH et le lithium, de même que, pour plusieurs années, l'heptachlore époxyde, l'antimoine, l'arsenic, le cuivre, le nickel, le strontium, le vanadium et, bien sûr, la dieldrine.

Tableau 7. Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara (intervalle de confiance modifié)

	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
Chlorobenzènes					
<i>1,2-dichlorobenzène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>1,3-dichlorobenzène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>1,4-dichlorobenzène</i>	3,646	3,533	4,331	5,791	NOTL
<i>1,2,3,4-tétrachlorobenzène</i>	36,443	29,289	28,474	28,541	43,969
<i>1,2,3-trichlorobenzène</i>	13,711	7,728	11,801	5,647	6,385
<i>1,2,4-trichlorobenzène</i>	13,986	13,441	15,527	9,031	10,196
<i>1,3,5-trichlorobenzène</i>	7,969	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Hexachlorobenzène</i>	2,882	3,454	3,249	2,791	4,279
<i>Pentachlorobenzène</i>	4,793	5,033	8,756	5,710	9,465
Sous-produits industriels					
<i>Hexachlorobutadiène</i>	NOTL	19,757	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Hexachlorocyclopentadiène</i>	NOTL	NOTL	--	1,464	5,913
<i>Octachlorostyrène</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
Herbicides neutres					
<i>Atrazine</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Métolachlore</i>	NS	NS	NS	NS	NS
Pesticides organochlorés et BPC					
<i>Aldrine</i>	--	--	--	--	--
<i>α-chlordane</i>	NS	1,540	1,837	NS	NS
<i>γ-chlordane</i>	NS	1,850	1,510	NS	NS
<i>o,p-DDT</i>	0,721	FE	FE	--	9,831
<i>p,p-DDD</i>	0,610	NS	NS	NS	0,688
<i>p,p-DDE</i>	0,335	0,708	0,651	NS	NS
<i>p,p-DDT</i>	0,392	NS	NS	NS	NS
<i>Dieldrine</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>α-endosulfan</i>	1,509	1,654	1,475	1,407	1,354
<i>β-endosulfan</i>	12,025	2,270	1,616	1,414	NOTL
<i>Endrine</i>	NOTL	--	--	--	--
<i>Endrine aldéhyde</i>	--	--	NS	--	--
<i>α-HCH</i>	NS	1,376	1,435	1,374	NS
<i>γ-HCH</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Heptachlore</i>	--	--	--	--	--
<i>Heptachlore époxyde</i>	NS	NS	NS	1,350	1,311
<i>Méthoxychlore</i>	FE	--	--	--	--
<i>Mirex</i>	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL	NOTL
<i>Photomirex</i>	NOTL	--	--	--	--
<i>BPC (totaux)</i>	1,372	2,626	3,148	1,785	2,633
HAP					
<i>1-méthylnaphtalène</i>	NS	1,370	1,624	NS	NS
<i>2-méthylnaphtalène</i>	NS	1,363	1,427	1,322	NS
<i>β-chloronaphtalène</i>	--	--	--	--	--
<i>Acénaphthylène</i>	NS	2,487	2,684	2,024	1,749
<i>Anthracène</i>	0,614	2,927	3,282	2,330	2,159
<i>Benzo(a)anthracène</i>	0,566	2,456	4,940	2,181	2,206
<i>Benzo(a)pyrène</i>	0,560	2,211	4,692	2,025	2,427
<i>Benzo(bk)fluoranthène</i>	0,587	1,937	4,171	1,936	2,353
<i>Benzo(g,h,i)pérylène</i>	0,455	2,154	3,962	1,727	2,612
<i>Chrysène/Triphénylène</i>	0,578	2,027	3,632	1,999	2,507
<i>Dibenzo(a,h)anthracène</i>	0,543	2,926	5,681	1,810	2,486
<i>Fluoranthène</i>	0,618	1,909	3,133	1,869	1,886
<i>Fluorène</i>	NS	1,608	1,698	1,606	NS
<i>Indéno(1,2,3-cd)pyrène</i>	0,412	2,217	4,154	1,803	2,494
<i>Naphtalène</i>	0,516	NS	5,253	2,413	3,914
<i>Phénanthrène</i>	NS	1,844	2,510	1,839	1,623
<i>Pyrène</i>	0,700	2,274	4,699	2,080	2,479

Tableau 7. Ratios EMV statistiquement significatifs relatifs aux contaminants de la rivière Niagara (intervalle de confiance modifié)

	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005
Métaux traces					
<i>Aluminium</i>	1,716	0,622	1,301	4,722	2,504
<i>Antimoine</i>	NS	NS	NS	2,852	NS
<i>Arsenic</i>	NS	NS	NS	1,507	NS
<i>Baryum</i>	NS	NS	NS	1,957	NS
<i>Béryllium</i>	1,501	NS	1,526	2,192	3,219
<i>Cadmium</i>	NS	NS	NS	NS	1,882
<i>Chrome</i>	NS	NS	1,540	2,399	2,366
<i>Cobalt</i>	1,863	NS	1,578	NS	2,736
<i>Cuivre</i>	NS	NS	NS	1,568	1,468
<i>Fer</i>	2,161	NS	1,574	1,919	3,007
<i>Plomb</i>	1,790	NS	1,442	1,948	2,222
<i>Lithium</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Manganèse</i>	1,558	0,704	1,558	2,276	2,714
<i>Mercure</i>	1,304	1,410	1,641	1,634	1,381
<i>Molybdène</i>	NS	NS	NS	1,626	NS
<i>Nickel</i>	1,337	NS	NS	1,633	1,492
<i>Sélénium</i>	0,773	NS	NS	NS	NS
<i>Argent</i>	FE	1,370	NOTL	3,355	2,895
<i>Strontium</i>	NS	NS	NS	3,075	NS
<i>Vanadium</i>	NS	NS	NS	1,906	1,728
<i>Zinc</i>	1,558	NS	1,506	1,464	3,033

NS = non significatifs selon les résultats de la dieldrine
 NS = ratios non significatifs
 FE = détecté uniquement à Fort Erie
 NOTL = détecté uniquement à Niagara-on-the-Lake
 -- = non détecté

Bien que cette analyse ne soit pas scientifiquement rigoureuse, elle montre qu'il faudrait se pencher sur la possibilité de modifier l'intervalle de confiance, puisque cela a permis de résoudre certaines des anomalies apparentes résultant de la première analyse des sources.

Par conséquent, des études sont en cours pour déterminer si des analyses statistiques semblables fondées sur des intervalles de confiance à 95 % et/ou à 99 % permettraient d'obtenir une évaluation plus réaliste des sources de contaminants de la rivière Niagara.

5.0 RÉCAPITULATIF

Ce rapport récapitule les données sur les contaminants réunies dans le cadre du Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara. Il présente la moyenne annuelle des tendances des concentrations et des charges, les dépassements des valeurs recommandées pour la qualité de l'eau et les sources potentielles de contaminants, pour les périodes allant de 1986-1987 à 2004-2005 et de 1996-1997 à 2004-2005.

De manière générale, les résultats révèlent ce qui suit :

- un certain nombre de substances chimiques de diverses catégories transgressent toujours les critères les plus stricts des organismes responsables;
- la plupart des substances chimiques pour lesquelles une tendance se dégage affichent une diminution significative sur la période de 19 ans, mais la diminution semble ralentir ces dernières années dans le cas de nombreux analytes;
- les tendances à long terme et les tendances récentes sont à la hausse pour plusieurs contaminants, dont les HAP, les métaux traces et les herbicides neutres;
- les concentrations et les charges de contaminants sont fortement influencées par la répartition entre les phases et par la concentration des matières particulaires en suspension;
- la présence de certaines substances chimiques dans la rivière Niagara, comme les chlorobenzènes et les sous-produits industriels, est due principalement à l'apport des sources situées le long de la rivière;
- la principale source des autres substances chimiques peut se trouver en amont ou dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs.

Pour donner une récapitulation plus détaillée des constatations, le rapport présente des tableaux matriciels qui mettent en lumière l'état et les tendances « à long terme » et « récentes » des concentrations et des charges de contaminants à Fort Erie et à Niagara-on-the-Lake (tableaux 8 à 11).

Dans chaque tableau, les trois rangées sont fondées sur la comparaison des concentrations EMV de 2004-2005 de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 90 % avec les critères les plus stricts des organismes responsables. Les composés de la première rangée ne dépassaient pas les critères pendant l'exercice 2004-2005; ceux de la deuxième rangée ne les dépassaient qu'à NOTL; et ceux de la dernière rangée les dépassaient aux stations de NOTL et de FE. Il faut souligner que le classement des contaminants dans les rangées repose sur les données d'une certaine année et qu'il est donc susceptible de changer, surtout dans le cas des contaminants dont les concentrations avoisinent les plafonds fixés par les critères les plus stricts des organismes responsables.

Les trois colonnes des tableaux reposent sur les tendances de chaque contaminant dans sa phase dominante. La première colonne réunit les composés qui affichent des tendances à

la baisse. La troisième colonne donne les composés qui affichent des tendances à la hausse. La colonne du centre présente les composés qui n'affichent aucune tendance significative, ou pour lesquels on ne dispose pas de données suffisantes pour pouvoir dégager une tendance.

Chaque composé est placé dans la colonne qui représente sa tendance à long terme; toutefois, ils portent une couleur qui traduit leur tendance « récente ». Les composés en caractères noirs affichent les mêmes tendances à long terme et pour la période récente; ceux qui sont en caractères verts affichent des tendances récentes à la baisse; ceux qui sont en caractères rouges affichent des tendances récentes à la hausse, et les composés en caractères orange n'affichent aucune tendance significative.

Enfin, chaque composé est classé selon les ratios EMV de 2004-2005, qui donnent une évaluation de sa source potentielle. Les composés qui affichent des ratios EMV statistiquement significatifs supérieurs à 1,0 sont associés à des sources situées le long de la Niagara et sont placés entre crochets ([]); ceux qui affichent des ratios EMV statistiquement significatifs inférieurs à 1,0 sont associés à des sources locales situées en amont (comme les métabolites du DDT) et sont placés entre crochets, suivis d'un astérisque ([]*); et ceux qui n'affichent pas de ratios EMV significatifs (ceux dont les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance comprennent une « unité ») sont associés à des sources situées dans l'ensemble du bassin des Grands Lacs et sont placés entre accolades ({}).

Tendances à long terme des concentrations

Les conclusions les plus frappantes concernant les tendances à long terme des concentrations à FE et à NOTL (tableaux 8 et 9) sont les suivantes :

- la plupart des 72 analytes de la rivière Niagara affichent une tendance à la baisse et ne transgressent pas les critères les plus stricts des organismes responsables;
- la catégorie des HAP renferme la plupart des composés qui affichent des tendances à la hausse;
- 7 des 12 composés qui transgressent les critères les plus stricts des organismes responsables les dépassent aux deux stations (c.-à-d. qu'ils proviennent surtout de sources situées en amont) et, de ces 7 composés, 5 affichent des tendances à la baisse;
- 5 composés seulement accusent un dépassement uniquement à NOTL et, parmi eux, 3 affichent des tendances à la baisse à cette station d'aval.
- La station de NOTL semble être celle qui compte un plus grand nombre de composés affichant une tendance à la baisse.

Tendances à long terme des charges

En général, les tendances à long terme des charges (tableaux 10 et 11) reflètent celles des concentrations :

- la plupart des 72 analystes de la rivière Niagara affichent une tendance à la baisse et ne transgressent pas les critères les plus stricts des organismes responsables;
- la catégorie des HAP renferme la plupart des composés qui affichent des tendances à la hausse;
- la plupart des composés qui transgressent les critères les plus stricts des organismes responsables affichent des tendances à la baisse;

- la station de NOTL semble être celle qui compte le plus grand nombre de composés affichant une tendance à la baisse.

Tendances récentes des concentrations

Si on se penche sur les tendances récentes des concentrations (tableaux 8 et 9), on peut faire les observations suivantes :

- la plupart des composés n'affichent aucune tendance significative, ou alors, les données sont insuffisantes pour pouvoir en dégager une par rapport aux tendances à long terme;
- bien qu'il y ait plus de composés qui affichent des tendances à la hausse à long terme, ils demeurent tous sous les valeurs recommandées, sauf le benzo(a)pyrène, le benzo(b/k)fluoranthène, le benzo(g,h,i)pérylène et les BPC;
- les HAP et les métaux traces constituent la plupart des composés qui affichent des tendances à la hausse;
- la station de NOTL continue à compter un nombre légèrement plus grand de composés affichant une tendance à la baisse.

Tableau 8.
Récapitulatif de l'état et des tendances des concentrations à FE

<p>Ne dépassent plus les critères (en 2004-2005)</p>	<p>[Acénaphthalène] [Anthracène] [Benz(a)anthracène] [α-Chlordane], [γ-Chlordane] [o,p-DDT]*, [p,p-DDD]* [1,2-dichlorobenzène] [1,3-dichlorobenzène] [1,4-dichlorobenzène] [α-endosulfan] [α-HCH], [γ-HCH] [Heptachlore époxyde] {1-Méthylnaphtalène} {2-Méthylnaphtalène} [Pentachlorobenzène] [1,2,3,4-tétrachlorobenzène] [1,2,4-trichlorobenzène] [1,2,3-trichlorobenzène]</p> <p>[Antimoine], [Cadmium], [Chrome] [Mercure], [Vanadium]</p>	<p>{Aldrine} {Atrazine} β-chloronaphtalène [Dibenzo(ah)anthracène] [β-endosulfan] {Endrine} {Endrine aldéhyde} [Fluorène] {Heptachlore} [Hexachlorobutadiène] [Hexachlorocyclopentadiène] {Métoxychlore} [Naphtalène] [Octachlorostyrène] [Phénanthrène] {Photomirex} [1,3,5-trichlorobenzène]</p> <p>[Arsenic], [Béryllium], [Cobalt] [Cuivre], [Plomb], [Lithium] [Manganèse], [Nickel], [Argent] [Strontium], [Zinc]</p>	<p>[Fluoranthène] [Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène] [Métolachlore] [Pyrène]</p> <p>[Baryum], [Molybdène] [Sélénium]*</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL (en 2004-2005)</p>	<p>[Hexachlorobenzène]</p>	<p>[Chrysène/Triphénylène] [Mirex] [Fer]</p>	<p>[Benzo(a)pyrène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL et à FE (en 2004-2005)</p>	<p>[p,p-DDE]* [p,p-DDT]* {Dieldrine} [BPC (1986-1998)]**</p> <p>[Aluminium]</p>		<p>[Benzo(b/k)fluoranthène] [Benzo(g,h,i)pérylène]</p>
<p>[]- Source dans la Niagara []*-Source locale en amont { }-Source soupçonnée dans le bassin **-Méthode modifiée</p>	<p align="center">Tendance à la baisse (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p align="center">Aucune tendance (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p align="center">Tendance à la hausse (1986-1987 – 2004-2005)</p>

Tableau 9.

Récapitulatif de l'état et des tendances des concentrations à NOTL

<p>Ne dépassent plus les critères (en 2004-2005)</p>	<p>[Acénaphthalène] [Anthracène] {Atrazine} [α-chlordane], [γ-chlordane] [o,p-DDT]*, [p,p-DDD]* [1,2-dichlorobenzène] [1,3-dichlorobenzène] [1,4-dichlorobenzène] [α-endosulfan] [β-endosulfan] [Fluorène] [α-HCH], [γ-HCH] [Heptachlore époxyde] {1-Méthylnaphtalène} {2-Méthylnaphtalène} [Octachlorostyrène] [Pentachlorobenzène] [1,2,3,4-tétrachlorobenzène] [1,2,3-trichlorobenzène] [1,2,4-trichlorobenzène] [1,3,5-trichlorobenzène] [Antimoine], [Arsenic], [Cadmium] [Chrome], [Lithium], [Manganèse] [Mercure], [Nickel], [Zinc]</p>	<p>{Aldrine} [Benz(a)anthracène] β-chloronaphtalène [Dibenzo(ah)anthracène] {Endrine} {Endrine aldéhyde} {Heptachlore} [Hexachlorobutadiène] [Hexachlorocyclopentadiène] {Méthoxychlore} {Photomirex} [Baryum], [Béryllium], [Cobalt] [Cuivre], [Plomb], [Sélénium]* [Argent], {Strontium}, [Vanadium]</p>	<p>[Fluoranthène] [Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène] [Métolachlore] [Naphtalène] [Phénanthrène] [Pyrène] [Molybdène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL (en 2004-2005)</p>	<p>[Hexachlorobenzène] [Mirex] [Fer]</p>	<p>[Chrysène/Triphénylène]</p>	<p>[Benzo(a)pyrène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL et à FE (en 2004-2005)</p>	<p>[p,p-DDE]* [p,p-DDT]* {Dieldrine} [BPC (1986-1998)]** [aluminium]</p>		<p>[Benzo(b/k)fluoranthène] [Benzo(g,h,i)pérylène]</p>
<p>[]- Source dans la Niagara []*-Source locale en amont { }-Source soupçonnée dans le bassin **-Méthode modifiée</p>	<p>Tendance à la baisse (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p>Aucune tendance (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p>Tendance à la hausse (1986-1987 – 2004-2005)</p>

Tableau 10.
Récapitulatif de l'état et des tendances des charges à FE

<p>Ne dépassent plus les critères (en 2004-2005)</p>	<p>[Acénaphthalène] [Anthracène] [Benz(a)anthracène] [α-chlordane], [γ-chlordane] [o,p-DDT]*, [p,p-DDD]* [1,2-dichlorobenzène] [1,3-dichlorobenzène] [1,4-dichlorobenzène] [α-endosulfan] [Fluoranthène] [α-HCH], [γ-HCH] [Heptachlore époxyde] {1-Méthylnaphtalène} {2-Méthylnaphtalène} [Pentachlorobenzène] [Pyrène] [1,2,3,4-tétrachlorobenzène] [1,2,3-trichlorobenzène] [1,2,4-trichlorobenzène] [Antimoine], [Baryum], [Cadmium] [Chrome], [Mercure], [Sélénium]*, [Vanadium]</p>	<p>{Aldrine} {Atrazine} β-chloronaphtalène [Dibenzo(ah)anthracène] [β-endosulfan] {Endrine} {Endrine aldéhyde} [Fluorène] {Heptachlore} [Hexachlorobutadiène] [Hexachlorocyclopentadiène] {Métoxychlore} [Naphtalène] [Octachlorostyrène] [Phénanthrène] {Photomirex} [1,3,5-trichlorobenzène] [Arsenic], [Béryllium], [Cobalt] [Cuivre], [Plomb], [Lithium] [Manganèse], [Nickel], [Argent] {Strontium}, [Zinc]</p>	<p>[Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène] [Métolachlore] [Molybdène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL (en 2004-2005)</p>	<p>[Benzo(a)pyrène] [Hexachlorobenzène]</p>	<p>[Chrysène/Triphénylène] [Mirex] [Fer]</p>	
<p>Dépassent les critères à NOTL et à FE (en 2004-2005)</p>	<p>[Benzo(b/k)fluoranthène] [p,p-DDE]* [p,p-DDT]* {Dieldrine} [BPC (1986-1998)]** [aluminium]</p>		<p>[Benzo(g,h,i)pérylène]</p>
<p>[]- Source dans la Niagara []*-Source locale en amont {}-Source soupçonnée dans le bassin **-Méthode modifiée</p>	<p>Tendance à la baisse (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p>Aucune tendance (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p>Tendance à la hausse (1986-1987 – 2004-2005)</p>

Tableau 11.
Récapitulatif de l'état et des tendances des charges à NOTL

<p>Ne dépassent plus les critères (en 2004-2005)</p>	<p>[Acénaphthalène] [Anthracène] {Atrazine} [α-chlordane], [γ-chlordane] [o,p-DDT]*, [p,p-DDD]* [1,2-dichlorobenzène] [1,3-dichlorobenzène] [1,4-dichlorobenzène] [α-endosulfan] [β-endosulfan] [Fluoranthène] [Fluorène] [α-HCH], [γ-HCH] [Heptachlore époxyde] {1-Méthylnaphtalène} {2-Méthylnaphtalène} [Octachlorostyrène] [Pentachlorobenzène] [Pyrène] [1,2,3,4-tétrachlorobenzène] [1,2,3-trichlorobenzène] [1,2,4-trichlorobenzène] [1,3,5-trichlorobenzène] [Antimoine], [Arsenic], [Cadmium] [Chrome], [Lithium], [Manganèse] [Mercure], [Nickel], [Zinc]</p>	<p>{Aldrine} [Benz(a)anthracène] β-chloronaphtalène [Dibenzo(ah)anthracène] {Endrine} {Endrine aldéhyde} {Heptachlore} [Hexachlorobutadiène] [Hexachlorocyclopentadiène] {Méthoxychlore} {Photomirex} [Baryum], [Béryllium], [Cobalt] [Cuivre], [Plomb], [Sélénium]* [Argent], {Strontium}, [Vanadium]</p>	<p>[Indéno(1,2,3,-c,d)pyrène] [Métolachlore] [Naphtalène] [Phénanthrène] [Molybdène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL (en 2004-2005)</p>	<p>[Hexachlorobenzène] [Mirex] [Fer]</p>	<p>[Chrysène/Triphénylène]</p>	<p>[Benzo(a)pyrène]</p>
<p>Dépassent les critères à NOTL et à FE (en 2004-2005)</p>	<p>[Benzo(b/k)fluoranthène] [p,p-DDE]* [p,p-DDT]* {Dieldrine} [BPC (1986-1998)]** [aluminium]</p>		<p>[Benzo(g,h,i)pérylène]</p>
<p>[]- Source dans la Niagara []*-Source locale en amont { }-Source soupçonnée dans le bassin **-Méthode modifiée</p>	<p align="center">Tendance à la baisse (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p align="center">Aucune tendance (1986-1987 – 2004-2005)</p>	<p align="center">Tendance à la hausse (1986-1987 – 2004-2005)</p>

Tendances récentes des charges

Si on examine les tendances récentes des charges (tableaux 10 et 11), on remarque ce qui suit :

- la plupart des composés tendent à n'afficher aucune tendance significative, ou les données sont insuffisantes pour pouvoir en dégager une par rapport aux tendances à long terme;
- les métaux traces constituent la plupart des composés qui affichent des tendances à la hausse à FE;
- la catégorie des HAP renferme la plupart des composés qui affichent des tendances à la hausse à NOTL;
- aucun des composés qui transgressent les critères n'affiche de tendances à la hausse à FE;
- la station de NOTL semble compter un plus grand nombre de composés affichant une tendance à la baisse.

Les récapitulatifs présentés aux tableaux 8 à 11 non seulement fournissent une précieuse évaluation de l'historique de la qualité de l'eau de la rivière Niagara, mais ouvrent une fenêtre sur les futures mesures de gestion qui pourront être adoptées. Dans le cas des composés qui « ne dépassent plus les critères » ou qui affichent des « tendances à la baisse », il y a de fortes raisons de croire qu'aucune autre mesure de gestion ne sera nécessaire.

La bonne nouvelle, c'est que très peu de composés dépassent les valeurs recommandées uniquement à la station de NOTL, ce qui suppose que très peu transgressent les critères les plus stricts des organismes responsables principalement à cause de la présence de sources le long de la Niagara. De plus, la plupart de ces composés affichent des tendances à la baisse tant à long terme qu'au cours de la période plus récente. Ces faits prouvent à eux seuls que les mesures de gestion actuelles atteignent leur cible.

Plus préoccupants sont ces composés dont la tendance s'est renversée au cours de la période récente; surtout ceux qui commencent à afficher une tendance à la hausse. Bien que certains demeurent sous les plafonds des critères les plus stricts des organismes responsables, l'analyse des dépassements réalisée dans le cadre du présent rapport révèle que de beaucoup se situent juste sous les valeurs recommandées et, par conséquent, risquent de les dépasser d'une année à l'autre.

Malheureusement, les contaminants qui présentent le plus grand défi sont ceux qui transgressent déjà les critères lorsqu'ils pénètrent dans la rivière Niagara. Dans ces cas, l'adoption de mesures de gestion dans la rivière Niagara peut suffire à atteindre l'objectif du PGTN que les concentrations en aval soient égales aux concentrations en amont. Toutefois, à moins qu'on parvienne à en réduire l'apport à une échelle plus grande, ils continueront de nuire à la rivière Niagara et aux écosystèmes du lac Ontario en aval.

6.0 REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient sincèrement Bruce Harrison et Mary Lou Archer pour leur dévouement au programme d'échantillonnage sur le terrain, le personnel des services de chimie d'Environnement Canada (Lisa Bradley, Orrin Carson et Margaret Konefal), qui ont procédé à l'analyse des échantillons; Jasmine Waltho, pour son soutien en matière d'assurance de la qualité, et enfin, Abdel El-Shaarawi et Bert Ventresca, pour la programmation et les statistiques.

BIBLIOGRAPHIE

Ad Hoc Group on Physical Limnology and Hydraulics. 1989. *The Flow and Circulation Characteristics in the Eastern Lake Erie and Upper Niagara River Area*. A Report to the River Monitoring Group.

Anderson, J., A. Hayton, A. Rodrigues, and L. Richman. 1991. *Niagara River Biomonitoring Study, 1987*. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 56 p.

Chan, C.H., G. Bruce, and B. Harrison. 1994. Wet deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls to the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, 20: 546-560.

CMI: (1) Objectifs spécifiques. Annexe 1 de l'Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le Protocole signé le 18 novembre 1987.

Cortes, D.R., H. Basu, C.W. Sweet, K.A. Bryce, R.A. Hoff, and R.A. Hites. Temporal Trends in Gas-Phase Concentrations of Chlorinated Pesticides at the Shores of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 32(13):1920-1927.

Durham, R.,W., and B.G. Oliver. 1983. History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis. *J. Great Lakes Res.*, 9(2):160-168.

Eadie, B.J., and A.J. Robertson. 1976. An IFYGL carbon budget for Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 2:307-323.

El-Shaarawi, A.H. 1989. Inference about the mean from censored water quality data. *Wat. Resour. Res.*, 25(4)685-690.

El-Shaarawi, A.H., and Al-Ibrahim. 1996. *Trend Analysis and Maximum Likelihood Estimation of Niagara River Data (1986-1994)*. National Water Research Institute and McMaster University, Burlington, Ontario.

El-Shaarawi, A.H. 2008-2010. Communications personnelles.

Green/Seastar. 1988. *Determination of Contaminant Concentrations Across the Niagara River Using Automatic Insitu Water Samples*. Final Report, April 1988. Unsolicited proposal DSS contract No. 02SE-KW405-7-9195. David Green, Seastar Instruments Ltd., Dartmouth, N.S.

Harrison, B., B. Hill, and P. Klawunn. *Standard Operating Procedure For The Collection Of Water And Suspended Sediment Samples At The Niagara River Monitoring Stations (Fort Erie And Niagara-On-The-Lake) By The Ontario Water Quality Monitoring And Surveillance Office (WQMS) Of Environment Canada*. SOP 06-6001.

Hill, B. and P. Klawunn. 2009. Niagara River Upstream/Downstream Monitoring Program Final Report 2001/02-2004/05. Environment Canada. Contribution # WQMS-09-0754.

Hillery, B.R., M.F. Simcik, I. Basu, R.M. Hoff, W.M.J. Strachan, C.H. Chan, C.W. Sweet, and R.A. Hites. 1998. Atmospheric deposition of toxic pollutants to the Great Lakes as measured by the Integrated Atmospheric Deposition Network. *Environ. Sci. Technol.*, 32(15): 2216-2221.

Hoff, R.M., W.M.J. Strachan, C.W. Sweet, C.H. Chan, M. Shackleton, T.F. Bidleman, K.A. Brice, D.A. Burniston, S. Cussion, D.F. Gatz, K. Harlin, and W.H. Schroeder. 1996. Atmospheric deposition of toxic chemicals to the Great Lakes: a review of data through 1994. *Atm. Env.*, 30(20): 3505-3527.

Howell, T.E., C.H. Marvin, R.W. Bilyea, P.B. Kauss and K. Sommers. 1996. Changes in the environmental conditions during Dreissena colonization of a monitoring station in eastern Lake Erie. *J. Great Lakes Res.*, 22(3):744 - 756.

Inter-Agency Task Force. 1979. *Inter-Agency Task Force Report on Hazardous Waste Disposal in Erie and Niagara Counties*. New York , New York.

Jorgenson, J. L. 2001. Aldrin and dieldrin: a review of research on their production, environmental deposition and fate, bioaccumulation, toxicology, and epidemiology in the United States. *Environ. Health Perspect.*, 109 Suppl. 1,113-139

Kauss, P.B., and L.E. Post. 1987. *Contaminant Concentrations in Bottom Sediments of the Sir Adam Beck Power Reservoir and Niagara Bar Dredgeate*. Great Lakes Section, Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment.

Kemp, A.L.W., and N.S. Harper. 1976. Sedimentation rates and a sedimentation budget for Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 2: 324-340.

Kirk Othmer. *Encyclopedia of Chemical Technology*. 1979. New York: John Wiley and Sons.

Kuntz, K.W., and J. Struger. 1996. Occurrence of Atrazine and Metolachlor in the Niagara River, 1989-1994. [in] *Abstracts*, 39th Conference on Great Lakes Research, International Association for Great Lakes Research.

Kuntz, K.W. et P. Klawunn. 2005. *Programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara : rapport 1999-2000 et 2000-2001*. Environnement Canada.

L'Italien, S. 1993. *Organic Contaminants in the Great Lakes, 1986-1990*. Environmental Quality Branch, Inland Waters Directorate-Ontario Region, Burlington, Ontario. Report No. EQB/IWD-OR/93-02/I.

L'Italien, S. 1996. *Organic Contaminants in Lake Erie in 1994 and 1995: Protocols and Data Report*. Ecosystem Health Division, Environmental Conservation Branch-Ontario Region, Environment Canada. Report No. EHD/ECB-OR/96-02/I.

L'Italien, S., and J. Struger 1996. Pesticide concentrations in water and suspended sediment in Lake Erie. [in] *Abstracts*, 39th Conference on Great Lakes Research, International Association for Great Lakes Research.

Marvin, C.H., and T.E. Howell. 1997. Contaminant burdens in sediments colonized by *Dreissena* at two nearshore sites in the lower Great Lakes. in D'Itri, F.M. [ed] *Zebra Mussels and Aquatic Nuisance Species*, Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan.

Mudroch, A. 1983. Distribution of major elements and metals in sediment cores from the western basin of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 9(2):125-133.

Niagara River Secretariat; 2007; *Niagara River Toxics Management Plan (NRTMP) Progress Report and Work Plan*.

NRDIG. 1997. *Joint Evaluation of Upstream/Downstream Niagara River Monitoring Data 1995-1996*. Environment Canada, Ontario Ministry of the Environment, New York State Department of Environmental Conservation and the United States Environmental Protection Agency.

NRAP. 1992. *Analytical Protocol for Monitoring Ambient Water Quality at the Niagara-on-the-Lake and Fort Erie Stations*. Niagara River Analytical Protocol, a joint report of Environment Canada, United States Environmental Protection Agency, Ontario Ministry of the Environment and Energy, New York State Department of Environmental Conservation. November, 1992.

NRAP. 2000. *Method Guide for the Analysis of Chlorobenzenes, Organochlorine Pesticides, Total Polychlorinated Biphenyls and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Niagara River Samples*. Prepared by M. E. Comba, P.J. Klawunn and E. Sverko, National Laboratory for Environmental Testing (NLET), Environment Canada, October 2000.

NRSP. 1995. *Niagara River Sampling Protocol*. Joint Report of Environment Canada, the United States Protection Agency (II), New York State Department of Environmental Conservation and the Ontario Ministry of the Environment.

NRSP. 2003. *Niagara River Upstream/Downstream Sampling Protocol*. Joint report of Environment Canada, United States Environmental Protection Agency, New York State Department of Environmental Conservation, and Ontario Ministry of Environment, Report No. EHD/ECB-OR/03-05/I. Environment Canada, Burlington.

NRTC. 1984. *Report of the Niagara River Toxics Committee*. Joint Report of Environment Canada, the United States Protection Agency (II), New York State Department of Environmental Conservation and the Ontario Ministry of the Environment. [le rapport n'a pas été traduit mais un sommaire et les recommandations l'ont été sous le titre *Rapport du Comité des toxiques de la rivière Niagara : sommaire et recommandations*.]

NRTMP. 1999. *Niagara River Toxics Management Plan. Progress Report*. Niagara River Secretariat. Environment Canada, U.S. Environmental Protection Agency, Ontario Ministry of the Environment, New York State Department of Environmental Conservation. May, 1999.

NYSDEC. 1997. *Follow-up Contaminant Trackdown Investigations of the Niagara River and Lake Ontario basin 1995-1996*. May 1997. 55 p.

NYSDEC. 1998. *Contaminants in Young-of-the-Year Fish from Selected Lake Ontario Tributaries*. New York State Department of Environmental Conservation, Division of Fish, Wildlife and Marine Resources, Albany, New York.

NYSDEC. 1992. *Fact Sheet – Gill Creek, Niagara Falls, N.Y., Site Code 9-32-013*. NY State: Division of Water Technical and Operational Guidance Series (1.1.1), June 1998. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, NY.

O'Connor, D.J., and J.P. Connolly. 1980. The effect of concentration of adsorbing solids on the partition coefficient. *Water Research*, 14:1517-1523.

Ontario MOE: (1) Water Management Policies, Guidelines, Provincial Water Quality Objectives. July 1994.

Raven, K.G. 1991. *Prioritization of US Hazardous Waste Sites Near the Niagara River*. Prepared for the Great Lakes Environment Office (GLEO), Environment Canada, Toronto, Ontario.

Richards, R.P., D.B. Baker, J.W. Kramer, and D.E. Ewing. 1996. Annual loads of herbicides in Lake Erie tributaries of Michigan and Ohio. *J. Great Lakes Res.*, 22(2): 414-428.

Richman, L. 1992. *The Niagara River Mussel and Leech Biomonitoring Study*. Great Lakes Sections, Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. 60 p.

Richman, L. 1993. *Preliminary Technical Report Summary of the 1991 Niagara River Mussel Biomonitoring Survey*. Great Lakes Section, Water Resources Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Ontario. 6 p.

Richman, L. 1994. *Preliminary Technical Report on the Niagara River Mussel Biomonitoring Survey, 1993*. Surface Water Section, Environmental Monitoring and Reporting Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Ontario. 34 p.

Richman, L. 1997. *Niagara River Biomonitoring Program, 1995*. Surface Water Section, Environmental Monitoring and Reporting Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. 56 p.

Richman, L. 1999. *Niagara River Mussel Biomonitoring Program, 1997*. Water Monitoring Section, Environmental Monitoring and Reporting Branch, Ontario Ministry of Environment. ISBN-0-778-9097-6.

Richman, L. and K. Somers. 2010. *Monitoring Metal and Persistent Organic Contaminant Trends Through Time Using Quagga Mussels (Dreissena bugensis) Collected from the Niagara River*. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1): 28-36.

Simcik, M.A. and J.H. Offenberg. "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Great Lakes". *Persistent Organic Pollutants In The Great Lakes*. Edited by R.A. Hites. Vol. 5N. The Handbook Of Environmental Chemistry. 2006. pp. 307-353.

Stevens, R.J.J., and M.A. Neilson. 1989. Inter- and intra-lake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, 15(3): 377-393.

Stewart, J., F. Estabrooks, and R. Bopp. 1996. *Lake Ontario Sediment Survey: 1995 Sediment Coring Results*. Bureau of Watershed Management and Research, New York State Department of Environmental Conservation (November 1996).

The National Laboratory for Environmental Testing, 2001. *Protocol for the Application of Blank Sample Residue Values to Sample Data*. Protocol 09-010.

Thomas, R.L., J.E. Gannon, J.H. Hartig, D.J. Williams, and D.M. Whittle. 1988. Contaminants in Lake Ontario - A Case Study. In Schmidtke, N.W. [ed.] *Toxic Contamination in Large Lakes*, Proceedings of a technical session of the World Conference on Large Lakes, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 1988, Vol. 3:327-387.

USEPA. *National Recommended Water Quality Criteria*. Office of Science and Technology, Washington, DC. May 21, 1999.

Van Metre, Peter C.; Barbara J. Mahler; and Edward T. Furlong., 2000, "Urban Sprawl Leaves its PAH Signature", *Environ. Sci. Technol.*, v. 34, p. 4064-4070

Williams, D.J., K.W. Kuntz, S. L'Italien, and V. Richardson. 1998a. *Lake Ontario Surveillance Program: Spatial and Temporal Trends of Selected Parameters, with Emphasis on 1992-1993 Results*. Ecosystem Health Division, Environmental Conservation Branch-Ontario Region, Environment Canada. Report No. EHD/ECB-OR/98-04/I.

Williams, D.J., K.W. Kuntz, S. L'Italien, and V. Richardson. 1998b. *Lake Erie Surveillance Program: Spatial and Temporal Trends of Selected Parameters, with Emphasis on 1994-1995 Results*. Ecosystem Health Division, Environmental Conservation Branch-Ontario Region, Environment Canada. Report No. EHD/ECB-OR/98-05/I.

Williams, D.J., and K.W. Kuntz. 1999. *Lake Superior Surveillance Program: Spatial Distribution and Temporal Trends of Selected Parameters, with Emphasis on 1996-1997 Results*. Ecosystem Health Division, Environmental Conservation Branch-Ontario Region, Environment Canada. Report No. EHD/ECB-OR/99-01/I.

Williams, D.J., M. Neilson, J. Merriman, S. L'Italien, S. Painter, K. Kuntz et A. El-Shaarawi. 2000. *Le programme de surveillance amont/aval de la rivière Niagara, 1986/87-1996/97*. Rapport n° EHD/ECB-OR/00-01/I. Environnement Canada, Burlington.

Williams, D.J., K. Kuntz, and E. Sverko. 2003. Seasonality in Contaminant Concentrations in the Niagara River and Lakes Erie and Ontario. *J. Great Lakes Res.*, 29(4): 594-607.