

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR  
PATRICIA DUPLESSIS**

**ANALYSE DES MÉTAUX LOURDS DES CERNES DE CROISSANCE  
DU FRÊNE DE PENNSYLVANIE (*FRAXINUS PENNSYLVANICA* MARSH.)  
EN PLAINES ALLUVIALES AFFECTÉES PAR LA CONTAMINATION  
(SUD DU QUÉBEC, CANADA)**

**Mai 2010**

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## AVANT-PROPOS

Conformément au règlement des études de cycles supérieurs, l'article D45-46-47 édicte qu'un travail de recherche effectué dans le cadre d'une maîtrise en Science de l'environnement, ainsi que les résultats qui en découlent, peuvent être présentés sous la forme d'un article scientifique plutôt que sous la forme d'un mémoire traditionnel.

Par conséquent, il a été convenu avec ma directrice de recherche, le Dr Diane Saint-Laurent, qu'un article scientifique réalisé dans le cadre de ce projet sera soumis à la revue scientifique *Trees*. Le contenu de ce mémoire comprend en plus de ce manuscrit (chapitre II), un résumé de la problématique, des résultats et des conclusions du projet de recherche. Il est à noter que l'article présenté en français dans ce mémoire sera traduit et soumis au périodique dans la langue anglaise.

Ce projet s'inscrit dans le programme de recherche de Mme Diane Saint-Laurent, visant l'analyse des inondations et paléo-inondations et les changements climatiques pour les bassins centre-sud du Québec. Les résultats de ce projet seront pertinents pour la datation et la caractérisation de la contamination des rivières Saint-François et Massawippi. De plus, ce projet de recherche permet de mettre à l'essai une autre forme de caractérisation de site contaminé en plus de mesurer les effets de cette contamination sur la végétation. L'annexe A recueille les directives de la revue *Trees* destinées aux auteurs pour la publication d'un article scientifique.

## REMERCIEMENTS

Bon nombre de personnes ont eu une grande influence pour la rédaction de ce mémoire de maîtrise. Que ce soit pour leur implication, leurs judicieux conseils, leurs encouragements et leurs investissements, le bon fonctionnement de cette immense machine est le résultat de l'implication d'un nombre considérable de personne. En premier lieu, je tiens à souligner l'implication toute particulière de ma directrice de maîtrise, la professeure Diane Saint-Laurent, du département de géographie de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Elle m'a ouvert un univers de possibilité à travers lequel j'ai développé bien plus qu'un projet de maîtrise.

C'est aussi grâce à des étudiants gradués en Sciences de l'environnement, tels que Marlies Hahni et Ariane Drouin, qui m'ont beaucoup aidé lors des travaux d'échantillonnage et en géomatique. Je dois souligner également la grande contribution de Julien St-Laurent, étudiant gradué en Science de l'Environnement, pour son partage des connaissances, son aide sur le terrain et son partage des données. Finalement, je tiens à souligner particulièrement l'implication chevronné de Marc Laurencelle, ou l'homme qui touchait le cœur des arbres...

Les analyses dendrochronologiques et dendrogéochimiques ont été réalisées grâce à l'immense collaboration de l'Institut Nationale de Recherche Scientifique de Québec (INRS). J'octroie mes remerciements à M. Christian Bégin et à Mme Joëlle Marion pour tout le support technique et scientifique qu'ils ont pu m'apporter à chaque étape de mon projet.

Je remercie chaudement les professeurs de l'Université du Québec à Trois-Rivières du département de Chimie-biologie, M. Gilbert Cabana et Mme Esther Lévesque qui ont fait parti de mon comité d'orientation. Les commentaires apportés ont vigoureusement contribué à l'amélioration de cette recherche. Je tiens à souligner que ce projet a été

réalisable grâce à l'aide financière du FIR (UQTR) et du CRSNG (Conseil de Recherche en Science Naturelle et en Génie du Canada).

Somme toute, je ne peux omettre l'immense contribution qu'ont apportée tous mes proches, parents et amis, pour la réalisation de mon projet. Plus souvent qu'autrement, vous avez cru en mes capacités beaucoup plus que moi-même. Je remercie spécialement ma mère et Jean-François sans qui je n'aurais pas écrit ces lignes en ce moment. Et Nathan, mon petit bonhomme qui m'a accompagné à chaque instant de ma rédaction.

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES FIGURES .....	viii
<b>CHAPITRE I</b>	
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE .....</b>	<b>1</b>
<b>Problématique.....</b>	<b>1</b>
<b>Revue de littérature.....</b>	<b>3</b>
<i>L'approche dendrogéochimique .....</i>	<i>3</i>
<i>La translocation radiale.....</i>	<i>4</i>
<i>La biodisponibilité des métaux.....</i>	<i>5</i>
<i>Les conditions climatiques .....</i>	<i>6</i>
<b>Méthode.....</b>	<b>7</b>
<b>Résultats .....</b>	<b>9</b>
<i>Analyses dendrochronologiques .....</i>	<i>10</i>
<i>Analyses dendrogéochimiques .....</i>	<i>11</i>
<i>Caractérisation des sols .....</i>	<i>13</i>
<b>Conclusion .....</b>	<b>14</b>
<b>Référence de l'introduction générale.....</b>	<b>19</b>
<b>CHAPITRE II</b>	
<b>ANALYSE DES MÉTAUX LOURDS DES CERNES DE CROISSANCE DU FRÊNE DE PENNSYLVANIE (<i>FRAXINUS PENNSYLVANICA</i> MARSH.) EN PLAINES ALLUVIALES AFFECTÉES PAR LA CONTAMINATION (SUD DU QUÉBEC, CANADA).....</b>	<b>26</b>
<b>Résumé .....</b>	<b>27</b>
<b>Introduction .....</b>	<b>28</b>

<b>Matériel et méthodes</b> .....	<b>31</b>
<i>Secteurs d'étude</i> .....	31
<i>Sélection des sites et prélèvement des carottes d'arbre</i> .....	34
<i>Échantillonnage des sols contaminés</i> .....	37
<b>Résultats</b> .....	<b>38</b>
<i>Analyses dendrochronologiques</i> .....	38
<i>Analyses dendrogéochimiques - Concentration en plomb (Pb)</i> .....	40
<i>Analyses dendrogéochimiques - Concentration en métaux lourds (As, Cd, Cu, Ni et Zn)</i> .....	42
<i>Propriétés des profils de sols des sites d'échantillonnage</i> .....	45
<b>Discussion</b> .....	<b>46</b>
<i>Les événements de contamination</i> .....	46
<i>Contamination dans les sols alluviaux analysés</i> .....	50
<i>L'exploitation minière et autres activités industrielles</i> .....	52
<b>Conclusion</b> .....	<b>53</b>
<b>Remerciements</b> .....	<b>54</b>
<b>Références</b> .....	<b>56</b>
<b>ANNEXE A</b> .....	<b>83</b>
<i>Directive aux auteurs de la revue Trees</i> .....	83

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Mobilité potentielle des éléments dans le xylème .....	63
2.2 Localisation et caractéristiques des Frêne de Pennsylvanie ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> ) échantillonnés pour analyses dendrochronologique et dendrogéochimique.....	64
2.3 Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol des trois secteurs étudiés .....	65
2.4 Composition texturale et analyses physico-chimiques des échantillons de sol, secteur Massawippi .....	66
2.5 Composition texturale et analyses physico-chimiques des échantillons de sol, secteurs Richmond et Windsor. ....	67



## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1	Carte de localisation du bassin de la rivière Saint-François, Québec ..... 68
2.2	Différenciation de l'aubier et du duramen des carottes prélevées sur deux frênes de Pennsylvanie ( <i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh) à l'automne 2006..... 69
2.3	Profils dendrochronologiques des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 70
2.4	Profils dendrogéochimiques du plomb (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 71
2.5	Profils dendrogéochimiques du cadmium (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 72
2.6	Profils dendrogéochimiques du zinc (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude..... 73
2.7	Profils dendrogéochimiques de l'arsenic (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 74
2.8	Profils dendrogéochimiques du nickel (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 75
2.9	Profils dendrogéochimiques du cuivre (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude ..... 76
2.10	Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Massawippi ..... 77
2.11	Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Windsor..... 78
2.12	Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Richmond..... 79
2.13	Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, à proximité de l'arbre témoin ..... 80
2.14	Représentation schématique des profils de sols des trois secteurs à l'étude ..... 81

2.15	Total des précipitations annuelles dans la région de Sherbrooke. Archive Nationale d'information et de données climatologiques, Environnement Canada .....	82
------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### Problématique

Tout au long du 20<sup>e</sup> siècle, nous avons été témoin d'une croissance constante de l'activité humaine et de la production industrielle. Lourde de conséquences, l'incidence de ces activités sur les écosystèmes a été largement étudiée par la communauté scientifique. Les retombées atmosphériques, la contamination locale, le mouvement des métaux entre l'eau et les sédiments et les précipitations acides, ont fait l'objet de plusieurs études pour comprendre les effets de la pollution sur les écosystèmes et l'homme (Hudson-Edwards *et al.* 1998; Brewer et Taylor, 1997; Legge *et al.* 1984; Long et Davis, 1989). Par ailleurs, certaines méthodes sont en mesure d'identifier et dater des événements de contamination distincts dans un environnement précis. La dendrogéochimie est l'un de ces outils et combine l'approche dendrochronologique, la géochimie et la physiologie végétale pour faire le suivi des changements environnementaux (Cutter et Guyette, 1993). Les arbres deviennent des marqueurs temporels des perturbations environnementales, qu'elles soient d'origine naturelle ou anthropique.

Dans le cadre du présent projet de recherche en science de l'environnement, les travaux sont axés sur les aspects concernant la contamination des berges des rivières Saint-François et Massawippi, au Centre-du-Québec (figure 2.1). La rivière Massawippi est située dans la région de l'Estrie, elle prend sa source dans le lac du même nom et se déverse dans la rivière Saint-François à environ 3 km en amont de Sherbrooke. À mi-parcours, la Massawippi longe une ancienne zone d'activité minière où subsistent plusieurs dépôts de résidus miniers. Les produits rejetés par ces industries dans les cours d'eau contiennent des métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils (COV), des matières en suspension (MES), des matières organiques, du phosphore, des composés inorganiques, des traces de

biphényles polychlorés (BPC) et d'autres composés organochlorés (dioxines et furannes) (MEF, 1996; Primeau, 1996; Laliberté et Leclerc, 2000; Muyltermans *et al.* 2002; Painchaud, 2007). En plus des nombreux rejets industriels, l'exploitation minière a été longtemps l'une des plus importantes sources polluantes des cours d'eau de la région, notamment le long de la rivière Massawippi. Plus d'une vingtaine de sites d'extraction dans le bassin de la rivière Saint-François étaient en opération, surtout à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, notamment aux abords de la rivière Massawippi (Ross, 1975) et de la Saint-François près des municipalités de Weedon et Ascot (Gauthier, 1989). Plusieurs milliers de tonnes de cuivre, du nickel et du tungstène y ont été produits. Le cuivre a d'ailleurs été exploité de façon intensive entre les années 1850 et 1939 et de 1950 à 1980. Dans une étude portant sur la rivière Saint-François, on a constaté que la contamination en cuivre de la rivière Massawippi se transmet à la Saint-François, où elle demeure perceptible jusqu'à Bromptonville (Berryman *et al.* 1996). Dans la région de Sherbrooke et Eustis seulement, on dénombre huit mines de cuivre ayant été en opération au début du dernier siècle. Les plus importantes sont les mines Eustis-Capelton et Ascot. La production totale de ces deux mines a été évaluée à près de 2 000 000 tonnes de minerais, dont 54 400 tonnes de cuivre (Ross, 1975). On constate aussi que les ruisseaux Eustis et Capel qui longent les anciens parcs à résidus miniers sont très acidifiés, et que les concentrations en cuivre, en fer, en plomb et en zinc dépassent de beaucoup les critères pour la protection de la vie aquatique. Ces deux ruisseaux qui reçoivent les eaux de ruissellement de plusieurs parcs à résidus miniers sont très contaminés (Berryman *et al.* 2003) et contribuent à la charge en métaux et contaminants qui se déversent dans la rivière Massawippi qui elle-même se déverse dans la rivière Saint-François.

La rivière Saint-François et ses principaux tributaires sont reconnus pour leur pollution et la faible qualité de l'eau causée par les activités urbaines et industrielles du passé et aussi actuelles. Malgré cela, aucun document ou rapport gouvernemental, ne fait mention de la contamination des berges. Par contre, deux articles provenant des journaux locaux font références à des événements de pollution sur la rivière Saint-François (St-Laurent, 2006). Les deux événements seraient survenus en octobre 1955 et

en mai 1963, mais aucun de ces articles ne précise la source de la contamination, ni les événements qui auraient pu conduire à la contamination des berges. Dans l'article de 1955, il est mentionné que la rivière Saint-François a été polluée sur près de 45 milles ( $\pm 72$  km) de long, tandis que celui de 1963 fait mention d'une couche d'huile sur la rivière près de Sherbrooke (vers le pont Aylmer). Toutefois, on ne mentionne pas que la rivière Massawippi a été affectée par ce cas de pollution, même si des sédiments contaminés ont été retrouvés sur les berges de cette rivière (Lavoie *et al.* 2006; St-Laurent, 2006). Il est possible que les polluants aient été déversés à la hauteur de la rivière Massawippi et que ceux-ci aient suivi le courant jusqu'à la rivière Saint-François pour atteindre la municipalité de Drummondville, soit un parcours de plus d'une centaine de kilomètres. Sachant le passé industriel du bassin versant de la rivière Saint-François (MEF, 1985, 1996), il est possible aussi que plusieurs événements de contamination se soit produits dans le passé, mais qu'aucun n'ait été rapporté dans les documents consultés, les rapports gouvernementaux et les journaux locaux.

## **Revue de littérature**

### *L'approche dendrogéochimique*

L'analyse des caractéristiques géochimiques du bois, associée à la datation des cernes de croissance des arbres permettent la reconstitution chronologique des changements géochimiques de l'air, de l'eau et du sol (Smith et Shortle, 1996). On compte plusieurs travaux qui font référence à des cas de contamination par des métaux lourds détectés dans les cernes des arbres (Balouet, 2005; Vroblesky *et al.* 2004; Savard *et al.* 2006; Lei *et al.* 2007; Patrick et Farmer, 2006; Watmough et Hutchinson, 2002; Medeiros *et al.* 2008; Komárek *et al.* 2008). Ces travaux montrent que les concentrations en éléments (majeurs, mineurs et traces) des cernes de croissance peuvent être utilisées pour documenter la présence de contaminants inorganiques dans l'environnement et les sites contaminés en particulier. En se basant sur le principe que les arbres absorbent les métaux lourds de façon passive (As, Cd, Cu, Pb) au même titre que les éléments

essentiels à leur croissance (Fe, K, Mn, N, Ni, P, Zn) et que la composition géochimique d'un cerne de croissance donné reflète celle du sol lors de sa formation, il devient possible de dater l'apparition d'un contaminant et de suivre son évolution dans le temps et dans l'espace (Ciszewski and Malik, 2004; Cutter et Guyette, 1993). Bien que les éléments traces présents dans les cernes annuels permettent de fournir un portrait des conditions environnementales, plusieurs études soutiennent que certains facteurs peuvent influencer les concentrations des métaux lourds dans les cernes des arbres et biaiser l'interprétation des résultats. Ces facteurs englobent le phénomène de mobilité radiale (translocation radiale) des éléments dans la tige (Padilla et Anderson, 2002; Nuhoglu, 2006; Cheng *et al.* 2007; Cutter et Guyette, 1993), la biodisponibilité des métaux dans le sol (Houle *et al.* 2002; Kabata-Pendias, 2004; Smith et Shortle, 2001; Smith *et al.* 2008) et les conditions climatiques (Savard *et al.* 2006; Bellis *et al.* 2004).

#### *La translocation radiale*

Le mouvement latéral des éléments entre les cernes de croissance (translocation radiale), est le plus important facteur limitant l'interprétation des résultats dendrogéochimiques (Watmough, 1997). Plusieurs auteurs ont observé une augmentation de certains éléments dans des cernes formés avant la véritable année de déposition dans l'environnement (Donnelly, 1990; Hagemeyer, 1993; Cutter et Guyette, 1993; Yanosky et Vroblesky, 1995). Inversement, des changements dans la composition chimique des cernes, peuvent également se produire plusieurs années après leur formation (Smith et Shortle, 1996; Watmough, 1997). La diffusion des éléments à l'intérieur du xylème semble donc se produire dans l'ensemble des cernes compris dans la couche active de l'aubier (Nuhoglu, 2006). Par exemple, l'érable (*Acer* sp.), le bouleau (*Betula* sp.) et le peuplier (*Populus* sp.), ne possèdent pas un duramen différencié, peu importe l'âge des individus. Par conséquent, les éléments peuvent se mobiliser dans l'ensemble des cernes du tronc de ces espèces (Smith et Shortle, 1996).

Bien que les conifères sont moins assujettis au phénomène de translocation radiale (Legge *et al.* 1984), les espèces feuillues à zone poreuse, tel que le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) se prêtent bien à l'analyse dendrogéochimique puisque le mouvement de l'eau et des minéraux est restreint dans les plus jeunes cernes de croissance de l'arbre en raison de la faible perméabilité des vaisseaux (Hagemeyer, 1993). Aussi, le passage de l'aubier en duramen entraîne des modifications au niveau de la structure du bois telle qu'une diminution de la perméabilité, tant de façon perpendiculaire au grain (transversale, radiale et tangentielle) que de façon parallèle au grain (longitudinale). L'aubier peut présenter des taux de perméabilité de huit à 100 fois plus élevés que ceux rencontrés dans le duramen chez la plupart des conifères de l'Amérique du Nord. Par conséquent, une importante réduction de la perméabilité radiale, associée à un faible taux d'humidité suggère que le mouvement des fluides à l'intérieur du duramen, ou encore entre l'aubier et le duramen, peut être extrêmement lent (Cutter et Guyette, 1993).

#### *La biodisponibilité des métaux*

La composition chimique dans les cernes des arbres reflète généralement la composition élémentaire du milieu environnant. Les racines constituent la principale voie par laquelle les végétaux absorbent les métaux et les éléments essentiels à leur croissance. La distribution des éléments dans l'arbre dépend majoritairement de leur concentration dans la zone racinaire (Kalisz *et al.* 1988) et se diffuse longitudinalement (parallèlement au grain) en fonction de l'âge de l'arbre et de son diamètre. Par conséquent, le transfert des éléments entre le sol et les végétaux sont uniques à chaque arbre et les processus de mobilité et de disponibilité des éléments dépendent des conditions biologiques, pédologiques et climatiques du milieu (Kabata-Pendias, 2004; Cutter et Guyette, 1993).

Le pH du sol, est l'un des facteurs qui influence particulièrement la biodisponibilité des métaux (Guyette *et al.* 1991). Citons comme exemple le plomb, dont

la concentration dans le xylème est étroitement reliée au pH du sol. Des chercheurs ont mesuré des concentrations de plomb et de cadmium uniquement dans les arbres poussant sur des sites dont le sol est acide (pH<4.6). Aucune trace de plomb et de cadmium n'a été enregistrée dans les spécimens poussant sur les sites dont le pH du sol était plus élevé, en dépit de la présence des métaux dans le sol. Les auteurs ont conclu que le pH du sol est inversement corrélé avec les concentrations du plomb présentes dans l'aubier (Guyette *et al.* 1991). Une diminution du pH du sol s'accompagne d'une réduction de la concentration des cations échangeables (Ca, Mg), et favorise la mobilisation de plusieurs métaux (Cd, Co, Cu, Pb Zn) dans le sol et par le fait même leur assimilation par les végétaux (Drohan et Sharpe, 1997; DeWalle *et al.* 1991). Aussi, les conditions du sol influence fortement le comportement des éléments traces. Par exemple, dans un sol acide et bien aéré (milieu oxydant), plusieurs métaux se mobilisent plus facilement que dans les sols peu aérés (milieu réducteur) et dont le pH est neutre ou alcalin (Kabata-Pendias, 2004; Barona, 1997).

Somme toute, les effets combinés des changements pédogéochimiques et la translocation radiale des éléments peuvent déclencher une variation des premiers signes d'une contamination. Cependant, bien que le principe de délai est le principal facteur problématique de la dendrogéochimie, le phénomène n'altère pas le potentiel d'archive des conditions environnementales (Savard *et al.* 2006). Par conséquent, une espèce qui possède peu de cernes dans l'aubier, fournit des résultats historiques plus précis (Cheng *et al.* 2007). La détermination de l'âge des spécimens devient une condition essentielle à prendre en compte dans l'analyse; plus le nombre de cernes compris dans l'aubier est élevé, plus le spécimen étudié devrait être âgé (Cutter et Guyette, 1993).

### *Les conditions climatiques*

Les diverses réponses physiologiques que subissent les arbres suite à des variations climatiques extrêmes (stress hydrique ou froid intense par exemple) peuvent influencer la présence des éléments dans le bois de façon sporadique (Jordan *et al.*



1990). Ces variations climatiques telles que les précipitations annuelles plus élevées, des températures moyennes anormalement basses ou élevées peuvent affecter la croissance des arbres et se refléter sur la largeur des cernes annuels formés au cours de la même année. On remarque que ces événements climatiques sont souvent corrélés aux variations des concentrations élémentaires dans les cernes (McClenahen et Vimmerstedt, 1993). En effet, il a été démontré que les arbres poussant dans un climat humide, mis en présence de certains métaux en concentrations élevées, accumulent dans leur bois des teneurs plus élevées que les arbres rencontrés dans un climat sec (Lei *et al.* 2007). De plus, McClenahen et Vimmerstedt (1993) ont mis en relation l'augmentation des précipitations automnales et les variations de la concentration d'éléments essentiels et non essentiels contenus dans le xylème des arbres. Deux modèles sont ressortis selon les facteurs hydrologiques et les propriétés du sol. Dans le premier cas, les auteurs ont remarqué une diminution de la concentration des éléments essentiels dans le xylème avec l'augmentation des précipitations automnales, sur un sol profond, sableux et bien drainé. Tandis que le second modèle tend davantage vers une augmentation des éléments non essentiels dans les arbres croissant sur un sol glaise de type argilo-limoneux. Il en ressort, l'importance de considérer les propriétés du sol et le lessivage des éléments, au moment de la sélection des sites d'échantillonnages pour analyse dendrogéochimique.

## MÉTHODE

Les analyses dendrochronologiques et dendrogéochimiques ont été réalisées sur sept frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) le long de trois sites riverains situés en zone boisée (Massawippi, Richmond et Windsor) (tableau 2.2). Le spécimen d'arbre WIN-2 a été échantillonné au cours de l'automne 2004 (St-Laurent, 2006) et les autres spécimens (MAS-1, MAS-6, RIC-2, RIC-3, RIC-9 et WIN-3) ont été échantillonnés à l'été et l'automne 2006. Un arbre témoin (RIC-9) a été sélectionné sur le site de Richmond à l'extérieur de la zone de contamination aux hydrocarbures (à 31 mètres de la rivière Saint-François) afin de valider les résultats avec les autres spécimens. La recherche des sites a été effectuée en suivant l'axe de contamination

débutant en aval de la mine d'Eustis en bordure de la rivière Massawippi jusqu'au site de Richmond sur la rivière Saint-François. Le choix des sites a été établi en fonction de la présence de frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) suffisamment âgés pour obtenir les plus longues séquences chronologiques. Notons que le frêne de Pennsylvanie est une essence à bois dur qui a été choisie pour ses qualités intrinsèques recommandées pour l'analyse dendrogéochimique (faible diffusion radiale ou nulle, duramen ayant une faible perméabilité et un faible taux d'humidité) (Cutter et Guyette, 1993; Bégin et al. 1997).

Pour les analyses dendrochronologiques, des carottes ont été prélevées à l'aide d'une sonde de Pressler (5 mm de diamètre) à la hauteur de 1 à 1,50 m du sol et en fonction des quatre points cardinaux. Les données obtenues en dendrochronologie ont permis de sélectionner les individus les plus âgés (49 à 91 ans) afin de fournir les plus longues séquences de cernes de croissance et obtenir une chronologie pré et post-contamination. Afin de faciliter la comparaison des profils de croissance des individus, les valeurs brutes de la largeur des cernes ont été indicées. Cette transformation qui ne masque pas les variations à long terme (moyennes et basses fréquences) dans la croissance radiale, est obtenue en divisant chacune des valeurs mesurées par la moyenne de la série. Les séries indicées, correspondant aux rayons échantillonnées sur l'arbre, ont alors été combinées pour produire une seule courbe moyenne par arbre.

Lorsque le profil de croissance des individus a été établi, des analyses dendrogéochimiques ont été réalisées sur un deuxième groupe d'échantillons prélevés sur les mêmes individus (MAS-1, MAS-6, RIC-2, RIC-3, RIC-9, WIN-2 et WIN-3). Le prélèvement des carottes a été réparti tout autour du tronc et à une hauteur de 1 à 1,50 m du sol pour obtenir des échantillons représentatifs du taux d'assimilation de l'arbre. Le nombre d'échantillons par spécimen (5 à 8 carottes) devait être suffisant pour fournir la quantité de matériel nécessaire aux analyses géochimiques. Les cernes de croissance ont ensuite été découpés individuellement avec une lame affilée et à l'aide

d'une loupe binoculaire (40x). Les échantillons ont été regroupés par année et déposés dans des contenants de plastique pour être analysés en laboratoire (Delta-Lab, CGC-Q).

Parallèlement à l'échantillonnage des arbres, des échantillons de sol ont été prélevés à chacun des sites et à proximité (rayon d'environ 2-10 mètres) des arbres analysés. Les échantillons prélevés au site STE-1, à proximité du spécimen WIN-2, ont été échantillonnés au cours de l'automne 2004 (St-Laurent, 2006) et les autres échantillons des secteurs de Richmond (RIC-02 et RIC-09) et Massawippi (MAS-01-06) ont été échantillonnés à l'été et l'automne 2006. Les échantillons de sol ont été prélevés à des profondeurs prédéterminées (à chaque 20 cm), jusqu'au niveau de la strate d'hydrocarbures, afin d'obtenir une couche précise des concentrations des contaminants dans le profil du sol. La nature physico-chimique des sols a été déterminée en tenant compte des critères de la Classification des sols du Système Canadien (GTCS 2002).

## RÉSULTATS

Chez le frêne de Pennsylvanie, la distinction entre l'aubier et le duramen peut être visible par une différenciation empirique de la coloration du bois (figure 2.2) (Cheng *et al.* 2007; Cutter et Guyette, 1993). Selon le site et l'arbre étudié, l'aubier des frênes sélectionnés dans le cadre de cette étude varie de 18% à 43% du rayon de la tige et se distingue par une couleur plus pâle que le duramen. La duraminisation des cellules s'est effectuée entre 12 et 28 ans après la formation du cerne et se fait graduellement autour de la tige sur une période allant jusqu'à 7 ans selon l'individu (tableau 2.2). Notons qu'il existe plusieurs grandes espèces d'arbre ayant une différenciation dans la formation et la coloration du duramen : les arbres avec un duramen qui se forme de façon régulière (ex. *Quercus* spp.), les arbres dont le duramen se forme de façon irrégulière (ex. *Fraxinus* spp.) les arbres à aubier ou les arbres dont la formation du duramen se fait tardivement (ex. *Alnus* spp.), les arbres dont le duramen n'est pas différencié de l'aubier, et les arbres dont le duramen est de couleur clair (ex. *Abies* spp.) (Cutter et Guyette, 1993). La largeur de l'aubier est un facteur important à considérer puisque les éléments assimilés

par les racines peuvent se diffuser dans l'ensemble des cellules de l'aubier, mais demeurent entreposés de façon permanente dans le duramen (Yanosky et Vroblesky, 1995; Southerland, 2001; Pearson *et al.* 2005; Smith *et al.* 2008) et peuvent parfois avoir tendance à s'accumuler à la frontière de l'aubier et du duramen. (Cheng *et al.* 2007; Penninckx *et al.* 2001).

### *Analyses dendrochronologiques*

Selon les valeurs de croissance radiale relativement élevées, on constate que les individus des secteurs Massawippi et Windsor traversent un épisode particulièrement favorable au développement jusqu'en 1973 (figure 2.3a et c). On remarque cependant, une période plus difficile entre 1954 et 1964 visible par une chute de croissance des arbres des trois secteurs. Dans les secteurs de Richmond, les individus se distinguent par une croissance beaucoup plus favorable dans la deuxième portion des courbes après 1973 (figure 2.3b). Le spécimen WIN-3 accuse une chute de croissance constante avec une période particulièrement difficile vers 1981 (figure 2.3a). Cette tendance s'observe également chez le spécimen MAS-1 (figure 2.3c). Cette baisse de croissance pourrait être attribuée en grande partie à l'effet de l'âge des arbres qui se traduit par une diminution de la croissance des cernes (Cutter et Guyette, 1993). Pour l'ensemble des individus, à l'exception du spécimen témoin, les années critiques représentées par un faible taux de croissance sont 1982-83, 1986-87, 1994-95 et 2001. Le profil du spécimen témoin (RIC-9), situé dans le secteur de Richmond, montre une croissance relativement constante tout au long de la période analysée et ponctuée par des épisodes favorables et défavorables à son développement (figure 2.3d). Les valeurs minimales enregistrées pour ce spécimen se sont produites vers les années 1956-57, 1976, 1980, 1990 et 1992. L'interprétation des séries dendrochronologique doit demeurer prudente en raison du faible nombre de rayons représentés. Par exemple, une étude dendroclimatique pourrait être menée pour considérer une corrélation entre le patron des cernes de croissance et la variabilité des données climatiques. Il faudrait toutefois un plus grand nombre de

spécimens (20-30 environ), ce qui reste problématique pour nos secteurs d'étude étant donné le nombre très restreint de frênes de Pennsylvanie.

### *Analyses dendrogéochimiques*

L'analyse dendrogéochimique a été effectuée à partir des mêmes spécimens d'arbres (*Fraxinus pennsylvanica*) utilisés pour la dendrochronologie. Dans les trois secteurs à l'étude, les concentrations en plomb enregistrées demeurent généralement faibles (<1,4 ppm) tout au long des séries analysées (figure 2.4). Ce n'est qu'en 1985 que l'on retrouve une hausse considérable de la concentration en Pb (4,8 ppm) chez MAS-6. Les profils du cadmium et du zinc semblent reproduire la même tendance (figures 2.5 et 2.6). Chez le spécimen RIC-2 également, le plomb est nettement plus élevé en début de croissance (entre 1947 et 1958), avec des concentrations critiques au-delà de 11 ppm atteintes en 1954. Sur le site de Windsor, on remarque deux faibles enrichissements en plomb entre 1956 et 1963 et en 1967-68 qui sont également visibles dans le secteur de Massawippi. Une hausse des concentrations de l'arsenic, du cadmium, du nickel et du zinc sont également visible au cours de cette période.

Indépendamment du plomb, on note un enrichissement important de plusieurs métaux (As, Cd, Cu), chez les deux individus du secteur de Windsor (WIN-2 et WIN-3) en 1963-1964 suggérant un événement de pollution majeur (figures 2.5a, 2.7a et 2.9a). Chez WIN-2, le nickel montre également une hausse importante et une association Cd-Cu-Ni est observée au cours des années 1982-83 (figures 2.5a, 2.8a et 2.9a). Certains métaux pourraient avoir atteints des concentrations phytotoxiques, notamment chez le spécimen RIC-2 où les teneurs du nickel en particulier, se sont élevées à 44,69 ppm en 1954.

Dans le secteur de Massawippi, les deux individus montrent les mêmes tendances dans leurs profils dendrogéochimiques. En effet, à l'exception de la première période (1943-1960) détectable chez le spécimen MAS-1, mais absente chez MAS-6 en raison

de son âge, on observe les mêmes profils géochimiques de l'As, du Cd et du Ni (figures 2.5c, 2.7c et 2.8c). Ainsi, vers les années 1960, les concentrations de ces métaux, chez les individus de Massawippi, demeurent généralement faibles jusqu'en 1981. Vers 1981, on remarque un enrichissement constant de l'As, du Cd et du Ni pour les deux individus, également comparable au plomb (figure 2.4c). Cette hausse des concentrations des métaux dans le bois semble correspondre avec la diminution de croissance observée chez le spécimen MAS-1. Le cuivre et le zinc dans le bois des arbres du secteur Massawippi montrent des profils typiques de la présence des métaux qui pourraient être reliés aux résidus miniers provenant de l'exploitation minière. En effet, ces métaux sont présents dans les arbres à de fortes concentrations, notamment en 1958 (900 à 1000 ppm pour le Cu et au-delà de 50 ppm pour le zinc) et, par après, chutent de façon constante vers les plus jeunes cernes du bois (figures 2.6 et 2.9). Les spécimens situés en bordure de la rive du secteur de Richmond, présentent des concentrations en métaux plutôt élevées (Cd : 0,06 ppm; As : 1,5 ppm), en comparaison des autres secteurs. Vers la fin des années 1940 jusqu'en 1958, on dénote un enrichissement important en arsenic, en cadmium et nickel (figures 2.5, 2.7 et 2.8). En 1995, les concentrations en zinc atteignent 91,7 ppm chez RIC-2 comparables niveaux rencontrés en 1954 (figure 2.6b).

L'arbre témoin (RIC-9) se situe dans le secteur Richmond, à une distance de 31 mètres de la rive, en dehors de la zone de contamination (tableau 2.2). La courbe géochimique obtenue de cet arbre présente de faibles concentrations en plomb (<0,4 ppm) et autres métaux, tout au long de la série jusqu'en 1977 (figure 2.4d). Ces valeurs correspondent à une assimilation régulière de l'élément en plomb par l'arbre. À partir de 1977, toutefois, les concentrations en plomb augmentent substantiellement et plafonnent à 6,3 ppm en 1987. Le zinc par exemple atteint des valeurs de 140,0 ppm en 1991 comparables aux teneurs rencontrées en 1941 (figure 2.6d). Puisque le spécimen témoin se trouve à plus de 30 mètres de la rive, il est possible que les contaminants proviennent d'une autre source que la rivière Saint-François, possiblement d'apports atmosphériques polluants.

### *Caractérisation des sols*

Les métaux lourds mesurés dans les sols sont généralement présents à de faibles concentrations, à l'exception des courbes de l'arsenic et du plomb prélevés dans les secteurs de Massawippi et Windsor (profondeurs respectives de 220 cm et 180 cm) (figures 2.10 et 2.11). Ces échantillons doivent être classés au niveau B des sols contaminés du MDDEP (2008) et présentent à cet effet des contraintes d'usages (MDDEP, 2008). Dans les secteurs de Richmond, les concentrations demeurent près des limites de détection des terrains contaminés et ne présentent aucun danger potentiel (*Ibid*, 2008).

Les classes texturales des échantillons analysés varient très peu d'un site à l'autre (tableaux 2.4 et 2.5). Les classes texturales dominantes sont surtout constituées de loam sableux ou de sables loameux, ce qui constitue généralement les matrices des sols alluviaux (Lavoie *et al.* 2006). Dans le secteur de Richmond, le profil de sol témoin est assez uniforme en surface et est composé de loam sableux fin (tableau 2.5). L'eau tend à s'infiltrer dans le sol à 60 cm de profondeur, ce qui signifie que la nappe phréatique est relativement élevée à cet endroit. Les valeurs obtenues pour le carbone organique (C.O.%) et le pH montrent une certaine variabilité entre les sites. Pour le carbone organique, les valeurs varient entre 0,05 et 1,45%, soit des valeurs relativement faibles qui indiquent que l'apport en matière organique dans les sols est assez limité. Quant aux valeurs de pH, elles varient considérablement entre les sols des différents sites, soit entre 4,71 et 7,09. Les échantillons prélevés dans le secteur de Windsor sont généralement moins acides. Par contre, ceux prélevés aux sites de Richmond et Massawippi indiquent des valeurs plus acides avec des écarts de pH qui varient entre 4,28 et 5,38 (RIC) et 3,45 et 6,09 (MAS) respectivement.

## CONCLUSION

L'examen des profils dendrogéochimiques de l'ensemble des individus permet de reconnaître divers événements de contamination au cours de la période analysée (1941-2006) tant à l'échelle locale que régionale. Il faut noter que les éléments réunis dans cette étude ont permis d'assembler les principales tendances de distribution dans les arbres, des trois secteurs étudiés. D'une part, les métaux lourds présentés (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn), synthétisent bien la présence de la contamination de nature anthropique sur les rivières Saint-François et Massawippi. D'autre part, selon l'approche dendrogéochimique, ces métaux demeurent de bons indicateurs puisqu'au moins trois de ces éléments (Cd, Ni et Pb) sont peu mobiles dans le xylème des arbres, tandis que le cuivre et le zinc le sont modérément (tableau 2.1) (Cutter et Guyette, 1993).

Certains métaux sont reconnus potentiellement phytotoxiques, tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb). Par ailleurs, certaines concordances ont été notées entre le profil des métaux et l'évolution de la croissance radiale suggérant un lien entre ces deux paramètres. Par exemple, la baisse de croissance observée en 1954 sur l'ensemble des individus semble correspondre avec un enrichissement en métaux, dont l'arsenic, le cadmium, le nickel, le plomb et le zinc dans le xylème. Ces signaux enregistrés dans le bois des frênes à partir de 1954 (jusqu'en 1962 selon le spécimen) sont très clairs et démontrent une contamination importante, particulièrement dans le secteur de Richmond, accompagné d'un stress physiologique apparent. Les facteurs climatiques pourraient être en cause puisqu'il est probable que l'on puisse établir un lien entre les fortes précipitations annuelles (plus de 1230 mm) survenues au cours de 1954 dans la région de Sherbrooke et la mise en solution des métaux dans le sol (Savard *et al.* 2006) (figure 2.15). On note également une certaine relation entre les valeurs de pH qui varient d'un secteur à l'autre et les écarts de concentrations des éléments dans le bois des arbres. En effet, on reconnaît que certains métaux lourds sont remobilisés davantage dans les sols acides (Baise 1997), favorisant une meilleure assimilation par les plantes (Hagemeyer 1993; Kabata-Pendias 2004). Ceci pourrait expliquer les plus fortes



concentrations de certains éléments chimiques dans le bois des arbres du secteur de Richmond, en particulier RIC-2, où de faibles valeurs de pH (entre 4,28 et 5,38) ont été mesurées (tableau 2.5).

Au cours des années 1967-1968, on enregistre les effets d'un second évènement de contamination majeur, facilement repérable dans les arbres du secteur de Windsor et Massawippi. Cet évènement pourrait possiblement impliquer la présence d'hydrocarbures dans les sols alluviaux (Saint-Laurent *et al.*, 2008), en raison de l'association Ni-As-Pb, qui sont les principaux constituants des huiles usées et autres produits pétroliers (BRGM, 2001). D'autres métaux sont également présents dont le cadmium et le zinc. Notons que les effets de la contamination, possiblement par des hydrocarbures, sont enregistrés dans les arbres en 1967-1968, soit quatre ans après l'évènement de contamination de 1963 (déversement d'huile) qui aurait affecté la rivière Saint-François à la hauteur de Sherbrooke, selon les documents consultés. Ce qui suggère la possibilité d'un délai (4-5 ans) entre le moment de la contamination du milieu et l'apparition d'une réponse physiologique de l'arbre (McClenahan et Vimmerstedt, 1993; Padilla et Anderson, 2002). Ce délai pourrait mettre en cause plusieurs processus, dont les changements pédogéochimiques et la propension du système racinaire dans la zone contaminée.

Le phénomène de translocation radiale pourrait également être impliqué dans les profils géochimiques analysés. En effet, il est possible qu'une mobilisation des éléments (translocation radiale) se produise dans l'ensemble de la portion active de l'arbre (aubier). Dans le cadre de cette étude, la diffusion des métaux pourrait se produire de façon plus ou moins uniforme dans l'aubier des frênes analysés (Smith et al. 2008; Houle et al. 2002; Watmough, 1997; Nuhoglu, 2006), soit sur une période de 12 à 28 ans, selon l'individu (tableau 2.2). Par conséquent, la largeur de l'aubier influence considérablement la relation entre les éléments détectés et la période spécifique à laquelle ils peuvent être rattachés. Si un arbre a 20 ans d'aubier, un élément pourrait théoriquement être absorbé il y a 19 ans et se diffuser dans l'ensemble des cernes de

croissance compris dans cette zone (Cutter et Guyette, 1993). La largeur de l'aubier varie en fonction de l'espèce, mais on remarque aussi qu'elle peut varier considérablement selon l'individu, comme le démontre la présente étude. Cette variation peut être influencée par le stress hormonal, un stress hydrique et une variété de facteurs génétique et environnementaux (Cutter et Guyette, 1993).

Finalement, vers les années 1980, on détecte également une période (entre 1982-83 et 1986-87) difficile qui se manifestent par de fortes chutes de croissance des individus des trois secteurs et par des hausses notables de plusieurs métaux, en particulier le plomb (figure 2.4). Soulignons que l'assimilation du plomb peut endommager le système racinaire et entraîner une réduction de la croissance de l'arbre, visible par un rétrécissement de la largeur des cernes annuels. Cependant, il demeure plutôt difficile d'établir un lien entre la croissance des arbres et la contamination potentielle par les métaux lourds puisqu'un certain niveau de contamination est requis pour entraîner des effets potentiellement toxiques sur les arbres et notamment leur taux de croissance (Hagemeyer, 1993; Kabata-Pendias, 2004; Balouet et Oudijk, 2006). À cet effet, la réponse de la croissance des arbres aux changements des conditions du milieu, doit être interprétée avec réserve et par conséquent, devient fortuite en absence d'une analyse dendroclimatique. Par ailleurs, cette approche aurait permis de mettre en évidence les paramètres climatiques contrôlant la croissance de l'arbre et ceux qui peuvent être particulièrement critiques pour son développement.

Le profil des concentrations du spécimen RIC-9 (arbre témoin) suggère une source de pollution qui pourrait être associée à des rejets atmosphériques polluants. À notre connaissance, la seule modification majeure survenue dans ce secteur provient de l'aménagement d'un nouvel axe autoroutier qui a débuté en 1973. Ces rejets pourraient donc provenir d'un accroissement de la circulation routière dans ce secteur. Les tendances observées entre 1977 et 1987 dans l'arbre pourraient s'expliquer par un apport significatif de particules atmosphériques riches en tétraéthyle de plomb et en cadmium, reconnus pour être les deux principaux métaux produits par la pollution du trafic routier

et encore présente dans les essences à cette époque (Règlement sur l'essence en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, LCPE 1999) (Massadeh *et al.* 2004; Eklund, 1995).

L'examen des profils dendrogéochimiques fait ressortir plusieurs événements de contamination le long de la rivière Saint-François. Les éléments métalliques détectés dans les cernes de croissance des arbres des secteurs à l'étude sont pour la plupart associés aux effets polluants de l'exploitation minière dans la région. L'arsenic, par exemple, qu'on retrouve souvent sous forme de minéraux associés au cuivre, au plomb, à l'argent et à l'or est très présent dans les arbres durant cette période. Il faut noter que l'arsenic sert notamment à la fusion de minéraux sulfurés tels que le cuivre, le plomb et le zinc. Ce sont d'ailleurs les opérations de fusion et de raffinage du cuivre et du nickel qui libèrent les plus grandes quantités d'arsenic dans l'atmosphère. Ces métaux ont donc pu être transportés en fines particules par des rejets atmosphériques, ou même transportés par les eaux de la rivière et remobilisés lors des crues successives qui sont fréquentes dans ce secteur (Saint-Laurent *et al.* 2001; Saint-Laurent *et al.* 2008).

L'analyse des cernes de croissance des arbres des secteurs de Windsor, Massawippi et Richmond montrent des tendances en partie régulières et irrégulières, mais qui doivent être interprétées prudemment et en lien avec les conditions environnementales des milieux riverains qui sont très dynamiques (crues périodiques, inondations, remobilisation des sédiments lors de crues, etc.). On observe notamment des patrons d'absorption qui sont parfois relativement uniformes (par exemple l'absorption des différents métaux présentant des pics similaires, et parfois différents d'un arbre à l'autre. Cette variabilité doit être examinée en considérant les processus de mobilité et de disponibilité des éléments qui dépendent de plusieurs facteurs, dont les caractéristiques pédologiques et hydrologiques qui peuvent varier considérablement sur de courtes distances. Par conséquent, le potentiel d'évaluation environnemental des sites étudiés à l'aide de l'analyse dendrogéochimique est en partie limité par le lourd passé industriel de la région et par le caractère dynamique de la rivière Saint-François. Bien

que la réponse du frêne de Pennsylvanie demeure positive, une telle approche devrait être éventuellement s'appuyer sur des données qui comportent des arbres plus âgés. Il faudrait aussi échantillonner un certain nombre d'individus, encore une fois suffisamment âgés et de la même espèce, en dehors des zones de contamination, pour dresser un parallèle entre les apports provenant de la rivière et ceux qui proviennent d'apports atmosphériques, ce qui permettrait de mettre en perspective les niveaux de contamination actuels avec les concentrations préindustrielles enregistrées au 19<sup>e</sup> siècle, sans apports additionnels des éléments métalliques provenant notamment du remaniement des sédiments contaminés. Toutefois, tel que mentionné précédemment, le problème demeure celui du nombre très restreint de spécimens du frêne dans nos secteurs d'étude, et suffisamment âgés pour couvrir la période pré et post-contamination.

## RÉFÉRENCE DE L'INTRODUCTION GÉNÉRALE

Balouet, J.C., Oudijk, G. (2006) The use of dendroecological methods to estimate the time frame of environmental releases. *Environmental Claims Journal*, 18 (1/winter): 1-18.

Balouet, J.C. (2005) Dendroecology, a key forensic age dating tool. *Environmental forensics*, 6: 3-4.

Barona, A., Romero, F. (1997) Relationships among metals in the solid phase of soils and in wild plants. *Water, Air and soil Pollution*, 95: 59-74.

Bellis, D.J., Satake, K., McLeod, C.W. (2004) A comparison of lead isotope ratios in the bark pockets and annual rings of two beech trees collected in Derbyshire and South Yorkshire, UK. *Science of the Total Environment*, 321 : 105–113.

Berryman, D., St-Onge, J., Gendron, A., Brochu, C. (2003) L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2003/0043, 47 p. et 4 annexes.

Berryman, D. (1996) Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances toxiques organiques, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960252, rapport n° EA-1, 44 p. et 4 annexes.

Brewer, P.A., Taylor, M.P. (1997) The spatial distribution of heavy metal contaminated sediment across terraced floodplains. *Catena*, 30: 229-249.

Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM), (2001) Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la Prévention et des Risques, Éditions BRGM 300.

<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/Documents/Diagnostic/DOC300ComportementPolluants.pdf>

Cheng, Z., Buckley, B.M., Katz, B., Wright, W., Bailey, R., Smith, K.T., Li, J., Curtis, A., van Geen, A. (2007) Arsenic in tree rings at a highly contaminated site. *Science of the Total Environment*, 376: 324–334.

Ciszewski, D., Malik, I. (2004) The use of heavy metal concentrations and dendrochronology in the reconstruction of sediment accumulation, Mała Panew River Valley, southern Poland. *Geomorphology*, 58 : 161-174.

Cutter, B.E., Guyette, R.P. (1993) Anatomical, chemical and ecological factors affecting tree species choice in dendrochemistry studies. *Journal of Environmental Quality*, 22: 611-619.

DeWalle, D.R., Swistock, B.R., Sayre, R.G., Sharpe, W.E. (1991) Spatial variations of sapwood chemistry with soil acidity in Appalachian forest. *Journal of Environmental Quality*, 20: 486-491.

Donnelly, J.R., Shane, J.B., Schaberg, P.G. (1990) Lead mobility within the xylem of red spruce seedlings: Implications for the development of pollution histories. *Journal of Environmental Quality*, 19: 268-271.

Drohan, J.R., Sharpe, W.E. (1997) Long-term changes in forest soil acidity in Pennsylvania, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution*, 95: 299-311.

Eklund, M. (1995) Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality*, 24: 126-131.

Gauthier, M. et collaborateurs (1989) Synthèse gîtologique de l'Estrie et de la Beauce. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec; MB 89-20.  
URL : <http://www.mrnfp.gouv.qc.ca/Estrie/mines/mines-activite.jsp>

Guyette, R.P., Cutter, B.E., Henderson, G.S. (1991) Long-term correlations between mining activity and levels of lead and cadmium in tree-rings of eastern red-cedar. *Journal of Environmental Quality*, 20: 146-150.

Hagemeyer, J. (1993) Monitoring Trace Metal Pollution with Tree Rings : A Critical Reassessment. In: Market, B. (Ed.), *Plants as Biomonitors*. VCH, Weinheim, pp. 541-563.

Houle, D., Duchesne, L., Moore, J.-D., Richer-Lafèche, M., Ouimet, R. (2002) Soil and tree-ring chemistry response to liming in a sugar maple stand. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1993-2000.

Hudson-Edwards, K.A., Macklin, M.G., Curtis, C.D., Vaughan, D.J. (1998) Chemical remobilization of contaminant metals within floodplain sediments in an incising river system: implications for dating and chemostratigraphy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23: 671-684.

Jordan, D.N., Wright, L.M., Lockaby, B.G. (1990) Relationship between xylem trace metals and radial growth of loblolly pine in rural Alabama. *Journal of Environmental Quality*, 19: 504-508.

Kabata-Pendias, A. (2004) Soil-plant transfer of trace element – an environmental issue. *Geoderma*, 122: 143-149.

Kalisz, P.J., Stringer, J.W., Volpe, J.A., Clark, D.T. (1988) Trees as monitors of tritium in soil water. *Journal of Environmental Quality*, 17: 62-70.

Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M. (2008) Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environment International*, 34: 562–577.

Laliberté, D., Leclerc, P. (2000) Étude des sources de la contamination des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Résultats de la campagne d'échantillonnage réalisée en 1999, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, ministère de l'Environnement de Québec, envirodoq no ENV2000-0553, 52 pages.

Lavoie, L., Saint-Laurent, D., St-Laurent, J. (2006) Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Canadian Journal of Soil Science*, 86, 813-826.

Legge, A.H., Kaufmann, H.C., Winchester, J.W. (1984) Tree-ring analysis by PIXE for a historical record of soil chemistry response to acidic air pollution. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, B3, pp 507-510.

Lei, Y., Chen, K., Tian, X., Korpelainen, H., Li, C. (2007) Effect of Mn toxicity on **morphological and physiological changes** in two *Populus cathayana* populations originating from different habitats. *Trees*, 21:569–580.

Long, R.P., Davis, D.D. (1989) Major trace element concentrations in surface organic layers, mineral soil, and white oak xylem downwind from a coal-fired power plant. *Canadian Journal of Forest Research*, 15: 1603-1614.

Massadeh, A.M., Tahat, M., Jaradat, Q.M., Al-Momani, I.F. (2004) Lead and cadmium contamination in roadside soils in Irbid city, Jordan: A case study. *Soil and sediment contamination*, 13: 347-359.

McClenahan, J. R., Vimmerstedt, J. P. (1993) Soil, climate and atmospheric deposition relationships with elemental concentration in annual rings of tuliptree. *Journal of Environmental Quality*, 22: 23-32.

Medeiros, J. G.S., Tomazello, Fo. M., Krug, F.J., Vives, A. E.S. (2008) Tree-ring characterization of *Araucaria columnaris* Hook and its applicability as a lead indicator in environmental monitoring. *Dendrochronologia*, 26: 165–171.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1996) État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: 1991-1995. Direction des systèmes aquatiques, Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1985) La Saint-François : une rivière à récupérer. Direction des études du milieu aquatique, Québec.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Faune (MDDEP) (2008) Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2\\_tableau\\_1.htm#metau](http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm#metau)

Muyldermans, J., Brochu, P., Laliberté, D., Leduc, R., Leclerc, P. (2002) Étude des sources de contamination des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Résultats de la campagne d'échantillonnage réalisée en 2001, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, Envirodoq no ENV2000-0533, 94 p. et 8 annexes.



Nuhoglu, Y. (2006) A New Approach to Air Pollution Determination Using Annual Rings: *Dendro-Chemical Elemental Analysis of Annual Rings by SEM-EDS*. Polish Journal of environmental studies, Vol. 15, No. 1, 111-119.

Padilla, K.L., Anderson, K.A. (2002) Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. *Chemosphere*, 49: 575-585.

Painchaud, J. (2007) État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-49727-1 (PDF), 19 p.

Patrick, G.J., Farmer, J.G. (2006) A stable lead isotopic investigation of the use of sycamore tree rings as a historical biomonitor of environmental lead contamination. *Science of the Total Environment*, 362: 278-291.

Pearson, C., Manning, S.W., Coleman, M., Jarvis, K. (2005) Can tree-ring chemistry reveal absolute dates for past volcanic eruptions? *Journal of Archaeological Science*, 32: 1265-1274.

Penninckx, V., Glineur, S., Gruber, W., Herbauts, J., Meerts, P. (2001) Radial variations in wood mineral element concentrations: a comparison of beech and pedunculate oak from the Belgian Ardennes. *Annals of Forest Science*, 58: 253-260.

Primeau, S. (1996) Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination du poisson par les métaux et certaines substances toxiques organiques. Québec, ministère de l'Environnement et de la faune du Québec, direction des écosystèmes aquatiques.

Ross, W.G. (1996) Trois villages miniers des Cantons de l'Est au Québec 1863-1972. *Albert mines, Capelton, Eustis. Collection du Patrimoine*, Ed. GGc. 171 p.

Ross, W.G. (1975) *Three Eastern Townships Mining Villages Since 1863*. Albert Mines, Capelton and Eustis. Department of Geography, Bishop's University, Lennoxville, Québec.

Saint-Laurent, D., Lavoie, L., St-Laurent, J., Ghaleb, B. (2008) Use of geopedological approach for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains, southern Québec, Canada. *Catena*, 73: 321–337.

Saint-Laurent, D., Couture, C., McNeil, É. (2001) Spatio-temporal analysis of floods of the Saint-François drainage basin, Québec, Canada. *Environments* 29, 73-90.

Savard, M.M., Bégin, C., Parent, M., Marion, J., Smirnoff, A. (2006) Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, Vol. 6. pp 237-247.

Smith, K.T., Balouet, J.-C., Oudijk, G. (2008) Elemental line scanning of an increment core using EDXRF: From fundamental research to environmental forensics applications. *Dendrochronologia*, 26:157–163.

Smith, K.T., Shortle, W.C. (2001) Conservation of element concentration in xylem sap of red spruce. *Trees*, 15: 148–153.

Smith, K.T., Shortle, W.C. (1996) Tree biology and dendrochemistry. In: Dean, J.S., Meko, D.M., Swetnam, T.W. (Eds), *Tree Rings, Environment and Humanity*. Radiocarbon, University of Arizona, Tucson, pp. 629-635.

Southerland, S. (2001) *Dendrochemical Analysis of Lead, Aluminum, and Calcium in Southern Appalachian American Beech*. A Thesis Presented to the Faculty of the Department of Environmental Health East Tennessee State University. Tennessee State University.

Vroblesky, D.A., Clinton, B.D., Vose, J.M., Casey, C.C., Harvez, G.J., Bradley, P.M. (2004) Ground water chlorinated ethenes in tree trunks: Cases studies, influence of recharge and potential degradation mechanism. *Ground water monitoring and remediation*, 24 (3): 124-138.

Vroblesky, D.A., Yanosky, T.M., Siegel, F.R. (1992) Increased concentrations of potassium in the heartwood of trees in response to ground-water contamination. *Environmental Geology and Water Sciences*, 19: 71-74.

Watmough, S. A., Hutchinson, T. C. (2002) Historical changes in lead concentrations in tree-rings of sycamore, oak and Scots pine in north-west England. *The Science of the Total Environment*, 293: 85–96.

Watmough, S.A. (1997) An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environmental Review*, 5:181–201.

Yanosky, T.M., Hansen, B.P., Schening, M.R. (2001) Use of tree rings to investigate the onset of contamination of a shallow aquifer by chlorinated hydrocarbons. *Journal of Contaminant Hydrology*, 50: 159-173.

Yanosky, T.M., Vroblesky, D.A. (1995) Element analysis of tree rings in ground-water contamination studies. Dans Lewis, T.E. (Ed.), *Tree rings as indicators of ecosystem health*. CRC Press, Boca Raton, Fl, pp. 177-205.

## CHAPITRE II

### ANALYSE DES MÉTAUX LOURDS DES CERNES DE CROISSANCE DU FRÊNE DE PENNSYLVANIE (*FRAXINUS PENNSYLVANICA* MARSH.) EN PLAINES ALLUVIALES AFFECTÉES PAR LA CONTAMINATION (SUD DU QUÉBEC, CANADA)

P. Duplessis<sup>1</sup>, D. Saint-Laurent<sup>2\*</sup>, J. St-Laurent<sup>3</sup> et C. Bégin<sup>4</sup>

<sup>1</sup> UQTR, Sciences de l'environnement, C.P. 500, Trois-Rivières, QC, Canada, G9A 5H7

<sup>2</sup> UQTR, Géographie, Laboratoire de géomorphologie fluviale et sols,  
Université du Québec à Trois-Rivières  
C.P. 500, Trois-Rivières, QC, Canada, G9A 5H7  
Téléphone : (819) 376-5011 (poste 3674), télécopieur : (819) 376-5179

<sup>3</sup> Environnement et Développement durable, Ville de Trois-Rivières,  
C.P. 368, Trois-Rivières, QC, Canada, G9A 5H3

<sup>4</sup> Commission Géologique du Canada, Laboratoire de dendrochronologie et  
dendrogéochimie, 490 rue Couronne, Québec, QC, Canada, G1K 9A9,

\* Courriel : [diane.saint-laurent@uqtr.ca](mailto:diane.saint-laurent@uqtr.ca)

## Résumé

Ce projet de recherche vise à analyser les métaux lourds des cernes de croissance et fournir un indicateur chronologique des événements de contamination par les approches dendrochronologique et dendrogéochimique. L'analyse portera essentiellement sur l'identification des métaux lourds enregistrés dans les cernes de croissance des arbres, afin d'évaluer les taux de concentrations critiques des éléments traces et de reconstituer l'historique des événements de contamination survenus dans les plaines alluviales des rivières Saint-François et Massawippi. Sept frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) répartis sur trois sites localisés le long des plaines alluviales boisées ont été échantillonnés. Six métaux lourds ont été choisis (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) en raison de leur étroite relation avec la pollution industrielle et les activités anthropiques. Une partie des résultats montrent des concentrations en métaux lourds généralement faibles dans le bois des arbres, toutefois certains individus révèlent par contre des teneurs élevées reflétant possiblement des événements de pollution qui sont perceptibles à l'échelle régionale et locale. Le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc sont présents à des concentrations élevées dans le bois jusque vers la fin des années 1950 et correspondent possiblement à l'exploitation minière dans la région. On remarque également un événement majeur de contamination sur les rivières Massawippi et Saint-François. Cet événement apparaissant dans le bois des arbres en 1967-68 pourrait avoir un lien avec la pollution rapportée dans les journaux régionaux indexés. Bien que le frêne de Pennsylvanie apporte de bons résultats dendrogéochimiques, il importe de tenir compte des conditions d'absorption uniques à chaque arbre, et du caractère très dynamique des rivières Saint François et Massawippi (réurrences des inondations et remaniement des sédiments).

Mots-Clés: Dendrochronologie, dendrogéochimie, sols contaminés, terrains boisés, dynamique fluviale.

---

## Introduction

Les plaines alluviales constituent des sites privilégiés pour analyser les apports polluants transportés dans les rivières. Les arbres qui occupent ces sites riverains constituent à cet égard une source précieuse d'information historique permettant la reconstitution des conditions environnementales du passé, notamment les événements associés à des déversements polluants en rivière. Par ailleurs, l'arbre, par la formation de cernes de croissance annuels, enregistre autant d'information sur les changements climatiques, que les modifications de nature géochimique de l'air, l'eau et le sol. On compte plusieurs travaux qui font référence à des cas de contamination par des métaux lourds détectés dans les cernes des arbres (Balouet 2005; Vroblesky et al. 2004; Savard et al. 2006; Lei et al. 2007; Patrick et Farmer 2006; Watmough et Hutchinson 2002; Medeiros et al. 2008; Komárek et al. 2008). Des études ont ainsi retracé certains contaminants dans les sols, les sédiments et les nappes phréatiques selon une approche dendrogéochimique : en se basant sur les caractéristiques géochimiques des cernes de croissance (Long et Davis 1989; Hagemeyer 1995; Yanosky et Vroblesky 1995; Watmough 1997; Yanosky et al. 2001; Padilla et Anderson 2002). Ces travaux montrent que les concentrations en éléments chimiques (majeurs, mineurs et traces) des cernes de croissance peuvent être utilisées pour documenter la présence de contaminants inorganique dans l'environnement et les sites contaminés en particulier. En se basant sur le principe, que les arbres absorbent les métaux lourds de façon passive (As, Cd, Cu, Pb) au même titre que les éléments essentiels à leur croissance (Fe, K, Mn, N, Ni, P, Zn) et que la composition géochimique d'un cerne de croissance donné reflète celle du sol lors de sa formation, il devient alors possible de dater l'apparition d'un contaminant et suivre son évolution dans le temps et dans l'espace (Cutter et Guyette 1993).

Les éléments traces présents dans les cernes annuels permettent, dans certains cas, de fournir un portrait des conditions environnementales sur une grande échelle de temps. Par exemple, aux États-unis des chercheurs ont mesuré la concentration des éléments traces sur un pin ponderosa (*Pinus ponderosa*) âgé de 350 ans (Padilla et Anderson

2002). Cette étude a permis aux chercheurs de faire ressortir les tendances à long terme des événements historiques globaux en comparaison avec des événements survenus régionalement. Selon les auteurs, certains éléments ont présenté des hausses ponctuelles dont les écarts de concentrations pourraient être causés par les éruptions volcaniques; aussi d'autres éléments avaient été assimilés par l'arbre de façon cyclique. C'est le cas du cuivre qui serait associé aux cycles des feux de forêt. Par conséquent, la potentialité d'établir un patron des divers changements environnementaux réside dans la longévité des arbres et de ce qui reste enregistré dans la structure du bois (Bellis et al. 2004).

Bien que l'approche dendrogéochimique permet d'établir l'historique des changements pédochimiques et atmosphériques, plusieurs études soutiennent que certains facteurs peuvent influencer la concentration des métaux lourds dans les cernes des arbres et modifier les patrons d'assimilation. Par ailleurs, les limites liées à cette approche s'expliquent par les données insuffisantes actuelles sur diverses espèces. Ces données auraient permis de mieux comprendre les processus d'assimilation des éléments et des transformations internes liées au développement de l'arbre, ainsi que le comportement des éléments dans le bois influencé par les changements environnementaux (Hagemeyer 1993; Guyette et al. 1991; Smith et al. 2008). Les principales difficultés rattachées à l'approche dendrogéochimique sont le phénomène de mobilité radiale des éléments (tableau 2.1) dans la tige (processus interne) (Padilla et Anderson 2002; Nuhoglu 2006; Cheng et al. 2007; Cutter et Guyette 1993), la biodisponibilité des métaux dans le sol (Houle et al. 2002; Kabata-Pendias 2004; Smith et Shortle 2001; Smith et al. 2008) et les conditions climatiques (Savard et al. 2006; Bellis et al. 2004). Par conséquent, le choix de l'espèce à l'étude, le choix du site et l'élément analysé sont les trois facteurs clés permettant l'obtention des meilleurs résultats (Cutter et Guyette 1993).

Bien que la fiabilité de la dendrogéochimie fasse l'objet de controverses (Bindler et al. 2004), cette approche est largement utilisée et permet d'obtenir des données sur les conditions environnementales qui ne seraient possible d'obtenir autrement. Ainsi,

plusieurs études ont pu démontrer que les hausses des concentrations de certains métaux rencontrés dans les cernes des arbres peuvent être associées aux pics de production d'une activité industrielle en particulier. Cependant, des délais peuvent survenir entre l'apparition d'un polluant dans les cernes des arbres et le moment où la source émettrice débute ses activités (Savard et al. 2006). L'accumulation dans les cernes annuels des polluants provenant du sol peut être influencée par la forme et la solubilité du polluant, ainsi que par les caractéristiques chimiques du sol (Houle et al. 2002). Par conséquent, il pourrait y avoir un délai non négligeable entre le moment où le polluant est déposé et son assimilation par les racines, qui dépend également de la vitesse de migration à partir de la surface du sol jusqu'à la profondeur du système racinaire (Nuhoglu 2006). Outre les délais reliés aux facteurs pédogéochimiques, des délais peuvent être causés par une translocation radiale des éléments au travers les limites des cernes annuels, notamment via les rayons de l'arbre. Le transport des éléments peuvent ainsi se produire sur plus d'un cerne à la fois, selon les espèces (Nuhoglu 2006). Certains métaux peuvent donc être transportés dans l'ensemble des cernes à l'intérieur des limites de l'aubier. Par conséquent, le choix de l'espèce étudiée pour lequel l'aubier est mince est préférable pour reconstruire l'historique d'un site contaminé (Cheng et al. 2007). Par ailleurs, il est suggéré que le phénomène de translocation radiale serait moins associé aux conifères qu'aux décidus (Legge et al. 1984; Watmough 1997; Houle et al. 2002).

Somme toute, les effets combinés des changements pédogéochimiques et la translocation radiale des éléments peuvent déclencher une variation des premiers signes d'une contamination. Cependant, bien que le principe de délai est le principal facteur problématique de la dendrogéochimie, le phénomène n'altère pas le potentiel d'archive des conditions environnementales (Savard et al. 2006) qui sont des données essentielles dans la reconstitution des événements de pollution.

En regard à ces travaux, notre recherche a pour but d'analyser les métaux lourds présents dans les cernes des arbres et dater les événements de contamination qui ont affecté les rivières Saint-François et Massawippi par divers rejets industriels. Les



travaux de terrain antérieurs (Lavoie et al. 2006; St-Laurent et al. 2009; Saint-Laurent et al. 2008a, 2008b) ont conduit à identifier divers contaminants le long des rives, notamment des sols contaminés par les hydrocarbures (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>) sur plusieurs kilomètres de berges (Saint-Laurent et al. 2004, 2008a, 2008b). Ces couches contaminées sont facilement identifiables par leur coloration foncée et leur odeur. Il est probable que la source de contamination par les hydrocarbures provienne d'un ancien site minier (mines Eustis) fermé en 1939, et convertit pour un usage d'entreposage des résidus de pâtes et papiers des compagnies papetières de la région. L'objectif principal de cette étude est de dater les événements de contamination survenues sur les rivières Saint-François et Massawippi. Pour répondre à cet objectif, l'approche privilégiée repose sur l'analyse dendrogéochimique pour détecter la présence du plomb et d'autres métaux lourds (ex. As, Cd, Cu, Ni, Zn) dans les cernes des arbres analysés.

## **Matériel et méthodes**

### *Secteurs d'étude*

Les secteurs d'étude ont été établis le long des rivières Saint-François et Massawippi localisées dans le bassin de la rivière Saint-François (Québec) (figure 2.1). Les rivières Saint-François et Massawippi sont parmi les rivières les plus affectées par la pollution industrielle, minière et agricole, du Québec (Berryman et al. 1996; Berryman et al. 2003; MEF 1985). La rivière Massawippi est située dans la région de l'Estrie et prend sa source dans le lac du même nom et se déverse dans la rivière Saint-François à environ 3 km en amont de Sherbrooke. À mi-parcours, la Massawippi longe une ancienne zone d'activité minière où subsistent encore plusieurs dépôts de résidus miniers. Les produits rejetés par les industries dans ces rivières, contiennent différentes substances polluantes dont les métaux lourds, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils, des matières en suspension (MES), des matières organiques, du phosphore, des composés inorganiques, des traces de biphényles polychlorés (BPC) et d'autres composés organochlorés (dioxines et

furannes) (MEF 1996; Primeau 1996; Laliberté et Leclerc 2000; Muyldermans et al. 2002; Painchaud 2007). En plus des nombreuses activités industrielles, l'exploitation minière a été longtemps l'une des plus importantes sources des rejets polluants dans les cours d'eau de cette région. Plus d'une vingtaine de sites d'extraction dans le bassin de la rivière Saint-François étaient en opération, surtout à la fin du dernier siècle, notamment aux abords de la rivière Massawippi (Ross 1975) et de la Saint-François près des municipalités de Weedon et Ascot (Gauthier 1989). Plusieurs milliers de tonnes de cuivre, du nickel et du tungstène y ont été produits. Le cuivre a d'ailleurs été exploité de façon intensive entre les années 1850 et 1939 et de 1950 à 1980. Dans une étude portant sur la rivière Saint-François, on constate que la contamination en cuivre de la rivière Massawippi se transmet jusqu'à la Saint-François et cette contamination demeure perceptible, loin en aval, jusqu'à Bromptonville (Berryman et al. 1996). Dans la région de Sherbrooke et Eustis seulement, on dénombre huit mines de cuivre ayant été en opération au début du dernier siècle. Les plus importantes sont les mines Eustis-Capelton et Ascot (Ross 1975). À elles seules, la production totalise près de 2 000 000 tonnes de minerais, dont 54 400 tonnes de cuivre. Selon les rapports gouvernementaux, les ruisseaux Eustis et Capel, qui longent les anciens parcs à résidus miniers sont très acidifiés. Les concentrations en cuivre, en fer, en plomb et en zinc dépassent considérablement les critères pour la protection de la vie aquatique (Berryman et al. 2003). Ces deux ruisseaux qui reçoivent les eaux de ruissellement de plusieurs parcs à résidus miniers sont très contaminés et contribuent à la charge en métaux qui se déverse dans la rivière Massawippi qui elle-même se déverse dans la rivière Saint-François.

Les trois secteurs qui ont été choisis dans le cadre de cette étude font partie des domaines climatiques de l'érablière à bouleau jaune et de l'érablière à tilleul. Ce dernier domaine représente presque la totalité du bassin de la rivière Saint-François. Il est caractérisé par une flore très diversifiée dont plusieurs espèces atteignent leur limite septentrionale de distribution comme le tilleul d'Amérique, le frêne d'Amérique, l'ostryer de Virginie et le noyer cendré. Fortement perturbés par les activités humaines

depuis plusieurs décennies, on trouve sur les sites forestiers ou en friche, une grande variété d'espèces arborescentes telles que l'érable rouge et argenté, l'érable à sucre, le bouleau jaune et le sapin baumier. Enfin, mentionnons qu'en bordure des plaines alluviales des secteurs étudiés, ce sont l'érable argenté qui dominant avec quelques peuplements de frênes de Pennsylvanie.

Bien que la rivière Saint-François et ses principaux tributaires soient reconnus pour leur pollution et leur faible qualité de l'eau, dont les sources polluantes proviennent en partie des activités urbaines et industrielles actuelles, mais aussi du passé industriel minier, il n'existe aucun document ou rapport gouvernemental, qui fait mention de la contamination des berges. Une consultation de documents d'archives et de journaux régionaux a été réalisée pour trouver des informations additionnelles permettant de localiser la source probable de la contamination et d'expliquer les événements pouvant conduire à la présence de sédiments contaminés dans les berges des rivières Saint-François et Massawippi (St-Laurent et al. 2009). Deux articles provenant des journaux locaux font référence à des événements de pollution sur la rivière Saint-François. Les deux événements seraient survenus en octobre 1955 et en mai 1963, mais aucun de ces articles ne précise la source de la contamination, ni les événements qui auraient pu conduire à la contamination des berges. Dans l'article de 1955, il est mentionné que la rivière Saint-François a été polluée sur près de 45 milles ( $\pm 72$  km) de long, tandis que celui de 1963 fait mention d'une couche d'huile sur la rivière près de Sherbrooke (vers le pont Aylmer). Toutefois, on ne mentionne pas que la rivière Massawippi a été affectée par ce cas de pollution, même si des sédiments contaminés ont été retrouvés sur les berges de cette rivière (St-Laurent et al. 2009). Il est possible que les polluants aient été déversés à la hauteur de la rivière Massawippi et que ceux-ci auraient suivi le courant jusqu'à la rivière Saint-François pour atteindre la municipalité de Drummondville, soit un parcours de plus d'une centaine de kilomètres (figure 2.1). Sachant le passé industriel du bassin versant de la rivière Saint-François (MEF 1985, 1996), il est possible aussi que plusieurs événements de contamination se soient produits dans le passé, mais qu'aucun

n'ait été reporté dans les documents consultés, les rapports gouvernementaux et les journaux locaux.

### *Sélection des sites et prélèvement des carottes d'arbre*

Les analyses dendrogéochimiques ont été ciblées sur sept arbres le long des sites riverains en zone boisée (figure 2.1). Le spécimen d'arbre WIN-2 a été échantillonné au cours de l'automne 2004 (St-Laurent et al. 2009) et les autres spécimens (MAS-1, MAS-6, RIC-2, RIC-3, RIC-9 et WIN-3) ont été échantillonnés en été et l'automne 2006 (tableau 2.2). La recherche des sites a été effectuée en suivant l'axe de contamination débutant en aval de la mine d'Eustis en bordure de la rivière Massawippi jusqu'au site de Richmond sur la rivière Saint-François (figure 2.1). Le choix des sites a été établi en fonction de la présence de frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), une essence feuillue à zones poreuses, qu'on retrouve dans la plaine inondable de la région. Le bois de cette espèce est caractérisé par de gros vaisseaux qui permettent de délimiter aisément le bois initial du bois final. Le duramen se distingue également de l'aubier par un changement marqué de la coloration (figure 2.2). Le duramen, qui constitue la partie interne du bois ne contient plus de cellules vivantes et ne joue plus de fonction conductrice de sève brute. C'est ainsi qu'une compartimentalisation du duramen se produit, faisant un effet de barrière à l'origine de la structure anatomique de l'arbre, occasionnant ainsi une frontière chimique entre l'aubier et le duramen (Cheng et al. 2007). Par conséquent, le frêne de Pennsylvanie est une essence à bois dur qui a été choisie pour ses qualités intrinsèques (faible diffusion radiale ou nulle, duramen ayant une faible perméabilité et un faible taux d'humidité) recommandée pour l'analyse dendrogéochimique (Cutter et Guyette 1993; Bégin et al. 1997). Une faible perméabilité des vaisseaux, fait en sorte que le mouvement de l'eau et des minéraux se limite au sein des plus jeunes cernes de croissance de l'arbre, à la limite de l'aubier (Hagemeyer 1993). La longévité et le nombre de cernes inclus dans l'aubier influencent donc la précision des analyses dendrogéochimiques (Cutter et Guyette 1993). Outre le frêne de Pennsylvanie, les espèces présentes sur les sites à l'étude étaient principalement des

essences feuillues à pores diffus tels que l'érable rouge et l'érable argenté, le tilleul d'Amérique et le bouleau jaune. Ces espèces offrent un faible potentiel pour l'obtention de résultats précis en raison d'un duramen non différencier et perméable et d'un grand nombre de cernes dans l'aubier (Hagemeyer 1993). Les conifères, considérés plus adéquats pour l'analyse dendrogéochimique, ne sont pas suffisamment nombreux sur les sites à l'intérieur des limites de la plaine alluviale ou assez âgés pour fournir un profil géochimique pré et post-contamination.

Les individus retenus pour dater la contamination aux métaux lourds (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) devaient présenter les plus longues séquences de cernes de croissance (de 49 à 91 ans) (tableau 2.2), afin de couvrir la période pré et post-contamination, soit entre les années 1955 et 1963. Le choix des individus a également été effectué en fonction des conditions environnementales et des patrons de croissance similaires, de l'absence d'anomalie morphologique majeure et supportant un minimum de pression écologique (ex. compétition). Un arbre témoin de la même espèce (*Fraxinus pennsylvanica*) a été sélectionné sur le site de Richmond à l'extérieur de la zone de contamination afin de valider les résultats avec les autres spécimens. Pour le volet dendrochronologique, des carottes ont été prélevées dans les arbres à l'aide d'une sonde de Pressler (5 mm de diamètre) à la hauteur de 1 à 1,50 m du sol et en fonction des quatre points cardinaux. Enfin, la position des arbres échantillonnés a été enregistrée à l'aide du système de positionnement géographique (GPS) et ensuite reportée sur support cartographique à l'aide du logiciel ArcGIS.

À la suite des analyses dendrochronologiques, les analyses dendrogéochimiques ont été réalisées sur un deuxième groupe d'échantillons prélevés sur les mêmes individus. Pour éviter toute contamination entre les échantillons, la sonde a été rincée et nettoyée avec de l'éthanol avant chaque prélèvement. Les carottes ont été prélevées dans les arbres à la hauteur de 1 à 1,50 m du sol et répartis tout autour du tronc, afin d'obtenir des échantillons représentatifs du taux d'assimilation de l'arbre. Le nombre d'échantillons par spécimen (5 à 8 carottes) devait être suffisant pour fournir la quantité

de matériel nécessaire aux analyses géochimiques, soit un minimum de 50 grammes par cernes de croissance. Les échantillons ont ensuite été disposés dans des tubes de plastique troués et conservés à une température de 4°C. En résumé, neuf à douze carottes ont été prélevées sur chaque arbre; quatre carottes ont été nécessaires pour le volet dendrochronologie et 5 à 8 carottes pour le volet dendrogéochimie.

En laboratoire, les échantillons destinés à l'analyse dendrochronologique ont été numérotés et séchés sur des supports de bois, puis poncés et polis pour faciliter la lecture des anneaux de croissance avec une loupe binoculaire (40x). Les échantillons ont par la suite été envoyés dans des laboratoires spécialisés (Laboratoire de dendrochronologie et dendrogéochimie- et laboratoire d'analyse isotopique Delta-Lab/CGC-Q/INRS) pour compléter les analyses dendrochronologiques. La mesure des cernes de croissance a été effectuée au moyen d'un micromètre UniSlide (Velmex) combiné à un compteur numérique AcuRite III de haute précision (0,001mm), et relié à un système d'acquisition (QC-1000 Metronics Inc.) permettant le transfert et le traitement des données sur ordinateur. Les données ont par la suite été transférées sur fichier Excel en utilisant une application YUX (Library Program/ Holmes, 1996). Le transfert des données sur Excel permet d'obtenir une représentation graphique qui facilite la lecture des cernes de croissance sur chaque spécimen afin de détecter les anomalies et assurer l'exactitude des mesures effectuées avec le micromètre. Les données obtenues en dendrochronologie ont ainsi permis de sélectionner les individus les plus âgés (49 à 91 ans) afin de fournir les plus longues séquences de cernes de croissance pour obtenir une chronologie pré et post-contamination.

Pour les analyses dendrogéochimiques, les cernes de croissance ont été découpés individuellement avec une lame affilée et à l'aide d'une loupe binoculaire (40x). Les échantillons étaient regroupés par année et déposés dans des contenants de plastique pour être analysés en laboratoire (Delta-Lab, CGC-Q). Dans une première étape, les échantillons étaient mis en solution acide (réactifs utilisés HNO<sub>3</sub> et HF), et ensuite soumis à un spectromètre de masse couplé à un système de nébulisation au plasma (ICP-

MS) pour détecter la concentration des échantillons en métaux lourds (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn). Pour obtenir des concentrations complètement indépendantes des variations de croissance radiale, les valeurs de concentrations annuelles des éléments analysés ont été corrigées en fonction du facteur de dilution.

Les cernes de croissance ont été analysés individuellement de 1942 à 1971, soit les périodes pré- et post-contamination, et les échantillons ont été analysés par doublon de cernes à partir des années 1972 (1972-73, 1974-75, etc.). Le choix de procéder par doublon à partir de 1972 est justifié par le fait que la période identifiée aux événements de contamination se situe entre 1950 et 1970. Enfin, une attention particulière a été portée sur les concentrations du plomb qui peut servir d'indicateur chronologique additionnel dans la datation d'événement de contamination, étant donné que son utilisation comme additif dans les produits pétroliers a cessé après les années 1990 (LCPE 1990). Les autres métaux lourds (As, Cd, Cu, Ni, Zn) constituent également de bons indicateurs associés à la contamination industrielle et à la pollution causée par les activités humaines.

#### *Échantillonnage des sols contaminés*

Parallèlement à l'échantillonnage des arbres, des échantillons de sol ont été prélevés à chacun des sites et à proximité (rayon d'environ 2-10 mètres) des arbres analysés. Les échantillons prélevés au site STE-1, à proximité du spécimen WIN-2, ont été échantillonnés au cours de l'automne 2004 (St-Laurent, 2006) et les autres échantillons des secteurs de Richmond (RIC-02 et RIC-09) et Massawippi (MAS-01-06) ont été échantillonnés à l'été et l'automne 2006. Les échantillons de sol ont été prélevés à des profondeurs prédéterminées (à chaque 20 cm), jusqu'au niveau de la strate d'hydrocarbures, afin d'obtenir une couche précise des concentrations des contaminants dans le profil du sol. La nature physico-chimique des sols a été déterminée en tenant compte des critères de classification des sols du Système Canadien (GTCS 2002). Ces échantillons étaient conservés dans des sacs hermétiques et réfrigérés jusqu'au moment

de l'analyse en laboratoire. L'analyse de la concentration des hydrocarbures a été effectuée par chromatographie en phase gazeuse, et la limite de détection des hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> est de 60 mg/kg de matière sèche. Le protocole analytique permettant de déterminer les concentrations d'hydrocarbures et les teneurs de métaux lourds, ont été réalisées par un laboratoire spécialisé (Biolab Inc.). La concentration en carbone organique totale (C.O. %), selon la méthode de Yeomans et al. (1988), ainsi que le pH (CaCl<sub>2</sub>) ont été réalisées au laboratoire des sols de l'Université Laval.

## Résultats

### *Analyses dendrochronologiques*

Pour faciliter la comparaison des profils de croissance, les diagrammes des arbres provenant d'un même site ont été superposés puis regroupés sur une seule figure (figure 2.3). La première portion des courbes, avant 1973, semble avoir été un épisode favorable au développement des arbres selon les valeurs de croissance radiale relativement élevées, notamment chez les individus des secteurs Massawippi et Windsor (figures 2.3a et c). Cependant, entre 1954 et 1964 on distingue une période durant laquelle les conditions environnementales deviennent plus difficiles causant une chute de croissance des arbres visible dans les trois secteurs (MAS-1, RIC-2 et WIN-2). Dans les secteurs de Richmond et Windsor, les individus se distinguent par une croissance beaucoup plus favorable dans la deuxième portion des courbes après 1973, à l'exception de WIN-3 qui accuse plutôt une chute de croissance constante avec une période particulièrement difficile vers 1981 (figures 2.3a et b). Cette tendance s'observe également chez le spécimen MAS-1 où cette diminution de croissance culmine vers la fin des années 1980 (figure 2.3c). Cette baisse de croissance pourrait être attribuée en grande partie à l'effet de l'âge des arbres qui se traduit par une diminution de la croissance des cernes (Cutter et Guyette 1993). À l'exception du spécimen témoin, les années 1982-83, 1986-87, 1994-95 et 2001 semblent également avoir été critique pour l'ensemble des individus par rapport aux conditions de croissance. Le patron du spécimen témoin (RIC-9) montre une



croissance relativement constante tout au long de la période analysée, et ponctuée par des épisodes favorables et défavorables à son développement (figure 2.3d). Les valeurs minimales enregistrées pour ce spécimen se sont produites vers les années 1956-57, 1976, 1980, 1990 et 1992. Inversement, les conditions de croissance semblent avoir été favorables au développement de l'arbre vers les années 1973, 1978-79, 1984 et 1994. L'interprétation des séries dendrochronologique doit demeurer prudente en raison du faible nombre de rayons représentés. Par exemple, une étude dendroclimatique devrait être menée pour considérer une corrélation entre le patron des cernes de croissance et la variabilité des données climatiques. Toutefois, le nombre de frênes de Pennsylvanie le long des rivières Massawippi et Saint-François était très limité et les individus étaient souvent trop jeunes pour permettre d'établir une longue chronologie.

Chez le frêne de Pennsylvanie, la distinction entre l'aubier et le duramen est visible par une différenciation empirique de la coloration du bois (Cheng et al. 2007) (figure 2.2). En effet, tout au long de la croissance de l'arbre, les cellules jouent différents rôles pour fournir les nutriments et édifier la structure. Chacune des saisons de croissance est marquée par une nouvelle couche de cellules supplémentaires. Cette production de nouvelles cellules s'accompagne d'un processus durant lequel les plus vieilles cellules de l'aubier cessent de fonctionner et se changent en duramen. Durant ce processus de conversion, appelé la duraminisation, les éléments assimilés par les racines et présents dans l'aubier, sont entreposés de façon permanente dans le duramen (Yanosky et Vroblecky 1995; Southerland 2001; Pearson et al. 2005; Smith et al. 2008) et peuvent avoir tendance à s'accumuler à la frontière de l'aubier et du duramen (Cheng et al. 2007; Penninckx et al. 2001; Yanosky et Vroblecky 1992; Hagemeyer 1995).

L'aubier des frênes de Pennsylvanie étudiés varie de 18% à 43% du rayon de la tige (tableau 2.2) et se distingue par une couleur plus pâle que le duramen. Pour nos spécimens analysés, la duraminisation des cellules s'est effectuée entre 12 et 28 ans après la formation du cerne et s'est fait graduellement autour de la tige sur une période pouvant atteindre jusqu'à 7 ans selon l'individu (tableau 2.2). Cette portion de la tige

(duramen) est donc formée de vieilles cellules non fonctionnelles qu'on retrouve entre l'aubier et le « cœur » de l'arbre (Cutter et Guyette 1993).

#### *Analyses dendrogéochimiques - Concentration en plomb (Pb)*

L'analyse dendrogéochimique a été effectuée à partir des mêmes spécimens d'arbres (*Fraxinus pennsylvanica*) que ceux utilisés pour la dendrochronologie. Le plomb qui est un métal toxique non essentiel à la croissance de l'arbre est introduit dans l'environnement de multiples façons. Son introduction peut se produire lors de son extraction minière, lors des nombreux usages que nous en faisons (batteries, peinture, céramique, plastique), au moment de son recyclage et de la destruction des produits plombés, au cours de la combustion des combustibles fossiles (charbon, essence plombée), lors de l'épandage de fertilisant minéral, etc. (Baize 1997; Komarek et al. 2008). Dans le secteur de Massawippi, les profils géochimiques du plomb montrent beaucoup de variations mais les concentrations excèdent rarement 1,4 ppm. Ce n'est qu'à partir de 1985 que l'on observe une hausse considérable de la concentration en Pb (4,8 ppm) chez MAS-6 (figure 2.4c). Cette tendance s'observe aussi pour d'autres métaux lourds tels que le Cd et le Zn (figures 2.5c et 2.6c). Sur le site de Windsor, les concentrations en plomb enregistrées dans les cernes de croissance des arbres (WIN-2 et WIN-3) sont relativement faibles (<1 ppm) tout au long des séries analysées (figure 2.4a), tandis qu'à Richmond, le plomb est pratiquement absent des cernes de croissance du spécimen RIC-3 et les concentrations mesurées n'atteignent jamais 1 ppm (figure 2.4b). Les concentrations en plomb du spécimen RIC-2, situé dans le même secteur de Richmond, sont par contre nettement plus élevées. Cette tendance est visible notamment en début de croissance (entre 1947 et 1958), avec des concentrations critiques au-delà de 11 ppm atteintes en 1954 (figure 2.4b). Au cours de cette même année, une courbe similaire se détecte pour les spécimens MAS-1 et RIC-3 (figures 2.4b et 2.4c), mais dans une moindre mesure.

Sur le site de Windsor, malgré de faibles concentrations dans le bois des individus (WIN-2 et WIN-3), on remarque deux enrichissements en plomb enregistrés dans les cernes présents entre 1956 et 1963 et en 1967-68 (figure 2.4a). Chez WIN-2, la concentration du plomb s'élève à 0,61 ppm en 1962 et 0,24 ppm en 1968. Tandis que chez Win-3, les concentrations s'élèvent à 0,61 ppm en 1967. Il est possible que ces deux pointes enregistrées dans la série de WIN-2, et dans une plus faible proportion dans le spécimen WIN-3, coïncident avec des hausses distinctes du taux d'assimilation du plomb suite à une augmentation du degré de contamination des sols alluviaux causée par des déversements en rivière. On doit noter que la contamination détectée vers les années 1967-68 se remarque également dans le secteur de Massawippi, où de légères hausses des concentrations sont aussi enregistrées (figure 2.4c). Cependant, il semble que cette pollution n'ait pas atteint les rives du secteur de Richmond et n'est pas visible dans les cernes de croissance des individus analysés. Dans le secteur de Massawippi, on enregistre en 1973 un enrichissement en plomb qui se détecte chez les deux individus (figure 2.4c). Cependant, aucun autre métal que le plomb ne semble être impliqué, ni aucun autre individus appartenant aux secteurs de Windsor ou de Richmond.

L'arbre témoin (RIC-9) se situe dans le secteur Richmond, à une distance de 31 mètres de la rive (tableau 2.2), en dehors de la zone de contamination. Les sols examinés ne contiennent en effet aucune trace de couches contaminées par les hydrocarbures, telles qu'observées le long des rives. La courbe géochimique obtenue de cet arbre présente de faibles concentrations en plomb (<0,4 ppm) tout au long de la série jusqu'en 1977 (figure 2.4d). Ces valeurs correspondent à une assimilation régulière de l'élément en plomb qui reflète la quantité naturelle dans le sol qui est relativement faible (15,3 mg/kg) si on se fie aux travaux de Choinière et Beaumier (1977). À partir de 1977, toutefois, les concentrations en plomb augmentent substantiellement et plafonnent à 6,3 ppm en 1987 avec un taux de 0,6 ppm/an. Cette hausse ne semble pas se mesurer dans le profil des autres arbres du secteur (RIC-2 et RIC-3), au cours de cette même période. Puisque le spécimen témoin se trouve à plus de 30 mètres de la rive, on doit envisager d'autres sources de contamination que celles provenant de la rivière Saint-

François, notamment des apports atmosphériques polluants déposés à la surface du sol et assimilés par le système racinaire via l'eau de ruissellement.

*Analyses dendrogéochimiques - Concentration en métaux lourds (As, Cd, Cu, Ni et Zn)*

Les séries obtenues des métaux lourds dans les cernes de croissance des arbres, concordent assez souvent avec les profils dendrogéochimiques du plomb (figure 2.4). Par exemple, dans le secteur de Windsor, chez WIN-2 en particulier, on observe en 1967-1968, une hausse des concentrations de l'arsenic (figure 2.7a), du cadmium (figure 2.5a), du nickel (figure 2.8a) et du zinc (figure 2.6a), qui s'apparentent au plomb. Chez WIN-3, le profil du nickel montre des enrichissements qui concordent bien avec le plomb notamment en 1975, où le nickel atteint une valeur de 3,67 ppm, et le plomb 0,65 ppm (figures 2.4a et 2.8a). Cependant, outre les valeurs enregistrées en 1975, les plus fortes concentrations en nickel chez WIN-3 ont été enregistrées en 1955 avec une teneur de 5,66 ppm. Ce qui est nettement supérieur aux valeurs enregistrées chez WIN-2 qui demeurent sous 1,5 ppm sur l'ensemble de la séquence analysée (figure 2.8a). Indépendamment du plomb, on note un enrichissement important de plusieurs métaux (As, Cd, Cu), chez les deux individus du secteur de Windsor (WIN-2 et WIN-3) en 1963-1964 suggérant un événement de pollution majeur (figures 2.5a, 2.7a et 2.9a). Chez WIN-2, le nickel montre également une hausse importante et une association Cd-Cu-Ni est observée au cours des années 1982-83 (figures 2.5a, 2.8a et 2.9a). Comme le démontre l'étude de Baycu et al. (2006), le frêne semble bien accumuler dans ses tissus, le nickel présent dans le sol. Les chercheurs ont mesuré les concentrations du Cd, du Ni, du Pb et du Zn dans les feuilles d'espèces décidues. En général, les concentrations phytotoxiques du nickel varient de 40 à 246 mg/kg. Dans notre étude, les concentrations de ce métal ne s'élèvent généralement pas au-delà de 6 ppm. Cependant, on pourrait croire que les teneurs ont pu atteindre des niveaux phytotoxiques dans le spécimen RIC-2 où les concentrations se sont élevées à 44,69 ppm en 1954.

Dans le secteur de Massawippi, les deux individus montrent les mêmes tendances dans leurs profils dendrogéochimiques. En effet, à l'exception de la première période (1943-1960) détectable chez le spécimen MAS-1, mais absente chez MAS-6 en raison de son âge, on observe les mêmes profils géochimiques de l'As, du Cd et du Ni (figures 2.5c, 2.7c et 2.8c). Ainsi, vers les années 1960, les concentrations de ces métaux, chez les individus de Massawippi, demeurent généralement faibles (As :<0,4 ppm, Cd :<0,02 ppm, Ni :<1,8 ppm) jusqu'en 1981. En dépit des faibles teneurs en métaux au cours de cette période, un enrichissement en Cd est détecté en 1967-68 et comparable à la courbe du plomb (figures 2.4c et 2.5c). Par la suite, vers 1981, on remarque un enrichissement constant du Cd, de l'As et du Ni pour les deux individus, également comparable au plomb (figures 2.4c, 2.5c, 2.7c et 2.8c).

Chez l'individu MAS-1, les premiers cernes associés au début de la croissance couvrant la période entre 1943 et 1951 se distinguent par des concentrations en Cd élevées témoignant un apport externe relativement important (figure 2.5c). En 1949 notamment, on rencontre les plus fortes teneurs en Cd avec une valeur de 0,056 ppm qui pourrait être attribuable à l'exploitation minière dans le secteur jusqu'en 1950. Soulignons que les activités des dernières mines encore ouvertes dans les secteurs environnants nos sites se sont terminées à la fin des années 50 (MRNF 2007). À partir de 1951, les teneurs en Cd chutent drastiquement pour atteindre une valeur minimale de 0,011 ppm en 1963.

La présence du cuivre dans le bois des arbres du secteur Massawippi montre un profil typique de la présence du métal suite aux activités de l'exploitation minière (figure 2.9c). Le Zn, semble également suivre le même profil (figure 2.6c). En effet, ces métaux sont présents à de fortes concentrations (900 à 1000 ppm pour le Cu et au-delà de 50 ppm pour le zinc) en début de série et diminue dans le temps pour atteindre des teneurs minimales (68 à 71 ppm pour le Cu et 11 à 13 ppm pour le Zn) vers les années 2000. De tous les arbres échantillonnés, c'est l'individu MAS-6 qui montre les concentrations en cuivre les plus élevés avec des teneurs qui atteignent 973,24 ppm en 1958.

Les spécimens situés en bordure de la rive du secteur de Richmond, présentent des concentrations en métaux plutôt élevées (Cd : 0,06 ppm; As : 1,5 ppm), en comparaison des autres secteurs (Massawippi et Windsor) (figures 2.5 et 2.7). Le nickel en particulier, chez RIC-2, voit ses concentrations s'élever au-delà de 44,69 ppm en 1954 (figure 2.8b). Vers la fin des années 1940 jusqu'en 1958, on dénote un enrichissement important en arsenic (figure 2.7b), cadmium (figure 2.5b) et nickel (figure 2.8b) chez les deux spécimens de Richmond. En effet, chez RIC-2 et RIC-3, on remarque deux hausses successives des concentrations en cadmium en 1954 et en 1956. Le profil de l'arsenic et du nickel semblent répéter les mêmes tendances à l'exception de RIC-3 où la variation des concentrations est moins évidente. À partir de 1975 on observe un enrichissement de plusieurs métaux (As, Cd, Ni, Pb) chez RIC-3, qui est peu visible chez RIC-2 (figures 2.4b, 2.5b, 2.7b et 2.8b). Toutefois, ce dernier conserve généralement des concentrations plus élevées que RIC-3, en particulier le nickel, l'arsenic et plomb.

Les profils géochimiques du cuivre et du zinc des arbres du secteur de Richmond (figures 2.6b et 2.9b) témoignent encore une fois d'un appauvrissement graduel depuis les jeunes stades de croissance de l'arbre jusqu'à aujourd'hui. Toutefois, on remarque dans le secteur de Richmond un enrichissement des métaux au cours de la période entre les années 1950 et 1975. De plus, les concentrations en cuivre enregistrées dans les profils pour les années 1985-87 pourraient possiblement être reliées à un apport additionnel de métaux lourds, provenant des apports polluants de la rivière ou d'apports atmosphériques. En 1991, on observe un enrichissement en zinc et en 1995, les concentrations atteignent 91,7 ppm chez RIC-2 (figure 2.6b). Chez cet individu, les concentrations sont presque aussi élevées que les niveaux rencontrés en 1954.

Le spécimen témoin (RIC-9) montre un profil géochimique très différent des autres spécimens de Richmond et des autres secteurs (Massawippi et Windsor). Tout comme le plomb, plusieurs métaux (Cd, Ni, Zn) sont présents en faibles concentrations tout au long des séries jusqu'en 1977 où les teneurs augmentent de façon importante. Le cadmium par exemple, atteint des concentrations au-delà de 0,11 ppm en 1993 (figure

2.5d), tandis que le zinc frôle des valeurs de 140,0 ppm en 1991 (figure 2.6d). Par ailleurs, cette dernière hausse se rapproche des teneurs rencontrées en 1941 (144,03 ppm). En raison de sa distance avec la rivière Saint-François, le spécimen témoin (RIC-9) semble avoir été en contact avec d'autres sources de pollution. Celles-ci pourraient provenir de polluants atmosphériques accumulés à la surface du sol et mis en contact avec le système racinaire par lessivage.

### *Propriétés des profils de sols des sites d'échantillonnage*

Les métaux lourds mesurés dans les sols sont généralement présents à de faibles concentrations, à l'exception des profils prélevés dans les secteurs de Massawippi et Windsor. Les échantillons de sol prélevés dans le secteur de Massawippi dévoilent des concentrations élevées d'arsenic (37,8 ppm) et de plomb (149,13 ppm) à 220 cm de profondeur (figure 2.10). À Windsor, les concentrations en plomb atteignent des valeurs plus élevées à 180 cm de profondeur (tableau 2.3, figure 2.11). Ces échantillons doivent être classés au niveau B des sols contaminés du MDDEP (2008) et présentent à cet effet des contraintes d'usages. Dans les secteurs de Richmond (figures 2.12 et 2.13), les concentrations demeurent près des limites de détection des terrains contaminés, et selon les critères génériques de qualité des sols du MDDEP (2008), ces concentrations ne présentent aucun danger potentiel.

Les classes texturales des échantillons analysés varient très peu d'un site à l'autre (tableaux 2.4 et 2.5; figure 2.14). Les classes texturales dominantes sont surtout constituées de loam sableux ou de sables loameux, ce qui constitue généralement les matrices texturales des sols alluviaux. Le pédon du secteur de Massawippi est composé principalement de loam sableux fin à très fin. La base du profil est constituée d'une unité de sable moyen (220 cm et plus) surmontée d'un épais dépôt composé de loam sableux moyen à très fin (profondeur 180 à 220 cm). Notons que les racines demeurent peu abondantes dans l'ensemble du profil, notamment dans la portion située entre 20 et 140 cm, et sont presque inexistantes en profondeur (140 cm et plus). Les couches de surface

(20 à 150 cm) sont assez uniformes et sont composées de loam sableux fin à très fin. Dans le secteur de Richmond, la base du profil est située à 100 cm et est composée de loam sableux moyen à fin. La présence de petites racines se remarque dans l'ensemble du profil, mais les racines demeurent très concentrées entre 30 et 70 cm de profondeur. Le profil de sol témoin est assez uniforme en surface (10 à 60 cm) et est composé de loam sableux fin. L'eau tend à s'infiltrer dans le sol à 60 cm de profondeur. Les racines en surface sont fines et fibreuses, et abondent jusqu'à une profondeur de 30 cm.

Les valeurs obtenues pour le carbone organique (C.O.%) et le pH montrent une certaine variabilité entre les sites. Pour le carbone organique, les valeurs varient entre 0,05 et 1,45%, soit des valeurs relativement faibles qui indiquent que l'apport en matière organique dans les sols est assez limité. Quant aux valeurs de pH, elles varient considérablement entre les sols des différents sites, soit entre 4,71 et 7,09 (tableau 2.4). Les échantillons prélevés dans le secteur de Windsor sont généralement moins acides avec des valeurs de pH variant entre 5,98 à 7,09 (tableau 2.5). Par contre, ceux prélevés aux sites de Richmond et Massawippi indiquent des sols plus acides avec des écarts de pH qui varient entre 4,28 et 5,38 (RIC) (tableau 2.5) et 3,45 et 6,09 (MAS) (tableau 2.4) respectivement.

## **Discussion**

### *Les événements de contamination*

L'examen des profils dendrogéochimiques de l'ensemble des individus d'arbre permet de reconnaître divers événements de contamination au cours de la période analysée (1941-2006), tant à l'échelle locale que régionale. Il faut noter que les éléments réunis dans cette étude ont permis d'assembler les principales tendances de distribution dans les arbres, des trois secteurs étudiés. D'une part, les métaux lourds présentés (As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn), synthétisent bien la présence de la contamination de nature anthropique sur les rivières Saint-François et Massawippi. D'autre part, selon l'approche



dendrogéochimique, ces métaux demeurent de bons indicateurs puisqu'au moins trois de ces éléments (Cd, Ni et Pb) sont peu mobiles dans le xylème des arbres, tandis que le cuivre et le zinc le sont modérément (tableau 2.1) (Cutter et Guyette 1993).

Certains métaux sont reconnus potentiellement phytotoxiques, tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb). Par ailleurs, certaines concordances ont été notées entre le profil des métaux et l'évolution de la croissance radiale suggérant un lien entre ces deux paramètres. Par exemple, la baisse de croissance observée en 1954 sur l'ensemble des individus (WIN-2, WIN-3, RIC-2, RIC-3 et MAS-1) (figure 2.3) semble correspondre avec un enrichissement en métaux, dont l'arsenic (WIN-2, RIC-2, RIC-3) (figure 2.7a, b), le cadmium (RIC-2, RIC-3) (figure 2.5b), le nickel (RIC-2 et RIC-3) (figure 2.8b), le plomb (RIC-2, RIC-3, MAS-1) (figure 2.4b et c) et le zinc (RIC-2 et RIC-3) (figure 2.6b) dans le xylème. Ces signaux enregistrés dans le bois des frênes à partir de 1954 (jusqu'en 1962 selon l'individu) semblent très clairs et démontrent une contamination importante, particulièrement dans le secteur de Richmond, accompagné d'un stress physiologique apparent. Les facteurs climatiques pourraient être en cause puisqu'il est possible que l'on puisse établir un lien entre les fortes précipitations annuelles (plus de 1230 mm) survenues au cours de 1954 dans la région de Sherbrooke et la mise en solution des métaux dans le sol (figure 2.15) (Savard et al. 2006). En effet, il a été démontré que les arbres poussant dans un climat humide mis en présence de certains métaux en forte concentration, accumulent dans leur bois des teneurs plus élevées que les arbres rencontrés dans un climat sec (Lei et al. 2007). On note également une certaine relation entre les valeurs de pH qui varient d'un secteur à l'autre et les écarts de concentrations des éléments dans le bois des arbres. En effet, on reconnaît que certains métaux lourds sont remobilisés davantage dans les sols acides (Baise 1997), favorisant une meilleure assimilation par les plantes (Hagemeyer 1993; Kabata-Pendias 2004). Guyette et al. (1991) ont d'ailleurs observé que les concentrations du plomb et du cadmium ont augmentées dans le temps dans le xylème des arbres poussant près d'un secteur minier du Missouri (États-Unis). Les concentrations atteignent 11  $\mu\text{mol}/\text{kg}$  dans les arbres poussant sur des sols acides ( $\text{pH}<4,6$ ), tandis qu'elles n'augmentent pas dans les arbres poussant sur les sites témoins ( $\text{pH}>5$ ). Le cadmium mais surtout le plomb se

solubilisent plus rapidement dans les sols acides (Baize 1997). Par conséquent, de fortes concentrations de ces métaux sont retrouvées dans les sols dont le pH est bas (moins de 6). Ceci pourrait expliquer les fortes concentrations des éléments dans le bois des arbres du secteur de Richmond, en particulier RIC-2, où de faibles valeurs de pH (entre 4,28 et 5,38) ont été rencontrées (tableau 2.5).

Le phénomène de translocation radiale pourrait également être un facteur à considérer dans le profil géochimique de certains individus (RIC-2, RIC-3, MAS-1), bien que le plomb, qui présente quelques pics dans ces spécimens, constitue un élément très peu mobile dans les cernes de croissance (Cutter et Guyette 1993). Toutefois, pour plusieurs métaux, lorsqu'un seuil de concentration est rencontré, il peut se produire une mobilisation des éléments chimiques (translocation radiale) dans la portion active de l'arbre (aubier), ce qui permet leur diffusion, de façon plus ou moins uniforme, dans les cernes qui sont inclus dans cette partie de l'arbre (Smith et al. 2008; Houle et al. 2002; Watmough 1997). Ce phénomène de translocation radiale peut être interprété par une distribution en palier visible dans les séquences de cernes de croissance. Ce qui suggère un réarrangement des éléments à l'intérieur des limites de l'aubier (Nuhoglu 2006). Une hausse des concentrations pourrait alors concorder avec le nombre d'années qui correspondent à l'aubier des frênes analysés, soit environ de 12 à 28 ans, selon l'individu (tableau 2.2).

Indépendamment de l'évènement survenu en 1954, on détecte en 1964 une contamination dans le secteur de Windsor ayant entraînée un enrichissement en As, Cd, Cu et Ni qui s'accompagne, la même année, d'une baisse de la croissance des arbres. Les individus des autres secteurs (Richmond et Massawippi) semblent peu ou non touchés par cette contamination apparemment locale. Bien que de manière générale les concentrations des contaminants dans les sols n'indiquent pas des niveaux très élevés (sauf pour le plomb à certaines profondeurs), certains métaux, dont le Cu, le Pb et le Zn au site STE-1, atteignent le niveau B de contamination selon les critères génériques du MDDEP (2008), ce qui en fait des sols jugés contaminés. Par conséquent, il est possible

que les sols à cet endroit (STE-1) aient subi le rejet d'une substance polluante (accidentel ou volontaire) plus localisé. Ces polluants ont pu s'accumuler à la surface du sol et pénétrer les couches inférieures par lessivage, sachant que le transport des contaminants dans la matrice minérale est facilité dans les sols acides (BRGM 2001). Finalement, vers les années 1980, on détecte également une période difficile du taux de croissance des arbres (1982-83, 1986-87) qui se manifestent par de fortes diminutions de croissance des individus et, parallèlement, par des hausses notables de plusieurs métaux, en particulier le plomb, et ce pour les trois secteurs d'étude. Soulignons que l'assimilation du plomb peut endommager le système racinaire et entraîner une réduction de la croissance de l'arbre visible par un rétrécissement de la largeur des cernes de croissance annuel (Balouet et Oudijk 2006). Cependant, il demeure plutôt difficile d'établir un lien entre la croissance des arbres et la contamination potentielle par les métaux lourds puisqu'un certain niveau de contamination est requis pour entraîner des effets potentiellement toxiques sur les arbres, notamment leur taux de croissance (Hagemeyer 1993; Kabata-Pendias 2004; Balouet et Oudijk 2006). À cet effet, la réponse de la croissance des arbres aux changements des conditions du milieu, doit être interprétée avec une certaine réserve.

Le profil des concentrations du spécimen RIC-9 (arbre témoin) suggère une source de pollution qui pourrait être associée à des rejets atmosphériques déposés à la surface du sol et atteint les couches inférieures par lessivage. À notre connaissance, la seule modification majeure survenue dans ce secteur provient de l'aménagement d'un nouvel axe autoroutier qui a débuté en 1973. Ces rejets pourraient donc provenir d'un accroissement de la circulation routière dans ce secteur. Les tendances observées entre 1977 et 1987 dans l'arbre pourraient s'expliquer par un apport significatif de particules atmosphériques riches en tétraéthyle de plomb et en cadmium, reconnus pour être les deux principaux métaux produits par la pollution du trafic routier (Massadeh et al. 2004; Eklund 1995). Cette interprétation concorde avec la période durant laquelle un tronçon de 50 km de l'autoroute 55 fut construit entre 1973 et 1980, entre les villes de Saint-Nicéphore et Windsor. L'aménagement de ce nouvel axe autoroutier a forcément

entraîné une augmentation de la circulation de la machinerie lourde pendant la durée des travaux de construction, échelonnée sur une période de 7 ans environ, libérant possiblement des charges substantielles de métaux lourds dans l'atmosphère dont le tétraéthyle de plomb qui était une substance encore présente dans les essences à cette époque (Règlement sur l'essence en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, LCPE 1999). Il faut souligner que cet axe autoroutier se situe à une distance de moins de 5 km du site de Richmond où est situé l'arbre témoin (RIC-9). Bien que les analyses géochimiques aient été menées sur trois spécimens à Richmond, le profil de l'arbre témoin ne coïncide pas avec les autres spécimens du secteur (RIC-2 et RIC-3). Ces derniers sont situés à moins de 4 mètres de la rive, contrairement à l'arbre témoin situé à 31 mètres. Il est donc possible que le système racinaire de ces individus n'assimile pas les métaux provenant de la surface du sol, d'origine atmosphérique, mais plutôt les éléments présents dans l'eau interstitielles, plus en profondeur, provenant de la rivière. Comme dans l'étude de Vrobley et al. (2004), les arbres situés en zones ripariennes ont tendance à développer leurs racines principalement dans la frange capillaire et dans la zone phréatique plutôt qu'entièrement dans le profil du sol. Ainsi, les arbres dont le système racinaire est distribué dans un sol composé de différentes zones, peuvent utiliser une combinaison de l'eau de pluie disponible par infiltration, de l'eau de la rivière disponible par capillarité et de l'eau souterraine. L'assimilation des éléments serait donc dépendante de la disponibilité en eau (Vrobley et al. 2004). Par conséquent, plusieurs mécanismes pourraient changer l'absorption préférentielle de l'eau contenue dans le sol, par les racines (l'infiltration d'eau, la température, les précipitations, la capillarité et le taux d'évaporation) (Savard 2006).

#### *Contamination dans les sols alluviaux analysés*

Au cours des années 1967-1968, on enregistre les effets d'un second événement de contamination majeur, facilement repérable dans les arbres du secteur de Windsor (WIN-2, WIN-3) et Massawippi (MAS-1, MAS-6), mais très faiblement apparent à Richmond (RIC-2, RIC-3 et RIC-9). Cet événement pourrait possiblement impliquer la

présence d'hydrocarbures dans les sols alluviaux (St-Laurent et al. 2009; Saint-Laurent et al. 2008a, 2008b), en raison de l'association Ni-As-Pb, qui sont les principaux constituants des huiles usées et autres produits pétroliers (BRGM 2001). D'autres métaux sont également présents dont le cadmium et le zinc, lesquels augmentent en concentration dans le bois. Dans les sols, au niveau des hydrocarbures (C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>), les taux indiquent des valeurs plus ou moins faibles selon les sites analysés. C'est dans le secteur de Windsor que l'on trouve des concentrations les plus élevées. En effet, les concentrations en hydrocarbures C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> présents dans le sol du secteur de Windsor sont nettement supérieures (340 mg/kg de matière sèche) aux secteurs de Massawippi (<80 mg/kg de matière sèche) et Richmond (87 mg/kg de matière sèche) (Saint-Laurent et al. 2008b). Toutefois, on pourrait s'attendre à obtenir des valeurs plus élevées dans le secteur de la rivière Massawippi qui pourrait être le lieu probable des déversements d'hydrocarbures, puisque les premières traces de contamination dans les berges apparaissent à partir du site de l'ancienne mine d'Eustis, localisée en bordure de la rivière Massawippi (figure 2.1) (St-Laurent et al. 2009).

Il est reconnu que les produits pétroliers sont des mélanges complexes qui peuvent contenir des centaines d'hydrocarbures différents. Plusieurs éléments comme le soufre (S), le plomb (Pb) et possiblement le vanadium (V) y sont associés. Lorsque les hydrocarbures sont absorbés ou métabolisés par l'arbre, les marqueurs élémentaires absorbés par le système racinaire peuvent, dans un contexte dendrogéochimique, être retracés dans les cernes de croissance (Balouet et Oudijk 2006). C'est pourquoi, dans le cadre de cette étude, le comportement du plomb dans le bois des arbres a été utilisé pour retracer la présence d'hydrocarbures dans le sol. La hausse des émissions de plomb anthropique jusque dans les années 70-80 et sa forte baisse consécutive (dès 1990) lui confèrent un caractère transitoire en tant que traceur chronologique des sources de contamination. En mesurant les concentrations de Pb dans le bois des arbres, nous disposons d'un chronomètre qui peut nous permettre de faire un calage temporel. Notons que les effets de la contamination, possiblement par des hydrocarbures, sont enregistrés dans les arbres en 1967-1968, soit quatre ans après l'évènement de contamination de

1963 (déversement d'huile) qui aurait affecté la rivière Saint-François à la hauteur de Sherbrooke, selon les documents consultés. Ce qui suggère la possibilité d'un délai (4-5 ans) entre le moment de la contamination du milieu et l'apparition d'une réponse physiologique de l'arbre (McClenahan et Vimmerstedt 1993; Padilla et Anderson 2002). Ce délai pourrait mettre en cause plusieurs processus, dont les changements pédogéochimiques et la propension du système racinaire dans la zone contaminée. Dans le cadre de cette étude cependant, une analyse approfondie des sols avec plusieurs autres spécimens d'arbres aurait été souhaitable pour tenter d'expliquer la notion de délai possiblement présente pour ce site. Toutefois, le nombre restreint du frêne sur nos sites limite l'investigation. Enfin, outre l'évènement de 1963 rapporté dans les journaux locaux, il est probable aussi que d'autres événements de contamination, soient survenus le long de la rivière Saint-François, mais que ceux-ci n'ont pas été documentés dans la littérature consultée.

#### *L'exploitation minière et autres activités industrielles*

L'examen des profils dendrogéochimiques fait ressortir plusieurs évènements de contamination le long de la rivière Saint-François. Les éléments métalliques détectés dans les cernes de croissance des arbres des secteurs à l'étude sont pour la plupart associés aux effets polluants de l'exploitation minière dans la région. L'arsenic, par exemple, qu'on trouve souvent sous forme de minéraux associés au cuivre, au plomb, à l'argent et à l'or est très présent dans les arbres durant cette période. Il faut noter que l'arsenic sert notamment à la fusion de minéraux sulfurés, tels que le cuivre, le plomb et le zinc. Ce sont d'ailleurs les opérations de fusion et de raffinage du cuivre et du nickel qui libèrent les plus grandes quantités d'arsenic dans l'atmosphère. Ces métaux ont donc pu être transportés en fines particules dans l'atmosphère sur plusieurs kilomètres de distance et déposés à la surface des sols, ou transportés par les eaux de la rivière et remobilisés lors des crues successives qui sont fréquentes dans ce secteur (Saint-Laurent et al. 2001; Saint-Laurent et al. 2008a, 2009a, 2009b). Par conséquent, il demeure difficile dans le cadre de cette étude, d'identifier la source ou l'origine exacte de

pollution puisqu'elles peuvent provenir de plusieurs activités industrielles et minières qui sont très diversifiées dans le bassin de la rivière Saint-François. De plus, les émissions de particules métallifères ont pu varier grandement au fil du siècle, en raison des différents types d'activités industrielles, des modifications technologiques et de la réglementation sur les émissions atmosphériques. Toutes ces modifications anthropogéniques peuvent donc se refléter dans les cernes de croissance des arbres qui enregistrent différentes variations. À titre d'exemple, il semble que le retrait des activités minières dans la région se traduise par une diminution graduelle des concentrations en métaux, particulièrement le cuivre et le zinc. Par contre, l'augmentation récente des teneurs en arsenic dans le secteur de Massawippi et du nickel dans les trois secteurs étudiés demeure préoccupante. Enfin, il faut souligner que les nombreux pics qui ont été enregistrés de façon concomitante dans plusieurs des spécimens suggèrent des événements de pollution suffisamment importants pour être détectés dans les arbres analysés et qui sont relativement éloignés les uns des autres (Massawippi, Richmond et Windsor).

### **Conclusion**

L'analyse des cernes de croissance des arbres des secteurs de Windsor, Massawippi et Richmond montrent des tendances irrégulières qui doivent être interprétées prudemment et en lien avec les conditions environnementales des milieux riverains qui sont très dynamiques (crues périodiques, inondations, remobilisation des sédiments lors de crues, etc.). On observe notamment des patrons d'absorption qui sont relativement différents d'un arbre à l'autre, mais aussi des patrons très similaires. Concernant la variabilité observée, celle-ci doit être examinée en considérant les processus de mobilité et de disponibilité des éléments qui dépendent de plusieurs facteurs, dont les caractéristiques pédologiques et hydrologiques qui peuvent varier considérablement sur de courtes distances. Par conséquent, le potentiel d'évaluation environnemental des sites étudiés à l'aide de l'analyse dendrogéochimique est en partie limité par le lourd passé industriel et ses sources multiples (ex. minier, industriel,

agricole) de la région et par le caractère dynamique de la rivière Saint-François. Bien que la réponse du frêne de Pennsylvanie demeure positive pour l'analyse dendrogéochimique, une telle approche devrait tenir compte d'un délai équivalant à la période de duraminisation (jusqu'à 7 ans dans le cadre de cette étude) et s'appuyer sur des données qui comportent des arbres plus âgés, bien qu'on note des pics synchrones pour certains individus même éloignés. Il faudrait aussi échantillonner un certain nombre d'individus, encore une fois suffisamment âgés et de la même espèce, en dehors des zones de contamination, pour dresser un parallèle entre les apports provenant de la rivière et ceux qui proviennent d'apports atmosphériques, ce qui permettrait de mettre en perspective les niveaux de contamination actuels avec les concentrations préindustrielles enregistrées au 19<sup>e</sup> siècle, sans apports additionnels des éléments métalliques provenant du remaniement des sédiments contaminés notamment. Par contre, l'analyse dendrogéochimique révèle de nombreux faits intéressants dont des événements de pollution enregistrés sur plusieurs spécimens à la fois, ce qui suggère des événements majeurs de contamination. Par ailleurs, on note des pics majeurs de contamination qui pourraient être associés à des apports atmosphériques locaux ou régionaux. Les prochaines étapes de cette recherche devraient mener à utiliser un nombre plus élevé de frênes de Pennsylvanie en dehors des zones contaminées afin de comparer un plus grand nombre d'individus et de vérifier si les sources proviennent principalement des eaux polluées des rivières étudiées ou des apports atmosphériques. Enfin, il faut souligner que les nouveaux développements de la dendrogéochimie semblent connaître un nouvel essor avec l'utilisation plus fréquente des méthodes isotopiques qui permettent de mieux identifier et localiser les diverses sources polluantes.

### **Remerciements**

Nous remercions les organismes dont le CRSNG et le FIR (UQTR) pour leur appui financier à la réalisation de ce projet de recherche. Nous remercions également madame Joëlle Marion pour sa précieuse aide aux différentes étapes d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire pour les études dendrochronologique et dendrogéochimique.



Nous remercions sincèrement l'aide des étudiants Ariane Drouin, Marlies Hähni et Marc Laurencelle lors des travaux de terrain.

## Références

Baize D (1997) Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Programme Aspitet, INRA Éditions, France, 409 p.

Balouet JC (2005) Dendroecology, a key forensic age dating tool. *Environmental forensics*, 6: 3-4.

Balouet JC et Oudijk G (2006) The use of dendroecological methods to estimate the time frame of environmental releases. *Environmental Claims Journal*, 18 (1/winter): 1-18.

Baycu G, Tolunay D, Özden H et Günebakan S (2006) Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*, 143: 545-554.

Bégin C, Cloutier J et Laflèche M.R (1997) Évaluation environnementale d'un espace libre associé à la trame verte de Montréal dans une perspective de valorisation : une approche dendrogéochimique. Rapport préparé par l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Géoresources, INRS-Urbanisation) et le Centre géoscientifique de Québec (CGQ), soumis à la Ville de Montréal.

Bellis DJ, Satake K et McLeod CW (2004) A comparison of lead isotope ratios in the bark pockets and annual rings of two beech trees collected in Derbyshire and South Yorkshire, UK. *Science of the Total Environment*, 321 : 105-113.

Berryman D, Primeau S, Richard Y et St-Onge J (1996) Le bassin versant de la rivière Saint-François: État de l'écosystème aquatique et contamination par les substances toxiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, 47 pp.

Berryman D, St-Onge J, Gendron A et Brochu C (2003) L'impact d'anciens parcs à résidus miniers sur la qualité de l'eau et les communautés benthiques de la rivière Massawippi et des ruisseaux Eustis et Capel. Ministère de l'Environnement, Québec, 47 pp.

Bindler R, Rengerg I, Klaminder J et Emteryd O (2004) Tree rings as Pb pollution archives? A comparaison of  $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$  isotope ratios in pine and other environmental media. *Science of the Total Environment*, 319 : 173–183.

Bureau des Recherches Géologiques et Minières (BRGM) (2001) Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de la Prévention et des Risques, Éditions BRGM 300.

<http://www.sitespollues.ecologie.gouv.fr/Documents/Diagnostic/DOC300ComportementPolluants.pdf>

Cheng Z, Buckley BM, Katz B, Wright W, Bailey R, Smith KT, Li J, Curtis A et van Geen A (2007) Arsenic in tree rings at a highly contaminated site. *Science of the Total Environment*, 376: 324–334.

Choinière J et Beaumier M (1997) Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. Ministère des Ressources Naturelles, Québec, 60 p.

Cutter BE et Guyette RP (1993) Anatomical, chemical and ecological factors affecting tree species choice for dendrochemistry studies. *Journal of Environmental Quality*, 22: 611-619.

Eklund M (1995) Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *Journal of Environmental Quality*, 24: 126-131.

Gauthier M (1989) Synthèse gîtologique de l'Estrie et de la Beauce. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Québec, MB 89-20.

Groupe de travail sur la classification des sols (GTSC) (2002) Le système Canadien de classification des sols, 3ième Édition. Direction générale de la recherche : Ministère de l'agriculture et de l'agro-alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa, 196 p.

Guyette RP, Cutter BE, Henderson GS (1991) Long-term correlations between minning activity and levels of lead and cadmium in tree-rings of eastern red-cedar. *Journal of Environmental Quality*, 20: 146-150.

Hagemeyer J (1993) Monitoring trace metal pollution with tree rings: a critical reassessment. In: *Plants as Biomonitors*, pp. 541-563 (Markert, B., Ed.), Weinheim, VCH.

Hagemeyer J (1995) Radial distributions of Cd in stems of oak trees (*Quercus robur* L.) re-analyzed after 10 years. *Trees*, 9: 200-203.

Holmes RL (1996) Dendrochronology program library, version 1996-1. Laboratory of tree-ring research, University of Arizona, Tucson, Arizona.

Houle D, Duchesne L, Moore J-D, Richer-Lafèche M et Ouimet R (2002) Soil and tree-ring chemistry response to liming in a sugar maple stand. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1993-2000.

Jones NK (1998) A recent history of flooding in the Massawippi drainage basin. *Journal of Eastern Townships Studies*, 13: 41-57.

Kabata-Pendias A (2004) Soil-Plant transfer of trace element – an environmental issue. *Geoderma*, 122: 143-149.

Komárek M, Ettler V, Chrástný V et Mihaljevič M (2008) Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environment International* 34: 562–577.

Laliberté D et Leclerc P (2000) Étude des causes de la contamination des poissons des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Campagne d'échantillonnage 1999, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Direction régionale de l'Estrie, Envirodoq no ENV2000-0533, 39 p. et 8 annexes.

Lavoie L, Saint-Laurent D et St-Laurent, J (2006) Analyse pédologique et sédimentologique des sols alluviaux et paléosols des terrasses d'inondation. *Canadian Journal of soil science*, 86: 813-826.

Legge AH, Kaufmann HC et Winchester JW (1984) Tree-ring analysis by PIXE for a historical record of soil chemistry response to acidic air pollution. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, B3: 507-510.

Lei Y, Chen K, Tian X, Korpelainen H et Li C (2007) Effect of Mn toxicity on morphological and physiological changes in two *Populus cathayana* populations originating from different habitats. *Trees*, 21:569–580.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) (1990) Règlement sur le plomb dans l'essence. C.R.C., c.408, Environnement Canada, SOR/90-247, Canada.

Long RP et Davis DD (1989) Major and trace element concentrations in surface organic layers, mineral soil, and white oak xylem downwind from a coal-fired power plant. *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 1603-1614.

Massadeh AM, Tahat M, Jaradat QM et Al-Momani IF (2004) Lead and cadmium contamination in roadside soils in Irbid city, Jordan: A case study. *Soil and sediment contamination*, 13: 347-359.

McClenahan JR et Vimmerstedt JP (1993) Soil, climate and atmospheric deposition relationships with elemental concentrations in annual Rings of Tuliptree. *Journal of Environmental Quality*, 22: 23-32.

Medeiros J GS, Tomazello Fo M, Krug FJ et Vives A. ES (2008) Tree-ring characterization of *Araucaria columnaris* Hook and its applicability as a lead indicator in environmental monitoring. *Dendrochronologia*, 26: 165–171.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1996) État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François: 1991-1995. Direction des systèmes aquatiques, Québec.

Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) (1985) La Saint-François : une rivière à récupérer. Direction des études du milieu aquatique, Québec.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Faune (MDDEP) (2008) Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés Annexe 2 : Les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2\\_tableau\\_1.htm#metau](http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm#metau)

Ministère des Ressources naturelles et Faune (MRNF) “Estrée – Activités minières”, Québec, 2007.

<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/Estrée/mines/mines-activite.jsp>

Muyldermans J, Brochu P, Laliberté D, Leduc R et Leclerc P (2002) Étude des sources de contamination des lacs Lovering et Massawippi par des substances toxiques – Résultats de la campagne d’échantillonnage réalisée en 2001, Québec, ministère de l’Environnement, Direction du suivi de l’état de l’environnement et Direction régionale de l’Estrée, Envirodoq no ENV2000-0533, 94 p. et 8 annexes.

Nuhoglu Y (2006) A New Approach to Air Pollution Determination Using Annual Rings: Dendro-Chemical Elemental Analysis of Annual Rings by SEM-EDS. Polish Journal of environmental studies, Vol. 15 (1): 111-119.

Padilla KL et Anderson KA (2002) Trace element concentration in tree-rings biomonitoring centuries of environmental change. Chemosphere 49, 575-585.

Painchaud J (2007) État de l’écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Saint-François : faits saillants 2001-2003, Québec, ministère du Développement durable, de l’Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l’état de l’environnement, ISBN 978-2-550-49727-1 (PDF), 19 p.

Patrick GJ et Farmer JG (2006) A stable lead isotopic investigation of the use of sycamore tree rings as a historical biomonitor of environmental lead contamination. Science of the Total Environment, 362: 278–291.

Pearson C, Manning SW, Coleman M et Jarvis K (2005) Can tree-ring chemistry reveal absolute dates for past volcanic eruptions? Journal of Archaeological Science, 32: 1265-1274.

Penninckx V, Glineur S, Gruber W, Herbauts J et Meerts P (2001) Radial variations in wood mineral element concentrations: a comparaison of beech and pedunculate oak form the Belgian Ardennes. Annals of Forest Science, 58: 253-260.

Primeau S (1996) Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination du poisson par les métaux et certaines substances toxiques organiques. Québec, ministère de l’Environnement et de la faune du Québec, direction des écosystèmes aquatiques.

Ross WG (1975) Three Eastern Townships mining villages since 1863: Albert Mines, Capelton, Eustis. Department of Geography, Bishop's University, Lennoxville, Québec.

Saint-Laurent D, Couture C et McNeil É (2001) Spatio-temporal analysis of floods of the Saint-François drainage basin, Québec, Canada. *Environnements* 29, 73-90.

Saint-Laurent D, Lavoie L, St-Laurent J et Ghaleb B (2008a) Use geopedological approach for the evaluation of sedimentation rates on river floodplains, southern Québec, Canada. *Catena*, 73: 321-337.

Saint-Laurent D, Hähni M et St-Laurent J (2008b) Spatial distribution and characterization of contaminated soils in riverbanks of Saint-François and Massawippi Rivers (Southern Québec, Canada). *Water Quality Research Journal of Canada*, 43 (3): 99–109.

Saint-Laurent D, Mesfioui M et Evin G (2009a) Hydroclimatic variability and relation with flood events (Southern Québec, Canada). *Water Resources*, 36 (1): 43-56. (publication disponible aussi en version russe de la revue *Vodnye Resursy*, 36 (1): 46-60.

Saint-Laurent D, St-Laurent J, Lavoie L, Drouin A et Ghaleb B (2009b) Estimation of floodplain sedimentation rates using flood events, soil properties and radioisotopic methods. *Global and Planetary Change*, 69, DOI:10.1016/j.gloplacha.2009.11009.

Savard MM, Bégin C, Parent M, Marion J et Smirnoff A (2006) Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, Vol. 6. pp 237-247.

Smith KT, Balouet J-C et Oudijk G (2008) Elemental line scanning of an increment core using EDXRF: From fundamental research to environmental forensics applications. *Dendrochronologia*, 26:157–163.

Smith KT et Shortle WC, (2001) Conservation of element concentration in xylem sap of red spruce. *Trees*, 15, 148–153.

Southerland S (2001) Dendrochemical Analysis of Lead, Aluminum, and Calcium in Southern Appalachian American Beech. A Thesis Presented to the Faculty of the

Department of Environmental Health East Tennessee State University. Tennessee State University.

St-Laurent J, Saint-Laurent D, Duplessis P, Bégin C (2009) Use dendrochronological and dendrochemical methods for the datation of contamination events of the Saint-François and Massawippi riverbanks by hydrocarbons (Québec, Canada). *Soil and Sediment Contamination*, 18: 1-24.

Vroblesky DA, Clinton BD, Vose JM, Casey CC, Harvez GJ et Bradley PM (2004) Ground water chlorinated ethenes in tree trunks: Cases studies, influence of recharge and potential degradation mechanism. *Ground water monitoring and remediation*, 24: 124-138.

Watmough SA (1999) Monitoring historical changes in soil and atmospheric trace metal levels by dendrochemical analysis. *Environmental Pollution*, 106: 391-403.

Watmough SA (1997) An evaluation of the use of dendrochemical analyses in environmental monitoring. *Environmental Review*, 5:181–201.

Watmough SA et Hutchinson TC (2002) Historical changes in lead concentrations in tree-rings of sycamore, oak and Scots pine in north-west England. *The Science of the Total Environment*, 293: 85–96.

Yanosky TM, Hansen BP et Schening M (2001) Use of tree rings to investigate the onset of contamination of a shallow aquifer by chlorinated hydrocarbons. U.S. Geological Survey. *Journal of Contaminant Hydrology*, 50:159-173.

Yanosky TM et Vroblesky DA (1995) Element analysis of tree rings in ground-water contamination studies. In: *Tree rings as indicators of Ecosystem Health*, pp. 177-205 (Lewis, T.E., Ed.) CRC Press, Boca Raton.

Yanosky TM et Vroblesky DA (1992) Relation of Nickel Concentrations in Tree Rings to Groundwater Contamination. *Water Ressources Research*, 28 (8): 2077-2083.

Yeomans JC et Bremner JM (1988) A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Soil Science Plant Annals*, 19:1467-1476.



**TABLEAU 2.1**  
**Mobilité potentielle des éléments dans le xylème**

---

Grande mobilité

As, K, Na, Mg, P, N, S, Cl, B

Mobilité moyenne

Ca, Sr, Mn, Zn, Rb, Cu, Mo

Faible mobilité

Fe, Mo, Ni, Sn, Sb, Ba, Al, Pb, Cd

---

Tableau tiré de Cutter et Guyette (1993)

**TABLEAU 2.2**  
**Localisation et caractéristique des frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) échantillonnés pour analyses dendrochronologique et dendrogéochimique**

Site	# spécimen	MTM (NAD 83)	Diamètre (cm)	Âge**	Largeur aubier (%)***	Période de Duraminisation***	Hauteur (m)	Distance à la rive (m)
Massawippi	MAS-1	195616 / 5021164	42,02	64	39	1979-1982	18	10
	MAS-6	195554 / 5021038	35,01	49	43	1982-1987	16	5,7
Richmond	RIC-2	412306 / 5055547	43,61	68	18	1989-1996	16	4
	RIC-3	412234 / 5055715	48,06	75	20	1989-1992	18	3,2
	RIC-9*	412110 / 5055907	45,84	67	22	1988-1992	18	31
Windsor	WIN-2	420769 / 5049832	43,30	74	-	-	20	6
	WIN-3	420759 / 5049941	39,47	91	31	1976-1977	21	10

\* RIC-9 : spécimen témoin

\*\* Age estimé à partir de la date de l'échantillonnage jusqu'au cerne central le plus intact

\*\*\* Détermination empirique de la largeur selon la coloration du bois

**TABLEAU 2.3**  
**Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol des**  
**trois secteurs étudiés**

Secteurs	Échantillons de sol	Profondeur (cm)	As (ppm)	Cd (ppm)	Pb (ppm)
Massawippi	MAS-01-06	20	9,15	0,32	18,73
	MAS-01-06	40	7,04	0,39	18,38
	MAS-01-06	60	8,21	0,39	22,38
	MAS-01-06	80	6,28	0,26	17,79
	MAS-01-06	100	8,47	0,39	19,18
	MAS-01-06	120	7,99	0,35	21,84
	MAS-01-06	140	14,74	0,15	36,34
	MAS-01-06	160	23,50	0,22	49,65
	MAS-01-06	180	16,80	0,35	42,18
	MAS-01-06	200	12,22	0,19	121,80
	MAS-01-06	220	37,83	0,78	149,13
	MAS-01-06	240	4,48	0,20	22,41
	Windsor	STE-1/WIN-2	20	7,20	0,39
STE-1/WIN-2		40	6,77	0,44	18,32
STE-1/WIN-2		60	6,78	0,50	20,31
STE-1/WIN-2		80	6,45	0,48	21,47
STE-1/WIN-2		100	5,88	0,57	26,38
STE-1/WIN-2		120	3,00	0,30	19,89
STE-1/WIN-2		140	4,68	0,48	27,96
STE-1/WIN-2		160	4,24	0,53	34,70
STE-1/WIN-2		180	7,16	0,80	50,82
Richmond	RIC-2	20	8,79	0,55	25,25
	RIC-2	40	10,20	0,80	35,74
	RIC-2	60	11,59	0,65	37,29
	RIC-2	80	14,26	0,23	30,57
	RIC-2	100	5,60	0,11	12,32
	RIC-9	20	10,07	0,63	25,74
	RIC-9	40	15,11	0,74	34,38
	RIC-9	60	12,61	0,47	34,89

**TABLEAU 2.4**  
**Composition texturale et analyses physico-chimiques des échantillons de sol, secteur Massawippi**

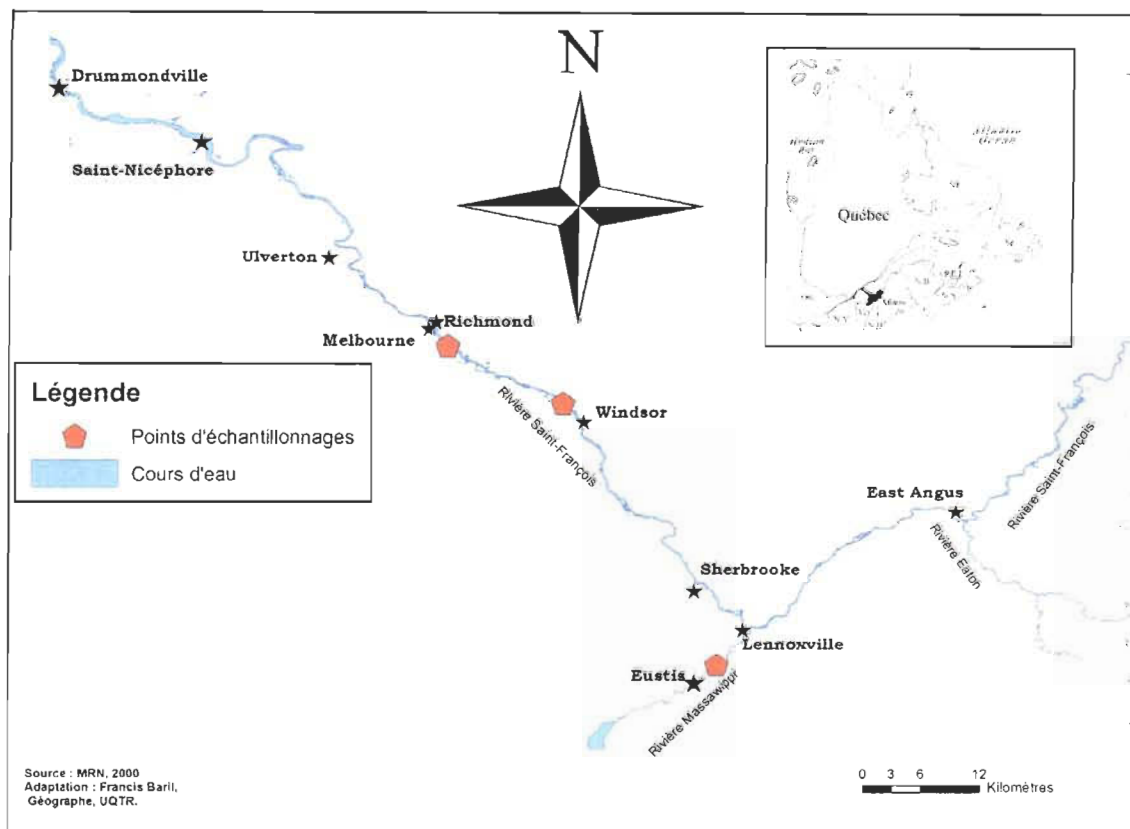
Échantillons	Profondeur (cm)	Couleur (Munsell)	Texture	Racines	pH CaCl <sub>2</sub>	C.O. %
MAS-01-01	20	10YR 3/2 h	-	Racines peu abondantes fine et très fines	-	-
MAS-01-01	40	10YR 3/2 h	-	Racines peu abondantes fine et très fines	-	-
MAS-01-01	60	10YR 3/2,5 h	-	Racines peu abondantes fines et très fines	-	-
MAS-01-01	80	10YR 3/3 h	-	-	-	-
MAS-01-01	100	10YR 3/2,5 h	-	-	-	-
MAS-01-01	120	10YR 4/1 h	-	-	-	-
MAS-01-06	20	10YR 3/3 h	Loam sableux très fin	Racines peu abondantes fine et très fines	6,09	0,311
MAS-01-06	40	10YR 3/3 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fine et très fines	5,50	0,305
MAS-01-06	60	10YR 3/2,5 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fines et très fines	5,37	0,340
MAS-01-06	80	10YR 3/2 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fine et très fines	5,59	0,540
MAS-01-06	100	10YR 3/2 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fine et très fines	5,46	0,121
MAS-01-06	120	10YR 3/3 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fines et très fines	5,24	0,422
MAS-01-06	140	10YR 3/3 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes fine et très fines	3,83	0,854
MAS-01-06	160	10YR 3/3 h	Sable loameux moyen	-	3,63	0,955
MAS-01-06	180	10YR 4/6 h	Loam sableux fin	Racines peu abondantes très fines	4,07	0,750
MAS-01-06	200	10YR 3/3 h	Loam sableux fin	-	3,45	0,721
MAS-01-06	220	10YR 4/3 h	Loam sableux moyen	-	3,45	1,022
MAS-01-06	240	10YR 4/1 h	Sable moyen	-	3,97	0,551

\*Les cellules représentées par un tiret (-) indiquent que l'échantillon n'a pas été analysé.

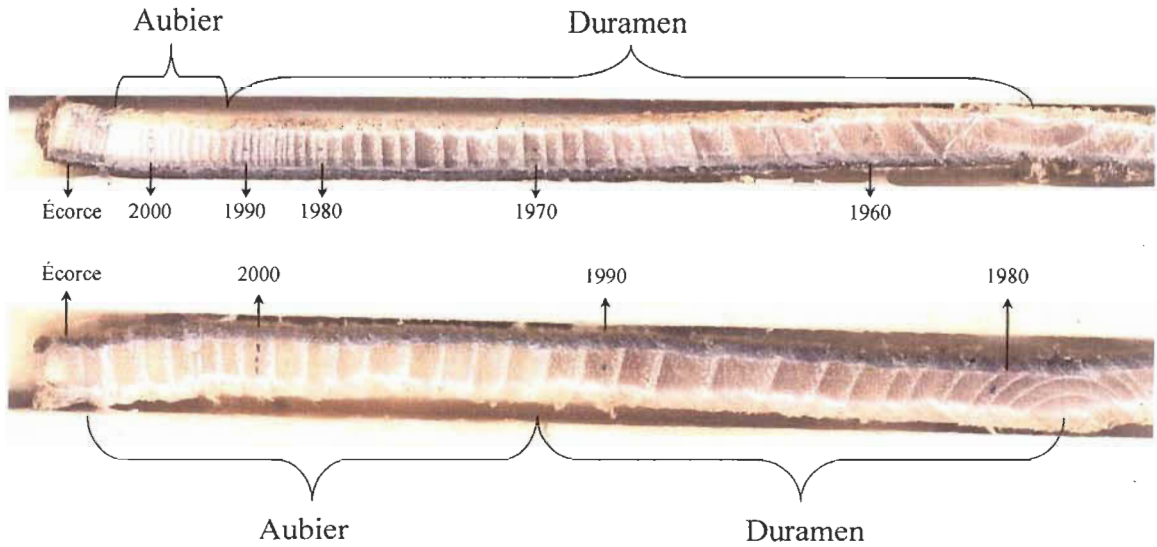
**TABLEAU 2.5**  
**Composition texturale et analyses physico-chimiques des échantillons de sol, secteur Richmond et Windsor**

Échantillons	Profondeur (cm)	Couleur (Munsell)	Texture	Racines	pH CaCl <sub>2</sub>	C.O. %
STE-1	-	-	Loam/Loam sableux	-	5,98-7,09	0,05-0,68
RIC-02	20	5Y 4/2 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et moyennes	5,03	1,479
RIC-02	40	5Y 4/2 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et très fines	4,77	1,206
RIC-02	60	5Y 4/3 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et très fines	4,43	0,634
RIC-02	80	5Y 4/2 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et très fines	4,28	0,715
RIC-02	100	5Y 4/2 h	Loam sableux moyen	Racines abondantes fines et très fines	4,56	0,357
RIC-03	20	5Y 4/2 h	-	Racines abondantes fines	-	-
RIC-03	40	5Y 4/3,5 h	-	Racines abondantes fines	-	-
RIC-03	60	5Y 4/3 h	-	Racines abondantes fines	-	-
RIC-03	80	5Y 4/2 h	-	Racines abondantes fines et moyennes	-	-
RIC-03	100	5Y 4/3 h	-	Racines abondantes fines et moyennes	-	-
RIC-03	120	5Y 4/4 h	-	Racines abondantes fines et très fines	-	-
RIC-03	140	5Y 4/3 h	-	Racines abondantes fines et très fines	-	-
RIC-09	20	10YR 3/2 h	Loam sableux fin	Racines fibreuses, abondantes fines et très fines	5,38	1,446
RIC-09	40	10YR 4/2 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et moyennes	5,26	1,253
RIC-09	60	10YR 3/3 h	Loam sableux fin	Racines abondantes fines et moyennes	4,71	1,107

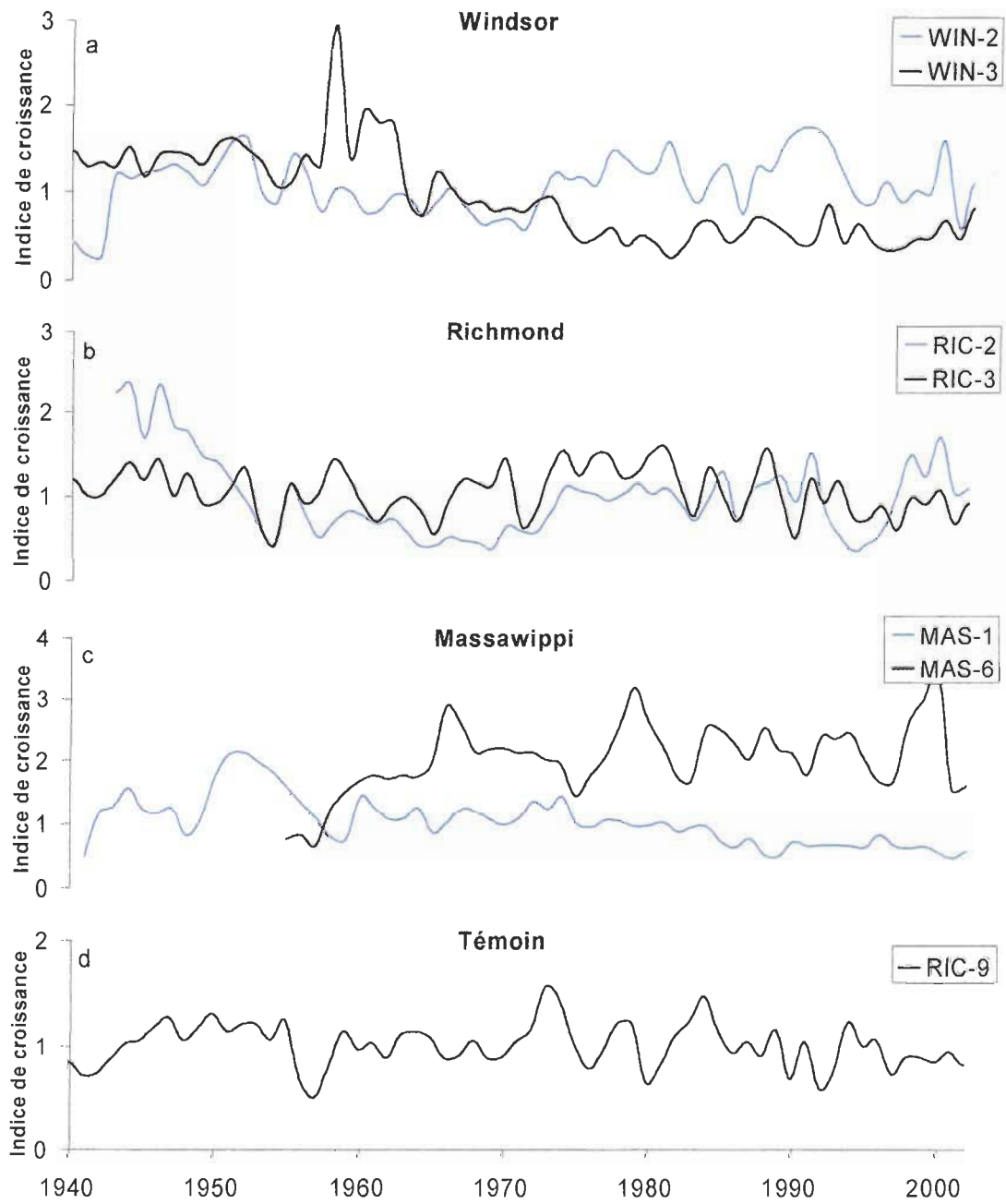
\*Les cellules représentées par un tiret (-) indiquent que l'échantillon n'a pas été analysé.



**FIGURE 2.1 :** Carte de localisation du bassin de la rivière Saint-François, Québec

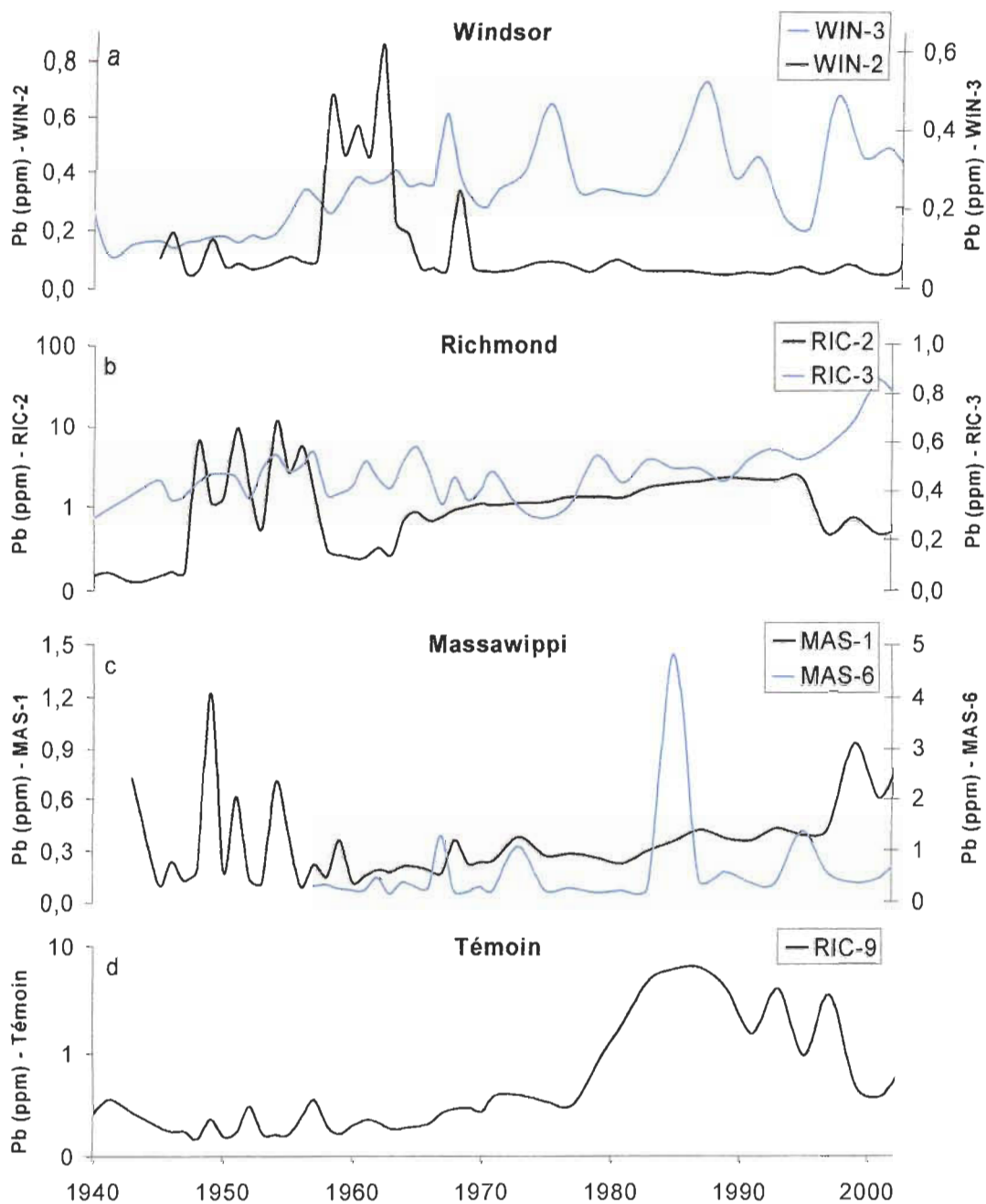


**FIGURE 2.2 :** Différenciation de l'aubier et du duramen des carottes prélevées sur deux frênes de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) à l'automne 2006. On peut aussi observer facilement les cernes de croissance de l'arbre

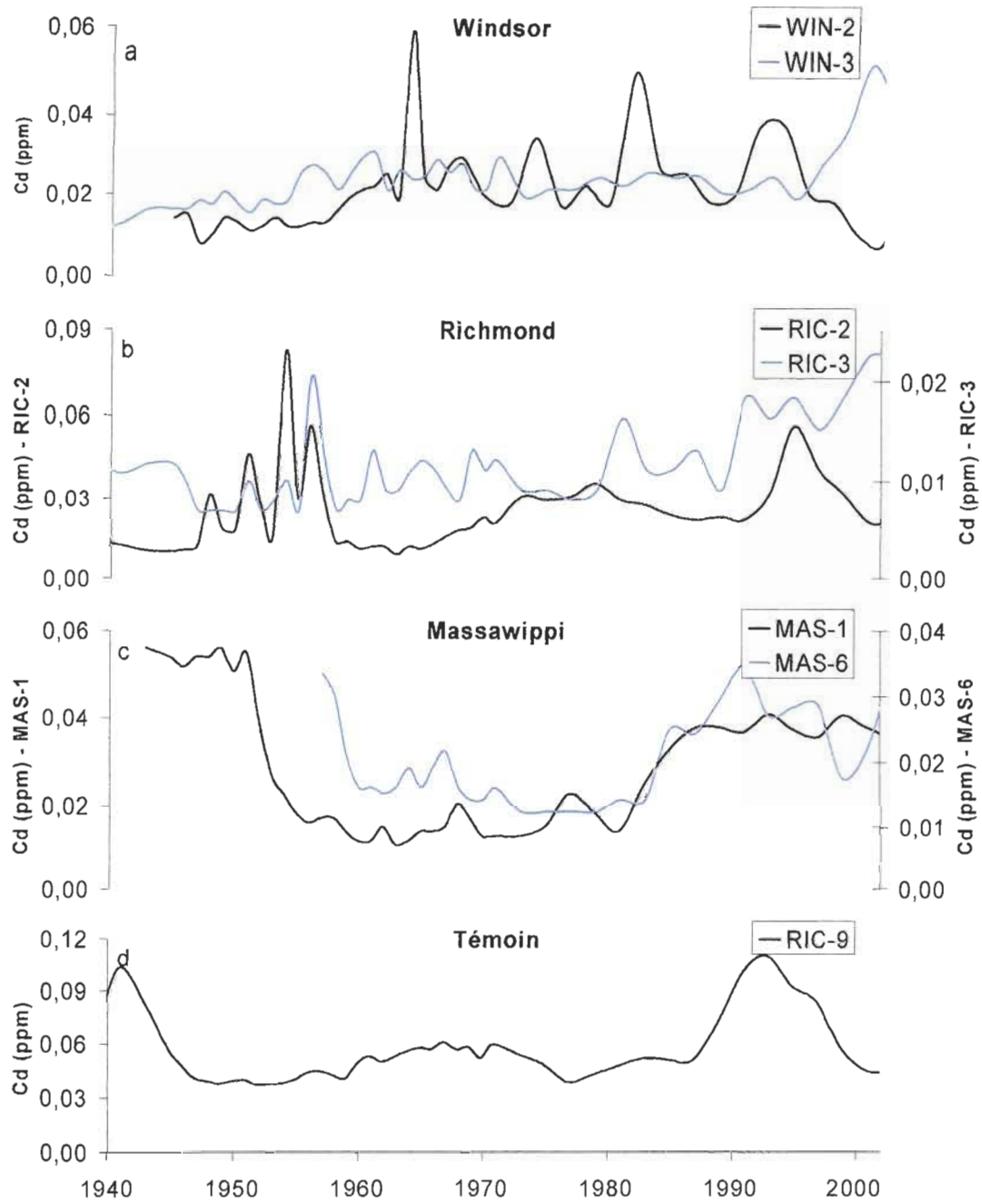


**FIGURE 2.3 :** Profils dendrochronologiques des arbres provenant des trois secteurs à l'étude

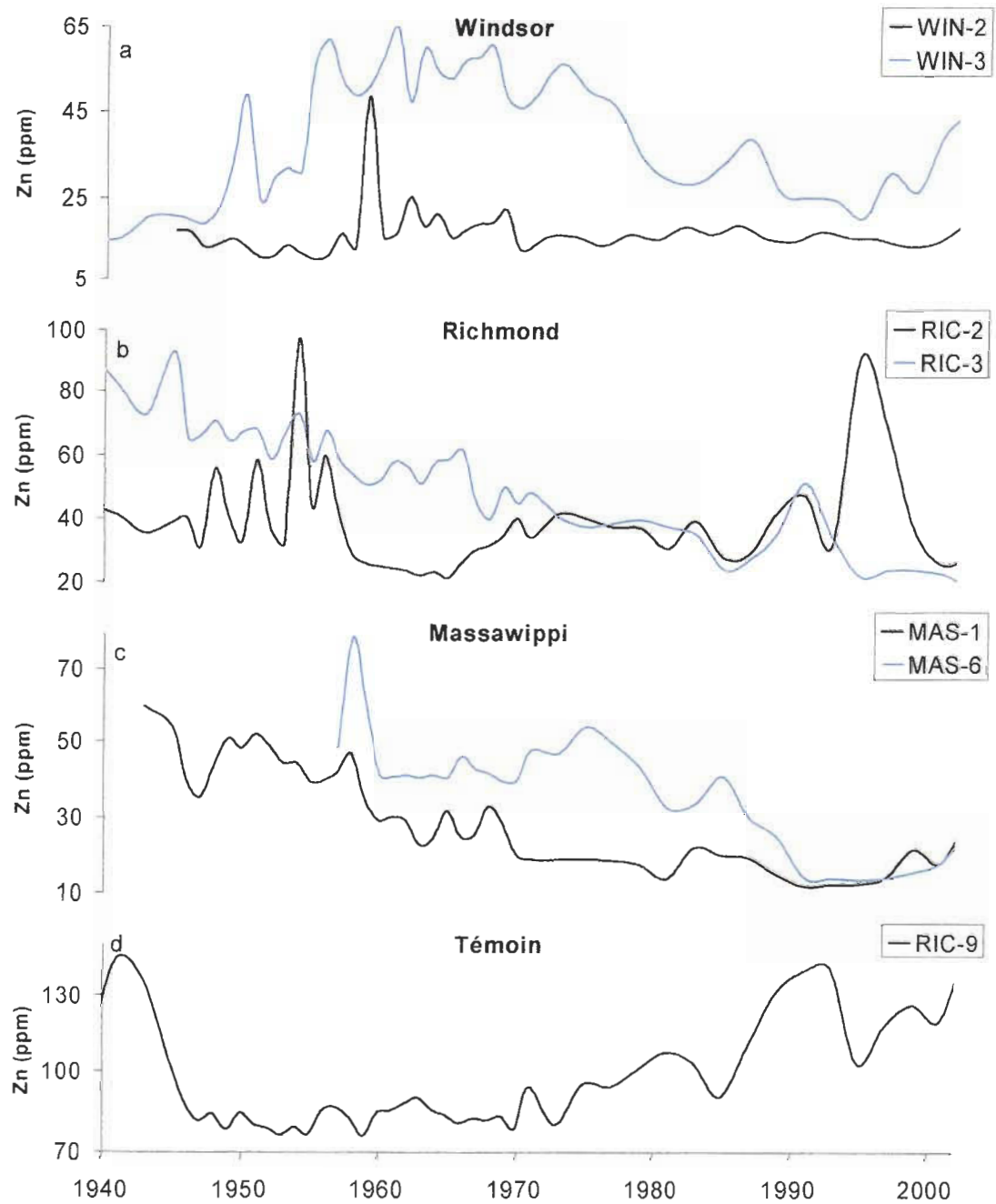




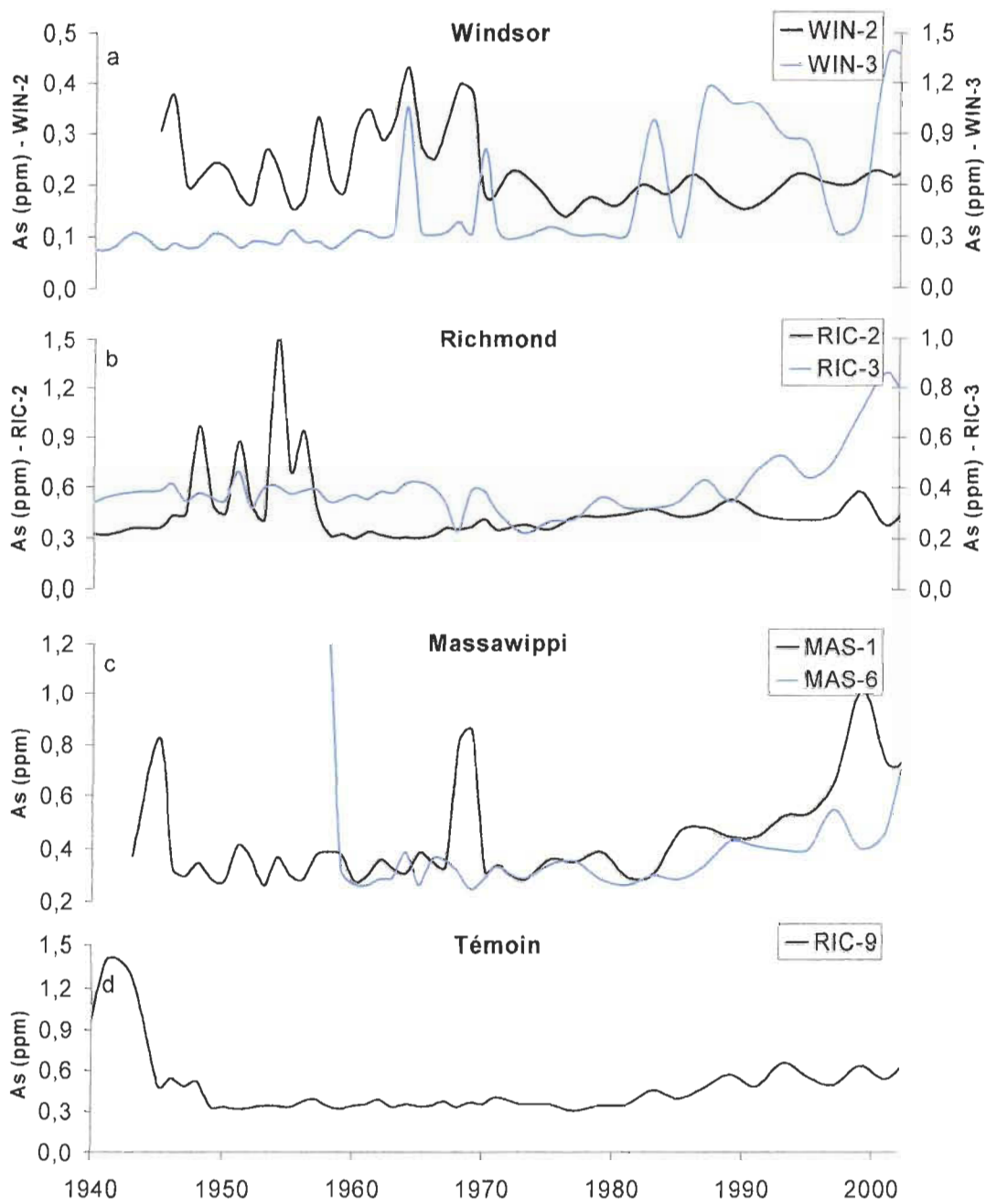
**FIGURE 2.4 :** Profils dendrogéochimiques du plomb (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude



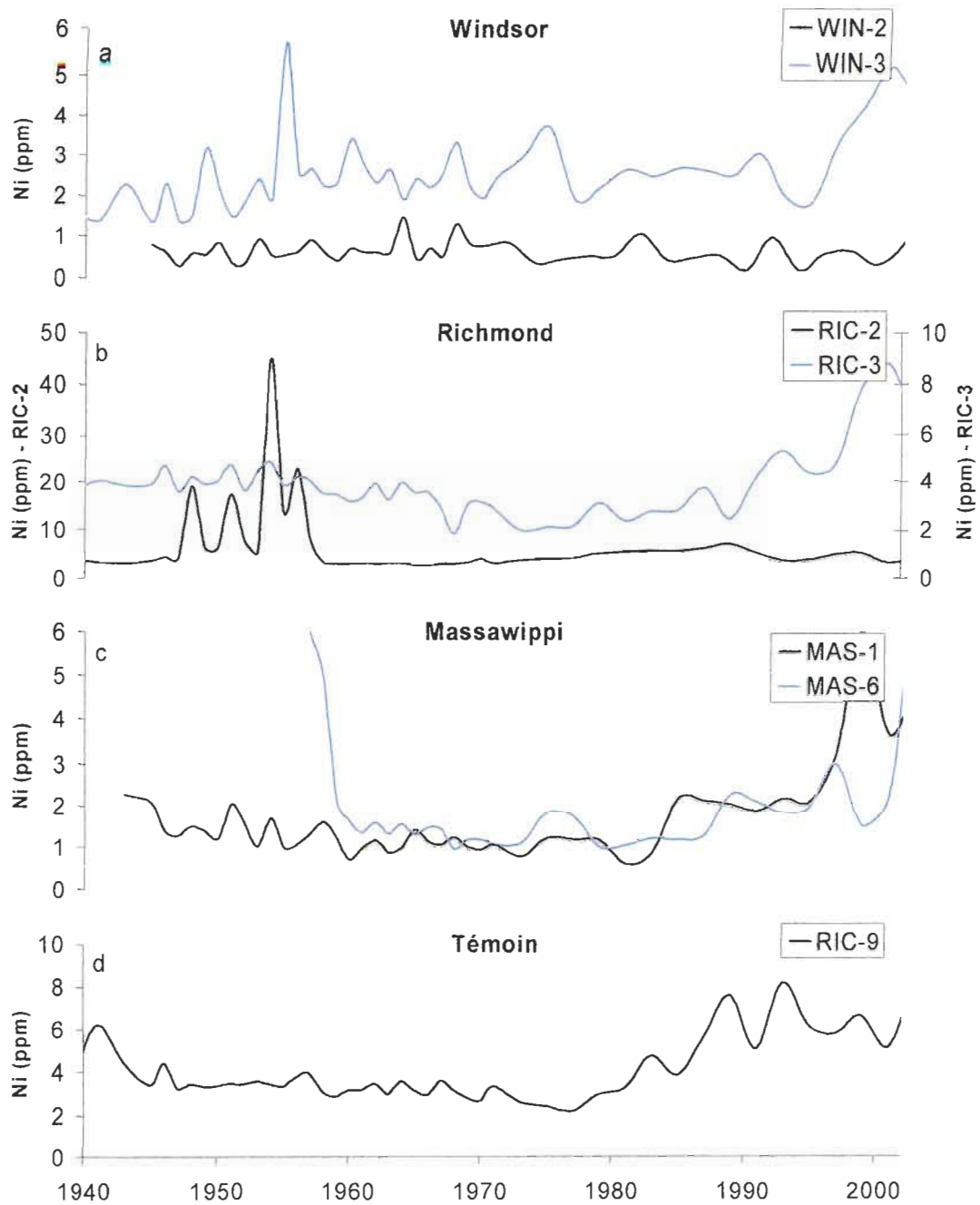
**FIGURE 2.5:** Profils dendrogéochimiques du cadmium (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude



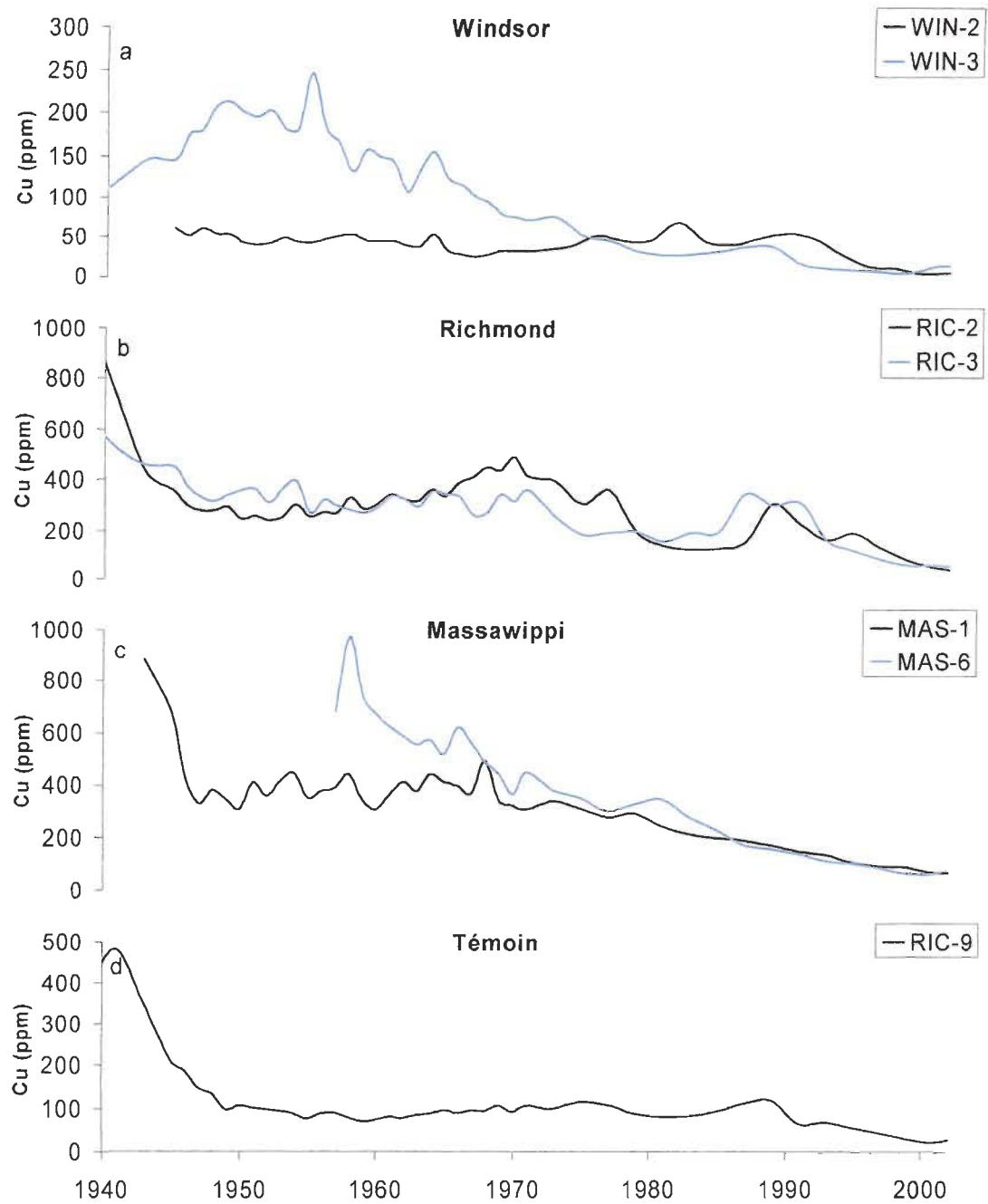
**FIGURE 2.6 :** Profils dendrogéochimiques du zinc (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude



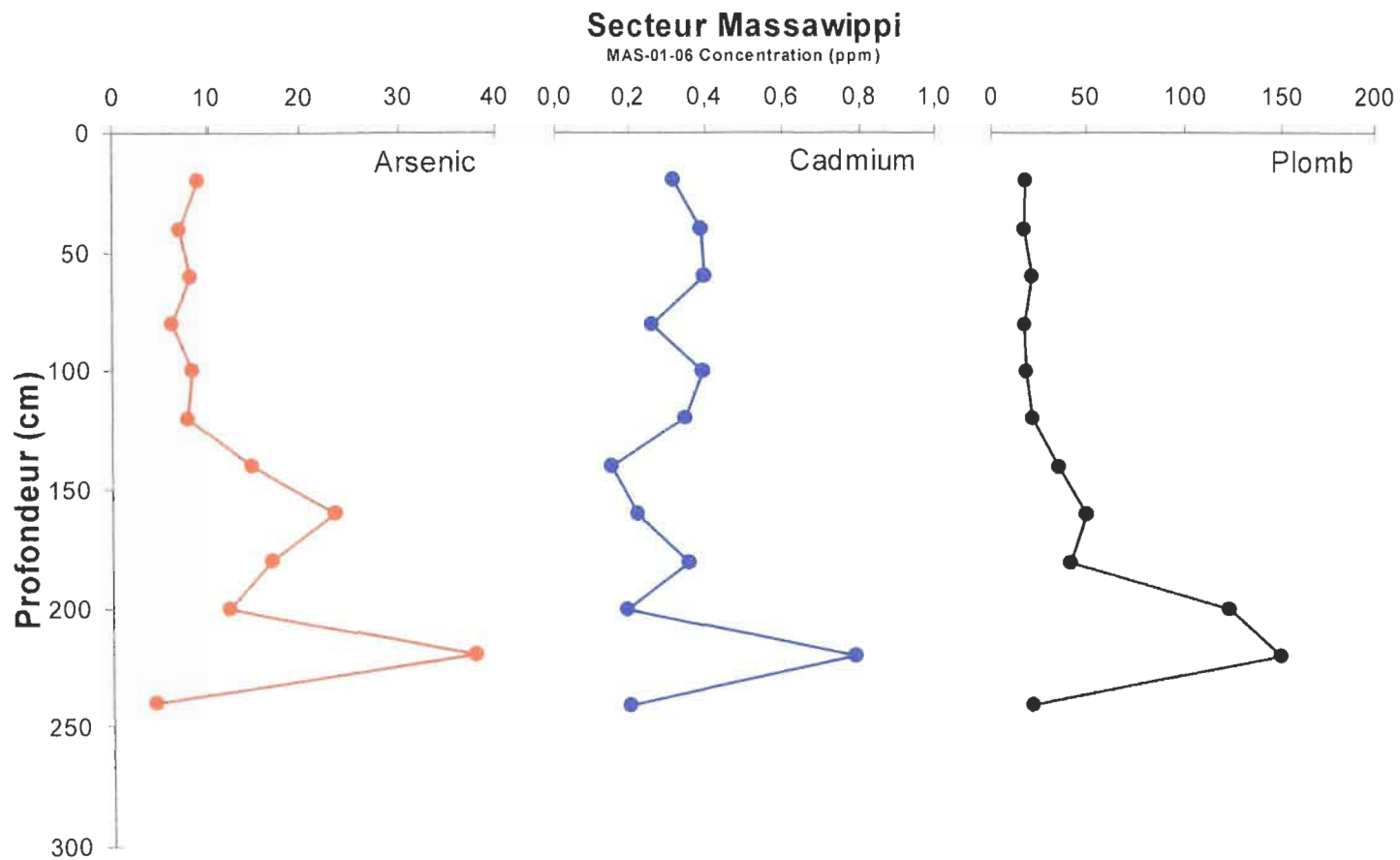
**FIGURE 2.7 :** Profils dendrogéochimiques de l'arsenic (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude



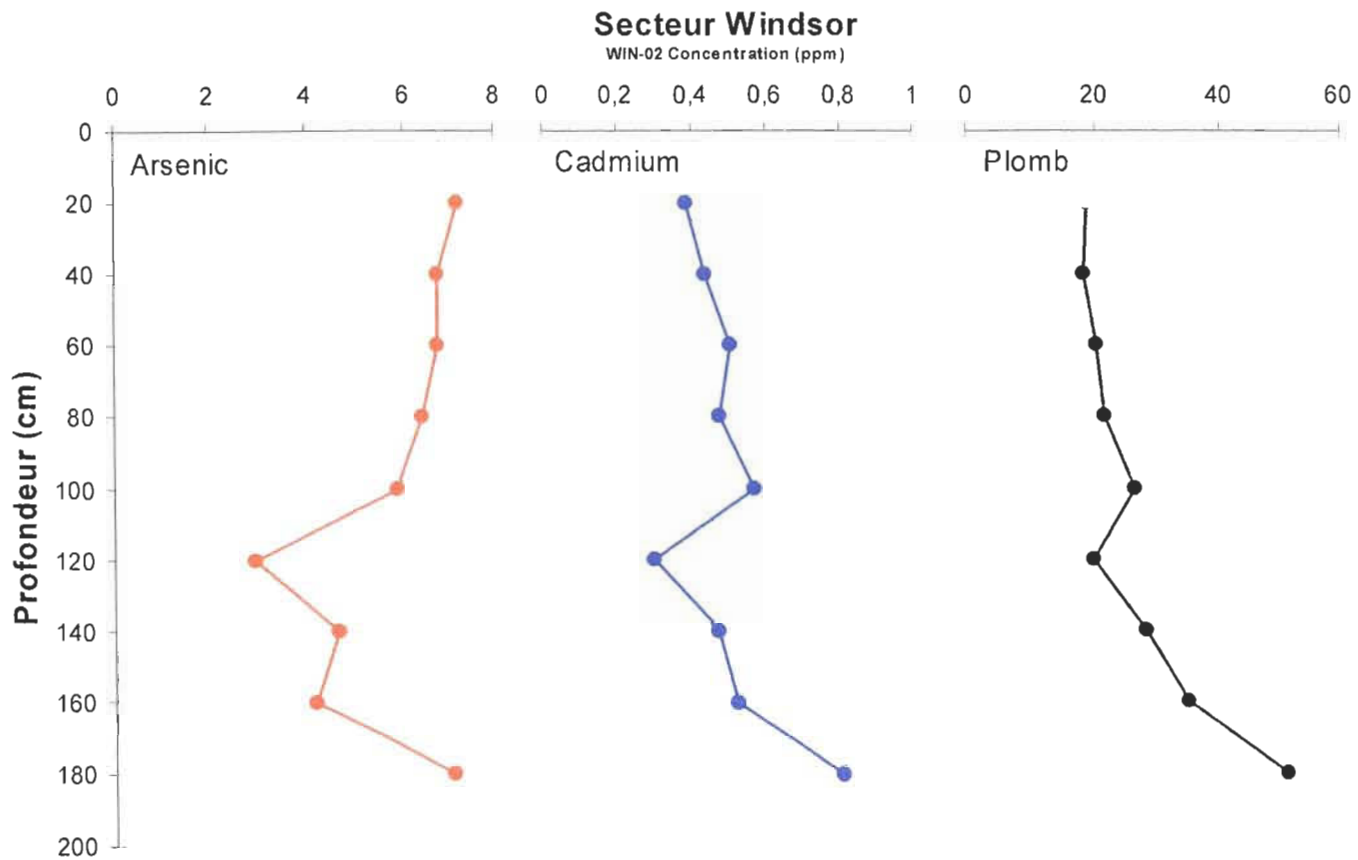
**FIGURE 2.8 :** Profils dendrogéochimiques du nickel (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude



**FIGURE 2.9:** Profils dendrogéochimiques du cuivre (en ppm) des arbres provenant des trois secteurs à l'étude

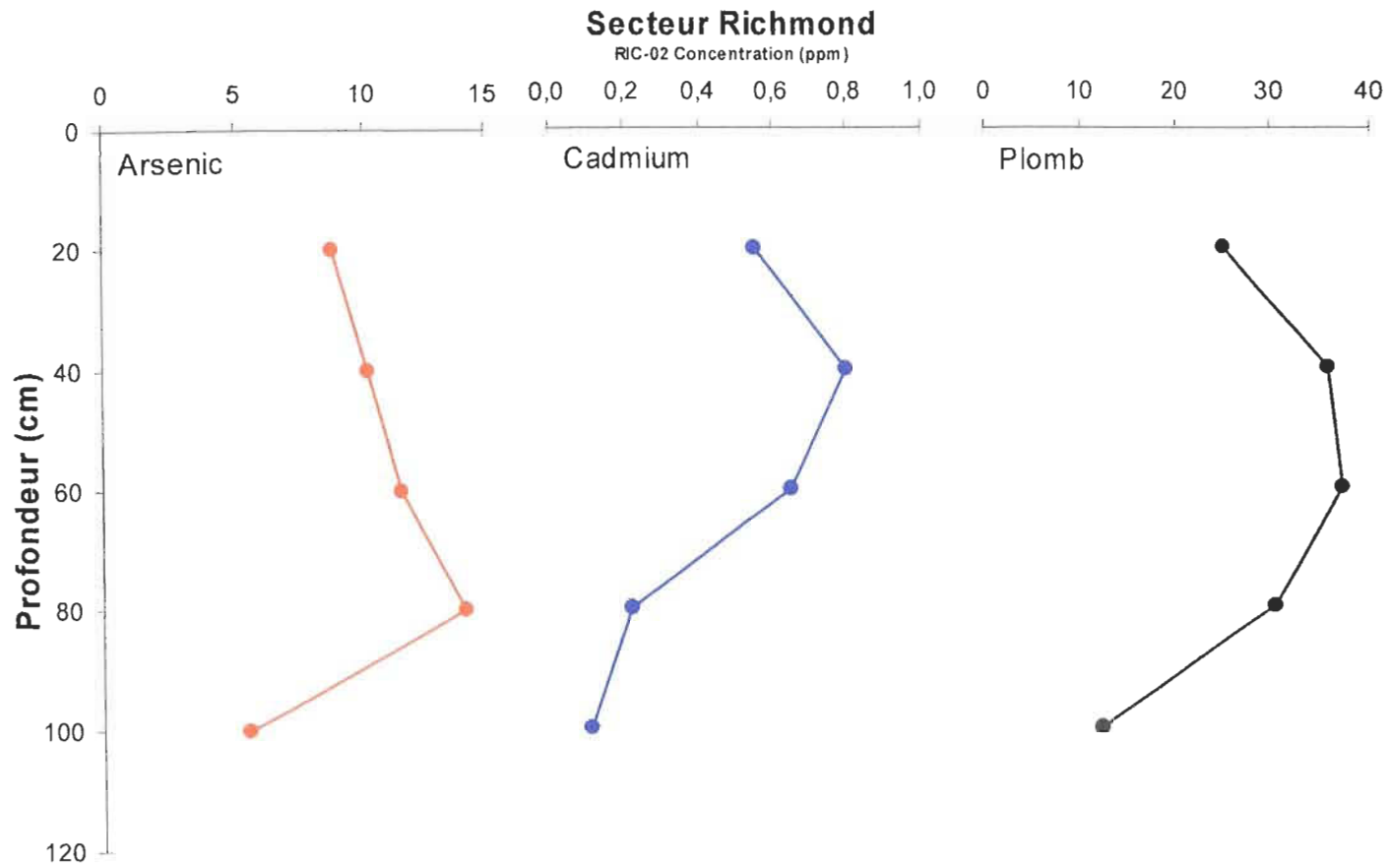


**FIGURE 2.10 :** Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Massawippi

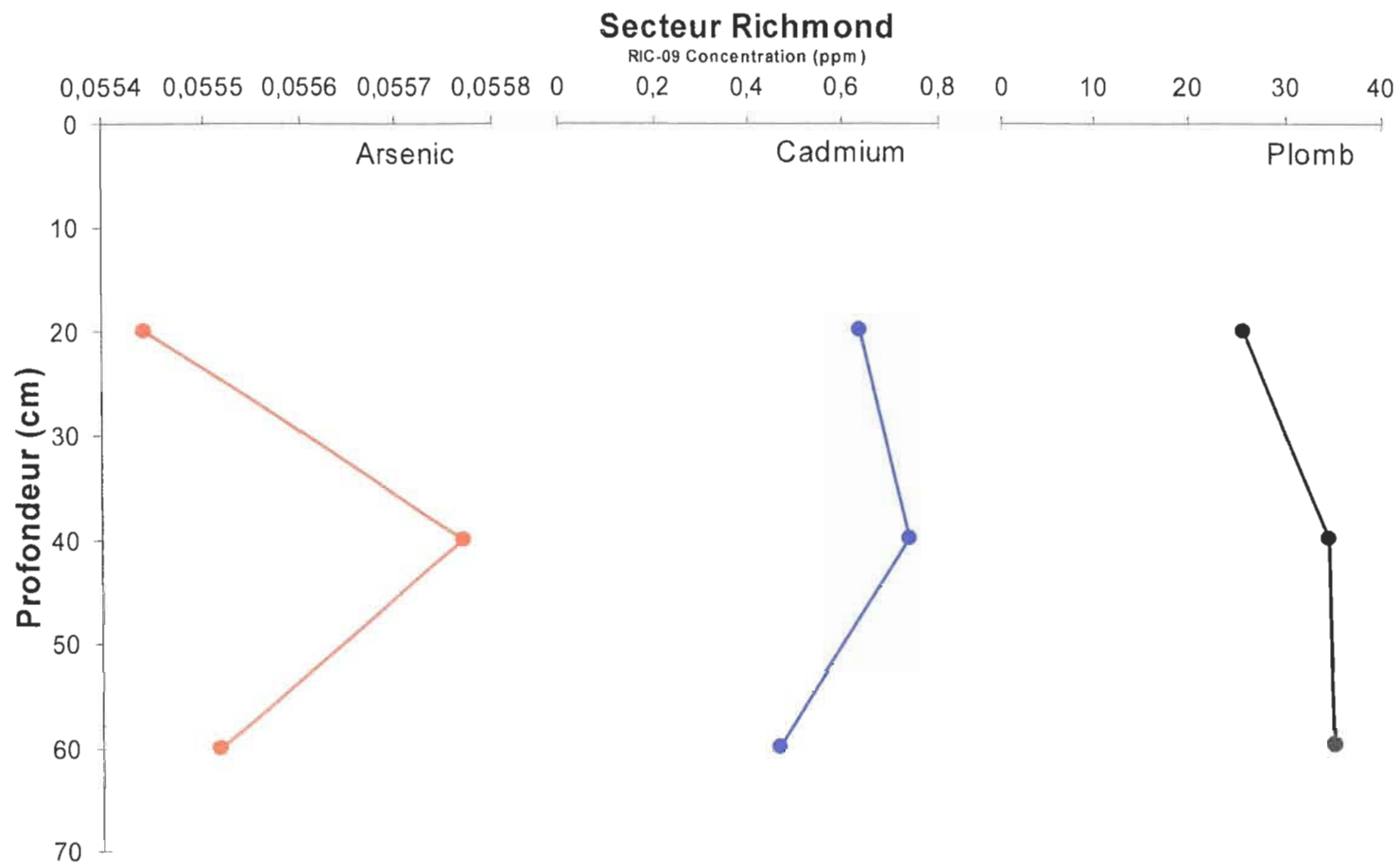


**FIGURE 2.11 :** Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Windsor

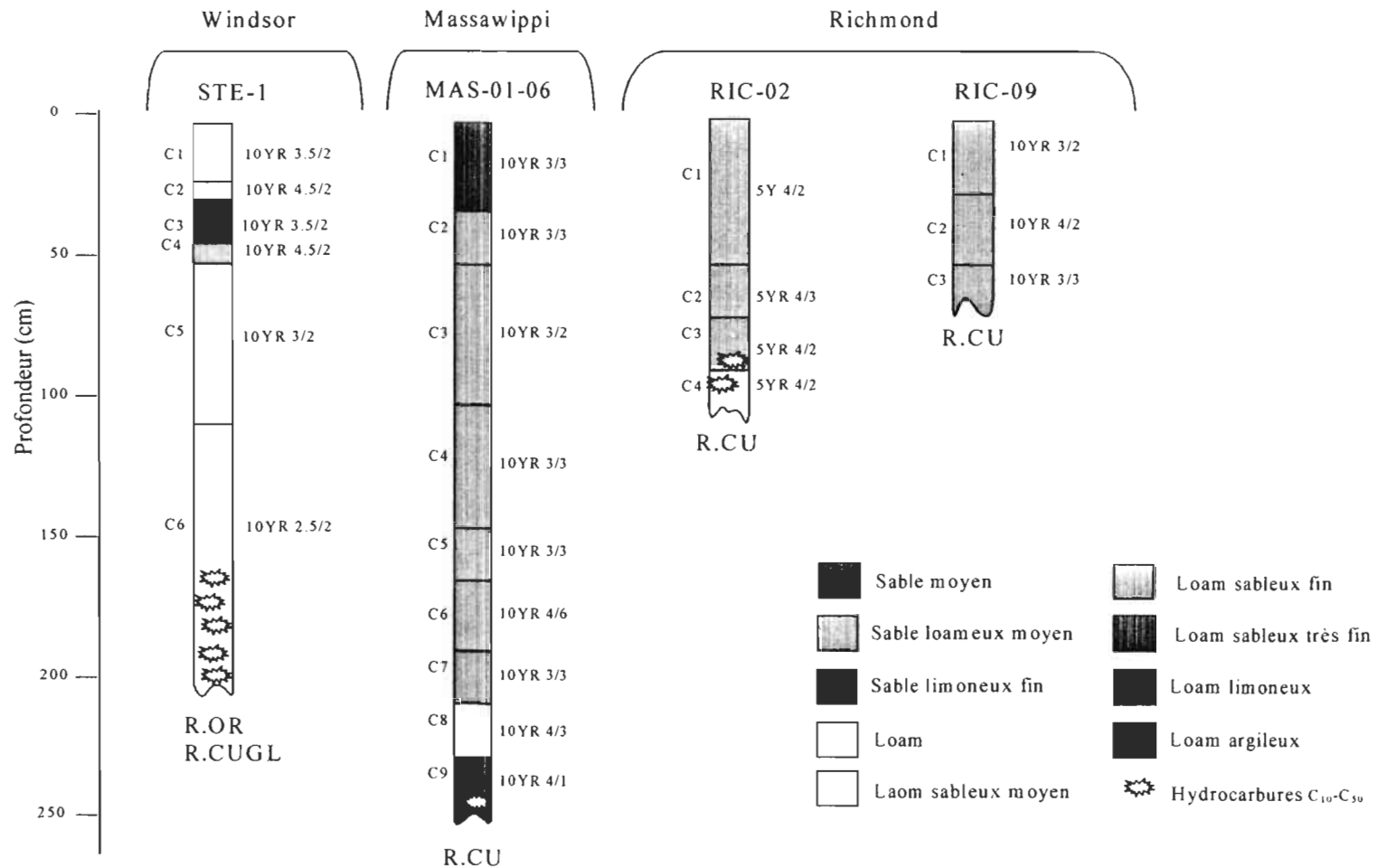




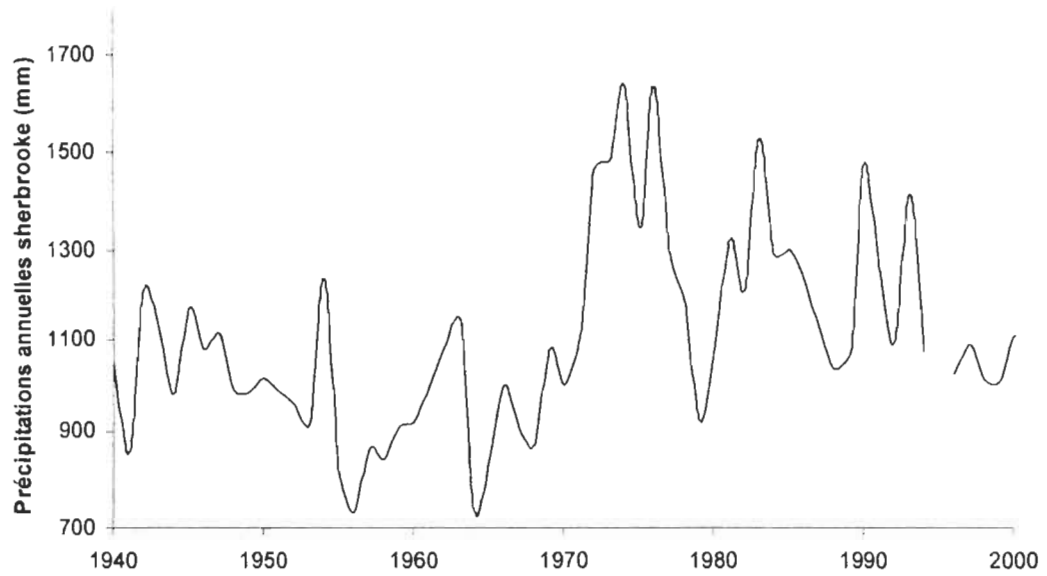
**FIGURE 2.12 :** Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, secteur Richmond



**FIGURE 2.13 :** Concentrations de l'arsenic, du cadmium et du plomb dans le sol, à proximité de l'arbre témoin



**FIGURE 2.14 :** Représentation schématique des profils de sols des trois secteurs à l'étude



**FIGURE 2.15 :** Total des précipitations annuelles dans la région de Sherbrooke. Archive Nationale d'information et de données climatologiques, Environnement Canada

## ANNEXE A

### Directive aux auteurs de la revue *Trees*

Trees - Structure and Function

#### **Description**

Trees - Structure and Function publishes original papers on the physiology, biochemistry, functional anatomy, structure and ecology of trees and other woody plants. Also presented are articles concerned with pathology and technological problems, when they contribute to the basic understanding of structure and function of trees. In addition to original papers, the journal publishes reviews on selected topics concerning the structure and function of trees.

The Founding Editor of Trees - Structure and Function is Hubert Ziegler.

The Managing Editors are Robert D. Guy, Department of Forest Sciences, University of British Columbia, Vancouver, Canada, and Ulrich E. Lüttge, Botanisches Institut der TU, Darmstadt, Germany.

#### **Aims and scope**

*Trees - Structure and Function* will feature original papers treating physiology, biochemistry, functional anatomy, structure and ecology of trees and other woody plants. Papers concerned with pathology and technological problems, when they contribute to the basic understanding of structure and function of trees, will also be included.

In addition to original papers, the journal will publish reviews on selected topics concerning the structure and function of trees.

Fields of interest: Botany, Forestry, Horticulture, Ecology

## **Types of papers**

Trees- Structure and Function" accepts original papers and reviews.

Reviews should not exceed 25 doubled-spaced pages, including tables, figures, and references. They must be subdivided into appropriate sections, including an abstract and brief introduction. The references should comprise relevant publications up to the year in which the paper is submitted.

## **Manuscript Submission**

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

## **Permissions**

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

## **Online Submission**

Authors should submit their manuscripts online. Electronic submission substantially reduces the editorial processing and reviewing times and shortens overall publication times. Please follow the hyperlink "Submit online" on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

**Title Page**

The title page should include:

The name(s) of the author(s)

A concise and informative title

The affiliation(s) and address(es) of the author(s)

The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

**Abstract**

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

**Keywords**

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

**Text Formatting**

Manuscripts should be submitted in Word.

Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.

Use italics for emphasis.

Use the automatic page numbering function to number the pages.

Do not use field functions.

Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.

Use the table function, not spreadsheets, to make tables.

Use the equation editor or MathType for equations.

Note: If you use Word 2007, do not create the equations with the default equation editor but use the Microsoft equation editor or MathType instead.

Save your file in doc format. Do not submit docx files.

### **Headings**

Please use no more than three levels of displayed headings.

### **Abbreviations**

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

### **Footnotes**

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

### **Acknowledgments**

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.



**Scientific style**

Genus and species names should be in italics.

**References****Citation**

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).

This result was later contradicted (Becker and Seligman 1996).

This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1993).

**Reference list**

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work.

**Journal article**

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. doi: 10.1007/s00421-008-0955-8

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 965:325–329

Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med*. Doi:10.1007/s001090000086

Book

South J, Blass B (2001) The future of modern genomics. Blackwell, London

Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) The rise of modern genomics, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

Online document

Doe J (1999) Title of subordinate document. In: The dictionary of substances and their effects. Royal Society of Chemistry. Available via DIALOG.

<http://www.rsc.org/dose/title of subordinate document>. Accessed 15 Jan 1999

Dissertation

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal's name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see [www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php](http://www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php)

### **Tables**

All tables are to be numbered using Arabic numerals.

Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.

For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.

Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.

Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

### **Artwork Guidelines**

For the best quality final product, it is highly recommended that you submit all of your artwork – photographs, line drawings, etc. – in an electronic format. Your art will then be produced to the highest standards with the greatest accuracy to detail. The published work will directly reflect the quality of the artwork provided.

**Electronic Figure Submission**

Supply all figures electronically.

Indicate what graphics program was used to create the artwork.

For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MS Office files are also acceptable.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

**Line Art**

Definition: Black and white graphic with no shading.

Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.

All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.

Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.

Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

**Halftone Art**

Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.

If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.

**Combination Art**

Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.

Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

**Color Art**

Color art is free of charge for online publication.

If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.

If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.

Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

**Figure Lettering**

To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).

Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).

Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.

Avoid effects such as shading, outline letters, etc.

Do not include titles or captions within your illustrations.

### **Figure Numbering**

All figures are to be numbered using Arabic numerals.

Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.

Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).

If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

### **Figure Captions**

Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file. Figure captions begin with the term **Fig.** in bold type, followed by the figure number, also in bold type.

No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.

Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.

Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

### **Figure Placement and Size**

When preparing your figures, size figures to fit in the column width.

For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.

For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide

and not higher than 198 mm.

### **Permissions**

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

### **Electronic Supplementary Material**

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

### **Submission**

Supply all supplementary material in standard file formats.

To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

### **Audio, Video, and Animations**

Always use MPEG-1 (.mpg) format.

### **Text and Presentations**

Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.

A collection of figures may also be combined in a PDF file.

**Spreadsheets**

Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.

If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

**Specialized Formats**

Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

**Collecting Multiple Files**

It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

**Numbering**

If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables (e.g., ". . . as shown in Animation 3").

Name your files accordingly, e.g., Animation3.mpg.

**Captions**

For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

**Processing of supplementary files**

Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

## **Integrity of research and reporting**

### **Conflict of interest**

All benefits in any form from a commercial party related directly or indirectly to the subject of this manuscript or any of the authors must be acknowledged. For each source of funds, both the research funder and the grant number should be given. This note should be added in a separate section before the reference list.

If no conflict exists, authors should state: The authors declare that they have no conflict of interest.

### **After acceptance**

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer's web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice, offprints, or printing of figures in color.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

### **Open Choice**

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink. We regret that Springer Open Choice cannot be ordered for published articles.

### **Copyright transfer**



Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws. Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the author. In opting for open access, they agree to the Springer Open Choice Licence.

**Offprints**

Additional offprints can be ordered by the corresponding author.

**Color illustrations**

Online publication of color illustrations is free of charge. For color in the print version, authors will be expected to make a contribution towards the extra costs.

**Proof reading**

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

**Online First**

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

**Languages**

Articles and abstracts must be in English or in the journal's official language(s), but the journal accepts additional abstracts in other languages of the author's choice (for

instance in the author's first language, if not English or the journal's official language). Such abstracts are optional. Authors would need to supply such abstracts themselves, certify that they are a faithful translation of the official abstract, and they must be supplied in Unicode (see [www.unicode.org](http://www.unicode.org) for details), especially if they are using non-roman characters.

Such abstracts in other languages will carry a disclaimer:

"This abstract is provided by the author(s), and is for convenience of the users only. The author certifies that the translation faithfully represents the official version in the language of the journal, which is the published Abstract of record and is the only Abstract to be used for reference and citation."

### **Springer Open Choice™**

#### **Your Research. Your Choice.**

Springer operates a program called Springer Open Choice. It offers authors to have their journal articles made available with full open access in exchange for payment of a basic fee ('article processing charge').

With Springer Open Choice the authors decide how their articles are published in the leading and well respected journals that Springer publishes. Springer continues to offer the traditional publishing model, but for the growing number of researchers who want open access, Springer journals offer the option to have articles made available with open access, free to anyone, any time, and anywhere in the world. If authors choose open access in the Springer Open Choice program, they will not be required to transfer their copyright.

Whatever the decision, an author's work will always benefit from all Springer has to offer. There is no difference in the way that they are treated between Springer Open Choice articles and other articles among the well over 100,000 that Springer publishes

annually. All articles will be peer-reviewed, professionally produced, and available both in print and in electronic versions on SpringerLink. In addition, every article will be registered in CrossRef and included in the appropriate Abstracting and Indexing services. Springer Open Choice articles will have the possibility of incorporating additional non-text files such as sound or video in the electronic edition.

### **Copyright information**

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before (except in form of an abstract or as part of a published lecture, review or thesis); that it is not under consideration for publication elsewhere; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as - tacitly or explicitly - by the responsible authorities at the institution where the work was carried out. Transfer of copyright to Springer becomes effective if and when the article is accepted for publication. The copyright covers the exclusive right (for U.S. government employees: to the extent transferable) to reproduce and distribute the article, including reprints, translations, photographic reproductions, microform, electronic form (offline, online) or other reproductions of similar nature.

All articles published in this journal are protected by copyright, which covers the exclusive rights to reproduce and distribute the article (e.g., as offprints), as well as all translation rights. No material published in this journal may be reproduced photographically or stored on microfilm, in electronic data bases, video disks, etc., without first obtaining written permission from the publisher. The use of general descriptive names, trade names, trademarks, etc., in this publication, even if not specifically identified, does not imply that these names are not protected by the relevant laws and regulations.

An author may self-archive an author-created version of his/her article on his/her own website. He/she may also deposit this version on his/her institution's and funder's (funder designated) repository, including his/her final version, provided it is not made publicly

available until after 12 months of official publication. He/she may not use the publisher's PDF version which is posted on [www.springerlink.com](http://www.springerlink.com) for the purpose of self-archiving or deposit. Furthermore, the author may only post his/her version provided acknowledgement is given to the original source of publication and a link is inserted to the published article on Springer's website. The link must be accompanied by the following text: "The original publication is available at [www.springerlink.com](http://www.springerlink.com)".

Please use the appropriate DOI for the article (go to the Linking Options in the article, then to OpenURL and use the link with the DOI). Articles disseminated via SpringerLink are indexed, abstracted and referenced by many abstracting and information services, bibliographic networks, subscription agencies, library networks, and consortia.

The author warrants that this contribution is original and that he/she has full power to make this grant. The author signs for and accepts responsibility for releasing this material on behalf of any and all co-authors.

After submission of this agreement signed by the corresponding author, changes of authorship or in the order of the authors listed will not be accepted by Springer.

While the advice and information in this journal is believed to be true and accurate at the date of its publication, neither the authors, the editors, nor the publisher can accept any legal responsibility for any errors or omissions that may be made. The publisher makes no warranty, express or implied, with respect to the material contained herein.

Special regulations for photocopies in the USA. Photocopies may be made for personal or in-house use beyond the limitations stipulated under Section 107 or 108 of U.S. Copyright Law, provided a fee is paid. All fees should be paid to the Copyright Clearance Center, Inc., 222 Rosewood Drive, Danvers, MA 01923, USA, Tel.:+1-978-7508400, Fax:+1-978-6468600, <http://www.copyright.com>, stating the ISSN 0931-1890,

the volume, and the first and last page numbers of each article copied. The copyright owner's consent does not include copying for general distribution, promotion, new works, or resale. In these cases, specific written permission must first be obtained from the publisher.

The Canada Institute for Scientific and Technical Information (CISTI) provides a comprehensive, world-wide document delivery service for all Springer journals. For more information, or to place an order for a copyright-cleared Springer document, please contact Client Assistant, Document Delivery, CISTI, Ottawa K1A 0S2, Canada (Tel. +1-613-9939251, Fax +1-613-9528243, e-mail: [cisti.docdel@nrc.ca](mailto:cisti.docdel@nrc.ca)).