

# Enjeux contemporains en forêt tempérée au Québec — Partie 3 : Les polluants atmosphériques

par Louis Duchesne,<sup>1</sup> Rock Ouimet<sup>1</sup>, François Guillemette<sup>1</sup> et Steve Bédard<sup>1</sup>

## RÉSUMÉ

Cet article est le troisième d'une série qui vise à documenter les enjeux contemporains en forêt tempérée au Québec. Nous y abordons plus spécifiquement les polluants atmosphériques, notamment les polluants atmosphériques acidifiants à l'origine du phénomène des pluies acides, l'ozone troposphérique et les éléments traces. Nous discutons brièvement des sources anthropiques de ces polluants, de l'état de la situation, de leurs effets sur les écosystèmes forestiers et des enjeux qui en découlent pour la forêt tempérée au Québec. Les polluants atmosphériques proviennent majoritairement de la combustion de combustibles fossiles pour la production d'énergie et pour le secteur des transports. Depuis le milieu des années 1990, grâce aux programmes de réduction des émissions de polluants atmosphériques mis en œuvre au Canada et aux États-Unis, les émissions et les concentrations dans l'air ambiant de la plupart des polluants ont baissé significativement. L'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), une essence dominante dans la zone tempérée nordique, s'avère particulièrement sensible aux polluants atmosphériques et à leurs effets sur les écosystèmes. La pollution chronique historique de ces forêts engendre donc une perte de services écosystémiques importante. Des suivis environnementaux des écosystèmes forestiers se poursuivent afin de documenter la réaction des écosystèmes forestiers à la baisse contemporaine des émissions anthropiques de polluants atmosphériques en Amérique du Nord.

**Mots-clés :** pollution atmosphérique, pluies acides, émissions acidifiantes, qualité de l'air, métaux lourds

## ABSTRACT

This paper is the third in a series documenting contemporary issues in Québec's temperate forest. It addresses air pollutants, including the acidifying air pollutants that cause acid rain, as well as ground-level ozone and trace elements. It briefly discusses the anthropogenic sources of these pollutants, their current status, their impacts on forest ecosystems and the issues they cause for Québec's temperate forest. Most air pollutants come from combustion of fossil fuels for energy production or transportation. Since the mid-1990s, thanks to pollutant emission reduction programs implemented in Canada and the United States, emissions and ambient air concentrations of most pollutants have declined significantly. Sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.), a dominant species in the northern temperate zone, is especially sensitive to air pollutants and their impacts for ecosystems. Previous chronic pollution of these forests has resulted in significant loss of ecosystem services. However, environmental monitoring is ongoing with a view to documenting ecosystem reactions in the wake of contemporary decreases in anthropogenic emissions of air pollutants in North America.

**Keywords:** air pollution, acid rain, acidifying emissions, air quality, heavy metals

<sup>1</sup> Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec, 2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8, Canada

\*Auteur de correspondance: francois.guillemette@mrnf.gouv.qc.ca

## Introduction

En plus du monoxyde de carbone (CO) qui, une fois dans l'atmosphère, se transforme en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et contribue de façon prépondérante aux changements climatiques<sup>2</sup>, d'autres polluants atmosphériques peuvent être dommageables pour les écosystèmes forestiers. Parmi ceux-ci, on trouve les polluants atmosphériques acidifiants à l'origine du phénomène des pluies acides (principalement le dioxyde de soufre [SO<sub>2</sub>] et les oxydes d'azote [NO<sub>x</sub>]), l'ozone troposphérique et les éléments traces.

Dans ce troisième article d'une série traitant des enjeux contemporains en forêt tempérée au Québec (voir la partie 1 de la présente série d'articles : Duchesne *et al.* (Sous presse) pour la définition du territoire à l'étude), nous synthétisons la littérature existante à propos des sources anthropiques de ces polluants, de l'état de la situation, de leurs effets sur les écosystèmes forestiers et des enjeux qui en découlent au Québec.

## Les polluants atmosphériques acidifiants

Les polluants atmosphériques acidifiants (SO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub>) proviennent majoritairement de la combustion de combustibles fossiles pour la production d'énergie. En Amérique du Nord, les principaux émetteurs de SO<sub>2</sub> sont l'industrie pétrolière et gazière, le secteur de la production d'énergie électrique au charbon et le secteur de la fonte et de l'affinage des métaux non ferreux. Pour les NO<sub>x</sub>, le secteur du transport est la principale source, à laquelle s'ajoutent l'industrie pétrolière et gazière et la production d'énergie électrique au charbon (ECCC 2023a). Au contact de la vapeur d'eau de l'atmosphère, ces polluants se transforment respectivement en acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) et en acide nitrique (HNO<sub>3</sub>), lesquels peuvent être transportés sur de grandes distances par les vents dominants avant de retomber au sol sous forme humide ou sèche. Ces polluants sont à l'origine des « pluies acides », un phénomène dont les dommages causés aux écosystèmes terrestres et aquatiques, ainsi qu'aux infrastructures, sont bien démontrés.

Au cours des dernières décennies, le Canada et les provinces ont conclu une série d'accords nationaux et internationaux visant à réduire les émissions de polluants atmosphériques : la *Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance* de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, initiée en 1979, a été suivie de l'*Accord entre le gouvernement du Canada et le gouvernement des États-Unis sur la qualité de l'air* en 1991, de la *Stratégie pan-canadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000*, ratifiée en 1998, et du *Plan d'action visant les pluies acides* des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et des Premiers ministres de l'Est du Canada, aussi en 1998. La mise en place de diverses mesures, notamment dans le secteur de l'énergie électrique, s'est concrétisée par une réduction importante des émissions atmosphériques et des dépôts de SO<sub>2</sub> et de NO<sub>x</sub> au Canada et aux États-Unis (ECCC 2023a). Les mesures réalisées dans les réseaux de surveillance de la composition chimique des précipitations révèlent que la baisse des émissions s'est traduite par une baisse d'environ 60 % des dépôts de sulfate (SO<sub>4</sub>), de même que par une réduction de 30 % des dépôts de nitrate (NO<sub>3</sub>) dans l'est de l'Amérique du Nord de 1990 à 2019 (Fig. 1,

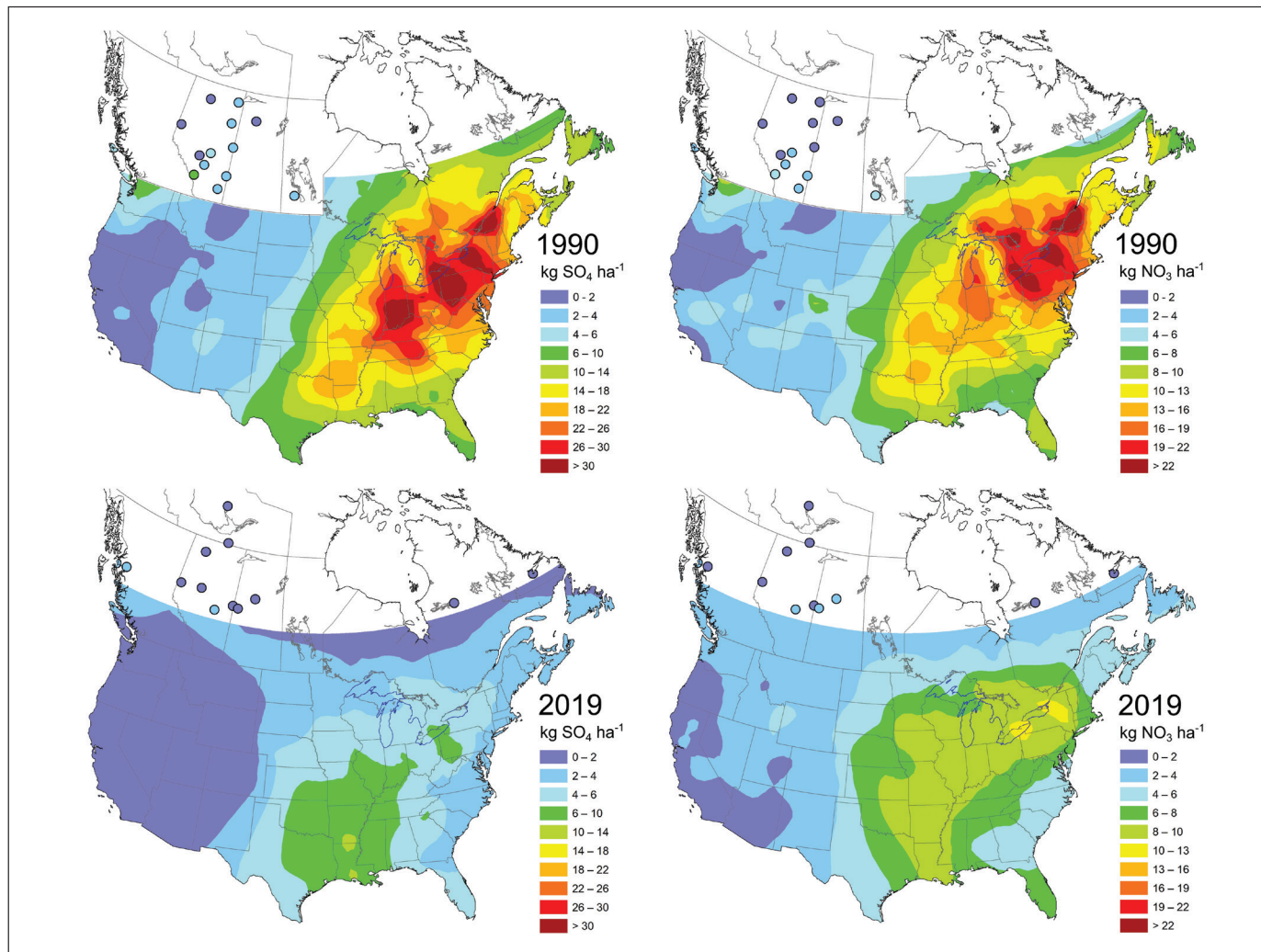
Cheng *et al.* 2022). Les mesures prises à trois stations du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) confirment ces tendances pour le Québec, avec une baisse marquée des concentrations en SO<sub>2</sub> et en NO<sub>3</sub> et une hausse du pH des précipitations (voir la Fig. 2 qui illustre les tendances à la station située dans la zone tempérée nordique). Malgré l'amélioration de la situation, les polluants acidifiants restent préoccupants et continuent d'entraîner des conséquences importantes pour l'environnement, selon les conclusions du dernier rapport d'étape de l'Accord sur la qualité de l'air publié en 2023 (ECCC 2023a).

Les pluies acides induisent des dommages aux organes foliaires des arbres et perturbent l'activité des enzymes, des microorganismes et des champignons mycorhiziens (Zhang *et al.* 2023). De plus, les pluies acides appauvrissent et acidifient les sols des écosystèmes forestiers, augmentent la disponibilité des métaux toxiques dans les sols acides et peuvent engendrer des carences en nutriments chez les arbres, ce qui menace le maintien à long terme de la productivité des forêts (Likens *et al.* 1996; Houle *et al.* 1997; Driscoll *et al.* 2001; Duchesne et Houle 2006, 2008; Johnson *et al.* 2008; Zhang *et al.* 2023). Les effets de l'acidification dépendent du pH du sol qui détermine son pouvoir tampon et le rapport Ca/Al est un bon indicateur de la toxicité de l'aluminium qui, en grande quantité, nuit à la division cellulaire des racines et n'est que peu transloqué dans la plante.

Ce phénomène est particulièrement préoccupant pour l'érable à sucre, une essence éminemment sensible à la disponibilité en cation de calcium (Ca) et de magnésium (Mg) ainsi qu'à l'acidité du sol. Cette sensibilité a été démontrée à partir de nombreuses études qui ont relié la croissance, l'abondance, le statut nutritif, la mortalité, la survie, l'activité photosynthétique et les symptômes de dépérissement de l'érable à sucre à la disponibilité en cations basiques et à la fertilité du sol (Tableau 1). L'influence de la fertilité du sol sur ces paramètres de performance de l'essence a aussi été démontrée à plusieurs reprises à partir d'expérimentations en forêt et en milieux contrôlés (Tableau 1). Plusieurs de ces études ont aussi démontré que le hêtre à grandes feuilles est beaucoup moins sensible que l'érable à sucre à la disponibilité en cations basiques et à la fertilité du sol (Tableau 1). En fonction de ces connaissances, les pluies acides ont été identifiées parmi les facteurs ayant contribué à l'apparition du phénomène de dépérissement des érablières au début des années 1980 ainsi qu'à la prolifération du hêtre à grandes feuilles dans les érablières dépérissantes.

L'utilisation du concept de la charge critique en acidité des écosystèmes, c'est-à-dire la charge d'acidité qu'un écosystème peut absorber à long terme sans subir de dommages, a permis à la communauté scientifique de quantifier l'incidence et la sévérité des effets des dépôts acides dans les écosystèmes forestiers dans l'est de l'Amérique du Nord (Burns *et al.* 2008; Ouimet *et al.* 2001, 2006; Clark *et al.* 2018; Cathcart *et al.* 2024). Avec la diminution contemporaine de l'acidité des précipitations, le dépassement de la charge critique en acidité des écosystèmes a considérablement diminué depuis les années 2000 (Cheng *et al.* 2022), et l'on commence à percevoir des signes d'amélioration de la fertilité du sol (Lawrence *et al.* 2015; Hazlett *et al.* 2020; Lawrence et Bailey 2021). Cependant, celle-ci prendra sans doute encore de nombreuses décennies avant de recouvrer complètement le même niveau qu'avant le début de l'acidification anthropique (Caputo *et al.* 2016; Watmough *et al.* 2016). À l'équilibre avec le CO<sub>2</sub> atmosphérique, la pluie non contaminée présente un pH légèrement acide d'environ 5,6. Malgré l'amélioration de la situation, les apports atmosphériques d'azote

2 Duchesne, L., F. Guillemette, S., Bédard et R. Ouimet. (En révision). Enjeux contemporains en forêt tempérée au Québec — Partie 4 : Les changements climatiques. Soumis à For. Chron.

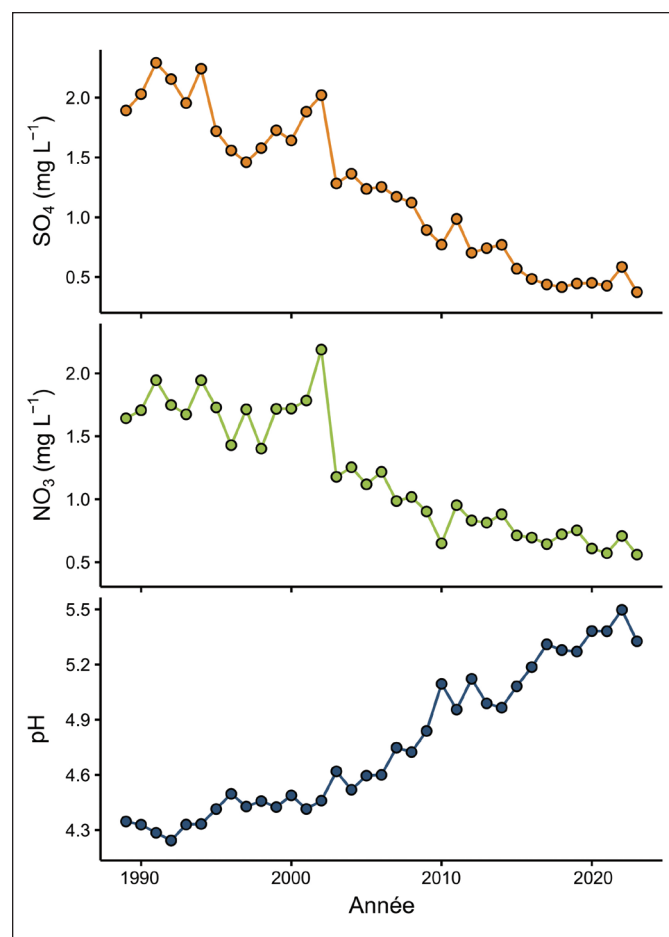


**Fig. 1.** Évolution des dépôts humides annuels de sulfates ne provenant pas du sel de mer ( $\text{SO}_4$ , colonne de gauche) et de nitrates ( $\text{NO}_3$ , colonne de droite) en Amérique du Nord de 1990 [rangée du haut] à 2019 [rangée du bas]. Source : Division de la recherche sur la qualité de l'air, Environnement et Changement climatique Canada, Cartes de Dépôt Humide - Catalogue de données d'ECCEC.

**Tableau 1.** Exemples d'études qui documentent les relations entre la croissance, l'abondance, le statut nutritif, la mortalité, la survie, l'activité photosynthétique, les symptômes de dépérissement de l'érable à sucre et la fertilité du sol ainsi que la sensibilité de l'érable à sucre à la fertilité du sol à partir d'expérimentations en forêts et en milieux contrôlés.

Type d'étude	Références (en ordre chronologique croissant)
Étude des relations pour l'érable à sucre	Bernier et Brazeau 1988a, 1988b, 1988c; Bernier <i>et al.</i> 1989; Ouimet et Camiré 1995, Ouimet <i>et al.</i> 1995; Wilmot <i>et al.</i> 1995; van Breemen <i>et al.</i> 1997; Horsley <i>et al.</i> 2000; McLaughlin <i>et al.</i> 2000; Arii <i>et al.</i> 2002, 2005; Drohan <i>et al.</i> 2002; Duchesne <i>et al.</i> 2002; Watmough 2002; St. Clair <i>et al.</i> 2005; Hallett <i>et al.</i> 2006; Kogelmann <i>et al.</i> 2006; Schaberg <i>et al.</i> 2006; Houle <i>et al.</i> 2007; Zaccherio <i>et al.</i> 2007; Page et Mitchell 2008; Long <i>et al.</i> 2009; Park et Yanai 2009; Bilodeau-Gauthier <i>et al.</i> 2011; Watmough <i>et al.</i> 2010; Sullivan <i>et al.</i> 2013; Pitel <i>et al.</i> 2014; Bishop <i>et al.</i> 2015; Cleavitt <i>et al.</i> 2018; Fernando <i>et al.</i> 2016; Lawrence <i>et al.</i> 2018; Soubeyrand <i>et al.</i> 2024
Expérimentations pour l'érable à sucre	Hendershot 1991; Ouimet et Fortin 1992; Paré <i>et al.</i> 1993; Ouimet <i>et al.</i> 1996a, 1996b; Wilmot <i>et al.</i> 1996; Long <i>et al.</i> 1997; Burke <i>et al.</i> 1998; Moore <i>et al.</i> 2000, 2008, 2012; Kobe <i>et al.</i> 2002; Wargo <i>et al.</i> 2002; Bailey <i>et al.</i> 2004; Juice <i>et al.</i> 2006; Moore et Ouimet 2006, 2014, 2021; Bigelow et Canham 2007; Huggett <i>et al.</i> 2007; Gradowski et Thomas 2008; Ouimet <i>et al.</i> 2008, 2017; Minocha <i>et al.</i> 2010; Cleavitt <i>et al.</i> 2011; Long <i>et al.</i> 2011; Duchesne <i>et al.</i> 2013; Halman <i>et al.</i> 2013, 2015; Battles <i>et al.</i> 2014; Marlow et Peart 2014; Long <i>et al.</i> 2015; Momen <i>et al.</i> 2015; Nolet <i>et al.</i> 2015; Collin <i>et al.</i> 2017, 2018; Bognounou <i>et al.</i> 2023
Comparaison de la sensibilité de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles	Long <i>et al.</i> 1997; van Breemen <i>et al.</i> 1997; Arii <i>et al.</i> 2002, 2005; Kobe <i>et al.</i> 2002; Bigelow et Canham 2007; Page et Mitchell 2008; Moore <i>et al.</i> 2008; Park et Yanai 2009; Minocha <i>et al.</i> 2010; Long <i>et al.</i> 2011; Duchesne <i>et al.</i> 2013; Marlow et Peart 2014; Battles <i>et al.</i> 2014; Halman <i>et al.</i> 2015; Nolet <i>et al.</i> 2015; Ouimet <i>et al.</i> 2017; Cleavitt <i>et al.</i> 2018; Lawrence <i>et al.</i> 2018; Bognounou <i>et al.</i> 2023; Tourville <i>et al.</i> 2023
Discussions et revues de littérature	Jones et Hendershot 1989; St. Clair <i>et al.</i> 2008; Bal <i>et al.</i> 2015; West <i>et al.</i> 2023





**Fig. 2.** Évolution de la concentration annuelle moyenne de sulfates ( $\text{SO}_4$ ) et de nitrates ( $\text{NO}_3$ ) ainsi que du pH de la précipitation mesurée à la station du Lac Clair (Station touristique Duchesnay, Québec, Canada) du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec pour la période 1989-2023.

demeurent tout de même une préoccupation à ce jour (Pardo *et al.* 2019). Bien qu'il soit essentiel à la croissance des plantes, l'azote en apport chronique dans les écosystèmes forestiers peut saturer les sols, ce qui peut entraîner un lessivage et un appauvrissement en cations. Des expérimentations d'ajouts chroniques d'azote à long terme ont démontré que les érablières y étaient particulièrement sensibles (Moore et Houle 2023), tandis que les forêts boréales semblent très résilientes (Houle *et al.* 2024a, 2024b).

Étant donné la dominance de l'érable à sucre dans la zone tempérée du nord-est de l'Amérique ainsi que l'importance du territoire caractérisé par des sols ayant un faible pouvoir tampon, la pollution chronique historique de ces forêts par les polluants atmosphériques acidifiants engendre une perte de services écosystémiques importante. Par exemple, rien qu'au début des années 1980, il a été estimé que deux millions d'entailles (soit environ 15 % du nombre total d'entailles au Québec à l'époque) ont été perdues pour la production de sirop d'érable en raison du dépérissement de l'érable à sucre, ce qui a engendré une perte financière de dizaines de millions de dollars pour les producteurs (Jones et Hendershot 1998). Dans les Adirondacks, les forêts décidues dégradées par l'acidité ne fournissent qu'environ la moitié des avantages potentiels des forêts sur des sols modérément à bien tamponnés (c'est-à-dire

non acidifiés), en raison de la perte en valeur actuelle nette des produits du bois, du sirop d'érable, de la séquestration du carbone et de la qualité visuelle (Beier *et al.* 2017). De plus, les effets des pluies acides sur les écosystèmes forestiers de la région limitent les possibilités de gestion durable de ces écosystèmes et, par conséquent, réduisent leur valeur économique et culturelle potentielle pour les générations actuelles et futures (Caputo *et al.* 2016). Entre autres, bien qu'une sylviculture appropriée puisse réussir à régénérer l'érable à sucre sur des sols bien tamponnés, l'établissement de nouvelles cohortes naturelles d'érables sur des sols acidifiés est peu probable (Caputo *et al.* 2016). Cela indique que les érablières que l'on trouve actuellement sur les sols acidifiés représentent un héritage écologique. Selon les scénarios de récolte retenus, l'érable à sucre risque donc d'y être remplacé à moyen ou à long terme par des essences comme l'érable rouge et le hêtre à grandes feuilles. Étant donné que les sols forestiers mal tamponnés devraient prendre des décennies à se remettre complètement de l'acidification, ce changement de composition représente un héritage à long terme des pluies acides (Caputo *et al.* 2016).

### L'ozone troposphérique

L'ozone troposphérique ( $\text{O}_3$ ) n'est pas un polluant émis, mais plutôt un polluant dit « secondaire » qui se forme à la suite de réactions photochimiques entre les  $\text{NO}_x$ , les composés organiques volatils (COV) et d'autres polluants présents dans l'atmosphère. Sous l'effet du rayonnement ultraviolet, le dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ) réagit avec l'oxygène de l'air et produit de l' $\text{O}_3$ . Toutefois, le monoxyde d'azote (NO) réagit rapidement avec l' $\text{O}_3$ , ce qui fait diminuer temporairement la concentration d' $\text{O}_3$ . En raison de cette réaction, les concentrations d' $\text{O}_3$  sont généralement plus faibles à proximité des zones urbaines avec une grande circulation automobile, et plus élevées dans les milieux ruraux et forestiers distants des points d'émission de NO (Ainsworth *et al.* 2012; MELCCFP 2023, 2024).

Le secteur du transport est la principale source de polluants précurseurs de l' $\text{O}_3$ . S'ajoutent les activités industrielles, le chauffage résidentiel, la production d'énergie et l'évaporation de combustibles liquides et de solvants (ECCC 2023a). Grâce aux programmes de réduction des émissions de polluants atmosphériques mis en œuvre au Canada et aux États-Unis, les concentrations des polluants précurseurs et les valeurs maximales d' $\text{O}_3$  dans l'air ambiant de la zone frontalière canado-américaine tendent à diminuer depuis le milieu des années 1990 (ECCC 2023a). Au Québec, les concentrations d' $\text{O}_3$  ont toutefois augmenté en milieux urbains au cours de la dernière décennie, même si elles sont stables ou légèrement à la baisse aux stations rurales et forestières (MELCCFP 2023). Les données au Québec indiquent que depuis la période 2012-2014, les concentrations d' $\text{O}_3$  n'ont pas dépassé la norme canadienne de qualité de l'air ambiant (NCQAA), qui est de 62 ppb (parties par milliard) sur 8 heures, mais qu'elles en demeurent très proches à plusieurs stations de mesure de la qualité de l'air (MELCCFP 2024). On a cependant noté 327 dépassements de la norme de l' $\text{O}_3$  sur 8 heures (64 ppb) du *Règlement provincial sur l'assainissement de l'atmosphère* (RAA) aux 48 stations de suivi de la qualité de l'air du Québec en 2021 (MELCCFP 2023). Ce nombre de dépassements est le plus élevé depuis l'entrée en vigueur du RAA en 2012. Cette situation découle entre autres des conditions météorologiques propices à l'accumulation d' $\text{O}_3$ , y compris des températures élevées, qui ont affecté le nord-est des États-Unis ainsi que le sud de l'Ontario et du Québec. Il est à noter que l'apparente contradiction entre le respect de la

norme fédérale et provinciale provient de la différence de forme statistique entre les deux normes. Alors que la norme provinciale réfère aux concentrations moyennes sur une période de 8 heures, la norme canadienne réfère à la moyenne triennale de la 4<sup>e</sup> valeur annuelle la plus élevée des maximums quotidiens des concentrations moyennes sur 8 heures.

La toxicité de l'O<sub>3</sub> pour les arbres, et particulièrement pour l'érable à sucre, est l'objet de préoccupations depuis fort longtemps (Hibben 1969). De façon générale, les essences feuillues sont plus sensibles aux concentrations élevées d'O<sub>3</sub> que les essences résineuses (Wittig *et al.* 2009; Lee *et al.* 2022). Parmi les effets d'une concentration élevée d'O<sub>3</sub> pour les arbres, on note une diminution de la croissance ainsi qu'une réduction significative de la respiration, de la surface foliaire, de la teneur en Rubisco (une enzyme clé de la photosynthèse) et en chlorophylle, ce qui pourrait être à l'origine de réductions significatives de la capacité photosynthétique (Wittig *et al.* 2009). L'O<sub>3</sub> est un puissant oxydant ; les tissus plus fragiles et moins protégés par des cires ou des couches de cellules protectrices sont plus susceptibles de subir des dommages, en particulier les organes impliqués dans la photosynthèse. Le mécanisme d'action de l'O<sub>3</sub> reste cependant à élucider (Dizengremel *et al.* 2001).

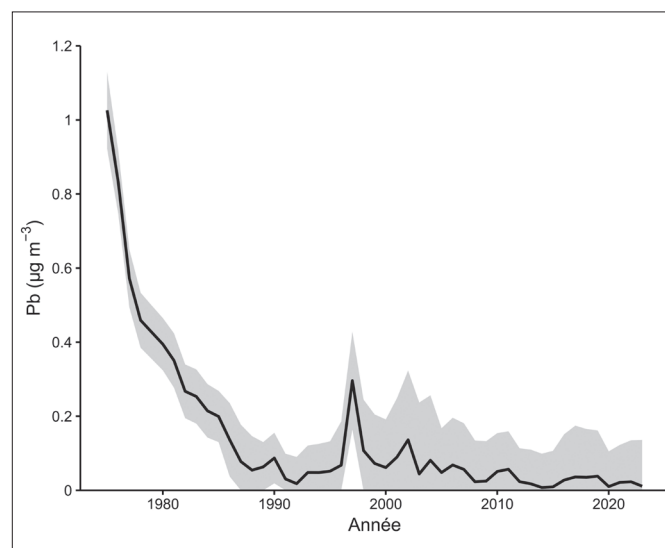
Pour l'érable à sucre, des expérimentations révèlent que des concentrations élevées d'O<sub>3</sub> peuvent réduire la croissance (Gaucher *et al.* 2003, 2006; Topa *et al.* 2001, 2004; Karnosky *et al.* 2005; King *et al.* 2005); modifier la structure et accélérer la sénescence des feuilles, ainsi que réduire la photosynthèse, l'absorption de CO<sub>2</sub> et la conductance stomatique (Carlson 1979; Reich et Amundson 1985; Reich *et al.* 1986; Tjoelker *et al.* 1995; Bäck *et al.* 1999; Ainsworth *et al.* 2012); nuire au développement des mycorhizes (Duckmanton et Widden 1994); réduire la performance biologique et modifier la préférence alimentaire des insectes défoliateurs, notamment de la livrée des forêts (Fortin *et al.* 1997); et compromettre l'acclimatation au froid des semis (Bertrand *et al.* 1999). Certaines études démontrent que l'environnement lumineux influence la réponse des semis d'érable à sucre (Tjoelker *et al.* 1993, 1995; Bäck *et al.* 1999; Topa *et al.* 2001, 2004), ce qui laisse croire que les semis qui poussent à l'ombre, sous couvert, et que les feuilles d'ombre sont plus sensibles à l'O<sub>3</sub>. Certaines études rapportent toutefois que l'effet sur la croissance, la biomasse, la photosynthèse, la conductance stomatique et la sénescence des feuilles de semis d'érable à sucre devient faible ou nul après deux à trois ans d'exposition à des concentrations élevées d'O<sub>3</sub> (Laurence *et al.* 1996; Rebbeck 1996; Rebbeck et Loats 1997; Pell *et al.* 1999) et d'autres concluent qu'il n'y a pas de preuve que l'O<sub>3</sub> soit impliqué dans le phénomène du dépérissement de l'érable à sucre (Hibben 1969; Manning 1989).

La sensibilité aux concentrations élevées d'O<sub>3</sub> des autres essences dominantes de la zone tempérée nordique au Québec (érable rouge, bouleau jaune et hêtre à grandes feuilles) a aussi été documentée (Jensen et Dochinger 1989; Davis et Skelly 1992; Schaub *et al.* 2003; Lee *et al.* 2022). La généralisation du constat entourant la sensibilité des forêts à l'O<sub>3</sub> est toutefois compliquée par le fait que celle-ci dépend du stade de développement des arbres, du microclimat, de la phénologie des feuilles, des variations au sein de l'espèce et d'autres facteurs de stress en interaction. Par ailleurs, l'évaluation de la sensibilité des arbres est basée sur un nombre restreint d'essences. De plus, la grande majorité des études, tant en milieux naturels que contrôlés, portent sur des semis dans un environnement non compétitif, alors que les semis ne sont pas nécessairement des substituts adéquats pour prédire la réaction des arbres matures à l'O<sub>3</sub>. Finalement,

l'étendue et l'ampleur de la réponse dépendent aussi de nombreux facteurs édaphiques et climatiques ainsi que de la durée et de la dynamique de l'exposition, en plus du nombre d'années successives d'exposition (Lefohn *et al.* 1997; Chappelka et Samuelson 1998; Lee *et al.* 2022). En raison de cette complexité, les chercheurs ont généralement recours à la modélisation pour évaluer les effets des concentrations élevées d'O<sub>3</sub> sur les écosystèmes forestiers (Cailleret *et al.* 2018). Certaines de ces études rapportent un effet négligeable de l'O<sub>3</sub> sur la productivité des forêts en Amérique du Nord, notamment en raison du rôle prépondérant des perturbations naturelles et anthropiques sur la dynamique forestière (Landry *et al.* 2013), mais aussi en raison des changements de composition et des processus compensatoires à l'échelle de la communauté qui atténuent les effets négatifs à l'échelle de l'arbre (Wang *et al.* 2016). D'autres études rapportent toutefois un déclin de la productivité en raison des concentrations élevées d'O<sub>3</sub> (Ollinger *et al.* 1997; Felzer *et al.* 2004; Yue et Unger 2014). Ces modèles sont empreints d'incertitudes concernant plusieurs hypothèses, et des mesures des effets de l'O<sub>3</sub> sur les forêts matures seront nécessaires avant de pouvoir évaluer pleinement la précision des prévisions (Ollinger *et al.* 1997; Cailleret *et al.* 2018). Ce manque de connaissances et la complexité des facteurs d'influence et de leurs interactions sont sans doute à l'origine des conclusions apparemment contradictoires à propos de l'effet de l'O<sub>3</sub> sur la productivité des forêts (Cailleret *et al.* 2018). Les effets de l'O<sub>3</sub> troposphérique sur la croissance des arbres et la productivité des forêts constituent néanmoins un enjeu pour la forêt décidue de la zone tempérée nordique.

### Les éléments traces

En raison de leur toxicité, de leur persistance dans l'environnement et de leur bioaccumulation, les émissions anthropiques d'éléments traces dans l'environnement sont un objet de préoccupations depuis plusieurs décennies. Le plomb (Pb), le



**Fig. 3.** Évolution de la concentration de plomb (Pb) dans l'air au Québec de 1975 à 2023. Les données représentent la moyenne des concentrations médianes annuelles de Pb dans les particules en suspension totales mesurée à 107 stations du Réseau de surveillance de la qualité de l'air du Québec. La partie ombrée indique l'intervalle de confiance des valeurs à 95 %. Source : Direction de la qualité de l'air et du climat, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

mercure (Hg), le cadmium (Cd), soit les substances nocives documentées servant d'indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement, font d'ailleurs partie de la liste des substances toxiques de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) et des normes de qualité de l'atmosphère du RAA. Les combustibles fossiles, l'industrie minière et de traitement des métaux, de même que l'incinération de déchets sont les principales sources anthropiques de métaux traces dans l'atmosphère, et ces émissions surpassent largement celles d'origine naturelle (Nriagu 1989; Pacyna et Pacyna 2001). Les éléments traces dans l'atmosphère sont principalement concentrés dans des aérosols (ou émis à l'état gazeux dans le cas du Hg), ce qui facilite leur transport sur de longues distances (Simonetti *et al.* 2000).

À l'instar des polluants acidifiants et des polluants précurseurs de l'O<sub>3</sub>, les émissions anthropiques d'éléments traces ont fortement baissé au cours des dernières décennies en Amérique du Nord, en raison des programmes de réduction des émissions de polluants atmosphériques mis en œuvre au Canada et aux États-Unis. Le retrait du Pb dans l'essence pour moteurs est un exemple de ces programmes (Dietrich et Filippelli 2023). Au Canada, de 1990 à 2021, les émissions de Hg, de Pb et de Cd ont diminué de 90 %, de 91 % et de 94 %, respectivement (ECCC 2023b). Pour le Pb, cette baisse des émissions se traduit par une amélioration notable de la qualité de l'air (Fig. 3; Sullivan *et al.* 2018) et une diminution importante des dépôts (Dietrich et Filippelli 2023). Ces tendances historiques des émissions de Pb sont perceptibles dans les cernes de croissance des arbres, notamment de l'érable à sucre, dans lesquels la concentration en Pb augmente au cours de la première partie du 20<sup>e</sup> siècle et diminue ensuite à partir des années 1970-1980 jusqu'à aujourd'hui, pour atteindre des niveaux comparables ou même inférieurs à ceux du début du 20<sup>e</sup> siècle (Marty *et al.* 2024). Les mesures de la qualité de l'air réalisées à 9 stations au Québec révèlent que les fréquences de détection des éléments traces et les concentrations mesurées sont actuellement nettement plus faibles aux stations situées en milieu rural ou forestier qu'à celles en milieu urbain. Les rares cas de dépassements des normes du RAA sont observés aux stations situées à proximité de sources connues, comme des industries ou une autoroute (MELCCFP 2023; Foucreault 2024).

Les métaux traces se déposent sur le couvert forestier sous forme sèche ou humide. Les dépôts humides comprennent les précipitations sous forme de pluie et de neige ainsi que le brouillard et les gouttelettes des nuages. Les dépôts secs comprennent les dépôts de particules et la sorption de gaz. La partie des dépôts atmosphériques qui n'est pas interceptée par le couvert forestier descend jusqu'au sol et s'ajoute aux éléments issus du cyclage interne par la végétation, soit ceux absorbés par les racines et remis en circulation à partir des arbres (Bergkvist *et al.* 1989). Cette remise en circulation inclut les éléments lessivés des différentes composantes des arbres, de même que ceux contenus dans la litière et le bois mort. La mobilité des métaux dans les sols forestiers varie considérablement d'un métal à l'autre. Certains métaux traces forment des complexes stables avec les acides organiques dissous qui sont transportés avec l'eau de percolation du sol lorsque la matière organique de l'humus forestier est minéralisée (Bergkvist *et al.* 1989). En percolant à travers la couche supérieure du sol minéral, les acides organiques se saturent en fer (Fe) et en aluminium (Al) et finissent par précipiter dans la partie supérieure des horizons minéraux. Ainsi, la majeure partie des métaux traces mobilisés s'accumule dans la partie supérieure du profil de sol (Bergkvist

*et al.* 1989; Watmough et Hutchinson 2004). La libération progressive des métaux traces du sol minéral et l'augmentation de leur concentration dans la solution du sol sont influencées par l'acidité du sol, qui augmente leur mobilité (Watmough *et al.* 2005a). La mobilité des métaux dans le sol est aussi influencée par le type de végétation, le type de sol et les variables environnementales qui influencent la décomposition de la matière organique (Bergkvist *et al.* 1989; Kaste *et al.* 2006).

La libération et le lessivage des métaux traces toxiques ont des implications pratiques importantes, notamment en ce qui concerne la qualité de l'eau douce et l'approvisionnement en eau des collectivités. De façon générale, les métaux traces sont toutefois peu mobiles et peuvent être retenus pendant plusieurs années dans la couche de matière organique des sols forestiers et les horizons minéraux de surface (Bergkvist *et al.* 1989; Watmough *et al.* 2005b). Pour le Pb, par exemple, il a été rapporté que les horizons organiques dans les forêts du nord-est des États-Unis contiennent encore jusqu'à 30 kg/ha de Pb dérivé de l'essence pour moteurs, malgré la législation de la fin des années 1970 qui a considérablement réduit les émissions de Pb atmosphérique en Amérique du Nord (Kaste *et al.* 2006). Watmough et Hutchinson (2004) rapportent qu'environ 90 % de la pollution au Pb dans un écosystème forestier du sud de l'Ontario se trouve dans la couche supérieure (0–10 cm) du sol minéral. Les concentrations de métaux dans les horizons de sols minéraux des écosystèmes forestiers du nord-est de l'Amérique du Nord sont toutefois généralement faibles, et l'on considère qu'elles sont davantage influencées par la composition géochimique des roches qui constituent les matériaux parentaux des sols et par les propriétés des sols que par la pollution de sources anthropiques (Watmough 2008). Néanmoins, la pollution par les éléments traces influe sur l'activité biologique et le taux de décomposition de la matière organique de l'humus forestier, ce qui peut avoir une incidence négative sur la productivité globale de l'écosystème (Tyler 1972; Zwoliński 1994).

Le Pb accumulé dans les sols des érablières peut représenter un enjeu pour la production de sirop d'érable. En effet, les producteurs ont déployé des efforts considérables, notamment en modernisant leurs équipements de production, afin de se conformer non seulement à la norme californienne sur l'eau potable, applicable au sirop d'érable, qui tolère une teneur maximale en Pb de 11 µg/L (Government of California 1986, aussi connu sous l'appellation « Proposition 65 »), mais aussi à une entente homologuée par le Jugement sur consentement rendu en 2014 par la justice californienne (Superior Court of the State of California 2014). Cette entente vise essentiellement la mise aux normes des équipements de production du sucre d'érable, de l'arbre jusqu'au consommateur, de façon à s'assurer qu'il n'y ait aucun risque de contamination au Pb dans le processus. En comparaison, la Convention de mise en marché du sirop d'érable au Québec (PPAQ 2023) considère qu'un sirop est contaminé au-delà d'une teneur en Pb de 250 µg/L. Pour Santé Canada, le seuil maximal est 500 µg/L. La mobilité du Pb de source anthropique ou naturelle dans les érablières pourrait nuire à ces efforts visant la réduction de la concentration en Pb dans le sirop d'érable. Toutefois, à la suite d'un échantillonnage réalisé au printemps 1995 dans 90 érablières réparties dans 6 régions agricoles au Québec, la présence de Pb dans la sève d'érable (> 0,1 µg/L) n'a été détectée que dans 18 % des cas. Bien que le maximum détecté ait été de 52 µg/L, les concentrations étaient généralement faibles (moyenne : 1 µg/L; 95<sup>e</sup> percentile : 5 µg/L), et 10 fois moindres que la norme californienne en moyenne (Dumont *et al.* 1996; Renaud 1998). Au Connecticut,



une concentration moyenne équivalente (1,1 µg/L) a été mesurée dans la sève d'érable récoltée dans des réservoirs en plastique, donc exempte de contamination (Stilwell et Musantec 1996). Robinson *et al.* (1989) ont obtenu des valeurs supérieures oscillant entre 3 et 2090 µg/L, avec une moyenne de 80 µg/L dans 27 érablières du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Le fait que la sève échantillonnée n'était pas exempte de contact avec l'équipement de production pourrait toutefois expliquer ces concentrations élevées (Dumont *et al.* 1996). Étant donné que la sève est concentrée environ 40 fois pour obtenir le sirop d'érable, une concentration de 0,275 µg/L serait théoriquement suffisante pour obtenir 11 µg/L dans le sirop si tout le Pb contenu dans la sève se retrouve dans le sirop d'érable. Cependant, une quantité importante du Pb contenu dans la sève précipite hors de la solution lors de la transformation en sirop, et cette portion solide contenant le Pb peut être éliminée lors de la filtration (Robinson *et al.* 1989; Dumont *et al.* 1996; Stilwell et Musantec 1996). Le Pb dans les sirops d'érable contaminés semble donc principalement d'origine technologique. Il proviendrait vraisemblablement de soudures à l'étain et au Pb dans les systèmes de conditionnement du sirop d'érable, de l'entreposage dans des réservoirs en acier galvanisé, de raccords métalliques et de l'utilisation de pompes à engrenages en bronze pour la collecte et le transfert de la sève (Dumont *et al.* 1996; Stilwell et Musantec 1996; Greenough *et al.* 2010; Mohammed *et al.* 2022). Or, au Québec, ces risques de contamination devraient avoir été éliminés avec les mesures supplémentaires de réduction du Pb mises en place récemment dans la *Convention de mise en marché du sirop d'érable* (p. ex. : PPAQ 2023, annexe N). Exceptionnellement, pour des raisons encore méconnues, une concentration élevée de Pb dans la sève d'érable pourrait néanmoins représenter un enjeu pour certains producteurs (Dumont *et al.* 1996; Renaud 1998).

En plus de causer des carences nutritionnelles, la pollution par les métaux traces contribuerait aussi au déclin de la santé des essences sensibles (Gawel *et al.* 1996). L'acidification des sols par les pluies acides influence non seulement la mobilité et la disponibilité des métaux toxiques, mais aussi l'absorption par les racines des arbres et la circulation interne des métaux au sein de l'arbre et de l'écosystème. Elle peut donc avoir des conséquences nutritionnelles et toxicologiques importantes pour les arbres (Bergkvist *et al.* 1989; Kahle 1993; Watmough 2002; Bilodeau-Gauthier *et al.* 2011). Par exemple, les concentrations foliaires de métaux chez l'érable à sucre peuvent être plus élevées dans des conditions de sol acide alors qu'il n'y a pas de relation avec les concentrations dans le sol minéral (Watmough 2008). Cela démontre que le cycle des métaux est amélioré dans des conditions de sol acide. Chez l'érable à sucre, la concentration de manganèse (Mn) dans les feuilles est plus élevée sur les sols acides, et ces fortes concentrations sont associées à des symptômes de dépérissement et à une baisse de la photosynthèse (voir St. Clair *et al.* 2008 pour une synthèse de la littérature). La pollution par les métaux traces, en interaction avec l'acidification des sols par les pluies acides, constitue donc un enjeu pour la santé et la productivité de l'érable à sucre. En plus de son interaction avec les polluants atmosphériques acidifiants, l'exposition aux métaux pourrait aggraver le stress hydrique chez les arbres et engendrer une perte de conductivité due aux embolies (notamment chez l'érable rouge), les rendant plus vulnérables à la sécheresse (de Silva *et al.* 2012; Tanentzap et Ryser 2015).

En ce qui concerne les effets de l'aménagement forestier, il a été démontré que la coupe par arbre entier dans une forêt

décidue du nord-est de l'Amérique du Nord augmente la mobilité de certains métaux traces et leur lessivage des sols forestiers vers les eaux de surface (Scott *et al.* 2001). À l'inverse, la phytoextraction des métaux traces semble présenter un grand potentiel pour dépolluer les sols, en particulier lorsqu'on utilise des essences à croissance rapide, par exemple les saules et les peupliers, ou les essences qui prélèvent de grandes quantités de métaux comme les bouleaux (González-Oreja *et al.* 2008; Munro et Courchesne 2019).

En plus du Pb, le Hg se classe en tête dans la liste des métaux traces préoccupants. Étant donné que ce polluant est émis à l'état gazeux, il séjourne plus longtemps dans l'atmosphère et est plus mobile que les autres métaux. Il peut donc être transporté à l'échelle planétaire et se déposer très loin de la source. Comme le Pb, le Hg est un polluant toxique qui a des effets néfastes sur la santé humaine partout dans le monde (Zhang *et al.* 2021). De plus, il s'accumule dans les chaînes alimentaires, influence la biodiversité et perturbe l'équilibre biologique, ce qui met en danger les écosystèmes (Eagles-Smith *et al.* 2016). En forêt boréale, le Hg s'accumule préférentiellement dans l'humus plutôt que dans le sol minéral (Lindqvist *et al.* 1991). Comme pour le cas du CO<sub>2</sub>, les arbres peuvent absorber de grandes quantités de Hg atmosphérique et agir comme un puits dans le cycle du Hg (Obrist *et al.* 2021; Zhou *et al.* 2021). Dans un environnement changeant, les interactions entre les changements climatiques, la dynamique de la végétation et les processus qui régissent le cycle mondial du Hg soulèvent donc un enjeu environnemental d'importance. Concrètement, d'ici la fin du siècle, on anticipe une réduction du puits terrestre de Hg de 60 % par rapport à la situation actuelle, en raison d'une diminution de la conductance stomatique liée à l'augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique (Yuan *et al.* 2024).

## Conclusion

Au cours des derniers siècles, l'industrialisation en Amérique du Nord a engendré des émissions de polluants atmosphériques, lesquels proviennent majoritairement des combustibles fossiles utilisés pour produire de l'énergie et dans le secteur des transports. Les études ont principalement porté sur les effets néfastes des polluants acidifiants (c'est-à-dire le SO<sub>2</sub> et les NO<sub>x</sub>), de ceux qui sont à l'origine de la formation d'ozone troposphérique (c'est-à-dire les NO<sub>x</sub> et les COV) ainsi que des éléments traces (métaux lourds) sur les écosystèmes forestiers. La prise de conscience des répercussions néfastes de ces polluants atmosphériques sur la santé humaine, la faune et la flore, le fonctionnement des écosystèmes et les infrastructures a mené à la conclusion d'accords nationaux et internationaux visant la réduction de leurs émissions. Il s'en est suivi une réduction importante des émissions et des concentrations dans l'air ambiant pour la plupart des polluants atmosphériques depuis le milieu des années 1990.

Bien que la situation se soit améliorée, les polluants atmosphériques restent préoccupants et continuent d'entraîner des conséquences néfastes importantes pour les écosystèmes forestiers, notamment la fertilité des sols et la physiologie des arbres. Cette situation est particulièrement préoccupante pour l'érable à sucre, qui est une essence éminemment sensible à la disponibilité en cations échangeables, à l'acidité du sol et à des concentrations élevées en ozone. Les érablières situées sur les sols acidifiés présentent des difficultés de régénération naturelle, et les érables à sucre qui les composent ont une faible vigueur. Cet héritage à long terme des pluies acides pourrait faire en sorte que ces peuplements évoluent vers des compositions différentes. Des

suivis environnementaux des écosystèmes forestiers se poursuivent afin de suivre comment les écosystèmes forestiers réagissent à la baisse contemporaine des émissions anthropiques de polluants atmosphériques en Amérique du Nord.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier M<sup>me</sup> Denise Tousignant pour la révision linguistique de la version française du manuscrit. Ils remercient aussi Environnement et Changement climatique Canada pour la mise à disposition des cartes de krigeage des dépôts humides Canada-États-Unis, accessibles sur le portail gouvernemental ouvert du gouvernement du Canada (Cartes de Dépôt Humide – Catalogue de données d'ECCE), et les fournisseurs de données qui y sont référencés. Nous tenons également à remercier les deux réviseurs anonymes et l'éditeur associé pour leurs suggestions constructives, qui ont contribué à améliorer la qualité de cet article.

## Références

Ainsworth, E.A., C.R. Yendrek, S. Sitch, W.J. Collins et L.D. Emberson. 2012. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. *Annu. Rev. Plant Biol.* 63: 637–661. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042110-103829>

Arii, K. et M.J. Lechowicz. 2002. The influence of overstory trees and abiotic factors on the sapling community in an old-growth *Fagus-Acer* forest. *Ecoscience* 9(3): 386–396. <https://doi.org/10.1080/11956860.2002.11682726>

Arii, K., B.R. Hamel et M.J. Lechowicz. 2005. Environmental correlates of canopy composition at Mont St. Hilaire, Quebec, Canada. *J. Torrey Bot. Soc.* 132(1): 90–102. <https://www.jstor.org/stable/20063748>

Bäck, J., D.W. Vanderklein et M.A. Topa. 1999. Effects of elevated ozone on CO<sub>2</sub> uptake and leaf structure in sugar maple under two light environments. *Plant, Cell Environ.* 22(2): 137–147. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00393.x>

Bailey, S.W., S.B. Horsley, R.P. Long et R.A. Hallett. 2004. Influence of edaphic factors on sugar maple nutrition and health on the Allegheny Plateau. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68(1): 243–252. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.2430>

Bal, T.L., A.J. Storer, M.F. Jurgensen, P.V. Doskey et M.C. Amacher. 2015. Nutrient stress predisposes and contributes to sugar maple dieback across its northern range: A review. *Forestry* 88(1): 64–83. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu051>

Battles, J.J., T.J. Fahey, C.T. Driscoll, J.D. Blum et C.E. Johnson. 2014. Restoring soil calcium reverses forest decline. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 1(1): 15–19. <https://doi.org/10.1021/ez400033d>

Beier, C.M., J. Caputo, G.B. Lawrence et T.J. Sullivan. 2017. Loss of ecosystem services due to chronic pollution of forests and surface waters in the Adirondack region (USA). *J. Environ. Manage.* 191: 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.069>

Bergkvist, B., L. Folkesson et D. Berggren. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water. Air. Soil Pollut.* 47: 217–286. <https://doi.org/10.1007/BF00279328>

Bernier, B. et M. Brazeau. 1988a. Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. *Can. J. For. Res.* 18(6): 754–761. <https://doi.org/10.1139/x88-115>

Bernier, B. et M. Brazeau. 1988b. Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. *Can. J. For. Res.* 18(6): 762–769. <https://doi.org/10.1139/x88-116>

Bernier, B. et M. Brazeau. 1988c. Magnesium deficiency symptoms associated with sugar maple dieback in a Lower Laurentians

site in southeastern Quebec. *Can. J. For. Res.* 18(10): 1265–1269. <https://doi.org/10.1139/x88-195>

Bernier, B., D. Paré et M. Brazeau. 1989. Natural stresses, nutrient imbalances and forest decline in southeastern Quebec. *Water. Air. Soil Pollut.* 48: 239–250. <https://doi.org/10.1007/BF00282381>

Bertrand, A., G. Robitaille, P. Nadeau et Y. Castonguay. 1999. Influence of ozone on cold acclimation in sugar maple seedlings. *Tree Physiol.* 19(8): 527–534. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.8.527>

Bigelow, S.W. et C.D. Canham. 2007. Nutrient limitation of juvenile trees in a northern hardwood forest: Calcium and nitrate are preeminent. *For. Ecol. Manage.* 243(2–3): 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.027>

Bilodeau-Gauthier, S., D. Houle, C. Gagnon, B. Côté et C. Messier. 2011. Assessment of sugar maple tree growth in relation to the partitioning of elements in xylem along a soil acidity gradient. *For. Ecol. Manage.* 261(1): 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.035>

Bishop, D.A., C.M. Beier, N. Pederson, G.B. Lawrence, J.C. Stella et T.J. Sullivan. 2015. Regional growth decline of sugar maple (*Acer saccharum*) and its potential causes. *Ecosphere* 6(10): 1–14. <https://doi.org/10.1890/ES15-00260.1>

Bognounou, F., D. Paré et J. Laganière. 2023. Changes in seedlings' composition and abundance following soil scarification and amendments in a northern hardwood forest. *For. Ecol. Manage.* 541: 121071. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121071>

Burke, M.K. et D.J. Raynal. 1998. Liming influences growth and nutrient balances in sugar maple (*Acer saccharum*) seedlings on an acidic forest soil. *Environ. Exp. Bot.* 39(2): 105–116. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(97\)00029-4](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(97)00029-4)

Burns, D.A., T. Blett, R. Haeuber et L.H. Pardo. 2008. Critical loads as a policy tool for protecting ecosystems from the effects of air pollutants. *Front. Ecol. Environ.* 6(3): 156–159. <https://doi.org/10.1890/070040>

Cailleret, M., M. Ferretti, A. Gessler, A. Rigling et M. Schaub. 2018. Ozone effects on European forest growth—Towards an integrative approach. *J. Ecol.* 106(4): 1377–1389. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12941>

Caputo, J., C.M. Beier, T.J. Sullivan et G.B. Lawrence. 2016. Modeled effects of soil acidification on long-term ecological and economic outcomes for managed forests in the Adirondack region (USA). *Sci. Total Environ.* 565: 401–411. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.008>

Carlson, R.W. 1979. Reduction in the photosynthetic rate of *Acer*, *Quercus* and *Fraxinus* species caused by sulphur dioxide and ozone. *Environ. Pollut.* 18(2): 159–170. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(79\)90091-0](https://doi.org/10.1016/0013-9327(79)90091-0)

Cathcart, H., J. Aherne, M.D. Moran, V. Savic-jovcic, P.A. Makar et A. Cole. 2024. Estimates of critical loads and exceedances of acidity and nutrient nitrogen for mineral soils in Canada for 2014–2016 average annual sulphur and nitrogen atmospheric deposition. *EGUsphere* [preprint]. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-2371>

Chappelka, A.H. et L.J. Samuelson. 1998. Ambient ozone effects on forest trees of the eastern United States: A review. *New Phytol.* 139(1): 91–108. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00166.x>

Cheng, I., L. Zhang, Z. He, H. Cathcart, D. Houle, A. Cole, J. Feng, J. O'Brien, A.M. Macdonald et al. 2022. Long-term declines in atmospheric nitrogen and sulfur deposition reduce critical loads exceedances at multiple Canadian rural sites, 2000–2018. *Atmos. Chem. Phys.* 22(22): 14631–14656. <https://doi.org/10.5194/acp-22-14631-2022>



- Clark, C.M., J. Phelan, P. Doraiswamy, J. Buckley, J.C. Cajka, R.L. Dennis, J. Lynch, C.G. Nolte et T.L. Spero. 2018. Atmospheric deposition and exceedances of critical loads from 1800–2025 for the conterminous United States. *Ecol. Appl.* 28(4): 978–1002. <https://doi.org/10.1002/eap.1703>
- Cleavitt, N.L., T.J. Fahey et J.J. Battles. 2011. Regeneration ecology of sugar maple (*Acer saccharum*): Seedling survival in relation to nutrition, site factors, and damage by insects and pathogens. *Can. J. For. Res.* 41(2): 235–244. <https://doi.org/10.1139/X10-210>
- Cleavitt, N.L., J.J. Battles, C.E. Johnson et T.J. Fahey. 2018. Long-term decline of sugar maple following forest harvest, Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 48(1): 23–31. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0233>
- Collin, A., C. Messier et N. Bélanger. 2017. Conifer presence may negatively affect sugar maple's ability to migrate into the boreal forest through reduced foliar nutritional status. *Ecosystems* 20: 701–716. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0045-4>
- Collin, A., C. Messier, S.W. Kembel et N. Bélanger. 2018. Can sugar maple establish into the boreal forest? Insights from seedlings under various canopies in southern Quebec. *Ecosphere* 9(1): <https://doi.org/10.1002/ecs2.2022>
- Davis, D.D. et J.M. Skelly. 1992. Foliar sensitivity of eight eastern hardwood tree species to ozone. *Water, Air, Soil Pollut.* 62: 269–277. <https://doi.org/10.1007/BF00480261>
- de Silva, N.D.G., E. Cholewa et P. Ryser. 2012. Effects of combined drought and heavy metal stresses on xylem structure and hydraulic conductivity in red maple (*Acer rubrum* L.). *J. Exp. Bot.* 63(16): 5957–5966. <https://doi.org/10.1093/jxb/ers241>
- Dietrich, M. et G.M. Filippelli. 2023. Positive outcomes from U.S. lead regulations, continued challenges, and lessons learned for regulating emerging contaminants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30: 57178–57187. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26319-4>
- Dizengremel, P. 2001. Effects of ozone on the carbon metabolism of forest trees. *Plant Physiol. Biochem.* 39(9): 729–742. [https://doi.org/10.1016/S0981-9428\(01\)01291-8](https://doi.org/10.1016/S0981-9428(01)01291-8)
- Driscoll, C.T., G.B. Lawrence, A.J. Bulger, T.J. Butler, C.S. Cronan, C. Eagar, K.F. Lambert, G.E. Likens, J.L. Stoddard et K.C. Weathers. 2001. Acidic deposition in the northeastern United States: Sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *Bioscience* 51(3): 180–198. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0180:ADITNU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0180:ADITNU]2.0.CO;2)
- Drohan, P., S. Stout et G. Petersen. 2002. Sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) decline during 1979–1989 in northern Pennsylvania. *For. Ecol. Manage.* 170(1–3): 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00688-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00688-0)
- Duchesne, L. et D. Houle. 2006. Base cation cycling in a pristine watershed of the Canadian boreal forest. *Biogeochemistry* 78: 195–216. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-4174-7>
- Duchesne, L. et D. Houle. 2008. Impact of nutrient removal through harvesting on the sustainability of the boreal forest. *Ecol. Appl.* 18(7): 1642–1651. <https://doi.org/10.1890/07-1035.1>
- Duchesne, L., R. Ouimet et D. Houle. 2002. Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health, and soil nutrients. *J. Environ. Qual.* 31(5): 1676. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1676>
- Duchesne, L., J.-D. Moore et R. Ouimet. 2013. Partitioning the effect of release and liming on growth of sugar maple and American beech saplings. *North. J. Appl. For.* 30(1): 28–36. <https://doi.org/10.5849/njaf.12-012>
- Duchesne, L., F. Guillemette, S., Bédard et R. Ouimet. (Sous presse). Enjeux contemporains en forêt tempérée au Québec — Partie 1 : Portrait du territoire forestier. *For.Chron.*
- Duckmanton, L. et P. Widden. 1994. Effect of ozone on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizae in sugar maple saplings. *Mycologia* 86(2): 181–186. <https://doi.org/10.1080/00275514.1994.12026392>
- Dumont, J., G. Allard, G. Paillard, G. Boudreault et É. Colpron. 1996. Intégrité des produits d'érabler : identification des principaux contaminants potentiels, de leur teneur et des facteurs influençant cette teneur. Première partie : le plomb, le cadmium, le cuivre, le fer et le zinc : apport naturel et technologique dans la sève et le sirop. Projet de recherche : rapport final. Centre de recherche, de développement et de transfert technologique en acériculture (Le Centre ACER Inc.). St-Hyacinthe, 53 p. [https://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/Publications/165\\_Fr.pdf](https://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/Publications/165_Fr.pdf)
- Eagles-Smith, C.A., J.G. Wiener, C.S. Eckley, J.J. Willacker, D.C. Evers, M. Marvin-DiPasquale, D. Obrist, J.A. Fleck, G.R. Aiken et al. 2016. Mercury in western North America: A synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Sci. Total Environ.* 568: 1213–1226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.094>
- ECCC. 2023a. [Environnement et Changement climatique Canada]. Accord sur la qualité de l'air. Rapport d'étape 2020–2022. 39 p. [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2023/eccc/En85-1-2022-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/eccc/En85-1-2022-fra.pdf)
- ECCC. 2023b. [Environnement et Changement climatique Canada]. Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Émissions atmosphériques de substances nocives. 38 p. [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2024/eccc/en4/En4-144-82-2023-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2024/eccc/en4/En4-144-82-2023-fra.pdf)
- Felzer, B., D. Kicklighter, J. Melillo, C. Wang, Q. Zhuang et R. Prinn. 2004. Effects of ozone on net primary production and carbon sequestration in the conterminous United States using a biogeochemistry model. *Tellus B* 56(3): 230–248. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v56i3.16415>
- Fernando, D.R., A.T. Marshall et J.P. Lynch. 2016. Foliar nutrient distribution patterns in sympatric maple species reflect contrasting sensitivity to excess manganese. *PLoS One* 11(7): e0157702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157702>
- Fortin, M., Y. Mauffette et P.J. Albert. 1997. The effects of ozone-exposed sugar maple seedlings on the biological performance and the feeding preference of the forest tent caterpillar (*Malacosoma disstria* Hbn.). *Environ. Pollut.* 97(3): 303–309. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00079-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00079-1)
- Foucreault, M.-A. 2024. Campagne quinquennale de mesure des concentrations de métaux dans l'air ambiant au Québec. Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la surveillance de la qualité de l'air et du climat, 55 p. + 18 annexes. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/rapports-qualite-air/campagne-quinquennale-metaux-air.pdf>
- Gaucher, C., N. Costanzo, D. Afif, Y. Mauffette, N. Chevrier et P. Dizengremel. 2003. The impact of elevated ozone and carbon dioxide on young *Acer saccharum* seedlings. *Physiol. Plant.* 117(3): 392–402. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2003.00046.x>
- Gaucher, C., N. Costanzo, P. Widden, J.-P. Renaud, P. Dizengremel, Y. Mauffette et N. Chevrier. 2006. Response to an ozone gradient of growth and enzymes implicated in tolerance to oxidative stress in *Acer saccharum* (Marsh.) seedlings. *Ann. For. Sci.* 63(4): 387–397. <https://doi.org/10.1051/forest:2006019>
- Gawel, J.E., B.A. Ahner, A.J. Friedland et F.M.M. Morel. 1996. Role for heavy metals in forest decline indicated by phytochelatase measurements. *Nature* 381(6577): 64–65. <https://doi.org/10.1038/381064a0>

- González-Oreja, J.A., M. Rozas, I. Alkorta et C. Garbisu. 2008.** Dendroremediation of heavy metal polluted soils. *Rev. Environ. Health* 23(3): 223–234. <https://doi.org/10.1515/REVEH.2008.23.3.223>
- Government of California. 1986.** Chapter 6.6. Safe Drinking Water and Toxic Enforcement Act of 1986 [25249.5–25249.14]. Health and safety code, Division 20, Miscellaneous health and safety provisions. [https://leginfo.ca.gov/faces/codes\\_displayText.xhtml?lawCode=HSC&division=20.&title&part&chapter=6.6.&article](https://leginfo.ca.gov/faces/codes_displayText.xhtml?lawCode=HSC&division=20.&title&part&chapter=6.6.&article)
- Gradowski, T. et S.C. Thomas. 2008.** Responses of *Acer saccharum* canopy trees and saplings to P, K and lime additions under high N deposition. *Tree Physiol.* 28(2): 173–185. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.2.173>
- Greenough, J.D., B.J. Fryer et L. Mallory-Greenough. 2010.** Trace element geochemistry of Nova Scotia (Canada) maple syrup. *Can. J. Earth Sci.* 47(8): 1093–1110. <https://doi.org/10.1139/E10-055>
- Hallett, R.A., S.W. Bailey, S.B. Horsley et R.P. Long. 2006.** Influence of nutrition and stress on sugar maple at a regional scale. *Can. J. For. Res.* 36(9): 2235–2246. <https://doi.org/10.1139/X06-120>
- Halman, J.M., P.G. Schaberg, G.L. Hawley, L.H. Pardo et T.J. Fahey. 2013.** Calcium and aluminum impacts on sugar maple physiology in a northern hardwood forest. *Tree Physiol.* 33(11): 1242–1251. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt099>
- Halman, J.M., P.G. Schaberg, G.J. Hawley, C.F. Hansen et T.J. Fahey. 2015.** Differential impacts of calcium and aluminum treatments on sugar maple and American beech growth dynamics. *Can. J. For. Res.* 45(1): 52–59. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0250>
- Hazlett, P., C. Emilson, G. Lawrence, I. Fernandez, R. Ouimet et S. Bailey. 2020.** Reversal of forest soil acidification in the northeastern United States and eastern Canada: Site and soil factors contributing to recovery. *Soil Syst.* 4(3): 54. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030054>
- Hendershot, W.H. 1991.** Fertilization of sugar maple showing dieback symptoms in the Quebec Appalachians, Canada. *Fertil. Res.* 27, 63–70. <https://doi.org/10.1007/BF01048609>
- Hibben, C.R. 1969.** Ozone toxicity to sugar maple. *Phytopathology* 59: 1423–1428.
- Horsley, S.B., R.P. Long, S.W. Bailey, R.A. Hallett et T.J. Hall. 2000.** Factors associated with the decline disease of sugar maple on the Allegheny Plateau. *Can. J. For. Res.* 30(9): 1365–1378. <https://doi.org/10.1139/x00-057>
- Houle, D., S. Tremblay et R. Ouimet. 2007.** Foliar and wood chemistry of sugar maple along a gradient of soil acidity and stand health. *Plant Soil* 300: 173–183. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9401-7>
- Houle, D., J.-D. Moore et M. Renaudin. 2024a.** Eastern Canadian boreal forest soil and foliar chemistry show evidence of resilience to long-term nitrogen addition. *Ecol. Appl.* 34(3): e2958. <https://doi.org/10.1002/eap.2958>
- Houle, D., M. Renaudin, L. Duchesne, J.-D. Moore, et A. Benoist. 2024b.** Soil solution chemistry weak response to long-term N addition points towards a strong resilience of northeastern American forests to past and future N deposition. *Sci. Total Environ.* 946: 174387. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174387>
- Houle, D., R. Paquin, C. Camiré, R. Ouimet et L. Duchesne. 1997.** Response of the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec) to changes in precipitation chemistry (1988–1994). *Can. J. For. Res.* 27(11): 1813–1821. <https://doi.org/10.1139/x97-143>
- Huggett, B.A., P.G. Schaberg, G.J. Hawley et C. Eagar. 2007.** Long-term calcium addition increases growth release, wound closure, and health of sugar maple (*Acer saccharum*) trees at the Hubbard Brook Experimental Forest. *Can. J. For. Res.* 37(9): 1692–1700. <https://doi.org/10.1139/X07-042>
- Jensen, K.F. et L.S. Dochinger. 1989.** Response of eastern hardwood species to ozone, sulfur dioxide and acid precipitation. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 39(6): 852–855. <https://doi.org/10.1080/08940630.1989.10466572>
- Johnson, A.H., A. Moyer, J.E. Bedison, S.L. Richter et S.A. Willig. 2008.** Seven decades of calcium depletion in organic horizons of Adirondack forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72(6): 1824–1830. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0407>
- Jones, A.R.C. et W. Hendershot. 1988.** Le dépérissement des érables au Canada. Son développement et quelques pratiques correctives. *Rev. For. Fr.* 40(1): 20–27. <https://doi.org/10.4267/2042/25859>
- Jones, A.R.C. et W.H. Hendershot. 1989.** Maple decline in Quebec: A discussion of possible causes and the use of fertilizers to limit damage. *For. Chron.* 65(4): 280–287. <https://doi.org/10.5558/tfc65280-4>
- Juice, S.M., T.J. Fahey, T.G. Siccama, C.T. Driscoll, E.G. Denny, C. Eagar, N.L. Cleavitt, R. Minocha et A.D. Richardson. 2006.** Response of sugar maple to calcium addition to northern hardwood forest. *Ecology* 87(5): 1267–1280. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1267:ROSMTC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1267:ROSMTC]2.0.CO;2)
- Kahle, H. 1993.** Response of roots of trees to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 33(1): 99–119. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(93\)90059-O](https://doi.org/10.1016/0098-8472(93)90059-O)
- Karnosky, D.F., K.S. Pregitzer, D.R. Zak, M.E. Kubiske, G.R. Hendrey, D. Weinstein, M. Nosal et K.E. Percy. 2005.** Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell Environ.* 28(8): 965–981. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01362.x>
- Kaste, J.M., B.C. Bostick, A.J. Friedland, A.W. Schroth et T.J. Siccama. 2006.** Fate and speciation of gasoline-derived lead in organic horizons of the northeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(5): 1688–1698. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0321>
- King, J.S., M.E. Kubiske, K.S. Pregitzer, G.R. Hendrey, E.P. McDonald, C.P. Giardina, V.S. Quinn et D.F. Karnosky. 2005.** Corrigendum: Tropospheric O<sub>3</sub> compromises net primary production in young stands of trembling aspen, paper birch and sugar maple in response to elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *New Phytol.* 168(3): 623–636. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01574.x>
- Kobe, R., G.E. Likens et C. Eagar. 2002.** Tree seedling growth and mortality responses to manipulations of calcium and aluminum in a northern hardwood forest. *Can. J. For. Res.* 32(6): 954–966. <https://doi.org/10.1139/X02-018>
- Kogelmann, W. 2006.** Soil acidity and manganese in declining and nondeclining sugar maple stands in Pennsylvania. *J. Environ. Qual.* 35(2): 433–441. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0347>
- Landry, J.-S., E.T. Neilson, W.A. Kurz et K.E. Percy. 2013.** The impact of tropospheric ozone on landscape-level merchantable biomass and ecosystem carbon in Canadian forests. *Eur. J. For. Res.* 132: 71–81. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0656-z>
- Laurence, J.A., R.J. Kohut, R.G. Amundson, D.A. Weinstein et D.C. MacLean. 1996.** Response of sugar maple to multiple year exposures to ozone and simulated acidic precipitation. *Environ. Pollut.* 92(2): 119–126. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(95\)00105-0](https://doi.org/10.1016/0269-7491(95)00105-0)



- Lawrence, G.B. et S.W. Bailey. 2021. Recovery processes of acidic soils experiencing decreased acidic deposition. *Soil Syst.* 5(2): 36. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5020036>
- Lawrence, G.B., P.W. Hazlett, I.J. Fernandez, R. Ouimet, S.W. Bailey, W.C. Shortle, K.T. Smith et M.R. Antidormi. 2015. Declining acidic deposition begins reversal of forest-soil acidification in the northeastern U.S. and eastern Canada. *Environ. Sci. Technol.* 49(22): 13103–13111. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02904>
- Lawrence, G.B., T.C. McDonnell, T.J. Sullivan, M. Dovciak, S.W. Bailey, M.R. Antidormi et M.R. Zarfós. 2018. Soil base saturation combines with beech bark disease to influence composition and structure of sugar maple-beech forests in an acid rain-impacted region. *Ecosystems* 21: 795–810. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0186-0>
- Lee, E.H., C.P. Andersen, P.A. Beedlow, D.T. Tingey, S. Koike, J.-J. Dubois, S.D. Kaylor, K. Novak, R. B. Rice, H.S. Neufeld, J.D. Herrick et al. 2022. Ozone exposure-response relationships parametrized for sixteen tree species with varying sensitivity in the United States. *Atmos. Environ.* 284: 119191. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119191>
- Lefohn, A.S., W. Jackson, D.S. Shadwick et H.P. Knudsen. 1997. Effect of surface ozone exposures on vegetation grown in the Southern Appalachian Mountains: Identification of possible areas of concern. *Atmos. Environ.* 31(11): 1695–1708. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00258-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00258-0)
- Lindqvist, O., K. Johansson, L. Bringmark, B. Timm, M. Aastrup, A. Andersson, G. Hovsenius, L. Håkanson, Å. Iverfeldt et M. Meili. 1991. Mercury in the Swedish environment — Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.* 55: xi–261. <https://doi.org/10.1007/BF00542429>
- Likens, G.E., C.T. Driscoll et D.C. Buso. 1996. Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272(5259): 244–246. <https://doi.org/10.1126/science.272.5259.244>
- Long, R.P., S.B. Horsley et P.R. Lilja. 1997. Impact of forest liming on growth and crown vigor of sugar maple and associated hardwoods. *Can. J. For. Res.* 27(10): 1560–1573. <https://doi.org/10.1139/x97-074>
- Long, R.P., S.B. Horsley et T.J. Hall. 2011. Long-term impact of liming on growth and vigor of northern hardwoods. *Can. J. For.* 41(6): 1295–1307. <https://doi.org/10.1139/X11-049>
- Long, R.P., S.B. Horsley, R.A. Hallett et S.W. Bailey. 2009. Sugar maple growth in relation to nutrition and stress in the northeastern United States. *Ecol. Appl.* 19(6): 1454–1466. <https://doi.org/10.1890/08-1535.1>
- Long, R.P., S.W. Bailey, S.B. Horsley, T.J. Hall, B.R. Swistock et D.R. DeWalle. 2015. Long-term effects of forest liming on soil, soil Leachate, and foliage chemistry in northern Pennsylvania. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 79(4): 1223–1236. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.11.0465>
- Manning, W.J. 1989. Effects of ozone and ozone-acidic precipitation interaction on forest trees in North America. *Stud. Environ. Sci.* 35: 239–249. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(08\)70592-2](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(08)70592-2)
- Marlow, J. et D.R. Peart. 2014. Experimental reversal of soil acidification in a deciduous forest: Implications for seedling performance and changes in dominance of shade-tolerant species. *For. Ecol. Manage.* 313: 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.036>
- Marty, C., D. Houle, S. Bilodeau-Gauthier et C. Gagnon. 2024. Using sugar maple tree rings to trace historic lead pollution in eastern Canada temperate forest. *Appl. Geochemistry* 160: 105855. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105855>
- McLaughlin, D.L., M. Chiu, D. Durigon et H. Liljalehto. 2000. The Ontario hardwood forest health survey: 1986–1998. *For. Chron.* 76(5): 783–791. <https://doi.org/10.5558/tfc76783-5>
- MELCCFP. 2023. [Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs]. Bilan de la qualité de l'air au Québec 2021. Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la qualité de l'air et du climat, 66 p. + 25 annexes <https://environnement.gouv.qc.ca/air/bilan/qualite-air-quebec-2021.pdf>
- MELCCFP. 2024. [Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs]. Rapport d'avancement 2023 par rapport aux normes canadiennes de la qualité de l'air ambiant. Québec, ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction générale des politiques de l'air et du suivi de l'état de l'environnement, 21 p. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/rapports-qualite-air/normes-canadiennes/rapport2023.pdf>
- Minocha, R., S. Long, P. Thangavel, S.C. Minocha, C. Eagar et C.T. Driscoll. 2010. Elevation dependent sensitivity of northern hardwoods to Ca addition at Hubbard Brook Experimental Forest, NH, USA. *For. Ecol. Manage.* 260(12): 2115–2124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.002>
- Mohammed, F., P. Sibley, D. Guillaume et N. Abdulwali. 2022. Chemical composition and mineralogical residence of maple syrup: A comprehensive review. *Food Chem.* 374: 131817. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.131817>
- Momen, B., S.J. Behling, G.B. Lawrence et J.H. Sullivan. 2015. Photosynthetic and growth response of sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) mature trees and seedlings to calcium, magnesium, and nitrogen additions in the Catskill Mountains, NY, USA. *PLoS One* 10(8): e0136148. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136148>
- Moore, J.-D. et D. Houle. 2023. Chemistry of soil and foliage in declining sugar maple stands over 13 years of nitrogen addition. *For. Ecol. Manage.* 535: 120897. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120897>
- Moore, J.-D. et R. Ouimet. 2006. Ten-year effect of dolomitic lime on the nutrition, crown vigor, and growth of sugar maple. *Can. J. For. Res.* 36(7): 1834–1841. <https://doi.org/10.1139/X06-081>
- Moore, J.-D. et R. Ouimet. 2014. Effects of two types of Ca fertilizer on sugar maple nutrition, vigor and growth after 7 years. *For. Ecol. Manage.* 320: 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.017>
- Moore, J.-D. et R. Ouimet. 2021. Liming still positively influences sugar maple nutrition, vigor and growth, 20 years after a single application. *For. Ecol. Manage.* 490: 119103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119103>
- Moore, J.-D., C. Camiré et R. Ouimet. 2000. Effects of liming on the nutrition, vigor, and growth of sugar maple at the Lake Clair Watershed, Quebec, Canada. *Can. J. For.* 30(5): 725–732. <https://doi.org/10.1139/x00-009>
- Moore, J.-D., L. Duchesne et R. Ouimet. 2008. Soil properties and maple-beech regeneration a decade after liming in a northern hardwood stand. *For. Ecol. Manage.* 255(8–9): 3460–3468. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.026>



- Moore, J.-D., R. Ouimet et L. Duchesne. 2012.** Soil and sugar maple response 15 years after dolomitic lime application. *For. Ecol. Manage.* 281: 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.026>
- Munro, L. et F. Courchesne. 2019.** Bioconcentration of Cd and Zn in the soils of an uncontaminated forest in the Quebec Laurentians. *Biogeochemistry* 143: 293–312. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00562-9>
- Nolet, P., S. Delagrangé, K. Bannon, C. Messier et D. Kneeshaw. 2015.** Liming has a limited effect on sugar maple – American beech dynamics compared with beech sapling elimination and canopy opening. *Can. J. For. Res.* 45(10): 1376–1386. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0010>
- Nriagu, J.O. 1989.** A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338: 47–49. <https://doi.org/10.1038/338047a0>
- Obrist, D. E.M. Roy, J.L. Harrison, C.F. Kwong, J.W. Munger, H. Moosmüller, C.D. Romero, S. Sun, J. Zhou et R. Commene. 2021.** Previously unaccounted atmospheric mercury deposition in a midlatitude deciduous forest. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 118(29): e2105477118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105477118>
- Ollinger, S. V., J.D. Aber, P.B. Reich. 1997.** Simulating ozone effects on forest productivity: Interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecol. Appl.* 7(4): 1237–1251. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1237:SOEOPF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1237:SOEOPF]2.0.CO;2)
- Ouimet, R. et C. Camiré. 1995.** Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in the Quebec Appalachians. *Can. J. Soil Sci.* 75(2): 169–175. <https://doi.org/10.4141/cjss95-024>
- Ouimet, R. et J.-M. Fortin. 1992.** Growth and foliar nutrient status of sugar maple: Incidence of forest decline and reaction to fertilization. *Can. J. For. Res.* 22(5): 699–706. <https://doi.org/10.1139/x92-093>
- Ouimet, R., C. Camiré et V. Furlan. 1995.** Endomycorrhizal status of sugar maple in relation to tree decline and foliar, fine-roots, and soil chemistry in the Beauce region, Quebec. *Can. J. Bot.* 73(8): 1168–1175. <https://doi.org/10.1139/b95-126>
- Ouimet, R., C. Camiré et V. Furlan. 1996a.** Effect of soil base saturation and endomycorrhization on growth and nutrient status of sugar maple seedlings. *Can. J. Soil Sci.* 76(2): 109–115. <https://doi.org/10.4141/cjss96-017>
- Ouimet, R., C. Camiré et V. Furlan. 1996b.** Effect of soil K, Ca and Mg saturation and endomycorrhization on growth and nutrient uptake of sugar maple seedlings. *Plant Soil* 179: 207–216. <https://doi.org/10.1007/BF00009330>
- Ouimet, R., J.-D. Moore et L. Duchesne. 2008.** Effects of experimental acidification and alkalization on soil and growth and health of *Acer saccharum* Marsh. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 858–871. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700197>
- Ouimet, R., L. Duchesne et J.-D. Moore. 2017.** Response of northern hardwoods to experimental soil acidification and alkalisation after 20 years. *For. Ecol. Manage.* 400: 600–606. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.051>
- Ouimet, R., L. Duchesne, D. Houle et P.A. Arp. 2001.** Critical loads and exceedances of acid deposition and associated forest growth in the northern hardwood and boreal coniferous forests in Québec, Canada. *Water, Air, Soil Pollut. Focus* 1: 119–134. <https://doi.org/10.1023/A:1011544325004>
- Ouimet, R., P.A. Arp, S.A. Watmough, J. Aherne et I. DeMerchant. 2006.** Determination and mapping critical loads of acidity and exceedances for upland forest soils in eastern Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 172: 57–66. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9050-5>
- Pacyna, J.M. et E.G. Pacyna. 2001.** An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.* 9(4): 269–298. <https://doi.org/10.1139/er-9-4-269>
- Page, B.D. et M.J. Mitchell. 2008.** Influences of a calcium gradient on soil inorganic nitrogen in the Adirondack Mountains, New York. *Ecol. Appl.* 18(7): 1604–1614.
- Pardo, L.H., J.A. Coombs, M.J. Robin-Abbott, J.H. Pontius et A.W. D'Amato. 2019.** Tree species at risk from nitrogen deposition in the northeastern United States: A geospatial analysis of effects of multiple stressors using exceedance of critical loads. *For. Ecol. Manage.* 454: 117528. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117528>
- Paré, D., W.L. Meyer et C. Camiré. 1993.** Nutrient availability and foliar nutrient status of sugar maple saplings following fertilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57(4): 1107–1114. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700040038x>
- Park, B.B. et R.D. Yanai. 2009.** Nutrient concentrations in roots, leaves and wood of seedlings and mature sugar maple and American beech at two contrasting sites. *For. Ecol. Manage.* 258(7): 1153–1160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.003>
- Pell, E.J., J.P. Sinn, B.W. Brendley, L. Samuelson, C. Vinten-Johansen, M. Tien et J. Skillman. 1999.** Differential response of four tree species to ozone-induced acceleration of foliar senescence. *Plant, Cell Environ.* 22(7): 779–790. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00449.x>
- Pitel, N.E. et R.D. Yanai. 2014.** Abiotic and biotic factors influencing sugar maple health: Soils, topography, climate, and defoliation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78(6): 2061–2070. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.06.0240>
- PPAQ. 2023.** [Producteurs et productrices acéricoles du Québec]. Convention de mise en marché du sirop d'érable entre les Producteurs et productrices acéricoles du Québec et tous les acheteurs du produit visé par le plan conjoint des producteurs acéricoles du Québec, représentés par le Conseil de l'industrie de l'érable. Longueuil (Qc). 27 p. + 18 annexes. [https://ppaq.ca/app/uploads/2023/03/2023-02-28\\_Convention\\_MEM\\_sirop\\_2023-2024\\_VF\\_Annexes\\_signee\\_FINALE.pdf](https://ppaq.ca/app/uploads/2023/03/2023-02-28_Convention_MEM_sirop_2023-2024_VF_Annexes_signee_FINALE.pdf)
- Rebeck, J. 1996.** Chronic ozone effects on three northeastern hardwood species: Growth and biomass. *Can. J. For. Res.* 26(10): 1788–1798. <https://doi.org/10.1139/x26-203>
- Rebeck, J. et K.V. Loats. 1997.** Ozone effects on seedling sugar maple (*Acer saccharum*) and yellow-poplar (*Liriodendron tulipifera*): Gas exchange. *Can. J. For. Res.* 27(10): 1595–1605. <https://doi.org/10.1139/x97-121>
- Reich, P.B. et R.G. Amundson. 1985.** Ambient levels of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species. *Science* 230(4725): 566–570. <https://doi.org/10.1126/science.230.4725.566>
- Reich, P.B., A.W. Schoettle et R.G. Amundson. 1986.** Effects of O<sub>3</sub> and acidic rain on photosynthesis and growth in sugar maple and northern red oak seedlings. *Environ. Pollution. Ser. A, Ecol. Biol.* 40(1): 1–15. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(86\)90054-1](https://doi.org/10.1016/0143-1471(86)90054-1)
- Renaud, J.P. 1998.** Étude des variations régionales en métaux lourds contenus dans l'eau d'érable en fonction de la période de récolte. Projet de recherche : rapport final. Centre de recherche, de développement et de transfert technologique en acériculture (Le Centre ACER Inc.). St-Hyacinthe, 10 p. [https://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/Publications/19\\_Fr.pdf](https://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/Publications/19_Fr.pdf)

- Robinson, A.R., K.S. MacLean et H.M. MacConnell. 1989.** Heavy metal, pH, and total solid content of maple sap and syrup produced in eastern Canada. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.* 72(4): 674–9. <https://doi.org/10.1093/jaoac/72.4.674>
- Schaberg, P.G., J.W. Tilley, G.J. Hawley, D.H. Dehayes et S.W. Bailey. 2006.** Associations of calcium and aluminum with the growth and health of sugar maple trees in Vermont. *For. Ecol. Manage.* 223(1–3): 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.067>
- Schaub, M., J.M. Skelly, K.C. Steiner, D.D. Davis, S.P. Pennypacker, J. Zhang, J.A. Ferdinand, J.E. Savage et R.E. Stevenson. 2003.** Physiological and foliar injury responses of *Prunus serotina*, *Fraxinus americana*, and *Acer rubrum* seedlings to varying soil moisture and ozone. *Environ. Pollut.* 124(2): 307–320. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00462-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00462-1)
- Scott, N.A., G.E. Likens, J.S. Eaton et T.G. Siccama. 2001.** Trace metal loss following whole-tree harvest of a northeastern deciduous forest, U.S.A. *Biogeochem.* 54(2): 197–217. <https://doi.org/10.1023/A:1010624315658>
- Simonetti, A., C. Gariépy et J. Carignan. 2000.** Pb and Sr isotopic evidence for sources of atmospheric heavy metals and their deposition budgets in northeastern North America. *Geochim. Cosmochim. Acta* 64(20): 3439–3452. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(00\)00446-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(00)00446-4)
- Soubeyrand, M., P. Marchand, L. Duchesne, Y. Bergeron et F. Gennaretti. 2024.** Interactions between climate, soil and competition drive tree growth in Quebec forests. *For. Ecol. Manage.* 555: 121731. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121731>
- St. Clair, S.B., J.E. Carlson et J.P. Lynch. 2005.** Evidence for oxidative stress in sugar maple stands growing on acidic, nutrient imbalanced forest soils. *Oecologia* 145(2): 257–268. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0121-5>
- St. Clair, S.B., W.E. Sharpe et J.P. Lynch. 2008.** Key interactions between nutrient limitation and climatic factors in temperate forests: A synthesis of the sugar maple literature. *Can. J. For. Res.* 38(3): 401–414. <https://doi.org/10.1139/X07-161>
- Stilwell, D.E. et C.L. Musante. 1996.** Lead in maple syrup produced in Connecticut. *J. Agric. Food Chem.* 44(10): 3153–3158. <https://doi.org/10.1021/jf9600869>
- Sullivan, T.J., G.B. Lawrence, S.W. Bailey, T.C. McDonnell, C.M. Beier, K.C. Weathers, G.T. McPherson et D.A. Bishop. 2013.** Effects of acidic deposition and soil acidification on sugar maple trees in the Adirondack mountains, New York. *Environ. Sci. Technol.* 47(22): 12687–12694. <https://doi.org/10.1021/es401864w>
- Sullivan, T.J., C.T. Driscoll, C.M. Beier, D. Burtraw, I.J. Fernandez, J.N. Galloway, D.A. Gay, C.L. Goodale, G.E. Likens, G.M. Lovett, S.A. Watmough et al. 2018.** Air pollution success stories in the United States: The value of long-term observations. *Environ. Sci. Policy* 84(2): 69–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.02.016>
- Superior Court of the State of California, 2014.** Mateel Environmental Justice Foundation vs Anderson's Maple Syrup, Inc., et al. County of Humboldt, case No. DR-140469. <https://oag.ca.gov/system/files/prop65/judgments/2014-00281J2359.pdf>
- Tanentzap, F.M. et P. Ryser. 2015.** Decreased resistance to embolism in red maple (*Acer rubrum* L.) saplings within a heavy metal contaminated region. *Environ. Exp. Bot.* 109: 40–44. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.07.019>
- Tjoelker, M.G., J.C. Volin, J. Oleksyn et P.B. Reich. 1993.** Light environment alters response to ozone stress in seedlings of *Acer saccharum* Marsh, and hybrid *Populus* L. *New Phytol.* 124(4): 627–636. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1993.tb03852.x>
- Tjoelker, M.G., J.C. Volin, J. Oleksyn et P.B. Reich. 1995.** Interaction of ozone pollution and light effects on photosynthesis in a forest canopy experiment. *Plant. Cell Environ.* 18(8): 895–905. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1995.tb00598.x>
- Topa, M.A., D.W. Vanderklein et A. Corbin. 2001.** Effects of elevated ozone and low light on diurnal and seasonal carbon gain in sugar maple. *Plant, Cell Environ.* 24(7): 663–677. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2001.00722.x>
- Topa, M.A., D.J. McDermitt, S.C. Yun et P.S. King. 2004.** Do elevated ozone and variable light alter carbon transport to roots in sugar maple? *New Phytol.* 162(1): 173–186. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01014.x>
- Tourville, J.C., M.R. Zarfes, G.B. Lawrence, T.C. McDonnell, T.J. Sullivan et M. Dovčiak. 2023.** Soil biotic and abiotic thresholds in sugar maple and American beech seedling establishment in forests of the northeastern United States. *Plant Soil* 491: 387–400. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06123-2>
- Tyler, G. 1972.** Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. *Ambio* 1(2): 52–59.
- van Breemen, N., A.C. Finzi et C.D. Canham. 1997.** Canopy tree-soil interactions within temperate forests: Effects of soil elemental composition and texture on species distributions. *Can. J. For. Res.* 27(7): 1110–1116. <https://doi.org/10.2307/2641084>
- Wang, B., H.H. Shugart, J.K. Shuman et M.T. Lerdau. 2016.** Forests and ozone: Productivity, carbon storage, and feedbacks. *Sci. Rep.* 6: 22133. <https://doi.org/10.1038/srep22133>
- Wargo, P.M., R. Minocha, B.L. Wong, R.P. Long, S.B. Horsley et T.J. Hall. 2002.** Measuring changes in stress and vitality indicators in limed sugar maple on the Allegheny Plateau in north-central Pennsylvania. *Can. J. For. Res.* 32(4): 629–641. <https://doi.org/10.1139/X02-008>
- Watmough, S.A. 2002.** A dendrochemical survey of sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) in south-central Ontario, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution* 136: 165–187. <https://doi.org/10.1023/A:1015231526980>
- Watmough, S.A. 2008.** Element mobility and partitioning along a soil acidity gradient in central Ontario forests, Canada. *Environ. Geochem. Health* 30: 431–444. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9127-8>
- Watmough, S.A. 2010.** Assessment of the potential role of metals in sugar maple (*Acer saccharum* Marsh) decline in Ontario, Canada. *Plant Soil* 332: 463–474. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0313-6>
- Watmough, S.A. et T.C. Hutchinson. 2004.** The quantification and distribution of pollution Pb at a woodland in rural south central Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 128(3): 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.007>
- Watmough, S.A., P.J. Dillon et E.N. Epova. 2005a.** Metal partitioning and uptake in central Ontario forests. *Environ. Pollut.* 134(3): 493–502. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.09.001>
- Watmough, S.A., T.C. Hutchinson et P.J. Dillon. 2005b.** Lead dynamics in the forest floor and mineral soil in south-central Ontario. *Biogeochemistry* 71: 43–68. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-7661-y>
- Watmough, S.A., C. Eimers et S. Baker. 2016.** Impediments to recovery from acid deposition. *Atmos. Environ.* 146: 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.021>
- West, R.R., R.R. Lada et M.T. MacDonald. 2023.** Nutrition and related factors affecting maple tree health and sap yield. *Am. J. Plant Sci.* 14: 125–149. <https://doi.org/10.4236/ajps.2023.142011>

- Wilmot, T.R., D.S. Ellsworth et M.T. Tyree. 1995. Relationships among crown condition, growth, and stand nutrition in seven northern Vermont sugarbushes. *Can. J. For. Res.* 25(3): 386–397. <https://doi.org/10.1139/x95-043>
- Wilmot, T.R., D.S. Ellsworth et M.T. Tyree. 1996. Base cation fertilization and liming effects on nutrition and growth of Vermont sugar maple stands. *For. Ecol. Manage.* 84(1–3): 123–134. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(96\)03743-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(96)03743-7)
- Wittig, V.E., E.A. Ainsworth, S.L. Naidu, D.E. Karnosky et S.P. Long. 2009. Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: A quantitative meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 15(2): 396–424. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01774.x>
- Yuan, T., S. Huang, P. Zhang, Z. Song, J. Ge, X. Miao, YY. Wang, Q. Pang *et al.* 2024. Potential decoupling of CO<sub>2</sub> and Hg uptake process by global vegetation in the 21<sup>st</sup> century. *Nat. Commun.* 15: 4490. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-48849-2>
- Yue, X. et N. Unger. 2014. Ozone vegetation damage effects on gross primary productivity in the United States. *Atmos. Chem. Phys.* 14(17): 9137–9153. <https://doi.org/10.5194/acp-14-9137-2014>
- Zaccherio, M.T. et A.C. Finzi. 2007. Atmospheric deposition may affect northern hardwood forest composition by altering soil nutrient supply. *Ecol. Appl.* 17(7): 1929–1941. <https://doi.org/10.1890/06-2067.1>
- Zhang, Y., Z. Song, S. Huang, P. Zhang, Y. Peng, P. Wu, J. Gu, S. Dutkiewicz, H. Zhang *et al.* 2021. Global health effects of future atmospheric mercury emissions. *Nat. Commun.* 12: 3035. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23391-7>
- Zhang, Y., J. Li, J. Tan, W. Li, B. P. Singh, X. Yang, N. Bolan, X. Chen, S. Xu *et al.* 2023. An overview of the direct and indirect effects of acid rain on plants: Relationships among acid rain, soil, microorganisms, and plants. *Sci. Total Environ.* 873: 162388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162388>
- Zhou, J., D. Obrist, A. Dastoor, M. Jiskra et A. Ryjkov. 2021. Vegetation uptake of mercury and impacts on global cycling. *Nat. Rev. Earth Environ.* 2: 269–284. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00146-y>
- Zwoliński, J. 1994. Rates of organic matter decomposition in forests polluted with heavy metals. *Ecol. Eng.* 3(1): 17–26. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(94\)90008-6](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90008-6)