

La monoculture d'érable et l'acidification des sols.

Benoît Côté

*Département des Sciences des Ressources Naturelles
Campus Macdonald, Université McGill/GREF Interuniversitaire
21,111 Lakeshore, Ste-Anne-de-Bellevue, QC, H9X 3V9*

Introduction

Mis à part les extrêmes climatiques et les épidémies d'insectes, le dernier dépérissement des érablières a été principalement lié à des déséquilibres entre les cations échangeables et à des facteurs associés à l'acidité du sol. Certains de ces facteurs ont évolué négativement dans les années précédant le dépérissement ce qui suggèrent que des changements relativement rapides de la fertilité des sols se sont produits. Parmi les causes possibles de l'acidification des sols on compte l'augmentation des dépositions acides (Tomlinson 1990/91) et de l'immobilisation des nutriments dans la biomasse végétale (Alban 1982; Johnson and Todd 1990) particulièrement depuis les soixantes dernières années (Bondietti et al. 1990), la coupe forestière (Federer et al. 1989), le changement de la composition floristique (Miles 1985; Ovington 1953) vers des espèces contribuant à l'acidification, ou une combinaison de ces facteurs. Le présent manuscrit a pour objectif de faire le point sur la fertilité des sols de nos érablières et de discuter des effets probables de l'aménagement de nos érablières, principalement en terme de composition forestière, sur la fertilité des sols.

La fertilité de nos sols et son évolution temporelle

Grâce à leur approche analytique à variables multiples, Roy et al. (1990) ont démontré que plusieurs variables décrivant l'acidité du sol sont liées de près au niveau de dépérissement des forêts. Par ailleurs, Ouimet et Camiré (1995) ont trouvé que le niveau de perturbation du statut nutritif des érablières dépérissantes des Appalaches québécoises était attribuable à deux facteurs pédologiques. Le premier facteur concerne l'équilibre entre les cations échangeables des sols. Les sols ayant une saturation élevée en Mg étaient souvent associés avec des déficiences en potassium (K) dans le feuillage de l'érable. Le deuxième facteur est lié à l'acidité du sol. Les déficiences ou déséquilibres nutritionnels des sols des érablières étaient accompagnés d'un niveau élevé de C organique, de N total et de CEC dans le sol forestier ainsi que d'un bas niveau de saturation en Ca des horizons minéraux et de surface. Des évidences supplémentaires démontrant l'effet négatif du déséquilibre de la saturation du sol en cations et de l'acidité du sol sur la croissance et le statut nutritif de l'érable à sucre ont été obtenues au moyen d'expériences en serres. Les différences de chimie des sols entre les sites sains et les sites en dépérissement suggèrent un renouvellement des nutriments plus lent, un lessivage accru des cations, une acidification des sols et/ou une production de litière pauvre en nutriments dans les sites en dépérissement.

Malgré la paucité de rapports traitant de l'acidification à long terme des sols dans l'érable sucrière, Gonzalez et Bernier-Cardou (1990) ont montré qu'entre 1973 et 1989 le rapport C:N a augmenté dans les horizon organique et minéral alors que le P disponible et la CEC de l'horizon organique a diminué. Dans une autre étude, 53 profils de sol d'érablières de Lotbinière, du Mont Mégantique et des Basses Laurentides ont été échantillonnés en 1968 puis de nouveau en 1985 (Robitaille et al. 1986). Parmi ces profils, 60 à 79 % marquaient une baisse

de pH, Ca, Mg et K, et 55 à 78 % montraient une augmentation du N total, du pourcentage de matière organique et du rapport C:N.

Mécanismes d'acidification

L'acidité des litières

Contrairement à la croyance générale, la litière foliaire de l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) n'est pas plus riche en nutriments que la litière d'autres espèces de bois franc du sud du Québec (Côté et Fyles 1994a). En effet, seuls le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) et la pruche du Canada (*Tsuga canadensis* L.) produisent une litière significativement plus pauvre en nutriments que les litières d'érable. La litière produite par les érables est également très acide (Côté et Fyles 1994a). De toutes les espèces fréquemment trouvées en association avec l'érable à sucre du sud québécois, on ne compte que la pruche du Canada qui produise une litière plus acide que l'érable rouge et à sucre. Chez les autres espèces souvent ou occasionnellement associées à l'érable à sucre, le tilleul d'Amérique (*Tilia americana* L.) le frêne blanc (*Fraxinus americana* L.), les caryers cordiforme (*Carya cordiformis* (Wang.) K. Koch. et ovale (*Carya ovata* (Mill.) K. Koch.), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et même le hêtre à grandes feuilles produisent une litière moins acide. Non seulement les lessivats de litière d'érable sont-ils plus acides mais ils demeurent acides pendant plus d'un an, i.e. considérablement plus longtemps que les lessivats de hêtre à grandes feuilles, de bouleau gris (*Betula populifolia* Marsh.) et de peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata* Michx.) (Coldwell et DeLong 1950; Lutwick et al. 1952). L'accumulation de l'acidité est donc plus probable sous l'érable à sucre que sous les autres feuillus, ce qui aurait pour effet de ralentir les processus d'origine bactérienne dans ces sols (Klein et Perkins 1988). L'acidification plus rapide et la baisse de la capacité tampon du sol sous l'érable en comparaison au pin blanc, à l'épinette blanche ou au bouleau tel qu'observé par France et al. (1989) suggèrent une diminution du taux de renouvellement des nutriments et une acidification des sols sous couvert d'érables.

Les tannins des feuilles

Tout comme l'acidité de la litière de feuille, les tannins contenus dans les déchets de plantes peuvent contribuer à l'acidification et à la podzolisation des sols en ralentissant les processus de décomposition associés aux organismes et micro-organismes qui s'y trouvent. Les tannins sont en concentration particulièrement élevés dans la litière d'érable (Côté et Fyles 1994b), ce qui devrait faire de celle-ci un substrat plus hostile pour les détritivores présents dans le sol. Cette observation parallèle le fait que la litière d'érable à sucre peut inhiber la minéralisation de protéines à l'état pur (Bernier et Roberge 1962). De plus, les litières d'érable rouge et à sucre disparaissent plus lentement que la plupart des autres espèces, à l'exception du hêtre à grandes feuilles et du chêne rouge (*Quercus rubra* L.) (Côté et Fyles 1994b). La litière du chêne rouge est coriace, ce qui a pour effet de dissuader les vers de terre. La litière du hêtre à grandes feuilles et de façon moins importante celle de l'érable sont pauvres en nutriments, ce qui expliquerait leur disparition plutôt lente. Fait intéressant, la litière d'érable disparaît moins rapidement sous son propre couvert que sous ceux des autres espèces l'accompagnant tel que le tilleul d'Amérique, le frêne blanc, le peuplier à grandes feuilles et le caryer cordiforme (Côté et Fyles 1994b). Elliott et al. (1993) avaient précédemment rapporté des observations similaires concernant la décomposition de la litière.

Les vers de terre

Les vers de terre, particulièrement le *Lumbricus terrestris*, sont les principaux responsables de la formation de l'humus de type mull caractéristique des érablières les plus productives du sud québécois. Quoiqu'attaquée plus tardivement que les autres litières par les vers de terre, la litière d'érable disparaît généralement entièrement à l'intérieur d'un an dans les érablières à humus de type mull, ce qui démontre que les vers de terre se nourrissent bel et bien de litière d'érable. La litière d'érable semble requérir un conditionnement par les microbes avant que les vers de terre puissent la consommer. Zicsi (1983) suggère que la survie des vers de terre de taille importante tel que les *L. terrestris* nécessite une disponibilité continue de nourriture pendant toute la saison de croissance. Des monocultures d'arbres à litière récalcitrante ou à décomposition rapide ne sont pas souhaitables puisque la nourriture ne serait pas disponible tôt au printemps dans le premier cas alors qu'elle manquerait tard dans la saison de croissance dans le deuxième. Le maintien d'une population nombreuse de vers de terre sur un site donné et par le fait même le maintien d'un humus fertile de type mull requiert donc une diversité de litières.

Différentes études sur les populations de vers de terre mises de l'avant pendant la dernière période de dépérissement de la forêt ont révélé que l'abondance totale, le poids sec et la diversité des espèces de vers de terre étaient plus bas dans les forêts dépérissantes que dans les forêts saines (Coderre et al. 1995). Lors d'une étude de 16 peuplements d'érable, *L. terrestris* s'est révélé être absent des zones de dépérissement alors qu'il constituait l'espèce prédominante des sites sains. Il est peu probable qu'une telle différence dans les populations de vers de terre à différents sites se soit développée dans un court laps de temps. Elle marque probablement un changement graduel des propriétés chimiques du sol des sites en dépérissement. Certains vétérans pédologues ont noté la disparition des vers de terre dans plusieurs érablières au cours des 30 à 40 dernières années (C. Gravel, Québec, comm. personnelle). Dans le nord-est Américain, l'observation de perturbations des propriétés de l'humus menant à l'appauvrissement en cations basiques échangeables et à une interruption du cycle des nutriments entre le sol forestier et la végétation a été rapportée (Shortle et Bondietti 1992).

Les pratiques en aménagement forestier

A l'exception de l'entailage des arbres à des fins de production acéricole, les pratiques forestières dans les érablières étaient généralement peu considérées comme facteur prédisposant au dépérissement. Grâce à la compilation de données s'échelonnant sur 15 ans, plusieurs chercheurs se sont ravisés et considèrent maintenant que les pratiques forestières peuvent prédisposer au dépérissement la forêt du sud du Québec.

Une tendance vers la monoculture d'érables

Bien que la succession forestière ne procède pas toujours de façon linéaire, i.e. en remplaçant une espèce par une autre du stade pionnier au climax (Barbour et al. 1987), le changement de disponibilité des ressources est communément reconnu comme force principale de la succession naturelle. Ainsi, chaque plante modifie l'environnement qu'elle occupe jusqu'au stade où celui-ci devient plus favorable à des espèces différentes. En plus de la diminution de la lumière pénétrant sous le couvert végétal, une diminution de la disponibilité des

nutriments due à une augmentation de l'acidité du sol pourrait constituer une force importante responsable de la succession naturelle des érablières du sud québécois. Plusieurs espèces associées à l'érable à sucre tel que le caryer cordiforme, le tilleul d'Amérique et le frêne blanc (Grandtner 1966), qui sont souvent moins bien adaptés à l'ombre, qui ont une croissance rapide et qui produisent des sols probablement plus riches que l'érable à sucre (Côté et Fyles 1994a), sont plus susceptibles de voir leur importance dans la forêt décroître au fil de la succession écologique. En effet, les forêts québécoises dominées par l'érable et considérées par de nombreux forestiers et écologistes comme ayant atteint leur climax pourraient fort bien n'être qu'à une étape de la succession écologique menant à une forêt plus stable, donc plus près d'un réel climax dominé par le hêtre à grandes feuilles et la pruche du Canada (Brisson et al. 1988). Un tel scénario ne pourra être corroboré que par des études détaillées du cycle des substances nutritives dans les érablières.

La progression vers une monoculture de peuplements d'érables a probablement débuté peu après l'expansion de l'industrie acéricole à la fin du 19^e siècle (Coons 1987). La participation accrue des forestiers dans l'aménagement des érablières a possiblement accéléré le mouvement vers la monoculture. Jusqu'au dernier dépérissement de la forêt, une des principales recommandations des forestiers consistait à favoriser l'érable à sucre au détriment de toutes les autres espèces de l'érablière (Coons 1987). Le hêtre à grandes feuilles et la pruche du Canada étaient alors considérés particulièrement indésirables due à leur capacité d'acidification et d'appauvrissement des sols alors que l'érable à sucre et les autres espèces s'y associant étaient considérées comme espèces améliorantes. Ce type d'aménagement des érablières longtemps utilisé a probablement causé des changements significatifs dans la fertilité des sols (Miles 1985). En fait, si l'érablière ne constitue pas une forêt climatique et que l'acidification du sol est la force principale de la succession floristique tardive, une coupe sélective favorisant l'érable à sucre aura tôt fait d'accélérer l'acidification du sol et la dite succession.

Préservation de la diversité

La plupart des écologistes s'entendent pour dire que la complexité d'un écosystème reflète plus ou moins sa stabilité (Hollings 1973). Par opposition les monocultures sont considérées comme plus susceptibles à d'éventuelles épidémies d'insectes ou de pathogènes. Bien qu'il existe des monocultures naturelles dans le nord-est de l'Amérique du Nord, elles sont souvent limitées aux écosystèmes peu productifs où la diversité des arbres est faible. D'une certaine façon, la forêt boréale canadienne peut être considérée comme une mosaïque de monocultures naturelles susceptibles aux catastrophes majeures tel que les épidémies d'insectes et les feux de forêt. Par opposition, les forêts décidues climaciques du sud du Québec sont caractérisées par une grande diversité en espèces arborées. Les feux de forêt et les épidémies d'insectes qui pourraient causer des pertes considérables de sections entières de forêt sont rares dans la forêt décidue du nord-est américain. Malgré tout, les insectes et les pathogènes s'y retrouvent en grand nombre. Parce que la plupart des insectes et des pathogènes sont spécifiques quant à l'espèce qu'ils attaquent et parce que la forêt décidue compte une grande diversité végétale, la forêt tend à survivre à ce type de catastrophe malgré une perturbation majeure de la composition des espèces (Tilman et Downing 1994).

Conclusion

Je suggère donc qu'une approche sylvicole provisoire favorisant la diversité d'essences ligneuses dans nos érablières soit préconisée pour minimiser les risques de perte de fertilité de nos sols. Des normes d'aménagement plus spécifiques en terme de composition forestière et aptes à optimiser la productivité de nos forêts à court et moyen terme pourront être établies lorsque la caractérisation du cycle bio-géochimique des nutriments de nos feuillus nobles aura été complétée.

Références

- Alban, D.H. 1982. Effects of nutrient accumulation by aspen, spruce and pine on soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 853-861.
- Barbour, M.G., Burk, J.H., and Pitts, W.D. 1987. *Terrestrial Plant Ecology*, 2nd Edition.
- Bernier, B., and Roberge, M.R. 1962. Etude in vitro sur la minéralisation de l'azote organique dans les humus forestiers. I. Influence de litières forestières. *Laval Univ. For. Res. Foundation, Contrib. no. 9*, 47 p.
- Bondietti, E.A., Momoshima, N., Shortle, W.C., and Smith, K.T. 1990. A historical perspective on divalent cation trends in red spruce stemwood and the hypothetical relationship to acidic deposition. *Can. J. For. Res.* 20: 1850-1858.
- Brisson, J., Bergeron, Y., and Bouchard, A. 1988. Les successions secondaires sur sites mésiques dans le Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada. *Can. J. Bot.* 66: 1192-1203.
- Coderre, D., Mauffette, Y., Gagnon, D., Tousignant, S., and Bessette, G. 1995. Earthworm populations in healthy and declining sugar maple forests. *Pedobiol.* 39: 86-96.
- Coldwell, B.B., and DeLong, W.A. 1950. Studies of the composition of deciduous forest tree leaves before and after partial decomposition. *Sci. Agric.* 30: 456-466.
- Coons, C.F. 1987. Sugar bush management for maple syrup producers. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Côté, B. and Fyles, J.W. 1994a. Nutrient concentration and acid-base status of leaf litter of tree species characteristic of the hardwood forest of southern Quebec. *Can. J. For. Res.* 24: 192-196.
- Côté, B. and Fyles, J.W. 1994b. Leaf litter disappearance of hardwood species of southern Quebec: Interaction between litter quality and stand type. *Ecoscience* 1: 322-328.
- Côté, B., O'Halloran, I., Hendershot, W.H., and Spankie, H. 1995. Possible interference of fertilization in the natural recovery of a declining sugar maple stand in southern Quebec. *Plant and Soil* 168-169: 471-480.
- Elliott, W.M., Elliott, N.B., and Wyman, R.L. 1993. Relative effect of litter and forest type on rate of decomposition. *Am. Midl. Nat.* 129: 87-95.
- Federer, C.A., Hornbeck, J.W., Tritton, L.M., Martin, C.W., Pierce, R.S. and Smith, C.T. 1989. Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern US forests. *Environ. Manag.* 13: 593-601.
- France, E.A., Binkley, D., and Valentine, D. 1989. Soil chemistry changes after 27 years under four tree species in southern Ontario. *Can. J. For. Res.* 19: 1648-1650.

- Führer, E. 1990. Forest decline in central Europe: Additional aspects of its cause. *For. Ecol. Manag.* 37: 249-257.
- Gonzalez, and Bernier-Cardou, 1990. Evolution of the physico-chemical properties of a sugar maple stand's soil from 1973 to 1989. In *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*. Edited by C. Camiré, W. Hendershot and D. Lachance. C.R.B.F., Fac. for. géom., Univ. Laval, Québec. pp. 235-242.
- Grandtner, M.M. 1966. *La végétation forestière du Québec méridional*. Les Presses de l'Université Laval, Québec.
- Hollings, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Rev. Ecol.*
- Huettl, R.F., and Schaaf, W. 1995. Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. In *Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems*. Edited by L.O. Nilsson, R.F. Huettl and U.T. Johansson. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 31-41.
- Johnson, D.W. and Todd, D.E. 1990. Nutrient cycling in forests of Walker Branch watershed, Tennessee: roles of uptake and leaching in causing soil changes. *J. Environ. Qual.* 19: 97-104.
- Klein, R.M., and Perkins, T.D. 1988. Primary and secondary causes and consequences of contemporary forest decline. *Bot. Rev.* 54: 1-43.
- Lutwick, L.E., Coldwell, B.B., and DeLong, W.A. 1952. Leachates from decomposing leaves. I. Some general characteristics. *Sci. Agric.* 32: 603-613.
- Miles, J. 1985. The pedogenetic effects of different species and vegetation types and the implications of succession. *J. Soil Sci.* 36: 571-584.
- Ouimet, R. 1995a. Relation entre les propriétés physico-chimiques du sol, le statut nutritif et l'état de santé de l'érable à sucre au Québec. Ph.D. Thesis, Fac. for. géom., Univ. Laval, Quebec.
- Ouimet, R., and Camiré, C. 1995. Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in the Quebec Appalachians. *Can. J. Soil Sci.* 75: 169-175.
- Ovington, J.D. 1953. Studies of the development of woodland conditions under different trees. I. Soils pH. *J. Ecol.* 41: 13-44.
- Robitaille, L., Gagnon, G., Lachance, D., Shilts, B, and Tomlinson, G. 1986. In *Forest Decline Workshop*, Wakefield, Quebec, Oct. 20-22, 1986. Atmospheric Envir. Serv., Environ. Canada.
- Roy, G., Gagnon, G., and Ménard, M. 1990. Les facteurs environnementaux explicatifs du dépérissement des érablières. In *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*. Edited by C. Camiré, W. Hendershot and D. Lachance. C.R.B.F., Fac. for. géom., Univ. Laval, Québec. pp. 29-37.
- Shortle, W.C., and Bondietti, E.A. 1992. Timing, magnitude, and impact of acidic deposition on sensitive forest sites. *Water Air Soil Pollut.* 61: 253-267.
- Tilman, D., and Downing, J.A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365.
- Tomlinson, G.H. 1990/91. Nutrient disturbances in forest trees and the nature of the forest decline in Quebec and Germany. *Water Air Soil Pollut.* 54: 61-74.
- Zicsi, A. 1983. Earthworm ecology in deciduous forests in central and southeast Europe. In *Earthworm Ecology. From Darwin to Vermiculture*. Edited by J.E. Stachell. Chapman and Hall, N.Y. pp. 171-177.