

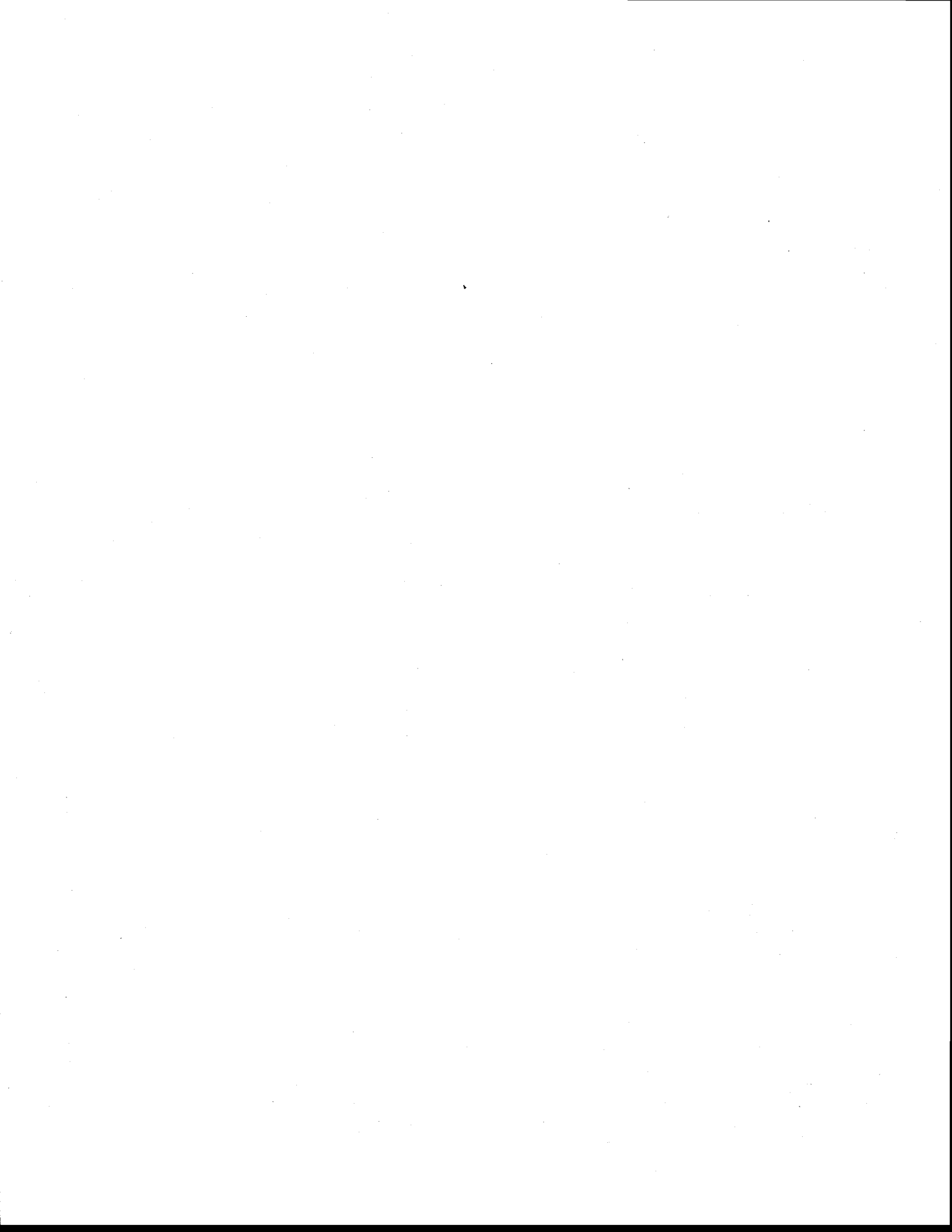
Université du Québec  
INRS-ETE

**INCIDENCE DES PROPRIÉTÉS MINÉRALES DU DÉPÔT SUR LA COMPOSITION DE  
LA SOLUTION DE SOL ET LA NUTRITION DE L'ÉRABLE : VERS UNE TYPOLOGIE  
DU STATUT NUTRITIF DE L'ÉRABLIÈRE**

Par  
François Marquis

Thèse présentée  
pour l'obtention du grade  
Philosophiae doctor (Ph.D.) en  
Sciences de l'Eau de la Terre et de l'Environnement

Juillet 2002



## Résumé

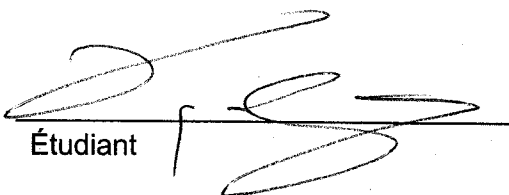
Des désordres nutritionnels ont été associés à la vague de dépérissement qui a frappé les érablières du Québec dans les années 80's. Les précipitations acides et la nature minérale du sol sont parmi les causes avancées pour expliquer ces désordres. Une étude a donc été initiée afin de comprendre comment la nature minérale du dépôt, en interaction avec les précipitations acides, affecte la nutrition de l'érablière. L'étude vise également à doter le spécialiste et le praticien d'une méthodologie pour la caractérisation du statut nutritif de l'érablière.

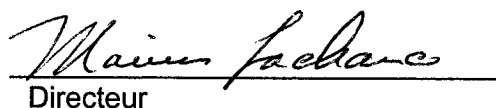
Quatorze érablières présentant un contraste au niveau de la géologie régionale ont fait l'objet d'une caractérisation pour la composition élémentaire du feuillage, la solution de sol et les propriétés minérales du dépôt. Un diagnostic du statut nutritif des érablières a été obtenu sur la base des teneurs foliaires et par le biais de l'approche CND (Compositional Nutrient Diagnosis). La composition de la solution de sol, obtenue par le biais d'extraits de sol saturé à l'eau, et la composition géochimique du dépôt ont été caractérisées selon l'approche CDA (Compositional Data Analysis). Les valeurs CND et CDA ont par la suite été soumises à une analyse en composante principale (ACP), une pour chaque élément de la caractérisation. Les relations entre la composition foliaire, la composition de la solution de sol, la charge atmosphérique acide et la géochimie du dépôt ont été mises en évidence par le biais d'analyses de corrélation et de régression multiple de type pas à pas.

La composition géochimique du dépôt explique près de 80% de la variance observée pour la première composante foliaire (CF1) mise en évidence par l'ACP, laquelle traduit principalement la composition en cations basiques du feuillage. Cinq des 14 érablières saturent fortement sur cette composante. Trois d'entre elles présentent des carences en Ca et Mg et un déséquilibre majeur entre N et Ca. Ces érablières reposent sur un dépôt acide, présentent un fort niveau d'acidité dans l'horizon humifère et recevaient entre 1989 et 1992 une charge atmosphérique acide variant de 42 à 66 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (NO<sub>x</sub> + SO<sub>4</sub>). Les deux autres présentent un déséquilibre impliquant principalement K et Mg. Dans l'une

d'entre elles, Mg est largement en excès en raison du caractère fortement magnésien du dépôt. La deuxième composante foliaire (CF2) met en évidence un gradient dans l'indice CND de l'azote et est significativement corrélée à la charge atmosphérique acide. La contribution de la charge acide au statut de l'azote se fait via l'acidification de l'horizon humifère, la solubilisation de Al dans l'horizon B et par un apport direct d'azote au système sol-plante. Le caractère magnésien du dépôt pour les érablières situées dans un environnement igné et la présence de carbonate pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire sont les propriétés minérales qui expliquent le mieux le statut nutritif foliaire et la capacité "tampon" de l'érablière vis-à-vis l'effet délétère des précipitations acides sur le statut en cations basiques.

Les résultats obtenus dans le cadre de ce travail démontrent la pertinence d'utiliser l'approche CDA pour la caractérisation de différents réservoirs d'éléments nutritifs dans l'écosystème d'érablière. Cette approche a permis de dégager d'une manière fort efficace l'information pertinente pour la nutrition du peuplement. Le lien direct établi entre la charge atmosphérique acide et le statut nutritif foliaire de l'érablière suggère que l'approche puisse servir à l'évaluation de la charge critique et du degré de saturation en azote de l'écosystème. L'approche développée dans le cadre de ce travail peut servir de base à l'élaboration d'une typologie du statut nutritif de l'érablière.

  
Étudiant

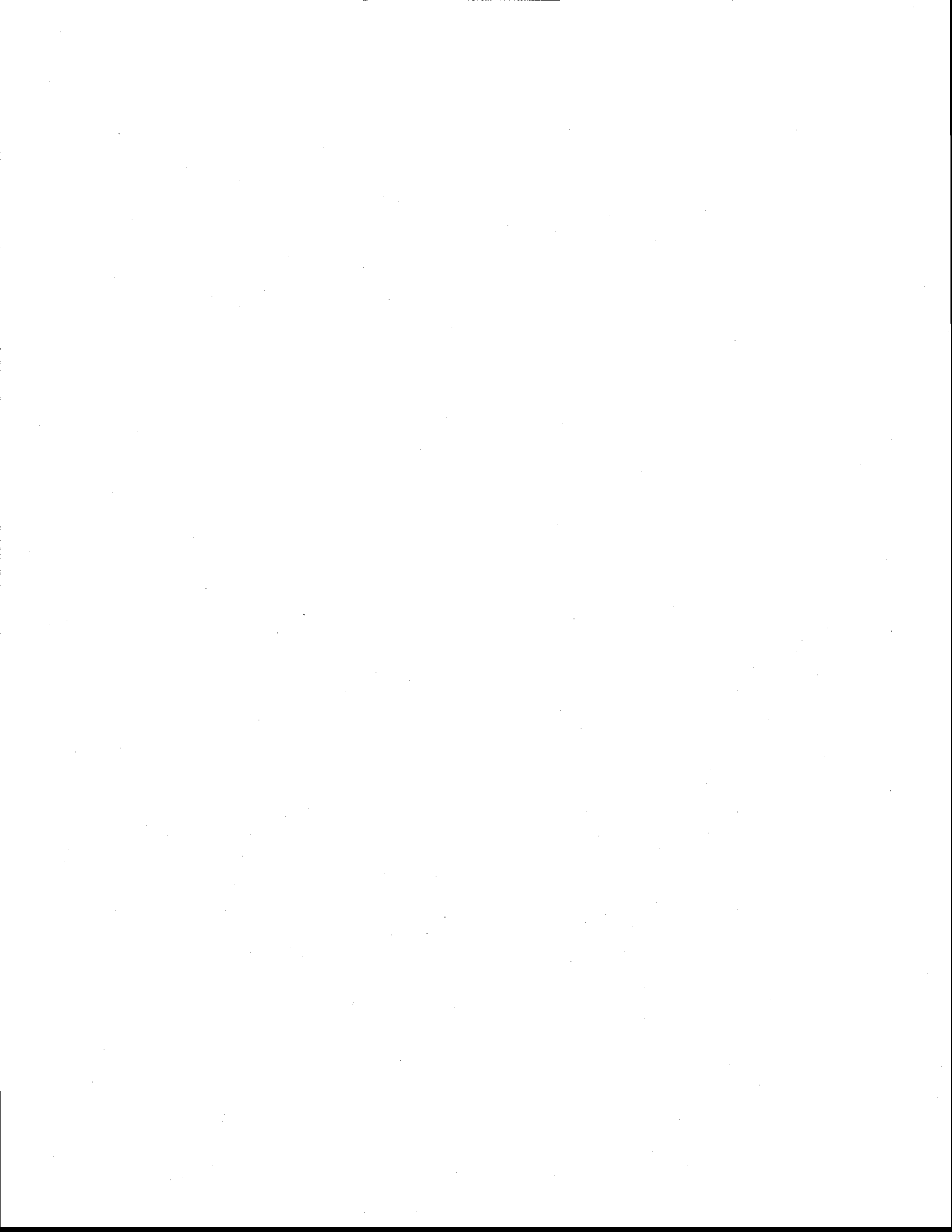
  
Directeur

### Remerciements

En tout premier lieu je désire remercier mon directeur Dr Marius Lachance pour le support aussi bien technique qu'humain qu'il m'a fourni tout au long de cette démarche ; et mes codirecteurs Claude Camiré et Josée Duchesne pour leur aide et leurs précieux conseils. Je désire également remercier tout spécialement Rock Ouimet de la direction de la recherche forestière du Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ) pour sa précieuse et volontaire collaboration.

La réalisation de ce projet a nécessité la participation et le support de nombreuses personnes, lesquelles ont droit à toute ma gratitude. Aussi, je désire remercier tout le personnel du laboratoire de l'INRS-ETE pour leur aide technique et leur convivialité : Sylvie Saint-Pierre, Michel Bordeleau, Pauline Fournier, René Rodrigue et Stéphane Prémond.

En terminant, je désire remercier mes parents dont la foi en mes capacités fût inébranlable, mes enfants Gabriel et Camille et finalement ma compagne de vie, Julie, qui tout au long de cette démarche, fût à mes cotés.



## Table des matières

Résumé .....	i
Remerciements .....	iii
Table des matières .....	v
Liste des tableaux .....	vii
Liste des figures .....	ix
Chapitre I : Introduction .....	1
1.1 Le dépérissement de l'érablière .....	1
1.2 Les désordres nutritifs et le dépérissement .....	3
1.3 La toxicité de Al pour les végétaux ligneux .....	5
1.4 Incidence de la pollution atmosphérique .....	8
1.5 Incidence des pratiques d'aménagement .....	11
1.6 Incidence de la minéralogie du dépôt .....	12
1.7 Déterminants et variables diagnostics du statut nutritif de la forêt : vers une typologie du statut nutritif .....	13
Chapitre II : Cadre théorique et hypothèses de recherche .....	17
2.1 Les besoins en éléments nutritifs et la croissance chez les végétaux ligneux .....	17
2.2 Le contenu, la composition et le diagnostic chez les végétaux ligneux .....	22
2.3 La disponibilité des nutriments et la composition foliaire chez les végétaux ligneux .....	27
2.3.1 Mesure de la disponibilité relative des cations basiques dans les sols .....	29
2.3.2 Mesure de la disponibilité des nutriments en forêt .....	34
2.3.3 La solution de sol en forêt et la composition élémentaire du feuillage .....	36
2.4 Incidence de la nature minérale du dépôt sur le statut nutritif en cations basiques de l'érablière .....	39
2.4.1 Mesure de l'altération minérale .....	39
2.4.2 Incidence de la géochimie du dépôt et de l'altération minérale sur le statut nutritif de l'érablière .....	41
2.5 But, hypothèses et approche méthodologique .....	43
2.6 Objectifs généraux et présentation de la partie expérimentale de la thèse ..	46
Chapitre III : Contexte et objet d'étude .....	49
3.1 Contexte .....	49
3.2 Les sites de l'étude .....	50

Chapitre IV : Distribution des cations basiques et de l'aluminium dans la solution de sol de l'horizon humifère d'une érablière fertilisée : représentativité des extraits de sol saturé à l'eau .....	57
4.1 Matériel et méthodes .....	61
4.2 Résultats .....	64
4.3 Discussion .....	71
4.4 Conclusion .....	80
Chapitre V : L'approche CDA appliquée à la composition de la solution de sol pour le diagnostic des problèmes de nutrition dans l'érablière .....	81
5.1 Matériel et méthode .....	85
5.1.1 Caractérisation de la composition du feuillage .....	85
5.1.2 Caractérisation de la solution de sol .....	86
5.2 Résultats .....	87
5.2.1 Caractérisation de la composition élémentaire du feuillage .....	87
5.2.2 Caractérisation de la solution de sol .....	95
5.2.3 Incidence de la composition de la solution de sol sur la composition élémentaire du feuillage .....	109
5.3 Synthèse et discussion .....	117
Chapitre VI : Incidence des propriétés minérales du dépôt sur la composition de la solution de sol et sur la composition du feuillage dans l'érablière .....	123
6.1 Approche méthodologique .....	124
6.2 Matériel et méthode .....	125
6.2.1 Traitement mathématique et analyses statistiques des données ..	128
6.3 Résultats .....	128
6.3.1 Composition minéralogique de l'horizon C .....	128
6.3.2 La composition géochimique de l'horizon C .....	129
6.3.3 La variance dans la composition géochimique du dépôt .....	132
6.3.4 La solubilité des bases dans le dépôt .....	141
6.3.5 Incidence des propriétés minérales du dépôt et de la charge atmosphérique acide sur le statut nutritif de l'érablière .....	146
6.3.5.1 Analyse des corrélations .....	146
6.3.5.2 Analyses de régression multiple .....	149
6.4 Synthèse et discussion .....	162
6.4.1 Les propriétés minérales du dépôt .....	162
6.4.2 Incidence du dépôt sur la nutrition de l'érablière .....	167
6.4.3 Incidence de la charge atmosphérique acide sur la nutrition de l'érablière .....	173
6.4.4 Potentiel de l'approche pour la caractérisation du statut nutritif de l'érablière .....	176
Chapitre VII : Synthèse générale et conclusion .....	179
Bibliographie .....	185



Liste des tableaux

Tableau 2.1	Principaux rôles des éléments essentiels dans la plante .....	18
Tableau 3.1	Localisation de sites et nature de la géologie régionale pour les sites étudiés	53
Tableau 3.2	Principales caractéristiques des places d'étude .....	54
Tableau 3.3	Dépôts humides en oxydes nitreux et en sulfate ( $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ ) et sévérité du dépérissement (%) .....	55
Tableau 4.1	Valeurs moyennes du pH, de la conductivité électrique ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), des concentrations ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), des volumes de solution récoltés (mL), des fractions molaires des éléments, des ratios d'équilibre et des ratios bases/Al pour les solutions <i>in vivo</i> , diluées et reconstituées .....	65
Tableau 4.2	Corrélations entre les variables mesurées dans les solutions <i>in vivo</i> , diluées et reconstituées et les éléments échangeables .....	67
Tableau 4.3	Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions <i>in vivo</i> à partir des valeurs respectives dans les solutions diluées .....	68
Tableau 4.4	Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions <i>in vivo</i> à partir des valeurs respectives dans les solutions reconstituées .....	70
Tableau 4.5	Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions diluées à partir des valeurs respectives dans les solutions reconstituées .....	72
Tableau 5.1.	Valeurs moyennes ( $\text{g kg}^{-1}$ ) et coefficients de variation (%) des teneurs foliaires en éléments nutritifs dans les érablières étudiées, ainsi que les seuils critiques et valeurs optimales proposés par Camiré et Ouimet (1990) .....	88
Tableau 5.2	Valeurs des indices CND calculées à partir des données de l'analyse foliaire	90
Tableau 5.3	Corrélation des différentes variables avec les deux premières composantes de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs) .....	92
Tableau 5.4	Coordonnées sur les composantes et résultats de l'analyse de variance pour les indices CND calculés pour le vecteur majeurs .....	93
Tableau 5.5	Corrélation des différentes variables avec les deux premières composantes de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur bases) .....	96
Tableau 5.6	Coordonnées sur les composantes et résultats de l'analyses de variance pour les indices CND calculés pour le vecteur bases .....	97
Tableau 5.7	Valeurs moyennes et coefficients de variation de la conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ ), du pH et des concentrations en cations ( $\mu\text{mol/L}$ ) dans les extraits de sol saturé à l'eau des horizons FH et B .....	98
Tableau 5.8	Présence relative des cations basiques (fraction molaire), ratios bases : aluminium dans les extraits de sol saturé à l'eau et résultats de l'analyse de variance .	100
Tableau 5.9	Résultats des deux ACP effectuées pour le vecteur majeurs de la solution de sol des horizons FH et B : corrélation des valeurs CDA avec les trois premières composantes des ACP pour le vecteur majeurs .....	101
Tableau 5.10a	Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour le vecteur majeurs de la solution de sol de horizon humifère .....	102
Tableau 5.10b	Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour le vecteur majeurs de la solution de sol de l'horizon B .....	105
Tableau 5.11	Résultats des deux ACP effectuées pour le vecteur bases des horizons FH et B : coefficients de corrélation des valeurs CDA avec les deux composantes des ACP pour le vecteur bases .....	107
Tableau 5.12	Coordonnées factorielles et analyse de variance pour le vecteur bases de la solution de sol des horizons humifère et B .....	108

Tableau 5.13	Coefficients de corrélation entre les teneurs foliaires et la conductivité, le pH, les teneurs en Al et en cations basiques et le ratio bases/Al dans la solution de sol des horizons humifère et B . . . . .	110
Tableau 5.14	Analyse du vecteur majeurs : Coefficients de corrélation entre les coordonnées factorielles du vecteur majeurs des horizons humifère et B et les coordonnées factorielles des vecteurs majeurs et bases du feuillage . . . . .	112
Tableau 5.15	Coefficients de corrélation entre les indices CND calculés pour le vecteur majeurs et le vecteur bases d'une part, et les valeurs CDA calculées pour le vecteur majeurs et le vecteur bases de la solution de sol des horizons humifère et B, d'autre part. . . . .	115
Tableau 5.16	Analyse du vecteur bases : Coefficients de corrélation entre les coordonnées factorielles calculées pour les horizons humifère et B avec et les coordonnées factorielles calculées pour le feuillage . . . . .	116
Tableau 6.1	Évaluation semi-quantitative de la minéralogie du dépôt à partir des observations effectuées sur l'horizon C. Les valeurs présentent la proportion (%) calculée pour différents groupes de minéraux . . . . .	130
Tableau 6.2	Compositions élémentaires moyennes des dépôts exprimées en pourcentage d'oxyde et coefficient de variation (%) . . . . .	131
Tableau 6.3	Résultats de l'analyse en composante principale : coefficients de corrélation entre les valeurs CDA et les deux premières composantes pour le vecteur majeurs (composition géochimique du dépôt) . . . . .	133
Tableau 6.4	Coefficients de corrélation de Pearson entre les coordonnées factorielles des centres de gravité calculées pour chacun des sites et les proportions estimées des différents groupes de minéraux pour ces mêmes sites . . . . .	135
Tableau 6.5	Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la composition géochimique du dépôt vecteur majeurs . . . . .	139
Tableau 6.6	Résultats de l'analyse en composante principale : coefficients de corrélation entre les valeurs CDA et les deux premières composantes pour le vecteur bases .	140
Tableau 6.7	Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la composition géochimique du dépôt vecteur bases . . . . .	142
Tableau 6.8	Solubilité intrinsèque ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) et différentielle (fractions molaires) des bases et de Al après 24 heures dans l'acide acétique tamponnée à pH 3 pour l'horizon C des différents sites à l'étude . . . . .	143
Tableau 6.9	Résultats de l'analyse en composante principale effectuée pour la solubilité différentielle des bases : saturations des variables sur les deux premières composantes . . . . .	144
Tableau 6.10	Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la solubilité différentielle des cations basiques . . . . .	145
Tableau 6.11	Analyse des vecteurs majeurs : incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur la composition de la solution de sol et la composition du feuillage	147
Tableau 6.12	Analyse du vecteur bases : incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur la distribution des bases dans la solution de sol et dans le feuillage . . . .	150
Tableau 6.13	Incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur les teneurs en éléments majeurs mesurées dans le feuillage . . . . .	151
Tableau 6.14	Incidence des dépôts atmosphériques acides humides sur la composition de la solution de sol et du feuillage . . . . .	152

Liste des figures

Figure 2.1	Modèle proposé par Ågren (1988) illustrant la relation entre la croissance de la plante et les teneurs en azote dans les tissus	21
Figure 2.2	Relation entre l'activité relative de Ca, la force ionique et la production de matière sèche d'herbe soudanaise	23
Figure 2.3	Relation théorique entre la croissance ou la productivité et le ratio N/P dans les tissus de la plante.	26
Figure 2.4	Illustration des interactions entre la solution de sol et les différentes composantes de l'écosystème forestier	37
Figure 2.5	Représentation de la composition du lac et des deux affluents dans un espace tridimensionnel	42
Figure 2.6	Les trois principaux flux d'éléments dans l'écosystème forestier : la minéralisation, l'altération minérale et les apports atmosphériques	44
Figure 3.1	Localisation des sites de l'étude	52
Figure 4.1	Relations linéaire entre les valeurs observées et les valeurs prédites par les modèles de prédiction développés pour les fractions molaires (A) et les ratios d'équilibre (B) dans les solutions de sol <i>in vivo</i> à partir des informations obtenues des solution diluées et des volumes récoltées de solution <i>in vivo</i>	69
Figure 4.2	Prédiction du ratio bases/Al dans les solutions <i>in vivo</i> à partir des ratios observés dans les solutions diluées	73
Figure 4.3	Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution diluée	74
Figure 4.4	Prédiction du ratio bases/Al dans les solutions <i>in vivo</i> à partir des ratios observés dans les solutions reconstitués	75
Figure 4.5	Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution reconstituée	76
Figure 4.6	Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution reconstituée : représentation des valeurs extrêmes	79
Figure 5.1	Représentation des places d'étude sur le plan factoriel défini par les deux composantes de l'ACP effectuée pour le vecteur majeurs	91
Figure 5.2	Prédiction des coordonnées factorielles sur la première composante de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs) à partir des coordonnées factorielles sur les trois composantes de l'ACP effectuée pour la composition de la solution de sol de l'horizon humifère (vecteur majeurs)	111
Figure 5.3	Prédiction des coordonnées factorielles sur la deuxième composante de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs) à partir des coordonnées factorielles sur la deuxième composante de l'ACP effectuée pour la composition de la solution de sol de l'horizon B et la troisième composante extraite pour l'horizon humifère (vecteur majeurs)	114
Figure 5.4	Prédiction de la première composante foliaire à partir de la solubilité différentielle de K (vecteur bases) et du pH de la solution de sol de l'horizon humifère	120
Figure 5.5	Prédiction et valeur critique pour l'indice CND de K à partir de la solubilité différentielle de K dans la solution de sol de l'horizon humifère	121
Figure 6.1	La procédure analytique	126
Figure 6.2	Représentation des sites dans l'espace factoriel défini par l'analyse en composante principale effectuée sur les proportions en éléments majeurs présents dans les minéraux de l'horizon C	134
Figure 6.3	Relation entre les coordonnées factorielles des sites sur la première composante de l'ACP et la teneur en feldspaths plagioclases	136

Figure 6.4	Relation ente les coordonnées factorielles des sites sur la première composante de l'ACP et les teneurs estimées des minéraux formés à basse température (MFBT)	137
Figure 6.5	Prédiction de la solubilité de Ca du dépôt dans l'acide acétique à partir de la première composante F1 et de la teneur en carbone inorganique	148
Figure 6.6	Incidence des dépôts atmosphériques acides ( $\text{NO}_x$ et $\text{SO}_4$ ) sur l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (facteur FHF1) des humus de type holorganique - Les points carrés ont été retirés de l'analyse de régression	153
Figure 6.7	Prédiction de la première composante foliaire à partir de la composition géochimique du dépôt et de la charge atmosphérique acide	155
Figure 6.8	Prédiction de la deuxième composante foliaire à partir de la charge atmosphérique acide, de la deuxième composante pour la solution de sol de l'horizon B et de la troisième composante pour la solution de sol de l'horizon humifère	156
Figure 6.9	Prédiction de l'indice CND pour l'azote à partir de l'acidité de l'horizon humifère (facteur FHF1), de la charge atmosphérique en oxyde d'azote ( $\text{NO}_x$ ) et le facteur BF2 de l'horizon B	157
Figure 6.10	Prédiction de la teneur foliaire en bases ( $\Sigma\text{Bases}$ ) à partir de l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (FHF1) et du facteur BF2 de l'horizon B	158
Figure 6.11	Prédiction de la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1) à partir de la teneur en carbone inorganique du dépôt, de la charge atmosphérique acide et de la première composante F1 pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire	159
Figure 6.12	Prédiction de la teneur foliaire en bases ( $\Sigma\text{Bases}$ ) à partir de la charge atmosphérique acide et de la teneur en carbone inorganique (C.I.) du dépôt pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire	160
Figure 6.13	Prédiction de l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (FHF1) à partir de la teneur en carbone inorganique du dépôt et de la charge atmosphérique acide pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire	161
Figure 6.14	Prédiction de la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1) à partir de la deuxième composante (F2) et de la charge atmosphérique acide pour les érablières situées dans un environnement igné	163
Figure 6.15	Incidence de la géochimie du dépôt sur l'équilibre Ca-Mg pour les érablières situées dans un environnement igné telle que traduite par la relation entre la composante F1 et les composantes FHF3 et CFB2.	164
Figure 6.16	Incidence de la charge atmosphérique acide sur la teneur en calcium pour les érablières associées à un humus de type holorganique et situées dans un environnement igné	165
Figure 6.17	Prédiction de la teneur foliaire en Ca à partir de la charge atmosphérique acide ( $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ ) et de la composante géochimique F2 du dépôt pour les érablières situées dans un environnement igné	166
Figure 6.18	Séries réactionnelles établies par Bowen et montrant les étapes de formation des minéraux à l'intérieur d'un magma qui présente un excès de silice lors de son refroidissement	171
Figure 6.19	Les séries de Bowen, les sources en cations basiques, le caractère felsique-mafique et le caractère acido-basique de la roche ignée	172

## Chapitre I

### Introduction

L'érablière occupe une part importante des terres boisées du Québec méridional. On la retrouve associée à trois domaines bioclimatiques : l'érablière à caryer cordiforme ; l'érablière à tilleul ; et l'érablière à bouleau jaune (Grondin 1997). Le domaine de l'érablière à caryer est le plus méridional. La température annuelle moyenne y varie de 5 à 7°C. En condition mésique on retrouve l'érablière à caryer principalement associé au brunisol et au mull. Vers le nord, l'érablière à tilleul puis enfin l'érablière à bouleau jaune lui succèdent. Le domaine de l'érablière à bouleau jaune est caractérisé par une température annuelle moyenne variant de 2,5 à 4,0°C. L'humus est majoritairement de type holorganique et les propriétés du sol traduisent l'action podzolisante du climat.

#### **1.1 Le dépérissement de l'érablière**

L'érable à sucre a été l'une des espèces les plus touchées par la vague de dépérissement qui a sévi dans les années 80's. L'ampleur du phénomène fut à l'origine d'un effort de recherche important de sorte que l'on connaît mieux, aujourd'hui, les causes de cette vague de dépérissement.

Non exclusif à l'érablière, le dépérissement des forêts est aujourd'hui perçu comme une régression dans la vigueur des arbres suite à une augmentation du stress environnemental. Il s'agit d'un phénomène complexe où plusieurs facteurs contribuent à l'affaiblissement et, éventuellement, à la mort de l'arbre (Lachance 1997). D'une certaine manière on peut considérer le dépérissement comme le résultat d'une augmentation de la pression de sélection naturelle (Côté et Ouimet 1996). Selon l'étiologie proposée par Manion (1981), on distingue trois catégories de facteurs à l'origine de ce phénomène :

- 1) *Les facteurs prédisposants.* Ce sont des facteurs qui agissent à long terme et qui affectent la vigueur de l'arbre sans provoquer de symptôme apparent. Des conditions édaphiques et climatiques difficiles, la pollution atmosphérique et même les conditions

de peuplement telles que l'âge et la densité de celui-ci peuvent agir à titre de facteurs prédisposants.

- 2) *Les facteurs incitants.* Ce sont des facteurs reliés à des événements ponctuels mais de forte intensité imposant un stress intense à l'arbre. Ils sont généralement responsables de l'apparition des symptômes de dépérissement. Les écarts climatiques, les épidémies d'insectes et les travaux d'aménagement mal adaptés sont des exemples de facteurs pouvant être à l'origine de l'apparition des symptômes.
- 3) *Les facteurs aggravants.* Les stress intenses affaiblissent l'arbre. Cette perte de vigueur le rend dès lors vulnérable aux pathogènes et aux insectes. Ces éléments représentent les facteurs "aggravants" qui en définitive seront responsables de la mort de l'arbre. Les parasites secondaires tels que les insectes perceurs, les virus et les champignons causant les chancres et la pourriture, font partie de ce groupe (Lachance 1997).

Au Québec, les recherches effectuées sur le dépérissement de l'érablière ont permis d'associer l'intensité du phénomène et certains milieux. Par exemple, l'érablière à bouleau jaune et à frêne noir ainsi que l'érablière à bouleau jaune et hêtre à grandes feuilles sont des groupements végétaux qui se sont montrés particulièrement susceptibles au dépérissement (Gagnon *et al.* 1990). Ces groupements se trouvent en marge du spectre écologique de l'érable en regard des conditions de drainage ; les premiers se retrouvent dans les milieux mal drainés, principalement dans les fonds de vallées ; alors que les seconds se retrouvent principalement sur le sommet des coteaux et des collines, là où les épisodes de stress hydriques peuvent avoir une occurrence élevée. La relation entre le dépérissement et les classes de drainage est également présente dans l'étude de Roy *et al.* (1985). À l'échelle du peuplement, Sauvesty *et al.* (1993) ont noté une incidence de la roche mère et du micro-relief sur la vigueur des érables ; les individus se trouvant dans les secteurs moins bien drainés et ceux sur tills acides montrant davantage de symptômes de dépérissement. D'une manière générale, les sites présentant une faible fertilité présentent également une plus grande susceptibilité au dépérissement (Coté et Ouimet 1996 ; Wilmot *et al.* 1995 ; Roy et Gagnon 1993 ; Adams et Hutchinson 1992 ; Ever 1991).

Outre le milieu pédologique, certaines pratiques d'aménagement, telles que l'éradication des essences compagnes de l'érable pratiquée au cours du siècle dernier (Côté et Ouimet 1996) et les éclaircies trop intenses (Roy et Gagnon 1993), ainsi que des conditions climatiques défavorables entre 1976 à 1986 (Pagé *et al.* 1993) ont également pu agir à titre de facteurs prédisposants au dépérissement.

Il appert toutefois que des écarts climatiques, et dans une moindre mesure des épidémies d'insectes, ont joué un rôle important dans le déclenchement de la vague de dépérissement des années 80's (Horsley *et al.* 2000 ; Côté et Ouimet 1996 ; Bernier *et al.* 1989). Au début de cette décennie, des écarts climatiques d'importance ont eu lieu, soit : les sécheresses des étés 1982 et 1983, deux hivers rigoureux avec très peu de neige (79-80 et 80-81), et le dégel de février 1981 (Roy et Gagnon 1993). Bernier *et al.* (1989) font également mention d'une gelée tardive au printemps 1980 qui aurait tué le nouveau feuillage sur une superficie de 1,300 km<sup>2</sup> dans le sud des Appalaches. Roy et Gagnon (1990) ont observé un lien statistique significatif entre les hivers rigoureux et sans neige et le dépérissement dans l'érablière à bouleau jaune et à frêne noir ainsi qu'entre le dépérissement observé dans les érablières plus riches du sud de la province et le dégel de 1981. En provoquant le gel du sol, des désordres physiologiques similaires à ceux observés dans les cas de dépérissement ont été reproduits (Pilon et Côté 1993 ; Robitaille et Boutin 1993). Les observations effectuées par Pomerleau (1993) sur les vagues de dépérissement qui ont touché les forêts du Québec depuis 1924, l'ont amené à considérer le gel racinaire subséquent aux hivers froids et sans neige comme le principal facteur à l'origine de ce phénomène ; ceci expliquerait pourquoi le dépérissement est particulièrement sévère là où l'enracinement est superficiel.

## **1.2 Les désordres nutritifs et le dépérissement**

Un bon nombre de travaux effectués sur le dépérissement au cours des vingt dernières années ont mis en évidence des désordres nutritifs associés à ce phénomène. En 1989, 75% des érablières dépérissantes ayant fait l'objet d'une investigation montraient un déséquilibre nutritif (Fortin et Ouimet 1990). Des carences en K et P ont d'abord été diagnostiquées dans les Appalaches (Bernier et Brazeau 1988a/b) alors que des carences en Mg étaient observées dans les basses Laurentides (Bernier et Brazeau 1988c).

D'autres investigations ont mis en évidence des carences en Ca et N dans différentes régions du Québec (Camiré et Ouimet 1993). Les désordres nutritifs associés au dépérissement des arbres ne sont pas exclusifs au Québec ni non plus à l'érable. Des désordres nutritifs ont été associés à ce phénomène dans les érablières de l'Ontario (Kinch 1989 ; McLaughlin *et al.* 1985), du Vermont (Wilmot *et al.* 1995 ; Ellsworth et Liu 1994), de la Pennsylvanie (Horsley *et al.* 2000), dans celles du Midwest américain (Burton *et al.* 1993), ainsi que pour d'autres essences telles que le sapin baumier (*Abies Balsamea*) et l'épinette blanche (*Picea glauca*) (Bernier *et al.* 1989), l'épinette rouge (*Picea rubens*) (Joslin *et al.* 1992), et en Europe, chez l'épinette de Norvège (*Picea abies*) et le hêtre européen (*Fagus sylvatica*) (Hannick *et al.* 1993 ; Weissen *et al.* 1992 ; Zimmermann *et al.* 1988).

Consécutivement à ces observations, des essais de fertilisation ont été entrepris dans des érablières dépérissantes. Celles-ci visaient principalement à établir l'efficacité du traitement pour rétablir le statut nutritif foliaire, augmenter la vigueur et la croissance des arbres et combattre les symptômes du dépérissement. Dans la majorité des cas, la fertilisation a permis de rétablir le statut nutritif foliaire à des niveaux adéquats (Moore *et al.* 2000 ; Long *et al.* 1997 ; Paré *et al.* 1993 ; Ouimet et Fortin 1989 ; Bernier *et al.* 1989). Des améliorations notables de la vigueur et de la croissance des arbres ont également été notées (Moore *et al.* 2000 ; Long *et al.* 1997 ; Ouimet et Fortin 1992 ; Hendershot 1991 ; Leech et Kim 1990). Ces résultats, ainsi que des résultats similaires obtenus avec d'autres espèces, tant en Amérique (Sharpe *et al.* 1993) qu'en Europe (Markkonen-Spiecker et Spiecker 1997), soutiennent l'hypothèse selon laquelle les désordres nutritifs au sein d'un peuplement agissent à titre de facteur prédisposant au dépérissement.

L'origine exacte des désordres nutritifs associée au dépérissement demeure incertaine et demande sans doute à être nuancée d'un peuplement à l'autre. Robitaille et Boutin (1993) ont induit des carences en potassium en provoquant le gel du sol. Néanmoins, et bien que le gel du système racinaire puisse exacerber les problèmes de nutrition, la nature de ceux-ci semble liée à des conditions naturelles telles que la géologie régionale et la pédogenèse (Ouimet et Fortin 1989). Les carences en potassium les plus sévères ont, en effet, été observées sur des formations géologiques à caractères ultra-mafiques (Bernier



*et al.* 1989). Elles sont associées à une saturation élevée de Mg sur le complexe d'échange (Ouimet et Camiré 1995). D'autre part, les carences en Ca et Mg ont été associées à l'acidité du sol (Hallett et Hornbeck 1997 ; Ouimet et Camiré 1995 ; Ellsworth et Liu 1994 ; Wilmot *et al.* 1995). Ces carences sont surtout observées dans des régions dominées par des sols présentant un indice de podzolisation élevé, là où la saturation en bases est faible (Wilmot *et al.* 1995). Une relation significative entre le K foliaire et le K échangeable de l'horizon organique est rapportée par Burton *et al.* (1993). Dans le cas des carences en P, elles semblent être liées au type d'humus et présentent une occurrence élevée dans les mulls acides (Paré et Bernier 1989a/b/c).

### 1.3 La toxicité de Al pour les végétaux ligneux

La mobilisation de l'aluminium suite à l'acidification du profil est l'une des hypothèses avancées pour expliquer les difficultés qu'éprouvent les arbres dépérissants sur le plan nutritif (Joslin *et al.* 1988). La toxicité de cet élément pour les végétaux vasculaires a été démontrée par de nombreuses études, notamment en milieu agricole. Nous avons répertorié quatre synthèses bibliographiques sur cette question (Boudot *et al.* 1994. ; Foy 1992 ; McCray et Sumner 1990 ; Andersson 1988). Essentiellement, l'aluminium affecte le système racinaire. Il en inhibe le développement et réduit la perméabilité des racines pour l'eau et les nutriments. Les désordres physiologiques suivants sont cités par Foy (1992) : inhibition de la division cellulaire au sein de méristèmes apicaux des radicelles ; altération de la structure et des fonctions de la membrane cellulaire ; interférence au niveau des enzymes intervenant dans le métabolisme des sucres ; diminution de la production et du transport de la cytokinine ; diminution de la respiration cellulaire, etc. L'aluminium augmente également la susceptibilité des racines aux pathogènes (Andersson 1988).

Une inhibition du prélèvement des bases, du développement racinaire et de la croissance de la plante a été notée chez différentes espèces ligneuses, suite à une exposition à Al en culture hydroponique. Une diminution du prélèvement de Ca et Mg, a été observé chez *Acer saccharum* (Kelly *et al.* 1990), *Quercus rubra* (Kelly *et al.* 1990), *Fagus sylvatica* (Ridolfi et Garrec 2000 ; Kelly *et al.* 1990), *Betula pendula* (Göransson et Elhudset 1995), *Picea rubens* (McCanny *et al.* 1995 ; Raynal *et al.* 1990 ; Joslin et Wolfe. 1988), *Picea abies* et *Pinus sylvestris* (Godbold et Jentschke 1998 ; van Praag *et al.* 1997 ;

Göransson et Elhudson 1991). Chez *Fagus sylvatica*, un excès d'aluminium associé à une nutrition pauvre en Ca et Mg a conduit à un dysfonctionnement important des complexes stomatiques et à une réduction de la photosynthèse (Ridolfi et Garrec 2000). L'effet antagoniste de Al vis-à-vis de Ca est, selon Shortell et Smith (1988), à l'origine de la suppression de la croissance cambiale et du dépérissement dans les forêts de *Picea rubens* du Nord-est américain.

Plusieurs efforts ont été consentis afin de trouver un indicateur valable de la toxicité de Al mesurable dans le sol des forêts naturelles. L'activité des formes monomères inorganiques de Al en solution est généralement considérée responsable de la toxicité de cet élément pour les végétaux vasculaires. Les formes  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  (Boudot *et al.* 1994 ; Foy 1992 ; Andersson 1988 ; Joslin et Wolfe 1988) et possiblement  $\text{AlF}^{2+}$  (Steven *et al.* 1997) sont celles montrant les plus hauts niveaux de toxicité à l'endroit des végétaux. Néanmoins, l'évaluation *in situ* de ces paramètres est subordonnée à l'obtention d'une solution de sol inaltérée et aux difficultés inhérentes à la spéciation même de Al en milieu naturel. Ces difficultés limitent l'emploi de ces paramètres pour évaluer la toxicité de Al en forêt. Des investigations à l'aide d'extraits salins ont également été menées. À ce titre, les teneurs en Al dans les extraits au  $\text{SrCl}_2$  (0,01 M) donnent de bonnes indications sur la bioréactivité de cet élément pour la végétation, supérieures à tout le moins aux résultats obtenus avec des extraits plus concentrés (Kelly *et al.* 1990 ; Joslin *et al.* 1988).

La sensibilité des plantes vis-à-vis des formes toxiques de Al, est atténuée par la présence des cations basiques et plus particulièrement par celle de Ca (Kelly *et al.* 1990 ; Sucoff *et al.* 1990). Pour cette raison, les ratios molaires bases/Al, Ca/Al et Mg/Al, aussi bien dans la solution de sol que dans les tissus de la plante, sont utilisés à titre d'indicateur de la toxicité de Al dans les forêts (e.g. Arp *et al.* 1996 ; Joslin et Wolfe 1992 ; Joslin *et al.* 1992 ; Sverdrup *et al.* 1994 ; Warfvinge et Sverdrup 1992 ; De Vries *et al.* 1989). Cronan et Grigal (1995), dans une revue critique de la littérature sur la représentativité du rapport Ca/Al dans la solution de sol en tant qu'indicateur de la toxicité de Al, ont proposé des niveaux de probabilité de toxicité associés à différentes valeurs de ratios, soit : 50% de risque pour un rapport de 1 ; 75% lorsque le rapport est de 0,5 et ; 100% de risque lorsque le rapport est inférieur à 0,2. Ils ont également évalué à 50% les risques de toxicité de Al

lorsque le rapport Ca/Al est inférieur à 0,2 dans les tissus des racines fines et inférieur à 12,5 dans les tissus foliaires. Jugeant le rapport Ca/Al insuffisant, Boudot *et al.* (1994) ont proposé un indice de toxicité aluminique (ITA) basé sur l'activité des cations basiques et des principales espèces de Al en solution. D'autres indices similaires tels que le CAB (Ca-Al balance), ont été répertoriés par Cronan et Grigal (1995). Toutefois, à l'instar de ces auteurs nous pensons qu'un indice de toxicité aluminique a avantage à être simple.

Le caractère probabiliste des relations entre les indicateurs *in situ* de la toxicité de Al et la réponse correspondante de la végétation, met en évidence la complexité des interactions entre la rhizosphère et la nutrition des végétaux vasculaires ; l'aluminium n'est pas le seul facteur ayant une incidence sur le statut nutritif et le développement du système racinaire de végétaux. Des facteurs tels que la composition et l'âge du peuplement, la présence de mycorhizes, les propriétés édaphiques etc., sont susceptibles d'agir sur la sensibilité de la végétation vis-à-vis la toxicité de Al (Sucoff *et al.* 1990). Les approches basées sur les seuls teneurs en Al dans la solution de sol ou dans le sol ne permettent pas de discriminer entre les carences intrinsèques en bases, la présence d'un autre élément antagoniste tel que H<sup>+</sup> et un réel phénomène de toxicité attribuable à Al (Boudot *et al.* 1994 ; Foy 1992 ; McCray et Sumner 1990 ; Andersson 1988). Les ratios bases/Al permettent à la fois d'intégrer les carences intrinsèques en cations basiques et le potentiel toxique de Al dans un même indicateur mais ne tiennent pas compte d'un possible antagonisme de H<sup>+</sup>. Bien que la relation entre les paramètres de croissance et le statut nutritif de la plante d'une part et le ratio Ca/Al d'autre part ait été démontrée par de nombreuses études, celle-ci souffre tout de même de plusieurs exceptions (Cronan et Grigal 1995). En raison des teneurs élevées requises en Al pour obtenir un effet toxique, teneurs rarement rencontrées dans les sols, Göransson et Eldhuset (1991) ont mis en doute l'importance de la toxicité de Al pour les forêts naturelles. En fait peu de sols montrent des rapports Ca/Al inférieur à 1 dans la solution de sol de l'horizon humifère (David et Lawrence 1996 ; Joslin *et al.* 1992) et la plupart du temps ces valeurs sont trouvées pour l'horizon B (David et Lawrence 1996), horizon de seconde importance relativement aux horizons humifères en ce qui concerne la nutrition des peuplements forestiers. De plus, Hallett et Hornbeck (1997) rapportent que seulement 10% de Al contenu dans l'horizon organique de forêts de pin et de chêne présentait une réactivité.

#### 1.4 Incidence de la pollution atmosphérique

La contribution de la pollution atmosphérique au dépérissement de l'érablière et des autres types forestiers demeure un sujet de recherche fort actuel. Il est acquis à ce jour que la pollution atmosphérique perturbe le cycle biogéochimique des forêts. Le lessivage des cations basiques et l'acidification du sol (Fernandez *et al.* 1999 ; Foster *et al.* 1992 ; Federer *et al.* 1989 ; Stottlemeyer et Hanson 1989 ; Johnson *et al.* 1988) ainsi que la saturation des écosystèmes en azote (White et Cresser 1998 ; Carnol *et al.* 1997), sont des conséquences mesurées des intrants atmosphériques acides d'origine anthropique. Ces processus peuvent mener à des conditions adverses pour la croissance des végétaux et prédisposer la forêt au dépérissement (Ellsworth et Liu 1994 ; Johnson 1992a ; Bernier *et al.* 1989 ; Shortle et Smith 1988).

Les mécanismes par lesquels les dépôts atmosphériques acides affectent les propriétés du sol ont fait l'objet de nombreuses études. Le concept de l'anion mobile est sans doute le mieux connu ; selon les préceptes de l'électroneutralité du sol et de la solution de sol, la migration en profondeur des anions entraînent nécessairement des cations en charges équivalentes. Le lessivage des cations dépend donc de la mobilité des anions, en l'occurrence  $\text{SO}_4^{2-}$  et  $\text{NO}_3^-$ . Le comportement de ces deux anions est fort différent dans l'écosystème forestier.

La capacité d'adsorption du sol vis-à-vis des sulfates est un paramètre important en regard des pertes en bases par lessivage pour une charge en sulfates atmosphérique donnée. La capacité d'adsorption du sol est liée aux caractéristiques minéralogiques de l'horizon B et au degré de saturation du sol en sulfate. Les sols riches en sesquioxides, par exemple, présentent une forte capacité d'adsorption vis-à-vis des sulfates attribuables aux nombreux groupements hydroxyles présents à la surface de ces minéraux (Meyer 1991). Au fur et à mesure que les ions sulfates s'accumulent dans le sol, le complexe adsorbant se sature et les ions sulfates deviennent plus mobiles. Normalement, à charge constante, un équilibre se produit entre les quantités de sulfate adsorbées et les concentrations en solution, de sorte qu'il n'y a plus d'adsorption. À ce stade, en théorie, les intrants atmosphériques devraient s'équilibrer avec les extrants par lessivage. Ce

théorème est à peu près vérifié par les données obtenues du projet IFS (Integrated Forest Study) (Johnson et Linberg 1992). En effet, il a été démontré dans cette étude que les extrants par lessivage équilibrent approximativement les intrants atmosphériques. À l'inverse, si la concentration en sulfate de la solution de sol diminue suite à une diminution de la charge en sulfate, on assiste à une désorption, à tout le moins partielle, des sulfates (Houle 1995).

Contrairement aux sulfates, le lessivage des nitrates n'est pas toujours corrélé significativement à la charge en azote reçue par les écosystèmes. Pour une bonne part des écosystèmes forestiers, la disponibilité de l'azote limite la croissance des végétaux. Dans ces écosystèmes, les intrants en azote sont utilisés et retenus par le système sol-plante. Les pertes sont minimales. Elles ne deviendront importantes que lorsque les apports d'azote toutes sources confondues excéderont la capacité de rétention de l'écosystème. Cela peut se produire dans une forêt perturbée, surannée, lorsque d'autres éléments limitent la productivité ou lorsque la fixation biologique de l'azote est importante (e.g. aulnaie). Ce comportement particulier des écosystèmes vis-à-vis les dépôts atmosphériques azotés a donné lieu à l'élaboration du concept de saturation en azote des écosystèmes. La saturation en azote se définit comme étant le point où les différents flux (intrants) d'azote excèdent la capacité de rétention de l'écosystème et provoquent le lessivage des nitrates.

Tel que mentionné précédemment, le lien entre le lessivage des nitrates et la charge en azote atmosphérique n'est pas toujours évident, bien que Tietema *et al.* (1998) aient tout de même réussi à mettre en évidence une relation significative entre ces deux paramètres. Certains écosystèmes peuvent être saturés en azote sans même recevoir de manière significative de charge en azote atmosphérique. La relation entre la charge en azote atmosphérique et le lessivage des nitrates est compliquée par de nombreux paramètres et par des variations inter-annuelles importantes. Des travaux effectués dans les pays Scandinaves ont mis en évidence l'incidence de la température annuelle sur le lessivage des nitrates et la nitrification pouvant à tout le moins expliquer les variations inter-annuelles (Murdoch *et al.* 1998). Yin *et al.* (1993) ont mis en évidence une forte périodicité saisonnière dans le processus de nitrification, à laquelle étaient associés des épisodes de

lessivage des nitrates, de Ca et de Mg. D'autres travaux ont permis de relier le lessivage des nitrates avec le ratio C/N (Gundersen *et al.* 1998 ; Tietema *et al.* 1998). Par ailleurs, les dépôts atmosphériques d'azotes stimulent la minéralisation et contribuent ainsi à diminuer le ratio C/N (Falkengren-Grerup *et al.* 1998). D'autres effets ont également été notés tels que l'augmentation de la décomposition et de la production de biomasse et de litière (Power *et al.* 1998). Flückiger et Braun (1998) ont observé une augmentation de N foliaire, du ratio N/P et Mn foliaire, du ratio tige-racine et de la susceptibilité aux pathogènes chez les épinettes de Norvège soumis à des charges en azote variant de 18 à 33 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. Kölling *et al.* (1997) ont induit une déficience en Mg et un déséquilibre N : Mg chez *Picea abies* par des applications de NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. Selon Landmann *et al.* 1997, les dépôts atmosphériques, et particulièrement ceux de nature azotée, sont responsables en grande partie du ratio N/Mg élevé observé dans des forêts dépérissantes d'Europe.

Les dépôts atmosphériques ont également pour effet d'augmenter la force ionique de la solution de sol, ce qui a pour conséquence de favoriser la solubilité des ions trivalents aux dépens des ions divalents et monovalents et de diminuer le rapport bases/Al (Matschonat et Vogt 1998 ; Kotowski *et al.* 1994) et éventuellement d'exacerber des conditions de nutrition difficiles dans les sols déjà acides.

Bien qu'il soit acquis que les dépôts atmosphériques acides causent une accélération du lessivage des bases et favorisent la mobilisation de Al, l'hypothèse selon laquelle ce phénomène provoque une diminution de la disponibilité des bases et un préjudice à la forêt, ne peut être étendue à tous les écosystèmes (Lawrence *et al.* 1997 ; Johnson et Lindberg 1992). Certaines données historiques et dendrochimiques appuient la thèse d'une réelle acidification des sols au cours des 50 dernières années (Côté et Camiré 1995 ; Joslin *et al.* 1992 ; Bondietti et McLaughlin 1992) mais dans les faits, il est difficile de faire la part entre l'incidence des dépôts acides et l'acidification naturelle des sols dans les peuplements en voie de maturation (Landmann *et al.* 1997 ; Brais *et al.* 1995 ; Joslin *et al.* 1992). Par ailleurs, les pertes en bases induites par la pollution atmosphérique seront dommageables dans la mesure où elles ne pourront être remplacées par les différentes sources pour l'écosystème. Plusieurs études ont été initiées afin d'établir des bilans en cations basiques à l'échelle du bassin versant. Certaines études ont mis en évidence des

pertes nettes en cations basiques pour les écosystèmes (Houle *et al.* 1997 ; Foster *et al.* 1992 ; Johnson et Lindberg 1992) alors que d'autres ont montré un équilibre ou encore des bilans positifs entre les intrants et les extrants (Foster *et al.* 1992 ; Johnson et Lindberg 1992).

Cette apparente diversité dans la sensibilité des sites vis-à-vis les dépôts atmosphériques acides a mené à l'élaboration du concept de "charge critique". La charge critique se définit comme la quantité maximum de polluants acides qui ne causera pas de préjudice à long terme à la structure et aux fonctions de l'écosystème (Sverdrup et Warfvinge 1992). En se basant sur le rapport bases/Al dans la solution de sol, Duchesne et Ouimet (1996) ont récemment suggéré que la charge critique en dépôts de N et S atmosphériques soit dépassée dans le sud-ouest et le centre du Québec. Selon ces auteurs, cette surcharge serait à l'origine d'une diminution de la croissance radiale s'élevant en moyenne à 10% chez l'épinette noire et à 30% chez l'érable à sucre dans les régions visées. L'appréciation du rapport bases/Al a été obtenue par le biais de la modélisation (modèle SMB, Posch *et al.*, 1995 et PROFILE, Sverdrup et Warfvinge 1992). Les données disponibles pour le réseau de surveillance des forêts (RÉSEF, Gagnon *et al.* 1994b) ont servi d'intrants aux modèles.

### **1.5 Incidence des pratiques d'aménagement**

Considérant l'effet conjugué du lessivage des bases et de la récolte de biomasse en forêt, plusieurs auteurs ont évoqué la perspective d'un épuisement du sol en éléments nutritifs (Fichter *et al.* 1997 ; Hallett et Hornbeck 1997 ; Federer *et al.* 1989 ; Johnson *et al.* 1988). La récolte de biomasse en forêt représente en effet une ponction importante de la minéralomasse potentiellement disponible pour mener un peuplement à maturité (Marquis 1994). L'importance de la ponction varie selon les éléments considérés, le type de peuplement et le mode d'exploitation. Le calcium est l'élément le plus susceptible de faire défaut en raison principalement de son importance dans le tronc des arbres et des faibles intrants par l'altération minérale sur certains sites (Fichter *et al.* 1997 ; Smith 1991 ; Weetman et Algar 1983 ; Weetman et Webber 1972). En outre, la récolte de matière ligneuse prive le sol d'une partie de sa capacité tampon contre l'acidification (Maliondo *et al.* 1990 ; Nykvist et Rosén 1985).

Côté et Ouimet (1996) ont également soulevé l'impact possible de certains travaux d'aménagement sur la nutrition de l'érablière et leur susceptibilité au dépérissement. Selon ces auteurs, la monoculture de l'érable privilégiée dans les érablières exploitées pour la production de sucre a pu accélérer l'acidification du sol et ainsi augmenter la susceptibilité de l'érablière au dépérissement. Une éclaircie trop intense semble également néfaste. Il a été observé en effet que les érablières de faible densité étaient davantage susceptibles au dépérissement (Gabriel Roy, comm. Pers.).

### 1.6 Incidence de la minéralogie du dépôt

À l'échelle régionale, la minéralogie du dépôt est probablement le facteur ayant le plus d'incidence sur la nutrition d'un peuplement. L'altération des minéraux est l'un des principaux mécanismes de consommation des ions  $H^+$  dans les sols et la principale source de cations basiques et de P pour le système sol-plante. Elle est de ce fait considérée comme une variable déterminante pour la nutrition des peuplements forestiers et la sensibilité des sites vis-à-vis l'acidification naturelle et anthropique des sols forestiers. Pour cette raison, de nombreux efforts sont consentis pour quantifier les intrants par altération. Ces informations sont en outre nécessaires pour l'établissement des bilans à l'échelle du bassin versant, effectués pour estimer les effets à long terme de la récolte de matière ligneuse et des précipitations acides sur les écosystèmes forestiers (Bormann *et al.* 1998 ; Fichter *et al.* 1998 ; Hodson *et al.* 1998 ; Lichter 1998 ; van der Salm *et al.* 1998 ; Houle *et al.* 1997 ; Arp *et al.* 1996 ; Jönsson *et al.* 1995 ; Bain *et al.* 1994 ; McCourt et Hendershot 1992). Néanmoins, peu de travaux ont tenté de relier les propriétés minérales du dépôt au statut nutritif de la forêt : Lawrence *et al.* (1997) ont examiné l'incidence de la minéralogie du dépôt sur le statut en calcium du sol dans des forêts d'épinettes rouges (*Picea rubens* Sarg.) du Nord-Est des États-Unis ; en Europe quelques études ont relié les carences en Mg observées dans les forêts dépérissantes à une roche mère acide et pauvre en bases (Landmann *et al.* 1997) ; Krám *et al.* 1997 ont examiné l'incidence de deux types de lithologie (granite et serpentine) sur le cycle biogéochimique des cations basiques. Au Québec, Bernier et Brazeau (1988 a/b/c) ont observé une relation entre la nature des problèmes de nutrition de l'érablière et la géologie régionale. Des carences en K ont été associées aux formations ultra-mafiques des Appalaches alors que des carences en Mg ont été associées aux formations plutoniques et acides des Basses Laurentides.



Néanmoins, aucune étude portant spécifiquement sur les relations entre la géochimie du dépôt et la nutrition des forêts n'a été effectuée au Québec ou pour l'érablière.

### **1.7 Déterminants et variables diagnostics du statut nutritif de la forêt : vers une typologie du statut nutritif**

Bien que le rôle des écarts climatiques dans la vague de dépérissement qui a touché les érablières du Québec soit mieux compris, les travaux sur cette question ont clairement démontré l'importance de la nutrition pour la résistance des arbres vis-à-vis les stress environnementaux. Cependant, nous ne possédons pas à l'heure actuelle de typologie bien définie nous permettant d'évaluer le statut nutritif d'une forêt et de relier celui-ci aux propriétés d'un site, à l'intensité ou à la nature d'un processus. Une bonne part des connaissances sur la nutrition des forêts provient d'études sur le cycle biogéochimique effectuées sur des sites intensivement étudiés. Afin d'extrapoler et de généraliser les observations effectuées sur ces sites, différents modèles simulant les processus associés au cycle biogéochimique des nutriments ont été développés (e.g FORCITE, NuCM). Bien que ces modèles soient d'une grande utilité pour l'avancement des connaissances, leur utilisation requiert de nombreux intrants qui, en raison de la variabilité spatiale importante en milieu forestier, nécessitent un effort d'échantillonnage et de caractérisation important pour être valable. Ils sont par conséquent de peu d'utilité pour le gestionnaire de la forêt. Le besoin est de développer une approche alternative basée sur la mesure de paramètres clef ayant une incidence sur la nutrition de la forêt et, si possible, un caractère permanent dans l'écosystème. Nous comprenons, en outre, qu'avant de mesurer la contribution de l'homme à une altération du cycle biogéochimique de la forêt, il convient effectivement de connaître les facteurs naturels de variation du statut nutritif de la forêt et de pouvoir les expliquer.

Bien que l'expression soit couramment employée, nous n'avons pas trouvé de définition formelle du "statut nutritif" de la forêt. Il nous appartient donc de le définir. Le terme "statut" réfère dans ce contexte à un état (Robert 1973). Aussi, considérant que l'intérêt pour la nutrition des forêts est motivé par le souci d'une saine gestion de cette ressource, nous définirons le statut nutritif d'une forêt comme étant l'appréciation d'un "état" nous permettant de poser un diagnostic sur les problèmes de nutrition de la forêt et

de fournir des éléments pour l'établissement de pronostics liés à toute perturbation, qu'elle soit de nature anthropique (e.g. traitements sylvicoles, fertilisation, pollution, etc.) ou naturelle (e.g. épidémie d'insecte, incendie, etc.). Pour être utile, le statut nutritif d'une forêt doit pouvoir être relié à des variables de l'écosystème permettant de l'expliquer, soit les déterminants du statut nutritif.

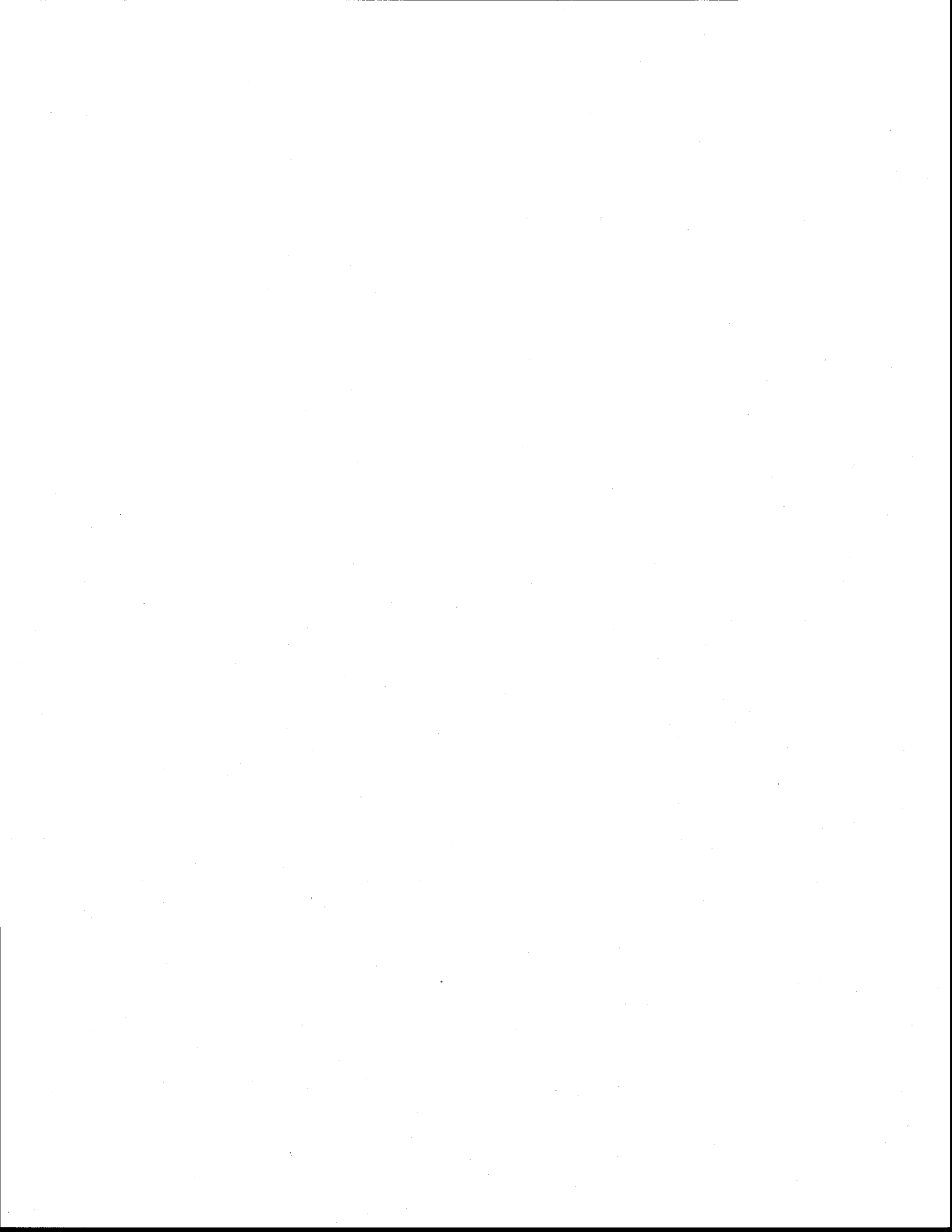
L'appréciation du statut nutritif d'une forêt repose avant tout sur la mesure de variables à fortes valeurs diagnostiques. La composition élémentaire du feuillage des arbres est à cet effet une des variables les plus utiles pour le diagnostic des problèmes de la nutrition puisqu'elle peut-être reliée directement aux paramètres de croissance et de vigueur de la plante et, dans une certaine mesure, aux caractéristiques de l'écosystème. Une typologie du statut nutritif des forêts peut ainsi être avantageusement basée sur la recherche de variables expliquant la composition du feuillage.

Bien que l'analyse et la caractérisation des propriétés édaphiques apparaissent un choix logique pour expliquer la composition élémentaire du feuillage, il nous est apparu dans un premier temps nécessaire d'établir une distinction entre déterminants et variables diagnostiques du statut nutritif de la forêt. Par déterminant, on entend des variables du milieu qui ont une incidence sur le statut nutritif mais qui par ailleurs sont peu influencées par celui-ci ; il n'y a pas de rétroaction ; ce sont des variables indépendantes. Ainsi, les intrants atmosphériques, la minéralogie et la texture du dépôt, le drainage et le climat conditionnent les intrants, les extrants, la dynamique et la distribution des nutriments dans l'écosystème forestier et peuvent conséquemment être considérés comme des déterminants du statut nutritif de la forêt.

Nonobstant toutes incidences anthropiques, le statut nutritif de la forêt est un "état" qui évolue dans le temps et possède sa propre dynamique (Brais *et al.* 1995). Ainsi les pools d'éléments échangeables, le pH et la composition de la solution de sol sont des paramètres qui évoluent dans le temps et dont l'évolution est conditionnée par différents facteurs que sont les déterminants du statut nutritif. Ce sont des variables d'état décrivant le statut nutritif de la forêt, non des déterminants de celui-ci. Ces variables ont néanmoins une valeur diagnostique indéniable et peuvent expliquer comment les déterminants

affectent la nutrition d'un peuplement. Par exemple, une forte saturation du complexe d'échange en magnésium est symptomatique d'un excès de la disponibilité de cet élément pour la végétation et traduit en quelque sorte l'incidence de la géologie régionale sur la nutrition de la forêt (e.g. Bernier *et al.* 1989). Ainsi la recherche de variables diagnostiques au sol nous apparaît toute aussi importante que l'analyse du contenu élémentaire du feuillage dans l'établissement du statut nutritif d'une forêt. Ces variables doivent, autant que possible, refléter la biodisponibilité des nutriments ou, à tout le moins, expliquer pourquoi la biodisponibilité de certains nutriments causent des problèmes.

Tel que mentionné à la section précédente, la minéralogie du dépôt est l'une des propriétés de l'écosystème ayant une influence prépondérante sur la nutrition d'un peuplement forestier. Le caractère "permanent" de cette propriété dans l'écosystème en fait un élément clef pour la typologie du statut nutritif de la forêt. Considérant également l'importance de la nutrition pour la croissance et la résistance aux stress environnementaux des arbres, nous voulons par ce travail poser les bases d'une typologie du statut nutritif de l'érablière par un examen de l'incidence des propriétés minérales du dépôt sur la composition élémentaire du feuillage et sur la disponibilité des cations basiques au sol dans l'érablière du Québec méridional. Le but est de comprendre comment la nature minérale du dépôt affecte la nutrition de l'érablière et de proposer une approche pour la caractérisation du statut nutritif à l'échelle du peuplement.



## Chapitre II

### Cadre théorique et hypothèses de recherche

Trois éléments nous semblent indispensables à la mise en forme d'une typologie du statut nutritif de la forêt. Primo, il est nécessaire de définir les besoins en éléments de l'arbre, non seulement en termes quantitatifs mais également en termes de composition. Chez les arbres, l'insuffisance et les déséquilibres en éléments nutritifs se traduisent généralement par une perte de croissance et par une altération de la composition élémentaire du feuillage ; ces deux paramètres sont donc des éléments clefs du diagnostic du statut nutritif de la forêt.

Secundo, la croissance et la composition du feuillage doivent être reliées aux propriétés de la rhizosphère. La majorité des nutriments est en effet prélevée au niveau de la rhizosphère. Les propriétés à considérer sont nécessairement celles ayant une incidence sur le prélèvement. Elles doivent traduire la disponibilité des nutriments et être reliées à la croissance et à la composition élémentaire du feuillage.

Tertio, les propriétés de la rhizosphère, la croissance des arbres et la composition du feuillage doivent pouvoir être reliées à certaines variables présentant un caractère "permanent" dans l'écosystème. Ces variables (e.g. climat, dépôt, drainage) sont à la base des classifications écologiques élaborées pour les écosystèmes forestiers. Dans le cadre de ce travail, nous examinons l'incidence du dépôt.

#### **2.1 Les besoins en éléments nutritifs et la croissance chez les végétaux ligneux**

Les plantes ont besoin de nutriments pour croître et se développer. Le carbone (C), l'oxygène (O) et l'hydrogène (H) qui sont les principaux éléments structuraux des tissus vivants, proviennent majoritairement de l'eau et du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) atmosphérique incorporés à la matière vivante par le biais de la photosynthèse. Les autres éléments essentiels (tableau 2.1) sont prélevés majoritairement par le système racinaire.

**Tableau 2.1** Principaux rôles des éléments essentiels dans la plante

Éléments	Rôles dans la plante
Azote (N)	Entre dans la constitution de plusieurs composés dont les protéines, les acides aminés, l'ATP et la chlorophylle.
Phosphore (P)	Constituant de l'acide nucléique, des phospholipides, etc. ; rôle important dans la respiration cellulaire et la synthèse des sucres et des protéines, dans la physiologie de la floraison, de la fructification et du développement racinaire.
Potassium (K)	Présent à l'état ionique ; rôle de régulateur tampon (pH), au niveau de l'action enzymatique : synthèse des protéines et des sucres, efficacité photosynthétique.
Calcium (Ca)	Essentiel à la synthèse de la pectine, impliqué dans la formation du noyau et des mitochondries, activateur de la phospholipase.
Magnésium (Mg)	Élément structural de la chlorophylle, métabolisme des sucres, des lipides et des composés azotés, synthèse de l'acide nucléique, du noyau et des chloroplastes.
Soufre (S)	Entre dans la constitution des acides aminés et de certaines vitamines.
Oligo-nutriments	Rôle principalement enzymatique : activateurs d'enzymes

Les besoins intrinsèques en nutriments sont liés de près au développement et à la croissance potentielle des plantes ligneuses. La croissance de la plante est décrite adéquatement par le taux de croissance relatif instantané (van den Driessche et van den Driessche 1990) :

$$R_M = \frac{1}{M} \frac{dM}{dt} \quad (2.1)$$

où  $R_M$  est le taux de croissance relatif et  $M$  représente ici la masse sèche de la plante. C'est une mesure de l'efficacité du matériel végétal existant à produire du nouveau matériel. Puisque la croissance de la plante est exponentielle et que les teneurs en éléments nutritifs requises pour assurer le bon fonctionnement physiologique de la plante se trouvent à l'intérieur d'étroites limites, le prélèvement doit également connaître une croissance exponentielle. On définit ainsi le taux de prélèvement relatif :

$$R_n = \frac{1}{n} \frac{dn}{dt} \quad (2.2)$$

où  $n$  est un vecteur représentant le contenu en éléments nutritifs de la plante. Lorsque la croissance est en équilibre avec la disponibilité des nutriments, la composition de la plante demeure inchangée :

$$\frac{d(n/M)}{dt} = 0 \Rightarrow R_M = R_n$$

Les travaux d'Ingestad et de ses collaborateurs (Ingestad 1987 ; Ågren 1988), ont bien mis en évidence la relation entre ces trois variables. Grâce à un contrôle adéquat de la mise en disponibilité des nutriments, ils ont démontré que lorsque ceux-ci sont en proportion adéquate, le taux de croissance relatif de la plante est une fonction linéaire du taux de mise en disponibilité relatif ( $R_d$ ), tel que défini par :

$$R_d = \frac{1}{d} \frac{d(d)}{dt} \quad (2.3)$$

où  $\mathbf{d}$  est un vecteur définissant les quantités de nutriments ajoutées à la solution nutritive. Les résultats obtenus expérimentalement par ces chercheurs démontrent que lorsque  $R_M$  varie, cette variation est accompagnée par une variation proportionnelle de  $R_M$  jusqu'à l'atteinte d'une limite correspondant au taux de croissance relatif maximal inscrit dans les gènes de la plante, et par un ajustement des teneurs dans les tissus de la plante. Sur la base de ces observations, Ågren (1988) a proposé un modèle de croissance où  $R_M$  est une fonction linéaire de la teneur en nutriments (figure 2.1). Selon ce modèle,  $R_M$  augmente linéairement avec la teneur en nutriments jusqu'à l'obtention d'un  $R_M$  maximal correspondant à la teneur optimale. La pente de la droite ainsi tracée dans la région sub-optimale, nous donne l'indice de productivité ( $P_n$ ) :

$$P_n = \frac{1}{\bar{n}} \frac{dM}{dt} \quad (2.4)$$

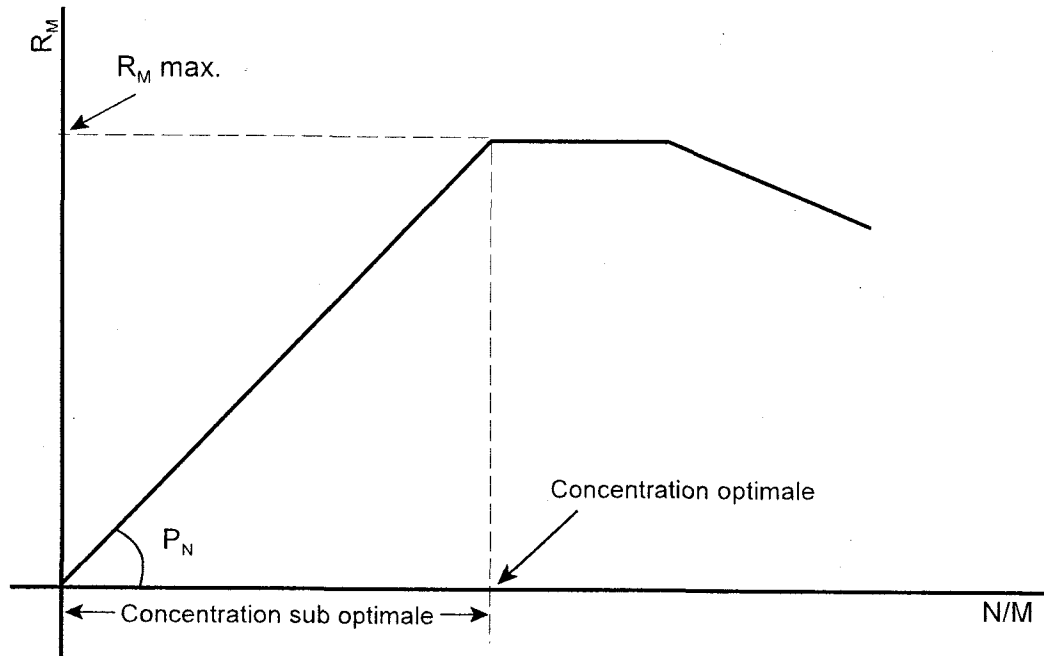
où  $\bar{n}$  est le contenu en éléments nutritifs et  $M$  la masse de la plante. En combinant les équations 2.1 et 2.4, on vérifie que :

$$R_M = P_n \left( \bar{n}/M \right) \quad (2.5)$$

donc que le taux de croissance relatif est une fonction linéaire de la concentration en nutriments de la plante.

Le modèle proposé par Ågren diffère des modèles classiques, lesquels présentent généralement une courbe de saturation pour expliquer la relation entre la disponibilité d'un élément et la croissance de la plante. Selon ces modèles, la valeur de  $P_n$  diminue donc à l'approche de la teneur "optimale". Il convient toutefois de noter qu'avec l'approche classique, on ne fait ordinairement varier la disponibilité que d'un seul élément à la fois. On peut en conséquence postuler que la diminution de  $P_n$  puisse être attribuable à une baisse dans la teneur des autres éléments par effet de dilution. L'effet de dilution, suite à l'ajout de N par exemple, est bien documenté (Timmer 1990). Force nous est donc d'admettre que les modèles classiques de saturation traduisent en fait l'incidence de l'équilibre nutritif sur la croissance de la plante, puisque ordinairement, la disponibilité d'un seul élément varie alors que les autres sont tenus à des valeurs de concentrations fixes.





**Figure 2.1** Modèle proposé par Ågren (1988) illustrant la relation entre la croissance de la plante et les teneurs en azote dans les tissus.

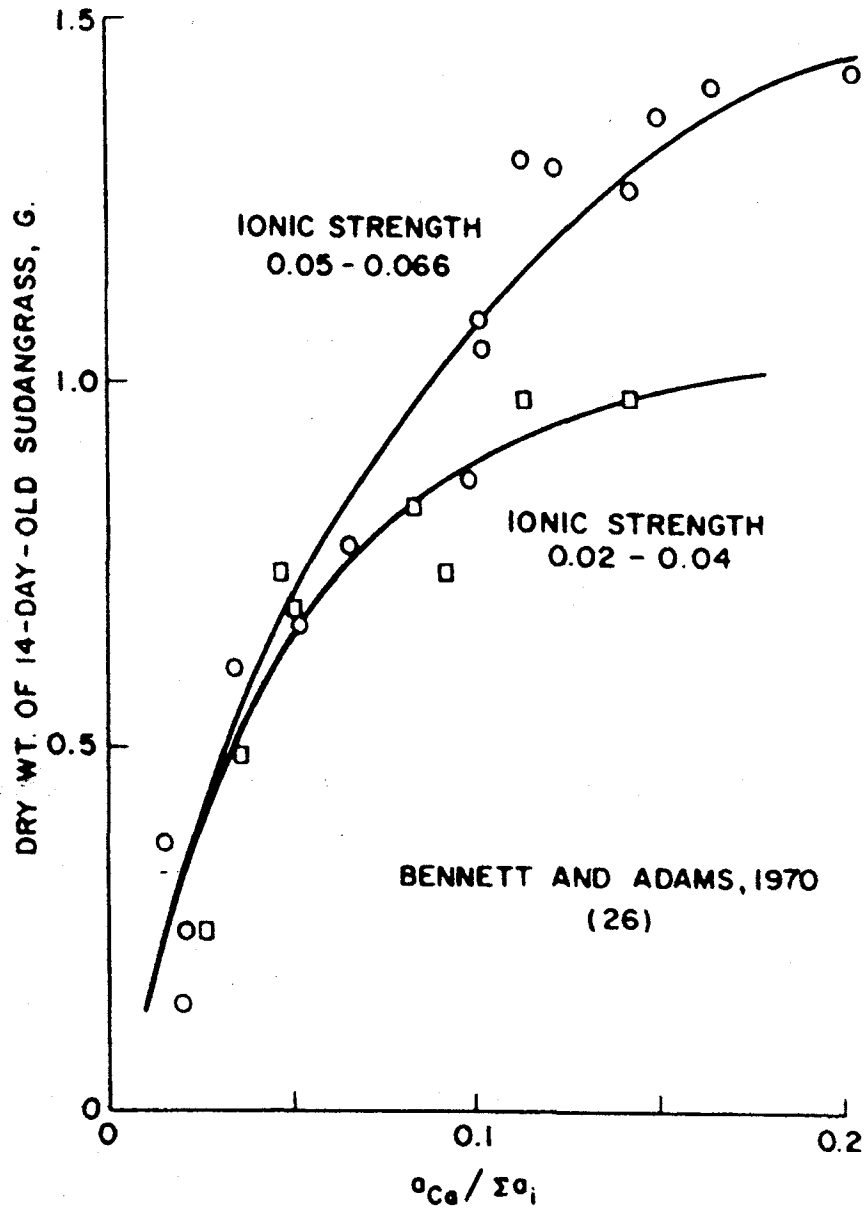
Cette perception est appuyée par les données colligées par Khasawneh (1971). En effet, la figure 2.2 présente la relation entre la croissance et la disponibilité relative de Ca exprimée en terme de ratio d'activité. Deux courbes de croissance sont présentées. Chacune correspond à des forces ioniques différentes de la solution nutritive, donc à deux niveaux de disponibilité intrinsèque des nutriments. On constate aisément que la réponse en croissance de la plante lorsque la disponibilité d'un élément varie, est fortement dépendante de la disponibilité des autres nutriments et que la réponse de la plante répond, à l'instar des modèles classiques, à un modèle de saturation.

Ces considérations nous amènent à introduire le concept proposé par Ingestad (1987), à savoir que les besoins en nutriments des végétaux sont décrits adéquatement par deux variables, soit : 1) la quantité d'éléments nutritifs nécessaires pour supporter la croissance de la plante et ; 2) les proportions requises pour le bon fonctionnement physiologique de celle-ci. Pour être utiles au diagnostic, ces variables doivent cependant être dotées d'une définition précise pouvant faire l'objet d'une mesure, et jouir d'un traitement mathématique adéquat.

## **2.2 Le contenu, la composition et le diagnostic chez les végétaux ligneux**

Le contenu et la composition de la plante sont deux variables ordinairement utilisées pour diagnostiquer un désordre nutritionnel. Dans la plupart des cas, le diagnostic vise à déterminer si la disponibilité des nutriments est conforme aux besoins de la plante ; si des gains en croissance sont possibles et ; à identifier le ou les éléments causant problème.

Le contenu ( $\vec{n}$ ) est une variable extensive en ce sens que sa valeur dépend de la quantité de matière. On l'utilise en outre pour l'analyse de la croissance et de l'allocation des ressources. Il s'exprime en fonction de la plante (*e.g.* g par plant) ; ou en fonction d'un organe (*e.g.* mg par feuille). Mathématiquement, le contenu est un vecteur dont la direction est donnée par la valeur de chacun de ses scalaires et dont la longueur est liée à la somme de ceux-ci par le biais du théorème de Pythagore. Le contenu est ainsi entièrement défini dans un espace euclidien comptant autant de dimensions que le vecteur a de scalaires. Notons que ce vecteur englobe les deux variables proposées par Ingestad (1987). La croissance du vecteur est liée à la croissance de la plante et la direction du vecteur est liée à l'équilibre nutritif de la plante.



**Figure 2.2** Relation entre l'activité relative de Ca, la force ionique et la production de matière sèche d'herbe soudanaise (tiré de Khasawneh 1971).

La composition est une variable intensive, c'est-à-dire qu'elle est indépendante de la quantité de matière. Elle nous renseigne sur la nature et l'importance relative des éléments présents dans les tissus de la plante. Elle s'exprime généralement à travers un rapport de masse ou molaire entre deux ou plusieurs éléments. La forme générale de la composition peut s'énoncer comme suit :

$$\bar{c} = \bar{n} / \sum n_i \quad (2.6)$$

Lorsque tous les  $n_i$  éléments présents dans les tissus anhydres sont considérés,  $\bar{c}$  est un vecteur exprimant la teneur pour chaque élément composant le tissu analysé. En ignorant les éléments H et O, et en faisant certains regroupements, on obtient le vecteur suivant :

(N, P, K, Ca, Mg, S, C et oligoéléments)

La valeur diagnostique de la composition réside dans la relation qui existe entre la composition de la plante, sa croissance et la vigueur de celle-ci, et dans le fait que la composition "optimale" de la plante est contenue entre d'étroites limites. Il est en effet possible de définir conceptuellement une composition idéale pour laquelle la croissance et la vigueur de la plante sont maximales. Le diagnostic repose alors sur la mesure de l'écart existant entre la composition de la plante et sa composition idéale et l'identification des éléments responsables de cet écart.

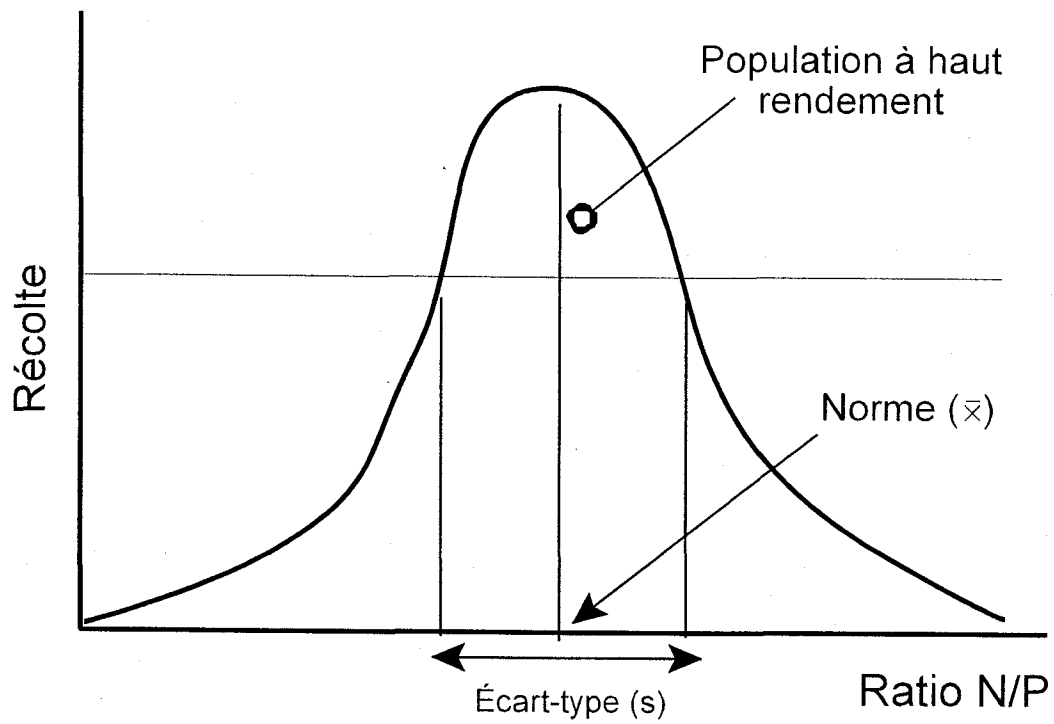
En milieu naturel toutefois, l'analyse des relations entre les paramètres de croissance, de vigueur et les teneurs en éléments nutritifs chez les végétaux ligneux pour fins de diagnostic, est compliquée par de nombreux facteurs. Les teneurs en nutriments dans les tissus des plantes sont sensibles non seulement à la disponibilité des nutriments dans le substrat d'enracinement, mais également à certaines variables telles que l'âge de la plante, la saison et le stade de développement (Timmer 1990 ; Walworth et Sumner 1987). En outre, les conditions environnementales affectent le taux d'assimilation du carbone, le taux de croissance, l'allocation des ressources et, incidemment, les teneurs en minéraux dans la plante (Rook 1990). Lorsque le feuillage est analysé, l'âge de la feuille et sa position dans la voûte influence également les teneurs en minéraux (Morrison 1985 ; Miller *et al.*

1981). On reconnaît également une variabilité intra-spécifique liée à la provenance et au génotype de la plante (Timmer 1990). De plus, il faut bien considérer que le niveau interne d'un élément n'est pas indépendant de celui des autres éléments et qu'il existe de nombreuses interactions entre les éléments. Aussi, les concentrations critiques données pour un élément ne sont vraiment valides que dans la mesure où les autres éléments sont à des concentrations optimales. Ces considérations suggèrent que les valeurs critiques doivent être davantage perçues comme des plages critiques que des valeurs discrètes (Dow et Roberts 1982)

Afin de contourner les variations dans les teneurs attribuables à l'âge de la plante, Beaufile (1973) a développé le "Diagnosis and Recommendation Integrated System" (DRIS). L'approche est basée sur la comparaison des ratios d'éléments pris deux à deux, avec des normes standards établies à partir de populations à haut rendement (figure 2.3). Les valeurs obtenues de l'analyse des tissus ainsi que les normes pour chacun des ratios, sont incorporées dans une série d'équations afin de générer un indice DRIS pour chaque élément. La magnitude de l'indice nous indique si l'élément est déficient (valeur négative), suffisant (valeur nulle) ou en excès (valeur positive). La technique est toutefois subordonnée à la disponibilité de données pour établir les normes. Bien qu'elle soit d'usage courant en agronomie, seules quelques essences du domaine forestier ont fait l'objet d'une application (Timmer 1990). Chez l'érable à sucre, les indices obtenus se sont montrés robustes vis-à-vis les différents protocoles d'échantillonnage (Lozano et Huynh 1989).

Plus récemment Parent et Dafir (1992) ont développé un indice tenant compte du caractère pluridimensionnel des données sur la composition élémentaire des tissus des végétaux. Le "Compositional Nutrient Diagnosis" (CND) est basé sur le traitement adéquat de données caractérisant la composition d'un objet lorsque celle-ci est exprimée en proportion : le "Compositional Data Analysis (CDA)" développé par Aitchison (1982). Le CDA utilise les propriétés de la transformation logarithmique des proportions dimensionnées par rapport à leur moyenne géométrique :

$$z_i = \log(x_i / g(x)) \quad (2.7)$$



**Figure 2.3** Relation théorique entre la croissance ou la productivité et le ratio N/P dans les tissus de la plante. À partir de cette relation, il est possible de définir une norme (moyenne et écart-type) où les rendements d'une culture ou la croissance d'une plante sont optimisés.

où  $x_i$  est la valeur d'une variable exprimée en proportion,  $g(x)$  est la moyenne géométrique des valeurs des variables considérées pour l'analyse et  $z_i$  est la nouvelle variable pour l'élément  $i$ . Cette transformation permet d'éviter les problèmes de dépendance entre les variables lorsque leur somme est contrainte à un ou 100% (Aitchison 1986). Elle permet ainsi l'utilisation de techniques statistiques basées sur les combinaisons linéaires telles que la régression linéaire et l'analyse en composantes principales (ACP) (Aitchison 1983). À l'instar du DRIS, l'indice CND est basé sur l'écart entre les valeurs pour des populations à haut rendement et celle de la population à l'étude. Il se calcule de la façon suivante :

$$I_{z_i} = (Z_i - z_i) / s_{z_i} \quad (2.8)$$

où  $I_{z_i}$  est l'indice CND,  $Z_i$  est la variable transformée de l'échantillon,  $z_i$  est la moyenne de la variable transformée de la population à haut rendement et  $s_{z_i}$  son écart type.

L'une des particularités de l'approche CND, tout comme l'approche DRIS d'ailleurs, est qu'il est possible de travailler avec un sous-ensemble d'éléments en redimensionnant le vecteur composition par rapport à un nombre restreint d'éléments (e.g. les éléments majeurs). Il est ainsi possible de générer des valeurs d'indice indépendantes du taux d'assimilation du carbone, ce qui permet une estimation non biaisée des problèmes de nutrition liés à l'équilibre des nutriments dans le sol.

### **2.3 La disponibilité des nutriments et la composition foliaire chez les végétaux ligneux**

Les besoins en nutriments chez les végétaux ligneux sont principalement assumés par les transferts internes et le prélèvement au niveau de la rhizosphère. Les transferts internes sont des transferts d'éléments entre deux parties de la plante et constituent pour les essences feuillues nordiques une stratégie d'économie en nutriments. Ces transferts sont particulièrement importants au printemps lors de la feuillaison (accrétion) et lors de la sénescence de la feuille à la fin de l'été (résorption). Ces transferts peuvent être importants pour certains éléments. Pour une érablière, Duchesne *et al.* (2001) ont évalué la résorption relative des éléments majeurs. Ainsi, les proportions de N, P, K, Ca et Mg récupérées par l'arbre lors de la sénescence de la feuille sont respectivement de 65%,

65%, 42%, 31% et 10% du contenu de la feuille. Il est assumé que les éléments ainsi récupérés seront utilisés pour combler une partie des besoins en nutriments la saison suivante, ce qui permet à l'arbre de s'affranchir quelque peu de la biodisponibilité de certains éléments. Les besoins de la plante qui ne sont pas satisfaits par les transferts internes, le sont par le prélèvement. Conséquemment, la composition élémentaire d'un nouveau tissu, le feuillage par exemple, est la résultante des transferts internes, du prélèvement et des gains par photosynthèse, moins les pertes occasionnées par le pluviollessivage et la respiration.

Le prélèvement résulte de l'interaction entre les besoins de la plante et la biodisponibilité des nutriments. L'élongation du système racinaire est particulièrement importante. D'une part, elle permet l'exploration d'un nouveau volume de sol et, d'autre part, la zone d'absorption efficace se situe entre la coiffe et la zone subérisée, là où sont ordinairement localisés les poils absorbants. Le prélèvement dépend du renouvellement continu de la surface d'absorption et, conséquemment, du taux de croissance relatif et du patron de différenciation des tissus secondaires du système racinaire (Schaedle 1990).

Pour être prélevés, les nutriments doivent être sous une forme biodisponible. Sur la base des observations effectuées sur les tissus végétaux et les microorganismes, on admet généralement que les éléments sont absorbés sous leur forme ionique (Krause 1990 ; Morel 1983), bien que certains complexes organiques puissent également être absorbés efficacement (Errecalde *et al.* 1998).

Afin d'extrapoler au champ les observations effectuées sur des essais en culture hydroponique, Ingestad (1987) a proposé un modèle intéressant basé sur deux concepts, soit : 1) la capacité d'utilisation maximale ( $U_n$  ; quantité de nutriments (unité de sol)<sup>-1</sup> (unité de temps)<sup>-1</sup>) et ; 2) la densité du flux en éléments nutritifs ( $D_n$  ; quantité de nutriments (unité de sol)<sup>-1</sup> (unité de temps)<sup>-1</sup>). La capacité d'utilisation maximale est la capacité maximale de prélèvement dans un volume de sol donné. Elle est fonction de la biomasse racinaire et du taux de croissance potentiel du système racinaire. La densité du flux en éléments nutritifs se définit quant à elle comme étant la quantité de nutriments mis en disponibilité par unité de volume de sol et de temps. Sa valeur repose principalement sur trois



processus, soit : la minéralisation de la couverture morte ; l'altération minérale et ; les intrants atmosphériques :

$$D_n = \text{Min} + \text{Alt} + \text{IA} - \Delta\text{CE} \quad (2.9)$$

où : Min : minéralisation et pluviolessivat ; Alt : altération minérale ; IA : intrants atmosphériques et ; CE : nutriments adsorbés sur le complexe d'échange. On peut dès lors définir conceptuellement le taux de prélèvement :

$$d\bar{n}/dt = \text{Max} |D_n, U_n| \times V \quad (2.10)$$

où V est le volume de sol considéré. Dans la mesure où un élément limite la croissance de la plante,  $D_n$  limite le prélèvement. Dans le cas contraire, c'est  $U_n$ . Il convient également de noter que c'est la croissance de la plante qui est responsable de la croissance du taux de prélèvement et que dans la mesure où la disponibilité des nutriments limite la croissance, *i.e.*  $D_n < U_n$  pour tout n, la composition de la plante reflétera les valeurs relatives de  $D_n$  pour chaque élément considéré. En d'autres termes :

$$\frac{D_n V}{V \sum D_{ni}} = \frac{d\bar{n}}{dt} \frac{dt}{d\sum n_i} = \frac{\bar{n}}{\sum n_i} = \bar{c} \quad (2.11)$$

Cette relation nous amène à formuler une première hypothèse : la disponibilité relative des nutriments dans le sol exerce une forte influence sur la composition foliaire chez les végétaux ligneux.

### 2.3.1 Mesure de la disponibilité relative des cations basiques dans les sols

Selon Khasawneh (1971), il est possible d'identifier trois facteurs qui interagissent et définissent la relation fonctionnelle entre le prélèvement et le statut des ions dans le substrat d'enracinement :

1) *Le facteur intensité (I)* : Ce facteur fait référence à la force d'un ion dans la solution de sol et est communément exprimé par la concentration ou, plus adéquatement, par l'activité de cet ion en solution. Plusieurs travaux ont en effet pu démontrer que le prélèvement

d'un élément ou encore sa toxicité, est proportionnel à l'activité de cet élément en solution (Sposito 1984 ; Sparks 1984). Des observations similaires effectuées avec des algues comme modèle, ont mené à l'élaboration du modèle de l'ion libre utilisé en écotoxicologie (Morel 1983). Pour ces raisons, l'activité de l'ion dans la solution de sol est considérée par plusieurs auteurs comme l'un des indices les plus représentatifs de la biodisponibilité des éléments pour les végétaux (e.g. Wolt 1994 ; Bruce *et al.* 1989 ; Olsen 1968). Il a toutefois été démontré que la relation entre  $I$  et le prélèvement diffère d'un sol à l'autre et que d'autres paramètres que  $I$  influencent le prélèvement d'un ion (Khasawneh 1971).

2) *Le facteur de compensation* : Ce facteur fait référence à la capacité du sol de remplacer les ions prélevés dans la solution de sol. Ce facteur résulte de la relation entre la quantité de nutriments en réserve ( $q$ ), l'intensité ( $I$ ) et la capacité tampon du sol, *i.e.* la résistance du système à tout changement dans  $I$  tel que défini par la relation  $\Delta q / \Delta I$ . Cette dernière relation dépend de l'énergie de désorption de l'ion du complexe d'échange et est adéquatement illustrée par l'isotherme de désorption. L'évaluation de  $q$  pour les cations est ordinairement effectuée par le biais de l'analyse du complexe d'échange. Cette approche est couramment utilisée en agriculture pour l'estimation des besoins en fertilisants et a donné lieu à l'élaboration du concept de "Sufficiency Levels of Available Nutrients (SLAN)". Elle est justifiée par le fait que le complexe d'échange constitue, en agriculture, la principale source d'éléments nutritifs pour la culture au cours de la saison de croissance et par la relation entre les quantités d'éléments échangeables et le rendement des cultures établie par plusieurs travaux. Cette relation varie toutefois d'un sol à l'autre de sorte que le diagnostic doit tenir compte de certaines propriétés du sol telles que la texture (McLean *et al.* 1983 ; Liebhardt 1981 ; McLean 1977 a/b). Tel que stipulé par Khasawneh (1971), cette dernière observation est une conséquence de la capacité tampon, laquelle diffère d'un sol à l'autre. En effet, si l'on considère deux sols ayant la même valeur de  $q$  mais des capacités tampons différentes, le sol ayant la capacité tampon la plus élevée aura une valeur de  $I$  plus faible ; ce qui se traduira par une moins grande disponibilité de l'élément en question, celui-ci étant retenu avec plus d'énergie sur le complexe d'échange.

Reconnaissant l'importance de l'énergie de désorption pour la disponibilité des nutriments, Woodruff (1955) a proposé l'utilisation des ratios de Schofield pour représenter

le facteur  $f$ . Celui-ci est en effet relié à l'énergie d'adsorption. Ainsi, selon cette approche, la disponibilité de K serait traduite par l'équation :

$$E = RT \ln \frac{(K)}{(Ca)^{1/2}} \quad (2.12)$$

où R est la constante de Raoul et T la température en degré Kelvin. En raison de propriétés thermodynamiques similaires, certains auteurs (e.g. Conyers et McLean 1969) ont considéré Ca et Mg comme un seul ion divalent :

$$E = RT \ln \frac{(K)}{(Ca + Mg)^{1/2}} \quad (2.13)$$

Pour les sols acides, Tinker (1964) a suggéré d'inclure Al dans le ratio d'activité. Il a effectivement obtenu de meilleurs résultats en utilisant la relation :

$$\frac{(K)}{(Ca + Mg)^{1/2} + b(Al)^{1/6}} \quad (2.14)$$

où b est un paramètre ajusté. Néanmoins, l'efficacité des ratios de Schofield pour traduire la disponibilité d'un élément pour la végétation s'est heurté aux mêmes difficultés que pour l'activité et que pour  $q$  : si on obtient de bonnes relations pour un sol donné, il est hasardeux de l'extrapoler à d'autres types de sol (Nielsen et Hansen 1984 ; Conyers et McLean 1969). Beckett (1964) a noté qu'une même relation pouvait s'appliquer à des sols présentant un statut similaire en Ca ; ce qui a fait dire à Khasawneh (1971) que la relation entre le prélèvement et le ratio de Schofield ne traduit en fait que la relation entre le prélèvement et l'activité de l'élément. Selon Nielsen et Sørensen (1984) les ratios de Schofield sont des ratios d'intensité et non une expression de l'intensité même.

3) *Le facteur relatif* : Ce facteur fait référence à l'incidence d'un groupe d'ions sur le prélèvement d'un ion en particulier. Il est connu que les ions concourent pour les sites d'absorption au niveau de la membrane cellulaire. Cette compétition donne lieu à un phénomène connu sous le nom d'effet antagoniste. Ainsi, le prélèvement d'un ion dépendra non seulement de son activité en solution mais également de l'activité d'autres ions pouvant exercer un effet antagoniste. Notons que certains ions peuvent avoir un effet

de synergie et favoriser le prélèvement d'un autre ion. Par exemple, la présence d'un anion rapidement prélevé favorisera le prélèvement des cations.

Nonobstant ces interactions, le facteur relatif réfère à un autre aspect : celui de la nutrition proportionnée. En postulant que le prélèvement différentiel de deux éléments est fonction de leur activité respective dans la solution de sol :

$$(n_1/n_2)_{\text{prélevés}} = k \cdot (a_1) / (a_2) \quad (2.15)$$

où  $n$  est la quantité de l'élément prélevée par la plante,  $k$  est une constante de sélectivité et  $(a)$  est l'activité de l'ion dans la solution de sol, Khasawneh (1971) a démontré mathématiquement que cette relation pouvait être généralisée et que le prélèvement différentiel des éléments est fonction de leur présence relative dans la solution de sol :

$$\frac{n_1}{Q} = f \frac{(a_1)}{\sum(a_i)} \quad (2.16)$$

où  $Q$  est la quantité totale d'éléments prélevée. L'exactitude de cette dernière relation repose sur celle du postulat énoncé par l'équation 2.15. Ce postulat est vérifié pour Mg et Ca avec les données présentées par Nielsen et Hansen (1984) et ce pour une gamme de sols aux propriétés contrastantes (texture et M.O.).

Nielsen et Hansen (1984) ont de plus démontré que les teneurs en cations basiques sont positivement corrélées aux teneurs de N et qu'elles sont indépendantes de l'activité de ces ions en solution. Ces auteurs ont suggéré que la plante se comporte comme un complexe d'échange cationique de sorte que l'équation 2.15 se vérifie et que pour K on obtient :

$$\frac{n_K}{2(n_{Ca} + n_{Mg})} = k \left( \frac{a_K}{(a_{Ca} + a_{Mg})^{1/2}} \right) + b \quad (2.17)$$

Il est à noter toutefois, que lorsque l'on calcule la fraction molaire et l'activité relative de K à partir de leurs données, la relation donnée par l'équation 2.16 n'est pas moins bonne.

Il est intéressant de noter, par ailleurs, que les équilibres de Donnan se présentent comme des hybrides entre les ratios de Schofield et la fraction molaire. En effet, selon Baker (1977), l'équilibre de Donnan est une mesure valable de l'effet d'un groupe d'ions sur le prélèvement d'un autre ion. Considérant l'effet de Ca, Mg et H sur le prélèvement de K, on obtient l'expression :

$$\frac{(K)}{(K) + (Ca)^{1/2} + (Mg)^{1/2} + (H)}$$

L'activité relative d'un élément en solution a également pu être reliée expérimentalement à la croissance de la plante. Afin d'illustrer cette relation, Khasawneh (1971) a porté en graphique les résultats obtenus par Bennett et Adams (1970). Ce graphique (figure 2.2), illustre la relation obtenue entre l'activité relative de Ca et la croissance pour deux niveaux de force ionique. Ainsi, lorsque l'activité des autres cations est maintenue constante, la relation entre l'activité relative d'un élément et la croissance de la plante s'apparente au modèle classique proposé en nutrition végétale. Si on augmente l'activité des autres cations, on observe une augmentation de la croissance mais la relation entre ce paramètre et l'activité relative du Ca demeure essentiellement la même. En fait, si on recalcule la croissance en terme relatif (par rapport à la croissance maximale obtenue pour une force ionique) tous les points du graphique tombent sur la même ligne (Khasawneh 1971). Ceci démontre le caractère général de cette relation.

Il est par ailleurs intéressant de constater la similitude du concept proposé par Ingestad (1987) et la réflexion de Khasawneh (1971) : *"When all essential nutrients are present in solution in balanced quantities, the magnitude of plant growth will depend on Q, the amount of balanced nutrients absorbed. For each level of Q, however, the quantity of plant growth during a time interval has a maximum, and when there is one nutrient, such as ion 1 that is limiting, then the fractional attainment of that maximum will be a linear fonction of  $a_1/Q$  ... a unique fonction of the activity ratio,  $(a_1) / \sum (a_i)$ ."* Khasawneh (1971) est très conscient de la notion d'équilibre nutritif. Il nous est de plus facile de faire le rapprochement entre la force ionique et le taux de mise en disponibilité préconisé par Ingestad (1987).

Il est possible de tirer deux conclusions de la précédente discussion : 1) l'équilibre nutritif a une incidence sur la croissance de la plante et ; 2) le prélèvement différentiel des cations est fonction de leur présence relative dans la solution de sol. Ceci implique que la composition foliaire chez l'arbre puisse être efficacement reliée à celle de la solution de sol lorsque celle-ci est exprimée en terme de fraction molaire ou de ratio d'activité.

### **2.3.2 Mesure de la disponibilité des nutriments en forêt**

Camiré (1990) a passé en revue les différentes méthodes d'analyse de la fertilité des sols forestiers. Dans les grandes lignes on peut faire une distinction entre les méthodes qui mesurent un processus et celles qui mesurent un état, un statut. Les incubations *in situ* et *in vitro* de matériel végétal, ainsi que les résines échangeuses d'ions appartiennent au premier groupe. Ces méthodes sont principalement utilisées pour quantifier la minéralisation de la couverture morte et, dans le cas des résines, la mobilité des ions dans le sol. Elles permettent donc de mesurer le dynamisme du cycle biogéochimique des éléments dans l'écosystème. Elles sont aussi corrélées à la productivité primaire de l'écosystème puisque la minéralisation de la couverture morte est la première source de nutriments pour la végétation en forêt (Hakkila 1989). La minéralisation est grandement affectée par les variables climatiques et la nature de la végétation.

Les analyses de sol dites "conventionnelles" appartiennent au deuxième groupe. Développées principalement pour l'agriculture, ces analyses regroupent un ensemble de techniques destinées à la mesure de la disponibilité des nutriments ou de paramètres ayant une forte incidence sur celle-ci (e.g. pH, rapport C/N, CEC, etc.). De celles-ci, l'analyse du complexe d'échange est sans doute l'une des plus utilisées. En agriculture, où le pool d'éléments échangeables constitue la principale source de nutriments pour la récolte, l'examen du complexe d'échange a pour but de prédire si les réserves en éléments sont suffisantes, et dans la négative, de prédire les quantités de fertilisants à appliquer pour obtenir le rendement souhaité d'une culture.

En forêt toutefois, les besoins en nutriments de la végétation sont principalement assumés par la minéralisation de la couverture morte (Hakkila 1989). Le pool d'éléments échangeables demeure cependant une réserve d'éléments nutritifs accessible lorsque la

demande excède la mise en disponibilité par les autres sources d'éléments (*i.e.* minéralisation, apports atmosphériques, altération minérale). Bien que l'importance du pool en cations basiques échangeables soit généralement corrélée à la fertilité des sites forestiers (Chen *et al.* 1998 ; Freedman *et al.* 1986) peu d'études ont pu relier de manière satisfaisante le statut nutritif foliaire aux propriétés du sol en forêt (Joslin *et al.* 1992). Minocha *et al.* (1997) ont néanmoins mis en évidence une relation linéaire significative entre les concentrations en Ca et Mg "échangeables" du feuillage de l'année chez l'épinette rouge - la méthode utilisée n'extrait que des ions inorganiques présents dans le feuillage, ce qui diffère des méthodes usuelles, lesquelles dosent les éléments totaux - et les teneurs échangeables respectivement en Ca ( $r = 0,68$ ) et en Mg ( $r = 0,67$ ) dans l'horizon humifère. Abrahamsen *et al.* (1994) ont mis en évidence une relation linéaire entre Ca et Mg échangeables de la couverture morte et les concentrations foliaires seulement lorsque celles-ci sont dans la plage suboptimale. Hallett et Hornbeck (1997) ont trouvé une corrélation positive significative entre la teneur en Ca foliaire et la teneur en Ca échangeable de l'horizon humifère chez le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le pin blanc (*Pinus strobus*), et une corrélation négative avec la teneur en Al échangeable de l'horizon B pour ces mêmes espèces. Les coefficients de corrélation présentent toutefois de faibles valeurs. Ils varient de -0,54 à 0,62. Rappelons enfin que Burton *et al.* (1993) ont trouvé une corrélation significative ( $r = 0,82$ ) entre le K foliaire et le K échangeable mais aucune corrélation pour Ca et Mg.

À notre connaissance, l'étude de Ouimet et Camiré (1995) est la seule qui a pu relier le statut nutritif foliaire à la saturation des cations basiques sur le complexe d'échange en forêt. Ces auteurs ont trouvé pour l'érablière appalachienne du Québec des relations hautement significatives entre la composition du complexe d'échange et les indices DRIS foliaires de l'éérable. Dans ce travail, la saturation des éléments sur le complexe d'échange explique davantage les valeurs d'indice DRIS que ne le font les teneurs en éléments échangeables. Il est à noter toutefois que les seuils élevés de signification obtenus pour ces relations sont en grande partie attribuables au nombre impressionnant d'érablières échantillonnées ( $n = 246$ ). Par exemple, les coefficients de corrélation obtenus avec l'indice DRIS calculés pour Ca, bien qu'ils soient hautement significatifs (*i.e.*  $p < 0,0001$ ), sont de -0,47, 0,48, -0,37 et -0,29 pour les saturations respectives en K, Ca, Mg et l'acidité dans l'horizon humifère. La valeur diagnostique de la saturation sur le complexe d'échange

est donc discutable. Nous pensons que la sélectivité différentielle des sols vis-à-vis des cations a pu, dans ce cas, nuire à la qualité de la relation. La nécessité de regrouper les sols selon des caractéristiques similaires afin d'interpréter la disponibilité des cations sur la base de la saturation sur le complexe d'échange a par ailleurs été démontrée (McLean *et al.* 1983 ; Lehardt 1981 ; McLean 1977 a/b). Nous pensons qu'une mesure de l'intensité relative telle que la fraction molaire ou l'activité relative des cations dans la solution de sol donnerait de meilleurs résultats.

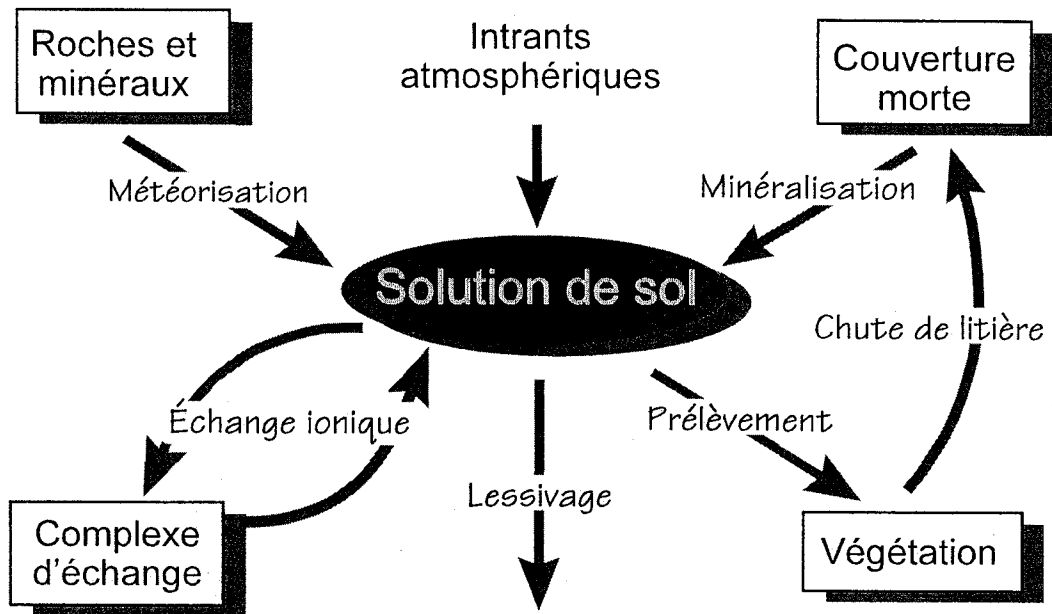
### 2.3.3 La solution de sol en forêt et la composition élémentaire du feuillage

Plusieurs auteurs ont suggéré que la solution de sol puisse être utilisée à titre d'indice de la disponibilité des nutriments en forêt (*e.g.* Smethurst 2000 ; Yanai 1991 ; Ross et Bartlett 1990 ; van Praag et Weissen 1984). Peu d'entre eux ont cependant pu relier la composition de la solution de sol à celle du feuillage ; et il est difficile de dire combien ont tenté de le faire sans succès. En fait, la seule étude que nous ayons recensée est celle de Minocha *et al.* (1997). Le peu de succès obtenu en cette matière est selon nous attribuable à une mauvaise approche. En effet, la majorité des auteurs travaillent avec les concentrations intrinsèques de nutriments dans la solution, ce qui lie au potentiel hydrique du sol toute relation potentielle avec le statut nutritif foliaire. Notons que Minocha *et al.* (1997) ont ajusté le potentiel hydrique à un niveau de référence ( $\approx$  capacité au champ) avant l'extraction de la solution. D'autre part, Nielsen et Hansen (1984) ont démontré que la concentration en solution a peu d'incidence sur les concentrations foliaires en cations basiques.

La solution de sol joue un rôle central dans l'écosystème forestier (figure 2.4). Sa composition donne une image statique de l'équilibre dynamique qui résulte de ses interactions avec les différentes composantes du cycle biogéochimique ; et bien qu'elle ne puisse traduire le taux intrinsèque de mise en disponibilité des nutriments ( $D_n$ ), elle est cependant apte à traduire la disponibilité relative de ceux-ci. En simplifiant, on peut effectivement poser :

$$D_n - dn_p / Vdt = dn_s / Vdt \quad (2.18)$$





**Figure 2.4** Illustration des interactions entre la solution de sol et les différentes composantes de l'écosystème forestier.

où  $n_p$  est la quantité prélevée pour un élément,  $n_s$  est la quantité de ce même élément en solution et  $V$  un volume de sol. On a donc à l'équilibre pour un volume de sol donné :

$$D_n V = dn_p / dt \Rightarrow dn_s / dt = 0 ; \text{ donc } n_s = k, \text{ une constante} \quad (2.19)$$

On a pour tout élément une valeur  $n_s$  fonction d'une valeur  $D_n$  de sorte que :

$$\frac{n_s}{\sum n_s} = f \frac{D_n}{\sum D_{ni}}$$

Une augmentation du taux de mise en disponibilité d'un élément provoquera donc une augmentation de la présence relative de cet élément :

$$D_n V > dn_p / dt \Rightarrow dn_s / dt > 0$$

laquelle induira une augmentation du prélèvement de cet élément selon la relation définie en 2.16 jusqu'à ce que l'équilibre défini en 2.19 soit de nouveau atteint. Cet équilibre dynamique fluctue constamment sous l'influence des conditions environnementales sans cesse changeantes, ce qui est à l'origine de certaines variations dans le temps de la composition de la solution de sol. Néanmoins l'équilibre existant entre la solution de sol et le complexe d'échange agit comme un système tampon efficace qui minimise les variations de la composition de la solution de sol dans le temps. Bien que des variations saisonnières significatives de la composition de la solution de sol aient été observées à plusieurs reprises (Karathanasis 1991 ; Zabowski et Ugolini 1990 ; Campbell *et al.* 1989 ; Edmeades *et al.* 1985), les variations sur quelques semaines sont ordinairement non significatives en regard des variations spatiales (Campbell *et al.* 1989).

La composition de la solution de sol, exprimée en terme de présence relative des nutriments (e.g. fraction molaire, activité relative, etc.), traduit donc adéquatement la mise en disponibilité relative des nutriments et devrait pouvoir être reliée à la composition élémentaire du feuillage. Par ailleurs, cette approche nous affranchit en grande partie des variations attribuables au potentiel hydrique du sol, lequel a une grande influence sur les concentrations intrinsèques d'éléments dans la solution de sol.

## 2.4 Incidence de la nature minérale du dépôt sur le statut nutritif en cations basiques de l'érablière

Comme nous l'avons vu à la section 2.3, le taux de mise en disponibilité des nutriments tel que traduit par la densité du flux en éléments nutritifs ( $D_n$ ) est principalement fonction de trois processus, à savoir : 1) le recyclage des éléments effectués par le biais de la minéralisation de la couverture morte et des pluviollessivats ; 2) l'altération minérale et ; 3) les intrants atmosphériques. Après la minéralisation, l'altération minérale est ordinairement la première source de cations basiques pour la végétation. La disponibilité de ceux-ci pour la végétation dépend donc en partie de l'intensité et de la composition de ce flux dans l'écosystème et de son incidence sur la composition de la solution de sol. Notons ici qu'intensité et composition du flux se fondent au concept proposé par Ingestad (1987) et qu'elles sont assimilables respectivement aux deux variables : 1) quantité et ; 2) proportion.

### 2.4.1 Mesure de l'altération minérale

L'altération minérale est l'un des flux les plus difficiles à mesurer dans l'écosystème forestier. L'intensité de ce flux dépend de nombreux facteurs, mais principalement de la nature des minéraux présents dans le sol et du climat. En climat tempéré humide, le type de végétation (Lelong *et al.* 1990), l'acidité du milieu et la présence d'anions à caractère complexant jouent un rôle de premier plan (Duchaufour 1977). La minéralogie des sols du Québec méridional est dominée par les silicates. La dissolution de ces espèces minérales requiert le concours de molécules fortement polarisantes telles que  $H_3O^+$  ou encore susceptibles de créer des complexes directs (*inner-sphere*) à la surface de ces minéraux (e.g. acide fulvique, acide citrique,  $F^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ). La dissolution de ces espèces minérales suit une cinétique d'ordre zéro (Sposito 1989). Le taux de dissolution pour chacune de ces espèces s'exprime donc par unité de surface et il dépend de la pression, de la température, du pH et de la présence d'agents complexants. Ainsi, le taux d'altération minérale, sur un site donné, dépendra de la nature et de l'abondance des minéraux en présence, de la texture du matériel, de la stoechiométrie de réaction, de la composition de la solution de sol et des régimes hydrique et thermique du sol (April et Newton 1992). La variabilité

spatiale et temporelle des propriétés édaphiques ajoute à la difficulté d'obtenir une mesure précise sur ce paramètre.

Il y a trois différentes approches pour évaluer le taux d'altération minérale dans les sols : les bilans extrant-intrant appliqués à l'échelle du bassin versant ou sur un mésocosme ; les bilans d'altération et ; les études en laboratoire. Les bilans à l'échelle du bassin versant utilisent des équations de bilan de masse afin de déterminer les taux d'altération :

$$\text{altération} = \text{extrants} + \Delta \text{ cations échangeables} + \Delta \text{ végétation} + \Delta \text{ minéraux secondaire} - \text{intrants}$$

La principale difficulté avec cette approche concerne le degré de précision pouvant être atteint lors de l'estimation des paramètres inclus dans l'équation (McCourt et Hendershot 1992 ; Clayton 1979). Une estimation précise requiert un suivi sur plusieurs années afin de tenir compte des variations annuelles et inter-annuelles (Findley et Drever 1997 ; Clayton 1979). Considérant l'hétérogénéité du milieu forestier, l'intensité d'échantillonnage afin d'obtenir une précision raisonnable sur chacun des paramètres implique une somme de travail importante. On assume également que tous les extrants transitent par les cours d'eau, ce qui dans certains cas peut-être un postulat difficile à vérifier.

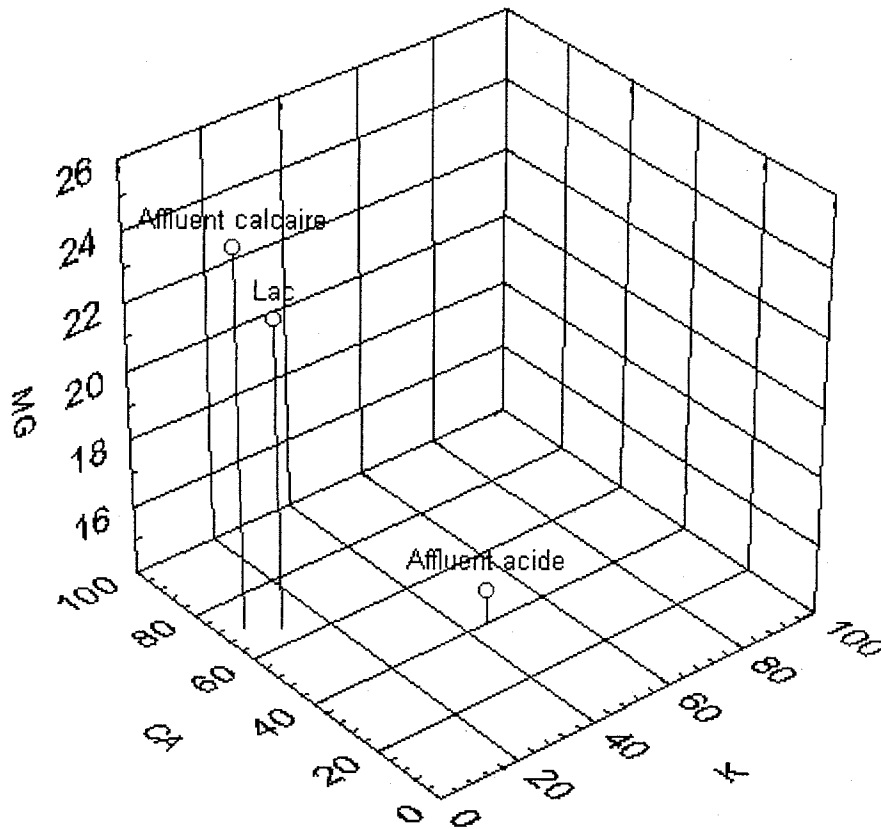
Les bilans d'altération sont basés sur la comparaison de la minéralogie des différents horizons avec celle de l'horizon C, soit le matériel originel inaltéré (Lelong et Souchier 1979). La comparaison porte sur la quantification des minéraux en présence. Pour estimer le taux d'altération, on doit connaître l'âge du sol et pouvoir compter sur la présence d'une espèce minérale de référence relativement stable telle que le quartz ou le zircon pour baser la comparaison. On doit évidemment postuler que le matériel d'origine est homogène sur toute la profondeur de la coupe, ce qui peut-être une sérieuse limitation pour les sols développés sur des dépôts d'origine glaciaire. Si l'approche donne une estimation du taux d'altération moyen depuis la formation du sol, elle donne peu d'information sur le taux courant d'altération (Sverdrup et Warfvinge 1988).

Les taux d'altération déterminés en laboratoire reposent sur l'appréciation de la solubilité des minéraux présents dans le sol ou susceptibles de s'y retrouver. Pour ce faire, on soumet ordinairement le sol à une hydrolyse légèrement acide (e.g. April et Newton 1992 ; McCourt et Hendershot 1992). Cette appréciation peut avoir lieu en batch ou en colonne. Les données obtenues à partir de minéraux purifiés peuvent être incluses dans des modèles tels que "PROFILE" (Warfvinge et Sverdrup 1992). La principale difficulté avec cette approche est d'extrapoler au champ les résultats obtenus en laboratoire et ce, en raison de la pluralité des facteurs pouvant affecter le taux d'altération (Clayton 1979). Nonobstant cette dernière remarque, nous sommes néanmoins d'avis que la composition du flux *in vitro* puisse refléter celle du flux *in situ*. Il serait donc possible d'établir dans quelles proportions les éléments sont libérés par l'altération minérale à partir de cette approche. De plus, la solubilité des minéraux du sol telle qu'établie dans des conditions standards, peut potentiellement contribuer à expliquer en partie le statut nutritif des forêts.

#### **2.4.2 Incidence de la géochimie du dépôt et de l'altération minérale sur le statut nutritif de l'érablière**

Une approche pratique pour mesurer l'incidence de différents flux sur les qualités d'un système, est de mesurer la parenté qui existe entre les propriétés du système et celles des flux. Par exemple, deux affluents aux débits similaires alimentent un lac. L'un draine une région calcaire et l'autre un massif granitique (acide). Imaginons maintenant que l'on caractérise la composition des eaux des deux affluents de la manière suivante : pour l'affluent calcaire, Ca = 70%, Mg = 25%, K = 5% et la force ionique =  $80 \mu\text{S cm}^{-1}$  ; et pour l'affluent acide, Ca = 40%, Mg = 15%, K = 45% et la force ionique =  $20 \mu\text{S cm}^{-1}$ . La force ionique reflétant la charge minérale des affluents, on peut donc l'assimiler à la quantification d'un flux. Intuitivement, nous anticiperons que le flux le plus intense, donc l'affluent calcaire, sera celui qui aura la plus grande incidence sur la composition des eaux du lac. Cette incidence se traduira par une plus grande similitude de la composition des eaux du lac avec celle de l'affluent calcaire qu'avec celle de l'affluent acide. Par exemple, la résolution mathématique de ce système :

$$Xb = Y$$



**Figure 2.5** Représentation de la composition du lac et des deux affluents dans un espace tridimensionnel.

où  $X$  est une matrice  $3 \times 2$  décrivant la composition des affluents et  $b$  un vecteur colonne donnant l'intensité relative des deux flux, montre effectivement que la composition des eaux du lac, soit le vecteur colonne  $Y$ , sera :  $Ca = 64\%$ ,  $Mg = 23\%$  et  $K = 13\%$ . À l'inverse, si nous connaissons  $X$  et  $Y$ , il est possible de trouver  $b$  :

$$(X'X)^{-1} X'Y = b$$

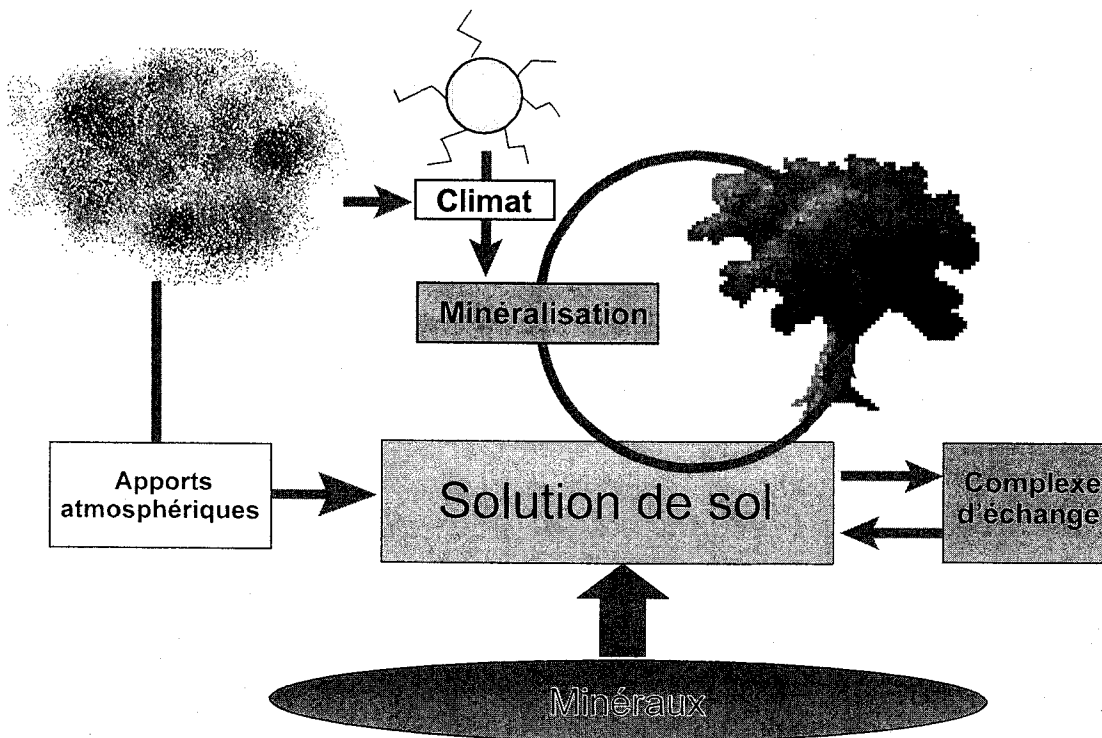
soit l'incidence relative de différents flux sur la composition d'un ensemble, laquelle traduit en quelque sorte la proximité des distributions source avec la distribution cible. Cette proximité est bien illustrée lorsqu'on les situe dans un espace tridimensionnel (figure 2.5).

Cette approche peut-être transposée au système sol-plante (figure 2.6). Si l'on considère la solution de sol comme réservoir, la composition de celle-ci devrait refléter la composition des principaux flux d'éléments dans l'écosystème forestier, à savoir : la minéralisation ou flux trophique, l'altération minérale et les apports atmosphériques. La composition du flux d'altération devrait donc expliquer une part significative de la variance observée dans la composition de la solution de sol et conséquemment, dans la composition du feuillage de l'érablière ; dans la mesure bien sur où cette dernière est expliquée par la première.

Par ailleurs, il nous apparaît probable que la composition et l'intensité du flux d'altération puissent être reliées à la composition géochimique du dépôt. La composition géochimique du dépôt est en effet un caractère permanent et déterminant de l'écosystème en regard de la nutrition de l'érablière. Elle est beaucoup plus facile à mesurer que le flux d'altération et peut servir de base à une typologie du statut nutritif de la forêt dans la mesure où elle peut être reliée au statut nutritif de la forêt.

## **2.5 But, hypothèses et approche méthodologique**

Le but de cette recherche est de comprendre comment la nature minérale du dépôt influence la nutrition de l'érablière et de se doter d'un outil pour le diagnostic des problèmes de nutrition dans l'érablière. L'approche proposée repose a priori sur la caractérisation de



**Figure 2.6** Les trois principaux flux d'éléments dans l'écosystème forestier : la minéralisation, l'altération minérale et les apports atmosphériques.



trois réservoirs : la matrice minérale du dépôt, la solution de sol et le feuillage. Elle s'appuie essentiellement sur trois hypothèses :

- 1) La composition de la solution de sol explique la composition du feuillage ;
- 2) La composition géochimique et la solubilité du dépôt explique une part significative de la variance observée dans :
  - a) La composition de la solution de sol ; et
  - b) La composition du feuillage.
- 3) L'incidence conjuguée du dépôt et des précipitations acides sur la composition de la solution de sol et la composition du feuillage présente un caractère additif.

Afin de vérifier ces hypothèses, nous avons dans un premier temps utilisé l'approche proposée par Aitchison (1983) pour caractériser la composition géochimique et la solubilité du dépôt et la composition de la solution de sol dans 14 érablières du Québec méridional présentant un contraste au niveau de la géologie régionale. Pour le feuillage, nous avons calculé les indices CND à partir des données publiées par Lozano et Huynh (1989) de manière à tenir compte des connaissances acquises à ce jour sur l'équilibre "idéal" en éléments majeurs pour l'érable.

L'emploi du "Compositional Data Analysis (CDA)" pour effectuer ce travail est justifié à plusieurs égards. Rappelons que le CDA propose la transformation logarithmique des proportions redimensionnées par rapport à leur moyenne géométrique afin de rendre compatible avec l'analyse en composantes principales (ACP) les données sur la composition d'un objet. L'analyse en composantes principales offre en effet de multiples avantages. Elle permet d'extraire les tendances les plus marquantes et d'éliminer les effets marginaux qui nuisent à la perception globale des faits (Escofier et Pagès 1988). Elle permet également la représentation d'un objet dans un espace euclidien limité à deux ou trois dimensions, ce qui facilite notre appréhension du "portrait global" de la situation. Il est aussi possible d'apprécier objectivement la distance entre deux objets et de repérer rapidement les objets présentant un haut niveau de similitude (e.g. figure 2.5). Les propriétés de l'ACP en font un puissant outil de caractérisation et de synthèse nous permettant de mettre en évidence les principaux facteurs de variance dans la composition d'un objet et d'identifier les éléments qui y sont associés. L'approche CDA a été utilisée

à profit pour caractériser la composition de matériel minéral (Aitchinson 1983), végétal (Parent *et al.* 1993 ; Parent *et al.* 1994) et pour le complexe d'échange (Ouimet et Camiré 1995). L'approche a été utilisée pour la caractérisation de la solution de sol (Parent *et al.* 1997) mais les propriétés de celle-ci n'ont pas été reliées au rendement ni au statut nutritif de la culture. L'approche a cependant été appliquée à la solution nutritive pour expliquer le statut nutritif de la tomate (Lopez *et al.* 2002).

Compte tenu de la variabilité spatiale importante en forêt et afin de mettre en évidence le caractère distinctif des variables mesurées, nous avons dans un deuxième temps soumis les coordonnées factorielles à une analyse de variance (MANOVA) pour chacun des réservoirs caractérisés. Les paramètres mesurés et calculés doivent en effet nous permettre de distinguer les sites les uns des autres. L'exercice a également pour but de nous renseigner sur les dimensions et les variables responsables des différences significatives entre les sites.

Finalement, nous avons vérifié nos hypothèses par le biais d'analyses de corrélation et de régression multiple de type pas à pas appliquées aux coordonnées factorielles calculées pour chacun des réservoirs caractérisés. Considérant l'effet probable des précipitations acides sur le statut nutritif de l'érablière et puisque l'effet de différents flux sur la composition d'un réservoir est additif, nous avons inclus dans les modèles de régression la charge atmosphérique acide telle que traduite par les quantités de sulfates et d'oxydes d'azote reçu annuellement par l'écosystème.

## **2.6 Objectifs généraux et présentation de la partie expérimentale de la thèse**

La partie expérimentale de la thèse est constituée de quatre chapitres. Le chapitre trois est consacré à la description des sites retenus pour cette étude. Les trois suivants sont consacrés à la vérification des hypothèses et à la réalisation des objectifs de la thèse.

Le premier objectif de ce travail a été de développer une approche pour obtenir une information juste et pertinente sur la solution de sol afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle la composition de la solution de sol explique la composition du feuillage dans l'érablière. Le chapitre IV présente donc une évaluation de la qualité de l'information

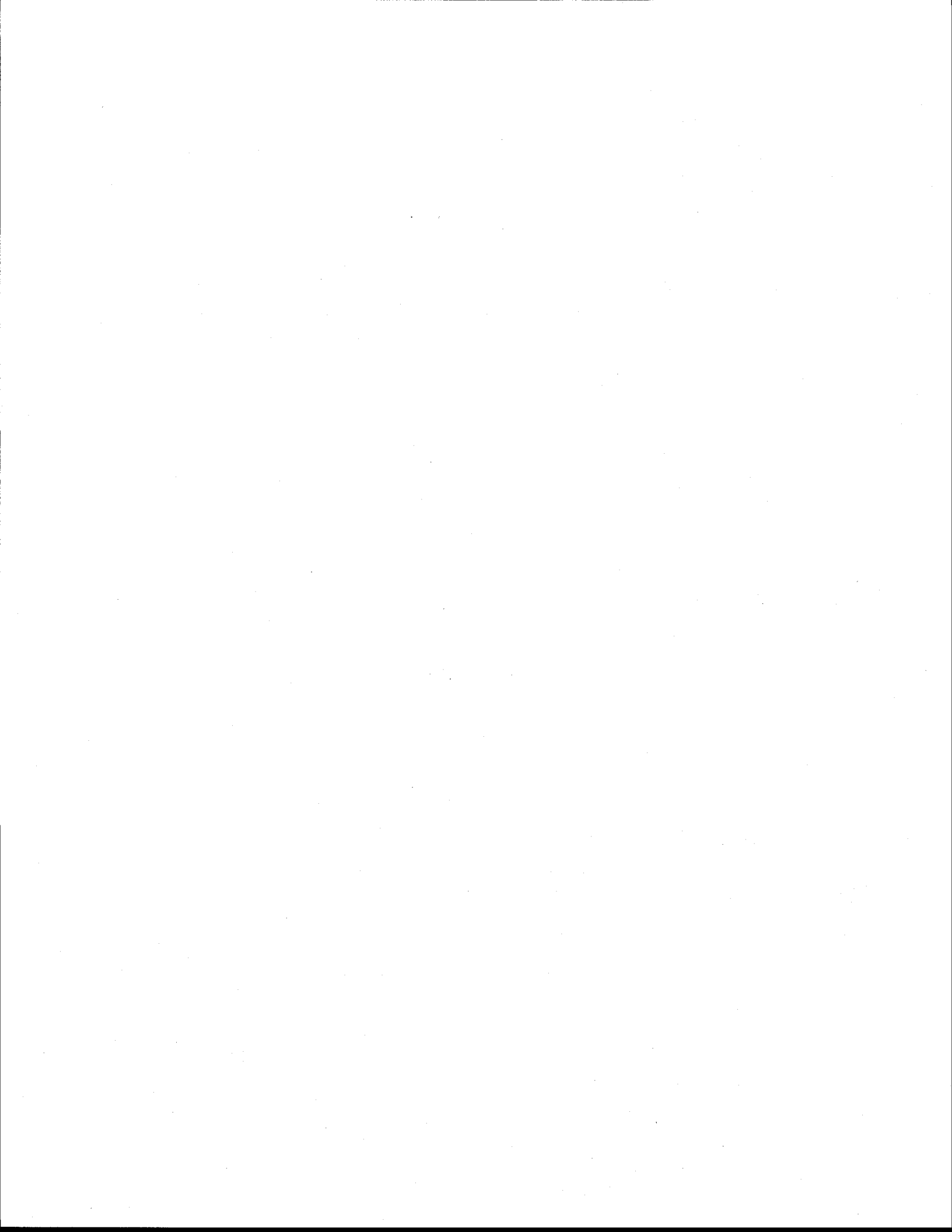
pouvant être obtenue par le biais des extraits de sol saturé à l'eau (ES) concernant la solubilité des cations majeurs (H Al K Ca Mg) dans le sol. Le choix d'extraits saturés pour obtenir de l'information sur la solution de sol permet de contourner les difficultés inhérentes aux faibles taux d'humidité du sol (Marquis et Camiré 1994 ; Marquis 1993) et d'assouplir considérablement la campagne d'échantillonnage.

Le chapitre V a pour but de vérifier l'hypothèse selon laquelle la composition de la solution de sol explique la composition du feuillage dans l'érablière. Ce chapitre poursuit en outre les objectifs suivants :

- 1) Caractériser le statut nutritif des érablières étudiées ;
- 2) Évaluer le potentiel diagnostique des extraits de sol saturé à l'eau ; et
- 3) Valider l'approche pour la caractérisation du statut nutritif des forêts

Le chapitre VI a pour but de vérifier les deuxième et troisième hypothèses et d'examiner comment les propriétés minérales du dépôt affectent la composition de la solution de sol et la nutrition de l'érable. Ce chapitre poursuit les objectifs suivants :

- 1) Caractériser le dépôt du point de vue de la minéralogie, de la géochimie et de la solubilité des cations basiques ;
- 2) Expliquer la composition de la solution de sol et du feuillage de l'érable à partir de la composition géochimique du dépôt et des données disponibles sur les précipitations acides ; et
- 3) Jeter les bases d'une typologie du statut nutritif de la forêt pouvant servir à la gestion du risque associé à l'impact des activités anthropiques sur la santé et la productivité de l'écosystème forestier.



## Chapitre III

### Contexte et objet d'étude

#### **3.1 Contexte**

Trois grandes formations géologiques composent le sous-sol québécois : le Bouclier canadien, les basses terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Ces formations, de par leur nature, ont influencé la composition minéralogique et texturale des dépôts mis en place lors de la dernière glaciation et, subséquemment, l'évolution des sols et la nutrition des espèces végétales. Datant de l'ère précambrienne, le bouclier canadien couvre 92% du territoire québécois. Il se compose de quatre provinces tectoniques, soit les provinces du Lac-Supérieur, de Churchill, de Nain et de Grenville. La province de Grenville supporte la majeure partie de la forêt commerciale du Québec. Elle est constituée en majeure partie de roches métamorphisées et de grands complexes d'anorthosite accompagnés de métasédiments, de métavolcaniques, de roches ignées (granites, diotites, syénites, gabbros), d'orthogneiss et de masses pegmatiques (Landry et Mercier 1984). Les basses terres du Saint-Laurent forment une plaine composée de roches sédimentaires (grès, dolomie, calcaire et shale) mises en place au paléozoïque inférieur. Datant également du Paléozoïque, les Appalaches sont formées de roches sédimentaires et volcaniques ayant subi un métamorphisme qualifié de faible à moyen. Cette formation est fortement plissée et déversée et présente des intrusions de magmas de diverses compositions.

Le domaine de la forêt feuillue du Québec occupe la partie sud de la province de Grenville, la majeure partie des Appalaches et la quasi-totalité de la plaine du Saint-Laurent. L'érable à sucre est l'essence dominante. C'est une essence de valeur recherchée pour la qualité de son bois d'oeuvre et la production sucrière. La forêt feuillue génère des retombés économiques importante au Québec. Elle occupe une part importante de la forêt privée et procure un revenu d'appoint pour nombre de cultivateurs. Elle est également un lieu important de villégiature.

La forêt feuillue du Québec méridionale se divise en trois grands domaines : l'érablière à caryer cordiforme, l'érablière à tilleul et l'érablière à bouleau jaune (Grondin 1997). Le

domaine de l'érablière à caryer occupe la plaine du sud-ouest, là où les argiles et les limons de la mer de Champlain recouvrent les formations primaires et les tills. Le domaine de l'érablière à tilleul se retrouve principalement au sud-est de la province sur les plissements appalachiens des Cantons de l'Est, sur les piedmonts du plateau laurentien et dans la plaine du Saint-Laurent où il succède graduellement à l'érablière à caryer au nord de Trois-Rivières. Le domaine de l'érablière à bouleau jaune se retrouve à la marge septentrionale de l'aire de distribution de l'érable à sucre. Il occupe une large bande sur les basses Laurentides, insérée entre l'érablière à tilleul et la sapinière ; la rive sud à partir des comtés de Baucé-Mégantic jusqu'à Rimouski et finalement ; l'enclave du Saguenay-Lac-Saint-Jean.

Vers la fin des années 70, du dépérissement a été observé dans les érablières de la Beauce. Au cours de la décennie suivante, ce dépérissement prenait une ampleur considérable et s'étendait à toute la forêt feuillue du Québec. Devant l'inquiétude de l'industrie acéricole et considérant l'importance de la forêt dans l'économie du Québec, les ministères et les organismes impliqués dans la recherche et la gestion des forêts mobilisaient passablement de ressources pour tenter d'expliquer et d'enrayer ce phénomène. C'est dans cette foulée que le Ministère des Richesses Naturelles du Québec (MNRQ) établissait graduellement, à partir de 1986, un Réseau de Surveillance des Écosystèmes Forestiers (RESEF). Ce réseau a pour objectifs "de fournir des données de référence essentielles à toute analyse comparative, de suivre la dynamique à long terme des écosystèmes, d'évaluer les changements climatiques et leur importance dans l'évolution des écosystèmes forestiers et d'analyser les facteurs de stress naturels et anthropiques en fonction des critères écologiques" (Gagnon *et al.* 1994). Ce réseau est composé de 31 places d'étude installées dans les principaux écosystèmes du Québec, dont 16 dans des érablières.

### **3.2 Les sites de l'étude**

Les travaux effectués dans le cadre de ce projet ont porté sur 14 érablières dont 13 font partie du réseau de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec (RESEF). La station expérimentale de Norberville (STN) (comté d'Arthabaska) appartenant au MAPAQ fait également partie de l'étude. Ce choix est justifié en grande partie par la

disponibilité de données pour ces sites, notamment en ce qui a trait à la composition élémentaire du feuillage, et par la disponibilité d'échantillons de sol provenant de l'horizon C. Le lecteur trouvera dans Gagnon *et al.* (1994) une description détaillée des sites du RÉSEF.

Les sites du RÉSEF faisant partie de l'étude (figure 3.1) sont les érablières de : Duchesnay (DUC), Saint-Hilaire de Dorset (STH), Notre-Dame du Rosaire (NDR), Saint-Faustin (STF), Tingwick (TWK), Parc de la Gatineau (GAT), Mont-Orford (ORF), La Patrie (LPT), Auclair (AUC), Lac de l'Est (LDE), Ouimet (OUI), Saint-Paulin (STP) et Rivière-Éternité (RE). Six de ces sites sont dans un environnement géologique igné. Les sites DUC, GAT, STF, STP et RE sont dans la province tectonique de Grenville. La nature de la géologie régionale pour chacun des sites est précisée au tableau 3.1. Le site ORF est situé au pied du mont Orford en Estrie. La géologie de la région est dominée par des complexes ophiolitiques et des volcanites. Les autres sites sont situés sur le plateau appalachien. Les dépôts ont pour principale origine de la roche sédimentaire plus ou moins métamorphisée et reposent sur des formations de nature fort variée, allant du conglomérats au schiste en passant par l'ardoise, la phyllite et la quartzite.

La majorité des érablières appartient au domaine de l'érablière à bouleau jaune (tableau 3.2). Les sites GAT et STN où l'on retrouve deux érablières à tilleul, font exception. La majorité des sols sont des podzols développés dans des tills de minces à épais et le drainage varie de modéré à bon (tableau 3.2). Le site de la Rivière-Éternité est situé sur une terrasse de kame et le sol du site ORF est un brunisol dystrique. Le site du MAPAQ est une érablière mature (150 ans) située sur un dépôt d'alluvion ancien de 60 cm d'épaisseur recouvrant une formation de schiste et de grès dolomitique. La strate arborescente est composée à 95% d'érables à sucre accompagnés du tilleul, du hêtre et de l'épinette blanche. Le sol est un podzol humo-ferrique sombrique et le drainage est bon à rapide.

Les quantités moyennes de soufre et d'azote reçues annuellement pour chacune des stations pour les années 1990 à 1992 sont données au tableau 3.3. Le tableau donne également une évaluation de la sévérité du dépérissement effectuée pour six ans d'observation, soit entre 1988 et 1993.

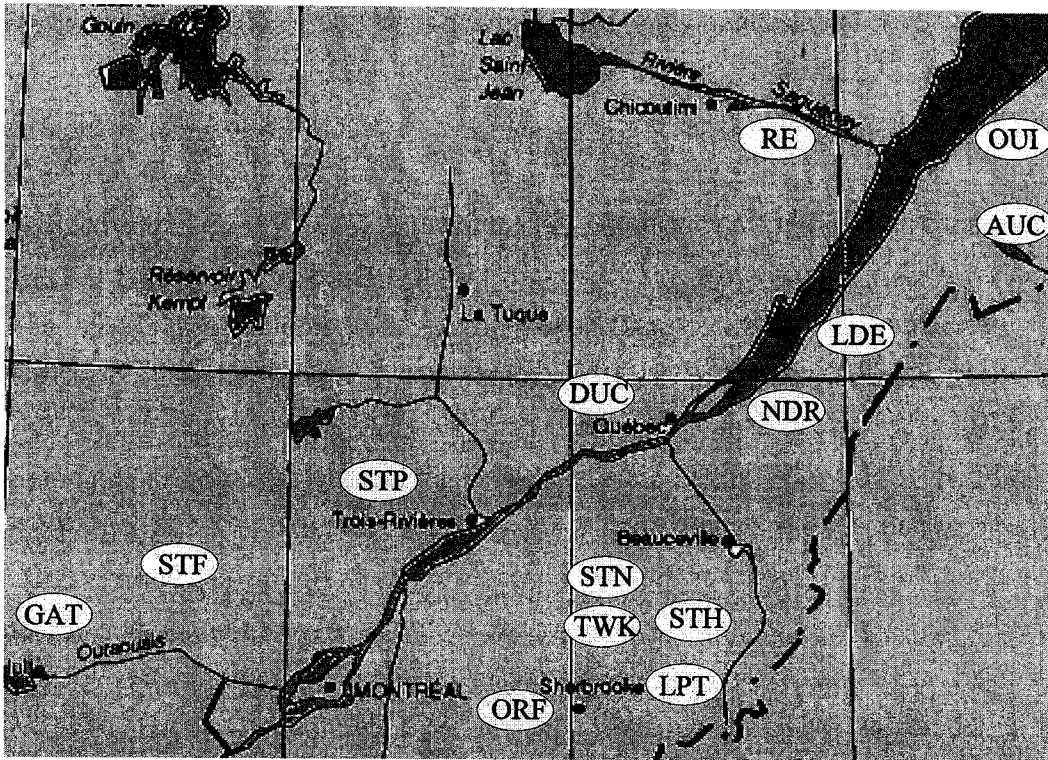


Figure 3.1 Localisation des sites de l'étude



**Tableau 3.1** Localisation de sites et nature de la géologie régionale pour les sites étudiés (Gagnon *et al.* 1994)

ID	Localisation	Coordonnées	Nature de la géologie régionale
AUC	Auclair	47°44'40"N 68°42'00"O	Shale, grès et conglomérat
DUC	Duchesney	46°57'33"N 71°40'25"O	Complexe gneissique, gneiss associés, amphibolites
GAT	Gatineau (belvédère)	45°31'25"N 75°55'30"O	Syénite, granite avec pegmatite
LDE	Lac de l'est	47°14'57"N 69°34'25"O	Shale contenant localement des interlits de conglomérat, de calcaire, d'orthoquartzite et de grès feldspathique
LPT	La Patrie	45°22'38"N 71°14'47"O	Grès, shale et ardoise
NDR	Notre-Dame-du-Rosaire	46°51'48"N 70°27'30"O	Assemblage de grès feldspathique, d'ardoise verte et rouge et de roches métavolcaniques basiques
ORF	Orford	45°21'07"N 72°14'20"O	Complexes ophiolitiques et volcanites
OUI	Ouimet	48°17'10"N 68°04'45"O	Assemblage sédimentaire marin et volcanites
RE	Rivière-Éternité	48°17'17"N 70°21'11"O	Mangérite cristallin
STF	Saint-Faustin	46°03'00"N 74°28'10"O	Gabbro anorthosique et gabbro
STH	Saint-Hilaire-de-Dorset	45°49'08"N 70°51'07"O	Grès, shale et ardoise
STN	Norberville	46°03'N 71°55'O	Formation de schiste et de grès dolomitique
STP	Saint-Paulin	46°27'48"N 73°04'00"O	Anorthosite, anorthosite gabroïque
TWK	Tingwick	45°54'34"N 71°56'35"O	Phyllade et schiste ou quartzite

**Tableau 3.2** Principales caractéristiques des places d'étude (Gagnon *et al.* 1994)

ID	Type de peuplement <sup>z</sup>	Âge (années)	Dépôt	Drainage	Humus	Sol <sup>y</sup>
AUC	ErBjHg	70-180	Till épais	Modéré	Mor	Phfo
DUC	ErBj	85-130	Till épais	Modéré	Moder	Phfd
GAT	ErTa	75	Till épais	Modéré	Mull	Phfo
LDE	ErBj	70-125	Till mince	Modéré	Moder	Phfo
LPT	ErBjHg	80	Till épais	Modéré	Mor	Phfo
NDR	ErBjHg	65-130	Till mince	Modéré	Mor	Phfo
ORF	ErBjTa	80	Till épais	Modéré à imparfait	Moder	Bdg
OUI	ErBj	75-130	Till épais	Modéré	Moder	Phfo
RE	ErBjErr	85-220	Terrasse de kame	Bon	Mor	Phfo
STF	ErBjHg	80-125	Till mince	Modéré	Moder	Phfo
STH	ErBj	65-120	Till mince	Modéré	Mor	Phfo
STN	ErTa	150	Alluvions	Bon	Mull	Phfs
STP	ErBjHg	75-110	Till épais	Bon	Mor	Phfo
TWK	ErBjHg	60-120	Till mince	Modéré	Moder	Phfo

- <sup>z</sup> ErBj : érablière à bouleau jaune  
 ErBjHg : érablière à bouleau jaune et à hêtre à grandes feuilles  
 ErTa : érablière à tilleul d'Amérique  
 ErBjErr : érablière à bouleau jaune et à érable rouge
- <sup>y</sup> Phfd : podzol humo-ferrique durique  
 Phfo : podzol humo-ferrique orthique  
 Bdg : brunisol dystrique gleyifié  
 Phfs : podzol humo-ferrique sombrigue

**Tableau 3.3** Dépôts humides<sup>z</sup> en oxydes nitreux et en sulfate (kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) et sévérité du dépérissement (%) (source : Gagnon *et al.* 1994)

	AUC	DUC	GAT	LDE	LPT	NDR	ORF	OUI	RE	STF	STH	STN	STP	TWK
NOx	9	30	23	16	20	19	21	12	8	20	15	20	16	20
SO <sub>4</sub>	12	36	28	20	24	24	24	14	12	23	17	21	19	21
Total	21	66	50	36	44	42	45	26	20	42	32	41	35	41
Dépérissement <sup>y</sup>	6	16	8	9	11	13	9	2	6	9	10	ND	6	7

<sup>z</sup> : Valeurs moyennes pour trois années d'échantillonnage effectuées entre 1988 et 1992 ; <sup>y</sup> : moyenne effectuée pour les années 1988 à 1993.



## Chapitre IV

### Distribution des cations basiques et de l'aluminium dans la solution de sol de l'horizon humifère d'une érablière fertilisée : représentativité des extraits de sol saturé à l'eau

L'une des principales difficultés relatives à l'étude de la solution de sol est sans aucun doute son isolement de la phase solide. Au cours des dernières décennies, plusieurs approches ont été développées pour obtenir de l'information sur la solution de sol, chacune d'entre elles offrant un compromis entre la représentativité et la commodité. Les méthodes lysimétriques présentent l'avantage d'obtenir la solution de sol *in situ*. Elles sont cependant laborieuses et peu efficaces pour les horizons de surface (Litaor 1988) et peu adaptées à un échantillonnage extensif. Comme alternative, les extractions effectuées en laboratoire sur des prélèvements de sol sont moins coûteuses en terme d'effort et de temps. À cet effet, différentes techniques peuvent être utilisées pour extraire la solution à partir d'un échantillon de sol. Le déplacement de la solution de sol d'une colonne de sol à l'aide d'un liquide miscible à l'eau (Nelson et Faber 1986 ; Wolt et Graveel 1986 ; Faber et Nelson 1984 ; van Praag et Weissen 1984 ; Adams *et al.* 1980 ; Benians *et al.* 1977 ; Parker 1921), le déplacement à l'aide d'un liquide non miscible à l'eau, combiné à la centrifugation (Kinniburgh et Miles 1983 ; Whelan et Barrow 1980 ; Mubarak et Olsen 1976), et la centrifugation avec un récipient à double fond (Gillman 1976 ; Davies et Davies 1963) sont celles qui ont montré les résultats les plus intéressants pour extraire la solution de sol à des teneurs en eau ordinairement rencontrées au champ (Marquis 1993). Les solutions recueillies par ces trois méthodes sont comparables quant à leur qualité (Elkhatib *et al.* 1987 ; Adams *et al.* 1980). La centrifugation à double fond est cependant mieux adaptée aux analyses de routine, bien qu'elle puisse être inadéquate pour les sols présentant de fortes teneurs en argile (Marquis 1993).

Le retrait d'un échantillon de sol de son milieu provoque inévitablement des changements dans la respiration et le potentiel redox de celui-ci (Bartlett et James 1980), pouvant altérer significativement la composition de la solution de sol (Ross et Bartlett 1990 ; Edmeades *et al.* 1985). Bien que la réfrigération puisse minimiser l'activité biologique responsable de ces changements (Carlson *et al.* 1971), il est préférable

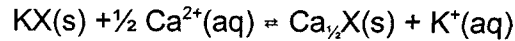
d'extraire la solution de sol aussi rapidement que possible après l'échantillonnage (Jones et Edward 1993 ; Edmeades *et al.* 1985).

Ce faisant, le recours à des techniques de conservation comme le séchage et la congélation est parfois nécessaire pour répondre à des contraintes d'ordre logistique. Ces techniques ont toutefois une incidence sur la solution de sol extraite a posteriori. Suite à la congélation, des augmentations significatives des quantités de Al, Na,  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, P et C.O. en solution ont été rapportées dans la littérature (Walworth 1992 ; Ross et Bartlett 1990 ; Marc 1963 ; Marc et Barber 1960). Le séchage des échantillons de sol impose des changements importants à la chimie du sol aussi bien au niveau des éléments échangeables que de la solution de sol (Ross *et al.* 1994 ; Walworth 1992 ; Qian et Wolt 1990 ; Menzies et Bell 1988 ; Bartlett et James 1980 ; Bartlett et James 1979 ; Raveh et Avnimelech 1978 ; Nelson 1977). Une analyse détaillée de la littérature suggère que la nature de ces changements soit liée aux propriétés originales du sol (Marquis 1993).

Une autre difficulté rencontrée lors de l'extraction de la solution de sol à partir d'échantillon, concerne le faible contenu en eau dans le sol. Des volumes de sol considérables sont parfois nécessaires pour obtenir suffisamment de solution pour une caractérisation adéquate. L'ajout d'eau déminéralisée aux échantillons de sol frais permet de contourner cette difficulté. Toutefois, le choix d'un taux d'humidité ou d'un ratio sol/eau, influence substantiellement les teneurs en solution (Jones et Edwards 1993 ; Menzies et Bell 1988 ; Edmeades *et al.* 1985 ; Rhoades 1978/1982 ; Ulrich et Khanna 1972 ; Sonneveld et van Den Ende 1971 ; Khasawneh et Adams 1967 ; Eaton *et al.* 1960 ; Reitemeier 1946).

L'ajout d'eau à un échantillon de sol a cependant moins d'effet sur la distribution des éléments que sur leur concentration. D'une part, la simple dilution d'une solution ne cause pas de changement dans la composition lorsque celle-ci est exprimée en terme de fraction molaire ; le vecteur  $\vec{c}$  (cf. équation 2.6) demeure intact. D'autre part, dans le cas d'une solution en équilibre avec le complexe d'échange, ce qui est généralement le cas dans le sol acide et riche en matière organique des forêts, les changements dans la solution suivent la loi des ratios de Schofield (Khasawneh & Adams 1967 ; Le Roux et Sumner

1967). On peut effectivement démontrer que certaines expressions que nous appellerons "ratios d'équilibre" demeurent constantes suite à l'ajout d'eau. Prenons par exemple la réaction suivante :



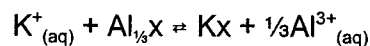
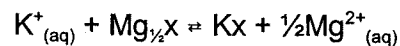
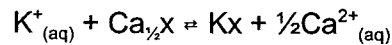
on a comme constante d'équilibre :

$$Cte = \frac{(Ca_{\frac{1}{2}}X)(K^+)}{(KX)(Ca^{2+})^{\frac{1}{2}}}$$

où  $(Ca_{\frac{1}{2}}X)$  est l'activité de Ca sur le complexe d'échange et  $(Ca^{2+})$  est l'activité de Ca dans la solution de sol. Si l'on postule que les changements imposés à l'activité de la phase solide par la dilution demeurent négligeables, le ratio

$$\frac{(K)}{(Ca^{2+})^{\frac{1}{2}}}$$

qui est l'expression du ratio de Shofield, doit nécessairement demeurer constant afin de satisfaire l'équilibre. Il est par ailleurs possible d'étendre cette relation à un ensemble de cations. Prenons par exemple le système quaternaire suivant :



L'équilibre entre K, Ca, Mg et Al peut-être défini à l'aide de trois constantes d'équilibre :

$$Cte_1 = \frac{(KX) (Ca^{2+})^{\frac{1}{2}}}{(Ca_{\frac{1}{2}}X) (K^+)}$$

$$Cte_2 = \frac{(KX) (Mg^{2+})^{\frac{1}{2}}}{(Mg_{\frac{1}{2}}X) (K^+)}$$

$$Cte_3 = \frac{(KX) (Al^{3+})^{\frac{1}{3}}}{(Al_{\frac{1}{3}}X) (K^+)}$$

où les valeurs entre parenthèses représentent l'activité des éléments sur le complexe d'échange et en solution. En transformant les équations, on obtient :

$$\frac{Cte_1 (Ca_{1/2} X)}{(Kx)} = \frac{(Ca^{2+})^{1/2}}{(K^+)}$$

$$\frac{Cte_2 (Mg_{1/2} X)}{(Kx)} = \frac{(Mg^{2+})^{1/2}}{(K^+)}$$

$$\frac{Cte_3 (Al_{1/6} X)}{(Kx)} = \frac{(Al^{3+})^{1/6}}{(K^+)}$$

Si on additionne les trois équations, on obtient

$$\frac{Cte_1 (Ca_{1/2} X) + Cte_2 (Mg_{1/2} X) + Cte_3 (Al_{1/6} X)}{(Kx)} = \frac{(Ca^{2+})^{1/2} + (Mg^{2+})^{1/2} + (Al^{3+})^{1/6}}{(K^+)}$$

Si on considère négligeable l'effet de la dilution sur l'activité des éléments sur le complexe d'échange, l'expression

$$\frac{(K^+)}{(Ca^{2+})^{1/2} + (Mg^{2+})^{1/2} + (Al^{3+})^{1/6}}$$

devrait rester constante à la dilution. De la même manière, on peut démontrer que les expressions

$$\frac{(Al^{3+})^{1/6}}{(Ca^{2+})^{1/2} + (Mg^{2+})^{1/2} + (K^+)}$$

$$\frac{(Mg^{2+})^{1/2}}{(Ca^{2+})^{1/2} + (K^+) + (Al^{3+})^{1/6}} \text{ et}$$

$$\frac{(Ca^{2+})^{1/2}}{(K^+) + (Mg^{2+})^{1/2} + (Al^{3+})^{1/6}}$$

demeurent constantes à la dilution. Tel que stipulé plus haut, cette relation n'est valide que lorsque la solution de sol est sous le contrôle du complexe d'échange. Il convient donc d'éviter les dilutions excessives, lesquelles peuvent engendrer des biais importants en raison de la peptisation, de l'hydrolyse et de la dissolution excessive de certains sels (Rhoades 1982 ; Sonneveld et van Den Ende 1971). Lors d'une expérimentation, Ulrich et Khana (1972) ont démontré que ce contrôle s'exerçait jusqu'à un taux d'humidité de 0,6 à 0,8 mL g<sup>-1</sup> de sol. Ce taux d'humidité est ordinairement supérieur aux valeurs observées



pour un sol saturé. Les techniques de saturation par capillarité (Marquis et Camiré 1994 ; Longenecker et Lyerly 1964) sont de ce fait une approche intéressante pour juger de la disponibilité relative des nutriments puisque les teneurs en eau sont inférieures à celles données par Ulrich et Khana (1972). Par ailleurs, la simple dilution d'une solution n'a pas d'incidence sur la présence relative des éléments en solution. Des expressions telles que la fraction molaire, le ratio d'activité et le ratio d'équilibre dans les extraits de sol saturé à l'eau devraient donc être représentatives de la mise en disponibilité relative des nutriments pour la végétation. Cette technique s'est montrée utile pour suivre les effets de la fertilisation sur la solution de sol d'une érablière et traduire les inter-relations entre les éléments solubles dans le sol (Marquis et Camiré 1994). La représentativité de la méthode au niveau de la distribution des éléments dans la solution de sol n'a toutefois pu être clairement mise en évidence.

Le but de ce travail est d'évaluer la qualité de l'information obtenue à partir d'extraits de sol saturé à l'eau pratiqués sur : 1) des échantillons de sol frais (solution diluée) ; ou 2) des échantillons de sol séchés et tamisés (solution reconstituée), pour l'appréciation de la disponibilité relative des cations basiques Ca, Mg et K pour la végétation et de la toxicité de Al. Ces deux types d'extraits sont comparés à la solution de sol obtenue par la centrifugation d'échantillons de sol frais (solution *in vivo*) et aux éléments échangeables. Des modèles de régression permettant de prédire la distribution des cations dans la solution *in vivo* à partir de celle observée dans la solution diluée ou reconstituée sont présentés.

#### **4.1 Matériel et méthodes**

##### *Le site*

Le site de l'étude est une érablière à tilleul âgée de 90 ans située à Norberville au Québec (46°03'N, 71°55'W ; 15-20 m d'altitude). La strate arborescente est composée à 95% par l'érable à sucre (*Acer saccharum*), accompagné du tilleul (*Tilia americana*), du hêtre (*Fagus grandifolia*), de la pruche (*Tsuga canadensis*) et de l'épinette blanche (*Picea glauca*). La topographie est unie à légèrement ondulée et le drainage est bon à rapide. Le matériel originel est constitué d'alluvions de texture de sable loameux (5% d'argile et 19% de limon) de 60 cm d'épaisseur recouvrant une formation de grès et de schistes

dolomitiques. Le sol est un podzol humo-ferrique sombrique avec un Mull médium de 10 cm d'épaisseur. Les caractéristiques physico-chimiques du Ahe sont : un pH au  $\text{CaCl}_2$  de 4,0, une teneur en carbone organique de 3% et une capacité d'échange cationique (CEC) effective de  $10 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ , une saturation du complexe adsorbant avec Ca, Mg, K et Mn respectivement de 33,8%, 3,5%, 1,3% et 2,1%. Une description plus détaillée de la station est disponible dans Marquis et Camiré (1994).

#### *La fertilisation*

La fertilisation qui a servi de support à cette expérience, avait pour objectif de vérifier l'interaction entre K et P ajoutés au sol de cette érablière ( Marquis et Camiré 1994). La fertilisation a été effectuée le 2 novembre 1993. Vingt-sept parcelles de 1 x 1 m ont été délimitées. Trois niveaux de P (0, 75 et  $150 \text{ kg ha}^{-1}$  de superphosphate triple (TSP)) et trois niveaux de K (0, 150 et  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) ont été appliqués manuellement, seul ou en combinaison, pour un total de 9 traitements. Chaque traitement a été répété trois fois selon un dispositif factoriel complet entièrement aléatoire (Steel et Torrie 1980).

#### *L'échantillonnage*

L'horizon Ahe a été échantillonné le 6 juin 1994 au lendemain d'un événement pluvieux. Des carottes de sol ont été prélevées dans l'horizon Ahe à l'aide de tubes de polypropylène ( $\varnothing 5 \text{ cm}$ ), faisant également office de récipients pour l'extraction. Six échantillons ( $\approx 250 \text{ mL}$  chacun) ont ainsi été prélevés sur chacune des unités expérimentales. Cette approche a permis de préserver au mieux la structure initiale du sol. Un septième échantillon de l'horizon Ahe de chaque unité expérimentale a été prélevé à l'aide d'une sonde emporte-pièce et placé dans un sac de plastique. Les échantillons de sol ont été entreposés dans une glacière jusqu'à leur traitement le soir même.

#### *L'extraction de la solution de sol*

L'extraction des solutions s'est faite par centrifugation ( $670 \text{ g} \times 30 \text{ min}$ )(Gillman 1976). Les solutions ont ensuite été congelées jusqu'à leur analyse. Trois types d'extraction ont été pratiqués, soit : 1) un extrait de la solution de sol altérée au minimum (solution *in vivo*) ; 2) un extrait de sol saturé à l'eau pratiqué sur l'échantillon frais (solution diluée) ; et 3) un

extrait de sol saturé à l'eau pratiqué sur l'échantillon séché et tamisé (solution reconstituée).

#### La solution *in vivo*

L'extraction *in vivo* a été pratiquée sur quatre des six échantillons prélevés à l'aide de tubes de polypropylène, entre 2 et 6 heures après leur prélèvement. Un échantillon composite de la solution obtenue a été formé pour chacune des unités expérimentales.

#### La solution diluée

Deux échantillons sélectionnés au hasard parmi les six échantillons prélevés à l'aide de tubes de polypropylène dans chacune des unités expérimentales, ont été saturés par capillarité avec de l'eau déionisée (Longenecker et Lyerly 1964). Ils ont ensuite été entreposés à 4°C pour la nuit de manière à limiter l'activité biologique et afin de permettre l'égouttement du surplus d'eau, ainsi que l'équilibre entre les phases liquide et solide du sol. L'extraction, suivie de la formation d'un échantillon composite, a eu lieu au matin.

#### La solution reconstituée

Les échantillons prélevés à l'aide d'une sonde emporte-pièce ont été séchés à l'air libre et tamisés à 2 mm, puis entreposés durant une semaine avant d'être réhydratés par capillarité. L'extraction de la solution a été effectuée après une nuit à l'équilibre telle que décrite précédemment.

#### Les analyses

Les éléments échangeables ont été extraits sur les sols séchés et tamisés à l'aide d'une solution saline 0,1 M de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  et 0,1 M de  $\text{BaCl}_2$  (Gillman et Sumner 1987) et dosés par spectrométrie d'émission au plasma (ICP-AES). Le carbone organique des échantillons de sol (C.O.) a été titré après oxydation à l'acide sulfurique et au dichromate de potassium (Heanes 1984). Les volumes récoltés, le pH et la conductivité électrique des différents extraits ont été mesurés. Après la filtration des solutions à 0,45  $\mu\text{m}$ , les cations Ca, Mg, K et Al ont été dosés par ICP-AES.

### *Le traitement des données*

La force ionique ( $I$ ) des solutions a été calculée à l'aide de la conductivité électrique selon la relation donnée par Griffin et Jurinak (1973). Les coefficients d'activité ( $f_i$ ) ont été calculés selon l'équation de Davies et l'activité des éléments ( $a$ ) a été obtenue en multipliant la concentration molaire par le coefficient d'activité. Les fractions molaires et les ratios d'équilibre ont été calculés à partir de l'activité des ions respectifs tels qu'exprimés en mM. Le rapport bases/Al a été calculé par la sommation des activités de K, Ca et Mg divisée par les concentrations d'Al total dans la solution de sol.

### *Analyses statistiques*

Des analyses de corrélation ont été effectuées afin de comparer les concentrations d'éléments obtenues dans les solutions *in vivo*, diluées et reconstituées et les éléments échangeables. Des modèles de régression ont été élaborés afin de prédire les valeurs de fraction molaire et de ratio d'équilibre dans la solution de sol *in vivo* à partir des données obtenues sur la solution diluée ou de la solution reconstituée. Les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft 1997)

## **4.2 Résultats**

### *Effets du type d'extraction sur les caractéristiques chimiques de la solution de sol*

L'ajout d'eau déionisée aux échantillons de sol frais a provoqué une diminution de moitié de la conductivité électrique des solutions (tableau 4.1). Celle-ci est principalement attribuable à une diminution des concentrations des ions majeurs K, Ca et Mg. Les concentrations de Al ainsi que le pH sont demeurés sensiblement les mêmes. L'ajout d'eau a eu pour effet d'augmenter la présence relative de Ca et de Mg au détriment de K, ce qui a provoqué une diminution de la fraction molaire et du ratio d'équilibre pour K et une augmentation de ces même variables pour Ca (tableau 4.1).

La reconstitution de la solution de sol à partir des échantillons séchés a provoqué une hausse de la conductivité électrique (tableau 4.1). Cette hausse est principalement attribuable à une forte augmentation des concentrations de Ca et Mg. Les concentrations de K et de Al ainsi que le pH ont légèrement baissé.

**Tableau 4.1** Valeurs moyennes<sup>z</sup> du pH, de la conductivité électrique ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), des concentrations ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), des volumes de solution récoltés (mL), des fractions molaires des éléments, des ratios d'équilibre et des ratios bases/Al pour les solutions *in vivo*, diluées et reconstituées.

	Solution <i>in vivo</i>			Solution diluée			Solution reconstituée		
	Moy.	Étendue	C.V. <sup>y</sup>	Moy.	Étendue	C.V.	Moy.	Étendue	C.V.
pH	6,5	5,3-7,4	6	6,6	5,6-7,5	6	6,1	5,2-7,3	7
Conductivité	85	54-168	35	42	21-78	32	133	75-200	26
Mg	53	29-76	25	34	18-52	24	137	74-262	29
Ca	260	146-529	36	186	102-469	41	716	362-1295	33
K	183	31-877	99	88	11-468	115	149	56-643	84
Al	16	8-28	35	15	5-30	46	13	1-45	87
Volume <sup>x</sup>	29	15-41	24	228	160-264	13	203	151-255	16
Fractions molaires <sup>w</sup>									
Mg	0,11	0,04-0,19	34	0,12	0,04-0,20	32	0,14	0,05-0,21	24
Ca	0,54	0,22-0,82	30	0,62	0,23-0,83	23	0,70	0,45-0,83	11
K	0,35	0,10-0,74	55	0,25	0,07-0,73	67	0,16	0,06-0,46	57
Ratios d'équilibre <sup>v</sup>									
Mg	0,35	0,16-0,49	23	0,37	0,20-0,51	21	0,38	0,21-0,51	17
Ca	1,35	0,47-2,59	34	1,68	0,61-2,51	25	1,66	0,81-2,26	19
K	0,27	0,04-1,18	98	0,15	0,02-0,84	120	0,13	0,05-0,55	81
Ratios bases/Al <sup>u</sup>									
Bases/Al	32,3	8-84	59	25,6	4-76	79	230,9	10-2537	209

z : n=27 y : Coefficient de variation = écart-type x 100 / moyenne x : pour approximativement 1 L de sol w : e.g. Ca / (Ca+Mg+K) v : e.g.  $\sqrt{\text{Ca}} / (\sqrt{\text{Mg}} + \text{K})$  u :  $\sum \text{bases} / \text{Al}$

### *Corrélations entre les valeurs de concentration dans les différents extraits*

Les concentrations en cations basiques et les valeurs de pH mesurées entre les différents extraits sont significativement corrélées les unes aux autres (tableau 4.2). Les meilleures corrélations ont toutefois été obtenues en comparant les solutions reconstituées et les éléments échangeables. Dans tous les cas, K est l'élément montrant les meilleurs coefficients de corrélation. Les coefficients de corrélation entre les variables des solutions *in vivo* et celles reconstituées sont plus faibles que ceux calculés entre les solutions *in vivo* et les solutions diluées, excepté pour le pH. Dans le cas de la conductivité, la relation entre la solution *in vivo* et les deux autres types d'extraits aqueux s'est avérée non significative. La conductivité des solutions *in vivo* s'est toutefois montrée significativement corrélée aux volumes de solution récoltés dans les extraits *in vivo* ( $r = -0,39$  ;  $p = 0,044$ ), à K échangeable ( $r = 0,39$  ;  $p = 0,043$ ) et aux concentrations de K dans les solutions *in vivo* ( $r = 0,65$  ;  $p < 0,001$ ), diluée ( $r = 0,43$  ;  $p = 0,021$ ) et reconstituée ( $r = 0,45$  ;  $p = 0,018$ ) ; cela suggère une incidence de la fertilisation au  $K_2SO_4$  et du taux initial d'humidité des échantillons sur ce paramètre.

### *Appréciation de la disponibilité relative in vivo de Mg, Ca et K à partir des solutions diluées*

Les modèles permettant de prédire les fractions molaires et les ratios d'équilibre des solutions *in vivo* à partir des solutions diluées sont présentés au tableau 4.3. Les relations les plus étroites ont été obtenues avec les ratios d'équilibre. Le modèle a permis d'expliquer 77, 55 et 84% de la variance observée respectivement pour Ca, Mg et K. L'utilisation des volumes de solution récoltés dans les extraits *in vivo* en tant que variable explicative, a permis d'améliorer substantiellement le pouvoir de prédiction des modèles à la fois pour les fractions molaires et les ratios d'équilibre (tableau 4.3b ; figure 4.1).

### *Appréciation de la disponibilité relative in vivo de Mg, Ca et K à partir des solutions reconstituées*

Les modèles élaborés à l'aide des solutions reconstituées se sont avérés de moindre qualité que ceux élaborés à partir des solutions diluées, particulièrement en ce qui a trait à Ca (tableau 4.4). Encore une fois, l'utilisation du volume récolté en tant que variable explicative a permis d'améliorer le pouvoir de prédiction des modèles. Les ratios d'équilibre ont aussi donné de meilleurs coefficients de détermination que les fractions molaires,

**Tableau 4.2** Corrélations entre les variables mesurées dans les solutions *in vivo*, diluées et reconstituées et les éléments échangeables.

	<i>In vivo</i> vs			Diluée vs		Reconstituée vs
	Diluée	Reconstituée	Échangeable	Reconstituée	Échangeable	Échangeable
pH	<b>0,64</b>	<b>0,70</b>	na <sup>z</sup>	<b>0,85</b>	na	na
Conductivité	0,30	0,03	na	<b>0,74</b>	na	na
Ca	<b>0,71</b>	<b>0,52</b>	<b>0,59</b>	<b>0,74</b>	<b>0,83</b>	<b>0,82</b>
Mg	<b>0,49</b>	<b>0,41</b>	0,34	<b>0,61</b>	<b>0,56</b>	<b>0,74</b>
K	<b>0,92</b>	<b>0,90</b>	<b>0,79</b>	<b>0,98</b>	<b>0,92</b>	<b>0,94</b>
Al	<b>0,64</b>	<b>0,61</b>	<b>0,50</b>	<b>0,72</b>	<b>0,51</b>	<b>0,87</b>

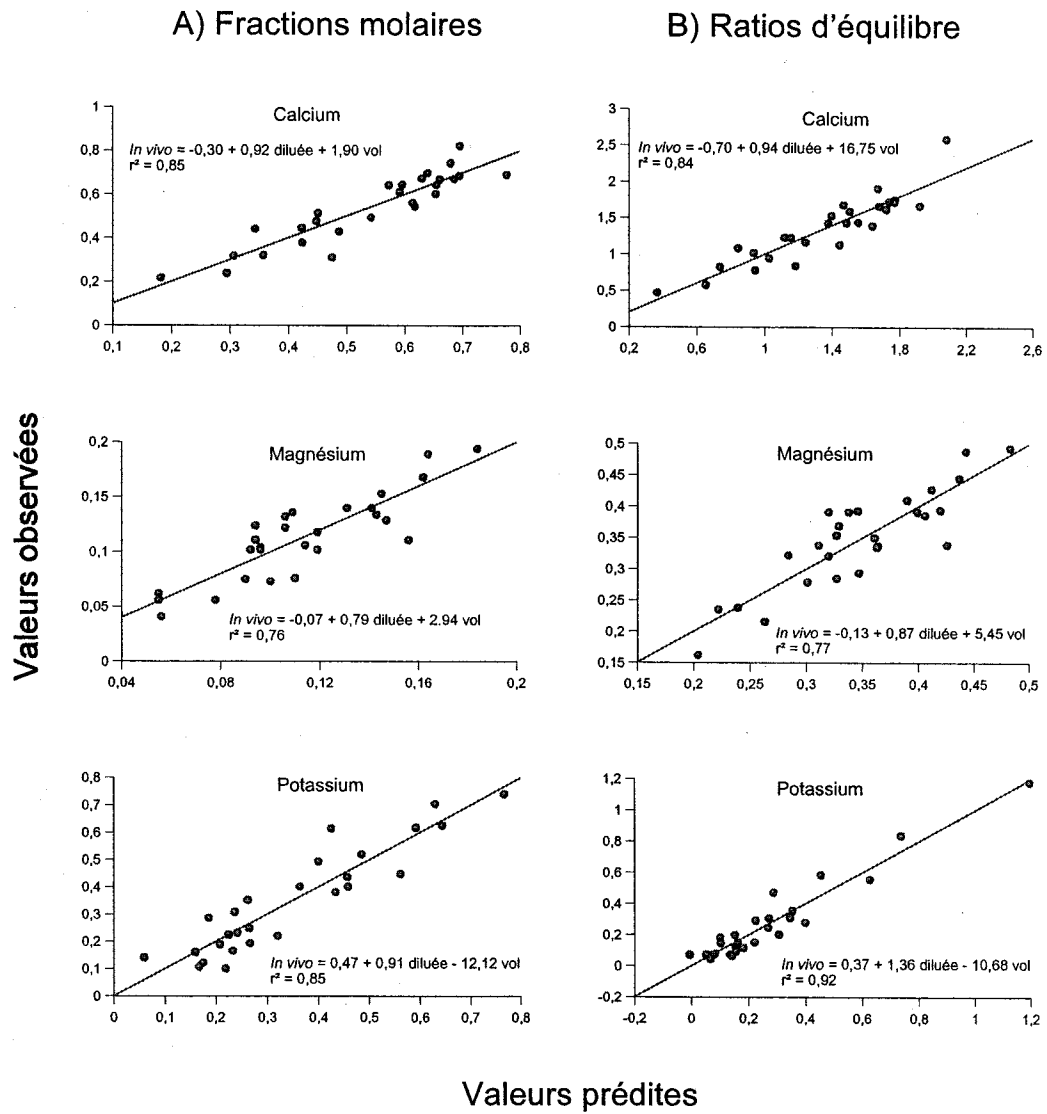
z : Non applicable; les valeurs en caractères gras sont significatives à 0.05

**Tableau 4.3** Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions *in vivo* à partir des valeurs respectives dans les solutions diluées

	<b>A : In vivo = b0 + b1 diluée + ε</b>			<b>B : In vivo = b0 + b1 diluée + b2 vol + ε</b>			
	b0	b1	r <sup>2</sup>	b0	b1	b2	r <sup>2</sup>
	Fractions molaires			Fractions molaires			
Ca	-0,06	<b>0,96<sup>z</sup></b>	<b>0,70</b>	<b>-0,30</b>	<b>0,92</b>	<b>1,90</b>	<b>0,85</b>
Mg	0,03	<b>0,70</b>	<b>0,49</b>	<b>-0,07</b>	<b>0,79</b>	<b>2,94</b>	<b>0,76</b>
K	<b>0,11</b>	<b>0,93</b>	<b>0,66</b>	<b>0,47</b>	<b>0,91</b>	<b>-12,12</b>	<b>0,85</b>
	Ratios d'équilibre			Ratios d'équilibre			
Ca	-0,28	<b>0,97</b>	<b>0,77</b>	<b>-0,70</b>	<b>0,94</b>	<b>16,75</b>	<b>0,84</b>
Mg	0,06	<b>0,76</b>	<b>0,55</b>	<b>-0,13</b>	<b>0,87</b>	<b>5,45</b>	<b>0,77</b>
K	<b>0,07</b>	<b>1,34</b>	<b>0,84</b>	<b>0,37</b>	<b>1,36</b>	<b>-10,68</b>	<b>0,92</b>

z : les valeurs en caractères gras sont significatives à 0.05





**Figure 4.1** Relations linéaires entre les valeurs observées et les valeurs prédites par les modèles de prédiction développés pour les fractions molaires (A) et les ratios d'équilibre (B) dans les solutions de sol *in vivo* à partir des informations obtenues des solution diluées et des volumes récoltées de solution *in vivo*.

**Tableau 4.4** Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions *in vivo* à partir des valeurs respectives dans les solutions reconstituées.

	A: In vivo = b0 + b1 reconstituée + ε			B: In vivo = b0 + b1 reconstituée + b2 vol + ε			
	b0	b1	r <sup>2</sup>	b0	b1	b2	r <sup>2</sup>
	Fractions molaires			Fractions molaires			
Ca	-0,43	<b>1,38<sup>z</sup></b>	<b>0,44</b>	<b>-0,54</b>	<b>1,22</b>	7,45	<b>0,54</b>
Mg	0,02	<b>0,63</b>	<b>0,29</b>	-0,10	<b>0,85</b>	<b>3,41</b>	<b>0,63</b>
K	0,11	<b>1,54</b>	<b>0,48</b>	<b>0,11</b>	<b>1,45</b>	<b>-11,14</b>	<b>0,63</b>
	Ratios d'équilibre			Ratios d'équilibre			
Ca	-0,23	<b>0,96</b>	<b>0,42</b>	-0,05	<b>0,88</b>	13,83	<b>0,46</b>
Mg	0,05	<b>0,77</b>	<b>0,41</b>	-0,21	<b>0,99</b>	<b>6,37</b>	<b>0,69</b>
K	<b>0,02</b>	<b>2,24</b>	<b>0,77</b>	<b>0,28</b>	<b>2,27</b>	<b>-10,49</b>	<b>0,85</b>

z : les valeurs en caractères gras sont significatives à 0.05

excepté pour Ca (tableau 4.4). On note toutefois que les valeurs de ratios calculées pour les solutions reconstituées sont davantage corrélées à celles des solutions diluées qu'à celles des solutions *in vivo* (tableau 4.5). La similitude au niveau du traitement des échantillons (taux d'humidité, temps et conditions d'équilibre) en est probablement la cause.

#### *Appréciation de la toxicité de l'aluminium à partir des solutions diluées et reconstituées*

Les valeurs du ratio bases/Al mesurées dans les solutions diluées sont inférieures à celles des solutions *in vivo*. Bien que ces valeurs soient linéairement corrélées ( $r = 0,79$ ), le modèle de régression élaboré afin de prédire les valeurs dans la solution *in vivo* à partir de celles dans la solution diluée (figure 4.2) est d'une utilité douteuse pour des valeurs de ratio avoisinant le seuil de toxicité ; l'ordonnée à l'origine est de 13,13 alors que le seuil de toxicité est de 1 (Joslin *et al.* 1988). Les valeurs de ratio calculées pour les solutions reconstituées sont beaucoup plus élevées que dans les deux autres types d'extraits (tableau 4.1). Elles sont, de plus, faiblement corrélées ( $r = 0,37$ ) à celle des solutions *in vivo* en raison de trois valeurs extrêmes. C'est pourquoi nous avons soustrait ces trois valeurs pour le calcul des modèles de régression présentés aux figures 4.4 et 4.5. Le coefficient de corrélation alors obtenu est de 0,82. L'examen des figures 4.3 et 4.5 montre que le ratio bases/Al est davantage lié au pH des solutions diluées et reconstituées qu'aux valeurs de ratio bases/Al dans les solutions *in vivo*. Assez curieusement, une telle relation entre le pH et le ratio bases/Al n'a pu être mise en évidence dans les solutions *in vivo*.

### **4.3 Discussion**

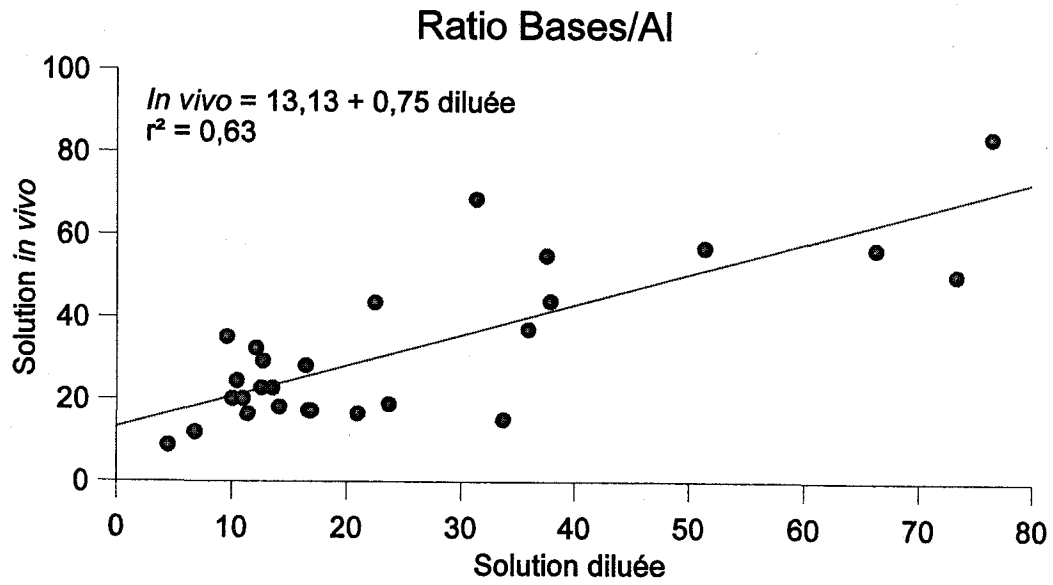
#### *Représentativité des extraits de sol saturé à l'eau au niveau de la disponibilité relative des cations basiques*

Les résultats montrent que les lois d'action de masse qui gouvernent l'échange cationique exercent un bon contrôle sur la composition de la solution de sol de cet horizon. Une part de la variabilité observée est toutefois attribuable au taux d'humidité initial des échantillons. L'ajout d'eau a provoqué une mise en solution préférentielle de Ca par rapport à K pouvant être attribuable au faible ratio K/Ca sur le complexe d'échange, ou encore, à la présence d'un sel de Ca. Il peut s'agir d'un sel endogène tel que l'oxalate de calcium (Cromack *et al.* 1979) ou de résidus de TSP.

**Tableau 4.5** Modèles de prédiction des valeurs de fractions molaires et de ratios d'équilibre dans les solutions diluées à partir des valeurs respectives dans les solutions reconstituées.

	Diluée = b0 + b1 reconstituée + ε					
	Fractions équivalentes			Ratios d'équilibre		
	b0	b1	r <sup>2</sup>	b0	b1	r <sup>2</sup>
Ca	<b>-0,40<sup>z</sup></b>	<b>1,45</b>	<b>0,65</b>	-0,14	<b>1,09</b>	<b>0,68</b>
Mg	-0,02	<b>1,01</b>	<b>0,75</b>	-0,05	<b>1,11</b>	<b>0,87</b>
K	-0,01	<b>1,68</b>	<b>0,73</b>	<b>-0,06</b>	<b>1,68</b>	<b>0,93</b>

z : les valeurs en caractères gras sont significatives à 0.05



**Figure 4.2** Prédiction du ratio bases/Al dans les solutions *in vivo* à partir des ratios observés dans les solutions diluées

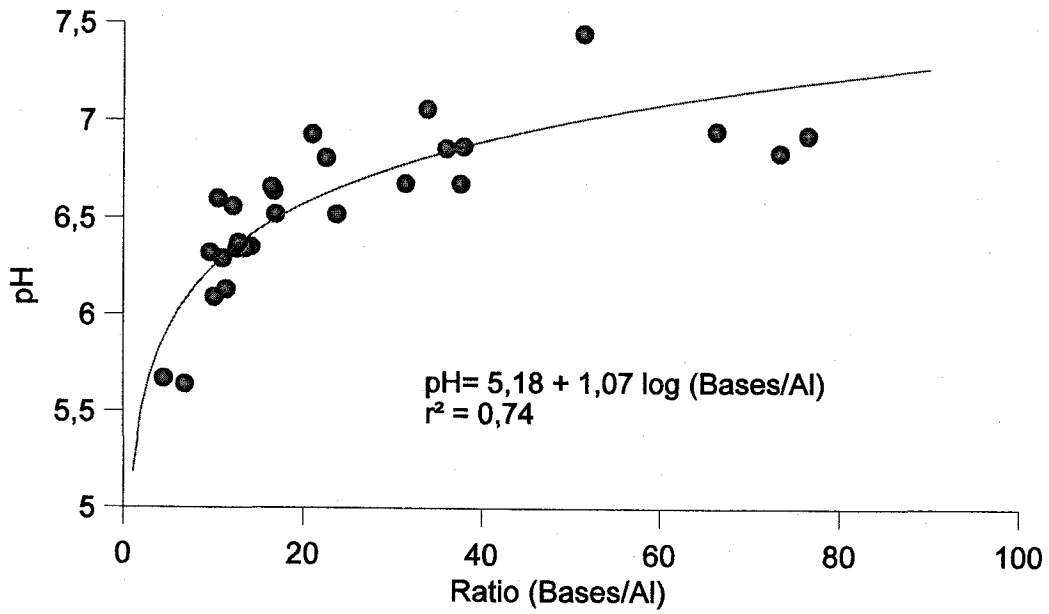
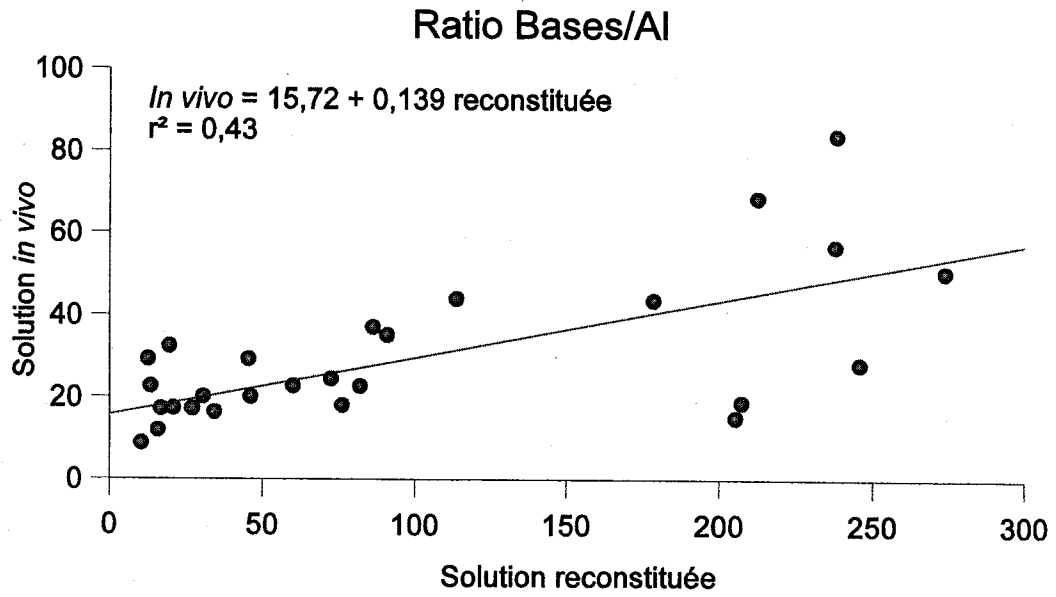
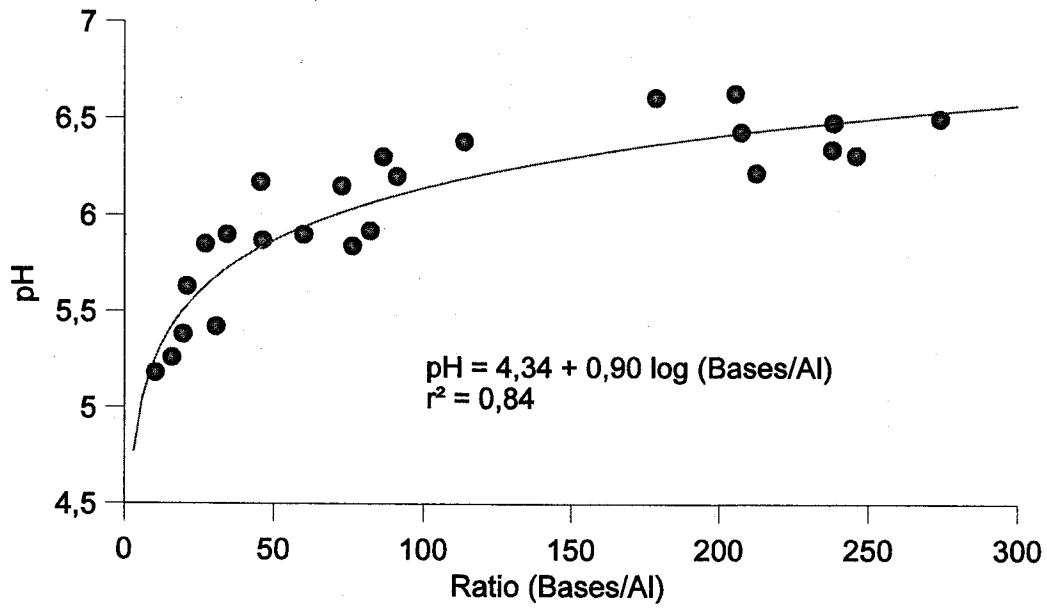


Figure 4.3 Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution diluée



**Figure 4.4** Prédiction du ratio bases/Al dans les solutions *in vivo* à partir des ratios observés dans les solutions reconstitués



**Figure 4.5** Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution reconstituée



Un des effets majeurs du séchage a été l'augmentation importante de la force ionique de la solution de sol, accompagné d'une baisse importante du pH et du ratio K/Ca. La solubilisation de la matière organique suite à la réhydratation des échantillons de sol (Bartlett et James 1980 ; Raveh et Avnimelech 1978) est probablement à l'origine de ce phénomène. En effet, le Ca échangeable ( $r = 0,73$  ;  $p < 0,001$ ) et, dans une moindre mesure, Mg ( $r = 0,40$  ;  $p = 0,038$ ) sont significativement corrélés au taux de C.O. dans ce sol. De plus, la diminution des coefficients de corrélation par rapport aux solutions diluées (tableau 4.2) montre que le séchage induit un biais non systématique supplémentaire sur la solubilité de Ca et de Mg comparativement à la solution *in vivo*. Les corrélations élevées entre les concentrations dans les solutions reconstituées et les éléments échangeables (des valeurs obtenues à partir de sol séché dans les deux cas) renforcent cette perception. Il est préférable, lorsque c'est possible, de pratiquer les extraits saturés à l'eau sur des échantillons de sol frais. Il faut néanmoins noter que les solutions reconstituées sont bien corrélées aux solutions diluées. Les deux types d'extraits présentent, de plus, des valeurs de ratio d'équilibre similaires (tableau 4.1).

La prédiction des valeurs de fraction molaire et de ratio d'équilibre dans les solutions *in vivo* à partir de ces mêmes valeurs observées dans les solutions diluées montrent des résultats intéressants. En effet, si l'on prend par exemple la fraction molaire, dont la valeur potentielle pour chaque élément considéré se situe entre 0 et 1, l'erreur moyenne d'estimation est respectivement de 0,07, 0,02 et 0,09 pour Ca, Mg et K, et de 0,05, 0,02 et 0,06 lorsque le modèle tient compte du taux d'humidité initiale de l'échantillon. Il est peu probable que cette erreur d'estimation attribuable aux modèles ait une signification majeure pour la nutrition des végétaux (McLean 1977). En outre, la qualité de la relation entre les deux types d'extraits suggère qu'il soit possible, par l'emploi de techniques d'échantillonnage appropriées (e.g. technique de double échantillonnage (Gilbert 1987)), d'obtenir des valeurs moyennes de fractions molaires ou de ratios d'équilibre raisonnablement précises pour un site.

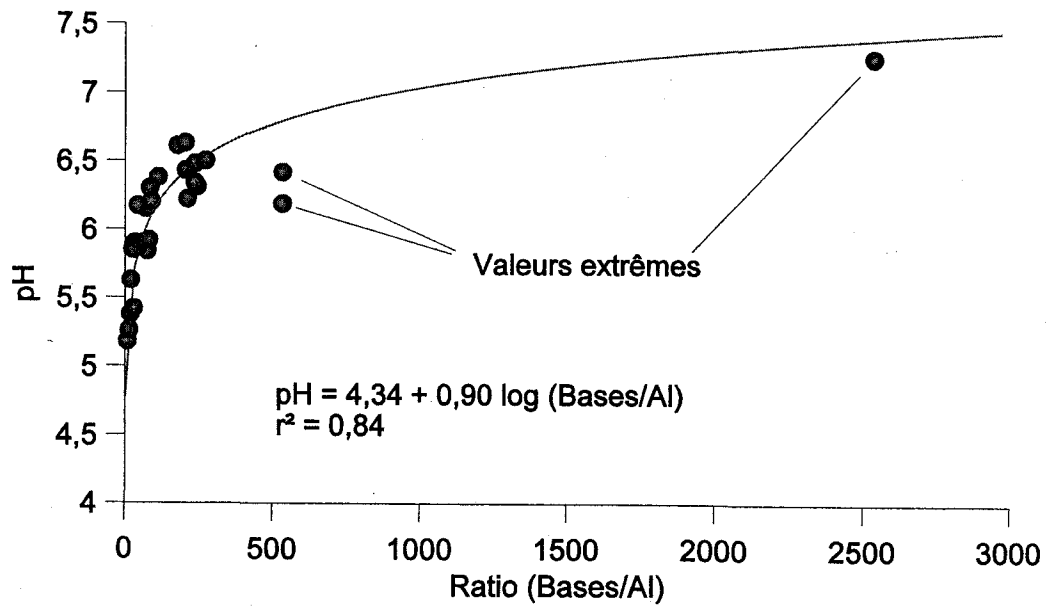
Par ailleurs, lors d'un échantillonnage extensif visant à caractériser la distribution des cations basiques dans la solution de sol d'un grand nombre de sites, on peut s'interroger sur la pertinence d'effectuer des mesures de ratio *in vivo* puisque ces dernières doivent,

si on s'en tient aux résultats de la présente étude, être interprétées en fonction du taux d'humidité. Une approche standardisée telle que l'extrait de sol saturé à l'eau pratiqué sur des échantillons de sol frais ou sec, pourrait s'avérer tout aussi utile pour la caractérisation du statut nutritif des peuplements forestiers. Cette utilité doit toutefois être démontrée par la mise en évidence, dans un premier temps, du caractère systématique du biais imposé par la technique et, dans un deuxième temps, d'un lien statistique entre les distributions d'éléments observées dans les solutions ainsi obtenues et celles observées dans le feuillage des arbres.

*Représentativité des extraits de sol saturé à l'eau au niveau du potentiel toxique de l'aluminium.*

La corrélation entre les ratios bases/Al observés dans les solutions *in vivo* et diluées (figure 4.2) s'est montrée similaire à celle entre les fractions molaires de cations basiques ; à la différence toutefois que l'utilisation des volumes récoltés dans les échantillons *in vivo* en tant que variable explicative, n'a pas augmenté le pouvoir de prédiction du modèle. Toutefois, les valeurs de ratio bases/Al calculées pour les différents types d'extraits (tableau 4.1) sont largement supérieures au seuil de toxicité de 1 rapporté dans la littérature (Joslin *et al.* 1988). Considérant les valeurs élevées de ratio à ce site, il serait préférable de calibrer un modèle à partir de différents sites présentant des valeurs de ratio voisines du seuil de toxicité.

Lorsque l'on compare les ratios bases/Al des solutions reconstituées à ceux des solutions *in vivo*, la corrélation est faible en raison principalement de la présence de valeurs extrêmes. Ces valeurs, représentées à la figure 4.6, sont toutefois expliquées par le modèle présenté à la figure 4.5. Les figures 4.2, 4.5 et 4.6 montrent qu'en définitive le ratio bases/Al des extraits de sol saturé à l'eau est davantage lié au pH des solutions qu'aux valeurs de ratio dans les solutions *in vivo*. Cette relation avec le pH a déjà été mise en évidence pour cet horizon par Marquis et Camiré (1994) pour le ratio Ca/Al. Assez curieusement cependant, cette relation entre le pH et le ratio bases/Al ne s'exprime pas dans les solutions *in vivo*. Il est possible que cette différence entre les extraits *in vivo* et les extraits saturés soit attribuable au caractère dynamique de l'écosystème hypogé. Contrairement aux extraits saturés, la percolation, l'évapotranspiration, la minéralisation et le prélèvement imposent au système sol-solution *in situ* une "trajectoire" qui peut occulter



**Figure 4.6** Relation entre le pH et le ratio bases/Al dans la solution reconstituée : représentation des valeurs extrêmes.

certaines relations évidentes à l'équilibre. En outre, cet état de non équilibre pourrait fort bien être, en partie du moins, responsable de l'erreur générée par les modèles de prédiction de ratio d'équilibre des cations basiques.

#### **4.4 Conclusion**

Les résultats obtenus suggèrent qu'il soit possible d'obtenir une évaluation représentative de la disponibilité relative des nutriments par le biais des extraits de sol saturé à l'eau. L'approche s'est montrée valable lorsqu'appliquée à un horizon aux propriétés physico-chimiques homogènes étant donné le caractère systématique du biais imposé par la technique pour cet horizon. La qualité de la relation entre la solution de sol *in vivo* et les extraits de sol saturé à l'eau reste toutefois à démontrer pour des sols présentant des propriétés physico-chimiques contrastantes. La validité des extraits de sol saturé à l'eau pour l'évaluation du potentiel toxique de Al est non concluante dans le cadre de cette expérience.

## Chapitre V

### L'approche CDA appliquée à la composition de la solution de sol pour le diagnostic des problèmes de nutrition dans l'érablière

Tel que stipulé par Ingestad (1987), la nutrition d'une plante est décrite adéquatement par deux variables orthogonales, soit : son contenu et sa composition. Toutefois, pour la forêt, la composition du feuillage est une information beaucoup plus accessible et précise que la minéralomasse. Elle est reliée expérimentalement à la croissance et à l'efficacité physiologique de la plante et à la disponibilité des nutriments dans le substrat nutritif. Elle s'impose donc comme un élément essentiel du diagnostic.

Dans les années 1980's, Aitchison (1982) a proposé une approche pour le traitement statistique des données sur la composition d'un objet, ouvrant une nouvelle ère dans l'analyse de ce type de données. Cette approche, désormais connue sous le nom de "Compositional Data Analysis" (CDA), utilise les propriétés de la transformation logarithmique des proportions dimensionnées par rapport à leur moyenne géométrique :

$$z_i = \log(x_i / g(x))$$

où  $x_i$  est la valeur d'une variable exprimée en proportion,  $g(x)$  est la moyenne géométrique des valeurs des variables considérées pour l'analyse et  $z_i$  est la nouvelle variable pour l'élément  $i$ . Cette transformation permet d'éviter les problèmes de dépendance entre les variables lorsque leur somme est contrainte à un ou 100%, permettant ainsi l'utilisation d'un bon nombre d'outils statistiques basés sur les combinaisons linéaires pour lesquelles ce type de données causaient des problèmes, notamment l'analyse en composante principale (ACP) (Aitchison 1983). Avec l'approche CDA, la composition d'un objet est décrite par le biais d'un vecteur où chaque scalaire représente un élément exprimé en terme de fraction décimale ou de pourcentage. Un des avantages de l'approche est qu'il demeure possible de centrer l'analyse sur un nombre restreint d'éléments présentant un intérêt particulier, en redimensionnant le vecteur. Par exemple, considérant la composition théorique d'une plante telle que définie par le vecteur suivant :

(C, H, O, N, P, K, Ca, Mg, S et oligoéléments)

on peut être intéressé par l'étude d'un sous-groupe d'éléments comme les éléments majeurs :

(N, P, K, Ca et Mg)

où chaque scalaire  $X_i$  exprime la proportion que représente un élément donné par rapport à l'ensemble ainsi défini :

$$\frac{X_i}{\sum X_i}$$

Suite à la transformation CDA, le vecteur composition peut être soumis à l'analyse en composante principale laquelle permet de décomposer la variance en un nombre restreint de facteurs et d'identifier les interactions entre les éléments du vecteur, ce qui présente un intérêt certain pour l'étude de la nutrition des végétaux.

Reconnaissant le potentiel de l'approche CDA, Parent et Dafir (1992) ont proposé un indice pour le diagnostic des problèmes de nutrition chez les végétaux, combinant les approches DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System) (Beaufils 1973) et CDA : le "Compositional Nutrient Diagnosis" (CND). L'approche DRIS a déjà été utilisée pour caractériser la composition du feuillage dans l'érablière (e.g. Côté et Camiré 1995 ; Paré *et al.* 1993 ; Ouimet et Fortin 1992 ; Foster *et al.* 1992). L'utilisation de l'indice CND, malgré un fort potentiel, demeure toutefois marginale pour la caractérisation du statut nutritif des peuplements forestiers. À l'instar de l'approche DRIS, l'approche CND permet d'éliminer les variations attribuables au taux d'assimilation du carbone et de centrer l'analyse sur des éléments prélevés au niveau de la rhizosphère. Elle permet de plus de mettre à contribution la puissance de l'analyse factorielle pour l'étude de la composition du feuillage et des relations avec l'environnement (Parent et Dafir 1993)

Une des prérogatives essentielles pour le diagnostic du statut nutritif de la forêt est de pouvoir relier le statut nutritif de l'arbre aux caractéristiques de l'écosystème, notamment celle de la rhizosphère. Le diagnostic ne peut être complet sans un examen au sol. Les indicateurs recherchés doivent traduire la biodisponibilité des nutriments et rendre compte

des phénomènes de toxicité. La solution de sol est à ce titre un élément à privilégier pour traduire les conditions physico-chimiques qui dominent dans la rhizosphère et conditionnent la nutrition des végétaux. D'une part, la solution de sol est le substrat nutritif immédiat baignant la biocénose du sol et le système racinaire des végétaux ; elle a une incidence sur la composition des tissus végétaux (Nielsen et Hansen. 1984) et ; elle est apte à révéler les phénomènes de toxicité causés par des éléments tels que l'aluminium. D'autre part, la solution de sol est en contact avec les différentes composantes de l'écosystème hypogé. Elle est le siège de l'altération minérale et le principal agent de transport dans les sols. Sa composition peut donc nous aider à comprendre comment les déterminants de l'écosystème affecte la nutrition des peuplements.

Malgré les succès obtenus en culture contrôlée et un potentiel reconnu par plusieurs auteurs, peu d'études ont établi un lien étroit entre la composition de la solution de sol et le statut nutritif foliaire. Les meilleurs résultats répertoriés ont été obtenus lorsque le potentiel hydrique du sol était ajusté à une valeur "fixe" (voir chapitre II). La variabilité spatiale et temporelle du potentiel hydrique dans le sol pose effectivement un problème puisque les valeurs de concentrations des éléments en solution en dépendent même si leur biodisponibilité demeure sensiblement la même.

Afin de contourner cette difficulté nous proposons l'utilisation de l'approche CDA appliquée à la composition d'extraits de sol saturé à l'eau afin d'obtenir une information juste et pertinente sur les propriétés édaphiques traduisant la disponibilité relative des cations basiques. L'approche permet en même temps de contourner les problèmes d'échantillonnage attribuables à la faible teneur en eau du sol. Au chapitre IV, nous avons vérifié que l'information ainsi obtenue était représentative par rapport à la "vraie" solution de sol. Dans ce travail, nous vérifions l'hypothèse selon laquelle la composition de la solution de sol explique la composition du feuillage. Le but est de valider l'approche pour la caractérisation du statut nutritif de l'érablière. Les objectifs spécifiques de l'étude sont les suivants :

- 1) De caractériser la nature et l'importance de la variance pour la composition élémentaire du feuillage ;

- 2) De caractériser la nature et l'importance de la variance pour la composition de la solution de sol de l'horizon humifère et de l'horizon B ;
- 3) D'analyser les relations entre la composition de la solution de sol et celle du feuillage dans les érablières sous étude et ;
- 4) De poser les premiers éléments du diagnostic pour l'analyse de l'incidence des propriétés minérales du dépôt sur le statut nutritif de l'érablière.

Pour ce faire nous avons défini deux vecteurs composition pour le feuillage et deux pour la solution de sol, soit un vecteur majeurs et un sous vecteur bases. Pour le feuillage, le vecteur majeurs est composé des éléments N, P, K, Ca et Mg et le vecteur bases, des éléments K, Ca et Mg. La caractérisation de la composition du feuillage porte donc sur les éléments majeurs N, P, K, Ca et Mg avec un accent sur les cations basiques. Au niveau de la solution de sol nous examinons les cations majeurs pressentis pour avoir une incidence sur la nutrition en cations basiques. Les éléments H, Al, K, Ca et Mg constituent donc le vecteur majeur pour la solution de sol et les éléments K, Ca et Mg le vecteur bases. Les valeurs CDA ont été calculées pour chacun des vecteurs puis les indices CND ont été calculés pour le feuillage

Dans un premier temps nous avons soumis chacun des vecteurs à une analyse en composante principale (ACP). Les objectifs de l'ACP sont de caractériser la structure relationnelle entre les éléments et d'identifier les principales sources de variance dans la composition du feuillage et de la solution de sol. Dans un deuxième temps, nous avons soumis les coordonnées factorielles à une analyse de variance (MANOVA). Le but de cette analyse est de mesurer le caractère distinctif des variables retenues pour la caractérisation du statut nutritif de l'érablière. Finalement, des analyses de corrélation et de régression multiple sont effectuées pour les valeurs CDA, CND et les coordonnées factorielles de manière à expliquer la composition du feuillage à partir de la composition de la solution de sol. L'analyse des vecteurs composition est complétée par un examen des teneurs foliaires et en solution.



## 5.1 Matériel et méthode

### 5.1.1 Caractérisation de la composition du feuillage

#### *Échantillonnage et analyse foliaire*

Dans le cadre de ce travail, les données sur les teneurs foliaires des stations du RÉSEF ont été obtenues de la Direction de la Recherche Forestière du MRNQ. Vingt érables parmi les dominants et co-dominants ont été choisis au pourtour de chacune des places d'étude du RÉSEF (Gagnon *et al.* 1994). L'échantillonnage s'est effectué dans le tiers médian de la cime entre les 15 juillet et 15 août de l'année d'échantillonnage. L'échantillonnage a eu lieu entre 1993 et 1997. Cinq rameaux par arbre ont été prélevés de manière à réunir 60 feuilles propres et intègres. Plusieurs précautions ont été prises pour éviter la contamination et la prolifération de micro-organismes. Après le séchage et le broyage des tissus foliaires, ceux-ci ont été digérés selon la méthode proposée par Parkinson et Allen (1975). Les éléments P, K, Ca et Mg ont été dosés sur les digestats par photospectroscopie d'émission atomique induit au plasma (ICP-AES). L'azote a été dosé selon la méthode Kjeldahl.

#### *Le diagnostic*

Afin de poser un diagnostic sur le statut nutritif foliaire des érablières, les teneurs moyennes par érablière ont été comparées aux valeurs critiques proposées par Camiré et Ouimet (1993). Les indices CND ont été calculés à partir des teneurs en éléments majeurs en utilisant les normes proposées par Lozano et Huynd (1989) pour les érablières en santé. Pour l'indice CND, la valeur  $z_i$  (cf. équation 2.8) a été calculée à partir des valeurs des ratios d'éléments publiés par Lozano et Huynd (1989). L'écart type des valeurs  $z_i$  n'étant pas disponible, nous avons utilisé l'écart type de la population à l'étude. Le calcul de l'indice DRIS a été effectué afin de comparer et de valider les indices CND ainsi calculés.

Des indices CND ont également été calculés pour les éléments K, Ca et Mg (vecteur bases) de manière à centrer l'analyse sur ces éléments et à comprendre comment la composition en cation basique de la solution de sol affecte celle du feuillage.

### *Traitement statistique*

Deux tableaux ont fait l'objet d'analyses indépendantes, l'un constitué des indices CND calculés pour les éléments majeurs N, P, K, Ca et Mg (vecteur majeurs) et un constitué des indices CND calculés pour les bases seulement (vecteur bases). Les deux tableaux comptent chacun 280 observations, soit 20 observations par site.

Chaque tableau a été soumis à une analyse en composante principale (ACP). Par la suite, les coordonnées factorielles pour les composantes extraites de l'ACP ont été soumises à une analyse de variance (MANOVA) afin d'identifier les érablières possédant un statut nutritif similaire et celles présentant des différences significatives. Les différences significatives entre les sites ont été établies à l'aide du test de comparaison multiple de Duncan's. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft 1997).

### **5.1.2 Caractérisation de la solution de sol**

#### *Échantillonnage du sol*

Une parcelle de 10 x 10 m a été délimitée à proximité de chacune des places d'étude du RÉSEF. Dix points d'échantillonnage ont été sélectionnés selon un processus entièrement aléatoire. L'horizon humifère (FH ou Ah selon le cas) et l'horizon B (15 premiers cm) ont été échantillonnés, placés dans des sacs à échantillon en plastique et déposés dans une glacière jusqu'à leur traitement au laboratoire dans les six heures suivant l'échantillonnage. L'échantillonnage a eu lieu à l'été des années 1995 et 1996 entre le 15 mai et le premier septembre.

#### *Extraction et caractérisation de la solution de sol*

Tous les échantillons frais (140) ont été saturés par capillarité (Longenecker et Lyerly 1964) avec de l'eau déionisée. Du thymol a été ajouté à l'eau afin d'inhiber l'activité biologique (Carlson *et al.* 1971). Les sols ont reposé à l'équilibre pendant 12 h à 4 °C avant l'extraction de la solution. Les sols ont ensuite été séchés à l'air libre, puis tamisés à 2 mm. Le pH et la conductivité ont été mesurés sur les solutions filtrées (0,45 µm) immédiatement après l'extraction. Les solutions ont ensuite été congelées avant d'être analysées. Les éléments K, Ca, Mg et Al ont été dosés par ICP.

### *Traitements mathématiques et statistiques des données*

Deux vecteurs composition ont été définis, soit un pour les cations majeurs (H, Al, K, Ca et Mg) et un pour les cations basiques (K, Ca et Mg). Les proportions ont été calculées à partir des concentrations molaires, de même que le ratio bases /aluminium. La molarité de  $H^+$  a été estimée à partir du pH. Les vecteurs composition ont par la suite été convertis en valeurs CDA afin d'être soumis à l'analyse en composante principale. Les coordonnées factorielles ont par la suite été soumises à une analyse de la variance (MANOVA). L'analyse en composantes principales a été effectuée séparément pour la solution de sol des horizons humifère et B et pour chaque vecteur défini plus haut. Les différences significatives entre les sites ont été établies à l'aide du test de comparaison multiple de Duncan's. Les calculs statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft 1997).

## **5.2 Résultats**

### **5.2.1 Caractérisation de la composition élémentaire du feuillage**

#### *Les teneurs*

Les teneurs foliaires moyennes en éléments nutritifs par érablière ainsi que les valeurs de concentrations critiques et optimales sont données au tableau 5.1. Aucune érablière ne présente des teneurs en azote inférieures au seuil critique proposé par Camiré et Ouimet (1990). Les valeurs varient de  $16,3 \text{ g kg}^{-1}$  à  $24,4 \text{ g kg}^{-1}$  et la valeur moyenne est  $20,5 \text{ g kg}^{-1}$  avec un coefficient de variation de 12,9%. La teneur moyenne en P est  $1,52 \text{ g kg}^{-1}$  et le coefficient de variation 27,6%. Seules les places d'étude de GAT et de STN présentent des teneurs en P égales ou inférieures au seuil critique avec respectivement des teneurs de  $1,23 \text{ g kg}^{-1}$  et  $0,82 \text{ g kg}^{-1}$ . La valeur moyenne des teneurs en K est de  $7,3 \text{ g kg}^{-1}$  avec un coefficient de variation de 19,5%. Le potassium est sous le seuil critique à STN ( $5,1 \text{ g kg}^{-1}$ ) et près de ce seuil à ORF ( $6,2 \text{ g kg}^{-1}$ ). Les valeurs moyennes des teneurs en Ca et Mg sont respectivement  $8,7 \text{ g kg}^{-1}$  et  $1,5 \text{ g kg}^{-1}$  et leur coefficient de variation 39,8% et 40,8%. Le calcium et le magnésium sont nettement sous les seuils critiques dans les sites DUC, LPT et NDR.

**Tableau 5.1.** Valeurs moyennes<sup>z</sup> (g kg<sup>-1</sup>) et coefficients de variation (%) des teneurs foliaires en éléments nutritifs dans les érablières étudiées, ainsi que les seuils critiques et valeurs optimales proposés par Camiré et Ouimet (1990).

	N		P		K		Ca		Mg		Somme <sup>y</sup>
	Moy.	CV <sup>x</sup>	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	
AUC	21,6	9,2	1,95	16,6	9,23	11,3	12,06	16,9	1,58	13,0	46,4
DUC	22,4	13,2	1,40	19,5	7,57	16,1	4,65	36,6	0,73	33,0	36,7
GAT	19,4	7,1	1,23	9,1	8,21	11,0	13,39	20,3	1,74	17,2	43,9
LDE	21,3	8,3	1,87	12,9	7,71	13,1	9,40	27,8	1,30	21,9	41,6
LPT	19,3	10,8	1,42	10,9	7,00	15,4	4,08	27,8	0,89	25,2	32,6
NDR	20,8	9,5	1,44	10,1	7,03	12,0	4,18	23,3	0,78	22,7	34,2
ORF	21,6	7,4	1,30	9,7	6,18	13,0	8,93	22,3	3,03	16,3	41,0
OUI	20,1	7,1	2,14	17,9	8,53	12,4	11,10	24,2	1,71	17,9	43,5
RE	16,3	11,3	2,00	23,9	8,04	11,4	9,71	22,8	1,53	24,4	37,6
STF	24,4	7,3	1,44	11,0	7,25	12,2	8,19	13,9	1,59	20,0	42,9
STH	20,9	7,6	1,47	12,4	6,64	12,8	7,97	21,4	1,78	26,6	38,7
STN	18,3	12,0	0,82	30,2	5,06	30,3	11,76	24,8	1,56	19,4	37,5
STP	21,8	7,0	1,51	14,3	6,70	14,9	8,96	21,8	1,65	18,4	40,6
TWK	19,2	7,8	1,29	9,2	7,43	15,0	7,91	30,3	1,37	19,3	37,2
Critiques	16,0	-	1,22	-	6,00	-	6,00	-	1,20	-	
Optimales	20,0	-	1,80	-	8,80	-	18,60	-	2,30	-	51,5

<sup>z</sup> n = 20 ; <sup>y</sup> somme = teneur en éléments majeurs ( $\Sigma$ majeur) ; <sup>x</sup> CV = écart-type / moyenne x 100

### *Analyse du vecteur majeurs*

Les indices CND calculés pour chacun des sites sont présentés au tableau 5.2. L'analyse en composantes principales effectuée pour les indices CND montre une structure évidente dans la matrice de données (tableau 5.3). Le premier facteur explique 65% de la variance et oppose les éléments N, P et K aux cations Ca et Mg. La deuxième composante explique 18% de la variance. Elle est principalement associée à l'indice CND de l'azote. La représentation des centres de gravité calculés pour chacun des sites sur les deux facteurs extraits de l'ACP, permet un regroupement rapide des érablières présentant un statut nutritif foliaire similaire (figure 5.1). Trois groupes présentent une saturation importante sur les deux premières composantes de l'analyse. L'analyse de variance montre que ces trois groupes diffèrent significativement pour les deux dimensions (tableau 5.4)

Les groupes 1 et 2 présentent un déséquilibre nutritif important (index CND > 3). Les sites du premier groupe, soit DUC, LPT et NDR, ont un indice CND pour Ca inférieur à -2 et un indice pour N supérieur à 2,5. Le déséquilibre implique donc principalement ces deux éléments. L'examen du tableau 5.1 montre que les teneurs en azote pour ces sites sont légèrement supérieures aux valeurs optimales données par Camiré et Ouimet (1990) alors que les teneurs en calcium sont nettement inférieures au seuil critique. Ce déséquilibre est donc principalement attribuable à une carence en Ca. L'indice CND du magnésium, également, est faible pour les sites DUC et NDR où la teneur pour cet élément est inférieure au seuil critique. La teneur en magnésium est également inférieure au seuil critique pour le site LPT mais l'indice CND pour cet élément ne montre pas de déséquilibre important. Cette dissension entre les deux approches pour le site LPT est attribuable à une faible teneur en éléments majeurs, soit  $32,6 \text{ g kg}^{-1}$  pour ce site (tableau 5.1).

Au sein du deuxième groupe, le site STN présente un indice CND pour P et K inférieur à -1,75. Sur ce site, les éléments N, Ca et Mg sont équilibrés mais surabondants relativement à P et K. Pour le site ORF, le magnésium est nettement en excès. Ceci cause un déséquilibre important malgré qu'aucun élément ne soit sous les seuils critiques.

**Tableau 5.2** Valeurs des indices CND calculées à partir des données de l'analyse foliaire.

	CND					Index <sup>z</sup>
	N	P	K	Ca	Mg	
AUC	0,67	0,12	-0,46	-0,28	0,09	0,87
DUC	3,14	0,66	0,71	-2,02	-1,08	4,00
GAT	0,62	-1,34	-0,55	0,34	0,74	1,77
LDE	1,32	0,54	-0,65	-0,69	-0,13	1,71
LPT	2,48	0,79	0,43	-2,27	-0,26	3,49
NDR	2,86	0,87	0,47	-2,16	-0,72	3,78
ORF	1,13	-1,14	-1,86	-0,97	2,59	3,70
OUI	0,39	0,56	-0,75	-0,52	0,39	1,21
RE	-0,05	0,72	-0,46	-0,56	0,38	1,09
STF	2,08	-0,44	-0,83	-0,99	0,62	2,56
STH	1,47	-0,23	-1,08	-1,01	1,07	2,35
STN	1,59	-2,10	-1,78	0,73	1,21	3,47
STP	1,56	-0,24	-1,17	-0,73	0,78	2,23
TWK	1,44	-0,44	-0,25	-0,87	0,49	1,82

<sup>z</sup> index : distance euclidienne =  $(\sum(\text{indices})^2)^{1/2}$

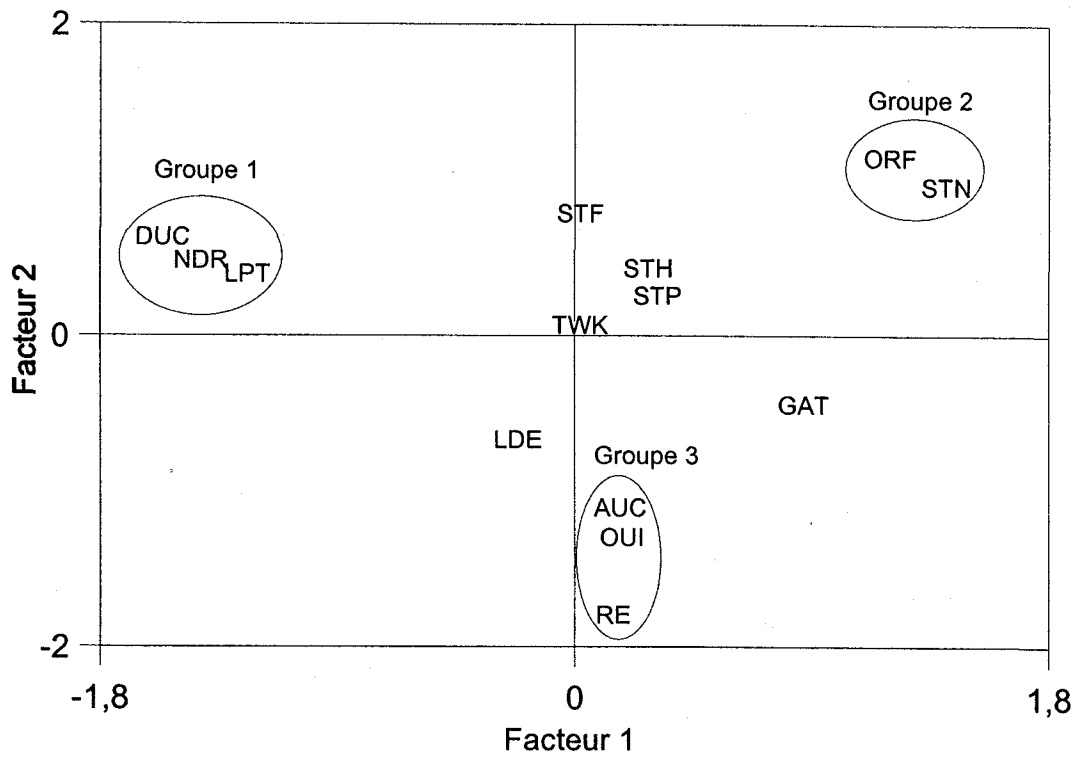


Figure 5.1 Représentation des places d'étude sur le plan factoriel défini par les deux composantes de l'ACP effectuée pour le vecteur majeurs.

**Tableau 5.3** Corrélation des différentes variables avec les deux premières composantes de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs).

	Facteur 1	Facteur 2
N	-0,65	0,71
P	-0,79	-0,41
Ca	0,85	-0,29
Mg	0,85	0,29
K	-0,87	-0,17
Valeur propre	3,25	0,88
Prp. tot	0,65	0,18



**Tableau 5.4** Coordonnées sur les composantes et résultats de l'analyse de variance pour les indices CND calculés pour le vecteur majeurs.

<b>Wilk's Lamda = 0,058 ; p &lt; 0,01</b>														
Variables dépendantes				Sites (M.S.)			Erreur (M.S.)			F	p			
Première composante (CF1)				16,03			0,27			60,3	<0,01			
Deuxième composante (CF2)				16,56			0,24			69,1	<0,01			
Première composante (CF1)														
DUC	NDR	LPT	LDE	TWK	STF	AUC	RE	OUI	STH	STP	GAT	ORF	STN	
-1,6	-1,4	-1,3	-0,2	0	0	0,13	0,13	0,17	0,28	0,29	0,85	1,19	1,39	
Deuxième composante (CF2)														
RE	OUI	AUC	LDE	GAT	TWK	STP	STH	LPT	NDR	DUC	STF	STN	ORF	
-1,8	-1,3	-1,1	-0,7	-0,4	0,1	0,3	0,39	0,44	0,51	0,63	0,79	0,97	1,19	

Le troisième groupe représente les érablières dont la composition minérale se rapproche le plus de la composition optimale proposée par Lozano et Hyunt (1989). Ces sites présentent une forte saturation sur le deuxième facteur dont la variance est principalement associée à celle de l'azote. En fait, ce que nous montre le facteur 2 est qu'une partie de la variance associée à N est indépendante des autres éléments. Par ailleurs, l'examen des indices CND de N pour ces sites montre que la proportion d'azote est à peu près équilibrée par rapport aux autres éléments. Le corollaire de ce constat, compte tenu de la relation entre le facteur 2 et l'azote, est que pour les autres stations, l'azote est en excès. Ce fait est illustré par l'examen du site STF. Nonobstant les sites des groupes 1 et 2, ce site présente le déséquilibre nutritif le plus important avec un index CND de 2,56. Ce déséquilibre est attribuable à un excès d'azote comme le démontrent les valeurs d'indices CND ; les autres éléments sont en proportion à peu près équilibrée. On peut noter également que ce site présente les teneurs en N les plus élevées ( $24,4 \text{ g kg}^{-1}$ ) et qu'il s'oppose sur le deuxième facteur au site RE lequel présente les teneurs les plus faibles ( $16,3 \text{ g kg}^{-1}$ ). Bien que les teneurs en N pour le site RE soient près du seuil critique, elles sont néanmoins suffisantes par rapport aux autres éléments.

Cinq sites présentent un index CND entre 1,5 et 2,5. De ceux-ci, les sites STH et STP ont un index supérieur à 2 et sont caractérisés par un excès de N et Mg relativement à K et Ca. Les teneurs en K et Ca pour ces deux sites, bien qu'inférieures aux valeurs optimales, sont supérieures aux seuils critiques. Pour le site GAT, les indices CND montrent que le déséquilibre est essentiellement attribuable à une insuffisance en P. Le feuillage de cette érablière présente effectivement des teneurs en P près du seuil critique. Pour les sites LDE et TWK, le déséquilibre est attribuable à un excès de N ou, présenté autrement, à un déficit en cations majeurs. En fait, si l'on compare les moyennes pour l'ensemble des sites aux valeurs optimales, ce constat est à peu près généralisé. Le calcium est l'élément dont la moyenne pour l'ensemble des sites est la plus éloignée des teneurs optimales ( $8,7 \text{ g kg}^{-1}$  vs  $18,6 \text{ g kg}^{-1}$ ), suivi de Mg ( $1,52 \text{ g kg}^{-1}$  vs  $2,3 \text{ g kg}^{-1}$ ), de K ( $7,3 \text{ g kg}^{-1}$  et  $8,8 \text{ g kg}^{-1}$ ) et de P ( $1,52 \text{ g kg}^{-1}$  vs  $1,8 \text{ g kg}^{-1}$ ).

### *Analyse du vecteur bases*

L'analyse en composante principale effectuée pour le vecteur bases montre que l'indice CND de K (vecteur bases) constitue le principal axe de variance dans la composition en cations basiques du feuillage (tableau 5.5). À l'instar de l'analyse effectuée pour le vecteur majeurs, la première composante oppose les sites ORF et STN aux sites LPT, NDR et DUC. L'analyse de variance montre que ces sites forment deux groupes bien distincts des autres sites (tableau 5.6).

La deuxième composante oppose les indices CND de Ca et Mg et traduit en conséquence le ratio Ca/Mg (tableau 5.5). Cette dimension qui exprime 35% de la variance, permet de mettre en évidence des différences significatives qui n'apparaissent pas à l'analyse effectuée pour le vecteur majeurs. C'est ainsi que les sites ORF et STN, lesquels ne présentent pas de différence significative à l'analyse du vecteur majeurs, s'opposent fortement sur ce facteur (tableau 5.6). Il en va de même des sites LPT, NDR et DUC qui se distinguent en fonction du ratio Ca/Mg foliaire (tableau 5.6).

### **5.2.2 Caractérisation de la solution de sol**

#### *La solubilité absolue et différentielle des cations majeurs*

Le pH moyen des ES mesuré pour l'horizon humifère est 5,0 et le coefficient de variation est 15% (tableau 5.7). Les sites les plus acides à cet égard sont DUC (3,9) et LPT (3,9). Les sites GAT (6,1) et STN (6,1), deux érablières à tilleul et à mull (tableau 3.2), sont ceux dont le pH moyen est le plus élevé. Le pH moyen dans l'horizon B (5,2) est significativement plus élevé que celui de l'horizon humifère (test de Student) et le coefficient de variation est moindre (9%). L'horizon B le plus acide est celui du site STF (4,7) et le moins acide est celui du site STH (6,0).

La conductivité moyenne dans les ES est  $54 \mu\text{S cm}^{-1}$  pour l'horizon humifère avec un coefficient de variation de 56% et  $26 \mu\text{S cm}^{-1}$  pour l'horizon B avec un coefficient de variation de 38%. Les sites présentant les plus faibles valeurs de conductivité sont TWK pour l'horizon humifère ( $25 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) et STH pour l'horizon B ( $18 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Les valeurs les

**Tableau 5.5** Corrélation des différentes variables avec les deux premières composantes de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur bases).

Facteurs	1	2
Ca	-0,69	-0,73
Mg	-0,70	0,71
K	1,00	0,00
Valeur propre	1,96	1,04
Prp. tot	0,65	0,35

**Tableau 5.6** Coordonnées sur les composantes et résultats de l'analyse de variance pour les indices CND calculés pour le vecteur bases.

<b>Wilk's Lamda = 0,122 ; p &lt; 0,01</b>													
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M.S.)					F	p
Première composante (CFB1)		14,78					0,34					42,4	<0,01
Deuxième composante (CFB2)		13,29					0,4					33,3	<0,01
Première composante (CFB1)													
STN	ORF	GAT	STP	STH	OUI	STF	RE	AUC	LDE	TWK	LPT	NDR	DUC
-1,35	-1,26	-0,48	-0,43	-0,38	-0,17	-0,13	-0,02	-0,02	0,10	0,15	1,18	1,36	1,49
Deuxième composante (CFB2)													
GAT	AUC	STN	LDE	OUI	RE	DUC	TWK	STP	NDR	STF	STH	LPT	ORF
-0,90	-0,88	-0,85	-0,69	-0,37	-0,34	-0,25	0,06	0,18	0,22	0,29	0,72	0,75	2,07

**Tableau 5.7** Valeurs moyennes et coefficients de variation de la conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), du pH et des concentrations en cations ( $\mu\text{mol}/\text{L}$ ) dans les extraits de sol saturé à l'eau des horizons FH et B.

	Cond		pH		K		Ca		Mg		Al	
	Moy.	CV%	Moy.	CV%	Moy.	CV%	Moy.	CV%	Moy.	CV%	Moy.	CV%
Horizon humifère												
AUC	56	36	4,8	3	121	79	153	38	39	33	11,1	21
DUC	115	48	3,9	13	96	30	160	54	23	49	28,5	54
GAT	98	21	6,1	5	224	22	497	38	89	39	10,3	57
LDE	56	17	4,9	6	121	35	180	38	39	13	11,6	26
LPT	63	12	3,9	2	103	38	47	33	12	29	17,7	40
NDR	44	18	4,3	4	113	44	59	46	16	39	10,3	46
ORF	39	21	5,1	4	45	40	72	38	125	44	15,1	56
OUI	49	17	5,1	8	93	36	152	25	35	30	8,4	18
RE	33	16	5,8	2	65	39	95	26	35	25	9,9	29
STF	42	12	4,4	5	61	51	97	36	24	28	16,3	37
STH	53	16	5,2	6	109	38	179	13	54	16	35,9	50
STN	45	47	6,1	10	56	39	239	99	40	76	9,6	53
STP	36	31	4,7	3	65	60	84	35	27	34	17,7	48
TWK	25	18	5,0	9	33	58	40	64	12	30	12,8	52
Groupés	54	56	5,0	15	93	66	148	96	41	88	15,3	72
Horizon B												
AUC	21,4	19	4,8	2	37,6	43	31,2	25	9,8	35	6,9	55
DUC	40,9	56	4,9	9	58,5	43	31,7	57	11,6	60	22,2	149
GAT	37,9	25	5,5	6	51,8	69	119,9	46	17,9	25	9,2	45
LDE	20,5	19	4,9	4	40,9	36	28,4	41	7,6	38	9,9	44
LPT	23,6	19	4,8	4	19,9	62	15,9	42	9,8	27	7,4	86
NDR	22,1	18	4,8	3	36,2	97	31,1	55	6,9	39	18,2	66
ORF	25,9	19	5,4	5	20,0	40	26,6	43	65,5	50	6,3	151
OUI	20,0	18	4,8	3	38,0	79	34,6	38	10,2	29	4,8	64
RE	26,5	18	5,8	3	31,2	21	54,0	53	23,3	45	5,1	73
STF	30,4	26	4,7	3	70,5	44	39,0	63	12,4	47	14,8	65
STH	17,9	11	6,0	3	8,2	29	46,8	6	19,6	8	14,5	89
STN	25,1	17	5,6	8	18,5	78	90,2	57	13,2	51	12,3	136
STP	25,1	17	5,0	2	58,0	46	30,4	28	13,7	32	13,0	58
TWK	20,5	17	5,3	8	15,2	52	33,3	60	7,9	25	4,4	50
Groupés	25,6	38	5,2	9	36,9	75	43,8	82	16,8	106	10,6	117

plus élevées sont trouvées pour les horizons humifère et B du site DUC ( $115 \mu\text{S cm}^{-1}$  ;  $40 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). La solubilité moyenne de K, Ca, et Mg dans les ES de l'horizon humifère est respectivement  $93 \mu\text{mol L}^{-1}$ ,  $148 \mu\text{mol L}^{-1}$  et  $41 \mu\text{mol L}^{-1}$ . La solubilité de ces même éléments pour l'horizon B est respectivement  $37 \mu\text{mol L}^{-1}$ ,  $44 \mu\text{mol L}^{-1}$  et  $17 \mu\text{mol L}^{-1}$ .

Les valeurs de fractions molaires présentées au tableau 5.8 montrent que le calcium est l'élément basique le plus soluble pour la majorité des sites. Seuls les sites LPT et NDR ont pour l'horizon humifère une solubilité de K supérieure à celle de Ca. Le magnésium est le cation basique dominant dans les deux horizons du site ORF. Le potassium est plus soluble que Ca dans l'horizon B des sites DUC, LDE, STF et STP. D'une manière générale, la proportion de Ca augmente dans l'horizon humifère relativement à l'horizon B. Cet enrichissement relatif se fait aux dépens de Mg.

Le ratio molaire Bases/Al est en moyenne 29 pour l'horizon humifère et 17 pour l'horizon B (tableau 5.8). Les valeurs pour l'horizon humifère varient de 11 (LPT et STP) à 112 (GAT). Pour l'horizon B, il est faible à NDR (5) et atteint 37 au site STN. La différence entre les deux horizons n'est significative que pour les sites AUC, GAT, LDE, NDR et OUI.

#### *Analyse du vecteur majeurs*

L'analyse en composante principale effectuée pour le vecteur majeurs révèle une structure similaire pour les deux horizons (tableau 5.9). La première composante extraite pour l'horizon humifère explique 58 % de la variance. Elle oppose la variable H aux variables K, Ca et Mg. Cette composante est très bien corrélée au pH ( $r = 0,93$ ) et traduit donc l'acidité du milieu. Deux groupes importants apparaissent au centre de l'axe (tableau 5.10a) ; les sites LPT et DUC forment un groupe distinct sur la portion négative de l'axe ; le site GAT sature fortement sur la portion positive et présente un facteur d'acidité significativement plus bas que le site STN malgré que les pH's soient similaires (tableau 5.7).

**Tableau 5.8** Présence relative des cations basiques (fraction molaire), ratios bases : aluminium dans les extraits de sol saturé à l'eau et résultats de l'analyse de variance.

	Horizon humifère				Horizon B				Test de Student <sup>z</sup>			
	Bases/ Al	Mg	Ca	K	Bases/ Al	Mg	Ca	K	Bases/ Al	Mg	Ca	K
AUC	27,1	0,13c <sup>y</sup>	0,52a	0,35b	13,8	0,13b	0,41a	0,47a	0,007	0,546	0,021	0,097
DUC	12,7	0,08b	0,54a	0,38a	10,8	0,11c	0,31b	0,57a	0,678	0,004	<0,001	0,003
GAT	112,4	0,11c	0,60a	0,29b	25,4	0,10c	0,63a	0,28b	0,002	0,390	0,514	0,759
LDE	30,8	0,12c	0,53a	0,35b	9,2	0,10c	0,37b	0,54a	<0,001	0,042	<0,001	0,002
LPT	10,6	0,07c	0,30b	0,63a	10,8	0,23a	0,36a	0,41a	0,891	0,003	0,931	0,049
NDR	20,3	0,09c	0,33b	0,59a	5,1	0,11b	0,46a	0,44a	<0,001	0,054	0,076	0,017
ORF	19,9	0,51a	0,30b	0,19c	31,5	0,57a	0,24b	0,19c	0,109	0,015	<0,001	0,830
OUI	34,0	0,12c	0,55a	0,33b	21,1	0,13b	0,44a	0,43a	0,034	0,555	0,002	0,033
RE	21,0	0,18c	0,49a	0,33b	24,0	0,21c	0,48a	0,30b	0,218	0,001	0,514	0,193
STF	12,8	0,13c	0,53a	0,33b	9,4	0,10c	0,32b	0,58a	0,249	0,018	0,001	<0,001
STH	11,6	0,16c	0,53a	0,31b	11,7	0,26b	0,63a	0,11c	0,241	<0,001	0,003	<0,001
STN	71,4	0,13c	0,66a	0,22b	36,6	0,11b	0,72a	0,17b	0,204	0,903	0,269	0,236
STP	10,7	0,16c	0,49a	0,35b	9,7	0,14c	0,32b	0,55a	0,522	0,113	<0,001	<0,001
TWK	11,6	0,15b	0,45a	0,39a	18,5	0,16c	0,56a	0,28b	0,127	0,262	0,027	0,012
Groupées	29,3	0,15	0,49	0,36	16,9	0,18	0,44	0,38	<0,001	<0,001	0,002	0,924

<sup>z</sup> H<sub>0</sub> : FH = B ;

<sup>y</sup> Pour un même site, les lettres différentes identifient les valeurs significativement différentes  $\alpha = 0,05$



**Tableau 5.9** Résultats des deux ACP effectuées pour le vecteur majeurs de la solution de sol des horizons FH et B : corrélation des valeurs CDA avec les trois premières composantes des ACP pour le vecteur majeurs.

Facteurs	Horizon humifère			Horizon B		
	1	2	3	1	2	3
H	-0,941	0,320	0,119	-0,889	-0,058	0,406
Mg	0,824	-0,295	0,356	0,795	0,248	0,402
Ca	0,907	0,013	0,137	0,848	0,028	-0,221
K	0,632	0,348	-0,681	-0,406	0,712	-0,547
Al	-0,357	-0,864	-0,350	-0,019	-0,905	-0,353
Valeur propre	2,92	1,05	0,75	2,31	1,39	0,80
Prp. tot	0,58	0,21	0,15	0,46	0,28	0,16

**Tableau 5.10a** Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour le vecteur majeurs de la solution de sol de horizon humifère.

<b>Horizon humifère (Wilk's Lamda = 0,046 ; p &lt; 0,01)</b>													
Variables dépendantes		Sites (M.S.)		Erreur (M..S.)		F		p					
Première composante (FHF1)		8,38		0,23		37,0		<0,01					
Deuxième composante (FHF2)		5,69		0,51		11,2		<0,01					
Troisième composante (FHF3)		3,87		0,70		5,5		<0,01					
Première composante													
LPT	DUC	TWK	STF	NDR	STP	AUC	ORF	STH	LDE	OUI	RE	STN	GAT
-1,43	-1,16	-0,72	-0,71	-0,69	-0,54	0,11	0,13	0,13	0,24	0,46	0,76	1,18	1,96
Deuxième composante													
STH	ORF	TWK	RE	STN	STP	STF	DUC	GAT	AUC	OUI	LDE	LPT	NDR
-1,17	-0,94	-0,79	-0,65	-0,67	-0,35	0,02	0,36	0,49	0,58	0,59	0,67	-0,85	1,19
Troisième composante													
LPT	NDR	GAT	RE	STH	TWK	STN	OUI	LDE	DUC	STP	AUC	STF	ORF
-0,90	-0,73	-0,57	-0,40	-0,33	-0,15	-0,05	0,10	0,10	0,11	0,22	0,24	0,49	1,69

La deuxième composante pour l'horizon humifère explique 21% de la variance. Elle est fortement corrélée à Al et traduit l'importance de cet élément dans la solution de sol, mais n'apparaît pas corrélée au ratio bases/Al ( $r = 0,13$  ;  $p = 0,653$ ). La solubilité de K par contre est significativement corrélée à ce facteur ( $r = 0,55$ ) et à la solubilité différentielle de Al ( $r = -0,63$ ). Certains sites présentant un degré d'acidité similaire éclatent sur ce facteur (tableau 5.10a). C'est notamment le cas des sites TWK, STF et NDR ; RE et OUI ; et du groupe formé des sites AUC, ORF, STH, LDE et OUI lesquels présentent des différences significatives sur la deuxième composante.

La troisième composante pour l'horizon humifère explique 15% de la variance. Cette dimension est mal définie mais apparaît un tant soit peu liée à la solubilité différentielle de K. Elle est également peu distinctive en regard des sites (tableau 5.10a). Le site ORF se détache toutefois nettement du groupe et s'oppose à des sites tels que LPT et NDR. Ces deux sites ont en commun une solubilité différentielle de K élevée tandis que le site ORF possède la plus faible (tableau 5.8). À l'inverse, la solubilité différentielle de Mg est élevée aux sites ORF et faible aux sites LPT et NDR. Pour les sites présentant un faible niveau d'acidité tels que GAT et STN, la solubilité différentielle de Ca devient également un élément de différence important avec le site ORF (tableau 5.8). Les sites ORF et STH qui sont similaires par rapport aux deux premières dimensions, éclatent sur cette troisième composante en raison de différences au niveau de la distribution en cations basiques (tableau 5.8). La composition de la solution de sol des sites AUC, LDE et OUI est similaire pour toutes les dimensions. Il en va de même pour les sites STF et STP dont la composition de la solution de sol ne présente pas de différence significative.

La structure mise en évidence pour l'horizon B est similaire à celle mise en évidence pour l'horizon humifère, à cette différence toutefois que K s'oppose à Al sur la deuxième composante (tableau 5.9). Ce facteur n'est pas significativement corrélé au ratio bases/Al pour cet horizon ( $r = 0,47$  ;  $p = 0,078$ ) mais il est bien corrélé au ratio K/Al ( $r = 0,80$  ;  $p < 0,001$ ), ce qui tend à démontrer qu'il possède une nature similaire à celle mise en évidence pour l'horizon humifère. La première composante oppose H à Ca et Mg et traduit également l'acidité de la solution de sol ; la corrélation avec le pH est 0,98 dans ce cas.

Il y a pour ce facteur une très nette ségrégation des sites que l'on retrouve dans quatre groupes (tableau 5.10b). Les sites se situant sur la portion négative de l'axe ont un niveau d'acidité similaire. Le site TWK présente un niveau d'acidité intermédiaire tandis que le site STH présente le niveau d'acidité le plus faible. Les sites GAT, ORF, RE et STN forment entre les sites TWK et STH un bloc homogène relativement à l'acidité de l'horizon B.

Tel que stipulé plus haut, la deuxième composante extraite pour l'horizon B met en évidence des différences au niveau de la solubilité différentielle de Al et de K dans la solution de sol. Le ratio K/Al est effectivement bien corrélé à ce facteur et est apparemment indépendant du pH ( $r = 0,20$  ;  $p = 0,489$ ). Lorsque l'on ne considère que les sites situés sur la portion négative du premier facteur (tableau 5.10b), soit ceux présentant un niveau d'acidité similaire, la deuxième composante est corrélée au ratio bases/Al dans les ES ( $r = 0,86$  ;  $p = 0,006$ ). On note par ailleurs que l'inversion des sites ORF et NDR sur le deuxième facteur de l'horizon B par rapport à leur position respective sur ce même facteur dans l'horizon humifère traduit pour le premier une hausse importante du ratio bases/Al dans l'horizon B et une baisse marquée de ce ratio pour le site NDR (tableau 5.8).

À l'instar de l'horizon humifère, la troisième composante pour l'horizon B apparaît liée au statut en bases et plus particulièrement à celui de Mg. L'analyse de variance montre que seuls les sites LPT et ORF se détachent franchement des autres sites (tableau 5.10b). Un ratio Ca/Mg relativement bas caractérise ces deux sites. Il est de 0,41 et de 1,6 respectivement pour les sites ORF et LPT tandis qu'il est de 6,7 pour le site GAT, soit le site possédant la plus faible valeur sur cet axe. Cette relation entre la troisième composante et le ratio Ca/Mg ne présente cependant pas un caractère général. En fait, pour l'ensemble des sites, le ratio Mg/bases donne le meilleur coefficient de corrélation ( $r = 0,75$  ;  $p = 0,002$ ). Lorsque l'on compare les sites présentant un même niveau d'acidité, les coefficients de corrélation sont meilleurs, soit 0,84 ( $p = 0,009$ ) pour les sites situés sur la portion négative de l'axe et 0,89 ( $p = 0,019$ ) pour les sites situés sur la portion positive.

**Tableau 5.10b** Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour le vecteur majeurs de la solution de sol de l'horizon B.

<b>Horizon B (Wilk's Lamda = 0,061 ; p &lt; 0,01)</b>													
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M..S.)					F	p
Première composante (BF1)		7,81					0,24					32	<0,01
Deuxième composante (BF2)		3,38					0,74					4,6	<0,01
Troisième composante (BF3)		5,72					0,48					12	<0,01
Première composante													
STF	NDR	DUC	LDE	AUC	LPT	OUI	STP	TWK	GAT	ORF	RE	STN	STH
-0,95	-0,83	-0,81	-0,78	-0,65	-0,65	-0,50	-0,48	0,10	0,92	0,94	1,07	1,09	1,63
Deuxième composante													
STH	NDR	STN	LPT	LDE	TWK	DUC	STF	STP	AUC	GAT	OUI	ORF	RE
-1,24	-1,03	-0,37	-0,36	-0,13	-0,08	-0,08	0,02	0,05	0,25	0,41	0,64	0,71	0,81
Troisième composante													
GAT	STP	DUC	LDE	RE	STN	STF	NDR	STH	AUC	TWK	OUI	LPT	ORF
-1,13	-0,55	-0,52	-0,51	-0,48	-0,35	-0,32	-0,20	0,03	0,25	0,44	0,52	1,27	1,76

*Analyse du vecteur bases*

La première composante de l'ACP oppose la solubilité différentielle de K à celle de Mg (tableau 5.11). Ce facteur explique 58% de la variance et traduit adéquatement le ratio K/Mg. Le coefficient de corrélation entre ce facteur et le logarithme du ratio K/Mg est 0,98. Les sites ORF, NDR et LPT ont par rapport à cette dimension un caractère nettement distinctif (tableau 5.12). On note également que les sites STN et GAT, lesquels présentent les même valeurs de pH (tableau 5.7), présentent une différence significative à l'égard de ce facteur. Ce facteur distingue également le site DUC des autres sites sis sur roches ignées. Le site ORF demeure dans une groupe à part.

La deuxième composante extraite pour l'horizon humifère oppose Ca à Mg et met en évidence l'importance du ratio Ca/Mg en tant que source de variance secondaire (tableau 5.11). Contrairement à la première composante laquelle est corrélée à l'acidité de la solution de sol, cette dimension est indépendante du niveau d'acidité de la solution de sol ( $r = 0,25$  ;  $p = 0,388$ ). L'analyse de variance met encore une fois en évidence le caractère particulier du site ORF (tableau 5.12). Il est intéressant de noter également que les sites GAT, STN et DUC, lesquelles se retrouvent aux antipodes en ce qui a trait à l'acidité, constituent un groupe homogène sur ce facteur.

La première composante extraite pour l'horizon B oppose K aux deux autres éléments et traduit parfaitement la solubilité différentielle de cet élément (tableau 5.11). Cette dimension est par ailleurs fortement corrélée à l'acidité de la solution de sol ( $r = -0,91$  ;  $p < 0,001$ ). Les sites se trouvant sur la portion négative du facteur acidité (tableau 5.10), exception faite du site LPT, présentent un bloc relativement homogène sur la portion positive de cette composante (tableau 5.12). Sur la portion négative, on retrouve trois blocs, soit le site STH, les sites ORF et STN et un dernier bloc constitué des sites TWK, RE, GAT et LPT.

À l'instar de l'horizon humifère, la deuxième composante de l'horizon B traduit bien le ratio Ca/Mg puisqu'elle oppose ces deux éléments sur un même axe (tableau 5.11). Une

**Tableau 5.11** Résultats des deux ACP effectuées pour le vecteur bases des horizons FH et B : coefficients de corrélation des valeurs CDA avec les deux composantes des ACP pour le vecteur bases.

Facteurs	Horizon humifère		Horizon B	
	1	2	1	2
K	0,989	-0,146	1,000	-0,018
Ca	-0,360	0,933	-0,604	0,797
Mg	-0,800	-0,600	-0,693	-0,721
Valeur propre	1,748	1,252	1,845	1,155
Prp.Tot	0,583	0,417	0,615	0,385

**Tableau 5.12** Coordonnées factorielles et analyse de variance pour le vecteur bases de la solution de sol des horizons humifère et B.

<b>Horizon humifère (Wilk's Lamda = 0,056 ; p &lt; 0,01)</b>														
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M..S.)					F	p	
Première composante (BF1)		7,81					0,24					32	<0,01	
Deuxième composante (BF2)		3,38					0,74					4,6	<0,01	
Première composante														
ORF	STN	STH	RE	GAT	STP	STF	OUI	AUC	TWK	LDE	DUC	NDR	LPT	
-1,82	-0,74	-0,32	-0,30	-0,12	-0,11	-0,09	0,00	0,03	0,05	0,13	0,55	1,40	1,68	
Deuxième composante														
ORF	NDR	LPT	TWK	RE	STP	STH	AUC	STF	LDE	OUI	GAT	DUC	STN	
-2,48	-0,45	-0,38	-0,36	-0,32	-0,15	0,05	0,21	0,28	0,38	0,42	0,85	0,86	1,01	
<b>Horizon B (Wilk's Lamda = 0,064 ; p &lt; 0,01)</b>														
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M..S.)					F	p	
Première composante (BF1)		7,81					0,24					32	<0,01	
Deuxième composante (BF2)		3,38					0,74					4,6	<0,01	
Première composante														
STH	ORF	STN	TWK	RE	GAT	LPT	OUI	NDR	AUC	STP	LDE	DUC	STF	
-0,17	-1,09	-1,02	-0,39	-0,38	-0,24	-0,09	0,31	0,41	0,46	0,73	0,81	0,92	0,95	
Deuxième composante														
ORF	LPT	STP	RE	DUC	STH	STF	AUC	OUI	LDE	TWK	NDR	GAT	STN	
-2,47	-0,78	-0,33	-0,22	-0,09	-0,03	0,01	0,20	0,22	0,33	0,41	0,52	1,15	1,31	



fois de plus le site ORF présente une forte excentricité sur ce facteur et s'oppose aux sites GAT et STN mais non au site DUC (tableau 5.12). En fait, si l'on considère la deuxième composante extraite pour l'horizon humifère et celle pour l'horizon B comme traduisant une même dimension, soit celle qui exprime le ratio Ca/Mg, on constate pour certains sites une inversion de leur position sur l'axe. C'est notamment le cas pour le site NDR et dans une moindre mesure, pour les sites DUC et TWK.

### **5.2.3 Incidence de la composition de la solution de sol sur la composition élémentaire du feuillage**

*Incidence du pH, des teneurs en cations basiques et en aluminium et du ratio bases/Al dans la solution de sol*

L'analyse de corrélation (tableau 5.13) montre que les teneurs foliaires en Ca et Mg sont reliées aux concentrations trouvées pour ces deux éléments dans la solution de sol des deux horizons. Les relations trouvées pour Mg sont hautement significatives. Dans le cas de Ca, le pH est la variable qui explique le mieux la teneur foliaire. L'azote foliaire est quant à lui reliée au pH de la solution de sol des deux horizons, à la teneur en K et au ratio bases/Al de l'horizon B. Les teneurs foliaires en potassium et en phosphore ne sont pas corrélées aux variables mesurées pour la solution de sol. La teneur en Al dans l'horizon B est négativement corrélée à la teneur foliaire en bases.

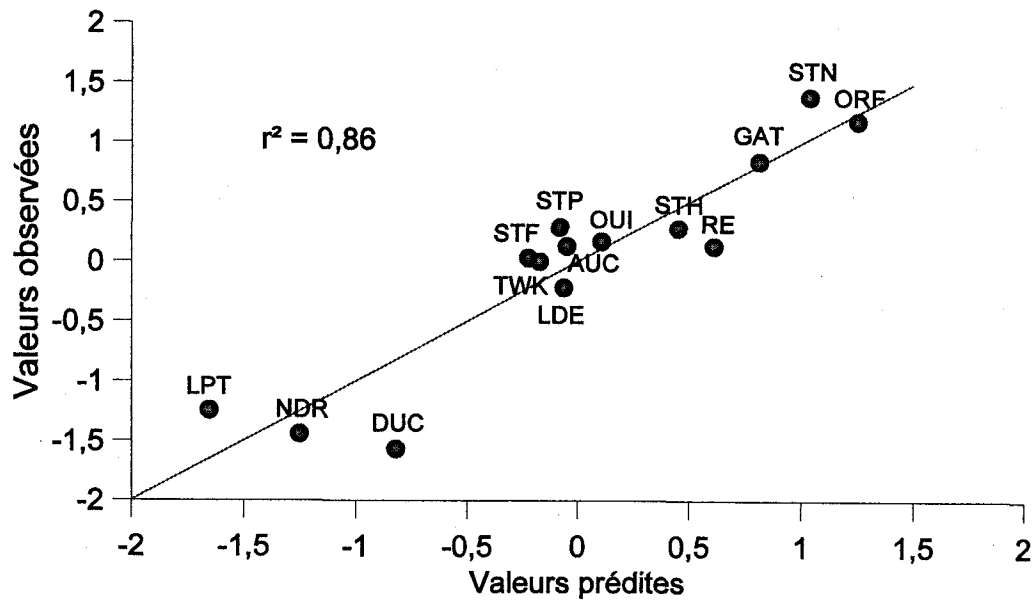
*Incidence du vecteur composition de la solution de sol des horizons humifère et B*

La composition en cations majeurs de la solution de sol de l'horizon humifère est celle qui explique le mieux la composition du feuillage. Les trois facteurs extraits de l'ACP pour cet horizon expliquent 86% de la variance observée pour la première composante foliaire en éléments majeurs (CF1) (figure 5.2). Les coefficients de corrélation présentés à la figure 5.2 et au tableau 5.14 montrent que c'est le facteur acidité (FHF1) qui a la plus grande incidence sur cette composante. Le facteur FHF2 est négativement corrélé à la composante CF1. Une valeur élevée sur ce facteur favorise le prélèvement de K au détriment de Ca et Mg, ce qui tend à démontrer le rôle que joue la solubilité de K dans la définition de cette composante. L'incidence du facteur FHF3 sur ces mêmes dimensions

**Tableau 5.13** Coefficients de corrélation entre les teneurs foliaires et la conductivité, le pH, les teneurs en Al et en cations basiques et le ratio bases/Al dans la solution de sol des horizons humifère et B.

Feuillage	N		P		K		Ca		Mg		Majeurs <sup>z</sup>		Bases <sup>y</sup>	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
Horizon humifère														
Conductivité	0,18	0,54	-0,12	0,68	0,26	0,37	-0,07	0,81	-0,33	0,24	0,05	0,88	-0,03	0,91
pH	<b>-0,59<sup>x</sup></b>	<b>0,03</b>	-0,14	0,64	-0,10	0,73	<b>0,81</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,49	0,08	0,33	0,24	<b>0,71</b>	<b>0,01</b>
Al	0,36	0,20	-0,18	0,55	-0,23	0,42	-0,45	0,10	-0,08	0,79	-0,24	0,40	-0,45	0,11
K	-0,02	0,94	0,09	0,77	0,45	0,10	0,26	0,36	-0,19	0,52	0,28	0,32	0,32	0,27
Ca	-0,14	0,63	-0,21	0,47	0,16	0,58	<b>0,63</b>	<b>0,02</b>	0,11	0,72	0,43	0,12	<b>0,58</b>	<b>0,03</b>
Mg	0,02	0,95	-0,18	0,54	-0,13	0,65	0,47	0,09	<b>0,84</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,42	0,13	0,47	0,09
Bases/Al	-0,33	0,24	-0,32	0,27	0,03	0,91	<b>0,68</b>	<b>0,01</b>	0,15	0,60	0,34	0,24	<b>0,58</b>	<b>0,03</b>
Horizon B														
Conductivité	0,17	0,56	-0,33	0,26	0,06	0,83	-0,01	0,96	-0,13	0,67	0,04	0,88	-0,01	0,96
pH	<b>-0,57</b>	<b>0,03</b>	-0,29	0,32	-0,34	0,23	0,32	0,26	0,41	0,15	-0,11	0,72	0,22	0,44
Al	0,51	0,07	-0,35	0,22	-0,30	0,30	-0,49	0,07	-0,46	0,10	-0,29	0,32	<b>-0,56</b>	<b>0,04</b>
K	<b>0,57</b>	<b>0,03</b>	0,17	0,55	0,35	0,23	0,05	0,87	-0,21	0,47	0,40	0,16	0,11	0,72
Ca	-0,39	0,16	-0,42	0,14	-0,09	0,75	<b>0,63</b>	<b>0,02</b>	0,15	0,61	0,23	0,43	0,51	0,06
Mg	0,02	0,95	-0,17	0,57	-0,31	0,27	0,13	0,67	<b>0,84</b>	<b>&lt;0,01</b>	0,12	0,67	0,14	0,63
Bases/Al	<b>-0,53</b>	<b>0,05</b>	-0,34	0,24	-0,31	0,28	<b>0,60</b>	<b>0,02</b>	<b>0,60</b>	<b>0,02</b>	0,15	0,60	0,49	0,07

<sup>z</sup> :  $\Sigma$ majeurs ; <sup>y</sup> :  $\Sigma$ bases ; <sup>x</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,05$  ;  $n=14$



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,86$  ;  $p < 0,001$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnées à l'origine	-	-	0,024	0,818
FHF1	0,551	0,87	0,640	>0,001
FHF2	0,778	-0,66	-0,422	0,021
FHF3	0,862	0,61	0,446	0,034

**Figure 5.2** Prédiction des coordonnées factorielles sur la première composante de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs) à partir des coordonnées factorielles sur les trois composantes de l'ACP effectuée pour la composition de la solution de sol de l'horizon humifère (vecteur majeurs).

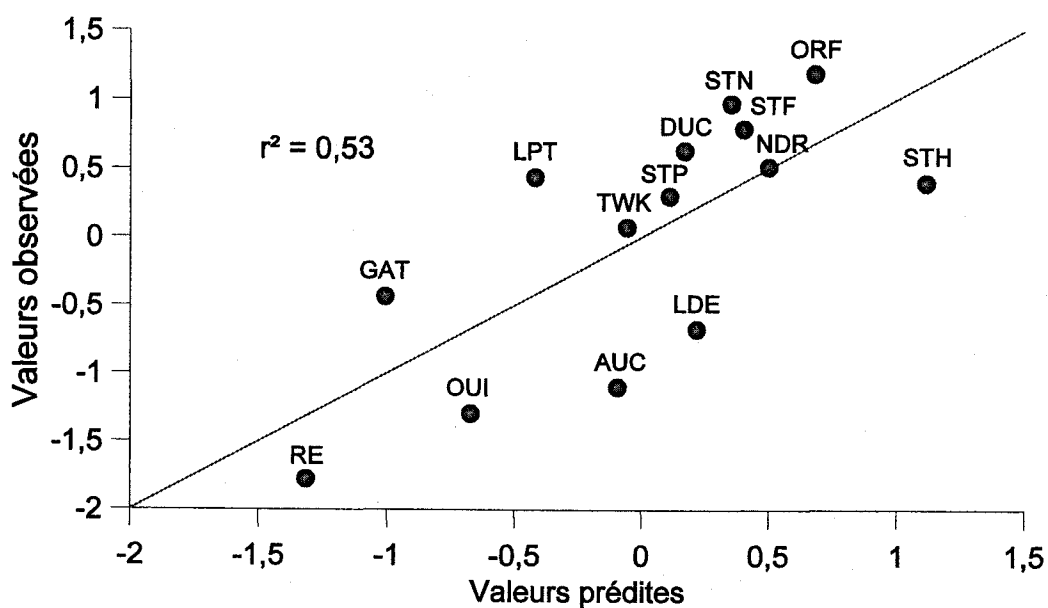
**Tableau 5.14** Analyse du vecteur majeurs : Coefficients de corrélation entre les coordonnées factorielles du vecteur majeurs des horizons humifère et B et les coordonnées factorielles des vecteurs majeurs et bases du feuillage.

Solution de sol	Feuillage (vecteur majeurs)			
	CF1		CF2	
	r	p	r	p
	Horizon humifère			
FHF1	<b>0,74<sup>z</sup></b>	<b>0,002</b>	-0,38	0,180
FHF2	<b>-0,62</b>	<b>0,019</b>	-0,23	0,438
FHF3	0,46	0,095	0,27	0,342
	Horizon B			
BF1	<b>0,67</b>	<b>0,009</b>	0,03	0,929
BF2	0,38	0,176	-0,47	0,088
BF3	0,02	0,948	0,24	0,404

<sup>z</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,05$  ;  $n=14$

est également significative compte tenu de la variance expliquée par les deux premiers facteurs mais contraire à celle du facteur FHF2. L'acidité de la solution de sol de l'horizon B est également corrélée significativement à la première composante foliaire. La deuxième composante isolée pour le feuillage n'est corrélée significativement à aucun des facteurs extraits du vecteur majeurs pour la solution de sol. Le facteur BF2, lorsque combiné au facteur FHF3, explique toutefois 53% de la variance observée pour cette composante (figure 5.3). Le facteur BF2 est lié au ratio K/Al dans la solution de sol de cet horizon ( $r = -0,75$  ;  $p = 0,002$ ). Lorsque l'on substitue ce ratio au facteur BF2 dans la régression présentée à la figure 5.3, on explique 70% de la variance observée pour CF2.

La distribution des cations basiques (K, Ca et Mg) dans la solution de sol a une incidence significative sur celle du feuillage. Les indices CND calculés pour chacun des éléments du vecteur bases sont significativement corrélés aux valeurs CDA respectives calculées pour la solution de sol de l'horizon humifère (tableau 5.15). Pour le calcium toutefois, on obtient une meilleure relation lorsque l'on tient compte de l'acidité (H et Al) dans le calcul de la valeur CDA, ce qui met en évidence l'effet antagoniste de l'acidité sur le prélèvement de cet élément noté au tableau 5.13. Les coefficients de corrélation obtenus avec les valeurs CDA de l'horizon B sont moins élevés que pour l'horizon humifère mais demeurent significatifs sauf pour K. On note également que l'acidité de la solution de sol n'a pas d'incidence sur les valeurs CND calculées pour K et que la valeur pour cette variable dépend de la solubilité différentielle de K par rapport à Ca et Mg. En fait, la relation entre les facteurs FHFB1 et CFB1 (tableau 5.16) montre que le statut de K dépend surtout du ratio K/Mg dans la solution de l'horizon humifère. Par ailleurs, le facteur FHFB2 explique fort bien la composante CFB2. Ces deux facteurs expriment tous deux la dualité entre Ca et Mg. Pour l'horizon B, l'incidence du facteur BFB1 sur la composante CFB1 est beaucoup plus faible que celle du facteur FHFB1. Par contre le facteur BFB2 est bien relié au facteur CFB2, ce qui démontre que le ratio Ca/Mg dans la solution de sol de l'horizon B a une incidence sur ce même ratio dans le feuillage.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,53$  ;  $p = 0,015$ )

Variable	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	-0,021	0,909
BF2	0,223	-0,70	-1,15	0,007
FHF3	0,532	0,63	0,902	0,021

**Figure 5.3** Prédiction des coordonnées factorielles sur la deuxième composante de l'ACP effectuée pour les indices CND (vecteur majeurs) à partir des coordonnées factorielles sur la deuxième composante de l'ACP effectuée pour la composition de la solution de sol de l'horizon B et la troisième composante extraite pour l'horizon humifère (vecteur majeurs).

**Tableau 5.15** Coefficients de corrélation entre les indices CND calculés pour le vecteur majeurs et le vecteur bases d'une part, et les valeurs CDA calculées pour le vecteur majeurs et le vecteur bases de la solution de sol des horizons humifère et B, d'autre part.

Valeurs CND	Vecteur bases (valeurs CDA)		Vecteur majeurs (valeurs CDA)	
	Horizon FH (A)	Horizon B	Horizon FH (A)	Horizon B
Calcium				
Bases	<b>0,73<sup>z</sup></b>	<b>0,59</b>	<b>0,9</b>	<b>0,66</b>
Majeurs	<b>0,6</b>	<b>0,56</b>	<b>0,89</b>	<b>0,71</b>
Magnésium				
Bases	<b>0,89</b>	<b>0,81</b>	<b>0,63</b>	<b>0,8</b>
Majeurs	<b>0,87</b>	<b>0,69</b>	<b>0,81</b>	<b>0,79</b>
Potassium				
Bases	<b>0,89</b>	0,53	-0,03	0,18
Majeurs	<b>0,87</b>	0,49	0,12	0,21

<sup>z</sup> Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,05$

**Tableau 5.16** Analyse du vecteur bases : Coefficients de corrélation entre les coordonnées factorielles calculées pour les horizons humifère et B avec et les coordonnées factorielles calculées pour le feuillage.

Solution de sol	Feuillage			
	CFB1		CFB2	
	r	p	r	p
	Horizon humifère			
FHFB1	<b>0,88</b>	<b>&lt;0.001</b>	-0,21	0,470
FHFB2	0,16	0,593	<b>-0,85</b>	<b>&lt;0.001</b>
	Horizon B			
BFB1	0,53	0,052	-0,36	0,204
BFB2	0,06	0,831	<b>-0,86</b>	<b>0,000</b>

<sup>z</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,05$  ;  $n=14$



### 5.3 Synthèse et discussion

La structure relationnelle entre les bases du feuillage est forte et apparaît nettement sur la première composante foliaire (CF1). Cette composante oppose K à Ca et Mg et traduit la composition foliaire des érablières présentant des particularités sur le plan de la nutrition. Les érablières DUC, LPT et NDR présentent des carences en Ca et Mg et un déséquilibre majeur entre N et Ca. L'autre groupe saturant fortement sur cette composante est constitué des sites ORF et STN. Ces deux érablières présentent de faibles teneurs en P et K. La carence en P est importante pour le site STN tandis que Mg est nettement en excès au site ORF. Une part significative de la variance dans l'indice CND de l'azote est indépendante du statut en bases et s'exprime sur la deuxième composante foliaire. Cette dimension permet de différencier les sites saturant faiblement sur la première composante. Les sites RE et STF, par exemple, ont un statut en bases peu contrastant mais présentent une différence importante au niveau de leur statut en azote ; ils s'opposent sur ce facteur.

L'acidité est la principale dimension mise en évidence pour la composition de la solution de sol. Cette dimension oppose nettement l'ion  $H^+$  aux cations Ca et Mg dans les deux horizons. La relation de K avec ce facteur diffère toutefois d'un horizon à l'autre. Dans l'horizon humifère, K est corrélé positivement au facteur acidité tandis que dans l'horizon B, cette variable sature surtout sur la deuxième composante tout en montrant un coefficient négatif avec le facteur acidité. Le ratio K/Al apparaît comme étant une dimension orthogonale à l'acidité dans l'horizon B.

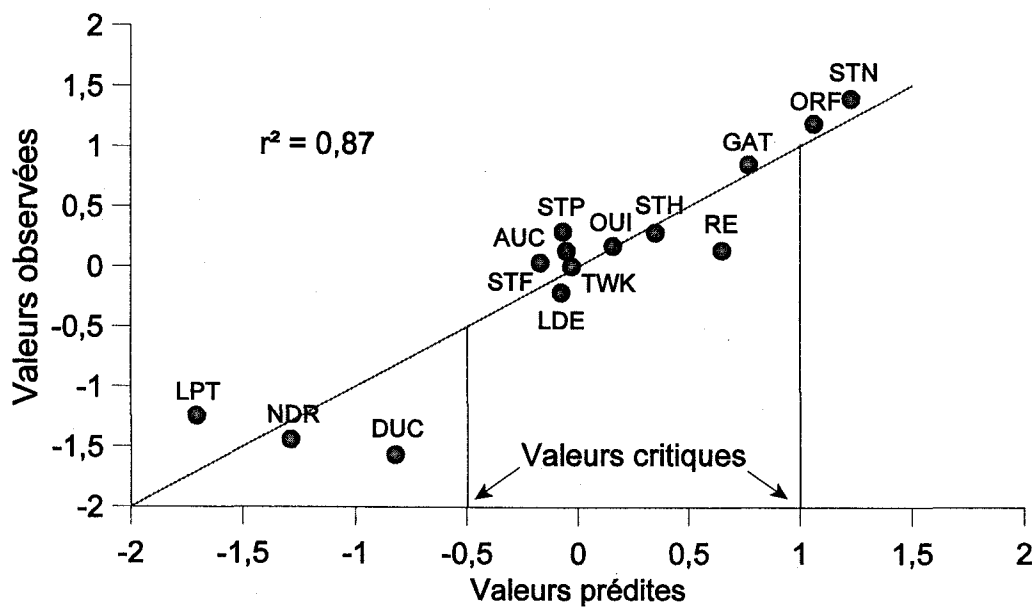
Le statut foliaire en bases tel que traduit par les composantes CF1 ou CFB1, est bien expliqué par la composition de la solution de sol. L'acidité et la solubilité différentielle de K dans l'horizon humifère sont dans cette étude les paramètres qui expliquent le mieux le statut foliaire en bases. Le statut en calcium plus particulièrement, est sensible à l'acidité de la solution de sol des deux horizons tandis que celui de K est essentiellement dépendant de la solubilité de cet élément par rapport à celle de Ca et Mg dans l'horizon

humifère. D'une manière ou d'une autre, l'acidité et la solubilité différentielle des bases expliquent 80% et plus du statut foliaire en bases.

Des relations similaires entre le statut en bases et l'acidité sont rapportées pour les érablières de l'Est du continent (Hallett et Hornbeck 1997 ; Ouimet et Camiré 1995 ; Ellsworth et Liu 1994 ; Wilmot *et al.* 1994). Par ailleurs, le statut foliaire en K a pu être relié à la teneur en K échangeable (Burton *et al.* 1993). Ouimet et Camiré (1995) ont associé la carence en P et K à une faible saturation de K sur le complexe d'échange. Ces auteurs ont proposé un ratio K/Mg échangeable supérieur à 0,5 pour éviter les problèmes de nutrition avec K dans les érablières des Appalaches québécoises. Dans notre étude, la pertinence du ratio K/Mg est traduite par la relation entre le facteur FHFB1 avec la composante CFB1 (tableau 5.16). Ce ratio constitue le pôle fort de la relation entre les cations basiques dans la solution de sol (tableau 5.11).

Une part significative de la variance observée pour la deuxième composante foliaire est associée à celle du ratio K/Al dans la solution de sol de l'horizon B. La relation entre ces deux paramètres demeure obscure. On peut néanmoins noter que ce ratio est lui-même corrélée à la solubilité de Al ( $r = 0,57$  ;  $p = 0,032$ ) mais non à celle de K ( $r = 0,17$  ;  $p = 0,558$ ) et que cet élément, l'aluminium, a un effet délétère sur le prélèvement des bases (tableau 5.13). Il est donc logique qu'un faible ratio favorise un indice CND élevé pour l'azote. Toutefois, si l'effet antagoniste de Al sur le prélèvement des bases est bien documenté (Boudot *et al.* 1994. ; Foy 1992 ; McCray et Sumner 1990 ; Andersson 1988), la relation entre la teneur en azote et des paramètres tels que le pH, la solubilité de K et le ratio bases/Al dans la solution de sol de l'horizon B demeure surprenante (tableau 5.13). La corrélation négative avec les pH des horizons humifère et B, notamment, est contraire à l'idée reçue, à l'effet que les milieux forestiers acides sont généralement plus pauvres en azote. Ouimet et Camiré (1995) ont noté une corrélation significative ( $r = 0,26$  ;  $p < 0,0001$ ) entre la saturation de K sur le complexe d'échange et l'indice DRIS de N mesuré dans 246 érablières des Appalaches québécoises mais pour l'horizon humifère.

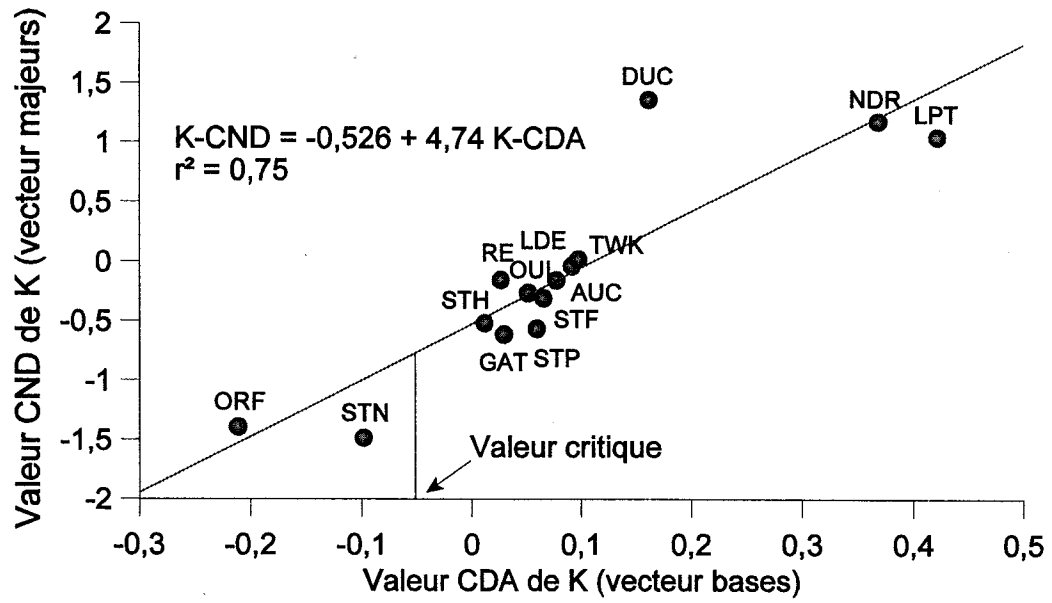
Les résultats obtenus dans le cadre de ce travail appuient l'hypothèse selon laquelle la composition du feuillage en cations basiques chez les végétaux ligneux est d'abord fonction de la distribution de ceux-ci dans la solution de sol (Nielsen et Hansen 1984 ; Khasawneh 1971). A priori, l'approche retenue pour caractériser la solution de sol est prometteuse pour la caractérisation du statut nutritif des peuplements forestiers. Elle nous permet de prédire la composition foliaire avec suffisamment de précision pour discriminer les sites pouvant présenter des déséquilibres nutritifs en cations basiques et peut s'avérer une donnée importante pour le diagnostic dans l'érablière. Les figures 5.4 et 5.5 montrent à cet effet des relations pouvant être utiles pour le diagnostic du statut nutritif de l'érablière. Le modèle de la figure 5.4 nous permet de fixer à partir de variables de sol simples et faciles à mesurer, des valeurs critiques en deçà et au-dessus desquelles les probabilités d'observer un déséquilibre nutritif sont importantes. Le modèle de la figure 5.5 nous permet de fixer une valeur critique pour la solubilité différentielle de K en deçà de laquelle les risques d'observer une insuffisance en K sont élevés.



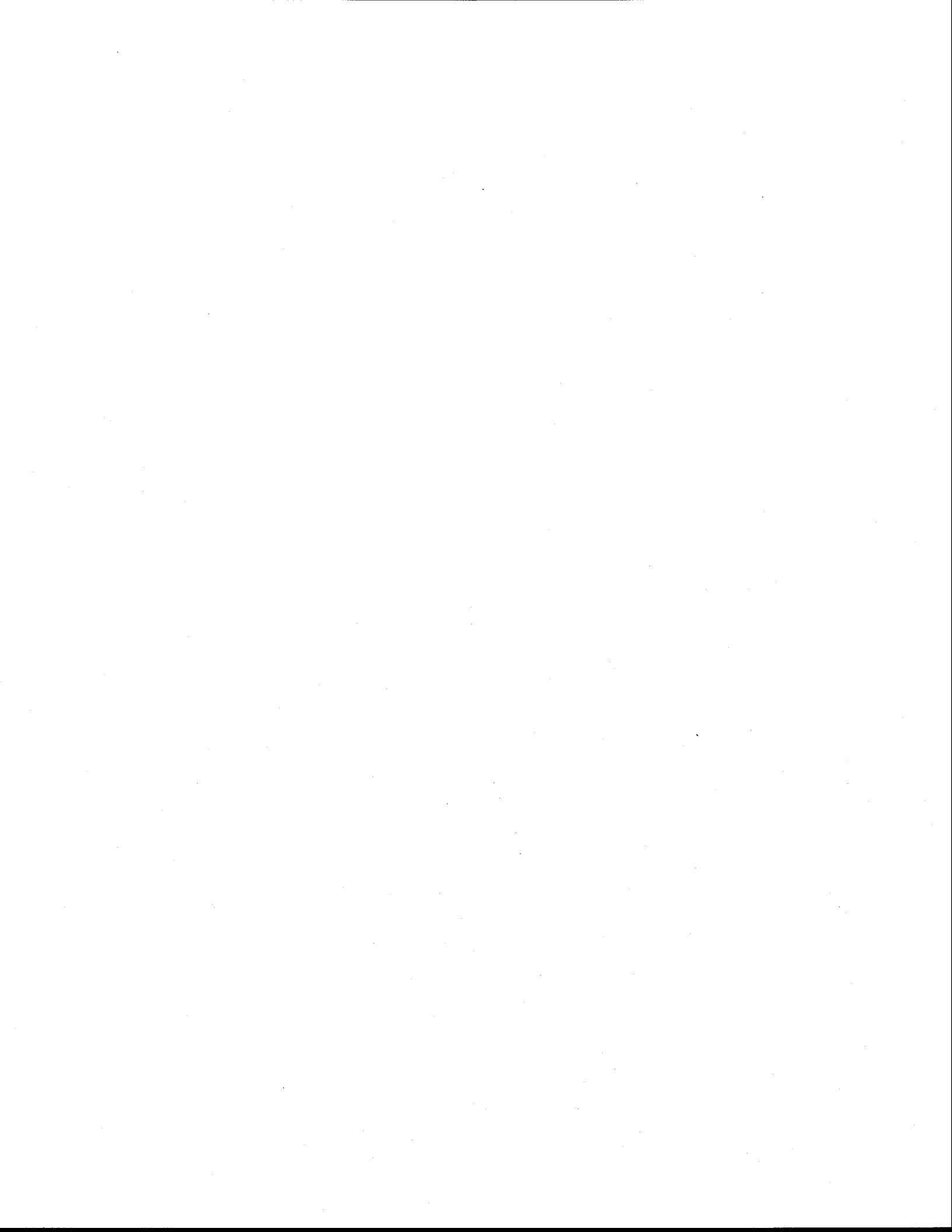
Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,87$  ;  $p < 0,001$ )

Variable	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	-2,35	0,032
Valeur CDA de K	0,775	-0,78	-3,36	0,002
pH de l'horizon humifère	0,872	0,66	0,531	0,015

**Figure 5.4** Prédiction de la première composante foliaire à partir de la solubilité différentielle de K (vecteur bases) et du pH de la solution de sol de l'horizon humifère.



**Figure 5.5** Prédiction et valeur critique pour l'indice CND de K à partir de la solubilité différentielle de K dans la solution de sol de l'horizon humifère.



## Chapitre VI

### Incidence des propriétés minérales du dépôt sur la composition de la solution de sol et sur la composition du feuillage dans l'érablière

Les problèmes de nutrition en cations basiques dans les érablières du Québec sont connus depuis une vingtaine d'années grâce aux travaux de Bernier et Brazeau (1988 a/b/c). D'abord associés au dépérissement (Bernier et Brazeau 1988 a/b/c ; Fortin et Ouimet 1990 ; Robitaille et Boutin 1993), ceux-ci ont par la suite été liés aux propriétés du sol (Wilmot *et al.* 1994 ; Ouimet et Camiré 1995) et à la désaturation en cations basiques du complexe d'échange occasionnée par les dépôts atmosphériques acides (Houle *et al.* 1997). L'acidité et la toxicité de Al sont principalement mises en cause par des études *in vitro* et par des observations *in situ* (Kelly *et al.* 1990 ; Ellsworth et Liu 1994 ; Wilmot *et al.* 1994 ; Ouimet et Camiré 1995 ; Hallett et Hornbeck 1997).

Bien qu'il soit acquis que les dépôts atmosphériques acides causent une accélération du lessivage des cations basiques et favorisent la mobilisation de Al, l'hypothèse selon laquelle ce phénomène provoque une diminution de la disponibilité des bases et un préjudice à la forêt, ne peut être étendue à tous les écosystèmes (Foster *et al.* 1992 ; Johnson et Lindberg 1992 ; Lawrence *et al.* 1997). La nature minérale du dépôt a, à cet effet, une incidence déterminante pour la nutrition et la sensibilité des écosystèmes forestiers vis-à-vis l'acidité des précipitations (Johnson et Linberg 1992 ; Arp *et al.* 1996 ; Krám *et al.* 1997 ; Lawrence *et al.* 1997). Les minéraux du sol, hérités du dépôt, représentent en effet une source majeure de cations basiques de sorte que de nombreux efforts ont été consentis pour quantifier les intrants par altération (Bormann *et al.* 1998 ; Fichter *et al.* 1998 ; Hodson *et al.* 1998 ; Lichter 1998 ; van der Salm *et al.* 1998 ; Houle *et al.* 1997 ; Arp *et al.* 1996 ; Jönsson *et al.* 1995 ; Bain *et al.* 1994 ; McCourt et Hendershot 1992). Cependant peu d'études ont tenté de relier directement la nature minérale du dépôt au statut nutritif de la forêt : Lawrence *et al.* (1997) ont examiné l'incidence de la minéralogie du dépôt sur le statut en calcium du sol dans des forêts d'épinettes rouges (*Picea rubens* Sarg.) du Nord-Est des États-Unis ; en Europe quelques études ont relié les carences en Mg observées dans les forêts dépérissantes à une roche mère acide et pauvre en cations basiques (Landmann *et al.* 1997) ; Krám *et al.* 1997 ont examiné l'incidence de

deux types de lithologie (granite et serpentine) sur le cycle biogéochimique des cations basiques. Aucune étude n'a à ce jour lié directement la nature minérale du dépôt au statut nutritif de l'érablière.

Ce travail a pour but de comprendre comment la nature minérale du dépôt influence la nutrition de l'érablière. Il présente un effort de caractérisation effectué pour 14 érablières du Québec méridional présentant un contraste au niveau de la géologie régionale. Il présente également une nouvelle approche pour la caractérisation du statut nutritif basée sur une propriété "permanente" de l'écosystème : la géochimie du dépôt.

## 6.1 Approche méthodologique

L'approche développée dans le cadre de ce travail repose sur deux postulats vérifiés mathématiquement :

- 1) un flux en éléments nutritifs est entièrement défini par deux variables orthogonales, soit : la composition et l'intensité du flux ; et
- 2) l'effet additif de différents flux sur la composition d'un réservoir .

Ainsi, théoriquement, la composition de la solution de sol et incidemment celle du feuillage (voir chapitre V), devrait être expliquée en grande partie par la composition du flux d'altération et par la nature des intrants atmosphériques. Puisque d'une part la composition et l'intensité du flux d'altération dépendent en grande partie de la nature minérale du dépôt, et que d'autre part la charge acide atmosphérique peut avoir un effet délétère sur le statut en cations basiques du sol, nous avons posé les hypothèses suivantes :

- 1) la composition géochimique et la solubilité du dépôt expliquent une part significative de la variance observée dans : a) la composition de la solution de sol ; et b) la composition du feuillage ;
- 2) la charge atmosphérique acide contribue à expliquer le statut nutritif de l'érablière ; et



- 3) l'incidence du dépôt et de la charge acide sur la composition du feuillage présente un caractère additif.

Le premier objectif du travail a donc été de caractériser les propriétés minérales du dépôt pour les 14 érablières. Les éléments de la caractérisation sont : 1) la composition de la minéralogie du dépôt pour fin de référence ; 2) la composition géochimique du dépôt ; et 3) la solubilité absolue et différentielle des bases dans le dépôt. Le deuxième objectif a été d'identifier les propriétés minérales ayant une incidence mesurable et significative sur la composition de la solution de sol et la composition du feuillage afin de comprendre comment la nature minérale du dépôt influence la nutrition de l'érablière. Et finalement, le troisième objectif a été de dégager l'importance du dépôt pour la sensibilité de l'écosystème vis-à-vis les précipitations acides.

## 6.2 Matériel et méthode

La caractérisation géochimique et minéralogique du dépôt a été effectuée sur des échantillons de sol provenant de l'horizon C fournis par le MRNQ. Ces échantillons ont été prélevés sur les trois faces d'un pèdon situé à proximité de chacune des places d'étude, sauf pour la station STP où seulement deux échantillons étaient disponibles. Pour le site STN, nous avons échantillonné l'horizon C en trois endroits différents, à l'aide d'une sonde. En tout, 41 échantillons ont fait l'objet d'une analyse semi-quantitative afin de connaître les caractéristiques minéralogiques du dépôt supportant la croissance de la forêt sur chacun des sites.

La figure 6.1 illustre la procédure suivie afin d'obtenir une caractérisation semi-quantitative de la minéralogie de ces échantillons. Deux sous échantillons ont d'abord été obtenus par séparation sur un rifleur. Un sous échantillon destiné à l'analyse des éléments totaux et à la diffraction aux rayons-x a été broyé au mortier. Les éléments totaux ont été dosés à l'ICP suite à la mise en solution de l'échantillon par une digestion totale. Le carbone total (C.T.) a été mesuré par décomposition thermique à l'aide de l'appareil CHNS-932 de LECO. Le carbone organique (C.O.) a été mesuré selon la méthode d'oxydation humide en milieu acide (Walkley et Black 1934). La teneur en matière organique (M.O.)

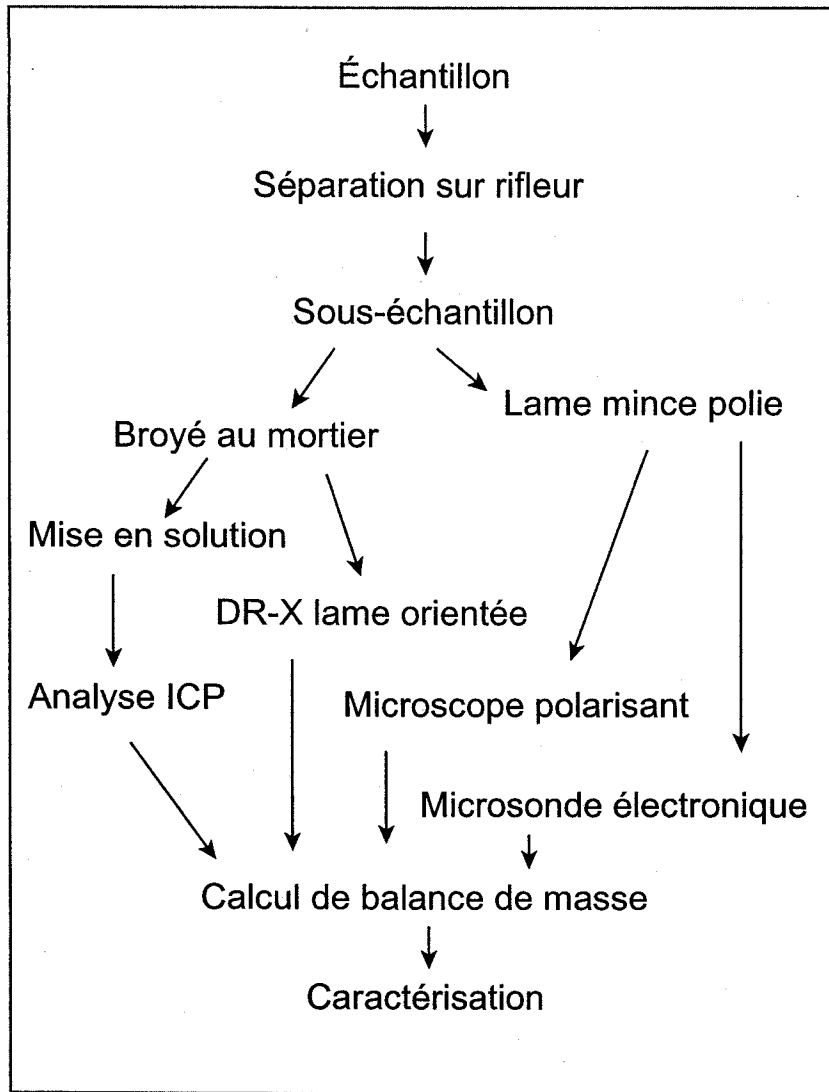


Figure 6.1 La procédure analytique

a été calculée en multipliant la teneur en C.O. par un facteur de 1,724. Le carbone inorganique (C.I.) a été obtenu en soustrayant le C.O. du C.T. La teneur en eau (T.E.) a été mesurée par perte au feu (PAF) de la manière suivante :

$$\text{PAF} - \text{C.O.} = \text{T.E.}$$

La diffraction aux rayons-x s'est effectuée avec un diffractomètre (Siemens D5000) utilisant la radiation  $K\alpha$  du cuivre générée à 30 mA et 40KV. Les échantillons en lames orientées ont été balayés de X à Y°  $2\theta$  par pas de  $0,02^\circ 2\theta$  intégrés pendant 1,2 sec, afin de mettre en évidence la présence d'argile et d'identifier qualitativement les minéraux présents. L'interprétation des patrons de diffraction a été effectuée à l'aide du logiciel JADE. Le second sous échantillon a été utilisé pour la confection de lames minces polies destinée à l'analyse au microscope polarisant et à la microsonde électronique (Cameca SX-100). L'usage de la microsonde a permis de préciser la composition des minéraux à composition variable. À partir de la liste des minéraux identifiés par diffraction des rayons-x ou microscopie optique et des résultats de l'analyse chimique, des calculs de balance de masse ont été effectués afin d'obtenir une estimation quantitative des minéraux en présence. Notons que le phosphore et le carbone inorganique ont été d'office attribués respectivement à l'apatite et aux carbonates.

La solubilité des minéraux de l'horizon C a été mesurée par hydrolyse acide dans une solution d'acide acétique tamponnée à pH 3 à l'aide d'acétate d'ammonium. Les échantillons ont tout d'abord été débarrassés de leur contenu échangeable. Pour ce faire, les éléments échangeables de 0,5 g de l'horizon C ont été extraits dans 30 ml d'une solution de  $\text{BaCl}_2$  0,1 M dans des tubes à centrifuger de polypropylène 50 ml (Hendershot et Duquette 1986). Les tubes ont été agités pendant deux heures. Ils ont ensuite été centrifugés à 13000 RPM pendant 20 minutes. Le surnageant a été prélevé pour analyse. Les échantillons ont ensuite été rincés trois fois avec de l'eau déionisée selon la même procédure, puis soumis à l'hydrolyse acide dans 30 ml d'acide acétique. Les tubes ont été agités pendant 24 heures puis centrifugés tel que décrit plus haut.

Tous les éléments à l'exception de K ont été dosés par photospectroscopie d'émission atomique induit au plasma (ICP). Le potassium a été dosé par photospectroscopie d'absorption atomique à la flamme. La matière résiduelle a été attribuée à Si.

### **6.2.1 Traitement mathématique et analyses statistiques des données**

Les analyses statistiques effectuées dans le cadre de ce travail ont porté sur la composition géochimique et la solubilité du dépôt. En effet, les données sur la minéralogie se prêtent mal à ce genre d'exercice en raison de la pluralité des espèces minérales trouvées dans les 14 érablières et de l'incidence possible d'espèces minérales que l'on ne retrouve que sur un seul site.

La caractérisation de la variance dans la composition géochimique du dépôt a été effectuée selon l'approche CDA. Deux vecteurs compositions ont été définis : un vecteur "majeurs" constitué des éléments Si, Al, Fe, Na, K, Ca et Mg ; et un vecteur "bases" constitué des éléments K, Ca et Mg. Le choix de se restreindre à ces éléments pour le vecteur majeurs est en partie motivé par le nombre relativement faible d'observations (41) et par le fait qu'ils constituent les principaux éléments constitutifs des silicates. La structure dans la variance de la composition géochimique a été mise en évidence par l'analyse en composante principale (ACP). L'importance de la variance intra site par rapport à la variance totale pour chacun des facteurs extraits de l'ACP a été mise en évidence par le biais d'une analyse de variance multiple (MANOVA). Les différences significatives entre les sites ont été établies à l'aide du test de comparaison multiple de Duncan's. L'incidence de la géochimie du dépôt et la charge atmosphérique acide ( $SO_4 + NO_x$ ) sur la composition de la solution de sol et la composition du feuillage a été mise en évidence par des analyses de corrélation et par des régressions multiples de type pas à pas. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel Statistica (Statsoft 1997).

## **6.3 Résultats**

### **6.3.1 Composition minéralogique de l'horizon C**

Les silicates représentent plus de 90% de la fraction minérale des dépôts (tableau 6.1). La teneur en quartz varie de 31% à 57% et constitue l'espèce minérale la mieux

représentée. D'une manière générale, elle est plus élevée pour les sites situés dans un environnement sédimentaire que les sites sis sur roche ignée. La teneur en muscovite et en illite varie de nul à 24 %. Ces minéraux sont absents de la majorité des dépôts situés dans un environnement igné. La teneur en feldspaths potassiques varie de 2% à 20% et la teneur en plagioclases varie de 6% à 37%. Le sous-groupe des plagioclases est dominé par les plagioclases sodiques. La teneur en minéraux ferromagnésiens varient de 5% à 21%. De ceux-ci, les minéraux appartenant aux groupes des phyllosilicates (biotites, chlorites) sont les mieux représentés mais on retrouve également des minéraux appartenant au groupe des grenats, des pyroxènes et des amphiboles sur certains sites. Les oxyde-hydroxydes, les phosphates et les carbonates sont les classes de minéraux trouvées dans des proportions mineures (<5%) dans les dépôts.

### 6.3.2 La composition géochimique de l'horizon C

Le tableau 6.2 présente la composition géochimique de l'horizon C des sites exprimée en pourcentage d'oxyde. La teneur moyenne en oxyde de silicium ( $\text{SiO}_2$ ) pour l'ensemble des sites est 71% avec un coefficient de variation de 5,2%. Les teneurs les plus faibles sont observées au site LDE (67%) et les plus élevées au site LPT (77%). L'oxyde d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) est le deuxième composé en importance avec une teneur moyenne de 13% et un coefficient de variation de 14%. La teneur moyenne en oxyde de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) est 5% et son coefficient de variation est 21%.

La teneur moyenne en oxyde de cations basiques (K, Na, Ca et Mg) est 8,1%. De ceux-ci, l'oxyde de calcium (CaO) présente la valeur moyenne la plus faible (1,5%) et le coefficient de variation le plus élevé (81%). Le site OUI est celui où la teneur en CaO est la plus faible (0,2%) et le site GAT, où elle est la plus élevée (3,7%). La teneur moyenne en oxyde de magnésium (MgO) est 1,7% avec un coefficient de variation de 53%. Le site DUC présente pour cet élément la teneur la plus faible (0,8%) et le site ORF la teneur la plus élevée (4%). La teneur moyenne pour l'oxyde de sodium ( $\text{Na}_2\text{O}$ ) est 2,2% avec un coefficient de variation de 36%. L'oxyde de potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ) est parmi les cations basiques celui dont la teneur moyenne est la plus élevée (2,7%) et le coefficient de variation le plus faible (20%). Le site DUC présente la teneur la plus élevée pour cet élément (3,6%) et le site ORF la plus faible (2%).

**Tableau 6.1** Évaluation semi-quantitative de la minéralogie du dépôt à partir des observations effectuées sur l'horizon C. Les valeurs présentent la proportion (%) calculée pour différents groupes de minéraux.

Minéraux	AUC	DUC	GAT	LDE	LPT	NDR	ORF	OUI	RE	STF	STH	STN	STP	TWK
Silicates	97	91	96	94	97	99	99	98	98	93	99	95	95	98
Quartz	50	33	31	40	57	44	42	52	38	32	54	42	33	41
Muscovite-illite	16		4	24	15	16	10	17			8	20		11
K-feldspath	2	20	12	10	3	7	4	6	13	19	7	8	15	11
Plagioclases	13	33	33	6	13	14	22	10	37	28	15	13	34	23
Na-feldspath	13	27	27	6	13	13	19	10	29	22	14	13	25	18
Ca-feldspath		6	6			1	4		8	6	1		9	5
Ferro-magnésiens	16	5	17	14	9	18	21	13	10	14	15	12	13	12
Biotite-chlorites	16	1	4	14	9	18	14	13	4	3	15	12	7	12
Hornblendes		4	7				1		4	8			6	
Pyroxènes			4											
Grenats			2						2	2				
Talc							6							
Oxyde-hydroxydes	1	6	2	3	2	1	2	1	2	5	1	2	3	1
Rutile	0		0	1		1		1			0		1	
Ilménite		1			1		1		1	2		0		1
Fe(Al)-oxyde	1	5	2	3	2		1	0	2	3	0	1	3	
Phosphate-carbonate	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	3	1	0,5
Apatite	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0,3
Carbonates	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0,2

représentée. D'une manière générale, elle est plus élevée pour les sites situés dans un environnement sédimentaire que les sites sis sur roche ignée. La teneur en muscovite et en illite varie de nul à 24 %. Ces minéraux sont absents de la majorité des dépôts situés dans un environnement igné. La teneur en feldspaths potassiques varie de 2% à 20% et la teneur en plagioclases varie de 6% à 37%. Le sous-groupe des plagioclases est dominé par les plagioclases sodiques. La teneur en minéraux ferromagnésiens varient de 5% à 21%. De ceux-ci, les minéraux appartenant aux groupes des phyllosilicates (biotites, chlorites) sont les mieux représentés mais on retrouve également des minéraux appartenant au groupe des grenats, des pyroxènes et des amphiboles sur certains sites. Les oxyde-hydroxydes, les phosphates et les carbonates sont les classes de minéraux trouvées dans des proportions mineures (<5%) dans les dépôts.

### 6.3.2 La composition géochimique de l'horizon C

Le tableau 6.2 présente la composition géochimique de l'horizon C des sites exprimée en pourcentage d'oxyde. La teneur moyenne en oxyde de silicium ( $\text{SiO}_2$ ) pour l'ensemble des sites est 71% avec un coefficient de variation de 5,2%. Les teneurs les plus faibles sont observées au site LDE (67%) et les plus élevées au site LPT (77%). L'oxyde d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) est le deuxième composé en importance avec une teneur moyenne de 13% et un coefficient de variation de 14%. La teneur moyenne en oxyde de fer ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) est 5% et son coefficient de variation est 21%.

La teneur moyenne en oxyde de cations basiques (K, Na, Ca et Mg) est 8,1%. De ceux-ci, l'oxyde de calcium (CaO) présente la valeur moyenne la plus faible (1,5%) et le coefficient de variation le plus élevé (81%). Le site OUI est celui où la teneur en CaO est la plus faible (0,2%) et le site GAT, où elle est la plus élevée (3,7%). La teneur moyenne en oxyde de magnésium (MgO) est 1,7% avec un coefficient de variation de 53%. Le site DUC présente pour cet élément la teneur la plus faible (0,8%) et le site ORF la teneur la plus élevée (4%). La teneur moyenne pour l'oxyde de sodium ( $\text{Na}_2\text{O}$ ) est 2,2% avec un coefficient de variation de 36%. L'oxyde de potassium ( $\text{K}_2\text{O}$ ) est parmi les cations basiques celui dont la teneur moyenne est la plus élevée (2,7%) et le coefficient de variation le plus faible (20%). Le site DUC présente la teneur la plus élevée pour cet élément (3,6%) et le site ORF la plus faible (2%).

**Tableau 6.1** Évaluation semi-quantitative de la minéralogie du dépôt à partir des observations effectuées sur l'horizon C. Les valeurs présentent la proportion (%) calculée pour différents groupes de minéraux.

Minéraux	AUC	DUC	GAT	LDE	LPT	NDR	ORF	OUI	RE	STF	STH	STN	STP	TWK
Silicates	97	91	96	94	97	99	99	98	98	93	99	95	95	98
Quartz	50	33	31	40	57	44	42	52	38	32	54	42	33	41
Muscovite-illite	16		4	24	15	16	10	17			8	20		11
K-feldspath	2	20	12	10	3	7	4	6	13	19	7	8	15	11
Plagioclases	13	33	33	6	13	14	22	10	37	28	15	13	34	23
Na-feldspath	13	27	27	6	13	13	19	10	29	22	14	13	25	18
Ca-feldspath		6	6			1	4		8	6	1		9	5
Ferro-magnésiens	16	5	17	14	9	18	21	13	10	14	15	12	13	12
Biotite-chlorites	16	1	4	14	9	18	14	13	4	3	15	12	7	12
Hornblendes		4	7				1		4	8			6	
Pyroxènes			4											
Grenats			2						2	2				
Talc							6							
Oxyde-hydroxydes	1	6	2	3	2	1	2	1	2	5	1	2	3	1
Rutile	0		0	1		1		1			0		1	
Ilménite		1			1		1		1	2		0	3	1
Fe(Al)-oxyde	1	5	2	3	2		1	0	2	3	0	1	1	0,5
Phosphate-carbonate	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	3	1	
Apatite	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0,3
Carbonates	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0,2



**Tableau 6.2** Compositions élémentaires moyennes des dépôts exprimées en pourcentage d'oxyde et coefficient de variation (%).

	AUC		DUC		GAT		LDE		LPT		NDR		ORF	
	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV
SiO <sub>2</sub>	71,7	2	69,2	4	67,6	1	66,5	4	76,6	1	69,6	3	71,5	6
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	12,1	3	13,2	7	13,2	2	15,4	14	10,7	5	14,2	9	10,7	10
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,2	4	4,0	9	4,3	1	6,3	11	4,5	11	5,6	9	5,7	28
MgO	2,0	3	0,8	15	2,2	3	1,9	9	1,1	14	1,3	7	4,0	40
CaO	0,3	28	2,4	21	3,7	5	0,6	24	0,5	13	0,6	27	1,1	5
Na <sub>2</sub> O	1,6	7	3,2	10	3,3	4	1,5	7	1,5	7	1,5	10	2,2	17
K <sub>2</sub> O	2,2	4	3,6	4	2,6	5	3,0	9	2,2	5	3,3	11	2,0	2
TiO <sub>2</sub>	0,4	1	0,4	8	0,4	2	0,5	4	0,4	7	0,6	6	0,5	36
MnO	0,1	7	0,1	29	0,1	7	0,1	8	0,1	28	0,1	6	0,1	36
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,1	18	0,1	12	0,2	16	0,1	14	0,1	14	0,1	3	0,1	20
S	0,1	3	0,1	49	0,1	8	0,1	13	0,1	7	0,1	16	0,1	4
SrO	0,0	19	0,0	51	0,1	6	0,0	21	0,0	12	0,0	34	0,0	20
CO <sub>2</sub>	0,0	-	0,0	-	0,04	100	0,1	105	0,0	-	0,0	-	0,04	18
M.O.	1,0	39	0,5	11	0,5	99	0,7	40	0,3	31	0,4	95	0,1	0
H <sub>2</sub> O	3,3	9	1,6	17	1,7	33	2,8	14	2,0	9	2,5	13	1,7	11
	OUI		RE		STF		STH		STN		STP		TWK	
	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV	Moy.	CV
SiO <sub>2</sub>	73,3	1	73,0	1	67,3	1	75,3	2	68,3	8	66,7	0	70,4	3
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11,6	2	12,4	2	12,0	1	10,3	8	13,6	21	13,2	4	14,2	9
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	4,6	3	3,6	16	6,5	3	4,8	13	5,0	22	5,7	24	4,4	12
MgO	1,9	7	0,8	9	1,2	3	2,2	7	1,7	60	1,9	18	1,1	12
CaO	0,2	34	2,6	3	3,2	9	0,5	23	1,1	17	3,1	8	1,3	30
Na <sub>2</sub> O	1,4	27	3,5	3	2,7	3	1,6	8	1,7	30	3,0	1	2,2	7
K <sub>2</sub> O	2,7	4	2,4	6	3,5	3	2,1	15	2,9	18	2,5	4	3,2	6
TiO <sub>2</sub>	0,4	8	0,5	26	0,9	4	0,4	3	0,5	4	0,7	19	0,5	2
MnO	0,1	33	0,1	16	0,1	8	0,1	20	0,1	15	0,1	13	0,1	29
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,1	11	0,1	10	0,4	16	0,1	18	0,2	68	0,2	8	0,1	18
S	0,1	3	0,1	14	0,1	19	0,1	8	0,1	15	0,1	8	0,1	54
SrO	0,0	23	0,0	4	0,0	8	0,0	16	0,0	31	0,0	11	0,0	67
CO <sub>2</sub>	0,1	59	0,0	137	0,0	132	0,0	37	0,2	27	0,0	141	0,0	173
M.O.	0,6	65	0,3	49	0,5	34	0,4	50	0,7	71	0,6	51	0,5	29
H <sub>2</sub> O	2,7	20	0,7	44	1,4	15	1,9	26	3,0	22	2,0	40	1,9	12

La teneur moyenne en oxyde de phosphate ( $P_2O_5$ ) est 0,2% avec un coefficient de variation de 66%. Dans la majorité des sites elle n'excède cependant pas 0,1%. Elle atteint 0,2% au site GAT, STN et STP et 0,4% au site STF. Les teneurs en oxyde de manganèse (MnO) et en soufre (S) n'excèdent pas 0,1%. La teneur moyenne en carbone inorganique (C.I.) est 0,04% avec un coefficient de variation important de 130%. Le site STN possède la teneur la plus élevée en C.I. (0,2%). La teneur moyenne en eau est 2,1% et son coefficient de variation est 37%. D'une manière générale, elle est plus élevée pour les dépôts dérivés de roches sédimentaires (2,5%) que pour les dépôts dérivés de roches ignées (1,5%).

### 6.3.3 La variance dans la composition géochimique du dépôt

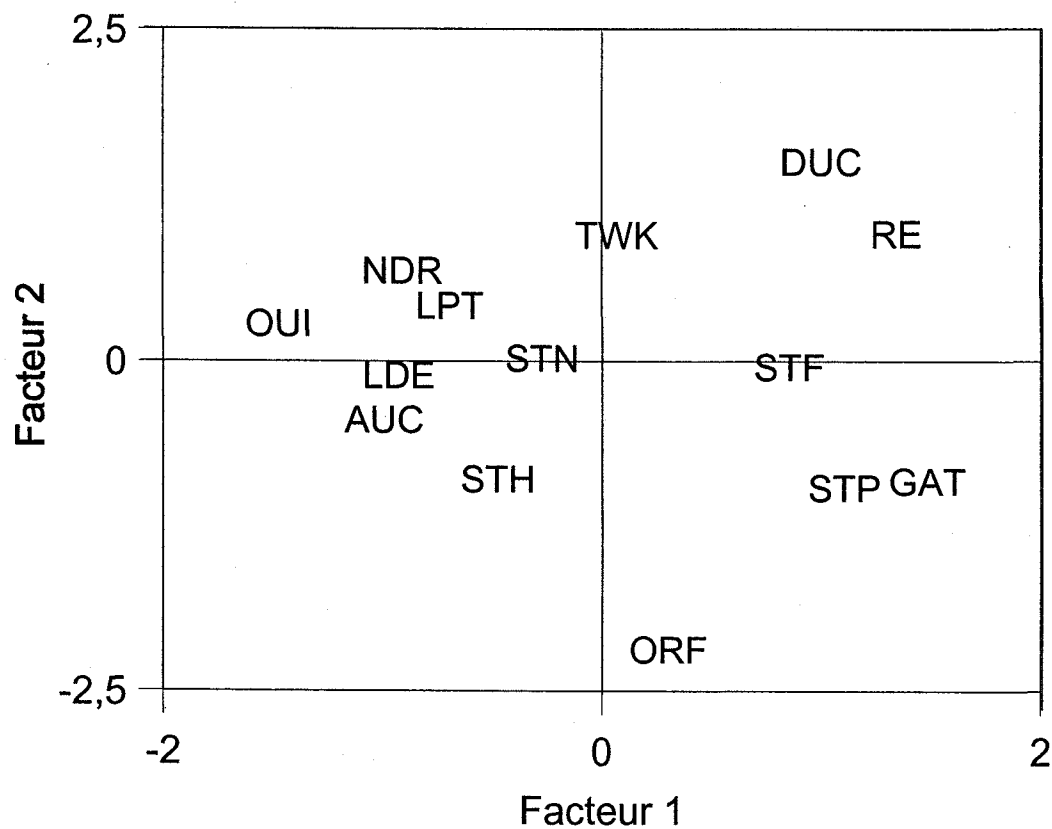
#### *Le vecteur majeurs*

Les résultats de l'analyse en composante principale effectuée pour le vecteur majeurs (tableau 6.3) montrent que la variance dans la composition en éléments majeurs de l'horizon C est fortement structurée ; les deux premières composantes extraites de l'analyse expliquent 82% de la variance. L'oxyde de calcium sature fortement sur la première composante (F1). Il est associé à  $Na_2O$  et s'oppose aux autres éléments considérés. En d'autres termes, lorsque les proportions de CaO et  $Na_2O$  augmentent, celles de  $SiO_2$ ,  $Al_2O_3$  et  $Fe_2O_3$  principalement, ont tendance à diminuer. La deuxième composante (F2) révèle une dimension opposant principalement  $K_2O$  à MgO.

La figure 6.2 situe les centres de gravité des sites dans l'espace factoriel défini par les deux premières composantes de l'ACP. On peut observer que les dépôts dérivés de roches sédimentaires s'opposent sur le premier facteur aux dépôts dérivés de roches ignées. C'est donc dire qu'en général, ces derniers possèdent des teneurs en CaO et en  $Na_2O$  supérieures aux premiers et des teneurs en  $SiO_2$ ,  $Al_2O_3$  et  $Fe_2O_3$  inférieures. Ce fait est attribuable à une présence plus importante des feldspaths plagioclases (tableau 6.4 ; figure 6.3) et à une présence moins importante de minéraux formés à basse température (MFBT) (tableau 6.4 ; figure 6.4). Les dépôts dérivés de roches ignées sont cependant plus riches en feldspaths potassiques et plus pauvres en phyllosilicates et en quartz que les dépôts dérivés de roches sédimentaires (tableaux 6.1 et 6.4). La deuxième composante oppose principalement les sites DUC et ORF, lesquelles possèdent les

**Tableau 6.3** Résultats de l'analyse en composante principale : coefficients de corrélation entre les valeurs CDA et les deux premières composantes pour le vecteur majeurs (composition géochimique du dépôt).

	Première composante (F1)	Deuxième composante (F2)
SiO <sub>2</sub>	-0,724	0,249
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-0,813	0,442
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	-0,871	-0,227
MgO	-0,574	-0,779
CaO	0,962	0,081
Na <sub>2</sub> O	0,816	0,302
K <sub>2</sub> O	-0,607	0,706
Valeur propre	4,233	1,513
Prop. de la variance expliquée	0,605	0,216

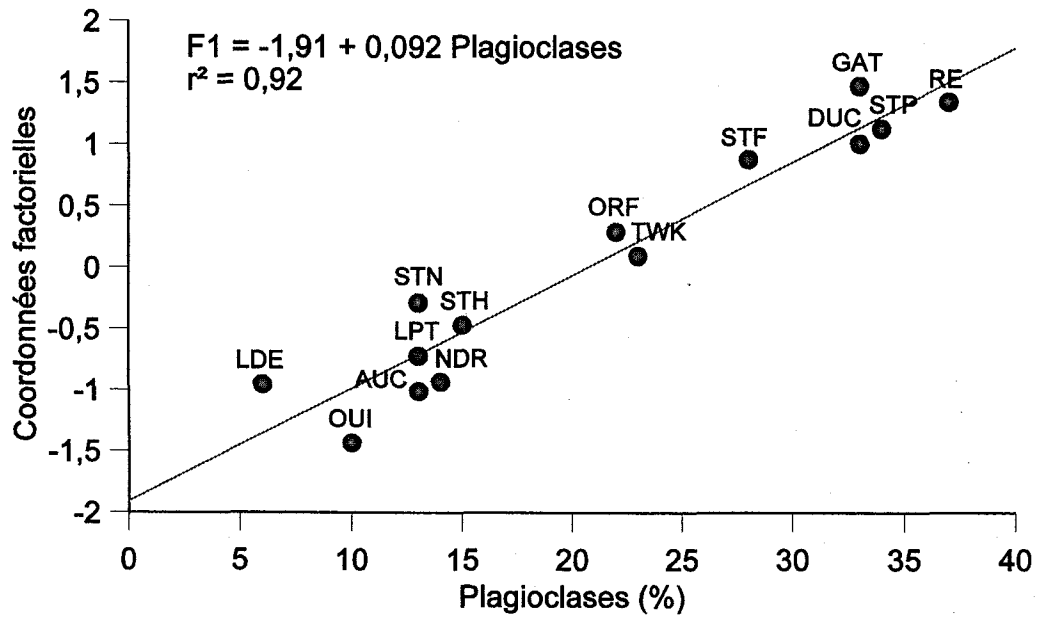


**Figure 6.2** Représentation des sites dans l'espace factoriel défini par l'analyse en composante principale effectuée sur les proportions en éléments majeurs présents dans les minéraux de l'horizon C.

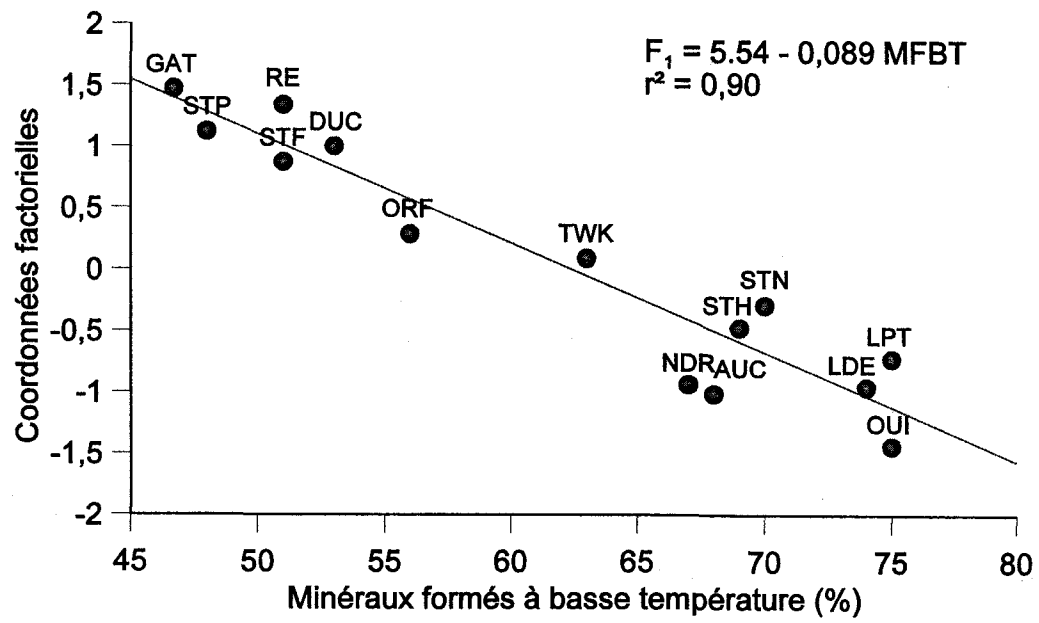
**Tableau 6.4** Coefficients de corrélation de Pearson entre les coordonnées factorielles des centres de gravité calculées pour chacun des sites et les proportions estimées des différents groupes de minéraux pour ces mêmes sites.

	Première composante (F1)	Deuxième composante (F2)
Plagioclases	<b>0,961<sup>z</sup></b>	0,061
Ferro-magnésiens	-0,185	<b>-0,758</b>
Ratio plagioclases / ferro-magnésiens	<b>0,689</b>	0,489
Feldspaths potassiques	<b>0,730</b>	0,346
Muscovites	<b>-0,876</b>	-0,018
Chlorites	<b>-0,827</b>	-0,275
Phyllosilicates	<b>-0,906</b>	-0,126
Quartz	<b>-0,807</b>	-0,017
MFBT <sup>y</sup>	<b>-0,950</b>	0,155

<sup>z</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour un  $\alpha = 0,05$ ,  $n = 14$ ; <sup>y</sup> : Minéraux formés à basses température.



**Figure 6.3** Relation entre les coordonnées factorielles des sites sur la première composante de l'ACP et la teneur en feldspaths plagioclases.



**Figure 6.4** Relation entre les coordonnées factorielles des sites sur la première composante de l'ACP et les teneurs estimées des minéraux formés à basse température (MFBT).

valeurs limites de la distribution en ce qui a trait au ratio  $K_2O/MgO$ , soit respectivement 4,5 et 0,5. Les coordonnées factorielles (centre de gravité pour chacun des sites) pour l'ensemble des sites sur ce facteur sont effectivement bien corrélées avec ce ratio ( $r=0,87$  ;  $p < 0,001$ ). Cette dimension est essentiellement liée à la présence de minéraux ferromagnésiens (tableau 6.4).

L'analyse de variance effectuée pour les coordonnées factorielles montre que les dépôts dérivés de roches ignées, forment sur le premier facteur un bloc relativement homogène (tableau 6.5). Le site ORF fait exception et montre des similitudes avec les sites TWK et STN, notamment en ce qui a trait à la teneur en CaO (tableau 6.2). Les sites provenant de la roche sédimentaire constituent un bloc plus ou moins homogène ; les sites TWK et STN diffèrent significativement du groupe le plus excentrique formé par les sites OUI, AUC, LDE et NDR notamment par la teneur en CaO.

Les différences entre les sites au sein du bloc igné éclatent sur le deuxième facteur (F2). Ceux-ci se répartissent maintenant en quatre groupes distincts. Les sites DUC et RE se trouvent à l'extrémité positive de l'axe ; STF est au centre de l'axe et ; ORF STP et GAT sont à l'extrémité négative de l'axe. Le site ORF reste toutefois dans un groupe à part. Bien que moins éclatés sur le facteur F2, les sites dérivés de la roche sédimentaire n'en présentent pas moins des différences significatives. Les sites TWK, STN et STH qui ne présentent pas de différences significatives sur le premier facteur, se distinguent sur le deuxième. Il en va de même des sites OUI et AUC, et de LDE et NDR. Les sites les plus apparentés ne présentant pas de différence significative sur les deux facteurs sont : RE et DUC ; GAT et STP ; AUC et LDE et ; LPT et NDR.

#### *Analyse du vecteur bases*

L'analyse en composante principale révèle que lorsque l'on ne considère que la distribution des bases  $K_2O$ , CaO et MgO, la proportion de CaO constitue la principale source de variance dans la composition géochimique du dépôt (tableau 6.6). La première composante explique 72% de la variance et oppose CaO à  $K_2O$  et MgO. La variance résiduelle traduite par la deuxième composante met en évidence l'opposition entre  $K_2O$  et MgO. L'information livrée par l'ACP effectuée pour le vecteur bases est essentiellement



**Tableau 6.5** Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la composition géochimique du dépôt vecteur majeurs.

<b>Wilk's Lamda = 0,008 ; p &lt; 0,01</b>														
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M.S.)			F	P			
Première composante (F1)		2,86					0,106			26,96	<0,001			
Deuxième composante (F2)		2,72					0,171			15,93	<0,001			
Première composante (F1)														
OUI	AUC	LDE	NDR	LPT	STH	STN	TWK	ORF	STF	DUC	STP	RE	GAT	
-1,44	-1,01	-0,96	-0,94	-0,72	-0,47	-0,29	0,09	0,29	0,88	1,00	1,12	1,32	1,47	
Deuxième composante (F2)														
ORF	STP	GAT	STH	AUC	LDE	STF	STN	OUI	LPT	NDR	TWK	RE	DUC	
-2,13	-0,94	-0,91	-0,86	-0,35	-0,13	0,02	0,08	0,28	0,47	0,70	0,95	0,95	1,54	

**Tableau 6.6** Résultats de l'analyse en composante principale : coefficients de corrélation entre les valeurs CDA et les deux premières composantes pour le vecteur bases.

	Première composante (F1B)	Deuxième composante (F2B)
K <sub>2</sub> O	-0,655	0,756
CaO	0,999	0,046
MgO	-0,849	-0,529
Valeur propre	2,147	0,853
Prop. de la variance expliquée	0,716	0,284

la même que pour le vecteur majeurs. Les coefficients de corrélation calculés pour les coordonnées factorielles des deux vecteurs sont de 0,97 et 0,97 pour respectivement la première composante et la deuxième composante .

L'analyse de variance effectuée sur les coordonnées factorielles montre cependant des différences entre les deux vecteurs (tableau 6.7). L'analyse sur le vecteur bases montre que les sites OUI et AUC sont différents à l'égard du premier facteur (FB1) et met en relief la pauvreté relative de ces sites en Ca, faciès non mis en évidence avec le vecteur majeurs.

#### **6.3.4 La solubilité des cations basiques dans le dépôt**

##### *La solubilité absolue des bases dans l'acide acétique tamponné à pH 3*

Les valeurs moyennes par site pour ce qui est de la quantité de bases solubilisées après 24 heures dans l'acide acétique tamponné à pH 3 sont présentées au tableau 6.8. La solubilité moyenne des bases est fortement corrélée à celle du calcium ( $r = 0,97$ ). Pour l'ensemble des sites, elle est de  $23,7 \mu\text{mol g}^{-1}$  avec un coefficient de variation de 76%. Parmi les bases, le calcium est de loin l'élément le plus soluble avec une moyenne pour l'ensemble des sites de  $20,1 \mu\text{mol g}^{-1}$  et un coefficient de variation de 87%. Le potassium est l'élément le moins soluble ( $0,8 \mu\text{mol g}^{-1}$ ). Il possède également le coefficient de variation le plus faible (57%). La solubilité du magnésium a une valeur moyenne de  $2,8 \mu\text{mol g}^{-1}$  et le coefficient de variation le plus élevé (141%).

##### *La solubilité différentielle des bases dans l'acide acétique tamponné à pH 3*

La solubilité différentielle des bases est présentée en termes de fraction molaire au tableau 6.8. Ces valeurs ont été transformées en valeurs CDA, soumises à l'ACP (tableau 6.9) puis à l'analyse de variance (tableau 6.10). Les résultats de l'ACP montrent une structure pour les cations basiques similaire à celle trouvée pour la composition géochimique ; c'est à dire que lorsque la proportion de Ca augmente, celles de K et de Mg diminuent. Le premier facteur est centré sur la solubilité différentielle de Ca tandis que la deuxième composante met en évidence une dimension opposant principalement K à Mg.

**Tableau 6.7** Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la composition géochimique du dépôt vecteur bases.

<b>Wilk's Lamda = 0,005 ; p &lt; 0,01</b>														
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M.S.)					F	P	
Première composante (F1B)		2,91					0,08					36,54	<0,001	
Deuxième composante (F2B)		2,82					0,124					22,66	<0,001	
Première composante (FB1)														
OUI	AUC	LDE	STH	NDR	LPT	ORF	STN	TWK	DUC	STP	STF	GAT	RE	
-1,74	-1,21	-0,72	-0,68	-0,66	-0,51	-0,16	0,02	0,25	0,99	1,11	1,14	1,22	1,32	
Deuxième composante (FB2)														
ORF	GAT	STP	STH	AUC	LDE	STN	OUI	RE	STF	LPT	TWK	NDR	DUC	
-2,13	-1,32	-1,03	-0,81	-0,33	0,07	0,14	0,39	0,46	0,49	0,56	0,83	0,95	1,38	

**Tableau 6.8** Solubilité intrinsèque ( $\mu\text{mol g}^{-1}$ ) et différentielle (fractions molaires) des bases et de Al après 24 heures dans l'acide acétique tamponnée à pH 3 pour l'horizon C des différents sites à l'étude.

	Teneurs										Fractions molaires				
	Bases	C.V. <sup>z</sup>	K	C.V.	Ca	C.V.	Mg	C.V.	Al	C.V.	Bases/Al	C.V.	K	Ca	Mg
AUC	15,4	39	0,593	50	13,6	25	1,25	54	111	17	0,15	38	0,040	0,873	0,086
DUC	25,3	100	0,719	99	23,6	102	0,98	110	105	27	0,26	56	0,029	0,935	0,036
GAT	42,0	68	0,479	54	40,4	86	1,11	72	84	42	0,55	31	0,012	0,962	0,026
LDE	20,2	131	0,854	63	17,3	167	1,99	109	62	46	0,47	98	0,041	0,866	0,092
LPT	4,1	117	0,915	60	1,7	161	1,50	139	47	45	0,11	73	0,233	0,425	0,341
NDR	17,5	90	1,486	92	13,9	96	2,06	91	86	30	0,21	30	0,077	0,819	0,103
ORF	33,1	39	0,645	27	17,9	105	14,54	54	19	18	1,86	47	0,020	0,564	0,415
OUI	6,9	29	0,903	49	3,6	21	2,42	34	49	15	0,15	67	0,180	0,445	0,377
RE	20,7	14	0,948	12	17,4	19	2,32	30	48	24	0,44	21	0,046	0,841	0,112
STF	33,9	10	0,891	18	30,2	8	2,77	6	84	18	0,41	16	0,026	0,891	0,082
STH	11,5	153	0,341	87	9,2	154	2,05	163	52	69	0,41	106	0,035	0,756	0,209
STN	53,7	78	0,937	87	50,4	93	2,43	54	90	47	1,02	135	0,035	0,886	0,078
STP	35,2	43	0,506	11	32,6	67	2,07	49	118	58	0,36	62	0,014	0,927	0,058
TWK	17,2	70	0,840	7	15,3	124	1,14	66	56	34	0,36	72	0,053	0,876	0,071

<sup>z</sup> : coefficient de variation = écart-type / moyenne x100

**Tableau 6.9** Résultats de l'analyse en composante principale effectuée pour la solubilité différentielle des bases : saturations des variables sur les deux premières composantes.

	Première composante (AF1)	Deuxième composante (AF2)
K	0,595	0,803
Ca	-0,999	-0,009
Mg	0,782	-0,623
Valeur propre	1,966	1,034
Prop. de la variance expliquée	0,655	0,345

**Tableau 6.10** Coordonnées factorielles et analyse de variance effectuée pour la solubilité différentielle des cations basiques.

<b>Wilk's Lamda = 0,055 ; p &lt; 0,01</b>													
Variables dépendantes		Sites (M.S.)					Erreur (M.S.)					F	P
Première composante (AF1)		2,14					0,454					4,71	<0,001
Deuxième composante (AF2)		2,49					0,283					8,80	<0,001
Première composante (AF1)													
GAT	STN	STP	DUC	STF	LDE	AUC	TWK	NDR	RE	STH	ORF	OUI	LPT
-1,26	-0,93	-0,74	-0,70	-0,32	-0,25	-0,22	-0,13	0,03	0,06	0,16	0,60	1,60	1,70
Deuxième composante (AF2)													
ORF	STH	STP	STF	GAT	RE	AUC	STN	LDE	OUI	TWK	DUC	LPT	NDR
-2,38	-1,10	-0,77	-0,39	-0,13	0,02	0,21	0,25	0,29	0,43	0,65	0,74	1,04	1,04

L'analyse de variance montre que, malgré la mise en évidence de différences significatives, la solubilité différentielle des bases dans le dépôt est une propriété qui possède un faible pouvoir de résolution pour distinguer les sites les uns des autres dans cette étude. Ce fait est attribuable aux coefficients de variation élevés observés pour chacun des sites (tableau 6.8) et à la faible intensité d'échantillonnage pour chaque site ( $n=3$ ). Les sites LPT et OUI forment néanmoins un groupe distinct sur le premier facteur (AF1) (tableau 6.10). Ces deux sites sont les seuls à présenter une proportion de Ca soluble inférieure à 50% (tableau 6.8). Mis à part le site ORF qui diffère significativement des sites GAT et STN, les sites sis sur roche ignée ne diffèrent pas significativement pour cette dimension. Sur la deuxième composante (AF2), le site DUC diffère significativement des autres sites issus de roches ignées à l'exception de GAT, tandis que le site ORF est distinct des autres sites. Le site STH est le seul parmi les sites d'origine sédimentaire à présenter une particularité relativement à la deuxième dimension.

### **6.3.5 Incidence des propriétés minérales du dépôt et de la charge atmosphérique acide sur le statut nutritif de l'érablière.**

#### **6.3.5.1 Analyse des corrélations**

##### *Le vecteur majeurs*

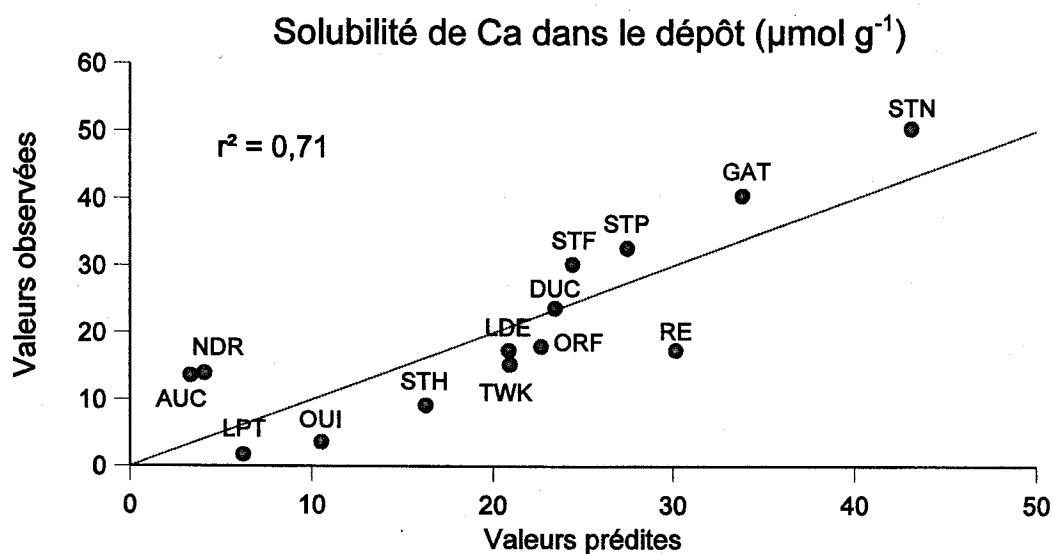
La deuxième composante (F2) mise en évidence par l'ACP pour la composition géochimique du dépôt est celle qui explique le mieux la composition du feuillage (tableau 6.11). Ce facteur est significativement corrélé aux facteurs FHF3 de la solution de sol et à la première composante (CF1) du feuillage. Le facteur F1 qui pourtant explique bien la solubilité de Ca dans le dépôt (figure 6.5), n'apparaît lié à aucune des composantes foliaires (tableau 6.11). La teneur en carbonate par contre, de même que la solubilité des bases, apparaissent liées à l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère et à la première composante foliaire. La solubilité de K est significativement corrélée à la deuxième composante de l'horizon humifère (FHF2) et celle de Mg, à la troisième composante du même horizon (FHF3). La troisième composante de l'horizon B (BF3) est quant à elle corrélée aux solubilités de Ca et Mg.



**Tableau 6.11** Analyse des vecteurs majeurs : incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur la composition de la solution de sol et la composition du feuillage.

	Horizon humifère						Horizon B						Feuillage					
	FHF1		FHF2		FHF3		BF1		BF2		BF3		CF1		CF2			
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p		
	Géochimie																	
F1	0,15	0,62	-0,37	0,20	0,11	0,71	0,27	0,35	0,35	0,21	-0,43	0,12	0,18	0,54	0,11	0,70		
F2	-0,38	0,18	0,33	0,26	<b>-0,55<sup>z</sup></b>	<b>0,04</b>	-0,39	0,16	-0,15	0,61	-0,26	0,37	<b>-0,67</b>	<b>0,01</b>	-0,23	0,43		
CO <sub>2</sub>	<b>0,54</b>	<b>0,05</b>	-0,29	0,32	0,09	0,75	0,38	0,18	-0,06	0,84	-0,13	0,66	<b>0,58</b>	<b>0,03</b>	0,10	0,73		
	Solubilité																	
Bases	<b>0,48</b>	<b>0,08</b>	-0,31	0,28	0,31	0,28	0,31	0,27	0,17	0,57	-0,42	0,13	<b>0,59</b>	<b>0,03</b>	0,40	0,15		
K	-0,26	0,37	<b>0,46</b>	<b>0,10</b>	-0,29	0,32	-0,41	0,15	-0,16	0,58	0,05	0,87	<b>-0,46</b>	<b>0,10</b>	0,01	0,97		
Ca	<b>0,47</b>	<b>0,09</b>	-0,23	0,43	0,13	0,67	0,25	0,38	0,09	0,77	<b>-0,59</b>	<b>0,03</b>	<b>0,50</b>	<b>0,07</b>	0,32	0,27		
Mg	0,07	0,81	-0,39	0,17	<b>0,79</b>	<b>0,00</b>	0,30	0,30	0,34	0,23	<b>0,63</b>	<b>0,02</b>	0,42	0,13	0,37	0,19		

<sup>z</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,10$  ;  $n=14$



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,71$  ;  $p = 0,001$ )

Variabes	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	13,4	<0,001
F1	0,319	0,79	9,97	0,001
C.I.	0,712	0,76	161	0,003

**Figure 6.5** Prédiction de la solubilité de Ca du dépôt dans l'acide acétique à partir de la première composante F1 et de la teneur en carbone inorganique.

### *Analyse pour le vecteur bases*

La deuxième composante F2B et la teneur en C.I. sont les deux variables qui expliquent le mieux la nutrition en cations basiques (tableau 6.12). Le facteur F2B a une incidence significative sur l'équilibre entre K et Mg tandis que C.I. a une incidence sur le statut de Ca. La proportion de K dans le dépôt traduit également bien l'équilibre entre K et Mg dans le système sol plante. L'incidence du dépôt sur l'équilibre en cation basique est également mise en évidence par les données sur la solubilité (tableau 6.12). La deuxième composante (AF2) explique bien l'équilibre K-Mg, tandis que la solubilité différentielle de Ca est liée au statut de cet élément.

### *Incidence sur les teneurs foliaires*

La teneur foliaire en magnésium est celle qui est la mieux expliquée par les propriétés minérales du dépôt (tableau 6.13). Cette variable est fortement associée à la deuxième composante (F2, F2B et AF2), laquelle traduit la présence de minéraux ferromagnésiens. Le prélèvement de Mg apparaît ainsi sensible à la teneur et à la solubilité différentielle de K et Mg. La teneur en P est négativement corrélée à la solubilité de Ca. Les teneurs en N, K et Ca n'ont pu être reliées à aucune propriété du dépôt.

### *Incidence de la charge atmosphérique acide*

La charge atmosphérique acide reçue annuellement pour chacun des sites est liée significativement à une hausse de la conductivité des ES pour les deux horizons et à une hausse de la solubilité de Al dans l'horizon B (tableau 6.14). Au niveau du feuillage, la deuxième composante foliaire CF2 et l'indice CND de l'azote sont significativement corrélés à la charge acide (tableau 6.14). L'incidence de la charge acide sur l'acidité de l'horizon humifère (figure 6.6) et sur la teneur foliaire en Ca ( $r = 0,75$  ;  $p = 0,005$ ) ne sont significatives que lorsque l'on ne considère que les sites avec un humus de type holorganique.

## **6.3.5.2 Analyses de régression multiple**

### *Le vecteur majeurs*

La géochimie du dépôt et la charge atmosphérique acide permettent d'expliquer 87% de la variance observée pour la première composante foliaire CF1 (figure 6.7). C'est

**Tableau 6.12** Analyse du vecteur bases : incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur la distribution des bases dans la solution de sol et dans le feuillage.

	Horizon humifère				Horizon B				Feuillage (CND)						
	FHK	FHCa	FHMg	FHFB1	FHFB2	BK	BCa	BMg	BFB1	BFB2	CKB	CCaB	CMgB	CF1B	CF2B
Géochimie															
KB	<b>0,58</b>	0,03	<b>-0,55</b>	<b>0,59</b>	0,25	0,24	0,08	-0,34	0,25	0,27	<b>0,56</b>	-0,23	<b>-0,55</b>	<b>0,56</b>	-0,24
CaB	-0,14	0,18	0,02	-0,12	0,12	0,14	-0,04	-0,12	0,14	0,05	-0,01	0,05	-0,03	-0,01	-0,05
MgB	-0,18	-0,24	0,32	-0,22	-0,32	-0,34	0,00	0,38	-0,34	-0,24	-0,34	0,09	0,39	-0,34	0,22
F1B	-0,17	0,17	0,05	-0,15	0,10	0,12	-0,05	-0,10	0,12	0,03	-0,05	0,06	0,01	-0,05	-0,04
F2B	<b>0,63</b>	0,19	<b>-0,70</b>	<b>0,67</b>	0,43	0,44	0,07	<b>-0,55</b>	0,45	0,39	<b>0,72</b>	-0,26	<b>-0,74</b>	<b>0,72</b>	-0,35
CO <sub>2</sub>	<b>-0,48</b>	<b>0,49</b>	0,12	-0,41	0,31	-0,37	<b>0,57</b>	-0,05	-0,36	0,39	<b>-0,60</b>	<b>0,67</b>	-0,16	<b>-0,60</b>	-0,32
Solubilité															
AKB	<b>0,78</b>	-0,09	<b>-0,66</b>	<b>0,79</b>	0,21	0,29	0,00	-0,33	0,30	0,21	<b>0,69</b>	-0,34	<b>-0,62</b>	<b>0,69</b>	-0,21
ACaB	-0,33	<b>0,55</b>	-0,06	-0,25	0,43	0,10	0,36	-0,41	0,11	<b>0,49</b>	-0,23	<b>0,51</b>	-0,16	-0,23	<b>-0,46</b>
AMgB	-0,27	<b>-0,62</b>	<b>0,64</b>	-0,37	<b>-0,72</b>	-0,38	<b>-0,46</b>	<b>0,81</b>	-0,40	<b>-0,80</b>	-0,31	-0,34	<b>0,73</b>	-0,31	<b>0,77</b>
AF1	0,32	<b>-0,55</b>	0,06	0,24	-0,44	-0,11	-0,37	0,42	-0,12	<b>-0,50</b>	0,22	<b>-0,50</b>	0,17	0,22	<b>0,47</b>
AF2	<b>0,77</b>	0,27	<b>-0,87</b>	<b>0,82</b>	<b>0,56</b>	0,44	0,25	<b>-0,70</b>	<b>0,45</b>	<b>0,60</b>	<b>0,71</b>	-0,08	<b>-0,89</b>	<b>0,71</b>	<b>-0,58</b>

z : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,10$  ;  $n=14$

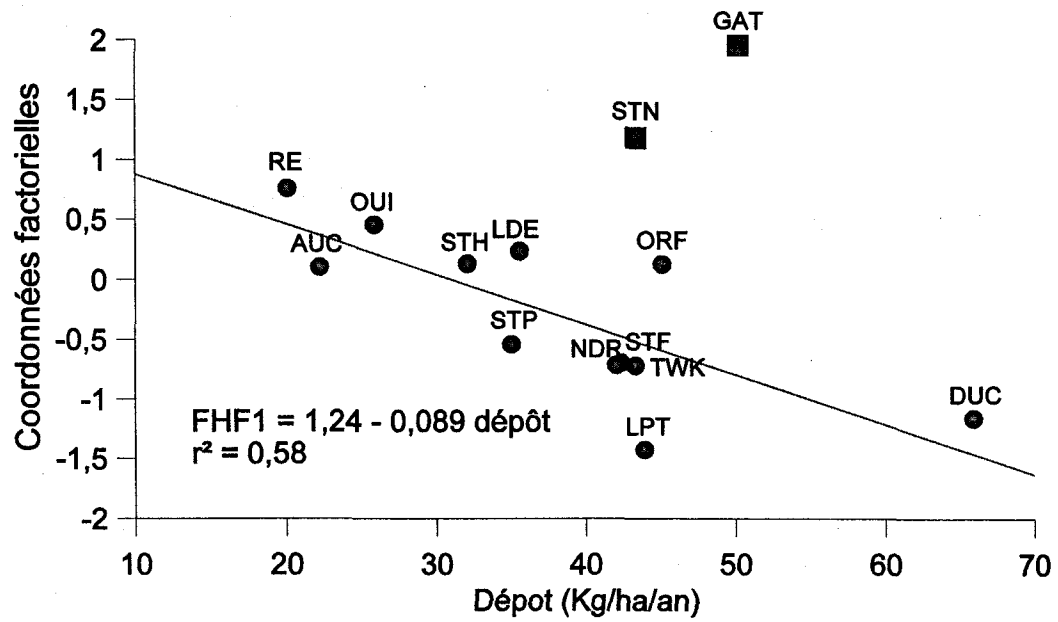
**Tableau 6.13** Incidence de la géochimie et de la solubilité du dépôt sur les teneurs en éléments majeurs mesurées dans le feuillage.

	FN		FP		FK		FCa		FMg		Majeurs <sup>z</sup>		Bases <sup>y</sup>	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
<b>Géochimie</b>														
F1	-0,02	0,95	-0,30	0,30	-0,08	0,78	0,09	0,75	0,15	0,62	0,03	0,91	0,08	0,80
F2	-0,25	0,39	0,15	0,61	0,23	0,43	-0,44	0,11	<b>-0,83<sup>x</sup></b>	<b>0,00</b>	-0,50	0,07	-0,42	0,13
F1B	-0,02	0,94	-0,37	0,20	-0,16	0,58	-0,01	0,98	-0,02	0,94	-0,10	0,74	-0,06	0,84
F2B	-0,08	0,77	0,14	0,63	0,17	0,56	-0,51	0,06	<b>-0,84</b>	<b>0,00</b>	-0,48	0,08	-0,50	0,07
KB	-0,05	0,87	0,35	0,23	0,23	0,42	-0,37	0,19	<b>-0,61</b>	<b>0,02</b>	-0,29	0,31	-0,33	0,25
CaB	-0,03	0,93	-0,36	0,20	-0,16	0,60	-0,03	0,91	-0,06	0,84	-0,12	0,68	-0,08	0,78
MgB	0,06	0,83	0,24	0,40	0,05	0,86	0,28	0,34	0,46	0,09	0,34	0,23	0,31	0,28
CO <sub>2</sub>	-0,31	0,28	-0,32	0,26	-0,50	0,07	0,47	0,09	0,19	0,51	0,05	0,85	0,26	0,36
K <sub>2</sub> O	0,32	0,27	-0,18	0,53	-0,01	0,98	-0,31	0,28	<b>-0,57</b>	<b>0,03</b>	-0,17	0,56	-0,35	0,23
CaO	0,10	0,73	-0,24	0,42	0,02	0,94	0,18	0,55	0,05	0,87	0,17	0,56	0,16	0,59
MgO	0,19	0,51	-0,12	0,69	-0,22	0,46	0,40	0,15	<b>0,86</b>	<b>0,00</b>	0,45	0,10	0,40	0,16
<b>Solubilité</b>														
AF1	-0,12	0,68	0,43	0,13	0,12	0,68	-0,33	0,24	0,05	0,85	-0,23	0,42	-0,23	0,43
AF2	-0,26	0,37	0,12	0,67	0,31	0,28	-0,31	0,29	<b>-0,90</b>	<b>0,00</b>	-0,39	0,16	-0,30	0,30
AKB	-0,27	0,34	0,33	0,25	0,32	0,27	-0,43	0,13	<b>-0,69</b>	<b>0,01</b>	-0,44	0,12	-0,36	0,20
ACaB	0,12	0,67	-0,43	0,13	-0,12	0,68	0,34	0,24	-0,05	0,88	0,24	0,42	0,23	0,43
AMgB	0,08	0,79	0,25	0,38	-0,12	0,69	-0,06	0,85	<b>0,66</b>	<b>0,01</b>	0,08	0,78	0,02	0,94
AB	0,04	0,88	<b>-0,64</b>	<b>0,01</b>	-0,49	0,07	0,44	0,12	0,32	0,27	0,20	0,49	0,26	0,37
AK	-0,18	0,53	0,04	0,90	-0,09	0,77	-0,43	0,13	-0,48	0,08	-0,49	0,07	-0,45	0,11
ACa	0,01	0,98	<b>-0,62</b>	<b>0,02</b>	-0,41	0,15	0,44	0,11	0,13	0,66	0,19	0,52	0,26	0,37
AMg	0,16	0,59	-0,16	0,60	-0,37	0,19	0,04	0,90	<b>0,80</b>	<b>0,00</b>	0,11	0,71	0,05	0,87

<sup>z</sup> :  $\sum$  nutriments majeurs (N, P, K, Ca et Mg) ; <sup>y</sup> :  $\sum$  cations basiques (K, Ca et Mg) ; <sup>x</sup> : Les valeurs en caractères gras sont significatives pour  $\alpha=0,05$  ;  $n=14$ .

**Tableau 6.14** Incidence des dépôts atmosphériques acides humides sur la composition de la solution de sol et du feuillage.

	Dépôts atmosphériques acides humides ( $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ )					
	$\text{NO}_x$		$\text{SO}_4$		$\text{NO}_x + \text{SO}_4$	
	r	p	r	p	r	p
Conductivité ES horizon humifère	0,58	0,029	0,63	0,016	0,61	0,021
Conductivité ES horizon B	0,66	0,010	0,71	0,005	0,69	0,006
Solubilité de Al horizon B	0,56	0,038	0,59	0,028	0,57	0,032
Teneur foliaire en P	-0,70	0,005	-0,68	0,007	-0,69	0,006
Composante CF2	0,72	0,004	0,67	0,009	0,69	0,006
Indice CND	0,71	0,004	0,71	0,005	0,71	0,004



**Figure 6.6** Incidence des dépôts atmosphériques acides ( $\text{NO}_x$  et  $\text{SO}_4$ ) sur l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (facteur FHF1) des humus de type holorganique - Les points carrés ont été retirés de l'analyse de régression.

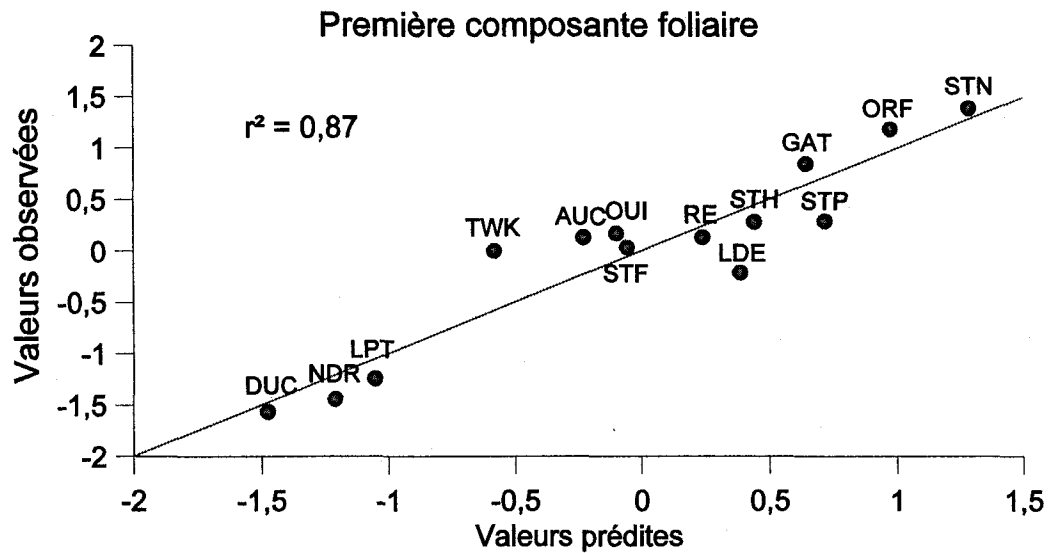
surtout la géochimie du dépôt qui explique cette composante. Les deux premières variables à entrer dans le modèle, soit F2 et C.I., expliquent à elles seules 70% de la variance observée pour cette composante. C'est toutefois la charge atmosphérique acide qui explique le mieux la deuxième composante foliaire (CF2). Cette variable, combinée aux facteurs BF2 et FHF3 de la solution de sol, permet en effet d'expliquer 81% de la variance observée pour la deuxième composante foliaire (figure 6.8).

Considérant le lien entre la deuxième composante foliaire et l'indice CND de l'azote d'une part (tableau 5.3), et la corrélation trouvée avec la charge en oxyde d'azote d'autre part (tableau 6.14), nous avons cherché à comprendre quel pouvait être l'incidence relative des différents paramètres mesurés sur le statut en azote dans l'érablière. La figure 6.9 montre que l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (FHF1), la charge atmosphérique en oxyde d'azote et le facteur BF2 permettent d'expliquer une proportion élevée de la variance observée pour l'indice CND de l'azote. La contribution des facteurs FHF1 et BF2 à la prédiction de l'indice CND se fait par l'intermédiaire de leur incidence sur le prélèvement des bases (figure 6.10). La magnitude de l'indice CND de N dépend effectivement de la teneur foliaire en bases. Puisque l'effet de la charge acide sur le prélèvement des bases est traduit par les valeurs observées pour les facteurs FHF1 et BF2 (figure 6.6 ; tableaux 5.9 et 6.14), le corollaire de ce constat est que la contribution de la charge en oxyde d'azote au modèle de la figure 6.9, traduit une augmentation de la disponibilité de l'azote pour la végétation.

#### *Incidence sur le vecteur bases*

L'incidence du dépôt et de la pollution atmosphérique sur le statut en cations basiques de l'érablière s'exprime différemment selon l'origine ignée ou sédimentaire du dépôt. Pour les érablières sises sur des formations sédimentaires, la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1), celle qui oppose K à Ca et Mg, est bien expliquée par la teneur en C.I., la charge atmosphérique acide et la première composante F1 (figure 6.11). La teneur en C.I. et la charge atmosphérique acide expliquent également la teneur en bases trouvée dans le feuillage (figure 6.12) et l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (figure 6.13).

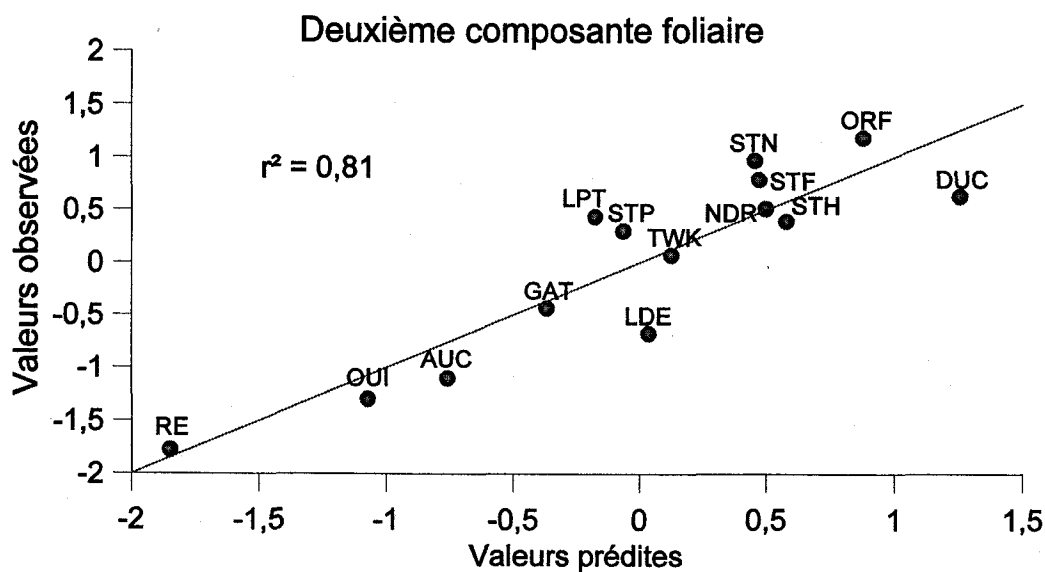




Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,87$  ;  $p < 0,001$ )

Variabes	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	0,50	0,236
F2	0,452	-0,83	-0,50	0,002
Teneur en C.l.	0,706	0,85	9,77	<0,001
F1	0,785	0,72	0,37	0,013
Charge acide ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ )	0,872	-0,64	-0,02	0,035

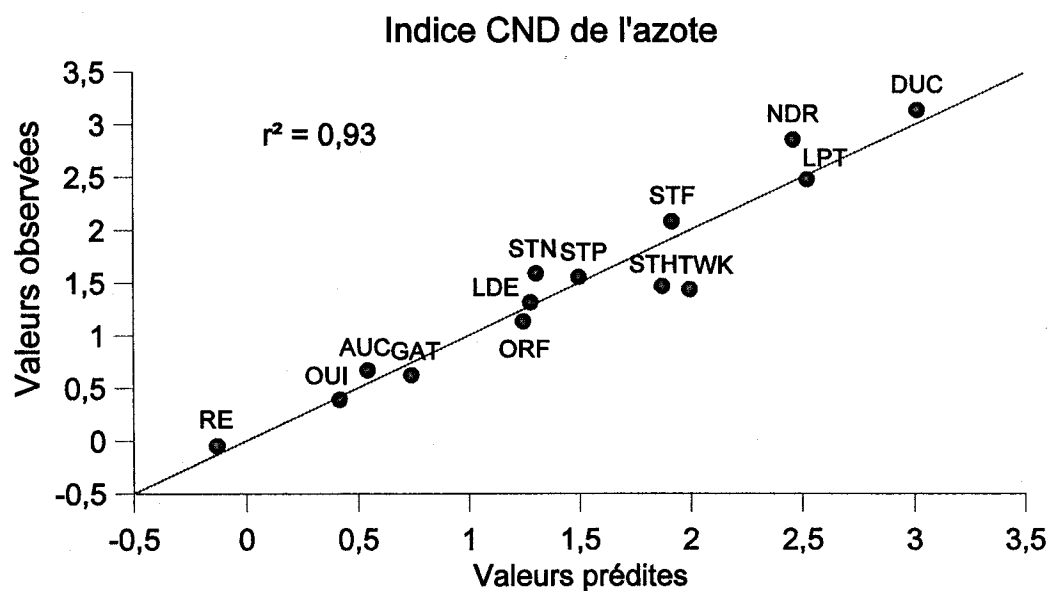
**Figure 6.7** Prédiction de la première composante foliaire à partir de la composition géochimique du dépôt et de la charge atmosphérique acide.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,81$  ;  $p < 0,001$ )

Variabes	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	-1,63	0,004
Charge acide ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ )	0,478	0,77	0,04	0,004
BF2	0,590	-0,76	-0,91	0,004
FHF3	0,807	0,73	0,77	0,007

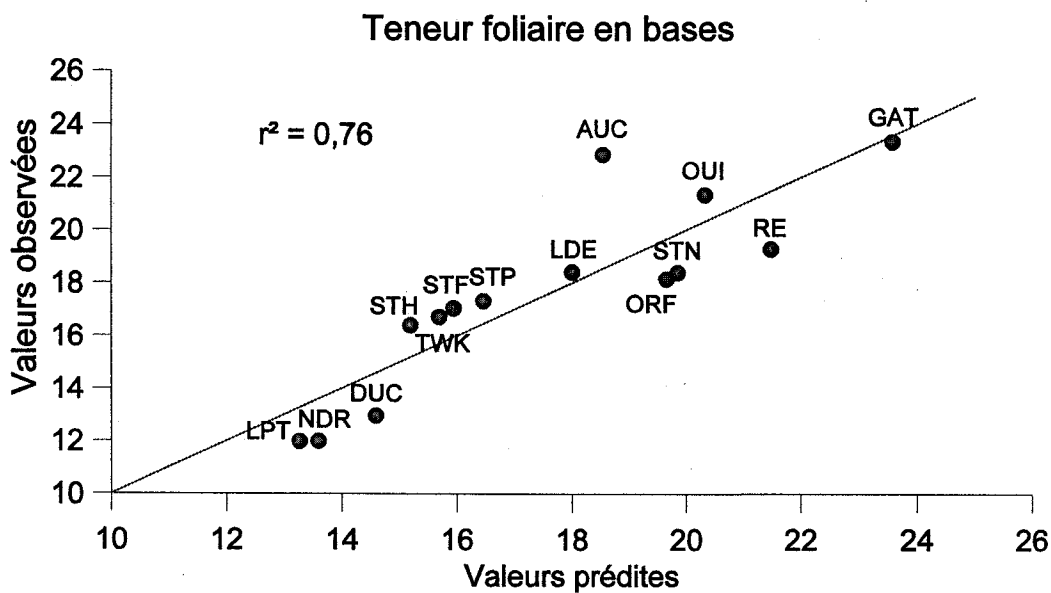
**Figure 6.8** Prédiction de la deuxième composante foliaire à partir de la charge atmosphérique acide, de la deuxième composante pour la solution de sol de l'horizon B et de la troisième composante pour la solution de sol de l'horizon humifère.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,93$  ;  $p < 0,001$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	0,020	0,944
FHF1	0,527	-0,84	-0,449	0,001
Charge NO <sub>x</sub> (kg ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	0,804	0,87	0,083	<0,001
BF2	0,927	-0,79	-0,580	0,002

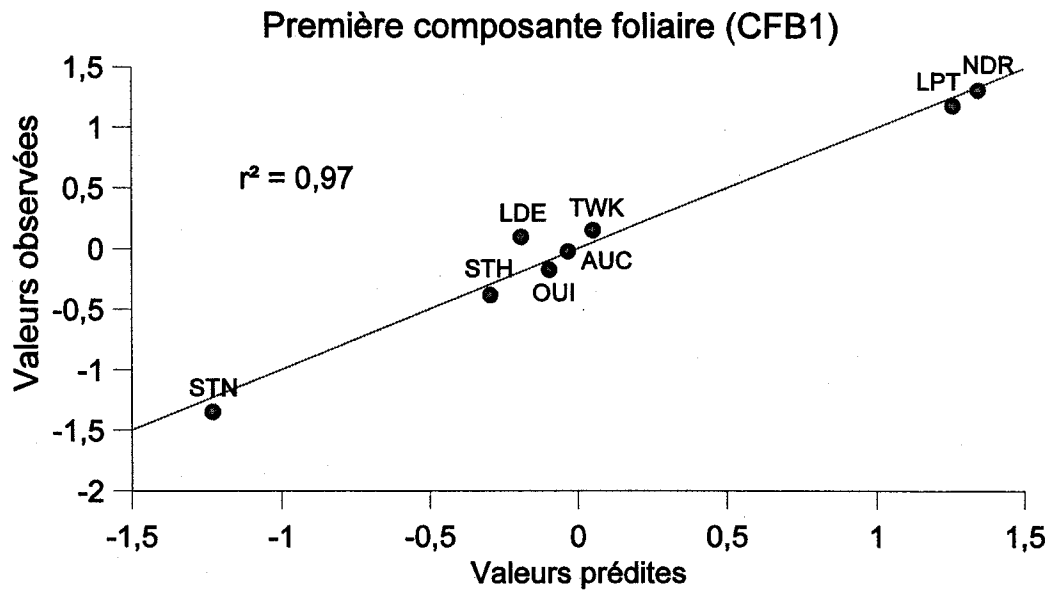
**Figure 6.9** Prédiction de l'indice CND pour l'azote à partir de l'acidité de l'horizon humifère (facteur FHF1), de la charge atmosphérique en oxyde d'azote (NO<sub>x</sub>) et le facteur BF2 de l'horizon B.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,76$  ;  $p < 0,001$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	17,7	<0,001
FHF1	0,626	0,78	2,53	0,002
BF2	0,757	0,59	2,29	0,034

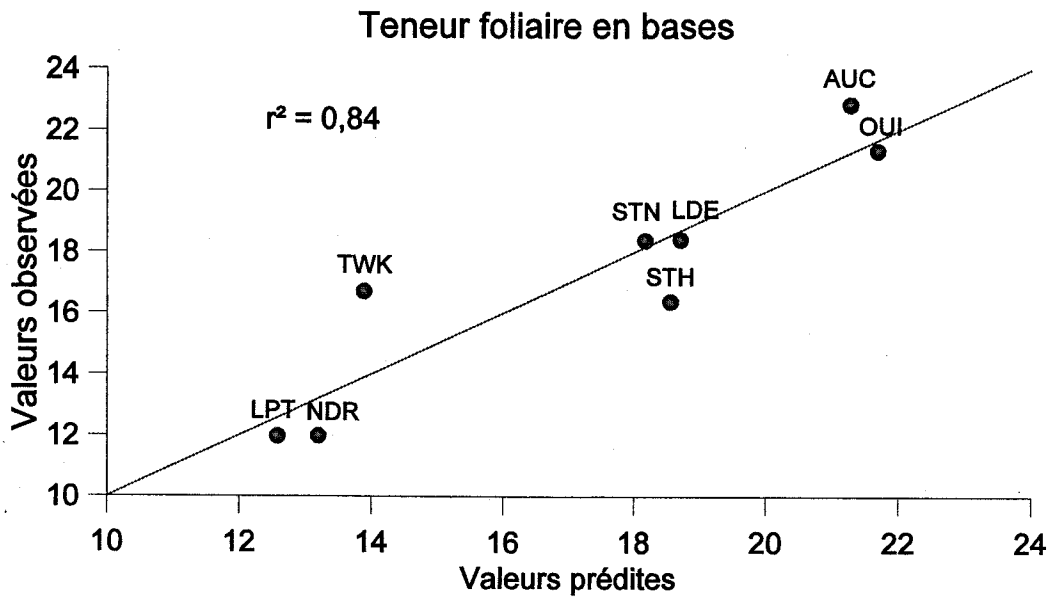
**Figure 6.10** Prédiction de la teneur foliaire en bases ( $\Sigma$ Bases) à partir de l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (FHF1) et du facteur BF2 de l'horizon B.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,97$  ;  $p = 0,001$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	-2,6	0,005
C.I.	0,653	-0,98	-10,1	0,001
Charge atmosphérique acide	0,816	0,96	0,07	0,002
F1	0,975	0,93	-0,92	0,007

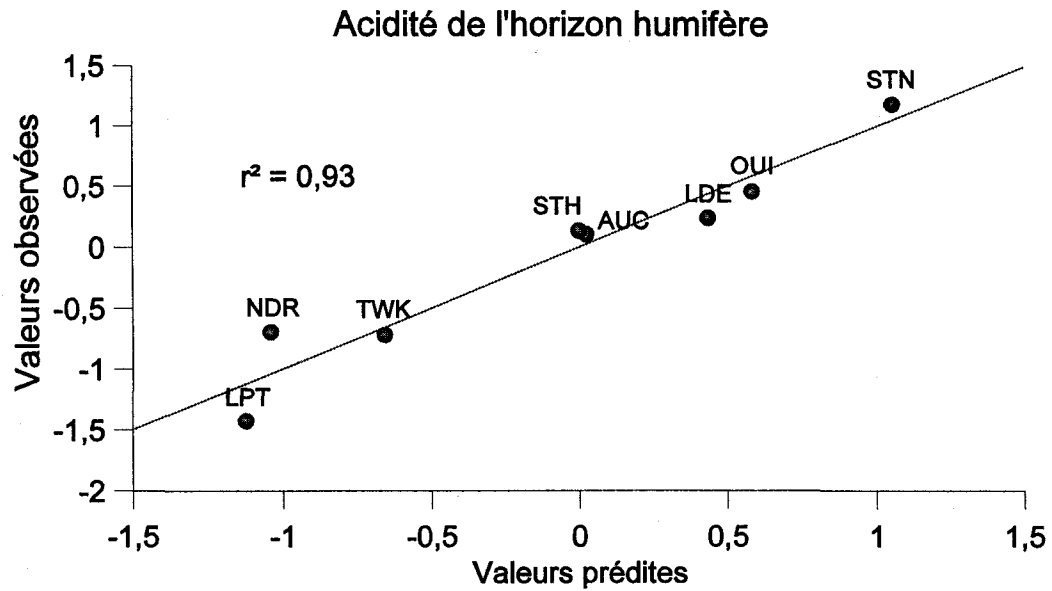
**Figure 6.11** Prédiction de la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1) à partir de la teneur en carbone inorganique du dépôt, de la charge atmosphérique acide et de la première composante F1 pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,84$  ;  $p = 0,011$ )

Variabes	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	30,2	<0,001
Charge atmosphérique acide	0,627	-0,91	-0,40	0,005
C.I.	0,840	0,76	26,6	0,050

**Figure 6.12** Prédiction de la teneur foliaire en bases ( $\Sigma$ Bases) à partir de la charge atmosphérique acide et de la teneur en carbone inorganique (C.I.) du dépôt pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,93$  ;  $p = 0,001$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	1,2	0,032
C.I.	0,634	0,96	10,6	0,001
Charge atmosphérique acide	0,933	-0,90	-0,05	0,005

**Figure 6.13** Prédiction de l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère (FHF1) à partir de la teneur en carbone inorganique du dépôt et de la charge atmosphérique acide pour les érablières situées dans un environnement sédimentaire.

Pour les érablières situées dans un environnement igné, la composante CFB1 est expliquée par la deuxième composante F2 et la charge atmosphérique acide (figure 6.14). Pour ces érablières, la composition géochimique du dépôt explique également la deuxième composante foliaire du vecteur bases, celle qui exprime l'équilibre entre Ca et Mg dans le feuillage. Cet équilibre est en effet lié à la première composante F1 et est traduit au niveau de la solution de sol de l'horizon humifère par la troisième composante (FHF3) (figure 6.15) mais également par la troisième composante de l'horizon B puisque le coefficient de corrélation entre les facteurs F1 et BF3 est également hautement significatif ( $r = -0,93$  ;  $p = 0,006$ ). Les composantes FHF3 et BF3 sont toutes deux liées à la solubilité de Mg dans la solution de sol (voir texte section 5.2.2). La charge atmosphérique acide explique également la teneur foliaire en Ca pour les sites présentant un humus de type holorganique (figure 6.16) mais n'a pas d'incidence sur la teneur en Mg ( $r = -0,27$  ;  $p = 0,662$ ) et sur la teneur en K ( $r = -0,19$  ;  $p = 0,754$ ). La deuxième composante F2 permet de mieux expliquer l'effet de la charge atmosphérique acide sur la teneur en Ca (figure 6.17).

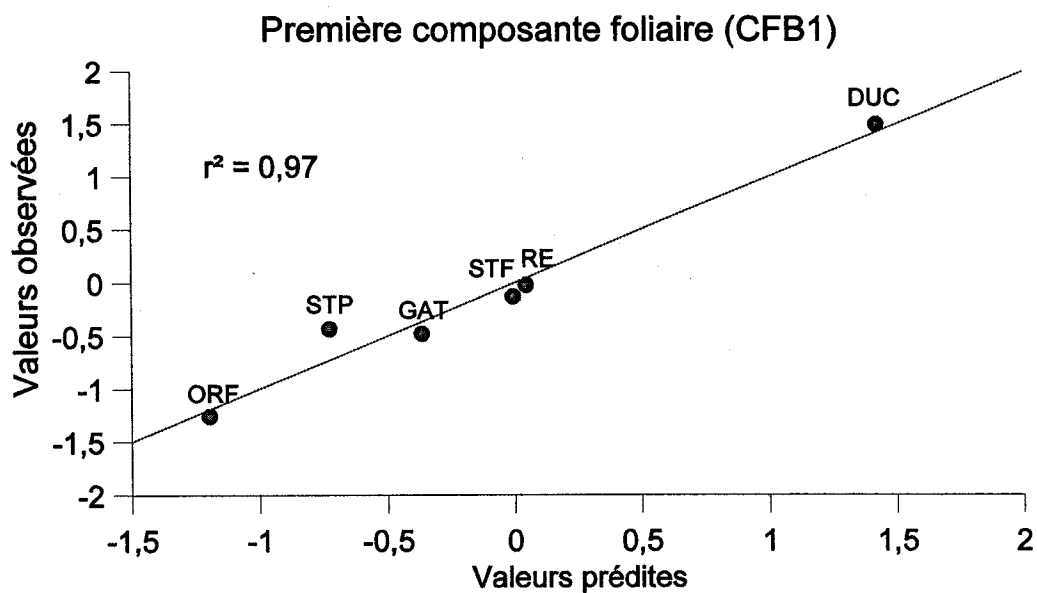
## 6.4 Synthèse et discussion

### 6.4.1 Les propriétés minérales du dépôt

L'analyse minéralogique et géochimique des horizons C montre que les dépôts dérivés de roches ignées sont plus riches en calcium et en sodium en raison d'une teneur plus importante en feldspaths plagioclases. Ils sont d'une manière générale plus riches en feldspaths et plus pauvres en quartz et en minéraux phylliteux que les dépôts dérivés de roches sédimentaires. Ce profil particulier, traduit par la première composante de l'ACP (F1), a une incidence mesurable sur la solubilité des bases du dépôt et plus particulièrement sur celle de Ca (figure 6.5). La deuxième composante (F2) explique quant à elle 22% de la variance dans la composition du dépôt et traduit le rapport K/Mg dans le dépôt. Cette dimension est liée à la teneur en minéraux ferromagnésiens et à la solubilité différentielle de ces deux éléments dans le dépôt.

Le calcium est l'élément de loin le plus soluble dans le dépôt. La solubilité de cet élément a pu être reliée à la composante F1 et à la teneur en carbone inorganique, ce qui suggère que les plagioclases calciques et le carbonate de calcium soient les principales

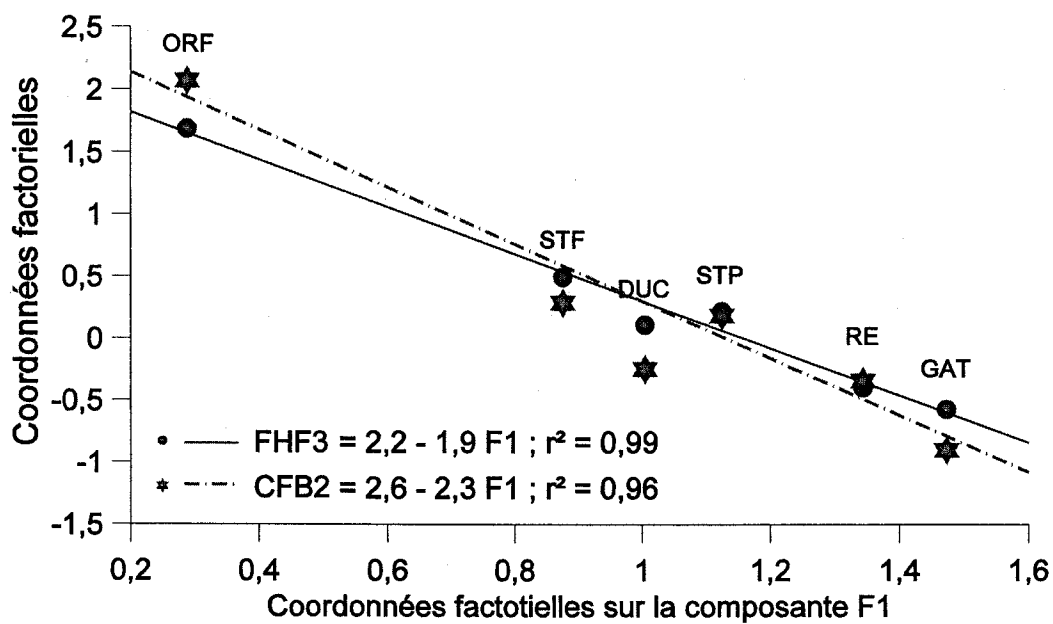




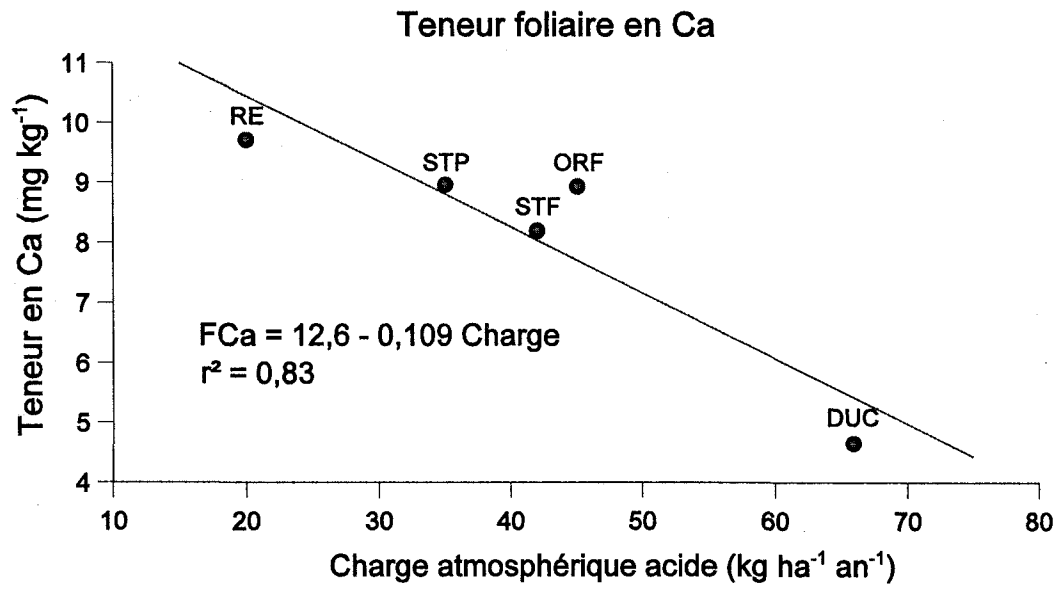
Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,97$  ;  $p = 0,006$ )

Variables	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	-0,96	0,041
F2	0,826	0,98	0,59	0,003
Charge atmosphérique acide	0,969	0,90	0,02	0,035

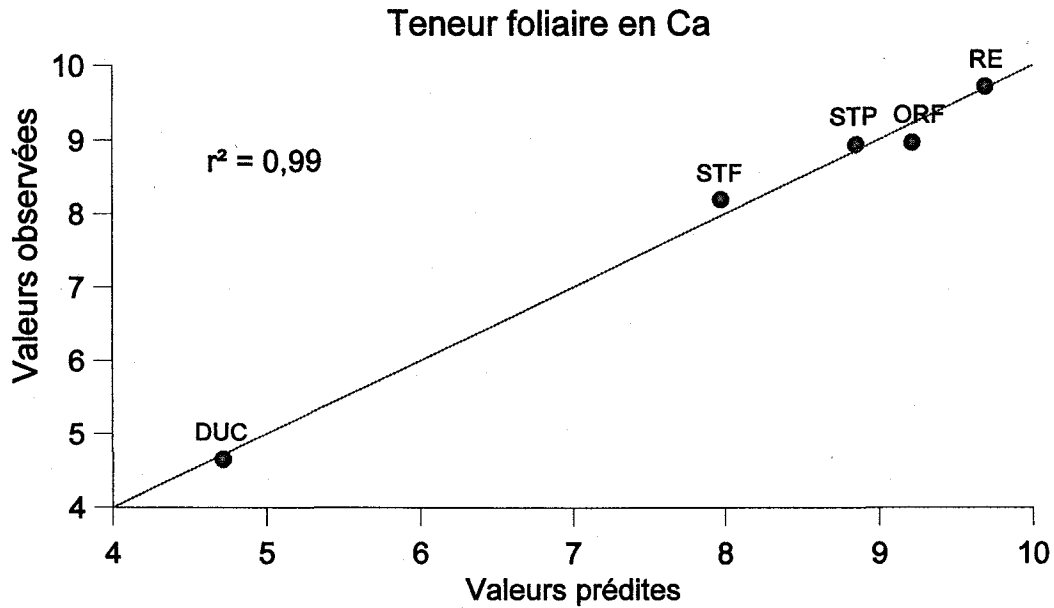
**Figure 6.14** Prédiction de la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1) à partir de la deuxième composante (F2) et de la charge atmosphérique acide pour les érablières situées dans un environnement igné.



**Figure 6.15** Incidence de la géochimie du dépôt sur l'équilibre Ca-Mg pour les érablières situées dans un environnement igné telle que traduite par la relation entre la composante F1 et les composantes FHF3 et CFB2.



**Figure 6.16** Incidence de la charge atmosphérique acide sur la teneur en calcium pour les érablières associées à un humus de type holorganique et situées dans un environnement igné.



Paramètres de la régression ( $r^2 = 0,996$  ;  $p = 0,008$ )

Variabes	Variance expliquée cumulative (%)	Corrélation partielle	Coefficient	Seuil de probabilité
Ordonnée à l'origine	-	-	12,3	0,001
Charge atmosphérique acide	0,830	-0,99	-0,10	0,006
F2	0,996	-0,98	-0,09	0,023

**Figure 6.17** Prédiction de la teneur foliaire en Ca à partir de la charge atmosphérique acide ( $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$ ) et de la composante géochimique F2 du dépôt pour les érablières situées dans un environnement igné.

sources de calcium dans le dépôt. La proportion de calcium apparaît aussi être la principale source de variance dans la composition du flux d'altération en cations basiques. La variance résiduelle (35%) est attribuable à la dualité K-Mg et est traduite par la composante AF2.

L'analyse de variance montre que la composition géochimique du dépôt offre un pouvoir de résolution supérieur à la solubilité des cations basiques pour distinguer les sites les uns des autres. La solubilité présente manifestement un caractère plus variable que la composition géochimique du dépôt.

#### **6.4.2 Incidence du dépôt sur la nutrition de l'érablière**

La deuxième composante F2 mise en évidence par l'ACP est celle qui pour l'ensemble des sites, explique le mieux le statut nutritif de l'érablière (tableau 6.11 et 6.12). Cette dimension explique relativement bien la proportion de Mg dans la solution de sol des deux horizons et dans le feuillage et semble définir la relation entre K et Mg dans l'écosystème d'érablière. Cette perception est appuyée par les observations effectuées sur la solubilité du dépôt. Le facteur AF2, lequel traduit la solubilité différentielle de K et Mg, explique bien la relation entre ces deux éléments dans la solution de sol et dans le feuillage. Ces observations, ainsi que la relation entre la teneur foliaire en Mg et la teneur en MgO du dépôt (tableau 6.13) suggèrent que la disponibilité de cet élément dans l'écosystème d'érablière dépende principalement de la teneur en minéraux ferromagnésiens dans le dépôt. La relation négative trouvée entre la teneur foliaire en Mg et la teneur en  $K_2O$  est principalement attribuable à notre avis à la relation entre ces deux éléments dans le dépôt mais n'exclue pas un possible antagonisme entre ces deux éléments au niveau du prélèvement (Schaedle 1990). En effet, les lois de la cristallogenèse des roches ignées nous enseignent qu'une augmentation de la teneur de K dans la roche se traduit ordinairement par une baisse de la teneur en Mg. Bien que l'effet antagoniste de Mg sur le prélèvement de K noté pour plusieurs végétaux explique le statut foliaire en K dans l'érablière (Ouimet et Camiré 1995) et puisse expliquer pourquoi la dualité K-Mg est la principale source de variance dans la solution de sol de l'horizon

humifère (tableau 5.11), l'inverse n'est pas démontré et n'est pas appuyé par les résultats du tableau 5.13.

La relation étroite entre la nature minérale du dépôt et le statut foliaire de Mg présente un intérêt particulier puisque l'occurrence et l'importance du dépérissement dans différents types forestiers, incluant l'érablière, ont pu être associées à une insuffisance de cet élément (Bernier et Brazeau 1988b ; Ellsworth et Liu 1994 ; Ouimet et Camiré 1995 ; Wilmot *et al.* 1995 ; Landmann *et al.* 1997 ; Horsley *et al.* 2000). L'érablière de DUC qui possède les plus faibles teneurs en magnésium dans le feuillage et dans le dépôt est celle montrant le niveau de dépérissement le plus élevé (tableau 3.3). Notons cependant que cette érablière recevait pour les années 1988-1992 la charge acide la plus importante. À l'inverse, la très grande solubilité de Mg dans le dépôt du site ORF, fort probablement attribuable à la présence de talc, apparaît responsable de l'excès de cet élément et de l'insuffisance de K noté dans le feuillage qui, par ailleurs, ont pu être associés au dépérissement (Bernier et Brazeau 1988a ; Fortin et Ouimet 1990 ; Ouimet et Fortin 1992).

La présence de carbonate telle que traduite par la teneur en C.I. apparaît également avoir une incidence significative sur la composition foliaire des sites dans un environnement sédimentaire. Il est quelque peu surprenant que des teneurs en C.I. aussi faibles que celles mesurées dans cette étude aient un effet mesurable sur le statut nutritif de l'érablière. L'incidence de ce paramètre sur la nutrition de l'érablière peut s'exprimer de deux manières: 1) en neutralisant l'acidité endogène et exogène à l'écosystème, ce qui contribue au maintien d'un pH "élevé" et favorise le prélèvement de Ca (voir chapitre V) ; et 2) en constituant une source de Ca et de Mg facilement accessible pour la végétation. Un effet direct de la dissolution des carbonates sur le pH du sol apparaît peu probable puisque la podzolisation ne peut s'amorcer qu'après une décarbonatation des horizons de surface (Buol *et al.* 1989). Reste donc la deuxième hypothèse. L'érable à sucre possède un système racinaire susceptible d'atteindre l'horizon C (Badibanga *et al.* 1990). La présence de carbonate dans les horizons inférieurs du profil peut donc constituer une source de Ca, voir de Mg, disponible pour la plante. Cette source auxiliaire (par rapport à la minéralisation et l'altération des silicates) pourrait expliquer la relation entre C.I., le statut foliaire en bases et, par un retour au sol de Ca plus important, avoir une incidence sur l'acidité de l'horizon humifère. La présence de minéraux instables, également, tels que

le pyroxène (GAT) ou le talc (ORF) contribuent sans doute au maintien d'un statut élevé en Ca et Mg.

La composante F1 explique une faible part de la variance (8%) de la première composante foliaire CF1 lorsque l'on tient compte de la variance expliquée par la composante F2 et la teneur en C.I. (figure 6.7). Considérant la relation significative entre ce facteur et la solubilité de Ca, cela surprend quelque peu ; d'autant plus que la solubilité de cet élément est corrélée, bien que faiblement, à l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère et à la première composante CF1. L'incidence de ce paramètre sur le statut nutritif de l'érablière est mieux expliquée lorsque l'on considère indépendamment les sites dans un environnement igné et les sites dans un environnement sédimentaire. Dans un environnement sédimentaire, la composante F1 explique une part significative (16%) de la première composante foliaire du vecteur bases (CFB1). Lorsque la variance attribuable à la teneur en C.I. et à la charge atmosphérique acide est expliquée, le coefficient de corrélation partielle entre ces deux paramètres est de -0,93. Si l'on se rapporte à l'interprétation de ces deux axes, une teneur plus élevée en Ca dans le dépôt, se traduit par un ratio  $K/(Ca+Mg)$  plus faible dans le feuillage, ce qui est de prime abord logique.

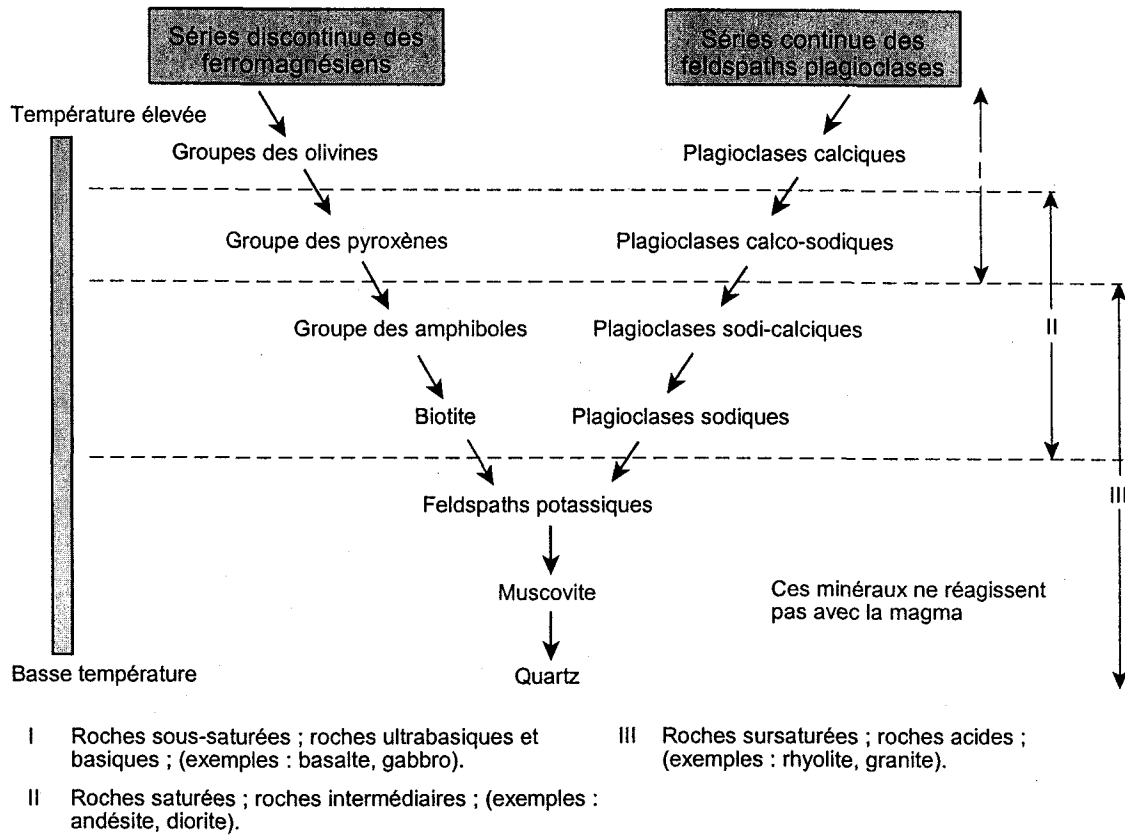
Contrairement aux sites des formations sédimentaires des Appalaches, la composante F1 des sites situés dans un environnement igné n'est pas liée à la première composante foliaire du vecteur bases mais à la deuxième composante (CFB2). La première composante a donc une incidence sur l'équilibre Ca-Mg dans le feuillage, tandis que la première composante (CFB1), celle qui oppose K à Ca et Mg, est expliquée par la composante F2 et la charge atmosphérique acide (figure 6.14 et 6.15). Considérant que les deux premières composantes du vecteur bases (CFB1 et CFB2) expliquent 100% de la variance observée dans la distribution des cations basiques dans le feuillage (tableau 5.5), les composantes F1 et F2 et la charge atmosphérique acide permettent d'expliquer 97% de la variance dans la distribution en cations basiques dans le feuillage pour les érablières situées dans un environnement igné.

L'étroitesse de la relation qui lie la géochimie du dépôt au statut en cations basiques, particulièrement pour les sites situés dans un environnement igné, est quelque peu surprenante puisque la solubilité différentielle de ces éléments devrait dépendre avant tout

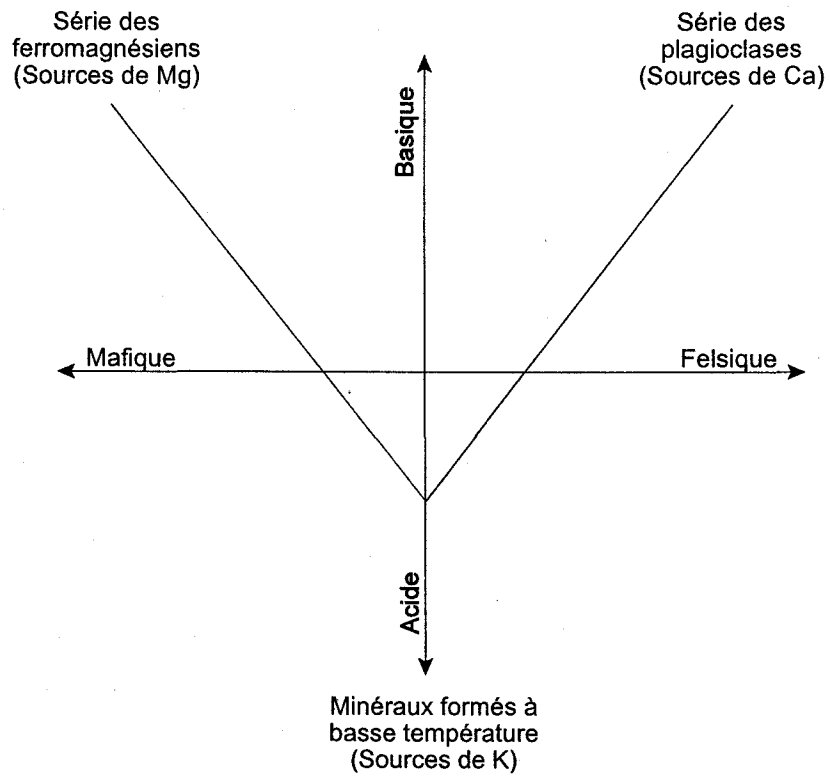
de la nature des minéraux présents. Une explication possible réside dans l'étroite relation existant entre la composition du magma à l'origine de la roche, la cristallogenèse et la solubilité des minéraux présents dans la roche ignée. Cette relation est bien illustrée par le concept des séries réactionnelles de Bowen (figure 6.18) et sert de base à la classification cardinale effectuée en termes de caractère felsique-mafique et de caractère acido-basique de la roche. En simplifiant, il est en effet possible d'associer le caractère felsique-mafique et le caractère acido-basique du dépôt à la composition en cations basiques de la matrice minérale (figure 6.19). Les minéraux de la série des ferromagnésiens sont à peu de chose près la seule source de magnésium dans la roche ignée. La présence relative de Mg dans le flux d'altération dépend donc, nous venons de le démontrer, en grande partie de la présence de ce type minéral dans le dépôt. La série des feldspaths plagioclases est quant à elle la principale source de calcium. Un magma riche en Ca donne ordinairement une roche riche en plagioclase calcique. Le potassium est quant à lui principalement associé au MFBT. Le rapport  $K/(Ca+Mg)$  traduit donc assez bien le caractère acide de la roche puisque les MFBT ont un contenu élevé en  $SiO_2$  par rapport aux minéraux ferromagnésiens et aux plagioclases calciques. Pour les cations basiques, le caractère felsique-mafique exprime donc le ratio  $Ca/Mg$  tandis que le caractère acide du dépôt est associé à un ratio  $K/(Ca+Mg)$ . Ainsi définies, ces deux dimensions sont orthogonales (figure 6.19) et définissent entièrement la relation entre les trois éléments. On peut donc avancer que la variance dans la composition en cations basiques du dépôt, telle que traduit par les deux composantes de l'ACP F1 et F2, traduise à son tour la présence relative des différents groupes de minéraux. Incidemment, la géochimie du dépôt, particulièrement celle des dépôts dérivés de la roche ignée, contient beaucoup plus de renseignement qu'il n'y paraît de prime abord.

Les relations pouvant être dégagées entre la géochimie et la minéralogie des dépôts dérivés de roches sédimentaires sont plus difficiles à cerner. Les roches d'origine sédimentaire sont souvent composées d'un mélange de minéraux primaires et secondaires dont l'amalgame échappe aux lois de la cristallogenèse des roches ignées. De fait, la relation entre la composition et la minéralogie de la roche sédimentaire dépend tout autant de l'origine première des minéraux que du degré de maturité de la fraction terrigène qui la compose ; fraction à laquelle s'ajoute une fraction chimique dont la nature peut-être





**Figure 6.18** Séries réactionnelles établies par Bowen et montrant les étapes de formation des minéraux à l'intérieur d'un magma qui présente un excès de silice lors de son refroidissement (source : Landry et Mercier 1984).



**Figure 6.19** Les séries de Bowen, les sources en cations basiques, le caractère felsique-mafique et le caractère acido-basique de la roche ignée.

déterminante pour l'équilibre en cation basique. Il en résulte une structure moins forte dans la composition en cations basiques dans les dépôts dérivés de roches sédimentaires que ceux dérivés de roches ignées. La résultante est que les composantes F1 et F2 définissent moins bien la relation entre la composition en cations et la solubilité des dépôts dérivés de roches sédimentaires que ceux dérivés de roches ignées.

Il y a relativement peu d'études publiées pouvant servir de comparable aux résultats obtenus dans le cadre de ce travail. L'une des plus apparentées est celle de Lawrence *et al.* (1997). Ces auteurs ont comparé le statut en Ca au sol pour différentes forêts d'épinettes rouges présentant un contraste au niveau de la lithologie. Leurs résultats corroborent nos observations sur trois points : 1) la variance inter sites est principalement attribuable à la nature géologique du substrat ; 2) la présence de carbonate dans le matériel parental a une incidence déterminante sur le statut en Ca ; et 3) l'incidence du matériel parental est davantage perceptible dans l'horizon humifère que dans l'horizon minéral. Krám *et al.* (1997) ont comparé les cycles biogéochimiques des cations basiques dans deux écosystèmes dominés par l'épinette de Norvège, présentant un contraste au niveau de la lithologie (leucogranite et serpentine) et recevant une charge atmosphérique acide importante. Les désordres nutritifs observés dans ces deux écosystèmes sont similaires à ceux observés aux sites DUC et ORF, à savoir : des teneurs foliaires en Ca et Mg inférieures aux valeurs critiques pour le site situé sur un massif acide et un déséquilibre important entre K et Mg pour le massif ultramafique.

#### **6.4.3 Incidence de la charge atmosphérique acide sur la nutrition de l'érablière**

Par rapport au dépôt, la charge atmosphérique acide a une incidence secondaire sur l'équilibre en cations basiques dans le feuillage mais prédominante sur les teneurs foliaires en cations basiques. L'effet délétère de la charge acide sur le prélèvement des bases, notamment le calcium, est imputable à une acidification de l'horizon humifère et à une augmentation de la solubilité de Al dans l'horizon B. La désaturation du complexe d'échange et l'acidification concomitantes observées pour plusieurs types forestiers soumis à une charge acide (Johnson *et al.* 1985 ; Johnson *et al.* 1988 ; Federer *et al.* 1989 ; Stottlemeyer et Hanson 1989 ; Foster *et al.* 1992 ; Johnson 1992a ; Houle *et al.* 1997 ; Fernandez *et al.* 1999) apparaissent ici être en cause. La mobilisation de Al dans la solution

de sol de l'horizon B recevant une charge acide importante est un phénomène noté par ailleurs (Kotowski *et al.* 1994 ; Joslin et Wolfe 1992) mais qui apparaît de seconde importance par rapport à l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère pour expliquer les difficultés de nutrition en cations basiques dans l'érablière.

Manifestement, les propriétés minérales du dépôt liées à la "capacité tampon" des sites vis-à-vis l'effet délétère de la charge acide diffèrent selon l'origine ignée ou sédimentaire du dépôt et peuvent être affectées par des variables à caractère climatique telles que l'humus. Dans le cas des sites se trouvant dans un environnement sédimentaire, la teneur en carbonate dans le dépôt a permis d'expliquer une part significative de la teneur en base compte tenu de la charge acide reçue. Pour les sites se trouvant dans un environnement igné, la composante F2 apparaît traduire adéquatement le caractère acide du dépôt mais n'explique que 16% de la variance observée pour la teneur foliaire de Ca comparativement à 83% pour la charge acide. Le retrait du site GAT de l'équation de régression de la figure 6.16 nous apparaît justifié considérant la différence fondamentale que représente le caractère minéral du mull comparativement aux humus de type mor ou moder. La teneur élevée en cations basiques dans le feuillage de l'érablière du site GAT pourrait être tributaire de l'activité biologique plus intense associée aux humus de type mull et ainsi refléter l'influence du climat. On se doit cependant de noter que le développement d'un mull coïncide avec les deux sites pour lesquelles la solubilité du dépôt est la plus élevée (GAT et STN) ; et que d'autre part, la genèse des humus est influencée par la nature minérale du dépôt (Duchaufour 1977).

Récemment, Ouimet *et al.* (2001) ont utilisé les modèles PROFILE et SMB pour le calcul de la charge critique dans les écosystèmes du RÉSEF. La confrontation des résultats avec nos données est donc intéressante à plusieurs égards puisqu'il s'agit des mêmes sites. Ouimet *et al.* (2001) ont calculé un dépassement de charge critique pour la totalité des érablières située sur le socle précambrien du bouclier canadien. Selon le diagnostic que nous posons, seule l'érablière de DUC présente des difficultés sur le plan nutritif liées à la charge atmosphérique acide. Le dépassement de charge calculé par ces auteurs pour le site GAT est sans aucun doute le plus discutable. Cette érablière ne montre aucun signe de stress nutritif si ce n'est une faible teneur en P. À l'inverse, ils ont calculé un bilan favorable pour les érablières de LPT et NDR où nous avons identifié

clairement un problème d'approvisionnement avec Ca attribuable à l'effet conjugué de l'absence de carbonate, à la faible teneur du dépôt en Ca et de la charge acide reçue.

Nous ne connaissons pas les raisons de cette divergence entre les résultats de la modélisation effectuée par Ouimet *et al.* (2001) et les données colligées dans cette étude. Cependant, le rapport bases/Al dans la solution de l'horizon B utilisé comme seuil critique dans ce type de modèle (Sverdrup *et al.* 1992 ; Arp *et al.* 1996), approche critiquée par ailleurs par Höberg et Jensén (1994), n'est peut-être pas le meilleur indicateur de la disponibilité des bases pour l'érablière. Le ratio bases/Al dans les extraits de sol saturé à l'eau s'est montré faiblement corrélé à la teneur foliaire en bases. Cette dernière a pu, par contre, être prédite avec une bonne précision à partir de l'acidité de la solution de sol de l'horizon humifère et de la seconde composante de l'horizon B (BF2) qui rappelons le, est liée à la solubilité de Al dans cet horizon. Ceci démontre que des expressions telles que le rapport Ca/Al ou le rapport Bases/Al mesurés *in situ*, ne peuvent expliquer seul les difficultés qu'éprouve un peuplement à prélever les cations basiques et expliquent en outre, ne serait-ce que partiellement, pourquoi la relation entre ces paramètres et le statut en cations basiques des peuplements forestiers souffre de nombreuses exceptions (Cronan et Grigal 1995). Cronan et Grigal (1995) stipulent en outre qu'il n'est pas possible de statuer sur un seul ratio permettant d'appréhender ou de prédire la réponse d'un écosystème forestier à une charge atmosphérique acide ou à tout autre processus acidifiant.

Il nous apparaît par ailleurs que la magnitude de l'indice CND de N est une conséquence directe de l'acidification du sol et de l'augmentation de la disponibilité de N causées par la charge atmosphérique acide, notamment celle en oxyde d'azote. Flückiger et Braun (1998) ont observé une augmentation du N foliaire et du ratio N/P chez les épinettes de Norvège soumis à des charges en azote variant de 18 à 33 kg ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. Kölling *et al.* (1997) ont induit une déficience en Mg et un déséquilibre N : Mg chez *Picea abies* par des applications de NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>. Selon Landmann *et al.* 1997, les dépôts atmosphériques, et particulièrement ceux de nature azotée, sont responsables en grande partie du ratio N/Mg élevé observé dans des forêts dépérissantes d'Europe. Les différents ratios impliquant l'azote dans les tissus végétaux sont un élément clef du modèle SMB pour évaluer les risques d'eutrophisation associés aux dépôts acides (Arp *et al.* 1996). L'indice

CND de l'azote qui nous donne l'importance de N par rapport aux autres éléments majeurs dans le feuillage, offre donc un potentiel certain pour mesurer le degré d'eutrophisation et de saturation des écosystèmes en azote et pourrait être relié à la fréquence et à l'intensité des épisodes de nitrification dans l'érablière.

#### **6.4.4 Potentiel de l'approche pour la caractérisation du statut nutritif de l'érablière**

L'approche proposée dans le cadre de ce travail est basée sur le postulat que la composition foliaire traduit adéquatement les stress nutritifs affectant l'érable. Au chapitre V, nous avons démontré le potentiel diagnostique de la solution de sol caractérisée selon l'approche CDA en mettant en évidence, notamment, les relations avec la première composante foliaire, laquelle traduit principalement l'équilibre en cations basiques. Dans ce chapitre nous montrons que la géochimie du dépôt permet également d'expliquer une part importante de la variance observée pour cette composante et, qui plus est, nous donne une mesure directe de la résistance de l'écosystème vis-à-vis l'effet délétère de la charge atmosphérique acide sur le statut en cations basiques de l'érablière. Elle offre ainsi un potentiel pour l'évaluation de la charge critique non basé sur la simulation de processus mais sur une mesure directe d'un paramètre clef facile à mesurer, soit la géochimie du dépôt.

Il faut néanmoins être conscient que bien que des efforts dans le choix des sites du RÉSEF aient été consentis pour obtenir une représentativité des biotopes supportant des écosystèmes d'érablière (Gagnon *et al.* 1994), ceux-ci ne couvrent qu'une fraction des biotopes associés à ce biome. La représentativité des érablières à mull est trop faible pour que l'on puisse tirer des conclusions claires sur l'incidence de ce paramètre ; les dépôts dérivés de roche calcaire ainsi que les dépôts riches en sulfures ne sont pas représentés ; et ceux dérivés d'arène granitique ou remaniés par l'eau le sont peu. En outre, le nombre de sites faisant partie de l'étude est relativement faible, et ceci d'autant plus qu'il apparaît évident que les sites situés dans un environnement sédimentaire ou igné doivent être étudiés séparément. L'approche utilisée dans le cadre de ce travail a cependant permis de mettre en évidence des relations hautement significatives entre la géochimie du dépôt, la solution de sol et la nutrition de l'érable malgré le nombre restreint de sites étudiés. Contrairement à la solution de sol, la géochimie du dépôt est un élément statique et stable

dans l'écosystème et représente ainsi un élément fondamental du diagnostic à partir du moment où un déséquilibre nutritif est identifié. À notre avis, la géochimie du dépôt devrait systématiquement faire l'objet d'une mesure lors de la caractérisation du statut nutritif d'un écosystème forestier.





## Chapitre VII

### Synthèse générale et conclusion

L'analyse effectuée dans le cadre de ce travail a permis de mettre en évidence des différences significatives dans la composition en éléments majeurs du feuillage des érablières. La première composante foliaire extraite de l'ACP fait nettement ressortir la structure forte qui existe dans la composition en cations basiques. Le calcium et le magnésium sont les deux éléments pour lesquels les coefficients de variation sont les plus élevés et, d'une manière générale, lorsque la proportion de ces deux éléments augmente, celle de N, P et K diminue. Cinq des 14 érablières étudiées saturent fortement sur la première composante foliaire (CF1). Les sites DUC, LPT et NDR présentent des carences en Ca et Mg, un déséquilibre majeur entre N et Ca et un humus acide. Ce statut est attribuable à un dépôt acide combiné à une charge atmosphérique acide élevée. Les deux autres sites, ORF et STN, présentent un déséquilibre impliquant principalement K et Mg. Le site ORF présente un excès de Mg attribuable au caractère fortement magnésien du dépôt. La présence de talc, un minéral instable et riche en Mg, est présumée responsable de la solubilité élevée de cet élément dans le dépôt. La carence en potassium observée au site STN n'apparaît pas liée à la teneur ni à la solubilité différentielle de cet élément dans le dépôt. La position de ce site sur la première composante foliaire est par contre expliquée par l'ensemble des variables caractérisant la géochimie du dépôt et par la charge atmosphérique acide. Le statut de K pour cette érablière est associé à un faible ratio  $K/(Ca+Mg)$  dans la solution de sol de l'horizon humifère.

La deuxième composante foliaire (CF2) met en évidence un gradient dans la magnitude de l'indice CND associé à la charge atmosphérique acide. Cette contribution de la charge acide au statut de l'azote se fait via l'acidification de l'horizon humifère, la solubilisation de Al dans l'horizon B et par un apport direct d'azote au système sol-plante. La charge acide explique en outre une large part des teneurs foliaires en cations basiques. La proportion de la variance expliquée par le dépôt pour cette variable est inférieure à 25%. Le caractère magnésien du dépôt pour l'environnement igné et la teneur en carbonate pour l'environnement sédimentaire sont néanmoins les paramètres qui dans cette étude traduisent le mieux la capacité "tampon" de l'écosystème face à l'apport atmosphérique

acide. Le cas du site GAT reste toutefois en marge. La genèse d'un humus de type mull et la présence de pyroxène, un minéral ferromagnésien instable et riche en calcium, sont susceptibles d'expliquer cet écart.

L'approche CDA appliquée aux extraits de sol saturé à l'eau a montré un potentiel intéressant pour le diagnostic des problèmes de nutrition dans l'érablière. L'ajout d'eau jusqu'à un potentiel avoisinant la capacité au champ permet de reproduire à peu de chose près la solution de sol *in vivo* en ce qui a trait à la distribution des cations majeurs. L'erreur générée par la méthode est négligeable par rapport à la variance rencontrée en milieu naturel. La composition de ces extraits explique une part significative du statut foliaire de l'érablière. L'acidité qui est la principale source de variance dans la composition de la solution de sol des deux horizons, est le facteur qui explique la plus large proportion de la variance observée pour la première composante foliaire. Ce facteur et la solubilité différentielle de K par rapport à Ca et Mg dans la solution de sol de l'horizon humifère permettent de poser un diagnostic quant à l'équilibre en cations basiques de l'érablière. L'acidité de l'horizon humifère et la solubilité de Al dans l'horizon B (telle que traduite par le facteur BF2) permettent également d'expliquer la teneur foliaire en cations basiques et, lorsque combinés à la charge atmosphérique en oxyde d'azote, expliquent 93% de la variance observée pour l'indice CND de l'azote. L'acidité de la solution de l'horizon humifère et la solubilité de Al dans l'horizon ont par ailleurs été liées à la charge atmosphérique acide et nous ont permis de comprendre comment cette dernière affecte la nutrition de l'érablière. La distribution des cations basiques et l'acidité de la solution de sol caractérisées par le biais de cette technique expliquent manifestement la distribution et les teneurs en cations basiques dans le feuillage de l'érablière et offre manifestement un potentiel fort intéressant pour la caractérisation et le diagnostic des problèmes de nutrition dans l'érablière.

L'origine ignée ou sédimentaire du dépôt est principalement responsable de la variance observée pour la composition géochimique de celui-ci. Les dépôts provenant de roches sédimentaires sont plus riches en Si, Al et Fe et nettement plus pauvres en Ca que les dépôts provenant de roches ignées. Ce fait, mis en évidence par la première composante F1, est attribuable à une teneur en quartz et en mica plus élevée et à

l'absence de plagioclases calciques dans les dépôts d'origine sédimentaire. Il traduit le degré de maturation plus avancé des minéraux présents dans les dépôts d'origine sédimentaire. La solubilité de Ca dans le dépôt est expliquée par cette composante et par la présence de carbonates de calcium. Le caractère magnésien du dépôt est quant à lui traduit par la deuxième composante F2 et s'exprime principalement à travers la relation entre K et Mg. La présence de minéraux ferromagnésiens est nettement associée à une baisse du ratio K/Mg dans le dépôt et dans les produits d'altération de ce dernier.

Le statut nutritif foliaire de l'érablière a pu dans ce travail être relié efficacement à la géochimie du dépôt. La composition géochimique du dépôt explique près de 80% de la variance observée pour la première composante foliaire CF1. Le caractère magnésien du dépôt, traduit par les composantes F2 et AF2, est celui qui a le plus d'incidence sur le statut nutritif de l'érablière. Non seulement le caractère magnésien du dépôt explique-t-il 45% de la variance observée pour la première composante CF1, il explique également la teneur en Mg du feuillage et apparaît définir la relation entre K et Mg dans l'écosystème d'érablière. La première composante F1 qui pourtant explique la plus large part de la variance observée dans la composition géochimique du dépôt, n'explique que 8% de la variance observée pour la première composante foliaire. Pour les sites situés dans un environnement igné, elle explique cependant près de 100% de la variance observée pour la composante CFB2, laquelle traduit l'équilibre entre Ca et Mg. La teneur en carbonate est le deuxième paramètre en importance expliquant le statut nutritif foliaire. Ce paramètre est particulièrement important pour les sites situés dans un environnement sédimentaire où il explique une part importante de la variance observée pour la distribution des cations basiques dans le feuillage. Considérant le peu de précision obtenue dans la mesure de ce paramètre, la relation dégagée dans le cadre de ce travail apparaît néanmoins bienheureuse. Les résultats obtenus sont cependant conformes à la théorie. En fait, ce qui surprend, c'est que des teneurs en carbonates aussi faibles aient autant d'incidence pour la nutrition de l'érule. En conséquence, cette conclusion devra être supportée par d'autres travaux.

Bien que ce soit la géochimie du dépôt qui explique principalement l'équilibre en cations basiques dans le feuillage, c'est cependant la charge atmosphérique acide qui

explique le mieux la teneur en cations basiques. La charge acide acidifie l'horizon humifère et solubilise l'aluminium dans l'horizon B. Ceci se traduit par une baisse des teneurs en cations basiques dans le feuillage des érables situés dans un environnement sédimentaire et par une baisse de la teneur en Ca pour les érables situés dans un environnement igné. Le lien direct établi entre la charge atmosphérique acide et le statut nutritif foliaire de l'érablière suggère que l'approche développée dans le cadre de ce travail puisse servir à l'évaluation de la charge critique tolérable pour différents écosystèmes d'érablière. Il apparaît également que l'indice CND de l'azote peut servir d'indicateur du degré de saturation en azote de l'écosystème.

Il est par ailleurs bien entendu que les résultats obtenus ici reflètent la sélection des érablières de l'étude. Bien que des efforts dans le choix des sites du RÉSEF aient été consentis pour obtenir une représentativité des biotopes supportant des écosystèmes d'érablière (Gagnon *et al.* 1994), ceux-ci ne couvrent qu'une fraction des biotopes associés à ce biome. Des données sur la composition foliaire et la géochimie du dépôt provenant d'autres érablières devraient être ajoutées à la bases de données du RÉSEF afin d'augmenter la représentativité de celle-ci et de tester la stabilité des paramètres calculés dans le cadre de ce travail. Ces données pourraient être acquises, par exemple, par le biais d'un programme d'aide technique aux acériculteurs.

Ce faisant, ce qui demeure exceptionnel dans ce travail est l'acuité avec laquelle la relation entre la géochimie du dépôt et la composition élémentaire du feuillage a pu être définie. Il y a toujours une part de chance dans l'obtention d'un coefficient de détermination. Il semble néanmoins que la structure stoechiométrique forte présente dans la roche ignée permette, par le biais de l'ACP, de traduire adéquatement l'incidence du dépôt sur la nutrition. Cette acuité est selon nous également attribuable à l'approche proposée par Aitchison (1983) pour caractériser la composition d'un objet. Elle nous a permis de bien mettre en évidence les structures présentes dans la variance observée pour le dépôt, la solution de sol et le feuillage, et subséquemment, de mettre en évidence les liens existant entre ces variables. À ne pas en douter, l'approche développée dans le cadre de ce travail, fournit un excellent outil de caractérisation pour le statut nutritif de l'érablière et possiblement pour les autres types de forêt. Elle a permis de mettre en

évidence des relations hautement significatives entre la géochimie du dépôt, la solution de sol et la nutrition de l'érable malgré le nombre restreint de sites étudiés. De plus, la géochimie du dépôt est un élément "permanent" dans l'écosystème et constitue ainsi un élément fondamental du diagnostic à partir du moment où un déséquilibre nutritif est identifié. À notre avis, la géochimie du dépôt devrait systématiquement faire l'objet d'une mesure lors de la caractérisation du statut nutritif d'un écosystème forestier.

En définitive, nous avons pu démontrer par cette étude la pertinence d'utiliser l'approche CDA pour la caractérisation de différents réservoirs d'éléments nutritifs dans l'écosystème d'érablière. Nos conclusions à cet effet sont que l'approche CDA a permis dans ce travail de soustraire la variabilité imputable au taux d'assimilation du carbone et aux taux d'humidité du sol. Cette approche appliquée à la solution de sol a permis de dégager d'une manière fort efficace l'information pertinente pour la nutrition du peuplement. Nous avons également mis en évidence l'incidence du dépôt et des précipitations acides sur la nutrition de l'érable et démontré le caractère additif de ces deux paramètres sur la composition élémentaire du feuillage. L'approche développée dans le cadre de ce travail peut servir de base à l'élaboration d'une typologie du statut nutritif de l'érablière.



## Bibliographie

Abrahamsen, G., A.O. Stuanes et B. Tveite. 1994. Long-term Experiments with Acid Rain in Norwegian Forest Ecosystems. Ecol.Stud. 104. Springer-Verlag, New York.

Adams, C.M. et T.C. Hutchinson. 1992. "Fine root growth and chemical composition in declining central Ontario sugar maple stands." Can. J. For. Res., vol. 22, p. 1489-1503.

Adams, F., C. Burmester, N.V. Hue et F.L. Long. 1980. "A comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solution." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 44, p. 733-735.

Ågren, G.I. 1988. "Ideal nutrient productivities and nutrient proportions in plant growth." Plant Cell. Environ., vol 11, p. 613-620.

Aitchison, J. 1982. "The statistical analysis of compositional data." J. Royal Stat. Soc., vol. 44, p. 139-177.

Aitchison, J. 1983. "Principal component analysis of compositional data." Biometrika, vol. 70, p. 57-65.

Aitchison, J. 1986. Statistical Analysis of Compositional Data. Chapman and Hall, 1986,

Andersson, M. 1988. "Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants : A literature review." Water Air Soil Pollut., vol. 39, p. 439-462.

April, R. et R. Newton. 1992. "Mineralogy and mineral weathering." In D.W. Johnson et S.E. Lindberg (éd.). Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer-Verlag, 1992, p. 378-425.

Arp, P.A. 1984. "Forest floor variability and factor analysis: A case study." Can. J. Soil Sci., vol. 64, p. 457-461.

Arp, P.A. et H.H. Krause. 1984. "The forest floor: Lateral variability as revealed by systematic sampling." Can. J. Soil Sci., vol. 64, p. 423-437.

Arp, P.A., T. Oja et M. Marsh. 1996. "Calculating critical S and N loads and current exceedances for upland forests in southern Ontario, Canada." Can.J. For.Res., vol. 26, p. 696-709.

Badibanga, B, F. Pagé et C. Anseau. 1990. Le développement racinaire dans deux érablières à sucre en relation avec le microrelief et la roche mère. In C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (éd.) Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. for. géom. Univ. Laval, Québec., pp. 139-148.

Baker, D.E. 1977. "Ion activities and ratios in relation to corrective treatments of soils." In Peck *et al.* (Éd.). Soil Testing : Correlation and Interpreting the Analytical Results. ASA proceeding, 1977, p. 55-74.

Bain, D.C., A. Mellor, M.J. Wilson et D.M.L. Duthie. 1994. "Chemical and mineralogical weathering rates and processes in an upland granitic till catchment in Scotland." Water Air Soil Pollut., vol 73, p.11-27.

Bartlett, R. et B. James. 1979. "Behavior of chromium in soils: III. Oxydation." J. Environ. Qual., vol. 8, p. 31-35.

Beaufils, E.R., 1973. "Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS)." Soil Sci. Bull. No. 1, Univers. Natal, S. Africa.

Beckett, P.H.T. 1964. "Studies on soil potassium II. The "immediate" Q/I relations of labile potassium in the soil." J. Soil Sci. Vol. 15. P. 9-23.

Bennett, A.C. et F. Adams. 1970. "Calcium deficiency and ammonium toxicity as separate causal factors of  $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ -injury to seedlings." Soil Sci. Soc. Amer. Proc., vol.34, p.255-259.

Benians, G., P. Scullion et G.R. Fitzhugh. 1977. "Concentrations and activities of ions in solutions displaced from basaltic soils." J. Soil Sci., vol. 28, p. 454-461.

Bernier, B., D. Paré & M. Brazeau. 1989. "Natural stresses, nutrient imbalances and forest decline in Southeastern Quebec." Water Air Soil Pollut., vol. 48, p.239-250.

Bernier, B. et M. Brazeau. 1988a. "Foliar nutrient statuts in relation to sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians." Can. J. For. Res. Vol. 18, p. 754-761.

Bernier, B. et M. Brazeau. 1988b. "Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in Quebec appalachians." Can. J. For. Res. Vol. 18, p. 762-767.

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. Vol. 18, p. 1265-1269.

Bondietti, E.A. et S.B. McLaughlin. 1992. "Evidence of historical influences of acidic deposition on wood and soil chemistry." In D.W. Johnson et S.E. Lindberg (éd.). Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer-Verlag, 1992, p. 358-374.

Bormann, B.T., D. Wang, F.H. Bormann, G. Benoit, R. April et M.C. Snyder. 1998. "Rapid, plant-induced weathering in an aggrading experimental ecosystem." Biogeochemistry, vol.43, p. 129-155.

Boudot, J.P., T. Becker, D. Merleet et J. Rouiller. 1994. "Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in Vosges mountains (France)." Ann. Sci. For., vol. 51, p. 27-51.

Brais, S., C. Camiré, Y. Bergeron et D. Paré. 1995. "Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest Composition in the southern part of the boreal forest of Northwestern Quebec." For. Ecol. Manag., vol. 76, p. 181-189.



- Bruce, R.C., L.A. Warrell, L.C. Bell et D.G. Edwards. 1989. "Chemical attributes of some Queensland Acid soils. I. Solid and solution phase composition." Aust. J. Soil. Res., vol.27, p.333-351.
- Burton, A.J., K.S. Pregitzer et N.W. MacDonald. 1993. "Foliar nutrients in sugar maple forests along a regional pollution-climate gradient." Soil Sci. Soc. Am J., vol. 57, p. 1619-1628.
- Camiré, C. 1990. Méthodes d'analyse de la fertilité des sols d'érablières en relation avec le dépérissement et la fertilisation. Départ. Sci. For., Univ. Laval, Québec.
- Camiré, C. et R. Ouimet. 1993. "L'analyse foliaire et les prescriptions d'amendements et de fertilisation dans les érablières dépérissantes du Québec." In Québec (éd.). La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du transfert technologique., direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Québec. pp. 139-147.
- Campbell, D.J., D.G. Kinniburgh et P.H.T. Beckett. 1989. "The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: Temporal and spatial variability." J. Soil Sci., vol. 40, p. 321-339.
- Carlson, R.M., R. Overstreet et D.V. Naylor. 1971. "Effect of microbial activity on saturation extract composition." Hilgardia, vol. 40, p. 552-564.
- Carnol, M., P. Ineson et A.L. Dickinson. 1997. "Soil solution nitrogen and cations influenced by  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  deposition in coniferous forest." Environ. Pollut., vol 97, p.1-10.
- Chen, H.Y.H., K. Klinka et R. D. Kabzems. 1998. "Site index, site quality, and foliar nutrients of trembling aspen : relationships and predictions." Can. J. For. Res., vol. 28, p. 1743-1755.
- Clayton, J.L. 1979. "Nutrient supply to soil by rock weathering." In USDA Forest Service (éd.) Impact of Intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling. Broomall, Pennsylvania. p.75-96.
- Conyers, E.S. et E.O. McLean. 1969. "Plant uptake and chemical extractions for evaluating potassium release characteristics of soils." Soil Sci. Soc. Amer. Proc., vol.33, p. 226-230.
- Côté, B. et C. Camiré. 1995. "Application of leaf, soil and tree ring chemistry to determine the nutritional status of sugar maple on sites of different levels of decline." Water Air Soil Pollut., vol. 83, p. 363-373.
- Côté, B. et R. Ouimet. 1996. "Decline of the maple-dominated forest in southern Québec: impact of natural stresses and forest management." Environ. Rev., vol 4, p. 133-148.
- Cromack, K. Jr., Ph Sollins, W.C. Graustein, K. Speidel, A.W. Todd, G. Spycher, C.Y. Li et R.L. Todd. 1979. "Calcium oxalate accumulation and soil weathering in mats of the hypogeous fungus *Hysterangium crassum*." Soil Biol. Biochem., vol 11, p. 463-468.

Cronan, C.S. et D.F. Grigal. 1995. "Use of calcium / aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems." J. Environ. Qual., vol 24, p. 209-226.

David, M.B. et G.B. Lawrence. 1996. "Soil and soil solution chemistry under red spruce stands across the Northeastern United States." Soil Sci., vol. 161, p. 314-328.

Davies, B.E. et R.I. Davies. 1963. "A simple centrifugation method for obtaining small samples of soil solution". Nature, vol. 198, p. 216-217.

De Vries, W., M. Posch et J. Kämäri. 1989. "Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges." Water Air Soil Pollut., vol. 48, p. 349-390.

Duchaufour, Ph. 1977. Pédologie : 1. Pédogenèse et classification. Masson (éd.) Paris, 477 p.

Duchesne, L. et R. Ouimet 1996. Estimation préliminaire des charges critiques en dépôts atmosphériques de N et de S pour les forêts du Québec. Rapport interne n° 410. Gouv. Qué., MRN, Dir. Rech. For., 38 p.

Duchesne, L., R. Ouimet, C. Camiré et D. Houle. 2001. "Seasonal nutrient transfers by foliar resorption, leaching, and litter fall in a northern hardwood forest at Lake Clair Watershed, Quebec, Canada." Can. J. For. res., vol. 31, p. 333-344.

Dow, A.I. et S. Roberts. 1982. "Proposal: Critical Nutrient Ranges for Crop Diagnosis." Agron. J., vol. 14, p. 401-

Eaton, F.M., R.B. Harding et T.J. Ganje. 1960. "Soil solution extractions at tenth-bar moisture percentages." Soil Sci., vol. 90, p. 253-258.

Edmeades, D.C., D.M. Wheeler et O.E. Clinton. 1985. "The chemical composition and ionic strength of soil solutions from New Zealand topsoils." Aust. J. Soil Res., vol. 23, p. 151-165.

Elkhatib, E.A., J.L. Hern et T.E. Staley. 1987. "A rapid centrifugation method for obtaining soil solution." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 51, p. 578-583.

Ellsworth, D.S. et X. Liu. 1994. "Photosynthesis and canopy nutrition of four sugar maple forests on acid soils in northern Vermont." Can. J. For. res., vol. 24, p. 2118-2127.

Errecalde, O., M. Seidl et P.G.C. Campbell. 1998. "Influence of a low molecular weight metabolite (citrate) on the toxicity of cadmium and zinc to the unicellular green alga *Selenastrum capricornutum*: an exception to the free-ion model." Wat. Res., vol. 32, p. 419-429.

Escofier, B. et J. Pagès. 1988. Analyses factorielles simples et multiples : objectifs, méthodes et interprétation. Bordas, Paris, 1988, 241 p.

Ever, F.-H. 1991. "Forest fertilization - present state and history with special reference to South German conditions." Fert. Res. Vol. 27, p. 71-86.

- Faber, W.R. et P.V. Nelson. 1984. "Evaluation of methods for bulk solution collection from container root media." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 15, p. 1029-1040.
- Falkengren-Grerup, U., J. Brunet et M. Diekmann. 1998. Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition." Environ. Pollut., vol 102, S1, p. 415-420.
- Federer, C.A., J.W. Hornbeck, L.M. Tritton, C.W. Martin, R.S. Pierce et C.T. Smith. 1989. "Long-term depletion of calcium and other nutrients in Eastern U.S. Forests" Can. J. For. Res., vol. 13, p. 593-602.
- Fernandez, I., L. Rustad, M. David, K. Nadelhoffer et M. Mitchell. 1999. "Mineral soil and solution responses to experimental N and S enrichment at Bear Brook Watershed in Maine (BBWM)." Environ. Monit. Asses., vol. 55, p. 165-185.
- Fichter, J., E. Dambrine, M.P. Turpault et J. Ranger. 1998. "Base cation supply in spruce and beech ecosystems of the Strenbach cathment." Water, Air, Soil, Pollut., vol. 104, p. 125-148.
- Finley, J.B. et J.I. Drever. 1997. "Chemical mass balance and rates of mineral weathering in a high-elevation catchment, West Glacier Lake, Wyoming." Hydrol. Process., vol 11, p. 745-764.
- Flückiger, W. Et S. Braun. 1998. "Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification." Environ. Pollut., vol. 102, S1, p. 69-76.
- Fortin, J.M. et R. Ouimet 1990. "Recherche en vue de contrer le dépérissement chez l'érable à sucre". In Camiré, C., W. Hendershot et D. Lachance (éd.) 1990. Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. for. géom., Univ. Laval, Québec. pp. 163-167
- Foster, N.W., M.J. Mitchell, I.K. Morrisson et J.P. Sheppard. 1992. "Cycling of acid and base cations in deciduous stands of Huntington forest, New York, and Turkey Lake, Ontario." Can. J. For. Res. Vol. 22, p. 167-174.
- Foy, C.D. 1992. "Soil Chemical Factors Limiting Plant Root Growth." Advances Soil Sci., vol. 19, p. 97-149.
- Freedman, B., P.N. Duinkerr et R. Morash. 1986. "Biomass and nutrients in Nova Scotia forests, and implications of intensive harvesting for future site productivity." For. Ecol. Manage., vol 15, p. 103-127.
- Gagnon, G., G. Roy et L. Blais. 1990. "Évolution de l'incidence et de la sévérité du dépérissement des érablières selon les types de végétation." In C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (éd.). Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. For. Géom., Univ. Laval, Québec. p. 21-27.

Gagnon, G., C. Gravel, R. Ouimet, N. Dignard, R. Paquin et G. Roy. 1994a. Le réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF). I - Définitions et méthodes. Mémoire de recherche forestière n° 115, MNR, Québec, 40 p.

Gagnon, G., C. Gravel, R. Ouimet, N. Dignard, R. Paquin et G. Jacques. 1994b. Le réseau de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF). II - Description des places d'étude et données de base. Mémoire de recherche forestière n° 116, MNR, Québec, 188 p.

Gilbert, R.O. 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold Compagny Inc., 1987, 315 p.

Gillman, G.P. 1976. A centrifuge method for obtaining soil solution. Div. Soils Rep. 16, CSIRO, Melbourne, Australia.

Gillman, G.P. et M.E. Sumner. "Surface charge characterization and soil solution composition of four soils from southern Piedmont in Georgia." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 51, p. 589-594.

Goldbold, D.L., et G. Jentschke. 1998. "Aluminium accumulation in root cell walls coincides with inhibition of root growth but not with inhibition of magnesium uptake in Norway spruce." Physiol. Plant., vol. 102, 553-560.

Göransson, A. et T.D. Eldhuset. 1991. "Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants." Tree, vol. 5, p. 136-142.

Göransson, A. et T.D. Eldhuset. 1995. "Effects of aluminium ions on uptake of calcium, magnesium and nitrogen in *Betula pentula* seedlings growing at high and low nutrient supply rates." Water Air Soil Sci., vol. 83, p. 351-361.

Griffin, R.A. et J.J. Jurinak. 1973. "Estimation of activity coefficients from electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts." Soil Sci., vol 116, p. 26-30.

Grondin, P. 1997. "Écologie Forestière". In Manuel de foresterie (OIFQ éd.). Presse Univ. Laval, Québec. p. 136-260.

Gundersen, P., I. Callesen et W. De Vries. 1998. "Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios." Environ. Pollut., vol 102, S1, p. 403-407.

Hakkila, P. 1989. Utilization of Residual Forest Biomass. Springer Serie In Wood Science, Springer-Verlag, 568 p.

Hallet, R.A. et J.W. Hornbeck. 1997. "Foliar and soil nutrient relationships in red oak and white pine forests." Can. J. For. Res., vol. 27, p. 1233-1244.

Hannick, A.F., L. Waterkeyn, F. Weissen et H.J. Van Praag. 1993. "Morphological changes in vascular tissue of Norway spruce needles and twigs in relation to magnesium deficiency." Tree Physiol., vol.13, p. 337-349.

- Heanes, D.L. 1984. "Determination of total organic C in soil by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 15, p. 1191-1213.
- Hendershot, W.H. 1991. "Fertilization of sugar maple showing dieback symptoms in the Quebec Appalachians, Canada." Fert. Res. Vol. 27, p. 63-70.
- Hendershot, W.H. et M. Duquette. 1986. "A simple barium chloride method for determining cation exchange capacity and exchangeable cations." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 50, p. 605-608.
- Hodson, M.E., S.J. Langan et S. Meriau. 1998. "Determination of mineral surface area in relation to the calculation of weathering rates." Geoderma, vol.83, p. 35-54.
- Högberg, P. et P. Jensén. 1994. "Aluminium and uptake of base cations by tree roots: a critique of the model proposed by Sverdrup et al." Water Air Soil Pollut., vol. 75, p. 121-125.
- Hosley, S.B., R.P. Long, S.W. Baily, R.A. Hallett et T.J. Hall. 2000. "Factors associated with the decline disease of sugar maple on Allegheny Plateau." Can. J. For. Res., vol. 30, p. 1365-1378.
- Houle, D, R. Paquin, C. Camiré, R. Ouimet et L. Duchesne. 1997. "Response of the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Québec) to changes in precipitation chemistry (1988-1994)." Can. J. For. Res., vol. 27, p. 1813-1821.
- Ingestad, T. 1987. "New concepts on soil fertility and plant nutrition as illustrated by research on forest trees and stands." Geoderma, vol. 40, p. 237-252.
- Johnson, D.W. 1992a. "Base cation distribution and cycling." In D.W. Johnson et S.E. Lindberg (éd.). Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer-Verlag, 1992, p. 275-340.
- Johnson, D.W. 1992b. "Relationships among atmospheric deposition, forest nutrient status, and forest decline." In D.W. Johnson et S.E. Lindberg (éd.). Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer-Verlag, 1992, p. 577-580.
- Johnson, D.W. et S.E. Lindberg. 1992. Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling. Springer-Verlag (ed.), New-York, 707 p.
- Johnson, D.W., J.M. Kelly, W.T. Swank, D.W. Cole, H. Van Miegroet, J.W. Hornbeck, R.S. Pearce, D. Van Lear. 1988. "The effects of leaching and whole-tree harvesting on cations budgets of several forests." J. Environ. Qual., vol. 17, p. 418-424.
- Jones, D.L. et A.C. Edwards. 1993. "Effect of moisture content and preparation technique on the composition of soil solution obtained by centrifugation." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 24, p. 171-186.

Jönsson, C., P. Warfvinge et H. Sverdrup. 1995. "Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model." Water, Air, Soil, Pollut., vol.81, p. 1-23.

Joslin, J.D., J.M. Kelly et H. Van Miegroet. 1992. "Soil chemistry and nutrition of North American spruce-fir stands: Evidence for recent change." J. Environ. Qual., vol. 21, p. 12-30.

Joslin, J.D., J.M. Kelly, M.H. Wolfe et L.E. Rustad. 1988. "Elemental patterns in roots and foliage of mature spruce across a gradient of soil aluminum." Water Air Soil Pollut., vol. 40, p. 375-390.

Joslin, J.D. et M.H. Wolfe. 1992 "Red spruce soil solution chemistry and root distribution across a cloud water deposition gradient." Can. J. For. Res., vol. 22, p. 893-904.

Joslin, J.D. et M.H. Wolfe. 1988. "Responses of red spruce seedlings to changes in soil aluminum in six amended forest soil horizons." Can. J. For. Res. Vol. 18, p. 1614-1623.

Karathanasis, A.D. 1991. "Seasonal variation in solution composition and mineral stability of two Kentucky Alfisols." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 55, p. 881-890.

Kelly, J.M., M. Schaedle, F.C. Thornton et J.D. Joslin. 1990. "Sensitivity of tree seedlings to aluminum : ll red oak, sugar maple, and european beech." J. Environ Qual., vol. 19, p. 172-179.

Khasawneh, F.E. 1971. "Solution ion activity and plant growth." Soil Sci. Soc. Amer. Proc., vol. 35, p. 426-436.

Khasawneh, F.E. et F. Adams. 1967. "Effect of dilution on calcium and potassium contents of soil solutions." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 31, p. 172-176.

Kinch, J.C. 1989. The relationship between soil and foliar chemistry and the decline of *Acer saccharum* in Ontario. Mémoire de Maîtrise, Univ. Toronto, Ont.

Kinniburgh, D.G. et D.L. Miles. 1983. "Extraction and chemical analysis of interstitial water from soils and rocks." Environ. Sci. Technol., vol. 17, p. 362-368.

Kölling, C., B. Pauli, K.H. Häberle et K.E. Rehfuss. 1997. "Magnesium deficiency in young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) trees induced by NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> application." Plant Soil, vol.195, p. 283-291.

Kotowski, M., L. Pawlowski, H.M. Seip et R.D. Vogt. 1994. "Mobilization of aluminium in soil columns exposed to acids or salt solutions." Ecol. Engin., vol.3, p. 279-290.

Krám, P, J. Hruška, B. S. Wenner, C.T. Drsicoll et C.E. Johson. 1997. "The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic." Biogeochemistry, vol. 37, p. 173-202.

- Krause, H.H. 1990. "Nutrient form and availability in root environment." *In* vanden Driessche (éd.) Mineral nutrition of Conifer Seedlings. CRS Press, p. 1-24.
- Lachance, D. 1997. "Les dépérissements." *In* Manuel de foresterie (OIFQ éd.). Presse Univ. Laval, Québec. pp. 1061-1066.
- Landry, B. et M. Mercier. 1984. Notion de géologie. Modulo (2<sup>e</sup> éd.), 1984, 437 p.
- Lawrence, G.B, M.B. David, S.W Bailey et W.C Shortle. 1997. "Assessment of soil calcium status in red spruce forests in the northeastern United States." Biogeochemistry, vol. 38, p. 19-39.
- Landmann, G., I.R. Hunter et W. Hendershot. 1997. "Temporal and spatial development of magnesium deficiency in forest stands in Europe, North America and New Zealand." *In* Hüttl, R.F. et W. Schaaf (éd.) Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, p.23-66.
- Leech, R.H. et Y.T. Kim. 1990. "Methods to investigate fertilization as a means to improve growth and sugar yield of sugar maple." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol 21, p. 2029-2051.
- Lelong, F., C. Dupreaz et JF Didon-Lescot. 1990. "Effects of vegetation type on the biogeochemistry of small catchments (Mont Lozere, France)." J. Hydrol., vol. 166, p. 125-145.
- Le Roux, J. et M.E. Sumner. 1967. "Studies on the soil solution of various Natal soils." Geoderma, vol. 1, p. 125-130.
- Lichter, J. 1998. "Rates of weathering and chemical depletion in soils across a chronosequence of Lake Michigan sand dunes." Geoderma, vol 85, p. 255-282.
- Liebhardt, W.C. 1981. "The basic cation saturation ratio concept and lime and potassium recommendation on Delaware's costal plain soils." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 45, p. 544-549.
- Litaor, M.I. 1988. "Review of soil solution samplers." Water Resour. Res., vol. 24, p. 727-733.
- 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., vol. 27, p. 1560-1573.
- Longenecker, D.E. et P.J. Lyerly. 1964. "Macking soil pastes for salinity analysis: A reproducible capillary procedure." Soil Sci., vol. 97, p. 268-275.
- Lopez, J., L.E. Parent, N. Tremblay et A. Gosselin. "Sulfate accumulation and calcium balance in hydroponic tomato culture." J. Plant Nutrit., vol 25, p. 1585-1597.
- Lozano, F.C. et K.D. Huynh. 1989. "Foliar diagnosis of sugar maple decline by DRIS" Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 20, p. 1895-1914.

Makkonen-Spiecker, K. et H. Spiecker. 1997. "Influence of magnesium supply on tree growth." In Hüttli, R.F. et W. Schaaf (éd.) Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems. Kluwer Academic Publishers, p.215-226.

Maliondo, S.M., M.K. Mahendrappa et G.D van Raalte. 1990. Distribution of biomass and nutrients in some New Brunswick forest stands : possible implications of whole-tree harvesting. Fredericton, NB, Forestry Canada - Maritime Regions, Information Report M-X-170E/F, 40 p.

Manion, P.D.. 1981. Tree Disease Concepts. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Marc, A.R. 1963. "Biological activity and mineralization of nitrogen in three soils induced by freezing and drying." Can. J. Soil. Sci., vol. 43, p. 316-324.

Marc, A.R. et S.A. Barber. 1960. "Influence of temperature and moisture on soil P: I. Effect on soil P fraction." Soil Sci. Soc. Amer. Proc., vol. 24, p. 381-385.

Marquis, F. 1993. Les extraits saturés à l'eau et le suivi des nutriments dans une érablière fertilisée. Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 96 p.

Marquis, F. 1994. Évaluation des effets de l'intensification de la récolte de la biomasse forestière sur la fertilité des sols forestiers. Gouv. Québec, Minis. Rich. Nat., 27 p.

Marquis, F. et Camiré. 1994. "Les extraits de sols saturés à l'eau et le suivi des nutriments dans l'érablière dépérissante." Can. J. Soil Sci., vol. 74, p. 247-255.

Matschonat, G. et R. Vogt. 1998. "Significance of total cation concentration in acid forest soils for the soil solution composition and the saturation of exchange sites." Geoderma, vol. 84, p.289-307.

McCanny, S.J., W.H. Hendershot, M.J. Lechowicz et B. Shipley. 1995. The effects of aluminium on *Picea rubens* : factorial experiments using sand culture. Can. J. For. Res., vol. 25, p. 8-17.

McCourt, G.H. et W.H. Hendershot. 1992 "A new method for determining mineral weathering rates in soils." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 23, p. 939-952.

McCray, J.M. et M.E. Sumner. 1990. "Assessing and Modifying Ca and Al Levels in Acid Subsoils." Advances Soil Sci., vol. 14, p.45-75.

McLaughlin, D.L., S.N. Linzon, D.E. Dimna et W.D. McIlveen. 1985. Sugar Maple Decline in Ontario. Ont. Minist. Environ., Toronto. Rep. ARD-144-85-Phyto, APIOS#026/85.

McLean, E.O. 1977a. "Fertilizer and lime recommendations based on soil tests : Good, but could they be better ?" Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol 8, p. 441-464.



- McLean, E.O. 1977b. "Contrasting concepts in soil test interpretation: sufficiency levels of available nutrients versus basic cation saturation ratios." in Peck *et al.* (éd.). Soil Testing : Correlating and Interpretation the Analytical Results. ASA proceeding.
- McLean, E.O., R.C. Hartwig, D.J. Eckert et G.B. Triplett. 1983. "Basic cation saturation ratios as a basis for fertilizing and liming agronomic crops. II. Field studies." Agron. J., vol 75, p. 635-639.
- Menzies, N.W. et L.C. Bell. 1988. "Evaluation of the influence of sample preparation and extraction technique on soil solution composition." Aust. J. Soil Res., vol. 26, p. 451-464.
- Meyer, W.L. 1991. Sulfate sorption and ion movement in fertilized and unfertilized soils under sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.). Thèse de Doctorat, Univ. Laval, 157 p.
- Miller, H.G., J.D. Miller et J.M. Cooper. 1981. "Optimum foliar nitrogen concentration in pine and its change with stand age." Can. J. For. Res., vol 11, p. 563-572.
- Minocha, R., W.C. Shortle, G.B. Lawrence, M.B. David et S.C. Minocha. 1997. "Relationships among foliar chemistry, foliar polyamines, and soil chemistry in red spruce trees growing across the northeastern United States." Plant Soil, vol. 191, p. 109-122.
- Moore, J.D., C. Camiré et R. Ouimet. 2000. "Effects of liming on nutrition, vigor, and growth of sugar maple at the Lac Clair Watershed, Québec, Canada." Can. J. For. Res., vol. 30, p. 725-732.
- Morel, F.M.M. 1983. Principles of Aquatic Chemistry. Wiley Interscience, New York, NY. 446 p.
- Morrison, I.K. 1985. "Effect of crown position on foliar concentrations of 11 elements in *Acer saccharum* and *Betula alleghaniensis* trees on till soil." Can. J. For. Res., vol 15, p. 179-183.
- Mubarak, A. et R.A. Olsen. 1976. "Immiscible displacement of the soil solution by centrifugation." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 40, p. 329-331.
- Murdoch, P.S., D.A. Burns et G.B. Lawrence. 1998. "Relation of climate change to the acidification of surface waters by nitrogen deposition." Environ. Sci. Technol., vol. 32, p. 1642-1647.
- Nelson, L.E. 1977. "Changes in water soluble Mn due to soil sample preparation and storage." Commun. Soil Sci. Plant Anal., vol. 8, p. 479-487.
- Nelson, P.V. et W.R. Faber 1986. "Bulk solution displacement." HortScience, vol. 21, p. 225-227.
- Nielsen, N.E. et E.M. Hansen. 1984. "Macro nutrient cation uptake by plants : II. Effects of plant species, nitrogen concentration in the plant, cation concentration, activity ratio in soil solution." Plant Soil, vol. 77, p. 347-365.

Nielsen, N.E. et C.B. Sørensen. 1984. "Macro nutrient cation uptake by plants. I. Rate-determining steps in net inflow of cations into intact and decapitated sunflower plants and intensity factors of cations in soil solution." Plant Soil, vol. 77, p. 337-346.

Nykvist, N. et K. Rosén. 1985. "Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils." For. Ecol. Manage., vol. 11, p. 157-169.

Olsen, R.A. 1968. "The driving force on an ion in the absorption process." Soil Sci. Soc. Am. Proc. Vol. 32, p. 660-664.

Ouimet, R. et C. Camiré. 1995. "Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in Quebec Appalachians." Can J. Soil Sci., vol. 75, p. 169-175.

Ouimet, R., C. Camiré et V. Furlan. 1996a. "Effects of soil base saturation and endomycorrhization on growth and nutrient status of sugar maple seedlings." Can J. Soil Sci., vol. 76, p. 109-115.

Ouimet, R., C. Camiré et V. Furlan. 1996b. "Effects of soil K, Ca and Mg saturation and endomycorrhization on growth and nutrient status of sugar maple seedlings." Plant Soil., vol. 179, p. 207-216.

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, p.119-134.

Ouimet, R. et J.-M. Fortin. 1989. Projet semi-opérationnel de fertilisation des érablières déperissantes : résultats pour 1987-1988 dans la région de l'Estrie-Bauce. Rap. Int. no 317. Min. Res. Nat. Qué. Gouv. Québec, Québec. 37 pp.

Ouimet, R. et J.M. Fortin. 1992. "Growth and foliar nutrient status of sugar maple: Incidence of forest decline and reaction to fertilisation." Can. J. For. Res., vol. 22, p. 699-706.

Pagé, F., A. Sauvesty, M. Giroux, G. Roy et G. Gagnon. 1993. "Le dépérissement des érablières du Québec en relation avec les milieux pédologiques et les mauvaises saisons de croissances 1976-1990." In Québec (éd.). La recherche sur le dépérissement: un premier pas vers le monitoring des forêts. Gouv. Qué., MFO, Dir. Recher., Vol. 1, p. 199-204.

Paré, D. et B. Bernier. 1989a. "Origin of the phosphorus deficiency observed in declining sugar maple stands in Quebec Appalachians." Can. J. For.Res., vol. 19, p. 24-34.

Paré, D. et B. Bernier. 1989b. "Phosphorus fixing potential of Ah and H horizons subjected to acidification." Can. J. For.Res., vol. 19, p. 132-134.

Paré, D. et B. Bernier. 1989c. "Change in phosphorus nutrition of sugar maple along a topographic gradient in the Quebec Appalachians." Can. J. For.Res., vol. 19, p. 135-137.

- 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., vol 57, p. 1107-1114.
- Parent, B et C. Fortin. 2000. Ressources et industrie forestières - Portrait statistique édition 2000. Dir. Comm., MRNQ. 65 p.
- Parent, L.E. et M. Dafir. 1992. "A theoretical concept of compositional nutrient diagnosis." J. Am. Soc. Hort. Sci., vol. 117, p. 239-242.
- Parent, L.E., A. Karam et S.A. Visser. 1993. Compositional nutrient diagnosis of the greenhouse tomato." HortScience, vol. 28, p. 1041-1042.
- Parent, L.E., D. Isfan, N. Tremblay et A. Karam. 1994. "Multivariate nutrient diagnosis of the carrot crop." J. Am. Soc. Hort. Sci., vol. 119, p. 420-426.
- Parent, L.E., E.S. Cissé, N. Tremblay et G. Bélair. 1997. "Row-centred log ratios as nutrient indexes for saturated extracts of organic soils." Can. J. Soil Sci., vol 77, p. 571-578.
- Parker, F.W. 1921. "Methods of studying the concentration and composition of the soil solution." Soil Sci., vol. 12, p. 209-232.
- Parkinson, J. A., et S. E. Allen. 1975. "A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material." Comm. Soil Sci. Plant Anal., vol 6, p. 1-11.
- Pilon, C. et B. Côté. 1993. "Effets de l'absence de couverture nivale et d'un apport réduit en eau sur le statut hydrique et nutritif de l'érable à sucre. *In* Compte rendu du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du transfert technologique, direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. vol. 1 p. 205-207.
- Pomerleau, R. 1993 "Cause de dépérissement des bouleaux et autres essences décidues." *In* Compte rendu du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du transfert technologique, direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. p. 195-197.
- Posch, M., W. De Vries et J.P. Hettelingh. 1995. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. CCE Status Report. 198 p.
- Power, S. A., Ashmore, M. R. & Cousins, D. A. 1998. "Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath." Environ. Pollut., vol.102, S1, p. 27-34.
- Qian, P. et J.D. Wolt. 1990. "Effects of drying and time of incubation on the composition of displaced soil solution." Soil Sci., vol. 149, p. 367-374.
- Raveh, A. et Y. Avnimelech. 1978. "The effect of drying on colloidal properties and stability of humic compounds." Plant Soil, vol. 50, p. 545-552.

Raynal, D.J., J.D. Joslin, F.C. Thornton, M. Schaedle et G.S. Henderson. 1990. "Sensitivity of Tree Seedlings to Aluminum : III. Red Spruce and Loblolly Pine." J. Environ. Qual., vol. 19, p. 180-187.

Reitemeier, R.F. 1946. "Effect of moisture content on the dissolved and exchangeable ions of soils of arid regions." Soil Sci., vol. 61, p. 195-214.

Rhoades, J.D. 1978. "Monitoring soil salinity: A review of methods." In L.G. Everett et K.D. Schmidt (éd.). Establishment of Water Quality Monitoring Programs. American Water Resources Assoc., Minneapolis, p. 150-165.

Rhoades, J.D. 1982. "Soluble salts." In A.L. Payne (éd.). Methods of Soil Analysis. Part. 2. Chemical and Microbiological Properties. ASA-SSSA, Madison (2<sup>e</sup> éd), p. 167-179.

Ridolfi, M. et J.P. Garrec. 2000. "Consequences of an excess Al and a deficiency in Ca and Mg for stomatal functioning and net carbon assimilation of beech leaves." Ann. For. Sci., vol. 57, p. 209-218.

Robert, P. 1973. Dictionnaire alphabétique et analogique de la langue française. Alain Rey (éd.) 1967 p.

Robitaille, G. & R. Boutin. 1993. "Les extrêmes climatiques: une cause du dépérissement." *In* Compte rendus du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du tranfert technologique, direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. vol. 1 p. 223-238.

Rook, D.A., 1990. "Seedling development and physiology in relation to mineral nutrition". *In* R. van den Driessche (éd.). Mineral Nutrition of Conifer Seedlings. CRC Press, 1990, p. 85-111.

Ross, D.S. et R.J. Bartlett 1990. "Effects of extraction methods and sample storage on properties of solutions obtained from forested spodosols." J. Environ. Qual., vol. 19, p. 108-113.

Roy, G et G. Gagnon. 1993. "Synthèse des recherches sur le dépérissement des érablières appalachiennes." *In* Compte rendus du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du tranfert technologique, direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. vol. 1 p. 183-187.

Roy, G., G. Gagnon, C. Anseau. 1995. "Écosystèmes d'érable". *In* SCF, MRN et MAPAQ (éd.). L'érable à sucre : caractéristiques, écologie et aménagement. Gouv. Québec et Gouv. Canada. 394 p.

Roy, G., G. Gagnon, et M. Ménard. 1990. "Les facteurs environnementaux explicatifs du dépérissement des érablières." *In* C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (éd.). Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. For. Géom., Univ. Laval, Québec. p. 29-37.

- Roy, G., L. Robitaille et G. Gagnon. 1985. "Études des principaux facteurs du dépérissement des érablières au Québec." Phytoprotection, vol.66, p.91-99.
- Sauvesty, A., F. Pagé et M. Giroux. 1993. "Importance du milieu pédologique dans la compréhension du phénomène de dépérissement des érables à sucre (*Acer saccharum* Marsh.)." *In* Compte rendus du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Service du transfert technologique, direction de la recherche, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. p. 57-66.
- Schaedle, M. 1990. "Nutrient uptake." *In* R. van den Driessche (éd.). Mineral Nutrition of Conifer Seedlings. CRC Press, p. 25-59.
- Sharpe, W.E., B.R. Swistock et D.R. Dewalle. 1993. "A Greenhouse study of northern red oak seedling growth on two forest soils at different stages of acidification." Water Air Soil Pollut., vol. 66, p. 253-267.
- Shortle, W.C. et K.T. Smith. 1988. "Aluminum-induced calcium deficiency syndrome in declining red spruce." Sciences, vol. 240, p. 1017-1018.
- Smethurst, P.J. 2000. "Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review." For. Ecol. Managem., vol138, p. 397-411.
- Smith, C.T. 1991. "Intensive harvesting at weymouth point, Maine : An evaluation of watershed and microsite impacts." *In* Proceedings of the Conference on the Impacts of Intensive Harvesting. (22Janvier 1990, Frédéricton N.B.). Forestry Canada, Maritimes Region, p.42-45.
- Sonneveld, C. et J. van den Ende. 1971. "Soil analysis by means of a 1:2 volume extract." Plant Soil, vol. 35, p. 505-516.
- Sparks, D.L. 1984. "Ion activities: An historical and theoretical overview." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 48, p.514-518.
- Sposito, G. 1989. The Chemistry of Soil. Oxford Univ. Press, New York. 277p.
- Statsoft. 1997. SATISTICA for windows. Statsoft, Tulsa, OK.
- Steel, R.G.D. et J.H. Torrie. 1980. Principles and Procedures of Statistics : a Biometrical Approach. McGraw-Hill (2<sup>e</sup> éd.), New York. 633 p.
- Stevens, D. P., M. J. McLaughlin et A. M. Alston, 1997. "Phytotoxicity of aluminium-fluoride complexes and their uptake from solution culture by *Avena sativa* and *Lycopersicon esculentum*." Plant Soil, vol.192, p. 81-93.
- Stottlemeyer, R. et D.G. Hanson Jr. 1989. "Atmospheric depositions and ionic concentrations in forest soils of Isle Royal National Park, Michigan." Soil Sci. Soc. J. Am., vol. 53, p. 270-274.

Sucoff, E., F.C. Thornton et J.D. Joslin. 1990. "Sensitivity of tree seedlings to aluminum : I Honey locust." J. Environ. Qual., vol. 19, p. 163-171.

Sverdrup, H. et P. Warfvinge. 1988. "Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model." Water Air Soil Pollut., vol. 38, p. 387-408.

Sverdrup, H. et P. Warfvinge. 1992. "Calculating critical loads of acidic deposition with profile a steady-state soil chemistry model." Water Air Soil Pollut., vol. 63, p. 119-143.

Sverdrup, H., P. Warfvinge et B. Nihlgård. 1994. "Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden." Water Air Soil Pollut., vol. 78, p. 1-36.

Tietama, A., A.W. Boxman, M. Bredimeier, B.A. Emmett, F. Moldan, P. Gundersen, P. Schleggi et R.F. Wright. 1998. "Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe: a summary of results". Environ. Pollut., vol 102, S1, p. 433-437.

Timmer, V.R., 1990. "Interpretation of seedling analysis and visual symptoms." In R. van den Driessche (éd.). Mineral Nutrition of Conifer Seedlings. CRC Press, 1990, p. 113-134.

Tinker, P.B. 1964. "Studies on soil potassium: IV. Equilibrium cation activity ratios and responses to potassium fertilizer of Nigerian oil palms." J. Soil Sci., vol. 15, p. 35-40.

Ulrich, B. et P.K. Khanna. 1972. "Desorption and dissolution of salts from soils as fonction of soil: water ratio." Soil Sci., vol. 114, p. 250-253.

Van den Driessche, P. et R. Van den Driessche, 1990. "Growth analysis." In R. van den Driessche (éd.). Mineral Nutrition of Conifer Seedlings. CRC Press, 1990, p. 61-84.

Van den Driessche, R., 1984. "Response of douglas fir seedlings to phosphorus fertilization and influence of temperature on this response." Plant Soil, vol. 80, P. 155-

van Praag, H.J. et F. Weissen. 1984. "The intensity factor in acid forest soils : Extraction and composition of the soil solution." Pédologie, vol. 34, p. 203-214.

van Praag, H.J., F. Weissen, P. Dreze et M. Cogneau. 1997. "Effects of aluminium on calcium and magnesium uptake and translocation by root segments of whole seedlings of Norway spruce (*Picea abies* Karst)." Plant Soil, vol. 189, p. 267-273.

van der Salm, C. , L. Köhlenberg et W. de Vries. 1998. "Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments." Geoderma, vol 85, p.41-62.

Walkley, A, I.A. Black. 1934. "An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method." Soil Science, vol. 37, p. 29-38.

- Walworth, J.L. 1992. "Soil drying and rewetting, or freezing and thawing, affects soil solution composition." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 56, p. 433-437.
- Walworth, J.L. et M.E. Sumner. 1987. "The Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS)." Adv. Soil Sci., vol. 6, p.149-188.
- Warfvinge, P. et H. Sverdrup. 1992. "Calculating critical loads of acid deposition with profile - a steady-state soil chemistry model." Water Air Soil Pollut., vol. 63, p. 119-143.
- Weetman, G.F. et D. Algar. 1983. "Low site-class black spruce and jack pine nutrient removals after full-tree and tree-length logging." Can. J. For. Res., vol. 13, p. 1030-1036.
- Weetman, G.F. et B. Webber. 1972. "The influence of wood harvesting on the nutrient status of two spruce stands." Can J. For. Res., vol. 2, p. 351-369.
- Weissen, F., H.J. Van Praag, P. André et P. Maréchal. 1992. "Causes du dépérissement des forêts en Ardenne : observations et expérimentation." Silva Belgica, vol. 99, p. 9-13.
- Whelan, B.R. et N.J. Barrow. 1980. "A study of a method for displacing soil solution by centrifuging with an immiscible liquid." J. Environ. Qual., vol. 9, p. 315-319.
- White, C.C. et M.S. Cresser. 1998. "Effects of enhanced N deposition as  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  and  $\text{HNO}_3$  on base cation leaching from podzol microcosms." Environ. Pollut., vol.102, suppl. 1, p. 463-469.
- Wilmot, TR., 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., vol. 25, p. 386-397.
- Wolt, J. et J.G. Graveel. 1986. "A rapid routine method for obtaining soil solution using vacuum displacement." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 50, p. 602-605.
- Woodruff, C.M. 1955. "The energies of replacement of calcium by potassium in soils." Soil Sci. Soc. Am. Proc., vol. 19, p. 167-171.
- Yin, X., N.W. Foster et P.A. Arp. 1993. "Solution concentrations of nutrient ions below the rooting zone of a sugar maple stand : Relations to soil moisture, temperature, and season." Can. J. For. Res., vol. 23, p. 617-624.
- Yanai, R.D. 1991. "Soil solution phosphorus dynamics in a whole-tree-harvested northern hardwood forest." Soil Sci. Soc. Am. J., vol 55, p. 1746-1752.
- Zabowski, D. et F.C. Ugolini. 1990. "Lysimeter and centrifuge soil solutions: Seasonal differences between methods." Soil Sci. Soc. Am. J., vol. 54, p. 1130-1135.
- Zimmermann, R., R. Oren, D.E. Schoulze et K.S. Werk. 1988. "Performance of two *Picea abies* (L.) Karrst. stands at different stages of decline. II Photosynthesis and leaf conductance." Oecologia, vol. 66, p.513-518.

