

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

par

PIERRE CARTIER

LE DRAINAGE OBLIQUE ET SON INFLUENCE SUR LA PRODUCTIVITÉ
FORESTIÈRE DU PIN GRIS (*PINUS BANKSIANA* LAMB.)

MARS 1993





Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier Yves Prairie et Yves Bergeron, mes directeurs de maîtrise qui ont su me conseiller et m'appuyer du début à la fin de ce long cheminement.

Je remercie mon aide de terrain, Caroline Tessier pour sa patience face au travail parfois répétitifs qu'elle a eu à effectuer. Je voudrais remercier aussi tous mes confrères et consœurs du Groupe de recherche en écologie forestière qui m'ont conseillé sur des problèmes statistiques ou sur la rédaction de mon mémoire, tout particulièrement à Frédérik Doyon, Martin Béland et Philippe Nolet.

Un gros merci à toute ma famille qui me supporte depuis toujours dans mes études et surtout ma mère qui a sûrement usé plusieurs crayons à corriger patiemment les multiples versions de mon mémoire.

Ce projet a été subventionné par le Ministère de l'Environnement du Québec, le Conseil national de la recherche en sciences et génie du Canada et Forêts Canada.

RÉSUMÉ

Dans le cadre de l'inventaire écoforestier, parmi les variables du milieu utilisées, le drainage oblique est le phénomène le moins bien connu. Son évaluation est si complexe sur le terrain qu'il est catégorisé simplement par sa présence ou son absence. Cette étude avait pour but de quantifier le drainage oblique et d'évaluer sa valeur de prédiction en fonction de l'indice de la qualité de la station du pin gris le long d'un gradient topographique en Abitibi, Québec.

Un total de 52 lysimètres sans tension ont été installés sur un transect à 5 niveaux de longueur de pente arrière (LPA) et à deux profondeurs. Les échantillons d'eau ont été analysés pour le pH, la concentration en nitrate et en ammonium au cours de la saison de croissance. Les flux d'eau saisonnier, de nitrate et d'ammonium ont ensuite été calculés. Les indices de qualité de la station du pin gris proviennent d'une étude précédente effectuée sur le même site (Brisson 1992).

En augmentant avec la LPA, le flux d'eau jouerait un rôle majeur comme véhicule de l'azote minéral. Le drainage oblique dépendrait davantage du flux d'eau que des variations de concentrations en azote minéral le long d'une pente. En effet, les faibles variations de concentrations en ammonium et en nitrate le long de la pente et entre les deux profondeurs à l'étude indiquent que les concentrations n'augmentent pas dans l'eau de ruissellement hypodermique avec la LPA et avec la profondeur. La longueur de la pente arrière demeure un critère valable dans l'évaluation du drainage oblique. À elle seule, la LPA n'est pas suffisante pour évaluer le flux d'eau car ce dernier varie fortement selon les caractéristiques microtopographiques (situation sur la pente, cassure de la pente) et pédologiques (texture, épaisseur du solum, horizon induré).

Peu de relations significatives ont été observées entre les variables liées au drainage oblique et l'indice de la qualité de la station du pin gris (IQS). Par contre, le pH présente une tendance à l'augmentation en fonction de l'IQS. Les flux d'eau et de nitrate présentent une tendance curviligne avec l'IQS pour l'horizon B. Les flux d'azote minéral total et d'ammonium présentent des relations linéaires significatives avec l'IQS du pin gris.

TABLE DES MATIÈRES

Page

Remerciements.....	ii
Résumé.....	iii
Table des matières.....	iv
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	x
Introduction générale.....	1
Description du site à l'étude.....	5

CHAPITRE 1

L'EFFET DE L'HYDROLOGIE DES PENTES SUR LE DRAINAGE OBLIQUE

Introduction.....	9
Matériels et méthode.....	11
Dispositif expérimental.....	11
Échantillonnage et analyse chimique.....	15
Analyses statistiques.....	16

	Page
Résultats.....	18
Flux d'eau.....	18
pH.....	21
Azote.....	23
Flux d'azote.....	35
Discussion.....	42
Flux d'eau.....	42
pH.....	46
Azote.....	47
Conclusion.....	53
Bibliographie.....	55

CHAPITRE 2

INFLUENCE DU DRAINAGE OBLIQUE

SUR LA PRODUCTIVITÉ FORESTIÈRE DU PIN GRIS

	Page
Introduction.....	62
Matériels et méthode.....	64
Mesure du drainage oblique.....	64
Mesure des indices de la qualité de la station.....	66
Analyses statistiques.....	67
Résultats et discussion	68
pH.....	68
Flux d'eau.....	69
Concentration en nitrate et en ammonium.....	71
Flux d'azote.....	73
Conclusion.....	78
Bibliographie.....	79
Conclusion générale.....	83

APPENDICES

APPENDICE A.....	86
APPENDICE B.....	87
APPENDICE C.....	89
APPENDICE D.....	91
APPENDICE E.....	93
APPENDICE F.....	95
APPENDICE G.....	97

LISTES DES TABLEAUX

Page

Tableau I: Analyse de variance du flux saisonnier (l/cm^2) en fonction de différents effets.....	18
Tableau II: Moyennes de flux saisonnier (l/cm^2) par station, LPA et horizon.....	20
Tableau III: Analyse de variance du pH en fonction de différents effets.	21
Tableau IV: Moyennes de pH par station, LPA et horizon.	23
Tableau V: Analyse de variance de la concentration en nitrate ($\mu g/l$) en fonction de différents effets.	24
Tableau VI: Moyennes de la concentration en nitrate ($\mu g/l$) par station, LPA et horizon.....	26
Tableau VII: Analyse de variance de la concentration en ammonium ($\mu g/l$) en fonction de différents effets.....	26
Tableau VIII: Moyennes de la concentration en ammonium ($\mu g/l$) par station, LPA et horizon.....	28
Tableau IX: Moyennes du flux de nitrate, d'ammonium et d'azote minéral saisonnier (mg/cm^2) par longueur de pente arrière.....	35
Tableau X: Analyse de variance du flux de nitrate (mg/cm^2) en fonction de différents effets.....	36
Tableau XI: Moyennes du flux de nitrate (mg/cm^2) par station, LPA et horizon.....	38

Tableau XII: Analyse de variance du flux d'ammonium (mg/cm^2) en fonction de différents effets.....	38
Tableau XIII: Moyennes du flux d'ammonium (mg/cm^2) par station, LPA et horizon.....	41

LISTES DES FIGURES	Page
Figure 1: Situation géographique du transect.	5
Figure 2: Profil altitudinal du transect à l'échelle (a); Profil altitudinal avec exagération verticale et schéma des dépôts de surface (b)..	6
Figure 3: Vue aérienne du transect à l'étude avec la situation des stations.	12
Figure 4: Dispositif expérimental pour une station.....	14
Figure 5: Moyenne du flux saisonnier par longueur de pente arrière et par horizon.....	19
Figure 6: Moyenne du pH par longueur de pente arrière et par horizon.	22
Figure 7: Moyenne de la concentration en nitrate par longueur de pente arrière et par horizon.	25
Figure 8: Moyenne de la concentration en ammonium par longueur de pente arrière et par horizon.....	27
Figure 9a. Concentration en nitrate par LPA et pour l'horizon Ae du 27 mai au 17 juillet 1990.....	31
Figure 9b. Concentration en nitrate par LPA et pour l'horizon B du 27 mai au 17 juillet 1990.....	32
Figure 10a. Concentration en ammonium par LPA et pour l'horizon Ae du 27 mai au 17 juillet 1990	33
Figure 10b. Concentration en nitrate par LPA et pour l'horizon B du 27 mai au 17 juillet 1990.....	34

Figure 11: Moyenne du flux de nitrate par longueur de pente arrière et par horizon.....	37
Figure 12: Moyenne du flux d'ammonium par longueur de pente arrière et par horizon.....	40
Figure 13: Indice de la qualité de la station en fonction du pH: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	68
Figure 14: Indice de la qualité de la station en fonction du flux saisonnier: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	70
Figure 15: Indice de la qualité de la station en fonction de la concentration en nitrate: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	72
Figure 16: Indice de la qualité de la station en fonction de la concentration en ammonium: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	73
Figure 17: Indice de la qualité de la station en fonction du flux d'azote minéral total: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	74
Figure 18: Indice de la qualité de la station en fonction du flux de nitrate: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	75
Figure 19: Indice de la qualité de la station en fonction du flux d'ammonium: a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.	76

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Depuis quelques années, le Ministère des forêts du Québec développe une nouvelle forme d'inventaire pour remplacer l'inventaire forestier traditionnel; il s'agit de l'inventaire écoforestier. L'inventaire écoforestier permet une meilleure intégration des relations entre le climat, le sol et la végétation (Bergeron *et al.* 1992). Sur les cartes écoforestières, on ajoute aux variables dendrométriques traditionnelles, des variables du milieu ayant un caractère permanent, comme le dépôt de surface, la topographie, le drainage et le drainage oblique (Bergeron *et al.* 1992).

Parmi les variables du milieu, le drainage oblique est le phénomène le moins bien connu. Son évaluation est si complexe sur le terrain qu'on le catégorise simplement par sa présence ou son absence.

Duchaufour (1965) fut un des premiers pédologues à utiliser le terme drainage oblique en discutant de l'évacuation de l'eau de gravité sous l'influence de la pente. Ducruc et Gerardin (1988) définissent le drainage oblique comme étant la circulation interne de l'eau le long d'une pente et s'exprimant surtout par l'enrichissement en éléments nutritifs de cette eau, au fur et à mesure de sa descente sur la pente, favorisant ainsi le développement de peuplements floristiques plus productifs dans le milieu et le bas de la pente. La croissance en hauteur des arbres peut

augmenter de 2 à 5 m et le volume du peuplement forestier de 20 à 40% sur les sites où l'on trouve du drainage oblique (Roberts 1986)

Plusieurs études font état de l'influence de facteurs biophysiques comme la texture, la structure et la quantité de matière organique dans le sol sur l'hydrologie des pentes (Kirkby 1989; Anderson et Burt 1990) et le cycle des éléments nutritifs des écosystèmes forestiers (Likens *et al.* 1977). Kirkby (1988) démontre l'importance des horizons à faible conductivité hydraulique (argile, zone indurée) empêchant l'infiltration verticale de l'eau de précipitation et provoquant un ruissellement hypodermique de sous-surface important.

Vitousek *et al.* (1979) discutent des différents facteurs influençant le cycle de l'azote (ammonium et nitrate) tels que l'effet de la végétation, du type de percolation et de l'assèchement du sol. Le concept de drainage oblique intègre plusieurs de ces facteurs et joue donc un rôle déterminant dans le cycle des éléments nutritifs.

Dans le premier chapitre de cette étude, on tentera de quantifier le drainage oblique. Nous évaluerons l'intensité du phénomène en fonction de critères biogéochimiques (pH, flux d'eau et d'azote) le long d'un gradient topographique, dans un peuplement de pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb.) en Abitibi.

D'autres études tentent de prédire la productivité forestière d'un site à l'aide de critères tels que les caractéristiques de la pente, la texture, la profondeur, le pH et la quantité d'éléments nutritifs du sol (Carmean 1975). Les premières études de productivité forestière sur le pin gris relatent l'importance de trois facteurs interreliés soit: la texture du sol, le régime hydrique et le régime nutritif (Pawluck et Arnemen 1961; Chrosciewicz 1963; Jameson 1963). Schmidt et Carmean (1988) ont noté selon différents types de dépôt de surface des relations entre la quantité d'argile, la profondeur jusqu'à l'horizon induré, la déclivité de la pente et le pH des horizons B et C, d'une part, et l'indice de qualité de la station du pin gris d'autre part. Brisson (1992) a effectué une étude, située sur le même site que la présente étude, qui portait sur la productivité du pin gris selon un gradient topographique. Cette étude révèle l'importance de la longueur de la pente arrière, la profondeur du solum et autres variables édaphiques (pH, épaisseurs des horizons B et organique) sur l'indice de qualité de la station du pin gris. Le drainage et l'enrichissement en éléments nutritifs étant associés avec la longueur de la pente arrière, il est donc pertinent d'approfondir nos connaissances sur ces deux phénomènes afin de mieux cerner l'effet du drainage oblique sur la productivité forestière. Dans la présente étude, au point de vue du régime nutritif, l'accent sera mis sur l'azote qui est souvent l'élément nutritif déterminant pour la nutrition des végétaux de la forêt boréale.

Dans le deuxième chapitre, on mettra en relation les variables biogéochimiques avec l'indice de la qualité de la station (IQS) dans le but de prédire quels paramètres du drainage oblique influencent la productivité forestière du pin gris et avec quelle intensité.

DESCRIPTION DU SITE À L'ÉTUDE

L'étude a été réalisée en Abitibi, à 90 km au nord-ouest de Rouyn-Noranda dans le canton d'Hébécourt (79° 26' O, 48° 28' N) (figure 1).

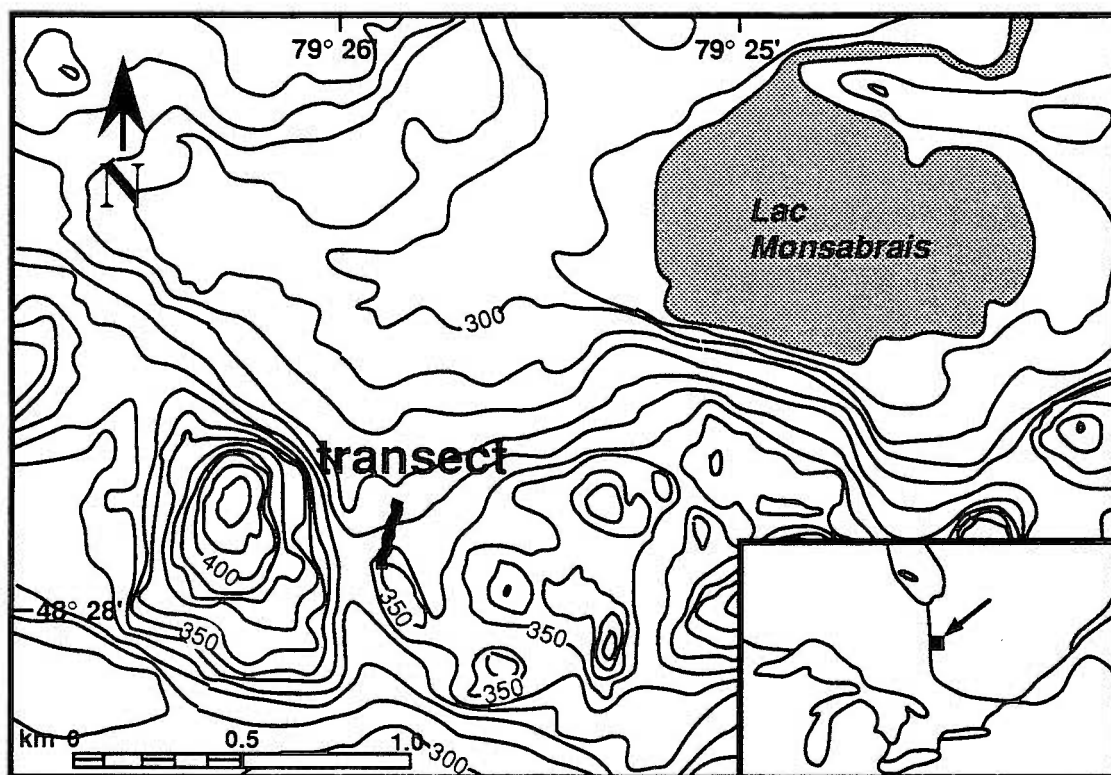


Figure 1: Situation géographique du transect.

Le transect à l'étude suit un profil en pente douce ayant en moyenne 3-4° avec un maximum de 8° et une altitude variant entre 315 et 340 m (figure 2). La coulée est large d'une trentaine de mètres du haut de la pente à la mi-pente pour s'élargir graduellement vers le bas de la pente,

atteignant par endroit 130 m. La coulée mesure 350 m de longueur de pente.

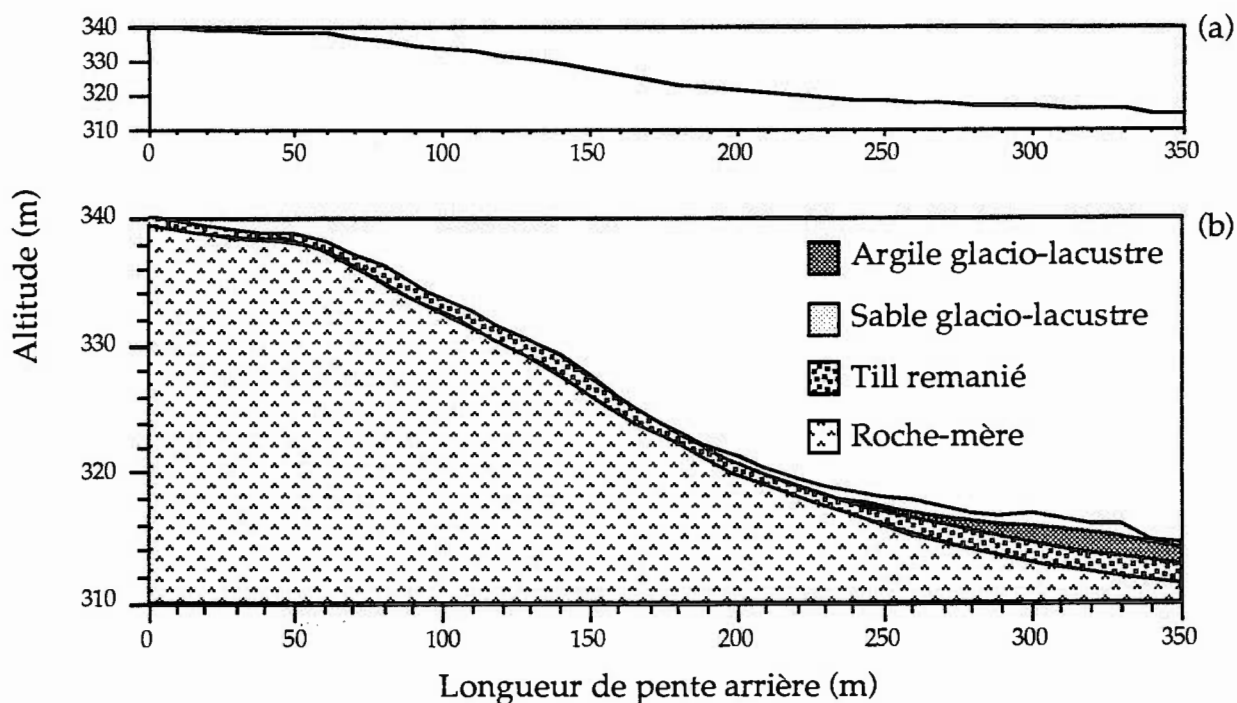


Figure 2: Profil altitudinal du transect à l'échelle (a);
 Profil altitudinal avec exagération verticale
 et schéma des dépôts de surface (b).

Le socle rocheux est constitué principalement de roches volcaniques du type Keewatin (Bergeron *et al.* 1983). Au haut de la pente, nous retrouvons un dépôt de till remanié. Un dépôt lacustre d'eau peu profonde sableux couvre de la mi-pente jusqu'au bas de la pente avec un dépôt argileux, sous-jacent à ce dernier, en bas de la pente.

On trouve sur ce transect des podzols humo-ferriques à ferro-humiques et quelquefois des brunisols dystriques éluviés gleyifiés ou dystriques orthiques (Commission Canadienne de Pédologie 1987). Globalement, la texture de ces sols est sablonneuse et grossière, sauf en bas de la pente où l'on trouve de l'argile dans les horizons inférieurs. La pierrosité passe du caillou au gravier, du haut jusqu'à la mi-pente, pour disparaître graduellement en descendant la pente. La profondeur des sols a plus de 50 centimètres et certains sites présentaient des horizons indurés.

L'étude a été réalisée sur un transect situé sur un petit bassin versant, où l'on trouve un peuplement de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) originant d'un feu datant de 1923 (Dansereau et Bergeron 1992). Ce peuplement équien, âgé entre 61 et 65 ans, est accompagné d'une végétation de sous-bois caractérisée par une forte présence de *Clintonia borealis* (Ait.) Raf. et de *Maianthemum canadense* Desf. partout sur le transect. Les *Vaccinium* spp. et *Cornus canadensis* L. sont fortement représentés en haut de la pente et s'estompent en descendant la pente, tandis qu'*Aster macrophyllus* L., *Lonicera canadensis* Bartr., *Aralia nudicaulis* L., *Coptis groenlandica* (Oeder) Fern., les *Lycopodium* spp., *Acer spicatum* Lam., les fougères comme *Pteridium aquilinum* Kuhn. sont absents, du haut de la pente jusqu'à la mi-pente, pour ensuite augmenter leur présence jusqu'en bas de la pente. On note aussi une forte présence d'érables rouges (*Acer rubrum* L.) en haut de la pente et à la mi-pente, alors qu'ils sont absents en bas de la pente.

CHAPITRE 1

L'EFFET DE L'HYDROLOGIE DES PENTES SUR LE DRAINAGE OBLIQUE

INTRODUCTION

Plusieurs études ont pour but de modéliser le cheminement de l'eau dans le sol et le substrat rocheux (Kirkby 1988 et 1989; Anderson et Burt 1990). Peu d'études traitent du drainage oblique et de son influence sur la productivité forestière. Le drainage oblique fait partie des variables à caractère permanent intégrée dans l'inventaire écoforestier québécois. Son évaluation sur le terrain est si complexe qu'on l'évalue simplement par sa présence ou son absence. Ducruc et Gerardin (1988) définissent le drainage oblique comme étant la circulation interne de l'eau le long d'une pente et s'exprimant surtout par l'enrichissement en éléments nutritifs de cette eau, au fur et à mesure de sa descente dans la pente, favorisant ainsi le développement de peuplements floristiques plus productifs dans le milieu et le bas de la pente. La perte d'éléments nutritifs par lessivage en haut de la pente expliquerait probablement cet enrichissement des sols en bas de la pente. La croissance en hauteur des arbres peut augmenter de 2 à 5 m et le volume du peuplement forestier de 20 à 40% sur les sites où l'on trouve du drainage oblique (Roberts 1986).

Le flux latéral se produit en trois occasions: dans une zone où la décharge d'eau verticale est inférieure au taux net de percolation du dessus, lorsque l'eau de percolation atteint une nappe perchée ou une grande zone saturée, ou quand la conductivité hydraulique latérale excède grandement la conductivité verticale (Kirkby 1988). En Abitibi, on rencontre ce phénomène fréquemment dans les podzols ayant un horizon

induré ou dans les gleysols ayant un horizon argileux sous-jacent à un horizon sablonneux (Gaudreau 1979; Bergeron *et al.* 1983).

Le flux hydrique, le pH et l'azote minérale devraient augmenter en fonction de la longueur de la pente ainsi qu'avec la profondeur dans le sol. La percolation verticale dans les horizons de surface et la percolation latérale dans les horizons en profondeur expliqueraient en partie, les variations de concentrations en nitrate dans le sol (Coats *et al.* 1976; Vitousek *et al.* 1979; Foster *et al.* 1989). Certains auteurs ont observé des variations de concentrations de l'azote au cours d'une saison de croissance ou après l'installation de lysimètres dans le sol (Krause 1982; Foster *et al.* 1989; Shepard *et al.* 1990). D'autres auteurs ont noté une diminution de la minéralisation de l'azote en fonction de l'augmentation en acidité de l'eau d'infiltration (Bockheim 1984; Stroo et Alexander 1986; Boutin et Robitaille 1989). L'intensité du drainage vertical et oblique variant avec la longueur de la pente arrière, il est fort probable que l'on observe des variations de pH et de la concentration en azote.

Cette étude *in situ* permettra de mieux comprendre le phénomène de drainage oblique et d'identifier les zones où il se produit. Nous tenterons de prédire l'effet de la longueur de pente arrière et de différents facteurs (pédologiques, géomorphologiques, physiographiques et météorologiques) sur le flux hydrique, le pH, la concentration et le flux d'azote minérale dans le sol le long d'un gradient de pente.

MATÉRIELS ET MÉTHODE

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental a été installé systématiquement sur cinq niveaux de longueur de pente arrière (LPA), chacun espacé d'environ 65 m soit à 70, 130, 200, 265 et 330 m de LPA (figure 3). Nous avons installé deux stations aux deux premiers niveaux de LPA, puis trois stations aux trois derniers niveaux de LPA (la coulée étant plus large) afin d'évaluer les variations spatiales à un niveau de LPA.

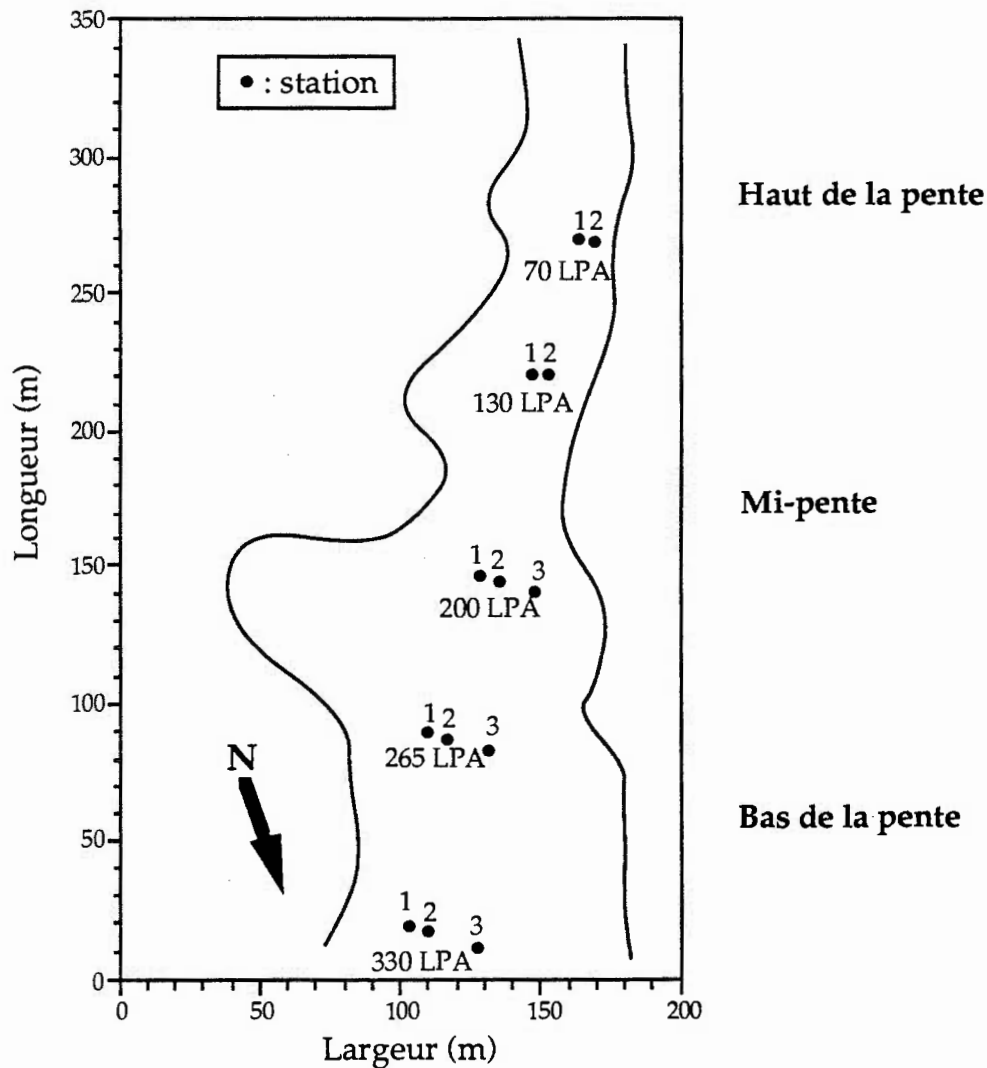


Figure 3: Vue aérienne du transect à l'étude et la situation des stations.

Quatre lysimètres sans tension sont installés par station, pour un total de 52 lysimètres sur le transect. Malgré certaines limites liées à l'utilisation de lysimètres sur le plan de la précision de l'évaluation de la vitesse d'infiltration et des concentrations en éléments nutritifs, le lysimètre demeure un outil adéquat pour étudier les tendances générales par la comparaison entre les sites (Haines *et al.* 1982; Binkley 1986). Nous

avons utilisé des lysimètres sans tension puisqu'ils échantillonnent efficacement le flux dans les sols saturés en eau où le drainage oblique est plus abondant, alors que le lysimètre à tension évalue plus précisément le flux en milieu non-saturé (Shaffer *et al.* 1979; Haines *et al.* 1982). Le ruissellement hypodermique, en milieu saturé en eau, domine l'hydrogramme d'un bassin versant pour le type de sol de notre étude (Anderson et Burt 1978).

Deux lysimètres ont été installés sous l'horizon A et deux, au milieu de l'horizon B (figure 4) et ce à chaque station. L'effet du drainage oblique sur la productivité forestière du pin gris devrait se manifester davantage à ces profondeurs. Nous avons choisi ces profondeurs car bien que les racines du pin gris s'étendent jusqu'à un mètre de profondeur, la majorité du système racinaire se trouve au-dessus de 45 cm de profondeur soit environ au milieu de l'horizon B (Foster et Morrison 1976). Nous nous basons aussi sur Brisson (1992) qui a effectué une étude préliminaire sur le même site qui portait sur la productivité du pin gris selon un gradient topographique. Cette étude révèle l'importance de l'épaisseur de l'horizon B comme mesure critique du volume de sol nécessaire pour les racines, démontrée par sa valeur de prédiction de la productivité forestière du pin gris. Les lysimètres situés aux mêmes profondeurs serviront à évaluer les variations à l'intérieur d'une même station. L'orifice grillagé du lysimètre est posé sur la surface de l'horizon de sol non-perturbé, fraîchement creusé en amont du trou. Ainsi, nous croyons diminuer

l'impact de l'installation des lysimètres sur l'augmentation du lessivage en nitrate observé dans certaines études (Nagpal 1982; Shepard *et al.* 1990).

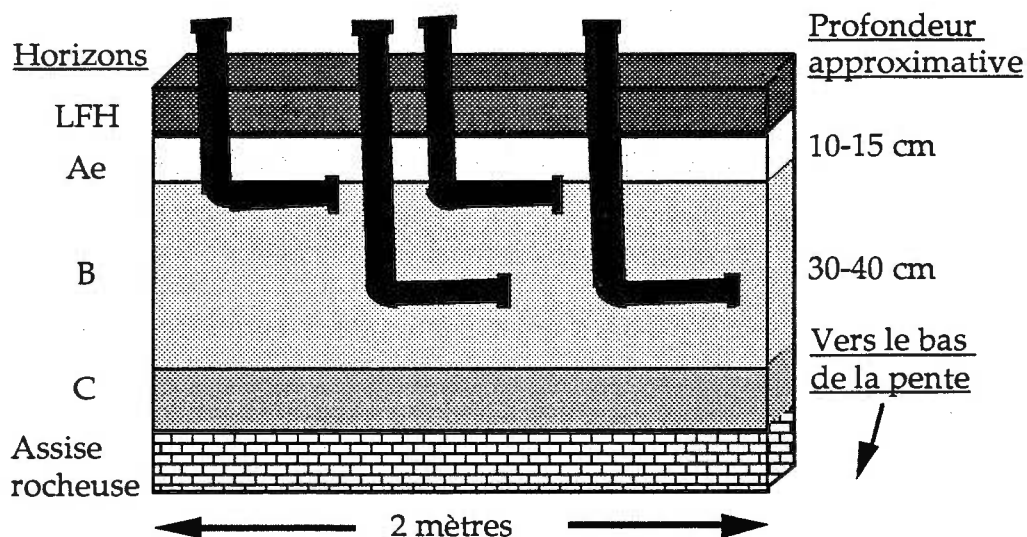


Figure 4: Dispositif expérimental pour une station.

Après l'installation des lysimètres, le remplissage s'est effectué horizon par horizon, en commençant par le C et en finissant par les couches organiques. Nous avons noté les caractéristiques pédologiques (type d'humus, présence d'horizons indurés, pierrosité, texture, profondeur des horizons, du sol et de la nappe phréatique) et hydrologiques (présence de macropores, ruissellement de surface) du sol à l'aide d'un guide de terrain (Bates *et al.* 1985).

Échantillonnage et analyse chimique

Avec une pompe électrique portative Master Flex, un chronomètre et un cylindre gradué, nous avons mesuré la quantité d'eau qui entre dans le lysimètre pendant un laps de temps donné. Connaissant la surface de la fente de chaque lysimètre, nous avons calculé la quantité d'eau qui passe par unité de surface et de temps, soit le débit du drainage oblique ou flux hydrique.

Le pH était évalué le jour même de l'échantillonnage à l'aide d'un pH mètre à électrodes combinées et l'échantillon d'eau était ensuite congelé. Les échantillons, prélevés entre le 27 mai et le 17 juillet 1990, ont été conservés congelés jusqu'à l'automne 1990, où les analyses chimiques ont été effectuées. Nous avons utilisé un auto-analyseur Alpkem (RFA 300) pour évaluer les concentrations d'azote sous forme de nitrate et d'ammonium.

L'intensité de l'échantillonnage variait selon les épisodes pluviaux et la présence ou non d'eau dans les lysimètres. Ainsi, durant une semaine particulièrement pluvieuse, nous avons évalué le flux hydrique trois fois par jour. Un échantillon d'eau par lysimètre par jour était alors retenu pour fin d'analyse chimique. On n'échantillonnait qu'aux deux ou trois jours, pour les périodes sans précipitation alors que les lysimètres étaient à sec.

Analyses statistiques

Dans un premier temps, nous avons déterminé si les moyennes de pH, de flux saisonnier, de concentration en azote et de flux d'azote variaient entre les LPA, les profondeurs et l'interaction de la LPA et de la profondeur. Le flux saisonnier représente la quantité d'eau (flux hydrique) ayant passé du 28 mai au 16 juillet 1990, par lysimètre et en litre par unité de surface verticale (cm^2). Ce flux donne un indice de la quantité d'eau ayant passé dans chaque lysimètre durant la majeure partie de la saison de croissance des arbres.

Dans un deuxième temps, les différences de moyennes étaient vérifiées entre les stations par LPA pour les mêmes variables. L'analyse de variance s'effectuait avec un ou plusieurs critères de classification selon le cas. Nous avons effectué les comparaisons multiples des moyennes avec la méthode des moindres carrés (Least-square means). Lors de nos tests, l'hypothèse H_0 était rejetée, soit l'homogénéité des moyennes, quand la probabilité était inférieure à 0,05. Des analyses de variance plus détaillées (par horizon et/ou par LPA) permettaient de situer les différences de moyennes significatives. Les calculs concernant le pH ont été effectués après avoir transformé les valeurs en concentration H^+ .

Nous avons étudié les différentes relations entre les variables à l'aide de régressions linéaires simples telles que: la relation entre la

longueur de pente et le flux d'eau et d'azote; les interactions entre les concentrations en ammonium, en nitrate et le pH; l'effet des précipitations sur le lessivage de l'ammonium et du nitrate et leurs variations au cours de l'expérience. Les données de précipitations mensuelles et de leurs concentrations moyennes en nitrate/nitrite et en ammonium proviennent de deux stations météorologiques gérées par le Ministère de l'Environnement du Québec (Grimard 1984; Grimard 1985; Jacques et Grimard 1987; Jacques et Boulet 1988; Boulet et Jacques 1989; Jacques et Boulet 1990). Ces stations sont potentiellement représentatives de la région selon les normes du "Unified Data Base Committee" et sont situées à moins de 50 km de l'aire d'étude. Les données du mois de mai, juin et juillet de 1981 à 1988 ont été utilisées dans cette analyse. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le progiciel SAS (1985).

RÉSULTATS

Flux d'eau

On observe des différences significatives entre les moyennes de flux saisonnier pour les LPA et les profondeurs, de même que de ces deux derniers effets en interaction (tableau I). L'analyse de variance démontre qu'il y a des différences significatives aussi entre les stations par LPA (tableau I).

Tableau I: Analyse de variance du flux saisonnier (l/cm^2) en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	236 104	37,11	0,0001
Horizon	1	501 949	78,90	0,0001
LPA*Horizon	4	66 532	10,46	0,0001
Station(LPA)	8	123 307	19,38	0,0001
Erreur	35			

L'analyse de variance révèle des différences significatives pour les moyennes du flux saisonnier entre les cinq LPA pour l'horizon B (effet LPA par horizon, $F=6,82$, $p=0,001$). Le flux saisonnier à 265 m de LPA est significativement supérieur aux autres LPA qui ne diffèrent pas entre elles. On note peu de différences de flux saisonnier entre les LPA de l'horizon Ae (effet LPA par horizon, $F=1,93$, $p=0,141$) (figure 5). On remarque que ces moyennes de flux saisonnier augmentent et plafonnent à 265 m de LPA avant de diminuer rapidement à 330 m, probablement à cause de la rupture dans la pente à 290 m de longueur de pente (figure 3).

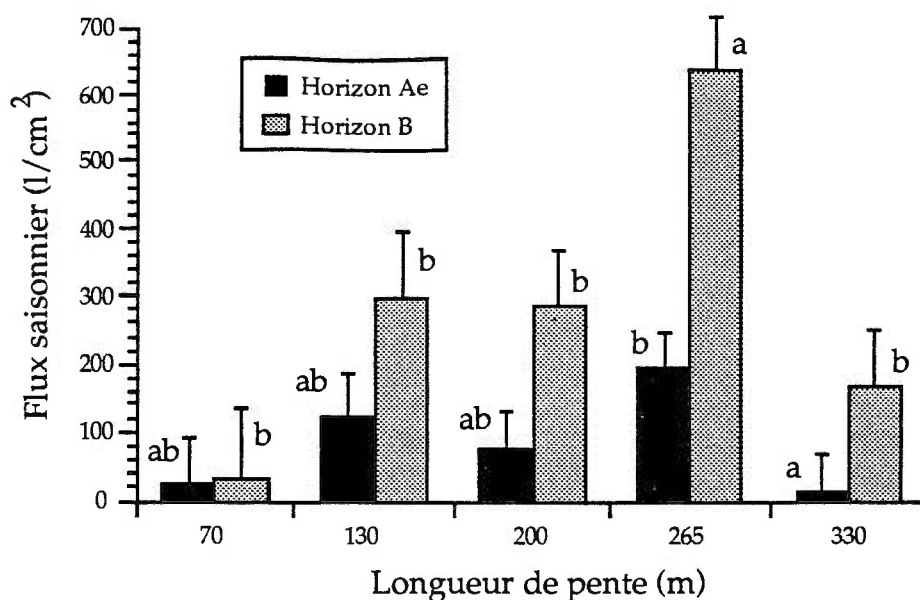


Figure 5: Moyenne du flux saisonnier par longueur de pente arrière
et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

Certaines différences significatives de flux saisonnier ont été observées entre les deux profondeurs à 130 m (effet horizon par LPA, $F=6,82$, $p=0,039$), à 265 m ($F=8,96$, $p=0,014$) et 330 m ($F=6,83$, $p=0,024$) de LPA. Le drainage oblique serait donc plus intense en profondeur à ces niveaux de LPA, la zone saturée en eau atteignant rarement l'horizon Ae.

On remarque des différences significatives du flux saisonnier entre les stations d'une même LPA et pour un même horizon (effet station par LPA et par horizon) (tableau II). Les différences sont plus marquées pour les lysimètres sous l'horizon Ae. Par exemple, la moyenne du flux

saisonnier à 130 m de LPA sous l'horizon Ae est dix fois plus élevée à la station 1 qu'à la station 2, située à environ 5 m de la première. Le même phénomène se produit à 200 et 265 m de LPA, où les moyennes de flux saisonnier, pour des lysimètres d'une station, sont de 2 à 50 fois supérieures aux lysimètres des autres stations pour un horizon donné (tableau II). Ces résultats suggèrent que la grande variation de flux saisonnier, pour une même LPA, serait attribuable aux variations des caractéristiques de sol et de la microtopographie sur de courtes distances. Les différences entre les stations se répètent d'un horizon à l'autre. Pour une station donnée, quand un flux saisonnier est plus élevé dans l'horizon B, il le sera aussi sous l'horizon Ae.

Tableau II: Moyennes de flux saisonnier (l/cm²) par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	0,09 (a)	19	51 (a)	19		
130	220 (a)	10	22 (b)	10		
200	4 (b)	10	207 (a)	10	20 (b)	10
265	28 (a)	16	53 (a)	16	495 (b)	16
330	0 (a)	7	17 (a)	7	5 (a)	7
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	18 (a)	7	50 (a)	7		
130	352 (a)	15	241 (b)	15		
200	165 (b)	36	591 (a)	36	109 (b)	36
265	491 (a)	117	467 (a)	117	966 (a)	117
330	8 (a)	51	354 (b)	51	144 (ab)	51

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,01$).

On remarque seulement de légères différences de flux saisonnier entre les lysimètres de même profondeur à l'intérieur d'une même station, quoique aucun test statistique ne puisse être effectué pour évaluer ces différences intra-stations (entre lysimètres de même profondeur) puisqu'il ne s'agit pas de moyennes mais des valeurs brutes (appendice F). On pourrait en déduire que les variations significatives de flux saisonnier entre deux lysimètres, à une même profondeur, surviennent à des distances supérieures à un mètre.

pH

On observe des différences significatives des moyennes de pH entre les LPA mais pas entre les profondeurs et pour ces deux derniers effets en interaction (tableau III). L'analyse de variance démontre qu'il y a des différences entre les stations par LPA (tableau III).

Tableau III: Analyse de variance du pH en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	$2,5 \cdot 10^{-7}$	81,53	0,0001
Horizon	1	0	0,54	0,4626
LPA*Horizon	4	0	1,19	0,3136
Station(LPA)	8	$2 \cdot 10^{-8}$	4,09	0,0001
Erreur	381			

Les moyennes de pH se distinguent significativement entre les LPA que ce soit pour l'horizon Ae (effet horizon par LPA, $F=28,5$, $p=0,0001$) ou pour l'horizon B ($F=91,0$, $p=0,0001$)(figure 6).

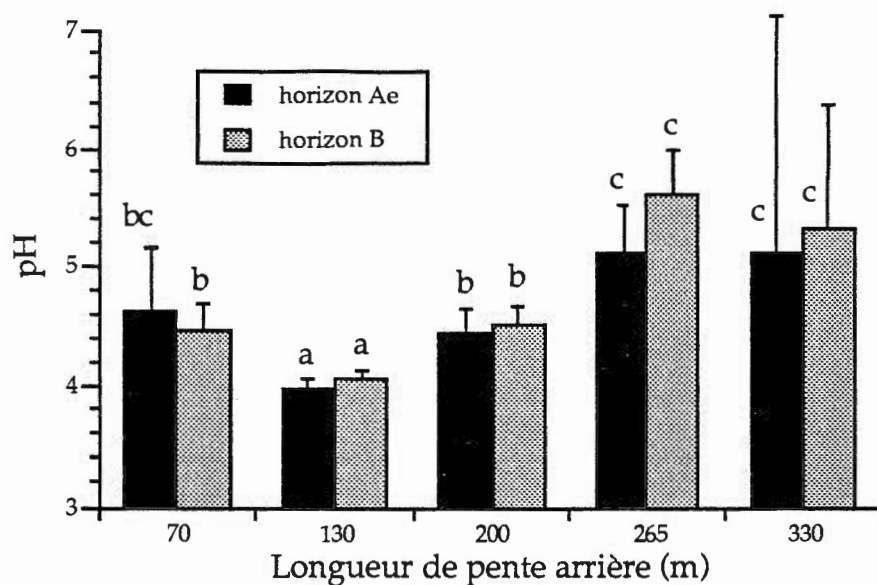


Figure 6: Moyenne du pH par longueur de pente arrière
et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

On note des différences significatives de moyennes de pH entre les stations à 200 et 265 m de LPA pour les deux profondeurs à l'étude (effet station par LPA et par profondeur) (tableau IV).

Tableau IV: Moyennes de pH par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	4,9 (a)	0,42	4,5 (a)	1,32		
130	3,9 (a)	0,17	4,3 (a)	0,67		
200	4,6 (b)	0,43	4,3 (b)	0,36	4,7 (a)	0,12
265	5,0 (a)	2,12	4,8 (a)	1,32	5,3 (b)	0,20
330	---	---	5,1 (a)	0,35	---	---
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	4,6 (a)	0,57	4,4 (a)	0,33		
130	4,0 (a)	0,11	4,2 (a)	0,18		
200	4,4 (ab)	0,14	4,5 (a)	0,36	4,8 (b)	0,12
265	5,0 (a)	0,11	5,2 (b)	0,23	5,5 (c)	0,07
330	5,5 (a)	0,30	5,2 (a)	0,11	5,4 (a)	0,19

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

Azote

On observe des différences significatives des moyennes de concentrations en nitrate entre les LPA et les profondeurs, de même que de ces deux derniers effets en interaction (tableau V). L'analyse de variance démontre qu'il y a des différences de moyenne aussi entre les stations par LPA (tableau V).

Tableau V: Analyse de variance de la concentration en nitrate ($\mu\text{g/l}$) en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	25 300	5,46	0,0003
Horizon	1	31 181	6,72	0,0100
LPA*Horizon	4	19 062	4,11	0,0030
Station(LPA)	8	12 054	2,60	0,0094
Erreur	270			

L'analyse de variance effectuée sur les moyennes de concentration d'azote, sous forme de nitrate (NO_3^-) dans l'eau, indique qu'il y a une seule différence significative entre les différentes LPA (effet LPA par horizon) (figure 7). Une seule différence significative de NO_3^- a été observée entre les deux profondeurs à l'étude soit à 330 m de LPA sous l'horizon Ae (effet horizon par LPA, $F=7,35$, $p=0,0103$). On attribue cette différence au faible échantillonnage, à ce niveau ($n=3$) et à une valeur de concentration exceptionnellement élevée ($566 \mu\text{g/l}$) parmi deux valeurs semblables aux autres valeurs des différentes LPA, soit entre 60 et $95 \mu\text{g/l}$.

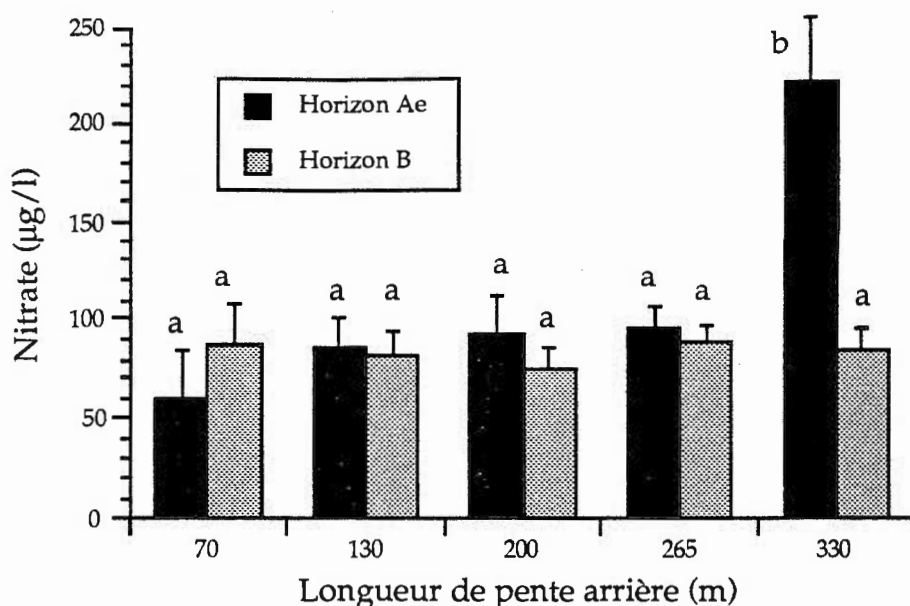


Figure 7: Moyenne de la concentration en nitrate

par longueur de pente arrière et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

Les analyses de variance appliquées sur les stations de même LPA révèlent peu de différences significatives des moyennes de NO_3^- (effet station par LPA et par horizon) (tableau VI). Par contre à 130 m de LPA, on remarque une différence significative entre des moyennes de NO_3^- pour les lysimètres de la station 1 sous l'horizon Ae, où on a observé un macropore, par rapport aux lysimètres de la station 2. On note aussi des différences entre les stations à 200, 265 et 330 m de LPA mais aucune caractéristique de sol observée n'a permis de les interpréter. Des régressions linéaires simples entre le flux saisonnier et les moyennes de concentration en NO_3^- et en NH_4^+ ne démontrent pas de relations significatives ($p > 0,05$).

Tableau VI: Moyennes de la concentration en nitrate ($\mu\text{g/l}$) par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	48 (a)	21	67 (a)	16		
130	102 (a)	14	47 (b)	20		
200	536 (a)	34	65 (b)	12	36 (b)	17
265	98 (a)	33	128 (a)	22	86 (a)	11
330	-----	----	252 (a)	157	129 (a)	272
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	79 (a)	25	94 (a)	22		
130	93 (a)	14	62 (a)	18		
200	71 (ab)	15	62 (a)	11	116 (b)	18
265	83 (a)	11	84 (a)	11	100 (b)	11
330	187 (a)	31	76 (b)	15	60 (b)	18

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,01$).

On observe seulement des différences significatives des moyennes de concentration en ammonium entre les LPA (tableau VII). La concentration en ammonium ne varierait pas entre les profondeurs à l'étude, la profondeur et la LPA en interaction et entre les stations par LPA (tableau VII).

Tableau VII: Analyse de variance de la concentration en ammonium ($\mu\text{g/l}$) en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	72 527	5,22	0,0005
Horizon	1	40 302	2,90	0,0896
LPA*Horizon	4	16 661	1,20	0,3113
Station(LPA)	8	21 339	1,54	0,1445
Erreur	271			

L'analyse de variance effectuée sur les moyennes de concentration d'azote minérale sous forme d'ammonium (NH_4^+) dans l'eau indique qu'il y a des différences significatives entre les différentes LPA et par horizon (figure 8). Sous l'horizon Ae à 130 et 265 m de LPA, les moyennes de concentrations sont significativement inférieures aux autres LPA, sauf à 70 m où elles sont semblables aussi aux deux autres LPA (effet LPA par horizon, $F=3,52$, $p=0,011$). Il n'y a pas de différences significatives entre les moyennes de concentration en NH_4^+ au niveau de l'horizon B (effet LPA par horizon, $F=1,54$, $p=0,193$) (figure 8).

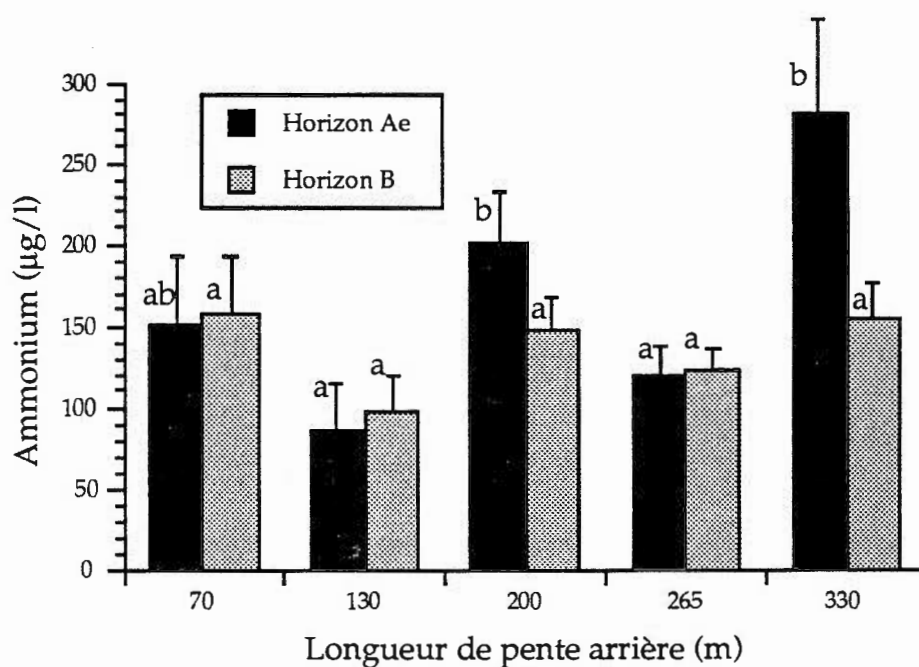


Figure 8: Moyenne de la concentration en ammonium
par longueur de pente arrière et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p<0,05$).

Il n'y a pas de différences significatives des moyennes de NH_4^+ entre les lysimètres des stations pour chaque LPA sauf à 200 m de LPA, au niveau de l'horizon Ae, où la moyenne de la concentration est deux fois supérieure par rapport à celles des autres stations (effet station par LPA et par horizon) (tableau VIII). L'observation des caractéristiques pédologiques ou hydrologiques stationnelles ne permet pas d'expliquer cette variation.

Tableau VIII: Moyennes de la concentration en ammonium ($\mu\text{g/l}$) par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	76 (a)	82	195 (a)	64		
130	85 (a)	19	92 (a)	28		
200	244 (ab)	146	108 (a)	51	373 (b)	72
265	104 (a)	54	155 (a)	36	112 (a)	19
330	-----	----	240 (a)	39	399 (a)	68
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	147 (a)	41	166 (a)	35		
130	107 (a)	14	82 (a)	18		
200	121 (a)	37	156 (a)	27	169 (a)	46
265	147 (a)	23	132 (a)	23	90 (a)	22
330	230 (a)	75	147 (a)	36	141 (a)	44

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,01$).

Les données de pH ne démontrent aucune relation linéaire significative en fonction de la concentration en NO_3^- ou en fonction de la concentration en NH_4^+ ($p > 0,05$)

L'ensemble des données du transect révèle une faible relation linéaire ($n=291$, $p < 0,05$, $R^2=0,10$) de la concentration en NO_3^- en fonction

L'ensemble des données du transect révèle une faible relation linéaire ($n=291$, $p<0,05$, $R^2=0,10$) de la concentration en NO_3^- en fonction du temps (28 mai au 16 juillet 1990). Le même test statistique, appliqué par LPA et par horizon, indique une seule relation linéaire négative significative à 265 m de LPA pour l'horizon B ($n=90$, $p<0,01$, $R^2=0,32$). Les autres LPA ne présentent aucune relation linéaire dans le temps, malgré l'essai de plusieurs transformations des valeurs de concentration en NO_3^- (figure 9). Il semble toutefois y avoir certaines relations non-linéaires pour certaines LPA et certains horizons. Par exemple, on note une baisse de la concentration en NO_3^- , à 130 et 200 m de LPA pour l'horizon B, du 23 juin au 4 juillet, puis une augmentation après quelques précipitations jusqu'au tarissement des lysimètres (figure 9b). Nous n'avons pas observé de relations des variations de concentrations en ammonium dans le temps (figure 10).

On observe une relation linéaire négative très faible ($n=291$, $p<0,01$, $R^2=0,05$) entre la quantité de précipitation et la concentration en NO_3^- pour l'ensemble du transect. Le même test statistique, appliqué à chaque LPA et à chaque horizon, indique des relations linéaires négatives en haut de la pente dans l'horizon B (70 et 130 m de LPA) ($n=12$ et 29 , $p<0,05$, $R^2=0,23-0,36$).

Les précipitations sont reliées positivement et linéairement, mais très faiblement, avec la concentration en NH_4^+ en solution ($n=292$, $p<0,01$,

$R^2=0,08$) pour l'ensemble du transect. Le même test statistique, appliqué à chaque LPA et à chaque horizon, démontre des relations linéaires positives des précipitations en fonction des concentrations en NH_4^+ à 130 m de LPA sous l'horizon Ae ($n=19$, $p<0,05$, $R^2=0,35$), à 200 et 265 m de LPA dans l'horizon B ($n=39$ et 90 , $p<0,05$, $R^2<0,19$).

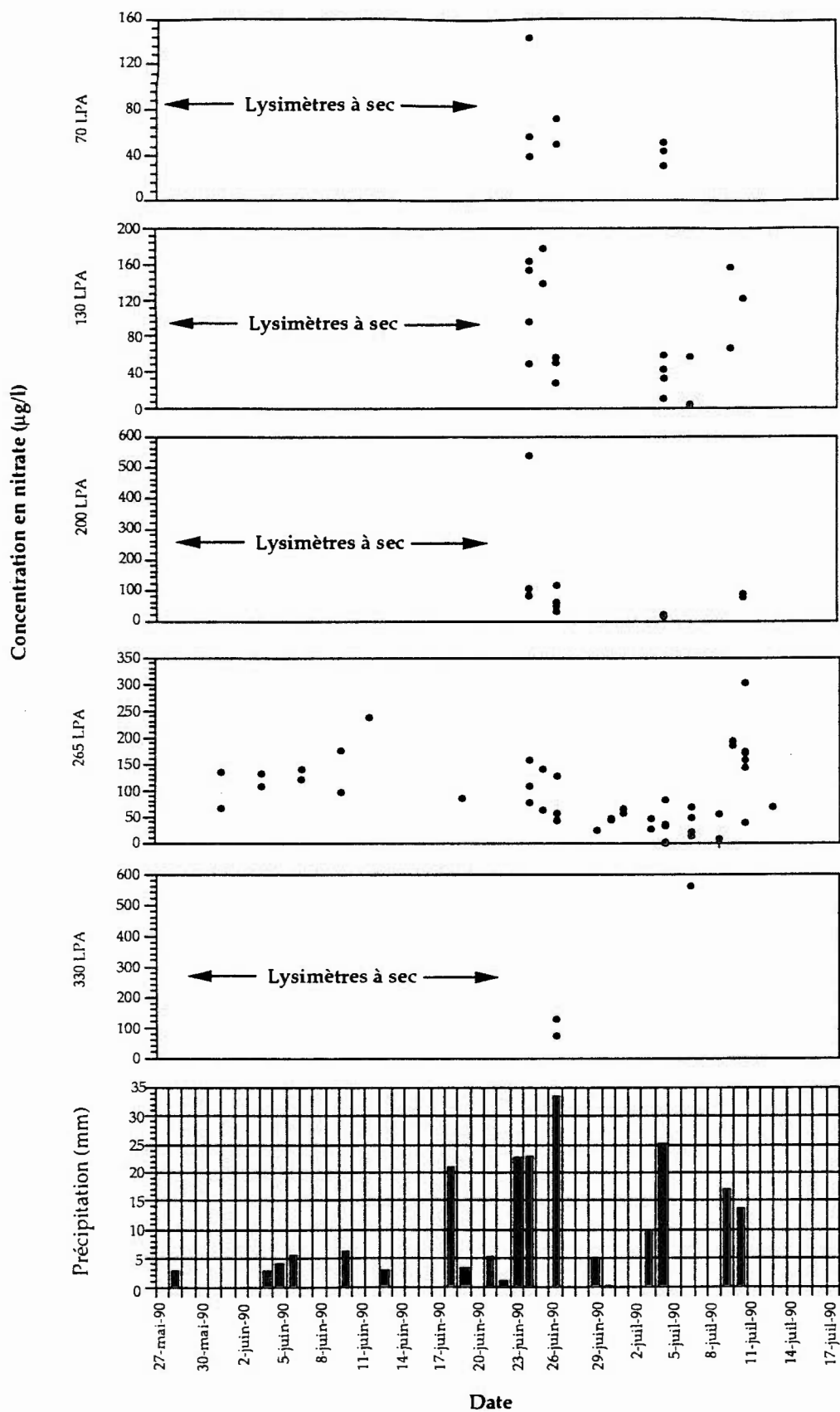


Figure 9a: Concentration en nitrate par LPA et pour l'horizon Ae du 27 mai au 17 juillet 1990

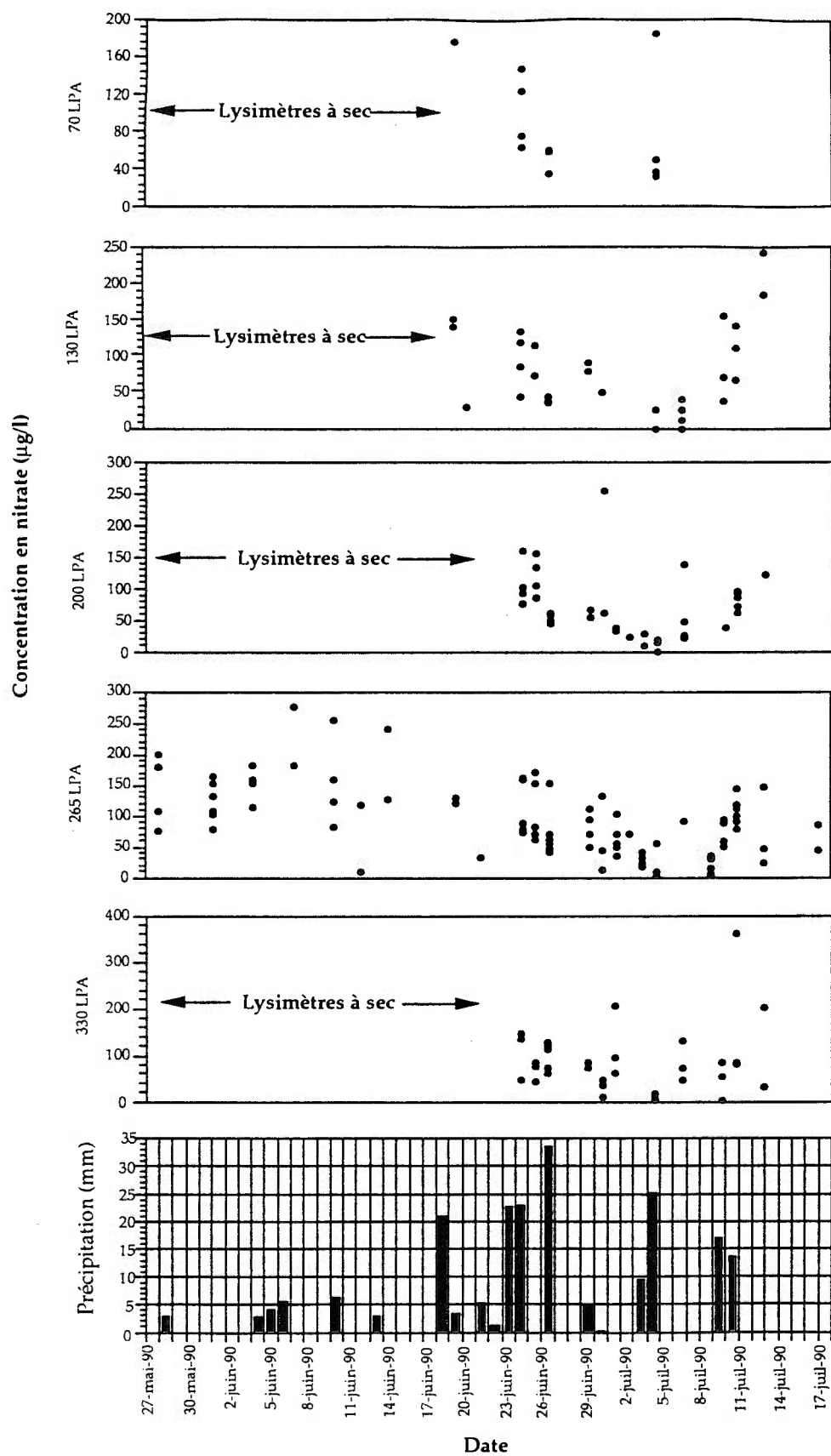


Figure 9b: Concentration en nitrate par LPA et pour l'horizon B
du 27 mai au 17 juillet 1990

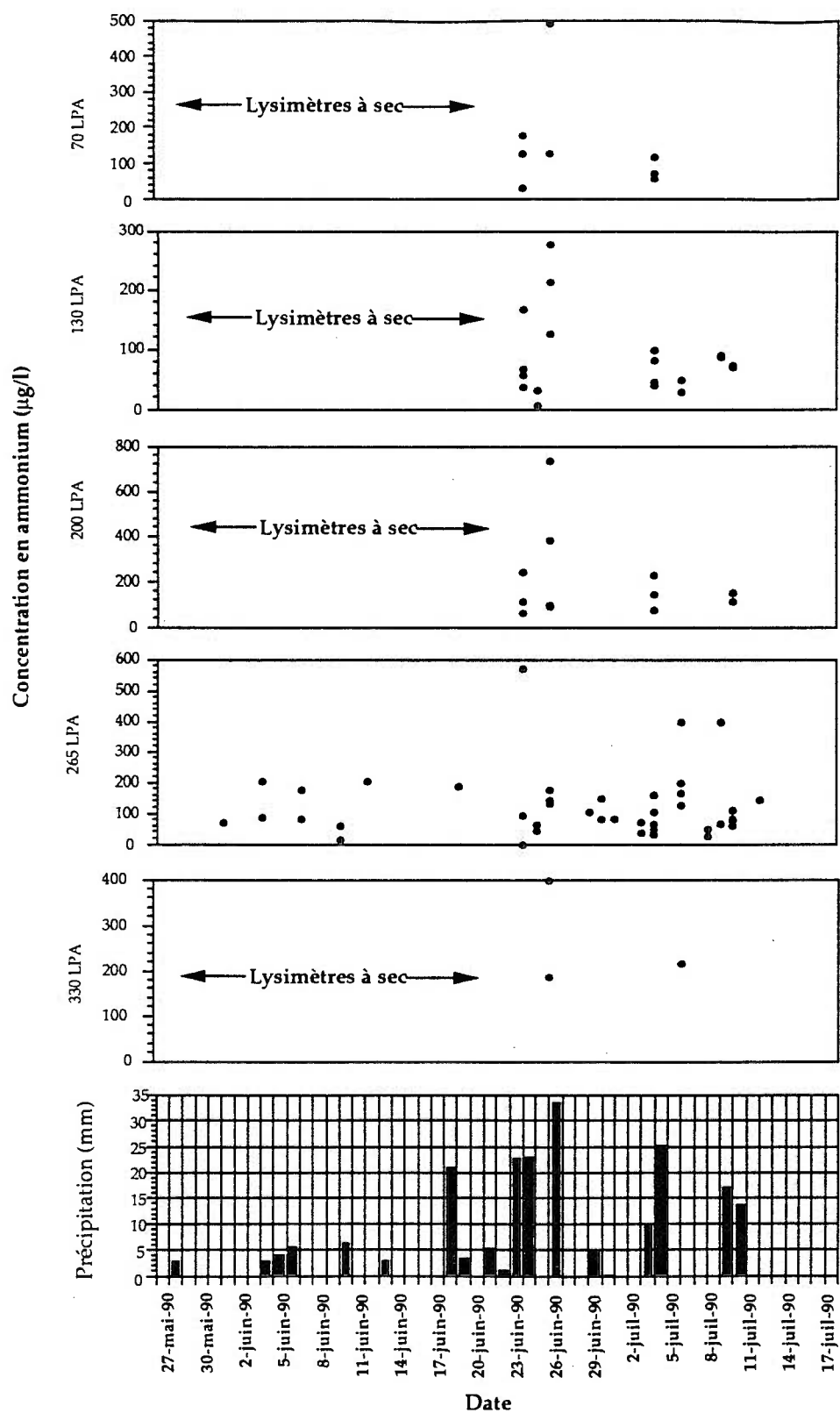


Figure 10a: Concentration en ammonium par LPA et pour l'horizon Ae du 27 mai au 17 juillet 1990

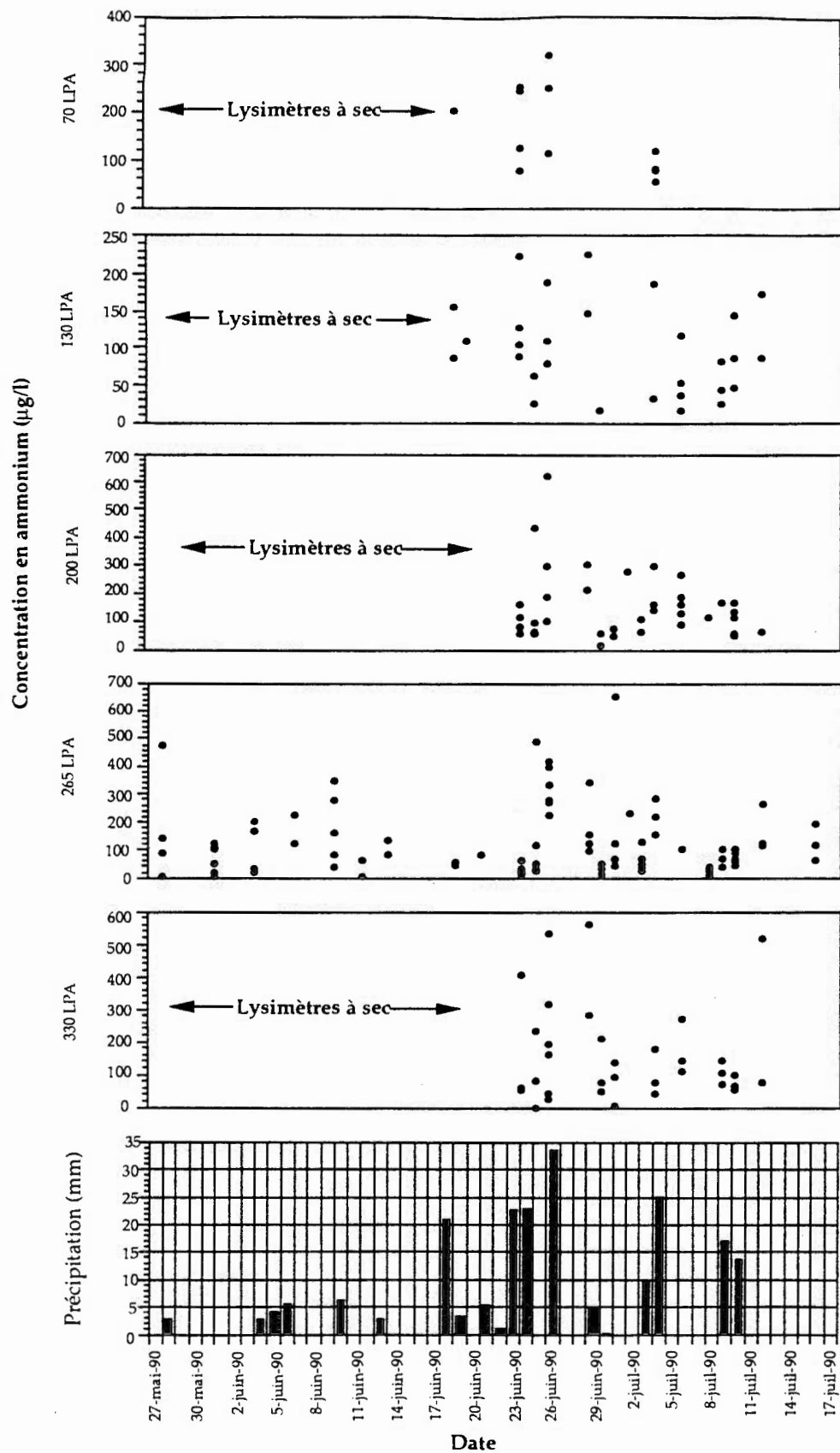


Figure 10b: Concentration en ammonium par LPA et pour l'horizon B du 27 mai au 17 juillet 1990

Flux d'azote

Le produit du flux d'eau par la concentration en azote donne le flux d'azote. Nous avons calculé le flux de nitrate et d'ammonium saisonnier par lysimètre et, ensuite leur moyenne par LPA et par horizon afin de connaître la quantité moyenne d'azote minéral véhiculée le long de la pente en mg par unité de surface verticale (cm^2) au cours de la saison de croissance. Il s'agit d'un meilleur indice de la quantité d'azote véhiculée le long de la pente s'approchant davantage du concept de drainage oblique.

Le flux d'azote minéral total s'obtient de la sommation du flux de NO_3^- et du flux de NH_4^+ . Nous notons ainsi que l'ammonium représente plus des trois cinquièmes du bassin d'azote assimilable par les plantes (tableau IX).

Tableau IX: Moyennes du flux de nitrate, d'ammonium et d'azote minéral saisonnier (mg/cm^2) par longueur de pente arrière.

LPA (m)	Flux de NO_3^- -N (mg/cm^2)	Flux de NH_4^+ -N (mg/cm^2)	Flux d'azote total (mg/cm^2)	% du flux composé de NH_4^+
70	1,85	6,41	8,26	78
130	16,82	21,48	38,30	56
200	11,51	32,55	44,06	74
265	30,05	44,27	74,32	60
330	5,51	11,86	17,37	68

Il n'y a pas de relation linéaire significative entre le flux d'azote et la longueur de la pente arrière ($p > 0,05$). Cependant, l'omission des données des stations à 330 m de LPA, permet de voir l'effet de la rupture

de pente observée à 290 m de LPA sur le flux d'azote (figure 2b). Ainsi, le même test statistique indique une forte relation positive et linéaire ($p < 0,05$, $R^2 = 0,91$).

On observe des différences significatives de moyennes de flux de nitrate entre les LPA et les profondeurs, de même que de ces deux derniers effets en interaction (tableau X). L'analyse de variance démontre qu'il y a des différences aussi entre les stations par LPA (tableau X).

Tableau X: Analyse de variance du flux de nitrate (mg/cm^2) en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	$1,30 * 10^9$	21,34	0,0001
Horizon	1	$2,04 * 10^9$	33,56	0,0001
LPA*Horizon	4	$3,75 * 10^8$	6,18	0,0007
Station(LPA)	8	$1,00 * 10^9$	16,47	0,0001
Erreur	35			

L'analyse de variance appliquée aux moyennes de flux de nitrate (NO_3^-) n'indique pas de différences significatives entre les LPA pour l'horizon Ae (effet LPA par horizon, $F = 1,74$, $p = 0,178$) (figure 11). Seul le flux de NO_3^- , à 265 m de LPA de l'horizon B, se démarque des autres LPA sauf à 130 m de LPA (effet LPA par horizon, $F = 4,08$, $p = 0,013$). Il n'y a pas de relation linéaire entre le flux de NO_3^- et la LPA ($p > 0,05$) quoique l'on observe une légère tendance à l'augmentation du flux de nitrate avec la LPA avant la rupture de pente située à 290 m de LPA.

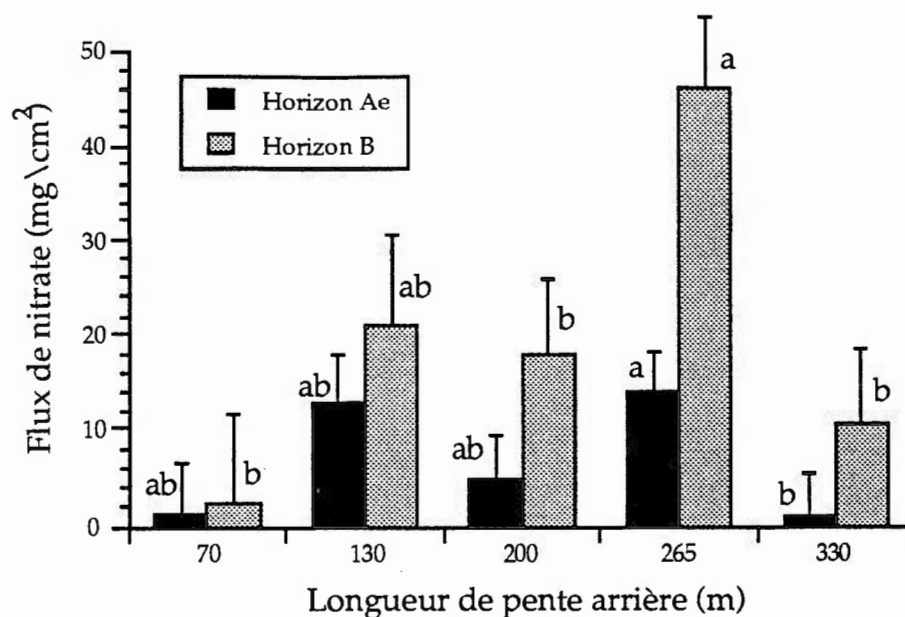


Figure 11: Moyenne du flux de nitrate

par longueur de pente arrière et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

L'analyse de variance des flux de NO_3^- entre les stations d'une même LPA, révèle des différences significatives qui suivent les mêmes tendances que pour le flux saisonnier (effet station par LPA et par horizon) (tableau XI), étant donné la faible variation des concentrations en NO_3^- observée sur le transect (figure 7).

Tableau XI: Moyennes du flux de nitrate (mg/cm²) par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	0,0004 (a)	0,76	2,75 (a)	0,76		
130	24,21 (a)	0,58	0,97 (b)	0,58		
200	0,297 (b)	1,79	13,73 (a)	1,79	1,07 (b)	1,79
265	0,388 (a)	4,11	4,41 (a)	4,11	36,85 (b)	4,11
330	0 (a)	0,93	3,22 (a)	1,13	0,69 (a)	1,13
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	0,98 (a)	0,82	3,64 (a)	0,82		
130	28,58 (a)	1,74	13,51 (b)	1,74		
200	9,00 (b)	3,91	33,94 (a)	3,91	11,02 (b)	3,91
265	27,01 (a)	12,23	25,04 (a)	12,23	86,61 (b)	12,23
330	1,08 (a)	5,84	22,78 (a)	5,84	8,05 (a)	5,84

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,01$).

On observe des différences significatives de moyennes de flux d'ammonium entre les LPA et les profondeurs, de même que de ces deux derniers effets en interaction (tableau XII). L'analyse de variance démontre qu'il y a des différences aussi entre les stations par LPA (tableau XII).

Tableau XII: Analyse de variance du flux d'ammonium (mg/cm²) en fonction de différents effets.

Effets	df	Carré moyen	F	p>F
LPA	4	2,43 * 10 ⁹	9,19	0,0001
Horizon	1	7,60 * 10 ⁹	8,69	0,0001
LPA*Horizon	4	7,31 * 10 ⁸	2,76	0,0007
Station(LPA)	8	1,87 * 10 ⁹	7,04	0,0001
Erreur	35			

L'analyse de variance du flux d'ammonium (NH_4^+) indique très peu de différences significatives entre les différentes LPA pour l'horizon Ae (effet LPA par horizon, $F=1,49$, $p=0,24$). Par contre pour l'horizon B, la moyenne de flux NH_4^+ , à 265 m de LPA, est significativement supérieure aux autres LPA, exceptée à 130 et 200 m de LPA (effet LPA par horizon, $F=3,20$, $p=0,034$) (figure 12). De même qu'avec le flux de NO_3^- , il n'y a pas de relation linéaire significative entre le flux de NH_4^+ et la LPA ($p>0,05$). Le même test statistique indique une forte relation linéaire positive ($p<0,05$, $R^2=0,95$) lorsqu'on laisse de côté les valeurs des stations à 330 m de LPA pour voir l'effet de la rupture au bas de la pente sur le flux de NH_4^+ . La transformation au carré des valeurs de flux de NH_4^+ donne une relation linéaire presque parfaite ($p<0,01$, $R^2=0,99$).

Il y aurait une différence significative entre les horizons Ae et B à 265 (effet horizon par LPA, $F=8,70$, $p=0,015$) et 330 m de LPA ($F=6,3$, $p=0,029$).

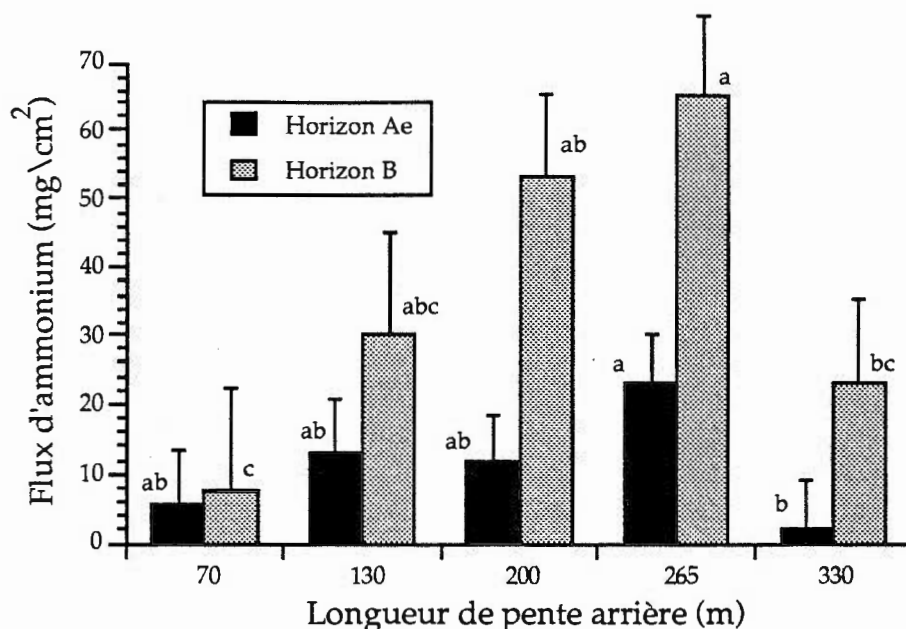


Figure 12: Moyenne du flux d'ammonium par longueur de pente arrière
et par horizon.

Note: Les moyennes par horizon, suivies d'une lettre semblable, ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$).

L'analyse de variance des moyennes de flux d'ammonium par station d'une même LPA indique des différences significatives entre les stations (effet station par LPA et par horizon) (tableau XIII). Ces différences s'expliquent, encore une fois, surtout par les variations de flux saisonnier à l'intérieur d'une même LPA.

Tableau XIII: Moyennes du flux d'ammonium (mg/cm²) par station, LPA et horizon.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horiz.	Ae	err. type	Ae	err. type	Ae	err. type
70	0,001 (a)	0,52	10,90 (b)	0,52		
130	21,94 (a)	7,88	3,49 (a)	7,88		
200	0,14 (a)	2,50	24,01 (b)	2,50	11,21 (a)	2,50
265	1,29 (a)	5,27	7,41 (a)	5,27	61,03 (b)	5,27
330	0 (a)	1,46	5,42 (a)	1,79	2,13 (a)	1,79
Horiz.	B	err. type	B	err. type	B	err. type
70	4,02 (a)	1,48	10,71 (a)	1,48		
130	39,20 (a)	9,70	21,31 (a)	9,70		
200	114,67 (a)	19,33	23,12 (b)	19,33	22,15 (b)	19,33
265	60,13 (a)	8,65	51,46 (a)	8,65	84,29 (a)	8,65
330	3,80 (a)	10,33	45,79 (a)	10,33	19,95 (a)	10,33

Note: Les moyennes par horizon et par longueur de pente arrière, suivies d'une lettre semblable (), ne sont pas significativement différentes ($p < 0,01$).

DISCUSSION

Flux d'eau

L'ANOVA a révélé des effets significatifs de flux saisonnier entre les LPA, les profondeurs ainsi que ces deux effets en interaction. On a remarqué aussi des différences entre des stations situées à une même LPA.

Malgré l'absence de relation linéaire significative entre la LPA et le flux saisonnier, on remarque une tendance en deux sections entre ces deux variables, dont une présentant une augmentation vers le bas de la pente. La seconde section présente une diminution du flux saisonnier causée par la présence d'une légère remontée dans la pente (rupture) qui dévierait en partie le flux saisonnier vers un ruisseau situé à proximité (figure 2b). Dans la première section, les différences significatives de flux saisonnier, plus élevé en bas de la pente versus le haut de la pente, indique que ce dernier augmenterait significativement avec la longueur de pente arrière jouant donc un rôle très important dans le drainage oblique. Cette augmentation s'explique en partie par la présence d'argile au bas de la pente (265 m de LPA), jusqu'à 20 cm de la surface par endroit, concentrant le drainage oblique au niveau des horizons supérieurs constitués de sable (Hillel et Hornberger 1979). Plus le ratio de la conductivité hydraulique est grand, entre les horizons supérieurs et les horizons inférieurs, plus le volume de ruissellement de hypodermique sera grand (Burt et Butcher 1985). Les observations de Beasley (1976) ont

révélé que plus de 45% des précipitations annuelles se retrouvaient sous forme de ruissellement hypodermique pour des horizons B sus-jacents à des horizons argileux.

On s'attendait à une augmentation graduelle du flux saisonnier avec la LPA. L'augmentation rapide du flux saisonnier, à 130 m par rapport à 200 m de LPA, pourrait être liée à un élargissement dans la largeur de la coulée à 200 m de LPA (figure 3), à la faible profondeur du sol, à la forte pierrosité et à la présence de macropores à 130 m de LPA. Lors de l'installation des stations, nous avons observé à 130 m de LPA un gros macropore au niveau de l'horizon B de la station 1. Les lysimètres de cette station ont reçu significativement davantage de flux saisonnier que ceux de la station 2 (tableau II). La présence du macropore à la station 1 semble avoir une influence sur l'ensemble des lysimètres, peu importe la profondeur. Il est possible que l'on n'ait pas observé d'autres macropores plus petits, étant donné la grande quantité d'eau qui circulait dans le trou, lors de l'installation des lysimètres. La présence de macropores pourrait influencer ponctuellement le drainage oblique en véhiculant rapidement les éléments nutritifs vers l'aval de la pente. Le ruissellement dans les macropores a été observé dans les horizons supérieurs des podzols sur du till lors de la fonte des neiges ou juste après, suite à de fortes précipitations mais rarement durant d'autres saisons (Roberge et Plamondon 1987). Dans le cadre de la présente étude, il semblerait que les macropores auraient joué un rôle durant les fortes précipitations quoique difficilement

quantifiable. Mosley (1982) a observé que souvent, plus de 40% des précipitations ruisselaient en sous-surface par les macropores au niveau de l'horizon B podzolique. Il ajoute, que les macropores auraient un rôle plus grand sur le flux, lorsqu'il y a absence d'horizons imperméables à de faibles profondeurs. Dans notre cas, à cause du faible nombre observé dans les profils de sol, les macropores influenceraient moins le flux saisonnier par rapport aux autres caractéristiques pédologiques et topographiques stationnelles. Par exemple, le volume occupé par une grande quantité de cailloux et de blocs jouerait un rôle dans la saturation rapide en eau des sols à 130 m de LPA.

La présence d'horizons indurés imperméables à de faibles profondeurs (30 à 50 cm) à 130 et 200 m de LPA (mi-pente), engendre une réponse rapide aux précipitations et entraîne une montée de la nappe phréatique. Le phénomène d'induration est fréquent dans les podzols de la forêt boréale (Gaudreau 1979; Bergeron *et al.* 1983). Des études *in situ* ont démontré l'importance des horizons imperméables en profondeur comme précurseur du drainage latéral (Anderson et Burt 1978; Burt *et al.* 1983). Lorsqu'il n'est pas trop près de la surface, l'horizon induré permet probablement de garder l'eau près de la surface et facilite la nutrition de l'arbre. Par contre, si la pente est forte, le ruissellement hypodermique drainera rapidement l'eau d'infiltration vers le bas de la pente.

Le faible flux saisonnier de l'horizon Ae, par rapport à l'horizon B, s'explique par la texture grossière, la faible concentration en matière organique et la présence d'un horizon sous-jacent ayant une bonne conductivité hydraulique (Mériaux 1979; Hillel 1988; Chorley 1989). Le drainage vertical domine comme type d'infiltration dans l'horizon Ae, alors que le drainage oblique s'y produit surtout lors des fortes précipitations quand le sol y devient saturé en eau.

Les différences de flux saisonnier entre les stations de même LPA s'expliquent probablement par la microtopographie de la coulée. La station 2 à 200 m de LPA se situe au creux de la coulée avec une pente latérale nulle. Les deux autres stations se trouvent de chaque côté de la première sur des pentes latérales entre $0,5^\circ$ et $1,5^\circ$. On déduit que le creux de la coulée est l'endroit privilégié pour le ruissellement hypodermique. Le même phénomène se produit à 265 m de LPA, où la station 3 se situe aussi au creux de la coulée. Comme plusieurs auteurs l'ont observé, le ruissellement hypodermique convergerait vers le creux de la coulée qu'on appelle aussi thalweg (Anderson et Burt 1978; O'Loughlin 1986; Anderson et Burt 1990). Lors des fortes précipitations du 23 au 26 juin (figure 9), nous avons remarqué du ruissellement de surface pour les stations à 200 et 265 m de LPA situées au centre de la coulée. Ce phénomène a été très intense mais de courte durée (quelques heures) à 200 m, tandis qu'à 265 m, au bas de la pente, il s'est prolongé tard dans la saison suite à d'autres précipitations. Le ruissellement de surface se produit lorsque la capacité

d'infiltration de l'eau d'un sol est inférieure au taux de précipitation ou lorsqu'il est saturé (Burt et Butcher 1985; Anderson et Burt 1990). Le ruissellement de surface fréquent indiquerait un ruissellement hypodermique intense (Burt et Butcher 1985). Le drainage oblique serait donc fortement influencé par la forme d'un bassin versant pour une même longueur de pente arrière donnée.

Les variations de flux saisonnier, entre les stations à 330 m de LPA, ne s'expliquent pas de la même façon que pour les variations des deux autres niveaux de LPA plus en amont. La station ayant le plus grand flux saisonnier ne se trouve pas au creux de la coulée. La présence d'une légère remontée dans la pente (rupture), à 290 m de LPA, dévierait en partie le flux saisonnier.

pH

L'analyse de variance a révélé que le pH variait seulement en fonction de la pente et non entre les profondeurs. Les variations significatives entre les stations de même LPA ne s'expliquaient pas à l'aide des caractéristiques mesurées sur le site à l'étude.

Les variations de pH le long de la pente semblent liées à plusieurs mécanismes agissant différemment selon la situation topographique. La plus grande acidité en haut de la pente pourrait être en partie causée par un plus grand lessivage des bases par les acides organiques (Cronan *et al.*

1978). Ces deux derniers paramètres n'ont pas été étudiés dans le cadre de la présente étude quoique l'on ait observé une eau de couleur jaunâtre en haut de la pente lors des échantillonnages signe d'une présence d'acide organique. Au bas de la pente, la présence d'un sol plus épais, ayant une texture plus fine et une pente plus faible expliquerait la tendance du pH à augmenter avec la LPA. Le pH plus élevé pourrait indiquer un bon pouvoir tampon et une bonne capacité d'échange cationique (CEC). Le pouvoir tampon et la CEC augmentent avec la quantité d'argile et de matière organique du sol comme on le trouve en bas de la pente (Bockheim 1984). On peut ainsi supposer que le flux de cations échangeables pourrait être plus élevé en bas de la pente par rapport au haut de la pente et à la mi-pente.

On s'attendait à de plus grandes différences significatives de pH entre les deux profondeurs à l'étude. Généralement, le pH des podzols augmente avec la profondeur (Foster et Morrison 1976; Driscoll *et al.* 1985; Shepard *et al.* 1990). Le peu de différences significatives entre les horizons d'une même LPA s'expliquerait par la proximité des lysimètres sous l'horizon Ae et ceux au milieu de l'horizon B.

Azote

Peu de différences significatives ont été observées lors de l'analyse de variance des moyennes de concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ entre les

LPA et les horizons à l'étude. Les variations de concentration en azote en solution s'explique difficilement, seule l'observation de plusieurs facteurs interagissant sur le cycle de l'azote en permet une meilleure compréhension. L'intensité des précipitations, les perturbations du sol, la présence de feuillus en bas de la pente, la demande par le biotope et le type de percolation seraient les facteurs ayant le plus de d'influence sur les variations de concentration en azote.

Les faibles variations de concentrations en ammonium et en nitrate, le long de la pente et entre les deux profondeurs à l'étude, indiquent que les concentrations n'augmentent pas dans l'eau de ruissellement hypodermique avec la LPA et avec la profondeur. En augmentant avec la LPA, le flux d'eau jouerait un rôle majeur comme véhicule de l'azote minéral. L'effet du drainage oblique sur la fertilité dépendrait donc davantage du flux d'eau que des variations de concentrations en azote minéral le long d'une pente.

Les moyennes des concentrations en NO_3^- sont de trois à dix fois inférieures à ce que l'on trouve dans la littérature pour des podzols en forêt feuillue non-perturbée par la coupe (Foster *et al.* 1989; Shepard *et al.* 1990). Des forêts de pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.) et de pin blanc (*Pinus strobus* L.) en climat tempéré ont des concentrations en solution jusqu'à trois fois inférieures aux concentrations à l'étude (Vitousek *et al.* 1979). La présence d'un certain pourcentage d'arbres feuillus sur le site expliquerait

pourquoi nos résultats se situent entre les concentrations de forêts feuillues et résineuses. La litière de forêts feuillues accélère le processus de minéralisation et de nitrification de l'azote (Vitousek *et al.* 1979).

Coats *et al.* (1976) imputent les variations de concentrations en NO_3^- à l'intérieur d'une station aux différents types de percolations se produisant dans le sol surtout à cause de la grande variabilité dans la structure du sol (macropore, horizon imperméable). La proximité des deux profondeurs à l'étude (20 cm) n'a peut-être pas permis de voir des différences significatives de concentration.

L'absence de relation entre le pH et NO_3^- s'expliquerait par les pH de l'eau situés entre 4 et 5,6. En effet, Boutin et Robitaille (1989) n'ont pas noté des baisses de nitrification pour la gamme de pH de notre étude, lors d'une simulation de précipitations acides dans des colonnes verticales de podzol. La plupart des études rapportées par Bockheim (1984), sur l'impact des pluies acides sur les sols, démontrent qu'il faut un pH de précipitation incidente situé entre 2,0 et 3,3 pour observer une diminution de la minéralisation et de la nitrification de l'azote dans le sol. Le pH n'aurait qu'un effet indirect sur la nitrification dans le sol (Fyles et McGill 1987).

Plusieurs études sur les podzols révèlent que la concentration en NO_3^- tend à diminuer presque à zéro à la mi-saison ou à la fin de saison de croissance (Krause 1982; Foster *et al.* 1989; Shepard *et al.* 1990). Cette

tendance serait plus prononcée pour l'horizon B que pour les horizons supérieurs (Shepard *et al.* 1990). Une plus forte concentration en NO_3^- en solution en début de saison, s'explique par la minéralisation et la nitrification de l'azote, quand la demande par le biotope est faible (Likens *et al.* 1977; Vitousek 1977; Shepard *et al.* 1990). Dans le cadre de la présente étude, il semblerait que les quantités de précipitations et leurs concentrations en nitrate et ammonium auraient davantage influencé les variations de concentrations trouvées dans les lysimètres (voir résultats p.35).

Les deux stations météorologiques, gérées par le Ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ) et situées à proximité de notre étude ont permis de comparer nos données de concentrations en azote dans l'eau du sol avec leurs données de concentrations dans l'eau de précipitations (Grimard 1984; Grimard 1985; Jacques et Grimard 1987; Jacques et Boulet 1988; Boulet et Jacques 1989; Jacques et Boulet 1990). Les concentrations en nitrate des précipitations incidentes oscillent entre 80 et 178 $\mu\text{g/l}$ avec une moyenne de 129 $\mu\text{g/l}$, ce qui est légèrement supérieur à ce qu'on retrouve comme concentration dans nos lysimètres. Les concentrations en ammonium dans les précipitations sont supérieures à ce qu'on retrouve dans le sol, oscillant entre 207 et 745 $\mu\text{g/l}$.

Nous avons observé que la concentration en nitrate diminuait lorsque la quantité de précipitation augmentait pour l'eau recueillie dans

les lysimètres surtout en haut de la pente. Le haut de la pente serait plus dépendant des précipitations pour son apport en nitrate que le bas de la pente où l'apport en eau par le drainage oblique est plus constant durant la saison de croissance. Une tendance similaire est observée pour les données météorologiques du MENVIQ, ainsi lorsque les précipitations sont fortes les concentrations en nitrate de cette eau de pluie diminuent (appendice G). Les précipitations influencent le lessivage de certains éléments nutritifs en forêt avec ou sans fertilisation (Vitousek *et al.* 1979; Camiré et Bernier 1981). Les périodes de sécheresse, de forte humidité et la percolation dans les horizons supérieurs affectent les processus de minéralisation de l'azote (Krause 1982; Foster *et al.* 1989). Runge (1983) explique que l'intensité de la minéralisation de l'azote est directement proportionnelle à la disponibilité en eau dans le sol. Par contre, une trop grande humidité réduirait l'aération et la minéralisation, alors qu'une alternance de périodes sèches et humides favoriserait une accélération de la décomposition de la matière organique et de la minéralisation de l'azote. Ce phénomène est par contre difficilement quantifiable (Federer 1983). À l'exception des aulnaies, l'azote est souvent déficient dans les sols forestiers, ainsi les apports atmosphériques sont rapidement immobilisés dans l'écosystème (Johnson *et al.* 1985).

La même relation que pour le nitrate se produit pour l'ammonium dans l'eau de précipitations mais de façon moins marquée, soit une diminution de la concentration en ammonium lorsque les précipitations

augmentent (appendice G). Par contre, cette dernière relation est inversée par rapport à ce que l'on observe dans l'eau du sol à certaines LPA (voir résultats p.35). En effet, la concentration en ammonium augmentait légèrement en fonction de l'augmentation des précipitations. L'ammonium étant davantage immobilisable et sollicité par le biotope, il faudrait donc de fortes précipitations pour observer une légère augmentation de la concentration dans l'eau de ruissellement.

CONCLUSION

Les faibles variations de concentrations en ammonium et en nitrate, le long de la pente et entre les deux profondeurs à l'étude, indiquent que les concentrations n'augmentent pas dans l'eau de ruissellement hypodermique avec la LPA et avec la profondeur. En augmentant avec la LPA, le flux d'eau jouerait un rôle majeur comme véhicule de l'azote minéral. L'effet du drainage oblique dépendrait donc davantage du flux d'eau que des variations de concentrations en azote minéral le long d'une pente. D'ailleurs les flux d'azote minéral total, de NO_3^- et de NH_4^+ présentent des variations similaires au flux saisonnier pour un même niveau de LPA à cause du peu de variations de concentration le long de la pente. Le flux de NH_4^+ dominerait la forme d'azote minéral assimilable par la plante le long de la pente avec un pourcentage entre 60 et 80% et il augmenterait linéairement avec la longueur de pente si on enlevait les valeurs des stations situées après la rupture dans la pente. La concentration en NO_3^- diminuait avec l'augmentation des quantités de précipitation alors que l'inverse se produisait pour les concentrations en NH_4^+ en haut de la pente. Cette relation indique une plus forte dépendance de l'apport en eau de pluie en haut de la pente, versus la mi-pente et le bas de la pente, où le ruissellement hypodermique (drainage oblique) est plus constant. Le pH présente des variations significatives entre les LPA mais il n'a pas

d'impacts significatifs sur les concentrations en nitrate et en ammonium en solution.

Malgré la tendance générale observée en fonction de la longueur de pente arrière, les caractéristiques pédologiques (texture, sol mince, macropore, horizon induré, pierrosité) et microtopographiques (situation sur le bassin, rupture dans la pente) d'un site influenceraient grandement le drainage oblique. Pour un petit bassin versant, l'installation de plusieurs stations est nécessaire, à une même longueur de pente arrière, afin de trouver un indice intéressant de drainage oblique. La longueur de pente arrière constitue un bon indice de drainage oblique seulement si la topographie ne présente aucune rupture et que l'on puisse suivre le cheminement et l'intensité du ruissellement hypodermique avec suffisamment de précision.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON, M. G. et T. P. Burt. 1978. The role of topography in controlling throughflow generation. *Earth Surface Processes*. 3: 331-344.
- ANDERSON, M. G. et T. P. Burt. 1990. Subsurface runoff in Process studies in hillslope hydrology. John Wiley & Sons. Anderson, M. G. et Burt T. P éd. John Wiley & Sons. pp 365-400.
- BATES, D. M., D. M. Belisle, J. M. Cameron, B. H. Evans, L. J. Jones, R. K. Pierpoint, G. Van Den Broek. 1985. Field guide of describing soils. Ontario Institute of pedology, University of Guelph, 3ème éd.. 40 p.
- BEASLEY, R.S. 1976. Contribution of subsurface runoff from the upper slopes of forested watersheds to channel flow. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 40: 955-957.
- BERGERON, Y., A. Bouchard, P. Gangloff et C. Camiré. 1983. La classification écologique des milieux forestiers de la partie ouest des cantons d'Hébécourt et de Roquemaure, Abitibi. Québec, Études écologiques no. 9. Laboratoire d'écologie forestière. Université Laval, Québec. 169 p.
- BERGERON, J. F., J. P. Saucier, A. Robitaille et D. Robert. 1992. Québec forest ecological classification program. *The Forestry Chronicle*. 68 (1): 53-63.
- BINKLEY, D. 1986. Forest nutrition management. John Wiley and Sons, New-York. 290 p.
- BOCKHEIM, J. G. 1984. Acidic deposition effects on forest soils and site quality. in Breece, I et S. Harsbrouck (eds). Forest responses to acidic deposition. University of Maine Press, Orono, Maine. pp. 19-35.

- BOULET, G. et G. Jacques. 1989. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1987. Dir. de la météorologie. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 90 p.
- BOUTIN, R. et G. Robitaille 1989. Effet de l'acidification *in vitro* d'un podzol sur la chimie des percolats et des horizons. Rapport d'information LAU-X-91, Forêts Canada. Québec. 54 p.
- BRISSON, M. C. 1992. Productivité du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) selon un gradient topographique, Québec. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en science de l'environnement. Université du Québec à Montréal. 162 p.
- BURT, T. P. et D. P. Butcher. 1985. Topographic controls of soil moisture distributions. *Journal of Soil Science*. 36: 469-486.
- BURT, T. P., D. P. Butcher, N. Coles et A. D. Thomas. 1983. The natural history of Slapton Wood catchment. *Field studies*. 5: 731-752.
- CAMIRÉ, C. et B. Bernier. 1981. Fertilisation azotée en forêt de pin gris (*Pinus banksiana*) I. Cheminement des engrais dans le sol. *Can. J. For. Res.* 11: 413-421.
- CARMEAN, W. H. 1975. Forest site quality evaluation in the United States. *Adv. Agron.* 27: 209-269.
- CHORLEY, R. J. 1989. The hillslope hydrological cycle in Hillslope hydrology, edited by M. J. Kirkby. John Wiley & Sons, ed. pp 1-32.
- CHROSCIEWICZ, Z. 1963. The effects of site on jack pine growth in Northern Ontario. Forest research branch. Department of forestry, Canada. 28 p.
- COATS, R. N., R. L. Leonard et C. R. Goldman. 1976. Nitrogen uptake and release in a forested watershed, Lake Tahoe basin, California. *Ecology*. 57: 995-1004.
- Commission Canadienne de Pédologie. 1987. Le système canadien de classification des sols (2^e éd.) Publ. 1646F. Agric Canada. Ottawa. 170 p.

- CRONAN, C. S., R. C. Reynolds et G. E. Lang. 1978. Forest floor leaching: contributions from mineral, organic, and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests. *Science*. 200: 309-311.
- DANSEREAU, P. N. et Y. Bergeron. Fire history in the Southern boreal forest of Northwestern Québec. *Can. J. For. Res.* (Sous-presse).
- DRISCOLL, C. T., N. van Breeman et J. Mulder. 1985. Aluminum chemistry in a forested spodosol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 437-444.
- DUCHAUFOR, P. 1965. Précis de pédologie. 2ème éd. Masson & Cie, éd. Paris. 438 p.
- DUCRUC, J. P. et V. Gerardin. 1988. Essai sur la caractérisation et l'évaluation du drainage naturel des sols: cas de l'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique. Québec. 105 p.
- FEDERER, C. A. 1983. Nitrogen mineralisation and nitrification: depth variation in four New England forest soils. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 47: 1008-1014.
- FOSTER, N. W. et I. K. Morrison. 1976. Distributing and cycling of nutrients in a natural *Pinus banksiana* ecosystem. *Ecology*. 57: 110-120.
- FOSTER, N. W., J. A. Nicolson et P. W. Hazlett. 1989. Temporal variation in nitrate and nutrient cations in drainage waters from a deciduous forest. *J. Env. Qual.* 18: 238-245.
- FYLES, J. W. et W. B. McGill. 1987. Nitrogen mineralisation in forest soil profiles from central Alberta. *Can. J. For. Res.* 17: 242-249.
- GAUDREAU, L. 1979. La végétation et les sols des collines Tanginan, Abitibi-Ouest, Québec. Études écologiques no. 1. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval. Québec. 391 p.
- GRIMARD, Y. 1984. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1981 - 1982 - 1983. Service de la qualité des eaux. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 163 p.

- GRIMARD, Y. 1985. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1984. Dir. Générale des Ressources hydriques, Dir. des relevés aquatiques. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 99 p.
- HAINES, B. L., J. B. Waide et R. L. Todd. 1982. Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters: report of discrepancies. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 658-660.
- HILLEL, D. 1988. L'eau et le sol, principes et processus physiques. 2ème éd. Academia. Louvain-la-Neuve, France. 288 p.
- HILLEL, D. et G. M. Hornberger. 1979. Physical model of the hydrology of sloping heterogeneous fields. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 43: 434-439.
- JACQUES, G. et Y. Grimard. 1987. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1985. Dir. Générale du milieu atmosphérique, Dir. de la météorologie. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 73 p.
- JACQUES, G. et G. Boulet. 1988. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1986. Dir. Générale du milieu atmosphérique, Dir. de la météorologie. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 77 p.
- JACQUES, G. et G. Boulet. 1990. Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec. Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitation, 1988. Dir. des réseaux atmosphériques. Ministère de l'Environnement du Québec. Sainte-Foy. 93 p.
- JAMESON, J. S. 1963. Relation of jack pine height-growth to site in the mixewood forest section of Saskatchewan in Forest-soil relationship in North America. C. T. Youngberg ed. Oregon State University. Corvallis, Oregon. pp. 299-316.
- JOHNSON, D. W., D. W. Cole, J. M. Kelly, J. W. Webb, D. D. Richter et H. Van Miegroet. 1985. Effects of acid rain on forest nutrient status. ORNL/TM-9729. Oak ridge National Laboratory, Tennessee. 45 p.

- KIRKBY, M. J. 1988. Hillslope runoff processes and models. *Journal of hydrology*. 100: 315-339.
- KIRKBY, M. J. 1989. Hillslope hydrology. John Wiley & Sons, ed. 389 p.
- KRAUSE, H. H. 1982. Nitrate formation and movement after clear-cutting of a monitored watershed in central New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.* 12: 922-930.
- LIKENS, G. E., F. H. Bormann, R. S. Pierce, J. S. Eaton et N. M. Johnson. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer Verlag, New York.
- MÉRIAUX, S. 1979. Le sol et l'eau. in Constituants et propriétés du sol. Bonneau, M et B. Souchier, éd. Masson, Paris. pp. 266-312.
- MOSLEY, M. P. 1982. Subsurface flow velocities through selected forest soils South Island, New Zealand. *J. Hydrol.* 55: 65-92.
- NAGPAL, N. K. 1982. Comparison among and evaluation of ceramic porous cup soil water samplers for nutrient transport studies. *Can. J. Soil Sci.* 62: 685-694.
- O'LOUGHLIN, E. M. 1986. Prediction of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. *Water Resources Research*. 22(5): 794-804.
- PAWLICK, S. et H. F. Arneman. 1961. Some forest soil characteristics and their relationship to jack pine growth. *Forest Science*. 7(2): 160-173.
- ROBERGE, J. et A. P. Plamondon. 1987. Snowmelt runoff pathways in a boreal forest hillslope, the role of pipe throughflow. *Journal of hydrology*. 95: 39-54.
- ROBERTS, B. A. 1986. The importance of soil drainage and soil seepage factors in assessing forest site capacity in central Newfoundland in Forest site classification methods. Proceedings of the workshop of the IUFRO working party on site classification and evaluation (S1.02.06). Fredericton, New Brunswick. pp. 89-100.

- RUNGE, M. 1983. Physiology and ecology of nitrogen nutrition. *in* encyclopedia of plant physiology. Ed. O. L. Lange, P. S. Nobel, C. B. Osmond et H. Ziegler. Vol. 12c. Physiological plant ecology. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. pp. 163-200.
- SAS. 1985. SAS User's Guide: Statistics, Version 6 Edition, Cary, NC.
- SCHMIDT, M. G. et Carmean, W. H. 1988. Jack pine site quality in relation to soil and topography in North Central Ontario. *Can. J. For. Res.* 18: 297-305.
- SHAFFER, K. A., D. D. Fritton et D. E. Baker. 1979. Drainage water sampling in a wet, dual pore soil system. *J. Environ. Qual.* 8 (2) 241-246.
- SHEPARD, J. P., M. J. Mitchell, T. J. Scott et C. T. Driscoll. 1990. Soil solution chemistry of an Adirondack spodosol: lysimeters and N dynamics. *Can. J. For. Res.* 20: 818-824.
- STROO, H. F. et M. Alexander. 1986. Available nitrogen and nitrogen cycling in forest soils exposed to simulated rain. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 50: 110-114.
- VITOUSEK, P. M. 1977. The regulation of element concentrations in mountain stream in the Northeastern United States. *Ecological Monographs.* 47: 65-87.
- VITOUSEK, P. M., J. R. Gosz, C. C. Grier, J. M. Melillo, W. A. Reiniers et R. L. Tood. 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystem. *Science* 204: 469-474.

CHAPITRE 2

INFLUENCE DU DRAINAGE OBLIQUE SUR LA PRODUCTIVITÉ FORESTIÈRE DU PIN GRIS



INTRODUCTION

La détermination de la productivité d'une essence forestière pour un site spécifique fait partie des préoccupations courantes de l'aménagiste forestier. L'analyse de tige, basée sur l'âge et la hauteur d'arbres dominants et co-dominants, est la méthode directe la plus reconnue pour l'évaluation des indices de la qualité de la station (IQS). L'IQS d'une essence forestière est un bon indice de la capacité d'une station à produire de la matière ligneuse (Carmean 1975).

Les premières évaluations de l'IQS des peuplements de pin gris en relation avec les caractéristiques du sol et du site, datent des années 60'. La productivité diminuerait de part et d'autre de la classe de drainage trois, qui serait optimale pour la croissance du pin gris (Chrosciewicz 1963; Jameson 1963). Pawluck et Arneman (1961) ont remarqué des relations positives entre les concentrations en éléments nutritifs du sol et l'IQS pour certains horizons de sol mais pas de relation entre le pH et l'IQS. Plus récemment, Schmidt et Carmean (1988) ont observé des relations significatives négatives entre l'IQS du pin gris et la profondeur des horizons limitant la croissance des racines sur différents dépôts géomorphologiques. Selon ces derniers, la pierrosité et le pourcentage d'argile des tills minces et épais affectaient négativement l'IQS du pin gris. L'IQS du pin gris diminuerait avec l'augmentation de pH des horizons BC des dépôts glacio-lacustres (Schmidt et Carmean 1988). Dans une étude

réalisée sur le même gradient topographique que celui étudié ici, Brisson (1992) a démontré l'importance de la longueur de la pente arrière, la profondeur du solum et autres variables édaphiques (pH, épaisseur de l'horizon B et de l'organique) sur l'indice de la qualité de la station du pin gris.

La documentation ne mentionne cependant aucune étude *in situ* qui mette en relation des données quantitatives du drainage oblique avec la productivité forestière. Duchaufour (1965) fut un des premiers pédologues à utiliser le terme drainage oblique en discutant de l'évacuation de l'eau de gravité sous l'influence de la pente. Ducruc et Gerardin (1988) définissent le drainage oblique comme étant la circulation interne de l'eau le long d'une pente et s'exprimant surtout par l'enrichissement en éléments nutritifs de cette eau, au fur et à mesure de sa descente sur la pente, favorisant ainsi le développement de peuplements floristiques plus productifs dans le milieu et le bas de la pente. La croissance en hauteur des arbres peut augmenter de 2 à 5 m et le volume du peuplement forestier de 20 à 40% sur les sites où l'on trouve du drainage oblique (Roberts 1986)

À l'aide de paramètres tels que le pH et le flux d'eau et d'azote, cette étude tentera de déterminer si le drainage oblique a une valeur de prédiction de l'IQS du pin gris le long d'un gradient topographique.

MATÉRIELS ET MÉTHODE

Mesure du drainage oblique

Le dispositif expérimental a été installé systématiquement sur cinq niveaux de longueur de pente arrière (LPA), chacun espacé d'environ 65 m soit à 70, 130, 200, 265 et 330 m de LPA. Nous avons installé deux stations aux deux premiers niveaux de LPA, puis trois stations au trois derniers niveaux de LPA (la coulée étant plus large) afin d'évaluer les variations spatiales à un niveau de LPA.

Quatre lysimètres par station ont été installés pour un total de 52 lysimètres sans tension sur le transect. Malgré certaines limites liées à l'utilisation de lysimètres sur le plan de la précision de l'évaluation de la vitesse d'infiltration et des concentrations en éléments nutritifs, le lysimètre demeure un outil adéquat pour étudier les tendances générales par la comparaison entre les sites (Haines *et al.* 1982; Binkley 1986). Nous avons utilisé des lysimètres sans tension puisqu'ils échantillonnent efficacement le flux dans les sols saturés en eau où le drainage oblique est plus abondant, alors que le lysimètre à tension évalue plus précisément le flux en milieu non-saturé (Shaffer *et al.* 1979; Haines *et al.* 1982). Le ruissellement hypodermique (flux d'eau), en milieu saturé en eau, domine l'hydrogramme d'un bassin versant pour le type de sol de notre étude (Anderson et Burt 1978).

Nous avons installé deux lysimètres sous l'horizon A et deux au milieu de l'horizon B. Nous avons choisi ces profondeurs car, bien que les racines du pin gris s'étendent jusqu'à un mètre de profondeur, la majorité du système racinaire se trouve au-dessus de 45 cm de profondeur (Foster et Morrison 1976). Les lysimètres situés aux mêmes profondeurs serviront à déterminer s'il y a des variations dans les données pour une même station. L'orifice grillagé du lysimètre est posé sur la surface de l'horizon de sol non-perturbé, fraîchement creusé en amont du trou. Ainsi, nous croyons diminuer l'impact de l'installation des lysimètres sur l'augmentation du lessivage en nitrate observée dans certaines études (Nagpal 1982; Shepard *et al.* 1990)

Lors du remplissage, nous avons reconstitué les horizons respectifs en commençant par le C et en finissant par les couches organiques. Lors de l'installation des lysimètres, nous avons noté les caractéristiques pédologiques et hydrologiques du sol à l'aide du guide de terrain de Bates *et al.* (1985).

Avec une pompe électrique portative Master Flex, un chronomètre et un cylindre gradué, nous avons mesuré la quantité d'eau qui entre dans le lysimètre pendant un laps de temps donné. Connaissant la surface de la fente de chaque lysimètre, nous avons calculé le flux d'eau par unité de surface et de temps, soit le débit du drainage oblique ou flux.

Un échantillon d'eau était conservé pour y évaluer le pH à l'aide d'un pH mètre à électrodes combinées. Nous avons utilisé un auto-analyseur Alpkem (RFA 300) pour évaluer les concentrations d'azote sous forme de nitrate et d'ammonium.

L'intensité de l'échantillonnage variait selon les épisodes pluviaux et la présence ou non d'eau dans les lysimètres. Ainsi, durant une semaine particulièrement pluvieuse, nous avons évalué le débit (flux) trois fois par jour. Un échantillon d'eau, par lysimètre, par jour, était alors retenu pour fin d'analyse chimique. On n'échantillonnait qu'aux deux ou trois jours, pour les périodes sans précipitation, alors que les lysimètres étaient à sec.

Mesure des indices de la qualité de la station

Les indices de la qualité de la station (IQS) du pin gris proviennent d'une étude précédente effectuée sur ce même gradient topographique (Brisson 1992). L'indice de la qualité de la station a été déterminée par la méthode d'analyse de tige (Carmean 1975; Zarnovican 1985). Cet indice représente la hauteur moyenne d'un peuplement à un âge référentiel, correspondant le plus près possible au temps de révolution qui serait de 50 ans pour le pin gris. Trois arbres dominants ou codominants, bien formés et sans blessure, ont été choisis furent sectionnés à la base (10 cm), à 0,75 m, à 1,3 m et à tous les mètres subséquents jusqu'à un diamètre avec écorce d'au moins 2 cm. L'âge de chaque disque récolté a été déterminé par

le dénombrement des cernes. Le logiciel de l'analyse de tiges calculait la hauteur à chaque quinquennale, obtenue par interpolation linéaire (Zarnovican, Ouellet et Gendron 1988). Cette interpolation des courbes de croissance a été par la suite utilisée pour déterminer l'indice de la qualité de la station (IQS). L'IQS, ainsi calculé, représente l'âge à la souche et non l'âge à hauteur de poitrine (Carmean 1975).

Une courbe de régression polynomiale de l'IQS moyen en fonction de la longueur de la pente permet l'interpolation des valeurs d'IQS qui correspondent aux stations de la présente étude ($p < 0,01$, $R^2 = 0,94$). L'IQS moyen correspond à la hauteur moyenne des trois pins analysés.

Analyses statistiques

Les moyennes de pH, de flux saisonnier, de concentration en azote assimilable (nitrate et ammonium) et de flux d'azote ont été calculées par LPA et par horizon. L'influence des longueurs de pente et des horizons ont été testées à l'aide d'analyses de variance. Nous avons utilisé des régressions linéaires simples pour évaluer l'effet des différents paramètres du drainage oblique sur les IQS du pin gris. Tous les calculs ont été effectués à l'aide du progiciel SAS (1985).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

pH

Malgré une tendance, aucune relation linéaire significative n'a été observée entre la moyenne saisonnière de pH et l'indice de la qualité de la station (IQS) pour l'horizon Ae ($p=0,50$, $R^2=0,16$), pour l'horizon B ($p=0,28$, $R^2=0,36$) ou pour la moyenne des horizons Ae et B ($p=0,40$, $R^2=0,24$) (figure 13).

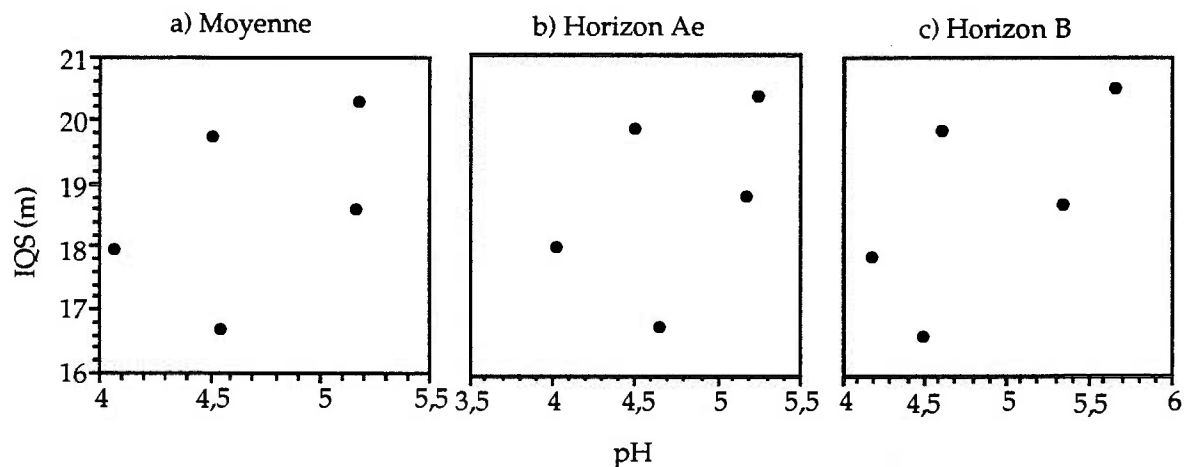


Figure 13: Indice de la qualité de la station en fonction du pH:

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

En général, le pin gris aurait une bonne croissance lorsque le pH du sol varie entre 4,5 et 6,5 (Fowells 1965). Plusieurs études similaires n'ont pas révélé de relations entre le pH dans le sol et l'IQS du pin gris sur différents dépôts (Pawluck et Arneman 1961; Hamilton et Krause 1985).

Selon une étude sur les pluies acides, seul un pH de précipitation incidente inférieur à 3,3 affecterait la minéralisation de l'azote dans le sol (Bockheim 1984). Le pH n'aurait qu'un effet indirect sur le cycle de l'azote dans le sol ajoutent Fyles et McGill (1987). Une étude, portant sur des semis de pin gris, a révélé que les variations de pH de sols humics n'affectaient pas l'absorption en ammonium ou en nitrate des semis (Lavoie *et al.* 1992). Une étude récente *in situ* révélait une relation significative entre l'IQS du pin gris et le pH des horizons B et C d'un dépôt glacio-lacustre (Schmidt et Carmean 1988). Sur notre aire d'étude, Brisson (1992) a observé que le pH de l'horizon B était la variable chimique du sol qui expliquait le plus les variations d'IQS. L'absence de relations significatives pourrait être liée au fait qu'il s'agit du pH de l'eau, plus variable, donc un nombre plus élevé d'échantillons serait souhaitable.

Flux d'eau

Aucune relation linéaire significative n'a été observée entre la moyenne de flux d'eau saisonnier et l'indice de la qualité de la station (IQS) pour l'horizon Ae ($p=0,26$, $R^2=0,39$), pour l'horizon B ($p=0,07$, $R^2=0,71$) ou pour la moyenne des horizons Ae et B ($p=0,11$, $R^2=0,64$) (figure 14). On note quand même une tendance curviligne à l'augmentation de l'IQS en fonction du flux saisonnier surtout pour l'horizon B.

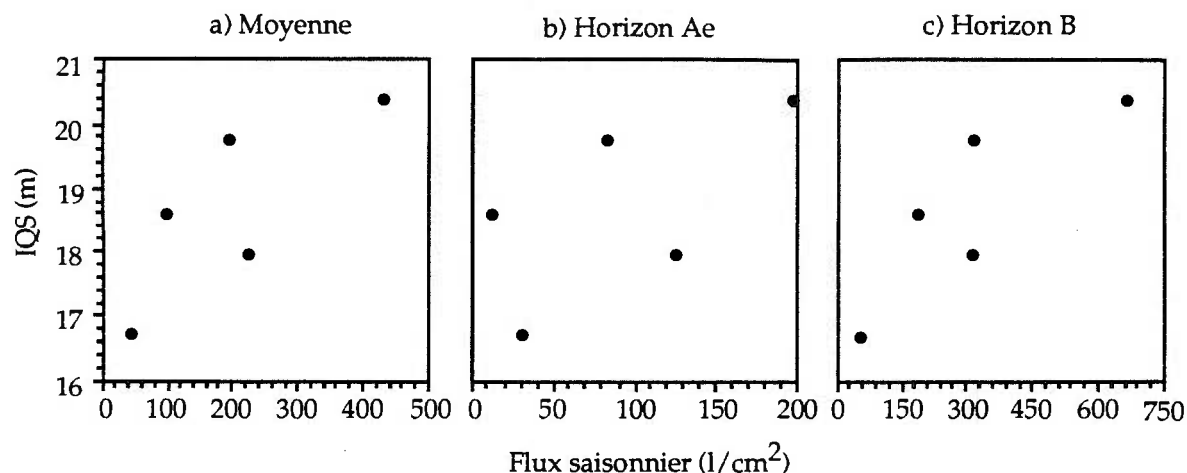


Figure 14: Indice de la qualité de la station
en fonction du flux saisonnier

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

Un examen de la documentation ne révèle aucune étude utilisant les données de flux provenant de lysimètres qui sont comparées à des valeurs d'IQS. Par contre, plusieurs études ont établi des liens entre des variables de régime hydrique et l'IQS du pin gris. Jameson (1963) a trouvé les meilleurs IQS de pin gris sur les sites où la nappe phréatique se trouve près de la surface, alors que les sites peu productifs se trouvent sur sol sec, où l'alimentation en eau dépend seulement des précipitations et de la fonte des neiges.

La productivité diminuerait de part et d'autre de la classe de drainage trois, qui serait optimale pour la croissance du pin gris (Chrosiewicz 1963). Dans le cadre de notre étude, les sites les plus productifs se situaient aussi sur des sols à drainage trois, en bas de pente.

La productivité diminue en remontant la pente où le drainage devient plus rapide et où les périodes sécheresses estivales affectent la croissance des arbres (Roberts 1986). Brisson (1992) a observé des corrélations positive entre le drainage et l'IQS du pin gris. Cependant, la relation de l'IQS avec le drainage pourrait ne pas signifier une relation directe avec la disponibilité en eau, mais être causée par la corrélation du drainage avec la texture et l'épaisseur des dépôts (Brisson 1992).

Pawluck et Arneman (1961) ont trouvé une relation curviligne entre la capacité de rétention en eau de podzols et l'IQS du pin gris. Cette relation curviligne est analogue à notre courbe pour l'horizon B. L'essai de plusieurs régressions avec des transformations de la variable flux saisonnier n'a pas permis d'établir de relation significative entre le flux saisonnier et l'IQS (ex. transformation logarithmique, $p=0,053$, $R^2=0,87$) (figure 14c). Il serait intéressant d'augmenter le nombre d'échantillons pour vérifier si cette relation existe vraiment.

Concentration en nitrate et en ammonium

Aucune relation linéaire significative n'a été observée entre les moyennes des concentrations en nitrate (NO_3^-) et l'indice de la qualité de la station (IQS) pour l'horizon Ae ($p=0,78$, $R^2=0,03$), pour l'horizon B ($p=0,75$, $R^2=0,04$) ou pour la moyenne des horizons Ae et B ($p=0,5$, $R^2=0,16$) (figure 15). De même qu'avec les concentrations en nitrate, aucune

relation linéaire significative n'a été observée entre les moyennes des concentrations en ammonium (NH_4^+) et l'indice de la qualité de la station (IQS) pour l'horizon Ae ($p=0,9$, $R^2=0,01$), pour l'horizon B ($p=0,77$, $R^2=0,03$) ou pour la moyenne des horizons Ae et B ($p=0,97$, $R^2=0$) (figure 16). Les concentrations en nitrate et en ammonium dans l'eau ne sont donc pas de bons indicateurs de productivité forestière pour le pin gris dans notre étude. Certains auteurs ont pourtant observé des relations positives (linéaire ou logarithmique) entre les concentrations en azote dans le sol et les IQS du pin gris (Pawluck et Arneman 1961; Wilde *et al.* 1964; Hamilton et Krause 1985) alors que Brisson (1992) n'a pas observé de relation entre la concentration en nitrate dans le sol et l'IQS du pin gris. Les concentrations en azote minéral dans l'eau et dans le sol ne semblent donc pas affecter directement la productivité du pin gris.

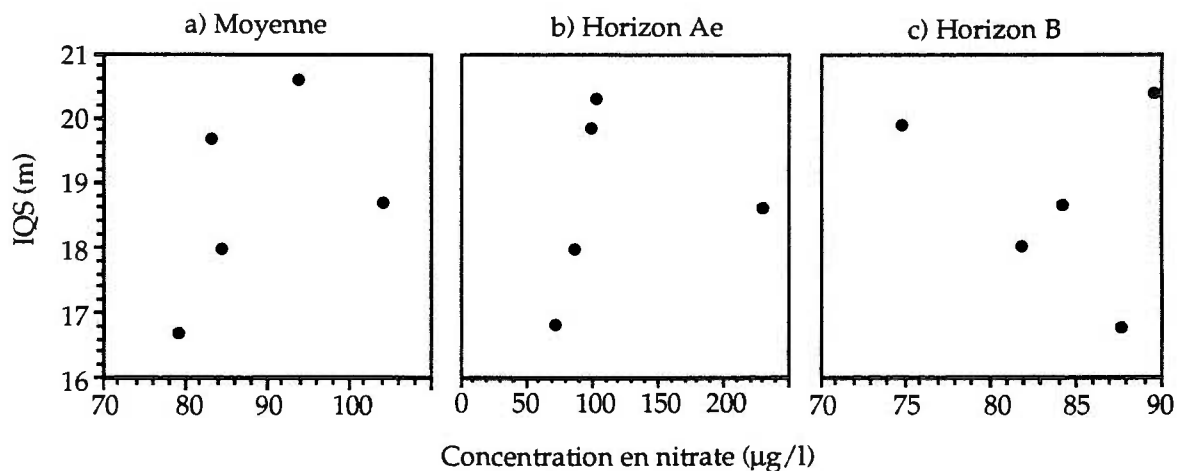


Figure 15: Indice de la qualité de la station en fonction de la concentration en nitrate:

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

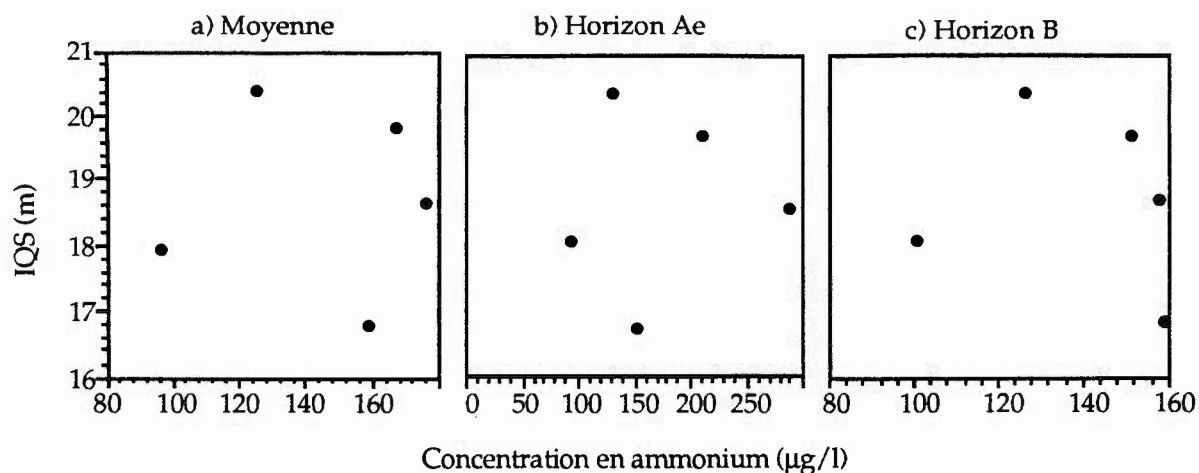


Figure 16: Indice de la qualité de la station
 en fonction de la concentration en ammonium:
 a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

Flux d'azote

Le produit du flux d'eau et de la concentration en azote minéral donne le flux d'azote. Nous avons calculé les moyennes des flux d'azote saisonniers par longueur de pente, afin de connaître la quantité d'azote minéral en mg véhiculé le long de la pente au cours de la saison de croissance par unité de surface verticale (cm^2). Ces données seront plus pertinentes dans le cadre d'une étude sur le drainage oblique. Il s'agit de déterminer si le flux d'azote est lié plus étroitement au pouvoir de prédiction de l'IQS du pin gris que simplement les données de concentrations en azote dans l'eau du sol.

La somme des flux de nitrate et des flux d'ammonium par LPA et par horizon donne un bon indice du flux d'azote saisonnier ayant circulé dans le profil de sol. Les moyennes de flux d'azote par LPA ($p=0,06$, $R^2=0,74$) et pour l'horizon Ae ($p=0,27$, $R^2=0,38$) ne sont pas en relations linéaires significatives avec les IQS (figure 17a et 17b). Cependant, le flux d'azote circulant au milieu de l'horizon B est relié significativement, positivement et linéairement avec l'IQS ($p=0,03$, $R^2=0,85$) (figure 17c).

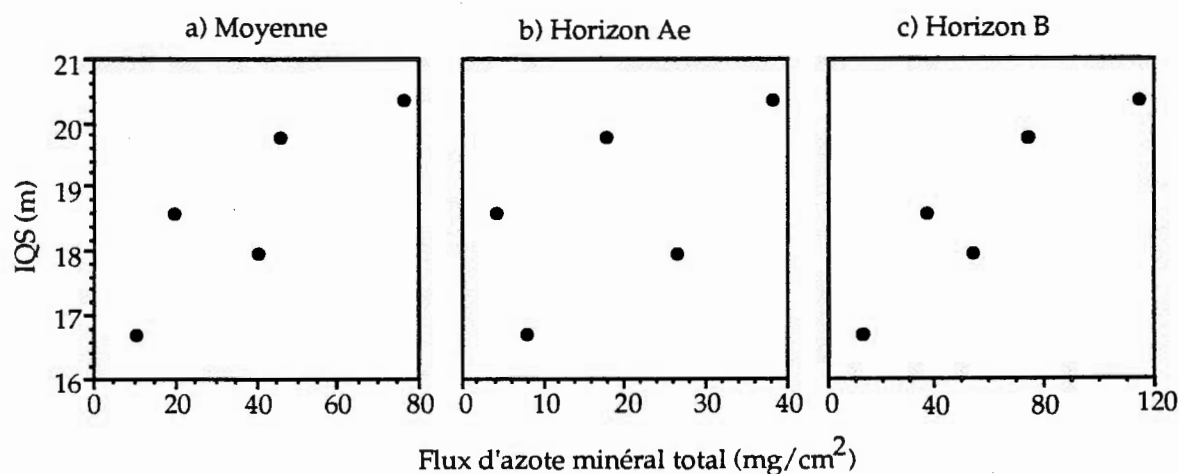


Figure 17: Indice de la qualité de la station en fonction du flux d'azote minéral total:

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

Nous n'observons pas de relation linéaire significative entre le flux de nitrate (NO_3^-) et l'IQS par LPA ($p=0,16$, $R^2=0,54$) ainsi qu'aux horizons Ae ($p=0,41$, $R^2=0,23$) et B ($p=0,1$, $R^2=0,64$) (figure 18). Le flux de NO_3^- ne semble pas être un bon indicateur de productivité forestière lorsqu'il est pris isolément.

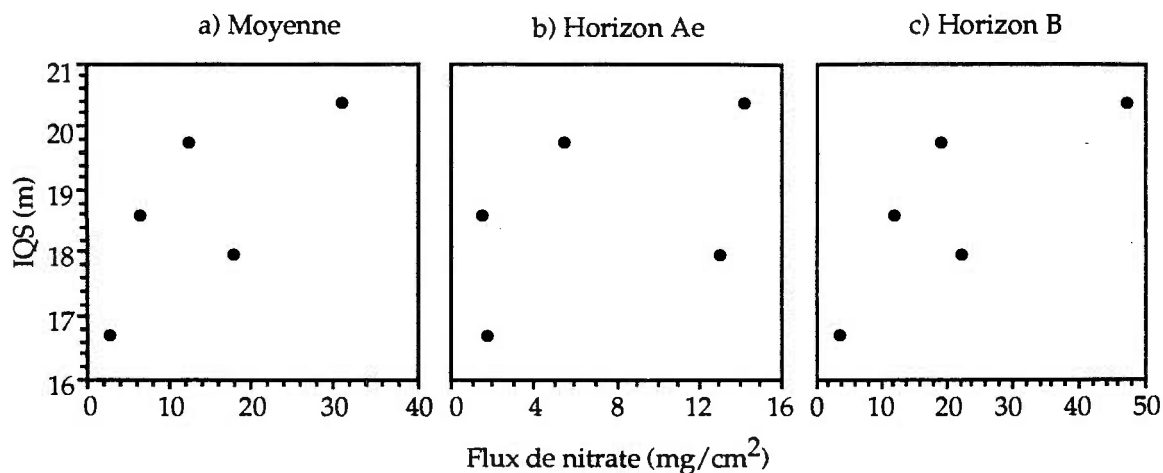


Figure 18: Indice de la qualité de la station en fonction du flux de nitrate:

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

Il existe une relation linéaire positive entre l'IQS et la moyenne de flux d'ammonium (NH_4^+) des cinq LPA ($p=0,03$, $R^2=0,82$) et du flux de NH_4^+ circulant dans l'horizon B ($p=0,01$, $R^2=0,92$). Le flux de NH_4^+ passant sous l'horizon Ae ne serait pas en relation linéaire avec l'IQS ($p=0,21$, $R^2=0,46$) (figure 19).

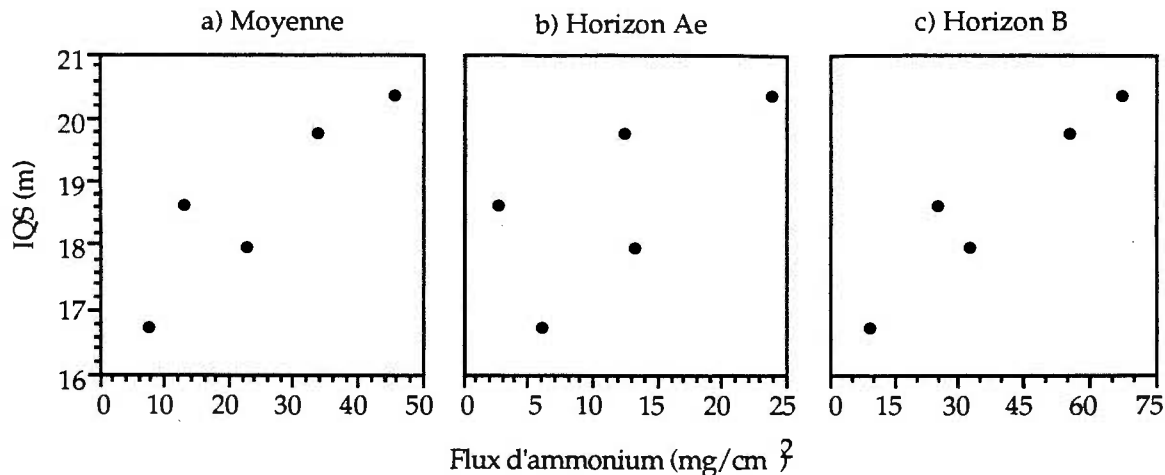


Figure 19: Indice de la qualité de la station en fonction du flux d'ammonium:

a) par LPA; b) sous l'horizon Ae; c) dans l'horizon B.

Il est possible que les relations linéaires significatives dans l'horizon B soit dues à un apport plus constant et plus volumineux en eau (drainage latéral) par rapport à l'horizon Ae où le drainage vertical domine. Ceci expliquerait aussi la présence de la majeure partie de la masse racinaire du pin gris à cette profondeur (Foster et Morrison 1976).

Le flux de NH_4^+ est donc un bon indicateur de productivité forestière. Plus l'apport en azote minérale par le flux d'eau est élevé, plus l'IQS du pin gris augmente. Le drainage oblique agit donc comme un fertilisant azoté. Il est connu que le pin gris réagit très positivement à la fertilisation en azote en stimulant entre autre, l'absorption de Mg, Ca, K et P et en prolongeant la saison de croissance active (Weetman et Algar 1974; Morrow et Timmer 1981; Morrison et Foster 1989). Un équilibre entre

NO_3^- et NH_4^+ favorise une bonne nutrition des semis du pin sylvestre bien qu'il semble préférer l'ammonium (Nelson et Selby 1974; Boxman et Roelofs 1988). Plusieurs conifères utilisent plus efficacement le NH_4^+ que le NO_3^- pour leur nutrition azotée (Van den Driessche 1971; Nelson et Selby 1974; Ingestad 1979; Runge 1983). Le mélange de NO_3^- et NH_4^+ est plus efficace pour la croissance et la productivité de plusieurs conifères (Van den Driessche 1971; Nelson et Selby 1974). Le pin gris, comme plusieurs autres conifères en forêt boréale, utiliserait l'ammonium comme première forme d'azote (Berg 1986; Brand *et al.* 1986). Une étude récente, portant sur des semis de pin gris, démontre que les semis nourris avec de l'ammonium avaient une meilleure croissance par rapport aux semis nourris avec du nitrate (Lavoie *et al.* 1992). Cette même étude révèle que les racines de pin gris auraient de la difficulté à absorber l'azote sous forme de nitrate. Cette difficulté d'assimilation du nitrate par les racines expliquerait la relation clairement positive entre le flux d'ammonium et la productivité du pin gris dans la présente étude.

CONCLUSION

Malgré des tendances, le pH, la concentration en NO_3^- et en NH_4^+ ne présentent pas de relations linéaires significatives avec l'IQS du pin gris. L'étendue de valeur de ces paramètres n'était peut-être pas assez grande pour observer des relations avec l'IQS.

Malgré l'absence de relation significative, la courbe des valeurs de flux saisonnier en fonction de l'IQS du pin ressemble à la relation curviligne de la capacité de rétention en eau avec l'IQS du pin gris de Pawluck et Arneman (1961). Un plus grand échantillonnage permettrait peut-être de mettre en relation le flux saisonnier avec l'IQS du pin gris.

Le flux de nitrate n'est pas en relation avec l'IQS du pin gris. Le flux d'azote minéral total et de NH_4^+ dans l'horizon B est en relation avec l'IQS du pin gris. Cette relation s'explique peut-être par une plus grande facilité du pin gris à absorber l'ammonium ou un mélange de NH_4^+ et de NO_3^- dans sa nutrition azotée, comme il est souvent observé pour les essences résineuses de la forêt boréale. Ces relations linéaires significatives dans l'horizon B sont probablement dues à un apport plus constant et plus volumineux en eau (drainage latéral) par rapport à l'horizon Ae où le drainage vertical domine. Ceci expliquerait aussi la présence de la majeure partie de la masse racinaire du pin gris à cette profondeur (Foster et Morrison 1976).

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON, M. G. et T. P. Burt. 1978. The role of topography in controlling throughflow generation. *Earth Surface Processes*. 3: 331-344.
- BATES, D. M., D. M. Belisle, J. M. Cameron, B. H. Evans, L. J. Jones, R. K. Pierpoint et G. Van Den Broek. 1985. Field guide of describing soils. Ontario Institute of pedology, University of Guelph, 3ème éd. 40 p.
- BERG, B. 1986. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils, a mini-review. *scand. J. For. Res.* 1: 359-369.
- BINKLEY, D. 1986. Forest nutrition management. John Wiley and Sons, New York. 290 p.
- BOCKHEIM, J. G. 1984. Acidic deposition effects on forest soils and site quality. in Breece, L et S. Harsbrouck (eds). Forest responses to acidic deposition. University of Maine Press, Orono, Maine. pp 19-35.
- BOXMAN, A. W. et J. G. M. Roelofs. 1988. Some effects of nitrate versus ammonium nutrition on the nutrient fluxes in *Pinus sylvestris* seedlings. Effects of mycorrhizal infection. *Can. J. Bot.* 66: 1091-1097.
- BRAND, D. G., P. Kehoe et M. Connors. 1986. Coniferous afforestation leads to soil acidification in central Ontario. *Can. J. For. Res.* 16:1389-1391.
- BRISSON, M. C. 1992. Productivité du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) selon un gradient topographique, Québec. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en science de l'environnement. Université du Québec à Montréal. 162 p.
- CARMEAN, W. H. 1975. Forest site quality evaluation in the United States. *Adv. Agron.* 27: 209-269.

- CHROSCIEWICZ, Z. 1963. The effects of site on jack pine growth in Northern Ontario. Forest research branch. Department of forestry, Canada. 28 p.
- DUCHAUFOR, P. 1965. Précis de pédologie. 2ème éd. Masson & Cie, éd. Paris. 438 p.
- DUCRUC, J. P. et V. Gerardin. 1988. Essai sur la caractérisation et l'évaluation du drainage naturel des sols: cas de l'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique. Québec. 105 p.
- FOSTER, N. W. et I. K. Morrison. 1976. Distributing and cycling of nutrients in a natural *Pinus banksiana* ecosystem. *Ecology*. 57: 110-120.
- FOWELLS, H. A. 1965. Silvics of forest trees species of the United States. USDA handbook No. 271. 762 p.
- FOSTER, N. W. et I. K. Morrison. 1976. Distributing and cycling of nutrients in a natural *Pinus banksiana* ecosystem. *Ecology*. 57: 110-120.
- FYLES, J. W. et W. B. McGill. 1987. Nitrogen mineralisation in forest soil profiles from central Alberta. *Can. J. For. Res.* 17: 242-249.
- HAINES, B. L., J. B. Waide et R. L. Todd. 1982. Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters: report of discrepancies. *Soil Sci. Soc Am. J.* 46: 658-660.
- HAMILTON, W. N. et H. H. Krause. 1985. Relationship between jack pine growth and site variables in New Brunswick plantations. *Can. J. For. Res.* 15: 922-926.
- INGESTAD, T. 1979. Mineral nutrient requirements of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Physiol. Plant.* 45: 373-380.
- JAMESON, J. S. 1963. Relation of jack pine height-growth to site in the mixewood forest section of Saskatchewan in Forest-soil relationship in North America. C. T. Youngberg ed. Oregon State University. Corvallis, Oregon. pp. 299-316.

- LAVOIE, N, L. P. Vézina et H. A. Margolis. 1992. Absorption and assimilation of nitrate and ammonium ions by jack pine seedlings. *Tree physiology*. 11: 171-183.
- MORRISON, I. K. et N. W. Foster. 1989. On fertilizing semimature jack pine stands in the boreal forest of central Canada in S. P. Gessel, D. S. Lacate, G. F. Weetman et R. F. Powers (éd.). Sustained productivity of forest soils. Proc. 7th North Am. For. Soils conf. Univ. B. C. Fac. For. Publ. Vancouver. pp. 416-431.
- MORROW, L. D. et V. R. Timmer. 1981. Intraseasonal growth and nutrient composition of jack pine needles following fertilization. *Can. J. For. Res.* 11: 696-702.
- NAGPAL, N. K. 1982. Comparison among and evaluation of ceramic porous cup soil water samplers for nutrient transport studies. *Can. J. Soil Sci.* 62: 685-694.
- NELSON, L. E. et R. Selby. 1974. The effect of nitrogen sources and iron levels on the growth and composition of sitka spruce and scots pine. *Plant and Soil*. 41: 573-588.
- PAWLUCK, S. et H. F. Arnemen. 1961. Some forest soil characteristics and their relationship to jack pine growth. *Forest Science*. 7(2): 160-173.
- ROBERTS, B. A. 1986. The importance of soil drainage and soil seepage factors in assessing forest site capacity in central Newfoundland in Forest site classification methods. Proceedings of the workshop of the IUFRO working party on site classification and evaluation (S1.02.06). Fredericton, New Brunswick. pp. 89-100.
- RUNGE, M. 1983. Physiology and ecology of nitrogen nutrition. in encyclopedia of plant physiology. O. L. Lange, P. S. Nobel, C. B. Osmond et H. Ziegler éd. Vol. 12c. Physiological plant ecology. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. pp. 163-200.
- SAS. 1985. SAS User's Guide: Statistics, Version 6 Edition, Cary, NC.
- SCHMIDT, M. G. et W. H. Carmean 1988. Jack pine site quality in relation to soil and topography in North Central Ontario. *Can. J. For. Res.* 18: 297-305.

- SHAFFER, K. A., D. D. Fritton et D. E. Baker. 1979. Drainage water sampling in a wet, dual pore soil system. *J. Environ. Qual.* 8 (2): 241-246.
- SHEPARD, J. P., M. J. Mitchell, T. J. Scott et C. T. Driscoll. 1990. Soil solution chemistry of an Adirondack spodosol: lysimeters and N dynamics. *Can. J. For. Res.* 20: 818-824.
- VAN DEN DRIESCHE, R. 1971. Response of conifer seedlings to nitrate and ammonium sources of nitrogen. *Plant and soil.* 34: 421-439.
- WEETMAN, G.F. et D. Algar. 1974. Jack pine nitrogen fertilization and nutrition studies: three year results. *Can. J. For. Res.* 4: 381-398.
- WILDE, S. A., J. G. Iyer, CH. Tanzer, W. L. Trautman et K. G. Watterston. 1964. Growth of jack pine (*Pinus banksiana*, Lamb.) plantations in relation to fertility of non-phreatic sandy soils. *Soil Sc.* 98: 162-169.
- ZARNOVICAN, R. 1085. L'analyse de tige: une méthode à redécouvrir. *Naturaliste Canadien.* 112: 253-260.
- ZARNOVICAN, R, D. Ouellet et S. Gendron. 1988. Saisie informatisée de la croissance radiale. Rapport d'information LAU-X-80. Forêt Canada, région du Québec. 14 p.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude a permis d'examiner le rôle du drainage oblique sur la productivité du pin gris par la prise de données hydrologiques et de flux d'azote minérale (valeurs directes de drainage oblique) et de leurs variations en fonction de critères topographiques et pédologiques. Les faibles variations de concentrations en ammonium et en nitrate, le long de la pente et entre les deux profondeurs à l'étude, indiquent que les concentrations n'augmentent pas dans l'eau de ruissellement hypodermique avec la LPA et avec la profondeur. En augmentant avec la LPA, le flux d'eau jouerait donc un rôle majeur comme véhicule de l'azote minéral. Le drainage oblique dépendrait donc davantage du flux d'eau que des variations de concentrations en azote minéral le long d'une pente. La longueur de la pente arrière demeure donc un critère valable dans l'évaluation du drainage oblique. Mais à elle seule, la LPA n'est pas suffisante pour évaluer le flux d'eau, car ce dernier varie fortement selon les caractéristiques microtopographiques (situation sur la pente, cassure de la pente) et pédologiques (texture, épaisseur du solum, horizon induré, pierrosité). L'évaluation du drainage oblique sur le terrain devrait donc se baser sur l'observation de l'ensemble de ces critères.

On pourrait nuancer la définition de Ducruc et Gerardin (1988) du le drainage oblique en le redéfinissant comme **l'augmentation du volume d'eau vers le bas de la pente véhiculant ainsi une plus grande quantité**

d'éléments nutritifs et s'exprimant par une plus grande productivité des peuplements floristiques dans le milieu et le bas de la pente.

On a observé peu de relations significatives entre les variables liées au drainage oblique et l'indice de qualité de la station du pin gris. Par contre, le pH présente une tendance à l'augmentation en fonction de l'IQS. Brisson (1992) a observé pour le même secteur et sur un plus gros échantillonnage une corrélation significative entre le pH du sol et l'IQS du pin gris. Le flux d'eau présente aussi une tendance curviligne avec l'IQS pour l'horizon B telle qu'observée par Pawluck et Arneman (1961). Le flux de nitrate présente pour l'horizon B une tendance similaire au flux d'eau avec l'IQS. Le flux d'azote minéral total et d'ammonium présente des relations significatives avec l'IQS du pin gris. Comme plusieurs autres conifères de la forêt boréale, le pin gris utiliserait davantage l'ammonium comme première forme d'azote.

Il serait intéressant d'effectuer le même type d'expérience sur un plus grand bassin versant avec davantage de données de productivité forestière. On pourrait ainsi quantifier plus précisément l'effet de la longueur de pente arrière et des versants du bassin sur les différentes variables hydrologiques, pédologiques et sur la productivité forestière. Certaines variables pédologiques seraient intéressantes à ajouter telles que la CEC et autres éléments nutritifs majeurs. Au niveau géologique, la perméabilité du socle rocheux et la présence de fracture doit aussi être bien

observées. La précision sur l'évaluation de la vitesse du flux d'eau pourrait être améliorée quoique l'effet de cette variable sur la productivité des essences forestières pourrait être étudié dans un cadre *in vitro*.

APPENDICE A

Numérotation des lysimètres selon leur position.

LPA (m)	Station 1		Station 2		Station 3	
Horizon A	Lysimètre 1	Lysimètre 2	Lysimètre 1	Lysimètre 2	Lysimètre 1	Lysimètre 2
70 (1)	111A	112A	121A	122A	-----	-----
130 (2)	211A	212A	221A	222A	-----	-----
200 (3)	311A	312A	321A	322A	331A	332A
265 (4)	411A	412A	421A	422A	431A	432A
330 (5)	511A	512A	521A	522A	531A	532A
Horizon B	Lysimètre 1	Lysimètre 2	Lysimètre 1	Lysimètre 2	Lysimètre 1	Lysimètre 2
70	111B	112B	121B	122B	-----	-----
130	211B	212B	221B	222B	-----	-----
200	311B	312B	321B	322B	331B	332B
265	411B	412B	421B	422B	431B	432B
330	511B	512B	521B	522B	531B	532B

APPENDICE B

Variations du pH par lysimètre

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111A	1	4,8	0	4,8	4,8
112A	1	5,0	0	5,0	5,0
121A	3	4,5	0,23	4,4	4,6
122A	1	4,7	0	4,7	4,7
211A	7	3,8	0,86	3,4	4,4
212A	8	4,0	0,47	3,7	4,3
221A	3	4,2	0,32	4,4	4,1
222A	2	4,3	0,16	4,3	4,4
311A	5	4,3	0,54	4,1	4,7
312A	5	4,3	0,43	4,2	4,6
321A	3	4,6	0,65	4,6	4,7
322A	1	4,6	0	4,6	4,6
331A	2	4,7	0,16	4,7	4,7
332A	3	4,6	0,65	4,4	4,9
411A	4	5,0	0,51	4,8	5,5
412A	4	5,0	0,50	4,8	5,5
421A	7	4,8	0,88	4,4	6,0
422A	5	4,9	0,38	4,7	5,2
431A	23	5,4	0,75	4,9	6,3
432A	20	5,2	1,15	4,5	6,0
511A	0	----	----	----	----
512A	0	----	----	----	----
521A	3	5,0	0,88	4,7	5,6
522A	3	5,3	0,72	5,0	5,6
531A	0	----	----	----	----
532A	0	----	----	----	----

APPENDICE B (SUITE)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111B	3	4,5	0,65	4,3	4,8
112B	3	4,6	0,43	4,4	4,7
121B	4	4,3	1,32	3,8	5,0
122B	4	4,5	0,57	4,3	4,8
211B	13	4,1	0,44	3,7	4,3
212B	14	4,0	0,76	3,5	4,4
221B	9	4,1	0,72	3,7	4,4
222B	8	4,2	0,47	3,9	4,7
311B	15	4,4	0,69	4,0	4,9
312B	11	4,6	0,57	4,2	5,0
321B	8	4,4	0,67	4,1	4,9
322B	7	4,5	0,50	4,3	4,9
331B	5	4,8	0,67	4,6	6,0
332B	7	4,8	0,47	4,5	5,1
411B	22	5,0	0,69	4,5	5,5
412B	10	5,0	0,67	4,8	5,5
421B	20	5,2	0,56	4,8	5,8
422B	21	5,2	0,54	4,9	5,8
431B	23	5,8	0,76	5,3	6,5
432B	25	5,4	0,87	4,8	6,2
511B	5	5,5	1,08	5,0	6,0
512B	1	5,6	0	5,6	5,6
521B	13	5,2	0,60	4,9	5,7
522B	10	5,2	0,58	4,9	5,8
531B	3	5,3	0,58	5,1	5,6
532B	12	5,4	0,53	5,1	6,2

APPENDICE C

Variations du NO_3^- par lysimètre ($\mu\text{g/l}$)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111A	1	56	----	56	56
112A	2	44	8	38	50
121A	2	51	29	30	71
122A	3	78	56	43	143
211A	6	101	43	59	154
212A	7	104	69	5	179
221A	3	40	25	12	58
222A	3	54	38	30	98
311A	4	59	40	17	102
312A	4	72	41	15	115
321A	1	536	----	536	536
322A	0	----	----	----	----
331A	2	32	23	16	49
332A	2	41	27	21	60
411A	2	105	98	36	174
412A	2	92	76	38	145
421A	5	109	45	72	178
422A	4	151	121	52	306
431A	16	86	57	1	197
432A	16	87	7	4	240
511A	0	----	----	----	----
512A	0	----	----	----	----
521A	1	78	----	78	78
522A	2	340	320	114	566
531A	1	129	----	129	129
532A	0	----	----	----	----

APPENDICE C (SUITE)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111B	2	54	31	32	77
112B	3	95	79	36	184
121B	3	82	59	37	148
122B	4	103	60	50	177
211B	7	96	60	39	186
212B	11	91	67	1	243
221B	6	62	54	1	155
222B	5	62	50	13	118
311B	12	67	69	1	256
312B	8	53	26	10	88
321B	5	63	40	16	96
322B	6	77	42	20	135
331B	4	136	34	86	161
332B	3	90	39	64	135
411B	15	81	51	9	170
412B	14	86	56	18	254
421B	12	83	64	1	199
422B	18	85	55	11	181
431B	14	111	75	23	275
432B	17	90	58	6	181
511B	3	208	135	130	363
512B	1	122	----	122	122
521B	9	52	43	1	146
522B	8	104	64	48	206
531B	2	39	30	18	60
532B	10	65	40	7	135

APPENDICE D

Variations du NH_4^+ par lysimètre ($\mu\text{g/l}$)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111A	1	126	----	126	126
112A	2	51	29	31	72
121A	2	275	309	56	493
122A	3	143	33	120	180
211A	6	56	28	8	90
212A	7	109	87	31	276
221A	3	118	84	58	213
222A	3	67	50	37	125
311A	4	114	43	65	156
312A	4	102	15	82	116
321A	1	244	----	244	244
322A	0	----	----	----	----
331A	2	304	108	228	380
332A	2	442	419	146	738
411A	2	88	19	75	102
412A	2	120	56	81	159
421A	5	109	56	48	195
422A	4	213	128	111	400
431A	16	97	96	0	398
432A	16	127	130	23	572
511A	0	----	----	----	----
512A	0	----	----	----	----
521A	1	188	----	188	188
522A	2	266	72	216	317
531A	1	399	----	399	399
532A	0	----	----	----	----

APPENDICE D (SUITE)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111B	2	148	135	52	243
112B	3	147	88	76	246
121B	3	147	93	75	252
122B	4	180	104	80	317
211B	7	126	75	35	223
212B	11	96	45	15	169
221B	6	117	63	43	187
222B	5	40	36	15	104
311B	12	146	77	18	277
312B	8	171	200	50	623
321B	5	129	43	55	161
322B	6	114	92	46	293
331B	4	194	168	48	432
332B	3	137	137	55	295
411B	15	192	184	8	651
412B	14	99	114	1	339
421B	12	154	146	14	492
422B	18	118	95	16	279
431B	14	76	56	11	223
432B	17	101	101	4	421
511B	3	298	219	95	530
512B	1	28	----	28	28
521B	9	139	130	0	403
522B	8	155	161	5	515
531B	2	133	82	75	191
532B	10	142	154	45	558

APPENDICE E

Variations du phosphore total par lysimètre ($\mu\text{g/l}$)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111A	1	4,03		4,03	4,03
112A	1	19,82		19,82	19,82
121A	1	8,61	----	8,60	8,61
122A	2	5,09	3,62	2,53	7,65
211A	3	32,63	11,62	24,01	45,85
212A	4	21,34	9,81	11,40	34,02
221A	2	14,73	18,49	1,66	27,80
222A	1	8,39	----	8,39	8,39
311A	2	15,99	12,84	6,91	25,07
312A	2	22,36	14,62	12,02	32,69
321A	2	32,32	7,71	26,87	37,77
322A	1	14,65	----	14,65	14,65
331A	1	29,31	----	29,31	29,31
332A	1	7,20	----	7,20	7,20
411A	2	22,78	5,01	19,24	26,32
412A	2	21,23	11,05	13,42	29,04
421A	4	17,19	14,86	3,62	34,61
421A	4	29,56	26,21	3,13	57,52
431A	11	19,74	13,65	2,44	38,54
432A	11	22,04	16,73	2,70	51,59
511A	0	----	----	----	----
512A	0	----	----	----	----
521A	1	9,51	----	9,51	9,51
522A	2	26,40	32,41	3,48	49,32
531A	1	10,33	----	10,33	10,33
532A	0	----	----	----	----

APPENDICE E (suite)

Numéro de lysimètre	N	Moyenne	Écart-type	Min.	Max.
111B	2	14,24	11,66	5,99	22,48
112B	1	22,55	----	22,55	22,55
121B	2	22,52	13,37	13,06	31,97
122B	3	15,85	7,68	9,54	24,40
211B	5	31,68	31,47	4,37	86,00
212B	8	22,99	25,48	1,57	74,02
221B	4	25,89	12,78	8,93	38,60
222B	2	7,68	8,93	1,37	14,00
311B	7	32,18	14,62	13,06	57,38
312B	6	20,55	9,65	3,85	30,32
321B	2	16,22	0,06	16,18	16,27
322B	3	10,99	7,20	5,00	18,98
331B	2	135,32	139,24	36,86	233,78
332B	2	21,63	6,39	17,11	26,15
411B	13	29,84	15,59	2,24	55,72
412B	10	27,38	20,97	1,52	64,84
421B	9	23,80	14,41	3,88	52,96
422B	10	26,39	13,71	8,56	57,79
431B	12	16,96	11,91	2,67	42,48
432B	12	24,95	24,67	1,37	91,40
511B	3	11,19	11,45	3,59	24,36
512B	0	----	----	----	----
521B	5	11,76	11,40	2,99	25,93
522B	6	26,59	16,44	8,07	51,81
531B	1	12,74	----	12,74	12,74
532B	7	32,42	25,03	2,61	79,82

APPENDICE F

Flux saisonnier, flux de nitrate, flux d'ammonium et d'azote minéral par lysimètre.

Numéro de lysimètre	Flux saisonnier (l/cm ²)	Flux de nitrate (mg/cm ²)	Flux d'ammonium (mg/cm ²)	Flux d'azote minéral total (mg/cm ²)
111A	0,14	0,006	0,016	0,022
112A	0,03	0,001	0,001	0,002
121A	23,59	1,686	11,628	13,314
122A	78,55	3,822	10,172	13,993
211A	233,65	24,948	10,832	35,780
212A	206,34	23,473	33,039	56,512
221A	23,00	1,317	4,479	5,796
222A	20,14	0,616	2,508	3,124
311A	223,84	10,642	24,752	35,394
312A	189,96	16,816	23,282	40,098
321A	3,17	0,595	0,271	0,867
322A	4,70	0	0	0
331A	18,26	0,888	6,940	7,828
332A	20,96	1,253	15,471	16,724
411A	23,15	0,276	0,784	1,060
412A	32,88	0,500	1,804	2,304
421A	48,30	5,516	4,907	10,423
421A	57,45	3,296	9,921	13,217
431A	467,95	43,881	52,272	96,154
432A	521,69	29,815	69,781	99,596
511A	0	0	0	0
511A	0	0	0	0
512A	0	0	0	0
521A	7,10	1,055	2,548	3,603
522A	27,69	5,376	8,285	13,660
531A	10,67	1,379	4,257	5,636
532A	0	0	0	0

APPENDICE F (SUITE)

Numéro de lysimètre	Flux saisonnier (l/cm ²)	Flux de nitrate (mg/cm ²)	Flux d'ammonium (mg/cm ²)	Flux d'azote minéral total (mg/cm ²)
111B	19,40	1,314	3,993	5,307
112B	17,25	0,660	4,056	4,716
121B	59,29	4,746	8,611	13,358
122B	40,84	2,528	12,799	15,327
211B	372,71	30,716	47,785	78,501
212B	332,60	26,444	30,607	57,052
221B	246,46	12,286	32,010	44,296
222B	234,71	14,740	10,613	25,352
311B	529,75	32,394	82,021	114,415
312B	651,27	35,484	147,359	182,843
321B	172,64	9,256	20,923	30,178
322B	156,83	8,740	25,310	34,050
331B	118,86	17,599	29,154	46,753
332B	98,47	4,437	15,149	19,586
411B	382,99	16,672	60,493	77,165
412B	599,40	37,341	59,760	97,101
421B	371,43	22,594	61,196	83,790
422B	562,44	27,496	41,722	69,218
431B	1108,95	104,987	72,913	177,900
432B	823,19	68,231	95,674	163,905
511B	16,56	2,153	7,610	9,763
512B	0,03	0,006	0,001	0,008
521B	370,26	15,368	52,188	67,556
522B	336,79	30,182	39,393	69,575
531B	58,94	1,159	3,670	4,829
532B	229,80	14,943	36,227	51,170

APPENDICE G

Précipitations mensuelles en relation avec les moyennes mensuelles des concentrations en nitrate et ammonium de deux stations météorologiques pour les mois de mai, juin et juillet et pour les années 1981, 1982, 1983, 1984, 1985, 1986, 1987 et 1988 (Grimard 1984; Grimard 1985; Jacques et Grimard 1987; Jacques et Boulet 1988; Boulet et Jacques 1989; Jacques et Boulet 1990).

