

**THE ENVIRONMENTAL RISKS
LINKED TO
DIFFERENT MANURE APPLICATION PERIODS**

**By
Jean Cantin, agronome**

**Department of Natural Resource Sciences
McGill University, Montreal
October, 2006**

**A thesis submitted to the
Office of Graduate and Post Doctoral Studies
in partial fulfillment of the requirements for the degree of
Master of Science**

© Jean Cantin, 2006



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-28471-1

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-28471-1

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

ABSTRACT

MSc Jean Cantin

Natural Resource Sciences

More intensive production of hogs and cattle in Quebec during the past decade has benefited local economies, but led to over-fertilization of agricultural soils and eutrophication of waterways. Provincial ministries responded to this issue by developing regulations to control manure applications. The objective of this thesis was to determine the environmental risk associated with applying farm manure in the late fall. Spreading manure in fall after harvesting corn was a common practice for many agricultural producers in Quebec, but this period is now viewed as very risky, having more negative environmental consequences than other manure application periods. This two-year study used common diagnostic tools to compare the fertilization efficiency of solid dairy farm manure (DFM) spread in early fall, late fall and spring on a heavy clay soil used for corn production. In the first year, when DFM was the only nutrient source, there was no difference in corn yield that could be attributed to the manure application period. In the second year, each DFM plot was split and six levels of inorganic fertilizer (from 55 to 240 kg N ha⁻¹) were applied ("Strip Split Plot") after planting. Corn tissue analysis (chlorophyll content, leaf N content at silking, cornstalk NO₃ concentration) indicated that more residual N was supplied from late fall manure application than other manure application periods. Monitoring of soil NO₃-N concentrations indicated that most of the NO₃-N migration through the soil profile occurred after the early fall manure application. Late fall manure application appears to be the

most efficient at supplying N for corn production, without deleterious environmental impacts, when DFM is applied to a heavy clay soil.

RÉSUMÉ

MSc Jean Cantin

Natural Resource Sciences

L'intensification des productions laitières et porcines au cours des dernières décennies a largement contribué à rehausser l'économie régionale du Québec, mais a également engendré la surfertilisation des sols et l'eutrophisation des cours d'eau. Devant ces impacts environnementaux, le Gouvernement provincial a mis en place des normes pour contrôler les épandages de fertilisants. L'objectif de cette étude était d'évaluer les impacts environnementaux associés aux épandages d'automne tardif. L'épandage de fumiers après la récolte du maïs-grain était fréquemment utilisé par les producteurs agricoles, mais cette fenêtre d'application des fumiers est présentement considérée comme une période critique ayant des conséquences environnementales plus élevées par rapport aux autres périodes d'épandage. Cette étude de deux ans vise l'utilisation d'outils diagnostics simples pour différencier l'efficacité fertilisante des fumiers de bovins laitiers (FBL) appliqués l'automne hâtif, l'automne tardif et au printemps sur une argile lourde en production de maïs. Au cours de la première année de production, avec pour seule fertilisation les FBL, aucune différence de rendements n'a pu être attribuée aux différentes dates d'épandage. Lors de la deuxième année, chaque parcelle de FBL a été subdivisée selon six doses d'azote (de 55 à 240 kg N ha⁻¹) appliquées en post-levée ("Strip Split Blocs"). Des analyses de tissus végétaux (chlorophylle-mètre, azote des feuilles et nitrates des tiges) indiquent un apport d'azote significativement plus élevé

favorable aux applications d'automne tardif. Des évaluations de $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol indiquent que leur migration en profondeur est plus importante suite aux applications d'automne hâtif. La période d'épandage ayant le moins d'impacts environnementaux pour cette ferme laitière sous gestion de fumier solide sur des argiles lourdes serait l'automne tardif.

PREFACE

This thesis is presented in a manuscript style, and is composed of two chapters preceded by a general introduction to the subject and followed by overall conclusions. Chapter one consists of a review of relevant literature, which establishes the context of the study and generates objectives to the thesis. The second chapter was written as a scientific manuscript, discussing the research undertaken for this thesis. The general conclusion summarizes the main results and presents future research considerations.

Chapter two was co-authored by candidate and his supervisor Dr. J.K. Whalen. The candidate was responsible for both conducting the research and preparing the manuscript. Assistance was given by Dr. Whalen through general guidance and editorial comments during preparation of the manuscript.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to extend my deepest gratitude to my supervisor Dr. Joann K. Whalen for providing me with amazing guidance, personal support, patience and understanding throughout my Master's degree program. Thanks are also extended to Dr. W. Hendershot for being on my advisory committee and for his helpful suggestions. More thanks goes to Claude Goyette my favourite dairy farm producer and his agrologist Michelle Breton for their great environmental consciousness, their expertise in best management practice in farm manure and their help day by day in field work.

I want also to thank the "Club Agroenvironnemental CONSER SOL VERT CHER" and its financial administrator Miss Louise Lamoureux for the financial support through the Canadian Federal program "Programme d'Atténuation des Gaz à Effet de Serre" (PAGES). Mr. Gilles Tremblay at the "Centre de Recherche sur les Grains (CÉROM) for his professional advice in experimental design and access to its lab facilities to process soil and leaf samples.

I do not want to forget to thank Dr. Anne Vanasse from Laval University who gave me great support and encouragement to face this project in the very first steps. Also thanks to Mr. Carl Bérubé and all the provincial committee who did not hesitate to make representations and convince the "Centre de Développement de l'Agriculture du Québec" (CDAQ), the provincial administrator for the federal program, to provide funds to support the necessary field costs.

My last thanks go to my employers Mr. Gérard Boutin and Mr. Hugues St-Pierre at the Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) for giving me the opportunity and the financial support to achieve this great adventure to improve my agronomic expertise in manure management by undertaking a Masters degree at McGill University.

And very warm thanks to my son Olivier and his mother Claudine for being the most supportive and understanding persons.

TABLE OF CONTENTS

	Page
ABSTRACT.....	II
RÉSUMÉ	IV
PREFACE	VI
ACKNOWLEDGEMENTS	VII
TABLE OF CONTENTS	IX
LIST OF TABLES.....	XII
LIST OF FIGURES	XIII
LIST OF ANNEXES	XV
INTRODUCTION	1
 CHAPTER ONE LITERATURE REVIEW	 3
The nitrogen cycle	4
N Mineralization	5
N Immobilization	6
C/N ratio.....	6
Nitrification.....	8
Ammonium fixation.....	9
Waterborne losses of N	11
Gaseous losses of N.....	13
Denitrification.....	14
Volatilization of NH ₃	15

Animal manures.	16
Organic N	17
Applying the right amount of nitrogen, in the right place at the right time.	19
The incorporation of animal manures	21
Manure application period and N losses	23
- Studies showing no difference in N losses due to manure application period.	27
- Studies showing a significant difference in N loss due to the manure application period	29
Environmental risks from manure spreading	30
Literature cited.	33

CHAPTER TWO

RÉSULTATS D'ESSAIS D'APPLICATION DE FUMIER DE BOVINS LAITIERS SELON TROIS PÉRIODES D'ÉPANDAGE DANS LA PRODUCTION DE MAÏS-GRAIN

Titre	50
Résumé.	51
Introduction.	52
Matériel et méthodes	56
Les analyses statistiques	61
Résultats et discussion.	62
Rendements.	62

Analyses des végétaux.	64
Le chlorophylle-mètre	64
Analyses foliaire au stade de la sortie des soies	65
Analyses des nitrates des tiges au stade de la maturité physiologique	65
Corrélation entre les différentes évaluation de l'azote des tissus.	66
Des méthodes d'évaluations de l'azote des végétaux reconnus	
par le milieu scientifique.	67
Les nitrates du sol sur trois profondeurs.	68
Les nitrates du sol sur 30 cm de profondeur.	69
L'azote total du sol	70
Conclusion.	72
Références.	75
GENERAL CONCLUSIONS	102

LIST OF TABLES

Table	Page
CHAPTER ONE	
1-1 Characteristics of different animal manures	46
1-2 Effect of the method of application of manure on N volatilization losses.	47
1-3 Environmental risks for animal manures spread on annual crops linked to different application periods	48
CHAPTER TWO	
2-1 Indices annuelles des prix des fertilisants chimiques agricoles.	82
2-2 Résultats d'analyses : a) du sol de surface, b) de la capacité d'échange cationique et de la texture du sol selon trois profondeurs c) du diamètre des particules de limon.	83
2-3 Caractérisation des fumiers de bovins laitiers, les dates d'épandage et les apports d'azote total (Brut) et valorisable (Net)	84
2-4 Coefficients de corrélation entre les rendements, la teneur relative de la chlorophylle, les nitrates des feuilles et les nitrates des tiges	85
2-5 Différences d'accumulation d'azote total dans le sol entre les traitements témoins « T00 » et saturés « N ».	86

LIST OF FIGURES

Figure	Page
CHAPTER ONE	
1-1 The N cycle	49
CHAPTER TWO	
2-1 Vue aérienne du site d'essais et de la disposition en « Blocs Complets Aléatoires » (blocs 1-2-3) des différentes périodes d'application des fumiers de bovins laitiers en 2004 et de la disposition des différentes doses d'application d'azote en 2005 selon un dispositif en « Strip Split Block » (blocs A-B-C).	87
2-2 Rendements en maïs-grain sec en 2004 pour différentes périodes d'application des fumiers de bovins laitiers.	88
2-3 Rendements en maïs-grain sec en 2005 pour les différentes périodes d'épandage et les différentes doses d'application d'azote minéral	89
2-4 Coefficients de variation des rendements en 2005 selon les différentes périodes d'application des fumiers de bovins laitiers et les différentes doses d'azote appliquées en post-levée du maïs.	90
2-5 Symptômes de carences d'azote dans les parcelles témoins au cours de la saison 2005.	91
2-6 Évaluation de la chlorophylle des feuilles de l'épi au début de la maturité physiologique de la culture de maïs, le 12 septembre 2005 ...	92

2-7	Évaluation du contenu en nitrate des feuilles opposées à l'épi au début de la pollinisation.	93
2-8	Évaluation du contenu en nitrate des tiges de maïs au stade de la maturité physiologique en 2005.	94
2-9	Évaluation du contenu en nitrate des tiges de maïs au stade de la maturité physiologique en 2004.	95
2-10	Corrélation significative à $P < 0,001$ entre les rendements et la lecture relative de la chlorophylle.	96
2-11	Évaluation des $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol selon trois niveaux de profondeur pour deux dates différentes.	97
2-12	Évaluation des $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol échantillonnés à cinq dates différentes sur une profondeur de 30 centimètres. Les résultats sont présentés selon les applications totales d'azote organique et minéral faites en 2004 et 2005. Chaque traitement et ses répétitions sont représentés par un point.	98
2-13	Moyennes mensuelles des précipitations (a) et des températures (b) pour toute la durée du projet, de l'automne 2003 à l'automne 2005.	99
2-14	Moyennes journalières des précipitations (a) et des températures (b) lors des épandages à l'automne 2003.	100
2-15	Moyennes journalières des précipitations (a) et des températures (b) lors des épandages au printemps 2004.	101

LIST OF ANNEXES

Annexe	Page
1- Analyses statistiques des rendements obtenus en 2004.	105
2- Analyses statistiques des rendements obtenus en 2005.	108
3- Analyses statistiques des lectures de chlorophylle en 2005	114
4- Analyses statistiques multivariées des niveaux de nitrate du sol mesurés le 7 octobre 2003 pour des profondeurs de 00-20, 20-40 et 40-60 cm	120

INTRODUCTION

In Québec, the legislation designed to promote environmental protection of waterways, particularly from pollutants emanating from agricultural operations is found in the Règlement sur les exploitations agricoles (REA 2004). Article 31 of the REA stipulates that it is prohibited to spread any animal manure in fields between October 1 and April 1, unless the manure is spread with the supervision of an agrologist. Animal manure is to be incorporated into the soil within two days of spreading on a bare soil, or within five days when spreading on a field with crop cover. Moreover, the total quantities spread in the field after October 1st should not exceed 35% of the manure produced by the farm over one year (Article 31, REA 2004).

Over 20 million tons of solid manure and 15 million tons of liquid manure, mostly pig manure, are spread annually on agricultural land in Québec (Couture *et al.* 1992). Since the Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) cannot formally oversee all manure spreading activities, their approach has been to trust agrologists to make recommendations on manure spreading practices that are consistent with the goals of the REA. Consequently, agrologists must develop recommendations for each farmer by taking account of the standards of practice generally recognized and supported by the scientific literature (OAQ 2006a). The environmental risk associated with manure spreading varies in each animal production sector, due to differences in the type and characteristics of various animal manures. In

addition, there is farm scale variation in the types of crops grown, the periods when a farmer has time to spread manure, and soil characteristics. Agrologists must consider all of these factors before making a recommendation, since the optimal situation would be to have high fertilizer value from manure with no negative environmental impacts. Ideally, the agrologist would have the information and tools to help producers apply the right amount of manure, in the right place and at the right time to minimize environmental risks and maximize economic returns.

This thesis was undertaken to evaluate the environmental risks associated with manure use. It begins with a literature review, which compiles and synthesizes information from the scientific literature about the impact of manure application on nitrogen availability for crop production and the potential environmental risks associated with nitrogen losses from manured soils. An on-farm field experiment was conducted to determine the optimal manure application period in a Québec corn production system. The results for this study were then interpreted statistically and compared with similar datasets in the literature. This work contributes to our better understanding of manure use, in the context of on-farm nutrient management planning and sustainable agriculture.

CHAPTER ONE

LITERATURE REVIEW

The nitrogen cycle

Many N sources are available for use in supplying N to crops. In addition to inorganic fertilizer N, organic N from animal manures, crop residues and other waste products, and from N₂ fixation by leguminous crops can supply sufficient N for optimum crop production. Understanding the behaviour of N in the soil is essential for maximizing agricultural productivity while reducing the impacts of N fertilization on the environment.

The ultimate source of the N used by plants is N₂ gas, which constitutes 78% of the earth's atmosphere. Unfortunately, most higher plants cannot metabolize N₂ directly into protein. N₂ must be converted first to plant available N by: 1- microorganisms that live symbiotically on the roots of legumes and certain nonleguminous plants, 2- free-living or nonsymbiotic soil microorganisms, 3- atmospheric electrical discharges forming N oxides, and 4- manufacture of synthetic N fertilizers (Fig. 1-1). The unlimited supply of atmospheric N₂ is in dynamic equilibrium with all fixed forms of N in soil, water, and living and nonliving organisms (Havlin *et al.* 1999). As N₂ is fixed by different processes, numerous microbial and chemical processes release N₂ to the atmosphere. The cycling of N in the soil-plant-atmosphere system involves many transformations of N between inorganic and organic forms. Except for industrial and combustion fixation, all of these N transformations occur naturally; however, humans influence many of these N processes through soil and crop management activities (Havlin *et al.* 1999).

Plants normally contain 1 to 5% N by weight and absorb N as both $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$. In moist, warm, well-aerated soils, $\text{NO}_3\text{-N}$ generally occurs in higher concentrations than $\text{NH}_4\text{-N}$. Both ions move to plant roots by mass flow and diffusion. An adequate supply of N is associated with high photosynthetic activity, vigorous vegetative growth, and a dark green colour in plant foliage. The quantities of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ available to plants depend largely on the amounts applied as N fertilizers and mineralized from organic N in soil. The amount of plant available N released from the organic N pool depends on many factors affecting N mineralization, immobilization, and losses of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ from the soil.

N Mineralization

Mineralization of organic N involves two reactions, *aminization* and *ammonification*, which occur through the activity of heterotrophic microorganisms. Heterotrophs require organic C compounds for energy and function optimally under aerobic soil conditions. Mineralization increases with a rise in temperature and is enhanced by adequate, although not excessive, soil moisture and a good supply of O_2 . Decomposition may also proceed under waterlogged conditions, although at a slower rate. Plants cannot assimilate most of the compounds containing nutrients that are formed under anaerobic conditions, and many of them are toxic or prejudicial to the plants or harmful to the atmosphere (Burton and Turner 2003). Carbon is converted to methane,

organic acids and alcohols while nitrates are converted to the gases nitrous oxide (N_2O) and/or molecular nitrogen (N_2). The proportions of aerobic and anaerobic microbial activity are regulated by soil moisture content. Maximum aerobic activity and N mineralisation occur between 50 and 70% water-filled pore space and optimum soil temperature ranges between 25 and 35 °C (Havlin *et al.* 1999).

N Immobilization

N immobilization is the conversion of inorganic N to organic N and is basically the reverse of N mineralization. If decomposing organic matter contains low N relative to C, the microorganisms will immobilize $\text{NH}_4\text{-N}$ or $\text{NO}_3\text{-N}$ from the soil solution. The microbes need N in a C:N ratio of about 8:1 (Havlin *et al.* 1999); therefore, inorganic N in the soil is utilized by the rapidly growing population. N immobilization during crop residue decomposition can reduce $\text{NH}_4\text{-N}$ or $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in the soil to very low levels. Soil microorganisms compete very effectively with plants for $\text{NH}_4\text{-N}$ or $\text{NO}_3\text{-N}$ during immobilization, which can cause plants to become N deficient.

C/N ratio

The ratio of % C to % N defines the relative quantities of these two elements in crop residues, animal manures and other fresh organic materials, soil organic matter (OM), and soil microorganisms. The N content of humus or stable soil OM

ranges from 5.0 to 5.5%, whereas C ranges from 50 to 58% giving a C/N ratio between 9 and 12 in topsoil. Whether N is mineralized or immobilized depends on the C/N ratio of the OM being decomposed by soil microorganisms. The N content of the residue being added to soil can be used to predict whether N is immobilized or mineralized. A C/N ratio of approximately 20:1 is used as a dividing line between immobilization and mineralisation (Havlin *et al.* 1999).

The C/N ratio of manure is an indicator of the time needed for decomposition and N mineralization from the material (Côté *et al.* 2002; N'Dayegamiye *et al.* 2004). Manures having high C/N ratios (>15) need a longer mineralisation time in the soil before sufficient nitrogen is released to meet the crop needs. Their fertilizer efficiency is lower than that of manure with a low C/N ratio (<15). Chadwick *et al.* (2000) established that 40% of the variation in nitrogen mineralisation rate from manure is related to the C/N ratio. According to Giroux *et al.* (2003), manure that contains straw, wood chips or other organic residues tend to have higher C/N ratios and their mineralisation is slow. Those animal manures (Table 1-1) generally contain more organic N than $\text{NH}_4\text{-N}$ and their decomposition poses a low environmental risk (N'Dayegamiye *et al.* 2004).

Beauchamp (1986) observed a temporary immobilization of nitrogen during the first four weeks after the incorporation of solid manures into the soil (C/N=16), followed by a second phase of N mineralisation. Crop residues can also temporarily immobilize N from liquid manure. Chantigny *et al.* (2001) measured

the influence of barley straw residues on nitrogen immobilization from liquid pig manure in warm soils (June). They found that 36% of mineral nitrogen in the liquid manure was immobilized after three days.

Nitrification

Nitrification is a two-step process in which $\text{NH}_4\text{-N}$ is converted first to NO_2^- and then to NO_3^- . Because it is a microbial process, soil environmental conditions influence nitrification rate. Generally, the environmental factors favouring the growth of most agricultural plants are those that also favour the activity of nitrifying bacteria. Factors affecting nitrification in soil are (1) supply of $\text{NH}_4\text{-N}$, (2) population of nitrifying organisms, (3) soil pH, (4) soil aeration, (5) soil moisture, and (6) temperature. $\text{NO}_3\text{-N}$ is very soluble in water. It is not bound by soil colloids, consequently, it moves freely through the soil and can be readily carried below the root zone and leached to the ground water table or to surface waters. Giroux *et al.* (2003) stress that the presence of micropores in clay soils allows a better retention of $\text{NO}_3\text{-N}$ and also makes these soils less vulnerable to $\text{NO}_3\text{-N}$ losses. Sandy soils are affected more by leaching $\text{NO}_3\text{-N}$ than are clay soils, which results in lower N use efficiency (Burton and Turner 2003).

According to Giroux *et al.* (2003), the $\text{NO}_3\text{-N}$ released from manure into soils is directly related to the characteristics of the manure spread. Accumulations of nitrate in the soil are strongly correlated with the manure " $\text{NH}_4\text{/Total N}$ " ratio (N'Dayegamiye *et al.* 2004; Zhao *et al.* 2000; Fleming and Bradshaw 1992).

Chantigny *et al.* (2001) found that a complete nitrification of liquid manure with high NH_3 content occurred in ten days on a sandy loam soil of the St-Pacôme series.

Temperature plays an important part in mineralisation. Rochette *et al.* (2004) attributes differences in $\text{NO}_3\text{-N}$ accumulation in the soil to the contrasting soil environmental conditions at the time of spring and fall slurry applications. They wrote that wet and cool fall conditions reduce net nitrification, and a frozen soil surface limits gaseous losses.

Ammonium fixation

Certain clay minerals, particularly vermiculite and illite, are capable of fixing $\text{NH}_4\text{-N}$ by replacing interlayer cations with NH_4^+ in the expanded lattices of clay minerals. The fixed NH_4^+ can be replaced later by cations that expand the lattice (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , H^+) but not by those that contract it (K^+). Fixation of freshly applied $\text{NH}_4\text{-N}$ can occur in clay, silt, and sand size particles if they contain substantial amounts of vermiculite. According to Simard *et al.* (1990), the mineralogy of the clay fraction of the soils of Québec is mainly dominated by vermiculite. Coarse clay (0.2 to 2 μm) and fine silt (2 to 5 μm) are the most important fractions to fix added $\text{NH}_4\text{-N}$. The moisture content and temperature of the soil affect $\text{NH}_4\text{-N}$ fixation. Although the agricultural significance of $\text{NH}_4\text{-N}$ fixation is not great, it is important in certain soils and can slow down the nitrification rate. For example, Havlin *et al.* (1999) reported a group of soils from

Oregon and Washington that were found to fix 1 to 30% of the applied anhydrous NH_3 . In certain soils of eastern Canada, relatively large portions of fertilizer $\text{NH}_4\text{-N}$ can be fixed, often ranging from 14 to 60% in surface soil and as high as 70% in subsurface soil. Native fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ is significant in many of these soils and can amount to about 10 to 31% to the total fixation capacity (Havlin *et al.* 1999).

Ross *et al.* (1985) found that 24% of NH_4 of the liquid manure was fixed in clay soils, but only 5-10% was fixed in a sandy loam (Trehan and Wild 1993). Chantigny *et al.* (2004) found mostly the same values six hours (day 1) after a spring application of pig slurry. 34 and 11% of slurry NH_4^+ was fixed to clay particles in the clay soil and in the sandy loam, respectively. Their results indicate that in the clay soil, the amounts of clay-fixed slurry N increased from day 1 to 14 and gradually decreased thereafter. Accoe *et al.* (2005) observed a rapid immobilization of $\text{NH}_4\text{-N}$ that could be attributed to a biological immobilization or an abiotic immobilization (fixation). The $\text{NH}_4\text{-N}$ immobilization was about four times greater in the loam and clay loam soils than in the loamy sand soil. Davidson *et al.* (1991) compared the ^{15}N recovery in a sterilized and non-sterilized silt loam grassland soil after adding $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$, and concluded that the rapid immobilization of $\text{NH}_4\text{-N}$ was completely abiotic.

However, even when it is fixed within the clay-organic matter complex, $\text{NH}_4\text{-N}$ remains vulnerable to loss via erosion and surface runoff.

Waterborne losses of N

Much concern centers on the transport of N, an essential input for optimum crop production, from agricultural soils to adjacent environments. A major concern is nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) movement through the soil profile to groundwater. The $\text{NO}_3\text{-N}$ losses by leaching are 10 to 20 times higher than in runoff (Bernard *et al.* 2003). The amount of biologically reactive N delivered from the land to coastal waters has increased dramatically over the past century in the Mississippi river (Turner and Rabalais 1991).

Nitrate is a water quality concern because it has been linked to methemoglobinemia in infants, to toxicities in livestock, and to increased eutrophication in both fresh and saline waters. The established maximum contaminant level for $\text{NO}_3\text{-N}$ in drinking water is 10 mg L^{-1} (Santé Canada 2004) to protect babies under 3-6 months of age. Infants are most sensitive because bacteria found in an infant's digestive tract can reduce NO_3 to nitrite causing hemoglobin to transform into methemoglobin, which interferes with the oxygen-carrying ability of blood. Healthy adults can consume more nitrate with few known health effects. Nitrate can also be toxic to livestock when reduced to nitrite in its rumen. This can lead to methemoglobinemia which causes abortions in cattle. The tolerance level for livestock is about $40 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, which is higher than for humans (Sandstedt 1990).

Although much attention has focused on controlling P inputs to fresh waters, nitrate is also widely recognized as a contributing factor in eutrophication in estuaries where it can stimulate excess algal growth (Sharpley *et al.* 1998b). Given that free air-water exchange of N and fixation of atmospheric N by blue-green algae is found in fresh waters means that N might be the limiting factor most in saline waters where there is not much N fixation (Sharpley *et al.* 1998b). The algae decomposition can lead to low dissolved oxygen concentrations and subsequent affects on fish and shellfish populations. Also, many drinking water supplies throughout the world with elevated N levels experience periodic massive surface blooms of cyanobacteria. These blooms contribute to a wide range of water-related problems including summer fish kills, unpalatability of drinking water, and formation of trihalomethane during water chlorination in treatment plants. During the process of disinfection of raw water, the NH_4 reacts with chlorine to form chloramines which have a lower disinfection capacity than chlorine. Higher NH_4 concentrations in drinking water supplies can thus represent risks for public health. Consumption of cyanobacterial blooms or water-soluble neuro- and hepa-toxins, released when these blooms die, can kill livestock and may pose a serious health hazard to humans.

A recent study in Québec (Simard 2004) revealed that the groundwater quality in an intensive agricultural zone was similar to that observed in a control zone with less than 25% of the territory used for agriculture. However, the NO_3 concentration reached at least $3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ more often in the intensive

agricultural zone than in the control zone. Although this is below the maximum permissible level of 10 mg NO₃-N L⁻¹ in groundwater, the findings are cause for concern since the threshold of 3 mg NO₃-N L⁻¹ attests an undeniable and negative influence of human activities on groundwater quality. Madison and Brunett (1984) noted that background levels for natural NO₃-N in ground water are nearly always less than 3 mg L⁻¹. A concentration above 3 mg NO₃-N L⁻¹ indicates that NO₃-N from non-natural sources such as animal waste or fertilizers has entered the groundwater.

Simard (2004) also found that the NH₄-N concentration was greater in groundwater from the intensive agricultural zone than the control zone. This could be a significant problem, since NH₄-N concentrations greater than 0.5 mg NH₄-N L⁻¹ interfere with chemicals used in water treatment. NH₄-N losses are mainly caused by erosion and surface runoff, and represent a bigger risk for surface waters than groundwater (Phillips *et al.* 1981; OAQ 2006a). A study by Gangbazo *et al.* (1997) reported that 95% of NO₃-N lost from agroecosystems is exported by subsurface drainage water, whereas 85% of the NH₄-N lost is exported by surface runoff.

Gaseous losses of N

The primary pathways of gaseous N losses are by denitrification and NH₃ volatilization.

Denitrification

Large populations of denitrifying organisms exist in arable soils, and are most numerous in the vicinity of plant roots. Carbonaceous exudates from active roots support the growth of denitrifying bacteria in the rhizosphere. The potential for denitrification is high in most field soils. Amounts of gaseous N lost by denitrification are variable because of the fluctuation in environmental conditions between seasons and years. Soil water content is one of the most important factors in determining denitrification losses. When soils become waterlogged, rapid denitrification occurs by impeding the diffusion of O₂ to sites of microbial activity. When O₂ is excluded and anaerobic conditions occur, anaerobic organisms obtain their O₂ from NO₂⁻ and NO₃⁻, with the accompanying release of N₂ and H₂O (Havlin *et al.* 1999). Potential denitrification losses of 10 to 30 kg N ha⁻¹ following saturation have been measured. There appears to be two categories of N loss by denitrification: (1) rapid and extensive flushes associated with heavy rains, irrigation, and snowmelt, and (2) continuous small losses over extended periods in anaerobic microsites. Rochette *et al.* (2000) noticed that liquid pig manure applications in a warm dry spring, followed by strong rains, led to high nitrous oxide (N₂O) production. The potential for denitrification is further enhanced by irregular distribution of the manure in the soil. Losses may account for 0 to 70% of applied N, with 10 to 30% being more typical (Havlin *et al.* 1999).

Loro *et al.* (1997) reported that solid manure promoted denitrification for a longer period than liquid manure. Peak rates of denitrification occurred early in the

sampling period with liquid manure but later with solid manure. Cumulative production of N gases was greater with solid than liquid manure. The strong interaction between water content and C supply accounted for the very high rates of denitrification measured with the solid manure. Myrold and Tiedje (1985) and Højberg *et al.* (1994) concluded that C supply rather than $\text{NO}_3\text{-N}$ availability often controls denitrification in mineral soils used for agricultural production.

Volatilization of NH_3

Volatilization of NH_3 is a mechanism of N loss that occurs naturally in all soils. However, compared with NH_3 volatilization from N fertilizers, NH_3 loss from the mineralization of organic N in soil is relatively small. Numerous soil, environmental, and N fertilizer management factors influence the quantity of NH_3 volatilized from fertilizers. Understanding how these factors interact requires an understanding of the chemical reaction of N fertilizers with soil pH (Havlin *et al.* 1999).

When animal manures are exposed to air, $\text{NH}_4\text{-N}$ is rapidly lost by volatilization because the partial pressure of NH_3 in the manure almost always exceeds that in air by a factor of 10 or more. Substantial losses occur in periods as short as a few hours whether the manure is in barns or feedlots, during spray irrigation, or spread on the soil surfaces. Nitrogen balance studies with livestock and analyses of manures illustrate that 40 to 70% of the N excreted by the animal is in forms converted to $\text{NH}_4\text{-N}$ in a few days (Bouldin and Klausner 1998). Burton and

Turner (2003) reported that for all kinds of manures, up to half of the manure N might be lost to the atmosphere as NH_3 prior to its incorporation into soil.

The presence of surface crop residues can greatly increase the potential for NH_3 volatilization from manures by maintaining wet, humid conditions at the soil surface and by reducing the quantity of urea diffusing into the soil. Crop residues also stimulate high soil urease activity, which is needed to transform urea to $\text{NH}_4\text{-N}$ before NH_3 is produced (Havlin *et al.* 1999).

Animal manures

Intensive agriculture often depletes the soil organic matter reserves, which leads to poor soil physical conditions and lowers nutrient availability to crops. Therefore, the addition of organic matter is essential for maintaining soil structure and improving soil fertility.

Animal manure has been regarded historically as a material beneficial to soil since it is an effective fertilizer and provides organic matter that improves the soil physical properties. Solid manure helps to stabilize soil aggregates and prevent erosion. It also improves the structure of soil, promoting good tilth, good moisture retention in drought areas and, paradoxically, often good drainage in wet areas. Changes in animal housing systems, mainly for cattle and pigs, led to the production of liquid slurry in addition to solid manure. Some farms have changed their manure management to all liquid manure. Liquid animal manures

use less bedding material for livestock and are lower in organic matter.

Organic N

The nitrogen coming from manure applications represents just a small part of the total nitrogen contained in soil (Gangbazo *et al.* 1993). Over 90% of the N in most surface soils is present in the organic form and may be divided into two broad categories: (i) organic residues, consisting of undecayed plant and animal residues, and (ii) soil organic matter or humus (Burton and Turner 2003). About 1 to 5% organic N will be mineralized from the soil during one year and it is not enough for intensive agriculture. We have to add large quantities of N for profitable cash crop production, and manures are a good source of N.

The N in fresh manure can be divided into several fractions: (i) inorganic-N ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) which is readily available to plants, (ii) easily mineralizable organic-N, such as urea and uric acid, (iii) organic N which is mineralized during the first year after application, and (iv) organic-N that is relatively resistant to decomposition and becomes available slowly after the first year (Burton and Turner 2003). All these different forms of N behave very differently between the time they are excreted by the animal and their incorporation into the soil. For this reason, these components are best considered separately in the integrated chain between animal and plant (Havlin *et al.* 1999).

Burton and Turner (2003) reported that 60-75% of the organic-N fraction, from both slurry and solid manure are resistant to mineralization. Therefore, organic N will accumulate in the soil and be mineralized and available to plants in the long term.

When supplying nitrogen to corn using only pig slurry in a long-term trial, Côté *et al.* (1999) studied the capacity of pig slurry to supply corn N needs, and the resulting nutrient accumulation in the soil. Five rates of pig slurry (0, 30, 60, 90, and 120 Mg ha⁻¹) were sidedressed to growing corn at the 6 to 8-leaf growth stage, during 16 successive years, beginning in 1980, on a poorly drained Le Bras silty loam, 25 km south of Québec City. With many years of application, the organic N from manure builds up so that its contribution to the mineralized N pool increases gradually. Direct measurement was done by Côté *et al.* (1999) in the 14th year of the trial, showing a 2 Mg ha⁻¹ increase in corn yield, over control plots, for the 60 Mg ha⁻¹ slurry subplots not receiving slurry that year. Consequently, the residual N supplied by manure can contribute significantly to crop production.

During a three-year study by Sweeten (1998) where manure was applied each year, slightly higher hay yield occurred with applications of 90 and 134 Mg ha⁻¹ manure than with commercial fertilizer. However, when they ceased applying any fertilizer for the next three years, the yield on the commercial fertilizer plots dropped by 54%, while that from the manure-treated plots kept increasing

because of residual nutrient release. For the six-year program, the manure treatments produced 31 to 85% more yield than commercial fertilizer, which illustrated the benefits of residual nutrient value of animal manure.

Continual application of manure at rates providing more N than removed by crops can increase soil N to levels that are of environmental concern. Reduced application rates may be required in subsequent years.

Applying the right amount of nitrogen, in the right place at the right time

For farmers, N is the most difficult element to efficiently manage in crop production, regardless of the fertilizer source. As discussed in the previous sections, the N cycle is extremely “leaky” and N added to agricultural soils can easily be transported to waterways or lost to the atmosphere. An additional challenge when using animal manure is that it must be decomposed to release plant-available N.

Availability of fertilizer N to the crop largely depends on the weather between the time of application and plant uptake. When recommending an appropriate application time, the rationale is to protect the farmer from under fertilization in case large quantities of N are lost due to inclement weather. Corn takes up most of its N during vegetative growth, between the “knee high” stage and tassel emergence. When manure is applied before planting, there is a risk that some N can be lost by leaching before the plants are ready to take up the N. If

temperatures are warm after application, manure-N can be converted to nitrate-N, which can be lost by leaching or denitrification during the next wet weather. If temperatures are cool during the crop nutrient uptake period, crop uptake will be reduced, both because of low crop N demand and the slow conversion of organic N to plant available forms. The uncertainty associated with potential N losses and plant availability, and the recognized difficulty in applying manure-N evenly at the desired rate is why farmers generally underestimate the N supplied by manure. The cost of unneeded N fertilizer in areas of over-application is less than the cost of lost yield potential in areas of under-application (Scharf *et al.* 2005). This results in over-application of manure-N, putting too much plant-available N in the soil, and thus increasing the quantities of NO_3^- that may be transported to groundwater.

In pig and cattle slurries, the proportion of N in inorganic forms is usually more than found in the equivalent solid manure system. For pig slurry, the proportion of inorganic N can easily exceed 50% of the total N present, mostly as $\text{NH}_4\text{-N}$ (Burton and Turner 2003). When good conditions are met for nitrification, organic manure with a high level of NH_4 will quickly provide a great quantity of plant-available nitrogen (NH_4 and NO_3), potentially leading to an excess of NO_3 in the soil with respect to crop requirements.

The relationship between the amount of manure N applied and the N losses in drainage and groundwater was shown by Gangbazo *et al.* (1997) and

Randall *et al.* (1999) by comparing low and very high application of manure N per hectare, up to 540 and 430 kg N ha⁻¹, respectively, which were at that time the standards used on many livestock farms.

A study from Ontario by Fleming and Bradshaw (1992) showed that the NO₃ concentration in drainage outlets was directly correlated with the total amount of N applied, independent of the fertilizer source. Randall *et al.* (2000) concluded the same from a comparative study with dairy cattle manure and urea.

The split-application of N is one practice that can reduce the quantities of N lost from manure. Ball-Coelho *et al.* (2004) recommended applying N from pig slurry before planting and the remainder by side-dressing inorganic fertilizer N in order to reduce the risks of NO₃-N losses in sandy soils during the active growth period of a corn crop. A split application of liquid manure was also recommended by Giroux *et al.* (2003) to reduce the risks of NO₃-N leaching to the drains in sandy soils.

The incorporation of animal manures

Rapid incorporation of manure into the soil following spreading is a practice that reduces odours and NH₃ volatilization (Table 1-2), and that inhibits the transport of many contaminants (NH₄, N, P, and pathogenic micro-organisms) to surface waters (Ball-Coelho *et al.* 2004). When manure is not incorporated, the majority of ammonia (NH₃) is lost by volatilization in less than 12 hours after spreading

(Rochette *et al.* 2001; Chantigny *et al.* 2004). Incorporating manure reduced NH_3 volatilization, but the quantity of N retained decreased linearly with time following pig slurry application. A maximum of 80% of manure N was retained when it was incorporated within 24 hours. Incorporation remained effective in reducing volatilization during six days after pig slurry application, and NH_3 losses were still 60% lower when slurry was incorporated than left on the surface. The estimate of NH_3 volatilization loss used in New York is that 12% of the $\text{NH}_4\text{-N}$ will be lost each day the manure is left on the soil surface (Bouldin and Klausner 1998). The presence of crop residues on the soil surface may also increase NH_3 volatilization by retarding slurry infiltration when slurry is not incorporated (Rochette *et al.* 2001).

Farm manure applications at post-harvest without incorporation into the soil on permanent crops (i.e., forages) also represent a high risk of ammonium runoff.

Two studies illustrate that denitrification is larger with injected manure (direct incorporation) than with surface applied manure. The reason suggested is that the injected manure is concentrated in a smaller volume of soil with a corresponding increase in microbial activity and hence increased potential for nitrification-denitrification (Comfort *et al.* 1990; Thompson *et al.* 1987). Also, the injection of slurry should increase rapidly the water content, making the soil more anaerobic and thus more susceptible for denitrification. Côté *et al.* (1999) also found similar results. The corn yield response to slurry N was better with shallow

sidedressing that covered 80% of the inter-row space than with injecting in a narrow and 20 cm deep slot in the center of the inter-row space

Manure application period and N losses

In the recent past, animal manure applications were usually made at post harvest in early or late fall before frost and snowfall. Now, as nutrient management planning became the norm, and as neighbour scrutiny of manure spreading time increased, farmers were asked to change their habits for a better fertilizer efficiency. The best management practices for applying manure from various animal production systems concentrate on the environmental aspects, since nearly 70% of the global NO_3 losses occur during autumn (Bernard *et al.* 2003), and the major portion of annual N losses in runoff generally occur during one or two intense storms (Sharpley *et al.* 1998a). N losses are closely related to rainfall events and with the volume of runoff (Converse *et al.* 1976). If manure applications are made during periods of the year when intense storms are likely, then the percentage of applied N lost would be higher than if applications are made when runoff probabilities are lower.

An increase in the length of time between applying manure and a runoff event reduces N transport in runoff. Gangbazo *et al.* (1996) reported that when simulated rainfall was delayed from less than 1 h to 23 h, the total N and P losses were reduced by 80%. Delaying rainfall from 1 h to 3 days after poultry or swine manure application to fescue in North Carolina, reduced total N

concentrations by approximately 90% (Westerman and Overcash 1980). The reduction in N was attributed to NH_4 volatilization and soluble N infiltration prior to runoff.

Rainfall is very significant in autumn and spring in Québec, with more than 50% of the total annual rainfall occurring during those periods according to Gangbazo *et al.* (1997). Of the 1000 mm of precipitation that falls on the agricultural territory, approximately 800 mm infiltrates the soil and 200 mm goes in runoff. When rainfall enters Québec soils, 50% is returned to the atmosphere by evapotranspiration, 20% is lost by direct evaporation without regards to seasons and 30% will reload the groundwater table or be evacuated by drains. The distribution of precipitation in these various compartments strongly determines the importance and the environmental losses of diffuse agricultural pollutants (Bernard *et al.* 2003). The extent of the nutrient losses will depend on the soil temperature, rainfall events, soil compaction as well as effectiveness of the agricultural practices designed to counter erosion such as retention of crop residues, conservation tillage (shallow tillage, no-till), cover crops, buffer zones, terraces, etc. (OAQ 2006a).

Several of the studies cited by Fleming and Fraser (2000) in their literature review on impacts of winter spreading of manure have pointed out the importance of weather conditions and snow cover on the potential for manure runoff. In addition, soil erosion directly causes a loss of nutrients which may

occur anytime during the year (Randall *et al.* 2003). Their research on a poorly drained loamy clay soil in Waseca, Minnesota, demonstrated that clay soils are sensitive to compaction, and that compaction is a factor causing erosion and N losses.

The presence of biopores (roots channels) and withdrawal slits (cracks in clay soil) in the unsaturated part of the soil leads to water movement by preferential flow. This explains why contaminants percolate more quickly in the autumn, as these cracks readily develop in clay soils during the summer months when the field is not tilled. However, water movement through a clay soil can occur any time of the year via the biopores (Randall *et al.*, 1999).

Zhao *et al.* (2000), in their predictive computer model of NO₃-N losses in Minnesota corn production system, concluded that the climatic conditions played a determining role in the nitrogen losses from a well drained loamy clay soil.

A test carried out in Ottawa by Patni *et al.* (1984) on a clay loam and a well drained sandy soil, following the spreading of cow slurry in excessive amounts (110 m³ ha⁻¹ in spring and 90 m³ ha⁻¹ in autumn) for 4 years on continuous corn, concluded that rainfall pattern was more responsible for the high levels of contamination rather than the amount of liquid manure used or the soil texture.

Jokela and Randall (1997) also put a great emphasis on rainfall in their study to find the best nitrogen application time to maximize corn grain production. Under the environmental conditions of their study, N loss appeared to be greater from sidedress application. They stated that the results may have been different if there had been better soil moisture in the sidedress application period to help the crop to use the applied N, or if greater rainfall between pre-plant and sidedress had led to greater N loss potential, which would have given an advantage to the sidedress N application.

High $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in Iowa rivers have been linked to areas of intensive row crop production (Balkcom *et al.* 2003). This study demonstrated how the late-spring test for soil $\text{NO}_3\text{-N}$ (Brouder and Mengel 2003) and the end-of-season test for cornstalk $\text{NO}_3\text{-N}$ (Blackmer et Mallarino 1996) can be used to measure N sufficiency levels across many fields and how the results can be used to evaluate management practices within a watershed. More than 3200 soil and cornstalk samples were collected over a 12-year period from fields planted to corn and already fertilized by farmers using their normal practices. Results showed that early-season rainfall and associated N losses were major factors affecting N concentrations in soil and cornstalks. They found that 74% of the year-to-year variation in annual means for soil $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations could be explained by considering state means for rainfall early in the cropping season. The mean river flow from March through May explained 91% of the variation in cornstalk $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations. Evidence for $\text{NO}_3\text{-N}$ movement from fields to

rivers was provided by an inverse relationship between annual means for $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in soils and rivers (Balkcom *et al.* 2003).

Studies showing no difference in N losses due to manure application period

Phillips *et al.* (1981) conducted a six-year study to determine the effects of rate and time of liquid manure application, chemical fertilizer application, and no fertilizer, on the chemical composition of surface and subsurface water and crop yield. They spread liquid dairy manure in the spring, fall and winter on sandy clay loam soil. Spreading manure during the winter caused more losses, 23 mg L^{-1} of $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ for the highest rate compared to less than 5 mg L^{-1} for other application periods at the same rate. The higher the rate of winter application, the higher the N concentration was found in the runoff (application of three rates of manure N: 224, 560, and 897 kg ha^{-1} gave concentrations of 6.7, 11.6, and 23.3 mg L^{-1} of N, respectively; average in surface runoff for five springtime flow events). However, no difference was observed for the N losses or crop yield crops between autumn and spring applications when manure was incorporated into soil.

Lorimor and Melvin (1996) examined runoff from fall-incorporated manure, early winter broadcast manure on frozen soil, late-winter broadcast manure on top of snow, and spring broadcast manure. They found that, generally, there was no

significant difference between treatments with the exception of one “catastrophic” event when there was a snowmelt two days after a winter application of manure.

Converse *et al.* (1976) compared the $\text{NO}_3\text{-N}$ and total N runoff from fall, winter and spring treatments of solid dairy manure on ten different plots. He observed no significant difference in N losses between these treatments during the three-year study period.

A study on N losses from clay soils, similar to those found in Montérégie (Québec), that received liquid cow manure in the late autumn and spring, found that there was no difference in N losses for the various periods of liquid manure application (Lachance *et al.* 2001).

According to Comfort *et al.* (1987), no difference was observed for the corn yields between autumn and spring applications of dairy cattle manure when rainfall and the temperatures in Wisconsin were close to normal. However, the losses from the autumn applications were higher when springs were mild and rainy. N'Dayegamiye *et al.* (2004) suggested also that the N losses could be higher from fall application even if there is no difference in the manure's fertilizer efficiencies between autumn and spring application as they observed.

Studies showing a significant difference in N loss due to the manure application period

Simard *et al.* (1997) showed that end of summer and autumn applications of manure were beneficial to manure decomposition and increased the fertilizer efficiency of manure with a C/N ratio higher than 20. N'Dayegamiye *et al.* (2004) reported that manure could be spread in autumn at post-harvest without damaging the environment if precautions, such as incorporating manure in the soil, are followed.

Safley *et al.* (1989) showed that autumn applications of liquid dairy manure gave poorer yield and export less nitrogen than spring applications. Zebarth *et al.* (1996) came to the same conclusions in British Columbia. Their studies specified that winter soil temperature exceeded the freezing point and that was the major reason for the N losses observed during autumn and winter.

Randall *et al.* (1999) suggested that the soil temperature conditions and the rainfall amounts in spring can significantly influence the $\text{NO}_3\text{-N}$ losses from manure applied in the autumn. During their tests, from seven site-years of field studies over three years, the wet conditions at the beginning from May to mid-June caused $\text{NO}_3\text{-N}$ loss from soils that received an application of liquid manure the previous October. Their results support about a 5% yield increase with April application compared with fall application. They also found (Randall *et al.* 2003), using a nitrification inhibitor at different application time, that corn N uptake was

not different among treatments in drier years but was generally greatest for the spring and split treatments in wet years.

Côté *et al.* (1999) point out that topdressing and sidedressing management strategies present many advantages over fall application of animal slurry, namely minimal risk of soil compaction and improved manure nitrogen efficiency with the corresponding economy on mineral fertilizer purchase. Slurry nitrogen efficiency nearly doubles when a fall broadcast scenario is replaced by top dressing and sidedressing applications.

Chantigny *et al.* (1998) indicate that the uptake of N by crops has a direct effect on the quantity of nitrogen available for nitrification or denitrification. Thus, low rates of N₂O loss are found during the periods of active forage growth (Thompson and Pain 1989; Allen *et al.* 1996; Chadwick 1997). These studies report lower N₂O emissions from spring applications of liquid manure, compared to other manure application periods. As the production of N₂O requires the presence of NO₃-N, these studies suggest that the autumn applications of liquid pig manure generate more NO₃-N than the spring applications.

Environmental risks from manure spreading

The complexity of soil N cycling, in light of fluctuating environmental conditions and agricultural management, makes it difficult to manage animal manure. The best management practices, proposed for optimal use and valorization of animal

manures, consider many factors such as: manure characteristics, the amount applied, the application period, the mode of spreading, the N mineralisation rate, the crop species, the presence of residues or a cover crop at the time of spreading.

However, the manure application period remains a contentious issue for producers and agrologists wishing to balance practical considerations (i.e., manure storage size, period when the producer has time to spread manure, cost of manure spreading activities in fall versus spring, etc) with the potential environmental risks. Results from scientific studies in North America show that the manure application period does not affect the amount of N lost from manure or diminish crop production in some agroecosystems, yet in other agroecosystems, there are significant environmental risks associated with certain manure application periods.

The Ordre des agronomes du Québec (OAQ) provided a table to help agrologists evaluate the risks of various animal manure application periods (Table 1-3). For annual crop production systems, the environmental risk of each manure application period is ranked from low (one star) to high (four stars). They also propose three application periods for spreading manure with a C/N ratio below 15 or $C/N > 15$, based on the relationship between the C/N ratio, N mineralization and risk of N losses expected from the climatic conditions in Québec.

Although this table is a good index of environmental risks associated with manure spreading, soil texture should be integrated in this risk assessment. Is it necessary to manage manure on a gravelly or sandy soil the same way that we do for a heavy clay soil? Careful scientific studies are needed to improve our understanding of how soil texture affects the N losses occurring at different manure application periods, to improve the table of environmental risk provided by the OAQ. Such information will help agrologists provide the best possible advice to producers, in a manner that balances the challenges of profitable agricultural production with environmental considerations.

References

- ACCOE, F., P. BOECKX, X. VIDELA, I. PINO, G. HOFMAN and O. VAN CLEEMPUT. 2005. *Estimation of gross nitrogen transformations and nitrogen retention in grassland soils using FLUAZ*. Soil Sci. Soc. Am. J. 69:1967-1976.
- ALLEN, A.G., S.C. JARVIS, and D.M. HEADON. 1996. *Nitrous oxide emission from soils due to inputs of nitrogen from excreta return by livestock on grazed grassland in the U.K.* Soil Biol. Biochem. 28:597-607.
- BALKCOM, D.S., A.M. BLACKMER, D.J. HANSEN, T.F. MORRIS, and A.P. MALLARINO. 2003. *Testing soils and cornstalks to evaluate nitrogen management on the watershed scale*. J. Environ. Qual. 32:1015-1024.
- BALL-COELHO, B.R., R.C. ROY, and A.J. BRUIN. 2004. *Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of southwestern Ontario*. Can. J. Soil Sci. 84:187-197.
- BEAUCHAMP, E.G. 1986. *Availability of nitrogen from three manures to corn in the field*. Can. J. Soil Sci. 66:713-720.

- BERNARD, C., C. CÔTÉ, D. CÔTÉ, M. GICOUX, R. GRÉGOIRE, R. JONCAS, and D.Y. MARTIN. 2003. *Mémoire de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc.* Commission sur le développement durable de la production porcine au Québec. Sainte-Marie de Beauce.
- BLACKMER, A.M. and A.P. MALLARINO. 1996. *Cornstalk testing to evaluate N management*. Ext. Pamphlet 1584. Iowa State Univ., Ames.
- BOULDIN, D.R. and S.D. KLAUSNER. 1998. *Managing nutrients in manure: general principles and application to dairy manure in New York. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality*. pp. 173-242. In J.L. Hatfield and B.A. Stewart. *Farm Manures Congresses*. (ed.) Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource.
- BROUDER, S.M. and D.B. MENGEL. 2003. *Determining nitrogen fertilizer sidedress application needs in corn using a chlorophyll-meter*. Ext. Pamphlet AY-317-W. Purdue University Cooperative Extension Service. West Lafayette, Indiana 47907.
<http://www.agry.purdue.edu/ext/pubs/AY-317-W.pdf>

BURTON, C.H., and C. TURNER. 2003. *Manure management: Treatment strategies for sustainable agriculture*. Silsoe Research Institute. Wrest Park, Silsoe, Bedford, UK.

CHADWICK, D.R. 1997. *Nitrous oxide and ammonia emissions from grassland following application of slurry: Potential abatement practices*. p. 257-264. In S.C. Jarvis and B.f. Pain (ed.) *Gaseous nitrogen emissions from grasslands*. CAB International, Wellingford.

CHADWICK, D.R., F. JOHN, B.F. PAIN, B.J. CHAMBERS, and J. WILLIAMS. 2000. *Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: a laboratory experiment*. J. Agric. Sci. 134:1569-168.

CHANTIGNY, M.H., D. PRÉVOST, D.A. ANGERS, R.R. SIMARD, and F.-P. CHALIFOUR. 1998. *Nitrous oxide production in soils cropped to corn with varying N fertilization*. Can. J. Soil Sci. 78:589-596.

CHANTIGNY, M.H., P. ROCHETTE, and D.A. ANGERS. 2001. *Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw : a field experiment*. Can. J. Soil Sci. 81:131-137.

- CHANTIGNY, M.H., D.A. ANGERS, T. MORVAN, and C. POMAR. 2004.
Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ^{15}N .
Soil Sci. Soc. Am. J. 68:637-643.
- COMFORT, S.D., P.P. MOTAVALLI, D.A. KELLING, and J.C. CONVERSE.
1987. *Soil profile N, P, and K changes from injected liquid dairy manure or
broadcast fertilizer.* Trans. ASAE 30:1364-1369.
- COMFORT, S.D., K.A. KELLING, D.R. KEENEY, and J.C. CONVERSE. 1990.
Nitrous oxide production from injected liquid dairy manure. Soil Sci. Soc.
Am. J. 54:421-427.
- CONVERSE, J.C., BUBENZER, G.D., and PAULSON, W.H. 1976. *Nutrient
losses in surface runoff from winter spread manure.* Trans. ASAE. 19:517-
519.
- CÔTÉ, D., A. MICHAUD, T.S. TRAN, and C. BERNARD. 1999. *Slurry
sidedressing and topdressing can improve soil and water quality in the
Lake Champlain basin.* Water science and application. American
Geophysical Union. 1:225-238
- CÔTÉ, D., M. GIROUX, A. N'DAYEGAMIYE, and S.P. GUERTIN. 2002. *Période
d'épandage des engrais de ferme et risque environnemental*, IRDA, 7 p.

COUTURE, J.-N., M. TRUELLE, and M. PERRON. 1992. *Situation de la valorisation des engrais de ferme*, in Colloque sur la gestion des fumiers. CPVQ inc., pp.1183-201.

DAVIDSON, E.A., S.C. HART, C.A. SHANDS, and M.K. FIRESTONE. 1991. *Measuring gross nitrogen mineralisation, immobilization, and nitrification by ^{15}N isotopic pool dilution in intact soil cores*. J. Soil Sci. 42:335-349.

FLEMING, R.J. and S.H. BRADSHAW. 1992. *Contamination of subsurface drainage systems during manure spreading*. Am. Soc. Agr. Engineers paper no. 92-2618.

FLEMING, R., and H. FRASER. 2000. *Impacts of winter spreading of manure on water quality*. Literature review. Ridgeway College – University of Guelph. p.p. 3-11

GANGBAZO, G., D. COUILLARD, A.R. PESANT, and D. CLUIS. 1993. *Effects of pig manure on the content of nitrogen and phosphorus in runoff water under simulated rainfall*. Can. Agr. Engineering 35:97-103.

- GANGBAZO, G., C. BERNARD, and D. CÔTÉ. 1996. *Effets de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage*. Agrosol, 9:46-51.
- GANGBAZO, G., A.R. PESANT, and G.M. BARNETT. 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, ministère de l'Environnement, direction des écosystèmes aquatiques, 58 p.
- GIROUX, M., A.R. MICHAUD, C. CÔTÉ, N. ZIASDI, S. GUERTIN, and S. QUESSY. 2003. *Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme*. Colloque en agroenvironnement. IRDA, pp. 73-99.
- HAVLIN, J.L., J.D. BEATON, S.L. TISDALE, and W.L. NELSON. 1999. *Soil fertility and fertilizers*. 6th ed. Macmillan Publishing Co. New York, NY. USA.
- HØJBERG, O., N.P. REVSBECH, and J. M. TIEDJE. 1994. *Denitrification in soil aggregates analysed with microsenors for nitrous oxide and oxygen*. Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1691-1698.

- JOKELA, W.E., and G.W. RANDALL. 1997. *Fate of fertilizer nitrogen as affected by time and rate of application on corn*. Soil Sci. Soc. Am. J. 661:1695-1703.
- LACHANCE, S., P.A. BLAIS, and C. KINSLEY. 2001. *Nitrogen losses in surface and drainage waters from spring and late manure applications on level clay soils*. Programme national de conservation de l'eau et du sol, Rapport final, 38 p.
- LORO, P.J., D.W. BERGSTROM, and E.G. BEAUCHAMP. 1997. *Intensity and duration of denitrification following application of manure and fertilizer to soil*. J. Environ. Qual. 26 :706-713.
- LORIMOR, J.C. and J.C. MELVIN. 1996. *Nitrogen losses in surface runoff from winter-applied manure*. University of Iowa. Final Report.
- MADISON, R.J., and J.O. BRUNETT. 1984. *Hydrologic events, selected water-quality trends, and ground-water resources*; in, National Water Summary 1984: U.S. Geological Survey, Water-supply Paper 2275, p. 93-105.
- MYROLD, D.D., and J.M. TIEDJE. 1985. *Establishment of denitrification capacity in soil: Effects of carbon, nitrate and moisture*. Soil Biol. Biochem. 17:819-822.

- N'DAYEGAMIYE, A., M. GIROUX, and R. ROYER. 2004. *Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol*. Agrosol. 15:97-106.
- OAQ (Ordre des Agronomes du Québec). 2006a. *Épandage post récolte des engrais organiques et risques environnementaux reliés aux pertes d'azote*. Revue de littérature.
- OAQ (Ordre des Agronomes du Québec). 2006b. *Ligne directrice de l'Ordre des agronomes du Québec sur la gestion des matières fertilisantes*.
- PATNI, N.K., R. TOXOPEUS, A.D. TENNANT, and F.R. HORE. 1984. *Bacterial quality of tile drainage water from manured and fertilized cropland*. Water Res. 18:127-132
- PHILLIPS, P.A., J.L.B. CULLEY, F.R. HORE, and N.K. PATNI. 1981. *Pollution potential and corn yields from selected rates and timing of liquid manure applications*. ASAE Paper 79-2117.
- POIRIER, V. and M. GIROUX. 2004. *Applications d'engrais de ferme et de boues mixtes de papetières en période automnale et printanière : valeur fertilisante et risques environnementaux*. Revue de littérature. IRDA. p.p. 5-17

RANDALL, G.W., M.A. SCHMITT, and J.P. SCHMIDT. 1999. *Corn production as affected by time and rate of manure and nitrapyrin*. J. Prod. Agric. 12 :317-323.

RANDALL, G.W., T.K. IRAGAVARAPU, and M.A. SCHMITT. 2000. *Nutrient losses in subsurface drainage water dairy manure and urea applied for corn*. J. Environ. Qual. 29 :1244-1252.

RANDALL, G.W., A. VETSCH, and J.R. HUFFMAN. 2003. *Corn production on a subsurface-drained mollisol as affected by time of nitrogen application and nitrapyrin*. Agron. J. 95 :1213-1219.

REA (Règlement sur les exploitations agricoles). 2004 (c. Q-2, r.11.1). Gouv. du Québec. 26 p.

ROCHETTE, P., D.A. ANGERS, and D. CÔTÉ. 2000. *Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive Year I, carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon*, Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1389-1395.

ROCHETTE, P., M.H. CHANTIGNY, D.A. ANGERS, N. BERTRAND and D. CÔTÉ. 2001. *Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following*

fall application of pig slurry on canola crop residues. Can. J. Soil Sci.
81:515-523.

ROCHETTE, P., D.A. ANGERS, M.H. MARTIN, N. BERTRAND, and D. CÔTÉ.
2004. *Carbon Dioxide and nitrous oxide emissions following fall and
spring applications of pig slurry to an agricultural soil. Sci. Soc. Am. J.*
68:1410-1420

ROSS, G.J., P.A. PHILLIPS, and J.L.R. CULLEY. 1985. *Transformation of
vermiculite to pedogenic mica by fixation of potassium and ammonium in
a six-year field manure application experiment. Can. J. Soil Sci.* 65:599-
603.

SAFLEY, Jr., L.M., P.W. WESTERMANN, and L.D. KING. 1989. *Effects of dairy
manure application rate and timing, and injector spacing and type on corn
silage production. Biological Wastes* 28:203-216.

SANDSTEDT, C.A. 1990. *Nitrates: Sources and their effects upon humans and
livestock. The American Univ., Washington, D.C.*

SANTÉ CANADA, 2004. *Résumé des recommandations pour la qualité de l'eau
potable au Canada. (www.hc-sc.gc.ca/eauqualite)*

- SCHARF, P.C., N.R. KITCHEN, K.A. SUDDUTH, J.G. DAVIS, V.C. HUBBARD, and J.A. LORY. 2005. *Field-scale variability in optimal nitrogen fertilizer rate for corn*. Agron. J. 97:452-461.
- SHARPLEY, A., J.J. MEISINGER, A. BREEUWSMA, J.T. SIMS, T.C. DANIEL, and J.S. SCHEPERS. 1998a. *Impacts of animal manure management on ground and surface water quality*. p. 173-242. In J.L. Hatfield and B.A. Stewart. Farm Manures Congresses. (ed.) Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource.
- SHARPLEY, A., J.G. WILLIAM, and G.J. FOLMAR. 1998b. *Integrated phosphorus and nitrogen management in animal feeding operations for water quality protection*. In Animal Feeding Operations and Ground Water: Issues, Impacts, and Solution – A Conference for the Future. National Ground Water Association Conference, St- Louis, MO. November. p.p. 72-95.
- SIMARD, R.R., J. ZIZKA, and C.R. DE KIMPE. 1990. *Le prélèvement du K par la luzerne (Medicago sativa L.) et sa dynamique dans 30 sols du Québec*. Can. J. Soil Sci. 70:379-393.
- SIMARD, R., M.J. GARAND, C. HAMEL, and G. TREMBLAY. 1997. *Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de*

leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, 68 p.

SIMARD, A. 2004. *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec.* Ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs du Québec.

SWEETEN, J.M. 1998. *Cattle feedlot manure and wastewater management practices.* pp. 126-153. In J.L. Hatfield and B.A. Stewart. *Farm Manures Congresses.* (ed.) Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource.

THOMPSON, R.B., J.C. RYDEN, and D.R. LOCKWER. 1987. *Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application of injection to grassland.* J. Soil Sci. 38:689-700.

THOMPSON, R.B., and B.F. PAIN. 1989. *Denitrification from cattle slurry applied to grassland. P.* 247-260. In J. Hansen and K. Henriksen (ed.) *Nitrogen in organic wastes applied to soils.* Academic Press, London.

- TREHAN, S.P., and A. WILD. 1993. *Effects of an organic manure on the transformation of ammonium nitrogen in planted and unplanted soil*. Plant Soil 151:287-294.
- TURNER, R.E., and N.N. RABALAIS. 1991. *Changes in Mississippi river water quality this century: Implications for costal food webs*. Bioscience 41:140-147.
- WESTERMAN, P. W., and M. R. OVERCASH. 1980. *Short-term attenuation of runoff pollution potential for land-applied swine and poultry manure*. In Livestock waste: a renewable resource, pp.289-292. Proc. 4th Int. Symp. On Livestock Wastes. Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, MI.
- ZEBARTH, B.J., J.W. PAUL, O. SCHMIDT, and R. McDOUGALL. 1996. *Influence of the time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia*. Can. J. Soil Sci. 76:153-164.
- ZHAO S.L., S.C. GUPTA, D.R. HUGGINS, and J.F. MONCRIEF. 2000. *Predicting subsurface drainage, corn yield, and nitrate/nitrogen losses with DRAINMOD-N*. J. Environ. Qual. 29:817-825.

Table 1-1 : Characteristics of different animal manures.

Manure type	C/N ratio	NH ₄ -N / Total N (%)	Environmental risks ¹ for post-harvest application
Pig slurry	2	80	4
Pig slurry (top)	2	80	4
Pig slurry (bottom)	6	55	4
Poultry slurry	4	65	4
Dairy cattle slurry	11	52	3
Beef slurry	14	41	3
Calves slurry	3	67	4
Pig manures	24		2
Broiler manures	13	19	3
Dairy cattle manure	18	32	2
Beef manure	22	32	2
Heavy beef manure	25	16	1
Composted beef manure	22	23	1

¹The highest number means the highest risk.
Source : Poirier and Giroux (2004).

Table 1-2. Effect of the method of application of manure on N volatilization losses.

Method of application	Type of waste	N loss* (%)
Broadcast without cultivation	Solid	15-30
	Liquid	10-25
Broadcast with cultivation	Solid	1-5
	Liquid	1-5
Knifing	Liquid	0-2
Irrigation	Liquid	30

*Percentage of total N in waste applied that was lost within 4 days after Application.

Source: Adapted from Havlin *et al.* 1999.

Table 1-3 : Environmental risks for animal manures spread on annual crops linked to different application periods.

APPLICATION PERIODS				
Incorporated at preplant	Sidedress	Post - Harvest		
		On cover crops	On crop residues with a high C/N ratio	Without cover crops nor corp residues
ANIMAL MANURES WITH C/N < 15				
**	*	***	***	****
ANIMAL MANURES WITH C/N > 15				
*	**	***	***	***

* The stars represent the environmental risk level, from low (*) to high (****).
Source : Ordre des Agronomes du Québec (2006b).

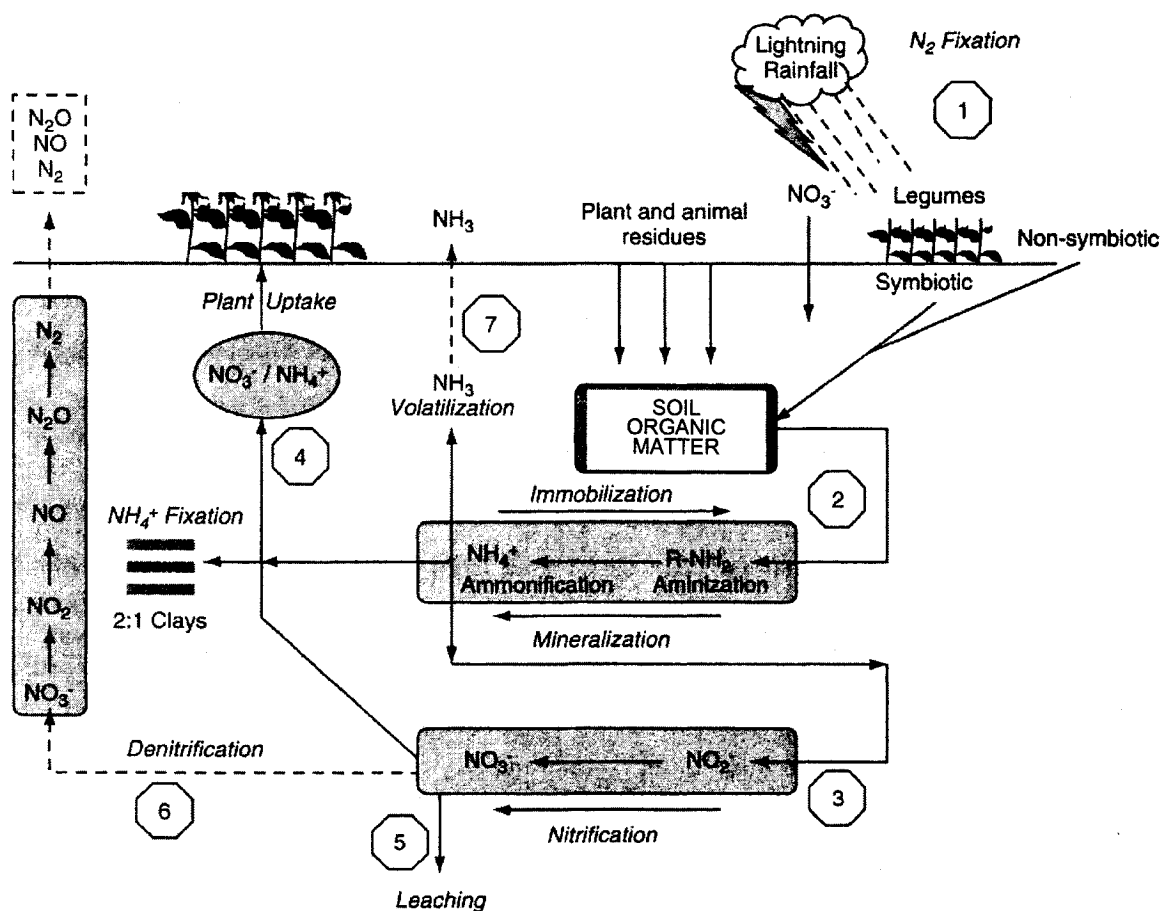


FIGURE 1-1. The N cycle. In **step 1**, N in plant and animal residues and N derived from the atmosphere through electrical, combustion, and industrial processes (N_2 is combined with H_2 or O_2) is added to the soil. In **step 2**, organic N in the residues is mineralized to NH_4^+ by soil organisms. Plant roots absorb a portion of the NH_4^+ . In **step 3**, much of the NH_4^+ is converted to NO_3^- by nitrifying bacteria in a process called *nitrification*. In **step 4**, NO_3^- and NH_4^+ are taken up by plant roots and used to produce the protein in crops that are eaten by humans or fed to livestock. In **step 5**, some NO_3^- is lost to groundwater or drainage systems as a result of downward movement through the soil in percolating water. In **step 6**, some NO_3^- is converted by denitrifying bacteria into N_2 and nitrogen oxides (N_2O and NO) that escape into the atmosphere, completing the cycle. In **step 7**, some NH_4^+ can be converted to NH_3 through a process called volatilization

(Havlin *et al.* 1999).

CHAPTER TWO

RÉSULTATS D'ESSAIS D'APPLICATION DE FUMIER DE BOVINS LAITIERS SELON TROIS PÉRIODES D'ÉPANDAGE DANS LA PRODUCTION DE MAÏS-GRAIN

RÉSUMÉ

Les engrais organiques de ferme agricole sont des sources efficaces d'azote pour la production de cultures industrielles lorsqu'ils sont stratégiquement appliqués aux champs à la bonne période de l'année. Il existe beaucoup de bonnes raisons pour justifier les applications d'engrais organiques soit à l'automne ou au printemps, toutefois les applications d'automne sont souvent considérées comme environnementalement risquées car elles peuvent contribuer aux pertes de $\text{NO}_3\text{-N}$ par lessivage. Certaines applications d'automne peuvent par contre être appropriées sur des sols ayant de faibles taux de minéralisation de N et ayant une capacité élevée de fixation du $\text{NH}_4\text{-N}$ tels que les sols argileux et froids que l'on retrouve au Québec.

L'objectif de cette étude était d'utiliser différentes analyses simples et peu coûteuses, reconnues par le milieu scientifique, pour évaluer l'efficacité de l'engrais organique à fournir l'azote nécessaire à la culture lorsque appliqué à différentes périodes d'épandage. Cette étude de deux ans porte sur les fumiers de bovins laitiers (FBL) appliqués sur une argile lourde en Montérégie. Des FBL pailleux ayant un rapport carbone-azote (C/N) d'environ 16 ont été épandus à trois dates différentes; automne hâtif, automne tardif et au printemps à une dose unique de 50 t ha^{-1} sur un précédent de blé. Les rendements de la première année obtenus sans autre fertilisation que les FBL n'ont donné aucune différence significative. Une deuxième année de culture de maïs après l'ajout de six doses d'azote (de 55 à 240 kg N ha^{-1}) en post-levée selon un dispositif "Strip

Split Blocs" n'a pas non plus livré de différence significative entre les périodes d'épandage. Toutefois, la culture a accumulé différentes quantités d'azote dans ses tissus, témoignant de l'effet résiduel des FBL. Les lectures relatives de la chlorophylle (SPAD) des feuilles de l'épi au début de la maturité physiologique de la culture ont permis de discriminer les applications du printemps en faveur des applications d'automne. Les évaluations d'azote dans les feuilles au stade de la pollinisation et dans les tiges prélevées avant la récolte témoignent des mêmes tendances avec des corrélations hautement significatives ($P < 0,0001$). Des niveaux de $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol évalués à six reprises témoignent de la formation et de la migration des $\text{NO}_3\text{-N}$ à travers le profil du sol dès les premières semaines suivant l'application de FBL du mois d'août. Le début de la migration des $\text{NO}_3\text{-N}$ suite aux applications de fin d'été jumelée à des niveaux de chlorophylle significativement plus faibles pour les applications du printemps nous forcent à considérer que les applications d'automne tardif seraient la meilleure période d'application à recommander pour cette ferme laitière en gestion de fumier solide sur des argiles lourdes.

INTRODUCTION

La réglementation québécoise en matière d'épandage d'engrais de ferme et de matières résiduelles fertilisantes stipule qu'il est interdit d'épandre durant la période couvrant le 1^{er} octobre au 1^{er} avril de l'année suivante, à moins qu'un agronome ne détermine une nouvelle période d'interdiction (REA 2004).

Quelques études (Phillips *et al.* 1981; Comfort *et al.* 1987; Lachance *et al.* 2001) n'ont rapporté aucune différence significative pour les pertes de nitrates ou pour les rendements de maïs-grain suite à des épandages d'engrais organiques à différentes périodes de l'année, tandis que d'autres études (Côté *et al.* 1999; Randall *et al.* 1999) ont rapporté d'importantes différences.

Selon Côté *et al.* (2004), l'analyse des risques environnementaux implique qu'il faut établir des relations entre les engrais, les systèmes de cultures, les périodes d'épandage et la nature des sols. Selon Giroux *et al.* (2003), le taux de libération des nitrates dans les sols à la suite des épandages est directement lié aux caractéristiques des engrais. Les engrais organiques ayant de faibles rapports C/N (<15), comme les lisiers, sont plus riches en azote minéral et peuvent fournir de l'azote minéral rapidement disponible pour les plantes, mais peuvent aussi entraîner la libération de fortes quantités de nitrates dans les sols (N'Dayegamiye *et al.* 2004). Les fumiers possédant un rapport C/N plus élevé (>15) ont une grande proportion d'azote sous forme organique. Ils libèrent leur azote graduellement dans les sols et présentent moins de risques de pertes de nitrates (N'Dayegamiye *et al.* 2004). Ces fumiers ont besoin d'une phase de minéralisation dans les sols afin que leur azote soit rendu disponible pour les plantes. Il est donc important de synchroniser les phases de libération de l'azote avec les étapes de développement physiologique des cultures à défaut de quoi il peut y avoir une importante charge de nitrates résiduels dans les sols à

l'automne (Giroux *et al.* 2003). Il faut donc viser à épandre les bonnes doses d'engrais, à la bonne place et au bon moment.

Plusieurs caractéristiques des engrais doivent donc être considérées pour évaluer leur potentiel de contamination de l'eau par les nitrates ou par l'azote ammoniacal. D'autres facteurs influencent également les mouvements des contaminants, comme le type de sol, la pente, le compactage, la teneur en humidité et la hauteur de la nappe phréatique. Une connaissance approfondie du cycle de l'azote, des engrais organiques ainsi que des parcelles à fertiliser est donc importante pour réaliser une analyse environnementale adéquate. Une meilleure gestion signifie une augmentation de l'efficacité des fertilisants organiques et par conséquent moins de dépenses en achats d'engrais minéraux.

Statistiques Canada (2006) indiquent que depuis 1998, les prix d'achats pour l'azote dans l'Est du Canada ont augmenté d'environ 55% (Tableau 2-1). Puisque beaucoup d'énergie est nécessaire pour la production des engrais minéraux azotés, le cours du baril de pétrole sans cesse à la hausse n'augure rien de bon pour l'avenir des prix des fertilisants de synthèse. La valorisation des engrais organiques se verra donc réapproprier les lettres de noblesse perdues au cours des dernières décennies, d'où l'importance d'optimiser davantage leur gestion.

Afin d'aider les conseillers et les producteurs agricoles à prendre des décisions éclairées en regard des normes environnementales en vigueur, cette étude propose l'utilisation d'outils d'évaluation simple pour apprécier les risques agronomiques et environnementaux associés aux différentes périodes d'épandage des engrais organiques.

Matériel et méthodes

L'étude, d'une durée de deux années, a été réalisée en collaboration avec un producteur laitier de Saint-Mathieu de Beloeil en Montérégie. La ferme Bourgoie est située en plein cœur de la grande plaine de Montréal, à 20 km à l'Est de Montréal en bordure de l'autoroute 20, enclavée entre la rivière Richelieu et le fleuve St-Laurent. Le site était en culture intensive depuis au moins quatre ans : maïs / maïs / soya / blé, et en plantes fourragères sans fertilisation depuis plusieurs années auparavant. Selon l'étude pédologique d'Agriculture Canada (Lamontagne et Nolin 1990), la série de sol que l'on retrouve sur ce site est « St-Urbain ». Cette série de sol a peu de pente, soit de 0 à 2 %, et sa pierrosité est nulle. Ces sols sont profonds et mal drainés. Ils se sont développés sur un matériau argileux très fin et calcaire. Le site expérimental possède un drainage souterrain efficace et sa couche de surface (0-20 cm) est une argile lourde ayant 620 g kg^{-1} d'argile, 370 g kg^{-1} de limon et 10 g kg^{-1} de sable (Tableau 2-2b). Les couches inférieures situées aux niveaux de 20-40 cm et 40-60 cm sont également des argiles lourdes ayant des capacités d'échange cationique (CEC) très élevées (Tableau 2-2b). Les analyses chimiques du sol le classent à un niveau de richesse « bon » en phosphore, avec $82 \text{ mg de P ha}^{-1}$, et « riche » en potassium, avec $703 \text{ mg de K ha}^{-1}$, selon le guide de référence en fertilisation du CRAAQ (2003). Le taux de matière organique se situe à 4,8 % (C=5,6%) et le pH à 6,3 (Tableau 2-2a).

Les essais ont débuté en août 2003 par le choix du site. La division et l'identification permanente des parcelles ont été faites selon un dispositif expérimental en blocs complets aléatoires. Chacun des trois blocs se compose de six traitements couvrant 1000 m² chacun (Fig. 2-1), soit 10 mètres de largeur par 100 m de longueur, une superficie suffisante pour permettre les travaux de champ avec les équipements de la ferme. Les épandages de FBL ont débuté le 26 août sous de bonnes conditions climatiques (Fig. 2-14) et ont tous été effectués par la suite avec les mêmes équipements pour garantir des doses identiques ainsi qu'une même répartition au sol. Les FBL ont été enfouis mécaniquement dans les 24 heures suivant chacune des applications. Le premier épandage correspondait à trois des six traitements, soit les traitements : 1- Automne hâtif (AH), 2- Automne hâtif avec ensemencement d'engrais vert (AHEV) et 3- le traitement saturé en azote (N). Un deuxième épandage correspondant à l'application d'automne tardif (AT) a été fait environ sept semaines plus tard, soit le 14 octobre, et un troisième et dernier épandage dès le printemps (Pr) suivant, le 4 mai 2004. La dose d'application évaluée à 50 tonnes par hectare a été établie pour fournir à l'épandage d'automne environ 100 kg ha⁻¹ de N efficace pour la culture selon les coefficients d'efficacité établis par le CRAAQ (2003). Des échantillons ont été prélevés à chaque chantier d'épandage pour en évaluer la teneur en azote et malgré les précautions prises pour assurer des quantités égales d'azote à chaque application, les résultats d'analyses se sont avérés différents. Les quantités d'azote total appliquées ont varié de 230 à 335 kg ha⁻¹ (Tableau 2-3). Les doses les plus élevées ayant été

appliquées lors de la première date d'épandage. Un traitement témoin (T00) sans azote (sauf un engrais de démarrage fournissant 25 kg N ha⁻¹) a été ajouté à ces cinq traitements et le traitement « N » a reçu, par épandage manuel à la volée, 190 kg ha⁻¹ d'azote minéral sous forme d'urée avant les semis.

Le champ a été semé le 7 mai 2004 à une densité de 76 000 plants ha⁻¹, avec l'hybride de maïs-grain 38P05 de Pioneer, en rang espacés de 76 cm. Une dose de 250 kg ha⁻¹ de 11-52-00 a été appliquée comme engrais de démarrage. Les 18 parcelles ont été labourées à l'automne et réensemencées en maïs-grain le printemps suivant, soit le 9 mai 2005, pour une deuxième année consécutive à une densité 76 000 plants ha⁻¹ avec l'hybride P38A25 de Pioneer. Un engrais de démarrage fournissant 56 kg de N et de P₂O₅ ha⁻¹ a également été appliqué au semis. L'orientation des rangs de maïs était perpendiculaire aux parcelles de 2004. Les traitements de 2005 consistaient à évaluer la réponse du maïs à l'azote sur l'arrière effet des différentes périodes d'application de FBL. Le 20 juin, six niveaux d'azote ont été appliqués en post-émergence, en bandes de quatre rangs de large en travers des 18 grandes parcelles de 2004, formant des petites parcelles de 10 m par 4 rangs de largeur. Les six applications d'azote additionnées au démarreur ont totalisé 55, 90, 120, 160, 200 et 240 kg ha⁻¹ et ont été répartis aléatoirement dans chacun des trois blocs (3 blocs complets aléatoires : A, B et C), formant ainsi un dispositif expérimental en « Strip Split Blocs » (Fig. 2-1).

En 2004, le maïs a été récolté le 19 octobre avec la batteuse du producteur et pesé à l'aide d'une balance commerciale de précision. L'humidité a été évaluée par sous-échantillons avec l'analyseur Labstronic pour déterminer les **rendements** sur une base sèche. Les récoltes de 2005 ont été quant à elles récoltées à la main le 20 octobre sur deux longueurs de six mètres au centre des parcelles (9,144 m²) pour éviter les chevauchements de fertilisants en marge des parcelles de 2004 (Strip) qui auraient pu survenir lors des applications. Des sous-échantillons de 100 g ont été séchés à l'étuve à 60°C durant 72 heures pour déterminer les rendements sur une base sèche.

Plusieurs lectures relatives de la teneur en **chlorophylle** des feuilles de maïs ont été faites lors de la deuxième année des essais au début de la maturité physiologique des plants en date du 12 septembre 2005. Suivant les procédures décrites dans Brouder et Mengel (2003), 30 lectures par parcelle ont été faites aléatoirement à la marge des feuilles de l'épi des plants destinés à être récoltés.

Des analyses de **feuilles** au stade de la sortie des soies ont été faites pour chacune des deux années. Les feuilles ont été prélevées sur les plants à la position opposée et sous l'épi (OMAFRA 2002). Le tiers central des feuilles a été conservé, séché à l'étuve à 60°C durant un minimum de 72 heures puis expédié au laboratoire pour fin d'analyses du contenu en azote. En 2004, 15 feuilles par parcelle constituaient l'échantillon alors qu'en 2005, seulement 7 feuilles par

parcelle ont été prélevées et regroupées selon les mêmes traitements provenant de chacun des trois blocs (A, B et C).

Les quantités de nitrates retrouvées dans les **tiges** de maïs lorsque la culture a atteint sa maturité physiologique (mi-septembre à mi-octobre) ont été évaluées lors des deux années de suivis. Un minimum de 15 tiges de 20 cm par traitement ont été prélevées à la base des plants à une hauteur de 15 cm du sol selon les procédures décrites dans Blackmer et Mallarino (1996). Les tiges ont été par la suite fendues en deux dans le sens de la longueur et une des moitiés a été séchée à l'étuve à 60°C, durant un minimum de 72 heures, puis expédiée au laboratoire pour fin d'analyse des NO₃-N. En 2004, 15 tiges par parcelle constituaient l'échantillon analysé alors qu'en 2005 seulement 7 tiges par parcelle ont été prélevées et regroupées selon les mêmes traitements provenant de chacun des trois blocs (A, B et C).

Les **nitrates du sol** ont fait l'objet de plusieurs campagnes d'échantillonnage pour évaluer leurs niveaux à différentes dates et leur probable migration vers les couches inférieures du sol. Le sol a été échantillonné à l'aide d'une sonde tubulaire de 1,7 cm ($\frac{3}{4}$ de pouce) de diamètre. Chaque échantillon était composé d'au moins 10 sous-échantillons prélevés aléatoirement sur une section d'environ 30 m par 8 m au centre des 18 grandes parcelles. Les échantillons ont tous été séchés sous un ventilateur à température ambiante dans les 24 heures suivant l'échantillonnage. Ils ont été broyés, passés à travers un tamis de 2 mm puis analysés pour les nitrates avec le Nitrachek Reflectometer selon les

procédures décrites par Hawk Creek Laboratory (2001) et Magdoff (1991) Deux échantillonnages ont aussi été faits selon trois profondeurs de sol soit : 0-20, 20-40 et 40-60 cm, le 7 octobre 2003 et le 20 mai 2004. Quatre autres campagnes d'échantillonnages sur une profondeur de 30 cm ont été faites les 19 mai, 16 juin et 10 octobre 2004 ainsi que le 10 juin 2005.

Les analyses statistiques

Les résultats ont été évalués par analyse de variances univariées (ANOVA) à l'aide de la procédure générale du modèle linéaire (PROC GLM) de SAS (SAS Institute 1999). Les analyses statistiques pour les différentes dates et profondeurs des nitrates du sol ont été faites, quant à elles, par analyse de variances multivariées (MANOVA).

Les dispositifs expérimentaux ont été analysés selon les équations suivantes :

2004 : Blocs complets aléatoires (Annexe 1)

$$X_{ij} = \mu + \text{PAF}_i + \text{Blocs}_j + \varepsilon_{ij}.$$

2005 : « Strip Split Block » (Annexe 2)

$$X_{ijk} = \mu + \text{PAF}_i + \text{Blocs}_j + (\text{PAF} * \text{Blocs})_{ij} + \text{FerN}_k + (\text{FerN} * \text{Blocs})_{jk} + (\text{PAF} * \text{FerN})_{ik} + \varepsilon_{ijk}$$

(PAF : Période d'application des fumiers ;

FerN : Application de différents niveaux d'engrais minéral azoté)

Résultats et discussion

Pour des raisons pratiques et budgétaires, les résultats de 2005 proviennent du bloc central (bloc #2) des essais de 2004, selon un dispositif expérimental en « Strip Split Plot » (Fig. 2-1).

Rendements

Les premiers résultats d'analyses démontrent que les modèles statistiques utilisés pour les rendements sont significatifs à $P=0,0004$ pour 2004 et hautement significatifs à $P<0,0001$ pour 2005 et qu'ils expliquent respectivement 89,0 et 83,7% des variations observées (Annexes 1 et 2).

Les rendements pour les deux années n'ont donné aucune différence significative entre les périodes d'application de fumier (Fig. 2-2, Fig. 2-3a). Plusieurs recherches avaient déjà rapporté des résultats semblables (Phillips *et al.* 1981; Comfort *et al.* 1987 et Lachance *et al.* 2001).

Pour l'année 2004, seuls les rendements « N » et « T00 » sont significativement différents. Le traitement « N » a produit les plus hauts rendements en grain, avec 11586 kg ha^{-1} , et le traitement « T00 » les plus bas rendements significatifs avec 10111 kg ha^{-1} . Cette différence de rendement d'environ 1500 kg entre les deux traitements nous indique que le site avait un très haut potentiel de productivité.

Un portrait identique s'est répété en 2005 avec une différence significative à $P < 0,001$ seulement pour les traitements « N » et « T00 ». Par contre avec des moyennes plus faibles de 7859 et 6873 kg ha⁻¹ respectivement (Fig. 2-3a). Ces rendements plus faibles sont attribuables à une deuxième année consécutive en production de maïs-grain et à une saison un peu moins propice à la production de hauts rendements. Pour les différentes doses d'azote appliquées, seule la dose de 55 kg ha⁻¹ est significativement différente à $P = 0,0098$ (Fig. 2-3a, Annexe 2). Un traitement témoin sans azote comme engrais de démarrage lors des semis aurait possiblement permis de discriminer davantage les résultats.

Des variations importantes de rendements ont été observées entre les différentes répétitions d'un même traitement. Plus la culture est dépendante de l'azote du sol, plus les variations de rendements augmentent pour un même traitement. Le coefficient de variation des rendements pour le traitement sans fertilisation (T00) est beaucoup plus élevé que celui du traitement saturé en azote minéral (N), il passe de 13,6 à 5,5% respectivement (Fig. 2-4). La même tendance s'observe au fur et à mesure que la dose d'azote augmente de 40 à 240 kg ha⁻¹, les coefficients de variation diminuent de 13,2 à 5,5%. Ces résultats témoignent des grandes variations que l'on retrouve dans les processus de minéralisation du sol (Shahandeh *et al.* 2005) et de la nécessité d'assurer une certaine marge de sécurité lorsque l'approvisionnement en azote des cultures dépend en grande partie d'une application ponctuelle de fertilisants organiques.

Analyses des végétaux

Tout au long de la saison, il était possible de reconnaître visuellement certains traitements par la présence de symptômes de carences d'azote sur les feuilles (Fig. 2-5). Ces différences ont été évaluées par trois méthodes d'analyses du contenu en azote des végétaux, soit : 1 - le chlorophylle-mètre (Minolta SPAD-502), 2 - l'analyse foliaire à la sortie des soies, et 3 - l'analyse des nitrates des tiges de maïs lorsque la culture a atteint sa maturité physiologique (post-mortem).

Le chlorophylle-mètre

Il y a des différences significatives entre les lectures relatives du contenu en chlorophylle provenant des différentes doses d'azote appliquées ($P=0,0006$) et des différentes périodes d'application de fumier ($P<0,0001$) (Annexe 3). Les lectures varient proportionnellement aux doses d'azote appliquées jusqu'à ce qu'un niveau maximum d'environ 50 soit atteint (Fig. 2-6). Les fumiers appliqués au printemps se démarquent des applications d'automne avec des niveaux de lecture significativement plus bas (Fig. 2-6a, Annexe 3). Les plus grandes variations s'observent pour les petites doses de 55 et 90 kg N ha⁻¹ (Fig. 2-6b). À ces deux doses, tous les traitements ont des niveaux de chlorophylle plus bas par rapport à ceux des doses élevées d'azote. Seul le traitement « N » enregistre de très faibles baisses.

Analyses foliaires au stade de la sortie des soies

Aucune différence significative n'a été observée pour les analyses de feuilles selon les différentes périodes d'application des fumiers durant les deux années de l'expérience. Seules les différentes doses d'azote révèlent en 2005 des différences significatives. Les niveaux d'azote des feuilles augmentent proportionnellement aux doses d'azote appliquées. À 55 kg N ha⁻¹, seuls les traitements « N » et « AT » atteignent le niveau de suffisance d'azote établi entre de 2,5 et 3,5% pour le maïs (Fig. 2-7). L'application de fumier faite au printemps est celle qui nécessite une dose d'application d'azote légèrement plus élevée pour atteindre ce niveau de suffisance.

Analyses des nitrates des tiges au stade de la maturité physiologique

Pour 2004 et 2005, il n'y a pas de différence significative entre les périodes d'application de fumier concernant le contenu des tiges en NO₃-N (Fig. 2-8a, Fig. 2-9).

En 2004, des niveaux significativement plus élevés sont rapportés pour le traitement « N » avec plus de 8600 mg de NO₃-N par kg de matière sèche (ppm) comparativement à moins de 1500 mg kg⁻¹ pour l'ensemble des autres traitements (Fig. 2-9).

En 2005, les niveaux de NO₃-N des tiges sont proportionnels aux doses d'azote appliquées (Fig. 2-8b). À la dose de 90 kg de N ha⁻¹, seul le traitement « N »

atteint le niveau de suffisance en azote établi entre 700 et 2000 mg NO₃-N kg⁻¹. Le traitement suivant qui atteint et dépasse ce même niveau est « AT » à 125 kg N ha⁻¹. Le traitement « Pr » n'arrive à atteindre ce niveau de suffisance que lorsque plus de 200 kg de N sont appliqués à la culture.

Les variations de nitrate des tiges suivent les mêmes tendances que les évaluations de chlorophylle et les niveaux d'azote des feuilles.

Corrélation entre les différentes évaluations de l'azote des tissus

Des corrélations hautement significatives entre les rendements et ces trois évaluations de niveaux d'azote dans les plants sont rapportées au Tableau 2-4. Les analyses statistiques permettent de mettre en lumière les coefficients de corrélation de Pearson. Les corrélations entre les niveaux de lecture de la chlorophylle et l'azote des feuilles et entre la chlorophylle et les rendements sont de 0,93 et 0,82 respectivement (Tableau 2-4) et elles sont hautement significatives à $P < 0,001$. Ces corrélations permettent d'affirmer que les rendements sont proportionnels aux niveaux d'azote trouvés dans les tissus (Fig. 2-10).

Des méthodes d'évaluations de l'azote des végétaux reconnus par le milieu scientifique

L'efficacité des différentes méthodes d'évaluation de l'azote utilisées dans ce projet est reconnue par les experts scientifiques en production de maïs (Varvel

et al. 1997 ; Balkcom *et al.* 2003 ; Wilhelm *et al.* 2005 ; Douglas *et al.* 2005 ; Cerrato and Blackmer 1991).

Seules les lectures avec le chlorophylle-mètre nous ont permis de discriminer les différentes périodes d'application de fumiers en révélant des teneur en chlorophylle significativement plus faibles pour les applications faites au printemps. Les deux autres méthodes, l'analyse des feuilles et celle des tiges, n'ont révélé aucune différence entre les différentes périodes d'épandage, toutefois les mêmes tendances y sont observées. Cette absence de discrimination pour les analyses de feuilles et de tiges peut être attribuée en partie à un échantillonnage insuffisant et à la quantité élevée d'azote (55 hg ha^{-1}) appliquée comme engrais de démarrage lors des semis de 2005. Scharf *et al.* (2006) a rapporté des corrélations beaucoup plus fortes entre les rendements et les niveaux d'azote des feuilles lorsque aucune fertilisation azotée n'était appliquée au semi. Le haut potentiel de productivité du sol doit également être considéré. Stevens *et al.* (2005ab) rapporte dans son étude à long terme sur la fertilisation du maïs, que les régimes de fertilisations précédents (sur-fertilisation ou sous-fertilisation) ont un impact direct sur les courbes de réponses du maïs à la fertilisation azotée. Les rendements très élevés obtenus sans N dès la première saison du projet témoignent que le champ a possiblement emmagasiné beaucoup d'azote sous des formes organiques durant les années précédent nos essais.

Les nitrates du sol selon trois profondeurs

À la Figure 2-11a, les niveaux de $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol en date du 7 octobre, soit environ six semaines après les premiers épandages, sont significativement supérieurs au témoin à des niveaux de 20 mg kg^{-1} dans la couche 0-20 cm (Annexe 4). Ces niveaux de $\text{NO}_3\text{-N}$ résultent des conditions climatiques de septembre 2003 (Fig. 2-14b) favorables à la minéralisation de l'azote organique du fumier et de la nitrification du $\text{NH}_4\text{-N}$. Les recommandations du Minnesota (Randall *et al.* 2003) suggèrent d'attendre des températures de sol inférieures à 10°C pour procéder aux épandages d'azote durant l'automne. Les résultats de recherches de Rochette *et al.* (2004) l'ont contraint à conclure que les températures froides enregistrées lors des applications de lisier de porc le 13 octobre avait vraisemblablement limité la nitrification et l'accumulation des nitrates dans le sol contrairement aux applications du 17 mai au printemps suivant.

Des niveaux d'azote significativement plus élevés (Figure 2-11a) à 9 mg kg^{-1} dans l'horizon 20-40 cm pour les traitements ayant reçu des applications de fumiers révèlent que des $\text{NO}_3\text{-N}$ avaient déjà commencé à migrer à travers le profil du sol lors des pluies de septembre 2003 (Fig. 2-14a).

Un deuxième échantillonnage (Fig. 2-11b) dans les mêmes couches de sol a été fait plusieurs semaines après les dernières applications d'engrais organique et minéral du printemps suivant. Les analyses statistiques rapportent que seul le traitement « N » a livré des niveaux d'azote différents pour les deux premiers

horizons échantillonnés. Ces résultats indiquent qu'à cette date du 20 mai, il n'y a plus de différence entre les périodes d'épandage d'automne. Les nitrates produits après les épandages de l'automne hâtif ne sont plus perceptibles dans les résultats. Ils ont possiblement migré sous la profondeur de sol échantillonnée (N'Dayegamiye *et al.* 2004). Les fumiers appliqués au printemps, avec un rapport C/N de 17.2, n'ont tant qu'à eux, vraisemblablement pas débuté leur minéralisation (Beauchamp 1986) malgré les conditions favorables de la météo du mois de mai (Fig. 2-15).

Les nitrates du sol sur 30 cm de profondeur

Les quatre autres campagnes d'échantillonnage sur une profondeur de 30 cm (Fig. 2-12), confirment qu'il n'y a aucune différence significative entre les périodes d'épandage des fumiers pour chaque date d'échantillonnage. Les analyses multivariées soulignent que les résultats sont autocorrélés entre les dates d'échantillonnage et qu'il existe une différence hautement significative entre les niveaux de N retrouvés aux différentes dates d'échantillonnage.

Ces niveaux de $\text{NO}_3\text{-N}$ sont en lien direct avec les quantités totales d'azote organique et minéral appliquées (Fig. 2-12). Les parcelles « N » livrent les plus hauts résultats au début des essais, mais les différences s'estompent au fur et à mesure que les échantillonnages s'éloignent de la date des applications d'engrais. Aucune différence n'est perceptible dès le début de la deuxième saison de culture lors de l'échantillonnage du 10 juin 2005. L'azote s'est soit

lessivé, soit réorganisé dans le sol sous forme organique et donc de ce fait imperceptible par des analyses de $\text{NO}_3\text{-N}$.

Azote total du sol

D'autres échantillons de sol ont été prélevés en octobre 2005 juste avant la récolte finale, pour les traitements « N » et « T00 » selon les six doses d'azote appliquées. Ces deux traitements ont une différence cumulative d'application d'azote de 525 kg ha^{-1} (Tableau 2-5) pour les deux années d'essais. Les résultats d'azote total sur une profondeur de 30 cm démontrent une accumulation moyenne de 1174 kg ha^{-1} d'azote en faveur du traitement « N ». Cette accumulation importante a un coefficient de variation très élevé à 52%. Une simple analyse de variance entre les deux séries de résultats montre qu'il y a une différence significative à $P=0.02$ entre les deux traitements. Ces résultats sont surprenants. Les mesures d'azote total dans un sol sont habituellement très variables mais la constance des résultats que nous avons obtenus nous oblige à considérer que beaucoup plus d'azote que prévu a été retenu par le sol. Des résultats publiés par Phillips *et al.* (1981) avaient démontré une très grande capacité de rétention de l'azote dans des essais de trois ans avec du lisier de vache appliqué à l'automne et au printemps sur un loam argileux. Ses résultats mettaient en parallèle les pertes d'azote provenant de parcelles ayant reçu annuellement des applications de 897 et 137 kg N ha^{-1} sous forme de lisiers et d'engrais minéraux respectivement. Aucune différence significative n'avait été relevée pour les pertes de $\text{NO}_3\text{-N}$ par les drains entre ces deux traitements. Il a

associé ces résultats au fait d'avoir bien incorporé le lisier au sol par un labour. L'étude de Chantigny *et al.* (2004) a révélé le haut potentiel de fixation d'un sol du Québec contenant 77% d'argile semblable à celui de notre étude (Tableau 2-2b). Il rapporte que 34% du $\text{NH}_4\text{-N}$ du lisier de porc étaient déjà fixés aux particules d'argile du sol six heures après l'application, et que ce pourcentage augmentait jusqu'au 14^{ième} jour.

Havlin *et al.* (1999) rapporte également que certaines argiles composées principalement de vermiculite et d'illite peuvent, indépendamment de l'activité biologique du sol, fixer d'importantes quantités de $\text{NH}_4\text{-N}$ entre leurs feuillets. Il ajoute que certains sols de l'Est du Canada ont un pouvoir de fixation très élevé pour les fertilisants appliqués sous forme de $\text{NH}_4\text{-N}$. Certaines évaluations pouvant atteindre 60% en surface, et 70% dans le sous-sol. Ce pouvoir de fixation semble important sur le site retenu pour les essais d'application des fumiers comme l'indiquent les analyses d'azote total du Tableau 2-5, et en général pour les argiles du Québec. La minéralogie de la fraction argileuse de tous les sols étudiés au Québec par Simard *et al.* (1990) est principalement dominée par de la vermiculite. Le site contient en moyenne de 62 à 79% d'argile sur un profil de sol de 60 cm de profondeur. L'autre portion de la texture du sol se compose principalement de particules de limon fin (Tableau 2-2c) qui, selon Havlin *et al.* (1999), est la fraction du limon qui a la capacité de fixer davantage de $\text{NH}_4\text{-N}$ et de ralentir la nitrification.

Giroux *et al.* (2003) avaient également indiqué que la présence de micropores dans les argiles leur conféraient une meilleure capacité de rétention des $\text{NO}_3\text{-N}$ et conséquemment diminuait leur vulnérabilité aux pertes de $\text{NO}_3\text{-N}$.

Ce constat nous porte à croire que l'incorporation au sol à l'automne d'une dose agronomique de fumier a de très fortes probabilités de voir son $\text{NH}_4\text{-N}$ être retenu et emmagasiné dans le sol et qu'il pourra contribuer à maintenir la très haute productivité du sol pour les années subséquentes comme l'indiquait l'étude de Sweeten (1998). Sweeten (1998) associait des augmentations de rendements de l'ordre de 31 à 85% pour des fourrages produits sur des sols amendés d'engrais organiques trois années auparavant.

CONCLUSION

Le début de la migration des nitrates en date du 7 octobre 2003 conséquemment aux épandages d'automne hâtif associé à de moins bonnes performances agronomiques pour les applications de printemps, comme en témoignent les lectures de chlorophylle, font en sorte que les applications d'automne tardif se démarquent favorablement dans le contexte de notre essai d'application de fumier de bovins laitiers sur un sol argileux. Les applications tardives de fumier sur un sol froid auraient permis une meilleure utilisation de l'azote en dépit des précipitations largement supérieures à la normale enregistrées à Montréal par Environnement Canada (2006) (Fig. 2-13a).

Les applications de fertilisants organiques ou minéraux de notre agriculture intensive comporte un risque environnemental inhérent à leur usage, mais dans le cas des épandages de fumiers solides sur une argile lourde, les résultats obtenus par des méthodes simples de diagnostics de l'azote, nous portent à conclure qu'il n'y a pas lieu pour cette entreprise agricole de restreindre outre mesure les applications d'automne tardif.

La gestion efficace des engrais organiques nécessite beaucoup de connaissances à la fois agronomiques et techniques. Les résultats obtenus des suivis de deux années à la ferme Bourg-joie en Montérégie sont concluants pour le type de sol qu'on y trouve, pour le type de gestion des fumiers qu'on y pratique et pour le régime hydrique que l'on a connu au cours de ces deux années. Un suivi semblable pour d'autres structures d'entreprises (types d'élevages, types d'entreposages des fumiers, gestion liquide des déjections animales) sur un territoire différent (textures sablonneuses, terrain en pente) conduirait à des conclusions assurément très différentes.

Les professionnels de terrain les plus concernés par la gestion des engrais organiques reconnaissent la différence entre une application de lisier de porc sur un sol sableux en pente et une application de fumier pailleux de bovins laitiers sur un sol plat et très argileux. La difficulté est de trouver une information fiable pour évaluer équitablement le risque environnemental associé aux différentes structures d'entreprises. Pour certaines il faudrait augmenter les restrictions

concernant les doses et les épandages d'automne, mais pour d'autres, il faudrait les alléger de beaucoup.

Références

- AGRICULTURE CANADA. 1990. *Étude pédologique du comté de Verchères (Québec)*. Volume 1, Description et interprétation des unités cartographiques. Direction générale de la recherche.
- BALKCOM, D.S., A.M. BLACKMER, D.J. HANSEN, T.F. MORRIS, et A.P. MALLARINO. 2003. *Testing soils and cornstalks to evaluate nitrogen management on the watershed scale*. J. Environ. Qual. 32:1015-1024.
- BEAUCHAMP, E.G. 1986. *Availability of nitrogen from three manures to corn in the field*. Can. J. Soil Sci. 66:713-720.
- BLACKMER, A.M. et A.P. MALLARINO. 1996. *Cornstalk testing to evaluate N management*. Ext. Pamphlet 1584. Iowa State Univ., Ames.
- BROUDER, S.M. et D.B. MENGEL. 2003. *Determining nitrogen fertilizer sidedress application needs in corn using a chlorophyll-meter*. Ext. Pamphlet AY-317-W. Purdue University Cooperative Extension Service. West Lafayette, Indiana 47907.
- <http://www.agry.purdue.edu/ext/pubs/AY-317-W.pdf>

- CERRATO, M.E., and A.M. BLACKMER. 1991. *Relationships between leaf nitrogen concentrations and the nitrogen status of corn*. J. Prod. Agric. 4 :525-531.
- CHANTIGNY, M.H., D.A. ANGERS, T. MORVAN, and C. POMAR. 2004. *Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ^{15}N* . Soil Sci. Soc. Am. J. 68:637-643.
- COMFORT, S.D., P.P. MOTAVALLI, D.A. KELLING, and J.C. CONVERSE. 1987. *Soil profile N, P, and K changes from infected liquid dairy manure or broadcast fertilizer*. Trans. ASAE 30:1364-1369.
- CÔTÉ, D., A. MICHAUD, T.S. TRAN, and C. BERNARD. 1999. *Slurry sidedressing and topdressing can improve soil and water quality in the Lake Champlain basin*. Water science and application. American Geophysical Union. 1:225-238.
- CÔTÉ, D., M. GIROUX, A. N'DAYEGAMIYE et S.P. GUERTIN. 2004. *Périodes d'épandage des engrais de ferme et risque environnemental*. IRDA. Document interne. 12 p.
- CRAAQ. 2003. *Guide de référence en fertilisation*. 1re édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

DOUGLAS, L.K., D.L. DINNES, D.B. JAYNES, C.R. HURBURGH, C.A. CAMBARDELLA, T.S. COLVIN, and G.R. RIPPKE. 2005. *Corn response to late-spring nitrogen management in the walnut creek watershed*. Agron. J. 97 :1054-1061.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2006. *Données climatiques du Canada. Données enregistrées à Montréal, QC*. Site Web.
http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/monthlydata_f.html

GIROUX, M., A.R. MICHAUD, C. CÔTÉ, N. ZIASDI, S. GUERTIN, S. QUESSY. 2003. *Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme*. Colloque en agroenvironnement. IRDA, pp. 73-99.

HAVLIN, J.L., J.D. BEATON, S.L. TISDALE, and W.L. NELSON. 1999. *Soil fertility and fertilizers*. 6th ed. Macmillan Publishing Co. New York, NY. USA.

HAWK CREEK LABORATORY INC. 2001. *Soil test kit – nitrate quick test*. User guide. http://www.geneq.com/catalog/en/soil_test_kit-nitrate_gui.html

LACHANCE, S., P.A. BLAIS, and C. KINSLEY. 2001. *Nitrogen losses in surface and drainage waters from spring and late manure applications on level*

clay soils. Programme national de conservation de l'eau et du sol, Rapport final, 38 p.

LAMONTAGNE, L. et M. C. NOLIN. 1990. *Étude pédologique du comté de Verchères (Québec)*. Direction générale de la recherche, Agriculture Canada.

MAGDOFF, F. 1991. *Understanding the Magdoff pre-sededress nitrate test for corn*. J. Prod. Agric. 4 : 297–305.

N'DAYEGAMIYE, A., M. GIROUX, and R. ROYER. 2004. *Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol*. Agrosol. 15:97-106.

OMAFRA. 2002. *Guide agronomique des grandes cultures. Publication 811F*. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et des affaires régionales de l'Ontario. Publication 811F : Maïs .

PHILLIPS, P.A., J.L.B. CULLEY, F.R. HORE, and N.K. PATNI. 1981. *Pollution potential and corn yields from selected rates and timing of liquid manure applications*. ASAE Paper 79-2117.

POIRIER, V. and M. GIROUX. 2004. *Applications d'engrais de ferme et de boues mixtes de papetières en période automnale et printanière : valeur fertilisante et risques environnementaux*. Revue de littérature. IRDA. p.p. 5-17.

RANDALL, G.W., M.A. SCHMITT, and J.P. SCHMIDT. 1999. *Corn production as affected by time and rate of manure and nitrapyrin*. J. Prod. Agric. 12 :317-323.

RANDALL, G.W., A. VETSCH, and J.R. HUFFMAN. 2003. *Corn production on a subsurface-drained mollisol as affected by time of nitrogen application and nitrapyrin*. Agron. J. 95 :1213-1219.

REA (Règlement sur les exploitations agricoles) (c. Q-2, r.11.1) (2004). Gouv. du Québec. 26 p.

ROCHETTE, P., D.A. ANGERS, M.H. MARTIN, N. BERTRAND, and D. CÔTÉ. 2004. *Carbon Dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil*. Sci. Soc. Am. J. 68:1410-1420.

SAS Institute. 1999. SAS for Windows. Version 9.1. SAS inst., Cary, NC.

- SCHARF, P.C., S.M. BROUDER, and R.G. HOEFT. 2006. *Chlorophyll-meter reading can predict nitrogen need and yield response of corn in the North-Central USA*. Agron. J. 98:655-665.
- SHAHANDEH, H., A.L. WRIGHT, F.M. HONS, and R.J. LASCANO. 2005. *Spatial and temporal variation of soil nitrogen parameters related to soil texture and corn yield*. Agron. J. 97 :772-782.
- SIMARD, R.R., J. ZIZKA, and C.R. DE KIMPE. 1990. *Le prélèvement du K par la luzerne (Medicago sativa L.) et sa dynamique dans 30 sols du Québec*. Can. J. Soil Sci. 70:379-393
- STATISTIQUES CANADA. 2006. *Indices de prix des entrées dans l'agriculture, données annuelles de 1998 à 2005 (Indice, 1992=100)*. Site Web.
Indice des prix des entrées dans l'agriculture 2305
- STEVENS, W.B., R.G. HOEFT, and R.L. MULVANEY. 2005a. *Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study: 1. Interaction with soil nitrogen*. Agron. J. 97:1037-1045.
- STEVENS, W.B., R.G. HOEFT, and R.L. MULVANEY. 2005b. *Fate of nitrogen-15 in a long-term nitrogen rate study: 2. Nitrogen uptake efficiency*. Agron. J. 97:1037-1045.

SWEETEN, J.M. 1998. *Cattle feedlot manure and wastewater management practices*. pp. 126-153. In J.L. Hatfield et B.A. Stewart. *Farm Manures Congresses*. (ed.) Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource.

VARVEL, G. E., J. S. SCHEPERS, and D. D. FRANCIS. 1997. *Chlorophyll-meter and stalk nitrate techniques as complimentary indices of residual nitrogen*. J. Prod. Agric. 10:147-151.

WILHELM, W. W., G. E. VARVEL, and J. S. SCHEPERS. 2005. *Corn stalk nitrate concentration profile*. Agron. J. 97:1502-1507.

Tableau 2-1: Indices annuels des prix des fertilisants chimiques agricoles.
(Indice, 1992 = 100).

	Indices des prix		
Indice de prix	Engrais azote	Engrais phosphate	Engrais potassique
1998	122,5	139	119
1999	115,7	149,3	125,8
2000	112,9	130,9	128,1
2001	154,1	139,5	132,7
2002	128,1	133,8	128,5
2003	154,5	143,4	137,3
2004	160,8	149,3	145,6
2005	177,1	159	167,3

Source : Statistique Canada, 2006.

Tableau 2-2: Résultats d'analyses : a) du sol de surface, b) de la Capacité d'Échange Cationique et de la texture du sol selon trois profondeurs, c) du diamètre des particules de limon.

a)

N total (%)	C (%)	C/N	pH	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)
0,32	5,6	17,53	6,3	82	703	8340	1609

b)

Horizon (cm)	CEC ¹ (cmol/kg)	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Texture ²
00-20 ³	27	1	37	62	Argile lourde
20-40 ⁴	22	1	23	76	Argile lourde
40-60 ⁴	20	0	21	79	Argile lourde

c)

Horizon (cm)	Limon %			
	Total	Grossier 50-20µm	Moyen 20-5 µm	Fin 5-2 µm
00-20 ³	37	3	18	17
20-40 ⁴	23	2	10	13
40-60 ⁴	21	1	8	13

1 : CEC à l'acétate d'ammonium.

2 : Texture par gravimétrie

3 : moyenne de 4 échantillons

4 : moyenne de 2 échantillons

Tableau 2-3: Caractérisation des fumiers de bovins laitiers, les dates d'épandage et les apports d'azote total (Brut) et valorisable (Net).

Périodes d'épandage	Dose d'application : 50 t/ha			Analyses				
	N		Dates d'application	N Total (kg/t)	NH ₄ (kg/t)	P ₂ O ₅ (kg/t)	K ₂ O (kg/t)	C/N
	Brut	Net						
Saturée N	335	110	24 / 08 / 2003	6,7	2,0	4,4	7,6	16,5
Automne Hâtif	335	110	24 / 08 / 2003	"	"	"	"	"
Aut. Hâtif + Eng.Vert	335	110	24 / 08 / 2003	"	"	"	"	"
Automne Tardif	235	80	14 / 10 / 2003	4,7	1,4	3,5	9,4	14,0
Printemps	230	95	04 / 05 / 2004	4,6	1,0	2,8	2,5	17,2
Témoin 00	0	0	---					

Tableau 2-4: Coefficients de corrélation entre les rendements, la teneur relative de la chlorophylle, l'azote des feuilles et les nitrates des tiges.

	Rendements	Tiges	Feuilles
Chlorophylle	0,82 **	0,73 **	0,93 **
Feuilles	0,81 **	0,73 **	
Tiges	0,54 **		

** P<0,001

Tableau 2-5: Différences d'accumulation d'azote total dans le sol entre les traitements témoins « T00 » et saturés « N » échantillonnés à la toute fin du projet.

Azote appliqué (kg/ha)							Moyenne	Coefficient de variation
T00								
2004	25	25	25	25	25	25		
<u>2005</u>	<u>55</u>	<u>90</u>	<u>125</u>	<u>160</u>	<u>200</u>	<u>240</u>		
sommes	80	115	150	185	225	265		
N								
2004	550	550	550	550	550	550		
<u>2005</u>	<u>55</u>	<u>90</u>	<u>125</u>	<u>160</u>	<u>200</u>	<u>240</u>		
sommes	605	640	675	710	750	790		
Différences (N – T00)	525	525	525	525	525	525	525	0%

Azote total retrouvé (kg/ha)						
T00	6167	4858	6435	5228	7970	6426
N	<u>6489</u>	<u>6827</u>	<u>8076</u>	<u>6340</u>	<u>9316</u>	<u>7079</u>
Différences (N – T00)	322	1969	1640	1112	1346	653
						1174
						52%

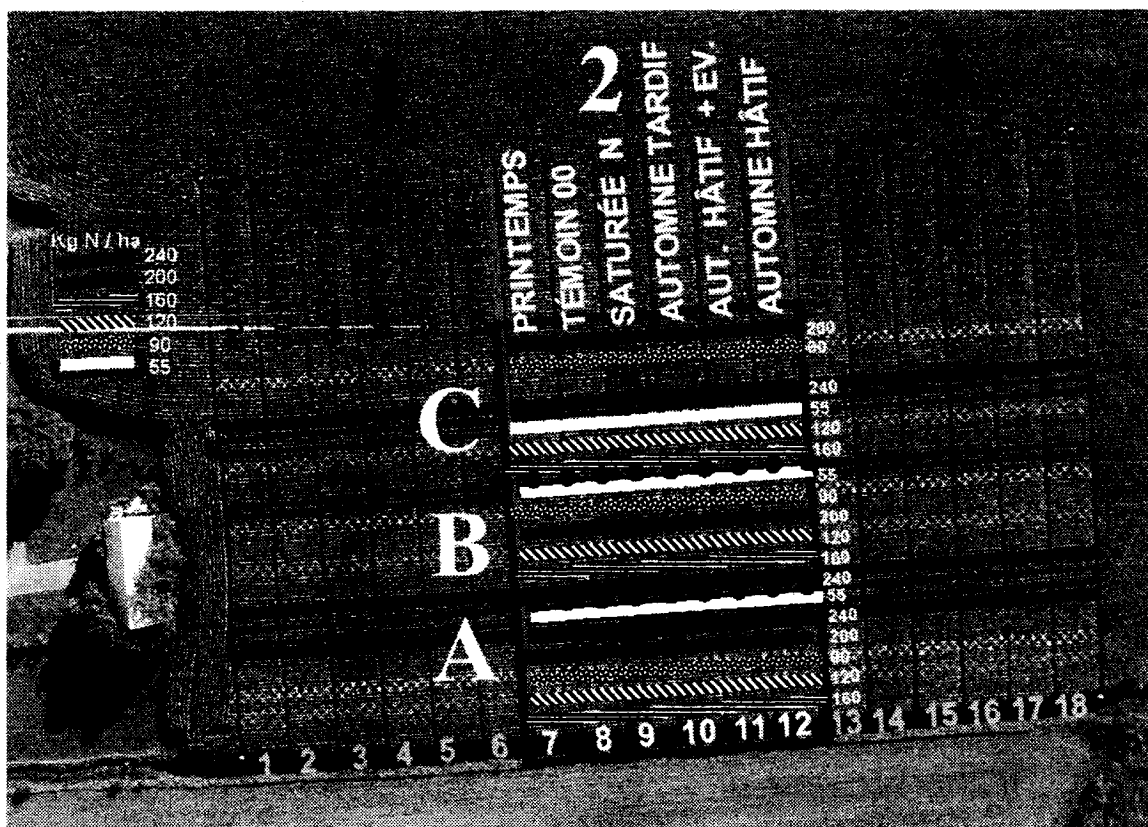


Figure 2-1: Vue aérienne du site d'essais et de la disposition en « Blocs Complets Aléatoires » (blocs 1-2-3) des différentes périodes d'application des fumiers de bovins laitiers en 2004 et de la disposition des différentes doses d'application d'azote en 2005 selon un dispositif en « Strip Split Block » (blocs A-B-C).

Seules les parcelles du centre du dispositif de 2004 ont fait l'objet d'un suivi agronomique exhaustif en 2005.

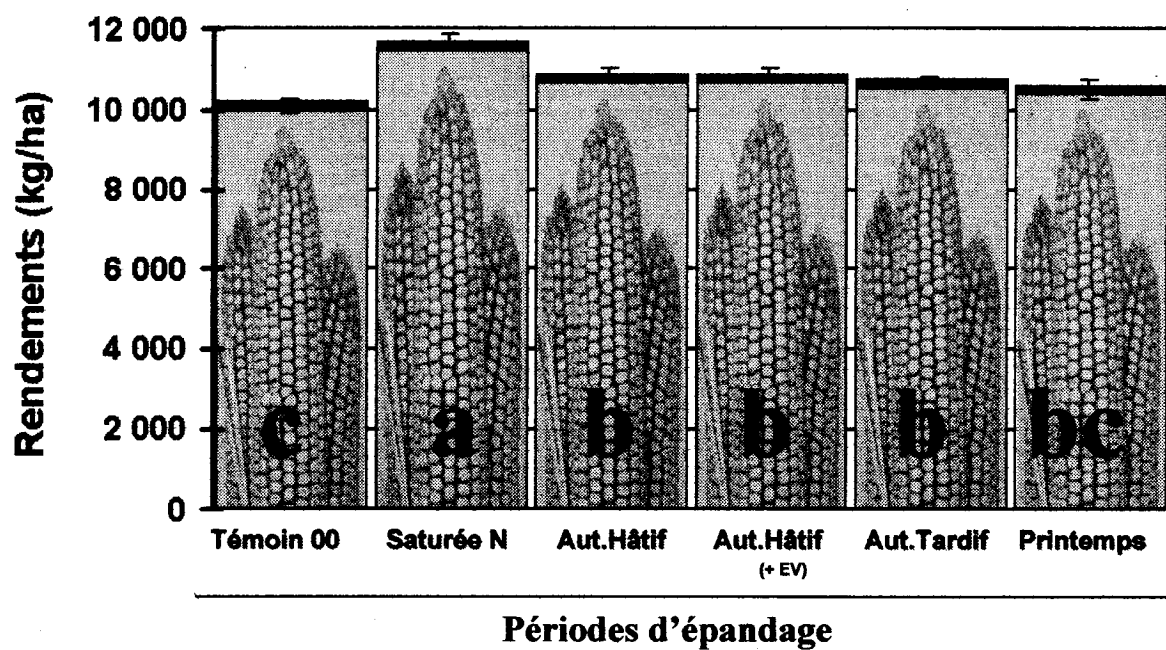
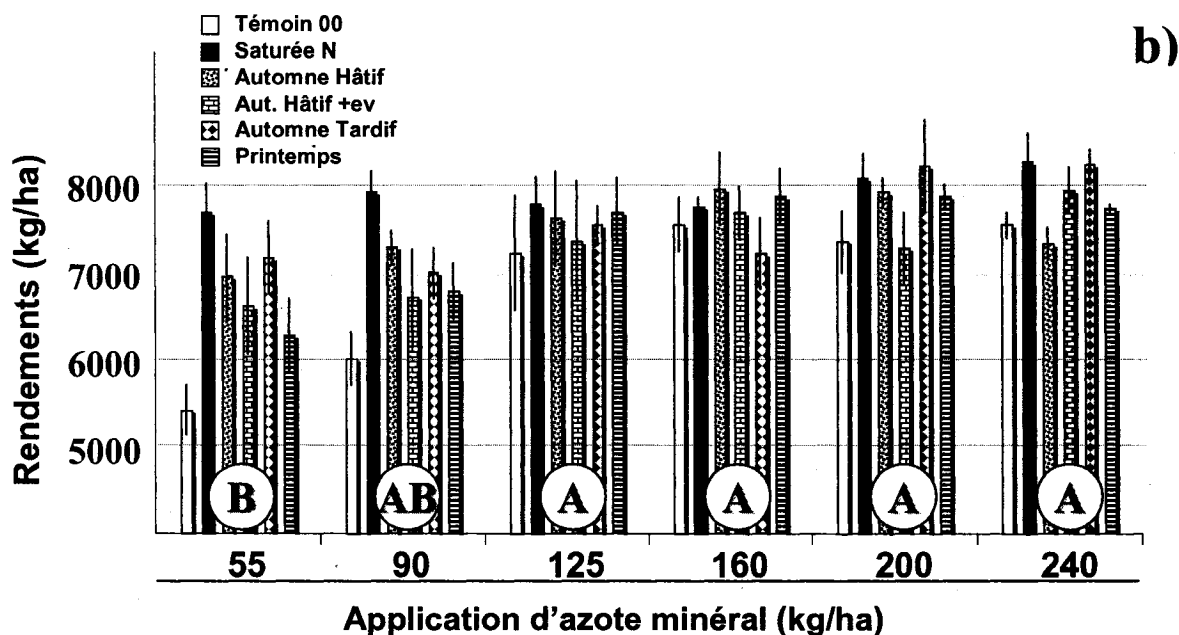
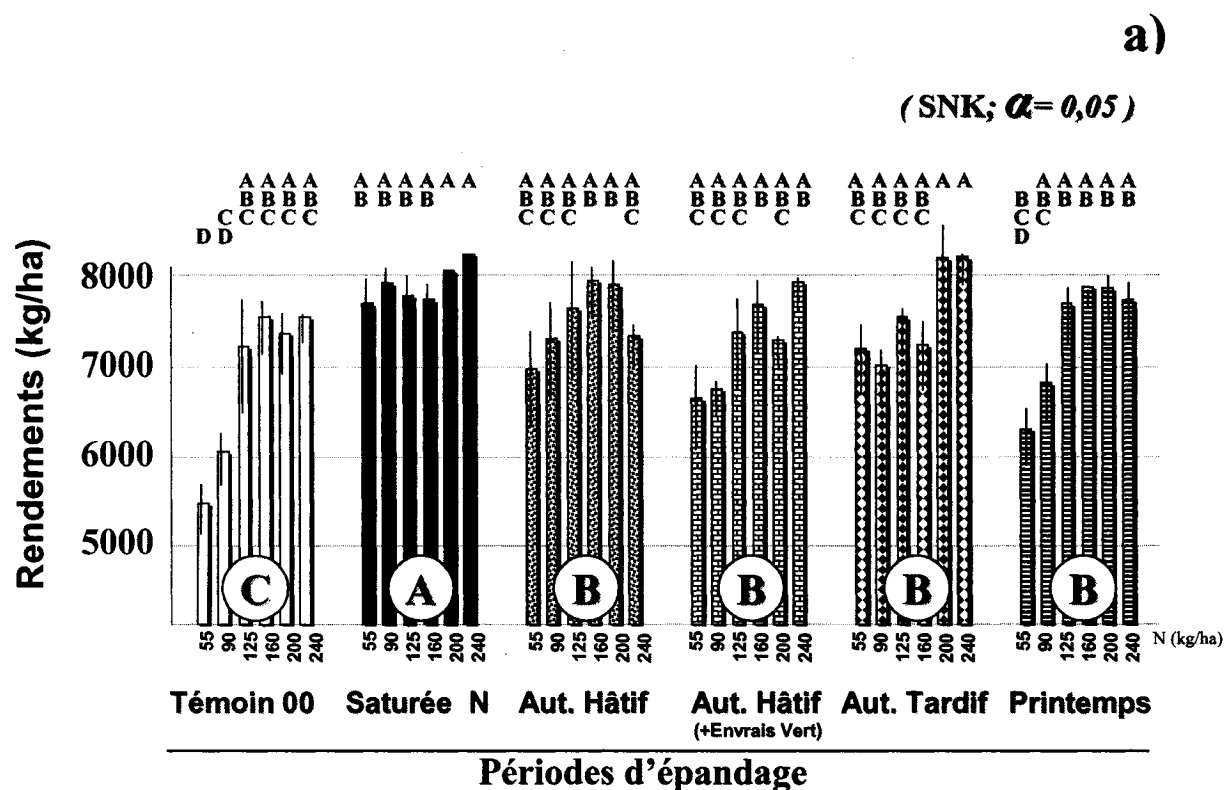


Figure 2-2: Rendements en maïs-grain sec en 2004 pour différentes périodes d'application des fumiers de bovins laitiers.



Figures 2-3: Rendements en maïs-grain sec en 2005 pour les différentes périodes d'épandage et les différentes doses d'application d'azote minéral. Les graphiques sont présentés selon les regroupements suivants : a) périodes d'épandage, b) doses d'azote .

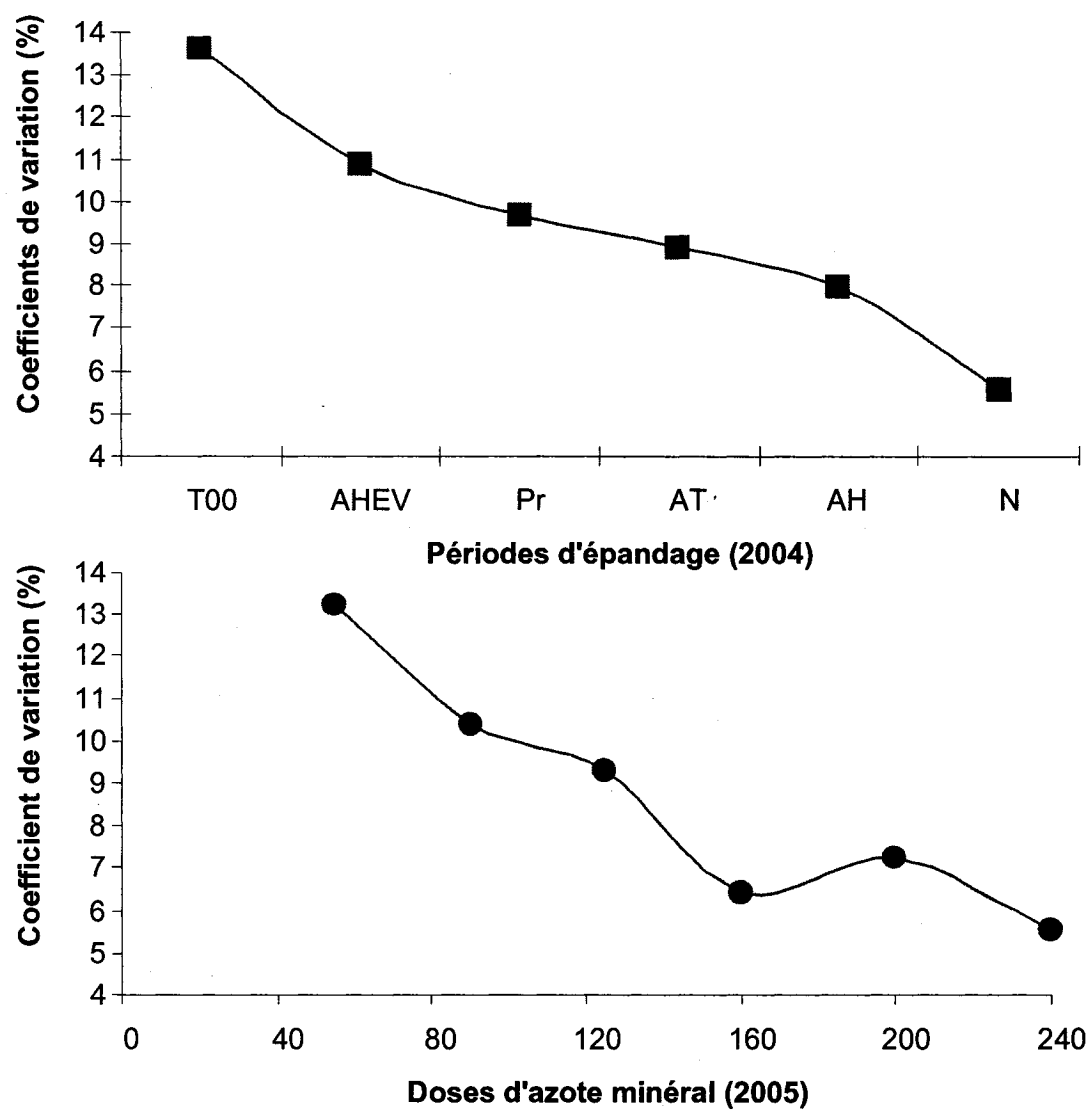


Figure 2-4: Coefficients de variation des rendements en 2005 selon les différentes périodes d'épandage des fumiers de bovins laitiers et les différentes doses d'azote appliquées en post-levée du maïs.

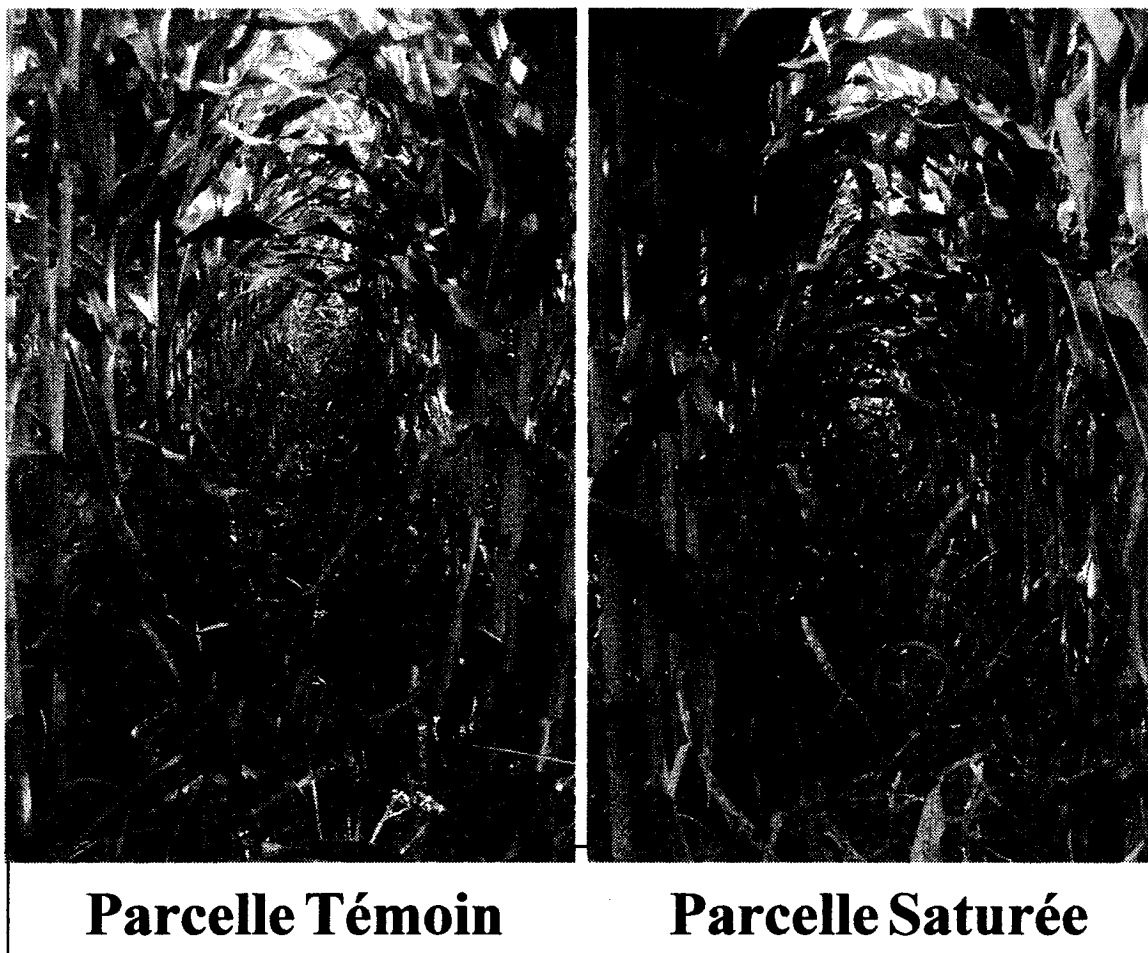
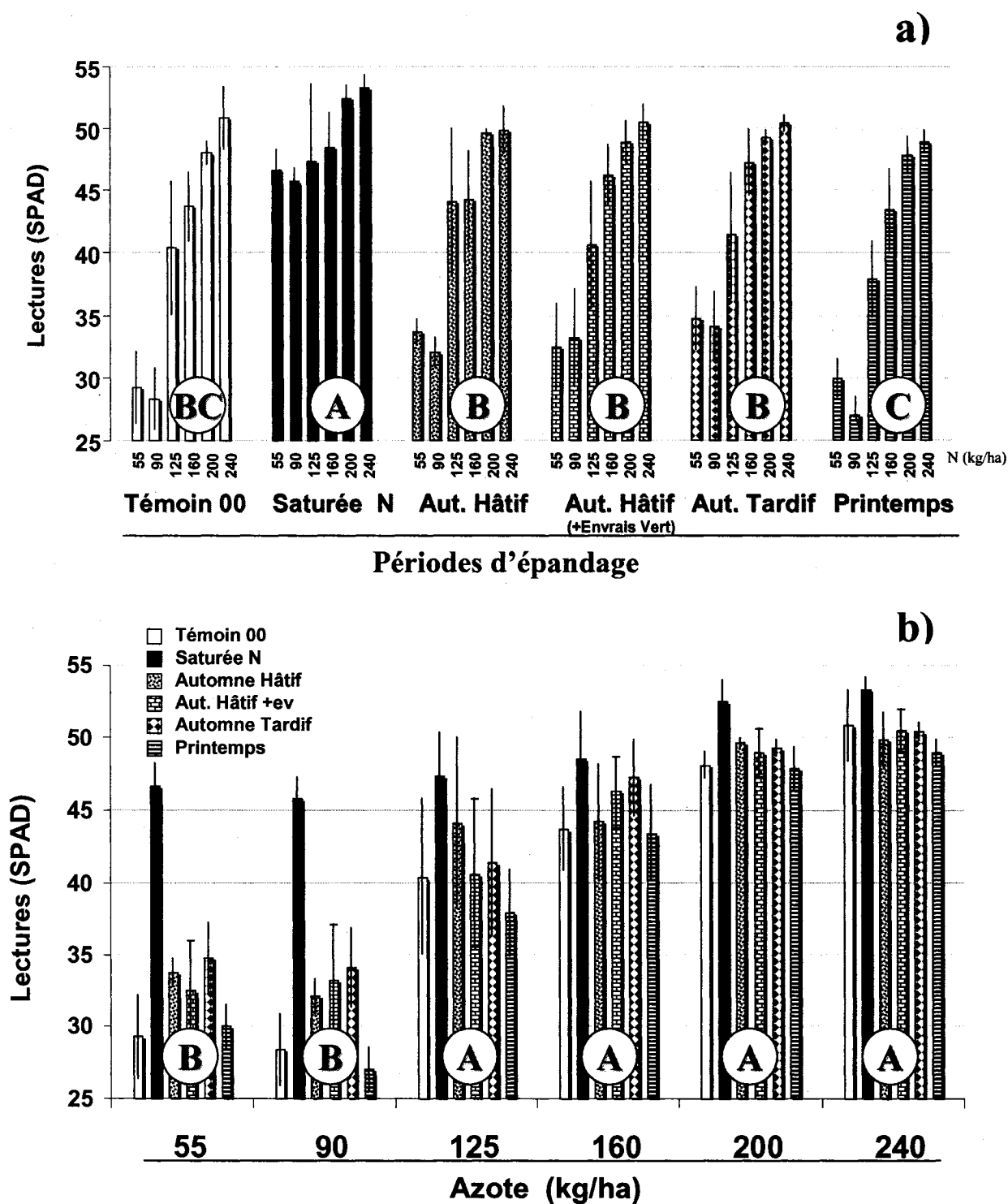
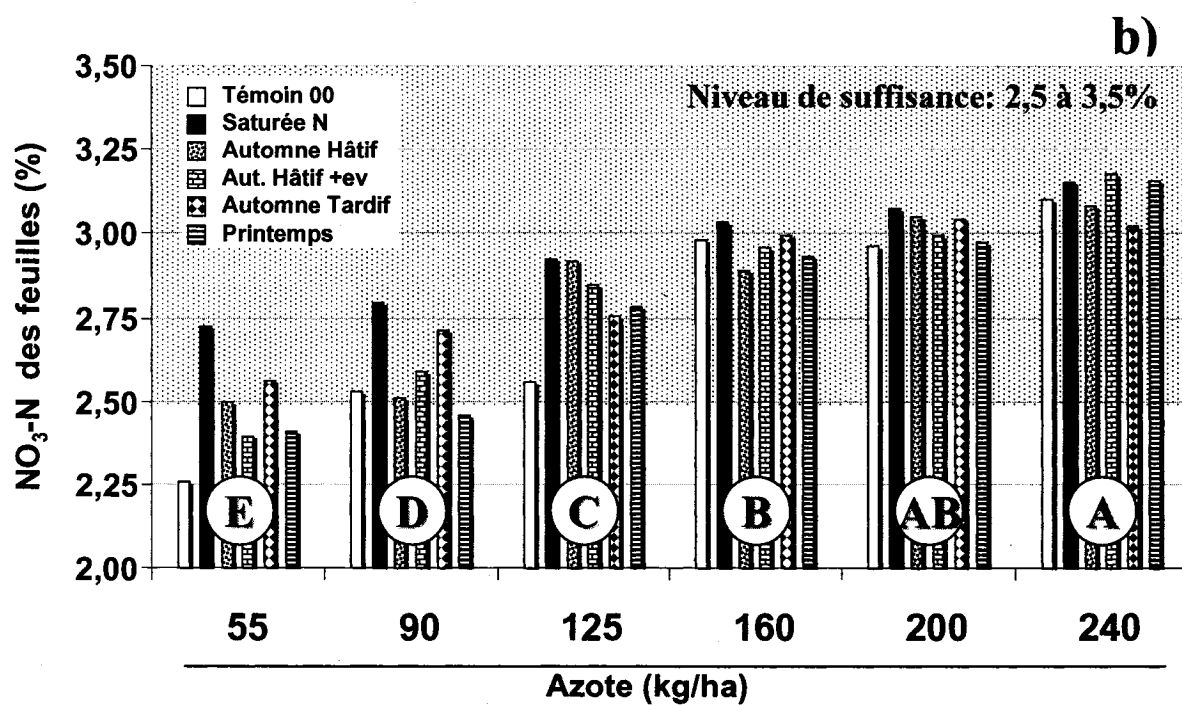
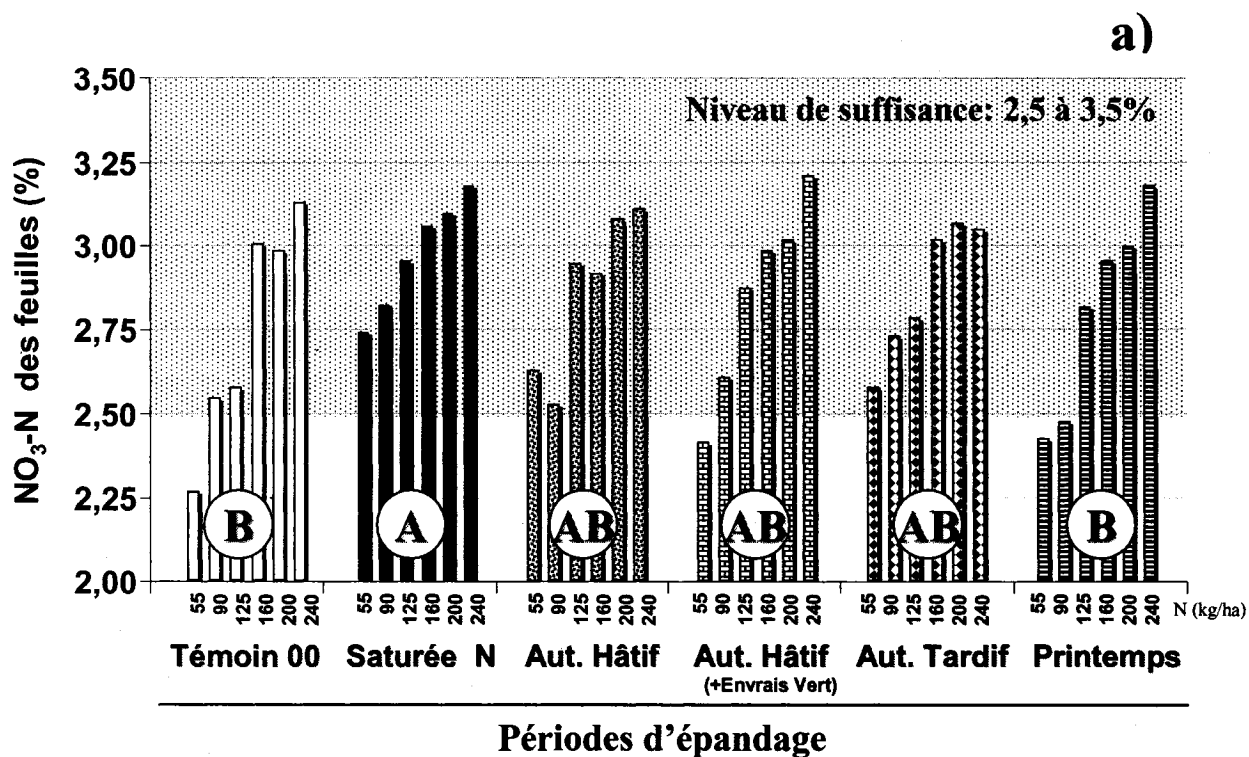


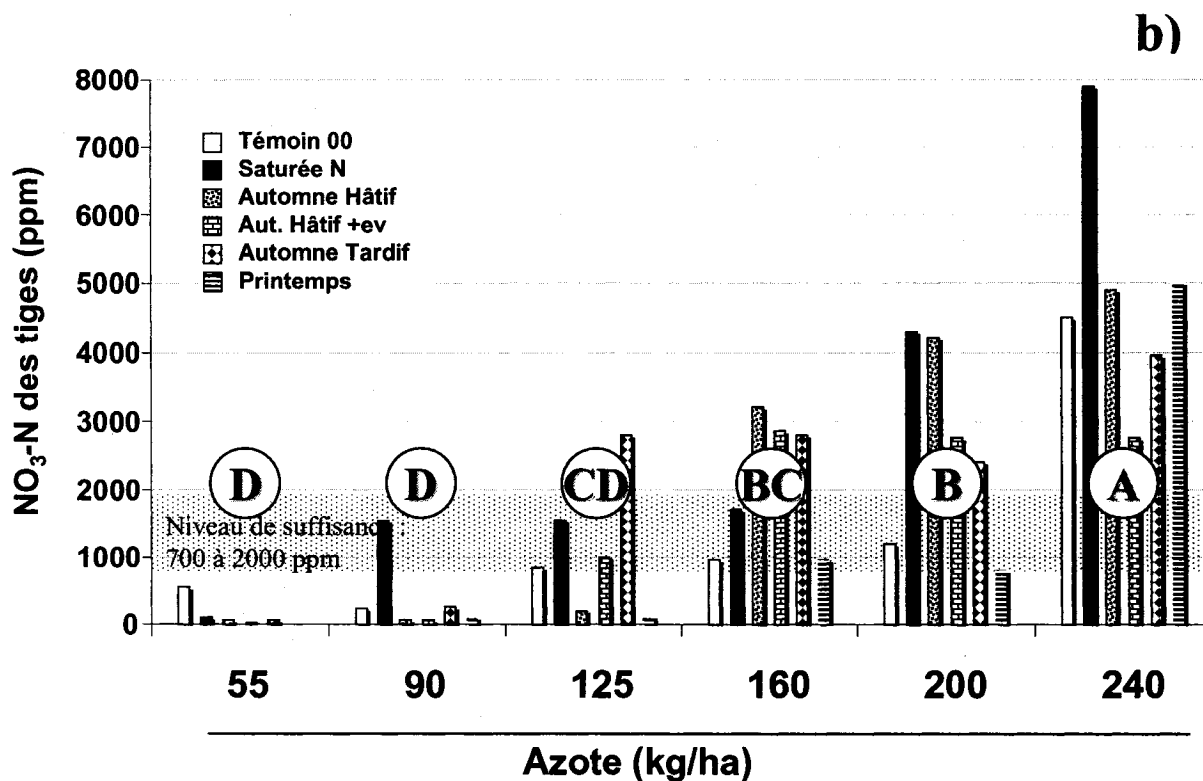
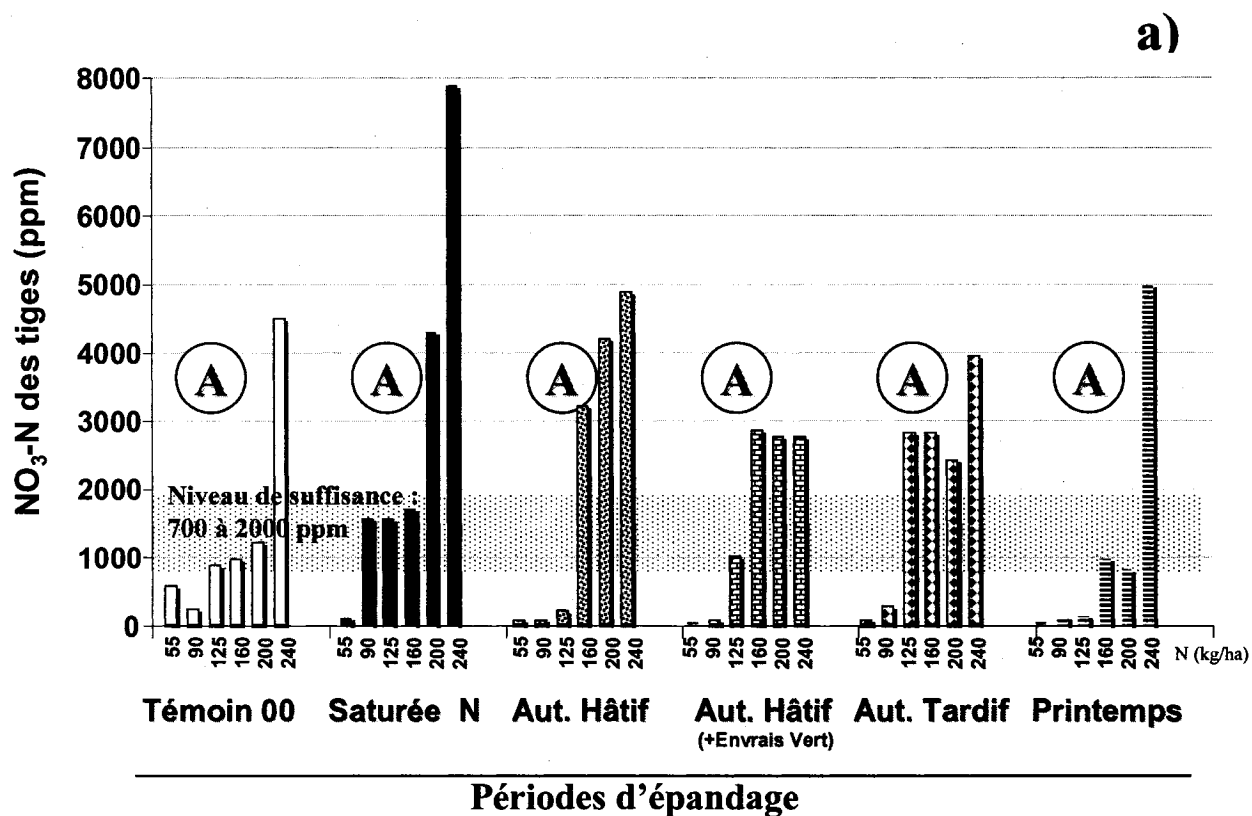
Figure 2-5: Symptômes de carences d'azote d'une parcelle témoin lors de la deuxième année consécutive en production de maïs avec une fertilisation totale de 80 kg N ha^{-1} pour les deux saisons de culture en comparaison avec une parcelle saturée ayant reçu 790 kg N ha^{-1} au cours de la même période.



Figures 2-6: Évaluation de la chlorophylle des feuilles de l'épi au début de la maturité physiologique de la culture de maïs, le 12 septembre 2005. Les graphiques sont présentés selon les regroupements suivants : a) périodes d'épandage, b) doses d'azote.



Figures 2-7: Évaluation du contenu en nitrate des feuilles opposées à l'épi au début de la pollinisation. Les graphiques sont présentés selon les regroupements suivants : a) périodes d'épandage, b) doses d'azote.



Figures 2-8: Évaluation du contenu en nitrate des tiges de maïs au stade de la maturité physiologique en 2005. Les graphiques sont présentés selon les regroupements suivants : a) périodes d'épandage, b) doses d'azote.

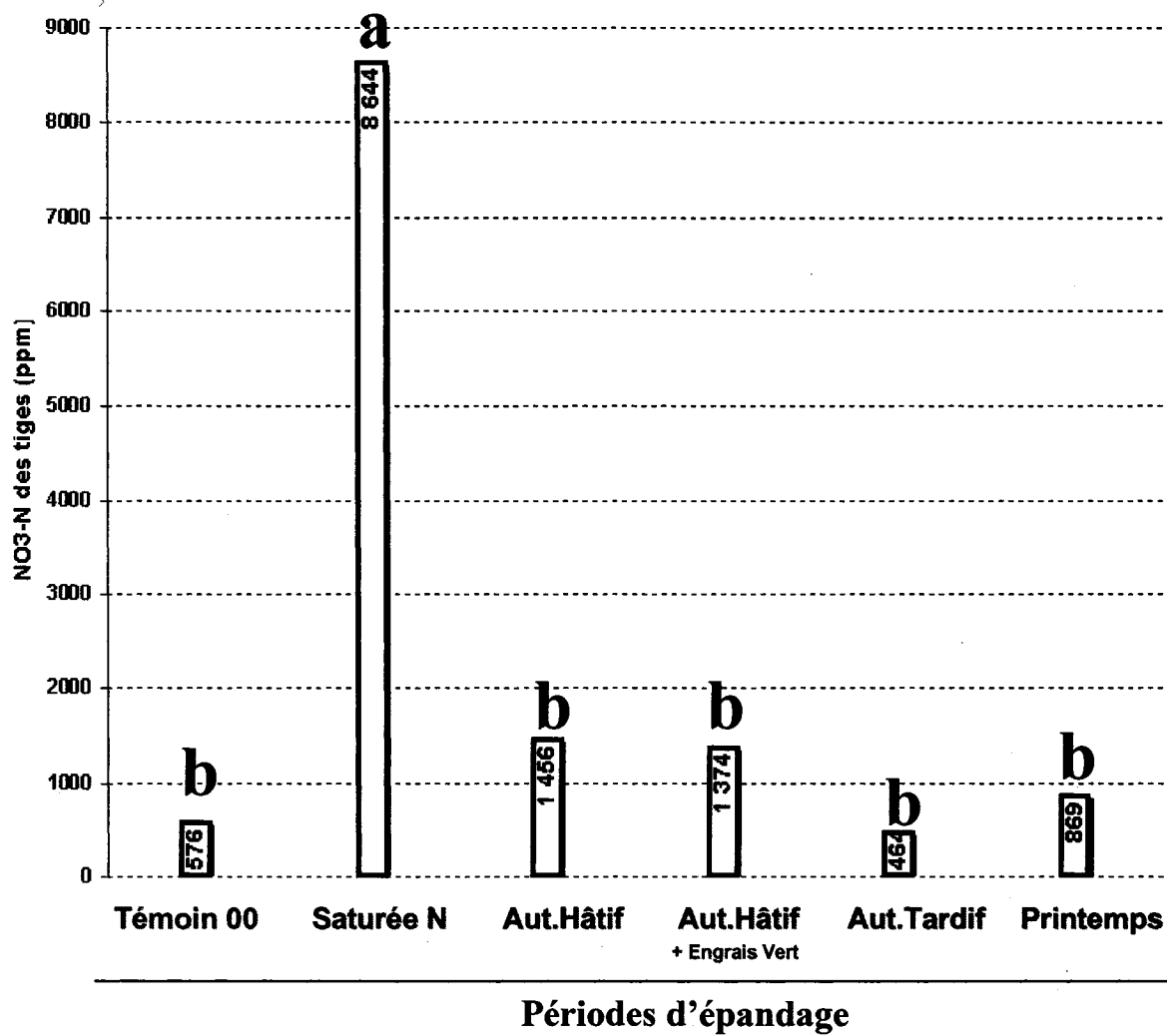


Figure 2-9: Évaluation du contenu en nitrate des tiges de maïs au stade de la maturité physiologique en 2004.

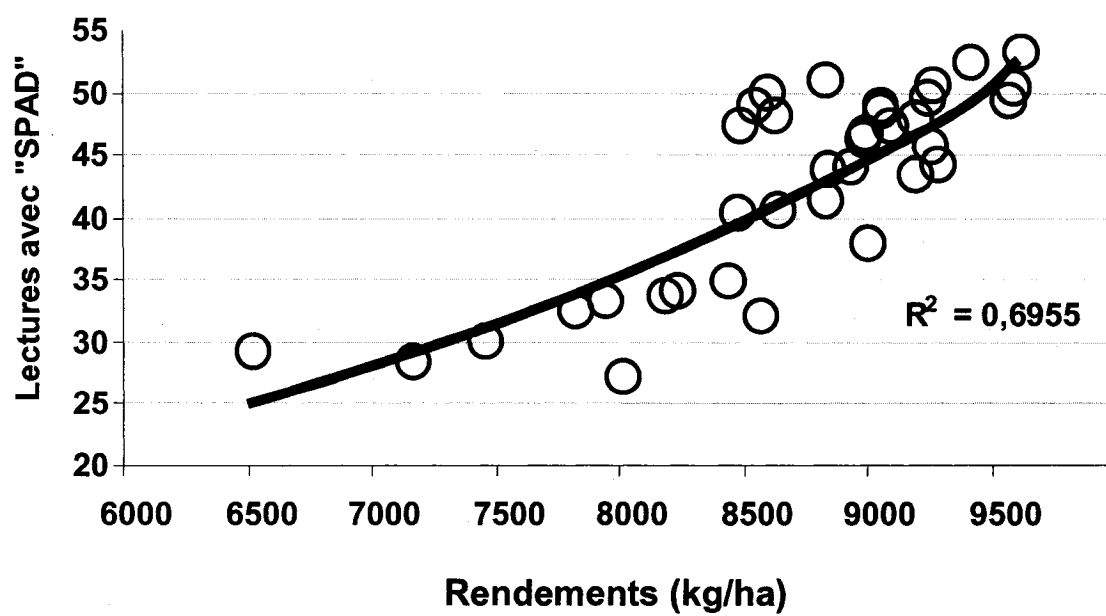
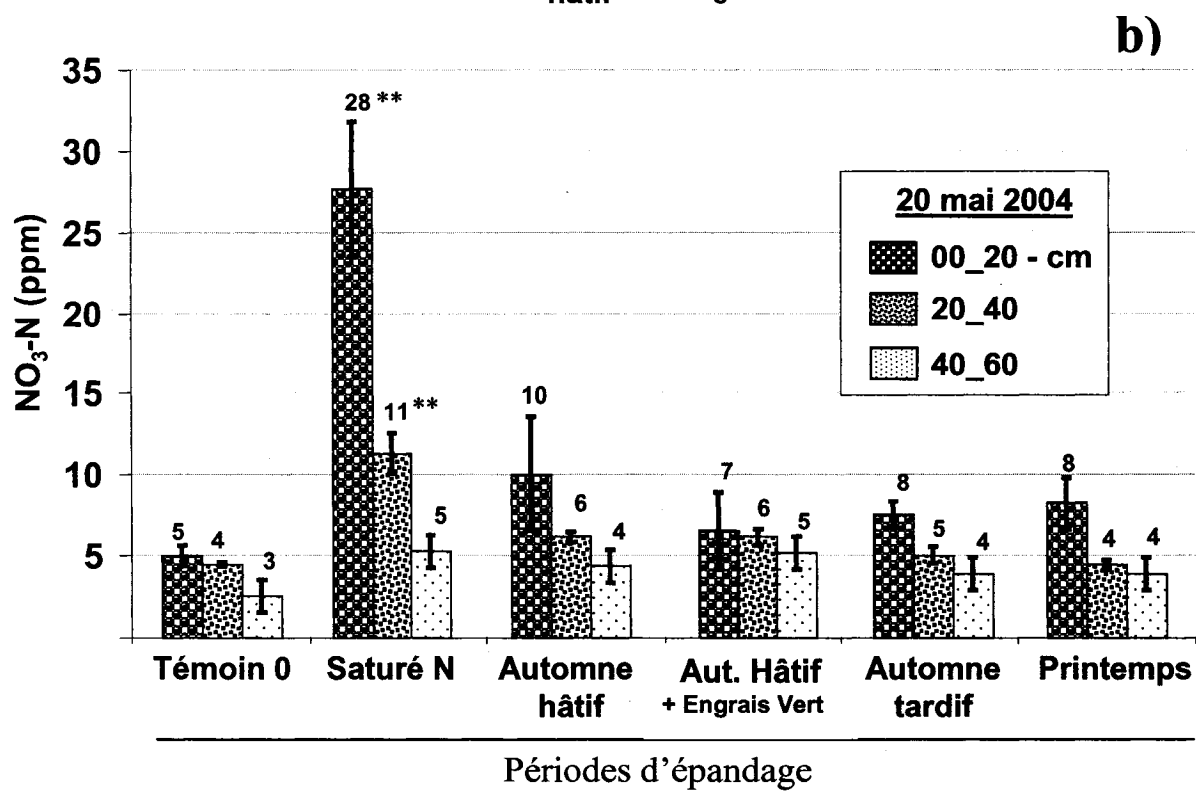
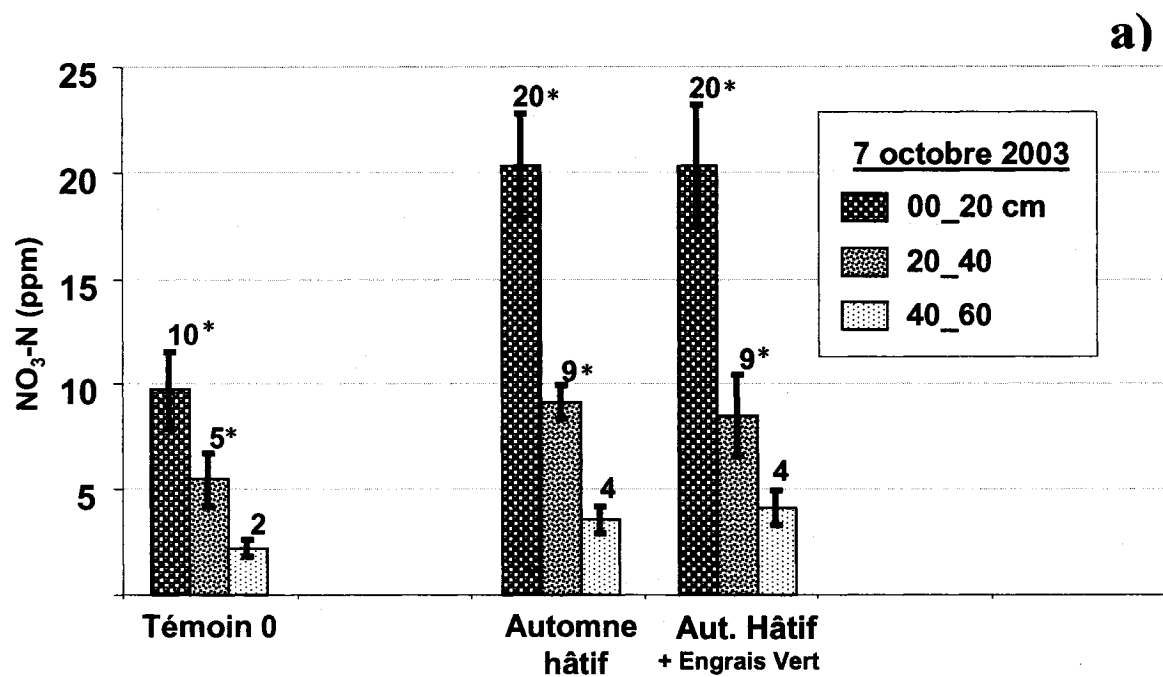


Figure 2-10: Corrélation significative à $P < 0,001$ entre les rendements et la lecture relative de la chlorophylle.



Figures 2-11: Évaluation des NO₃-N du sol selon trois niveaux de profondeur pour deux dates différentes.

*P<0,05
**P<0,001

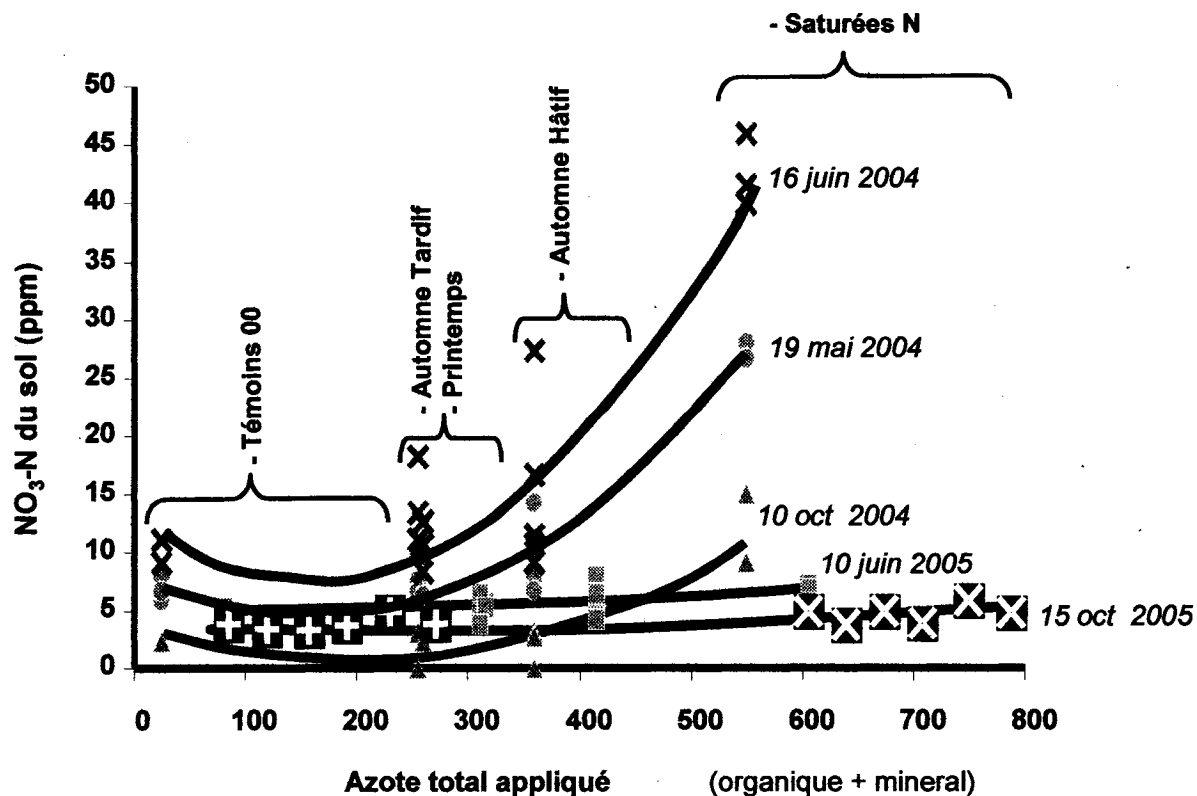
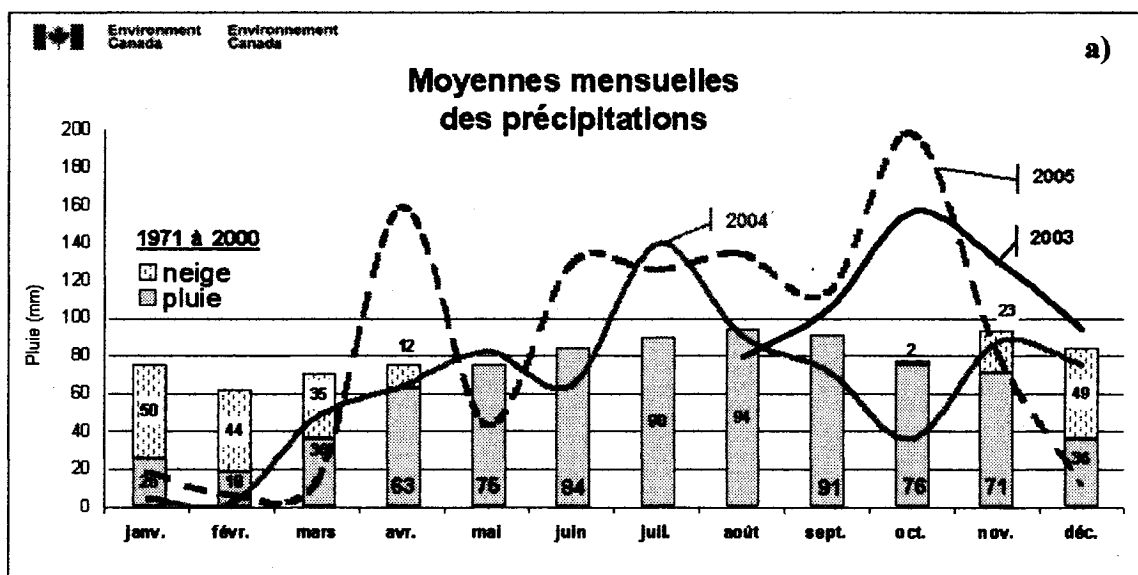
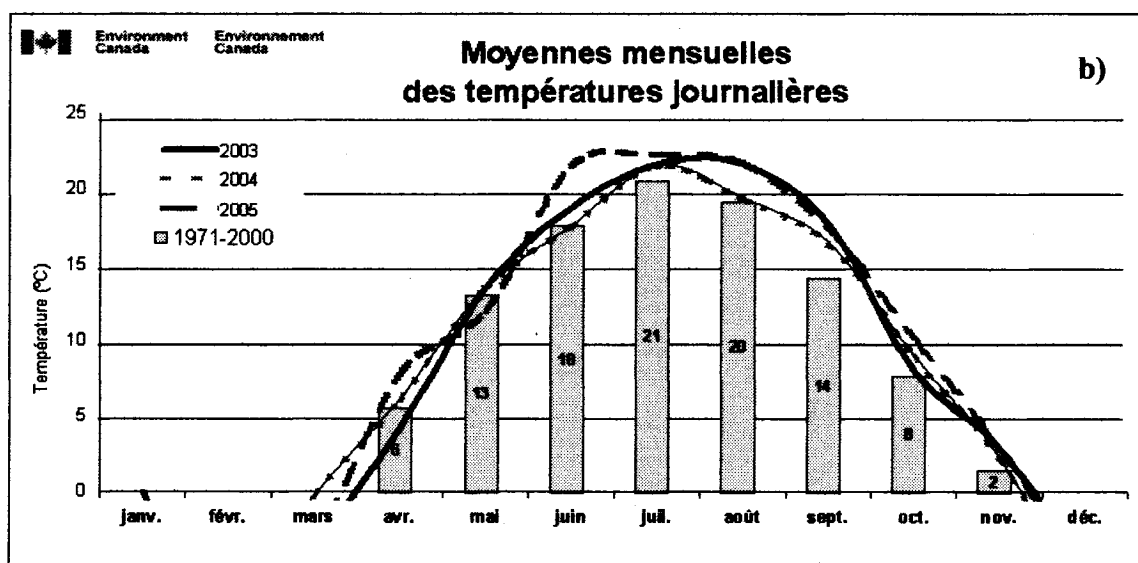


Figure 2-12: Évaluation des $\text{NO}_3\text{-N}$ du sol échantillonnés à cinq dates différentes sur une profondeur de 30 centimètres. Les résultats sont présentés selon les applications totales d'azote organique et minéral faites en 2004 et 2005. Chaque traitement et ses répétitions sont représentés par un point.

Les résultats du 15 octobre proviennent de seulement deux traitements « T00 » et « N » sur un seul bloc « C » pour chaque dose d'azote appliquées en 2005 (de 55 à 240 kg N ha⁻¹).

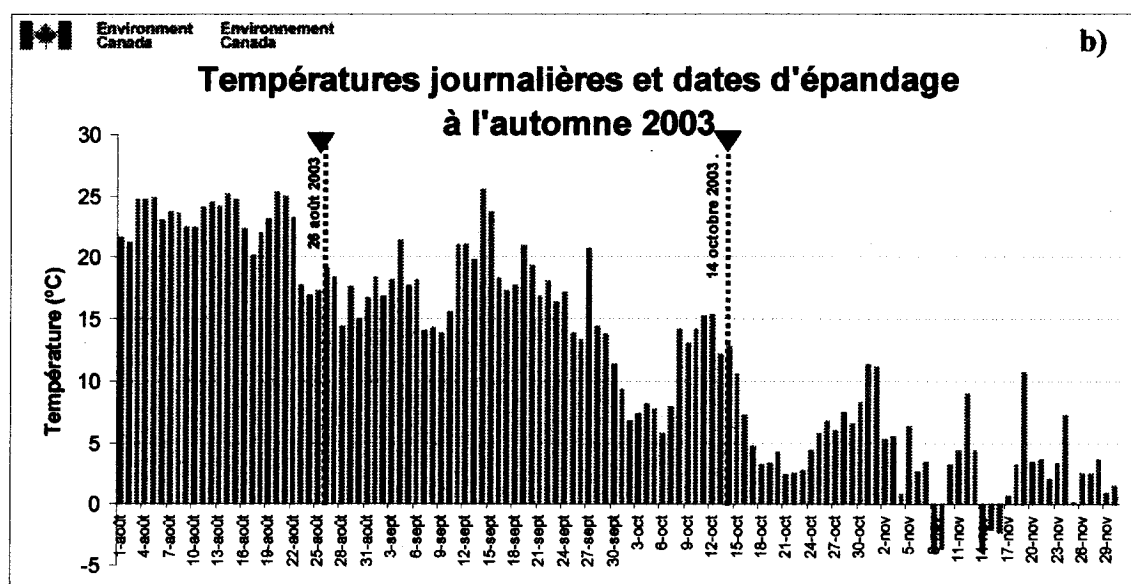
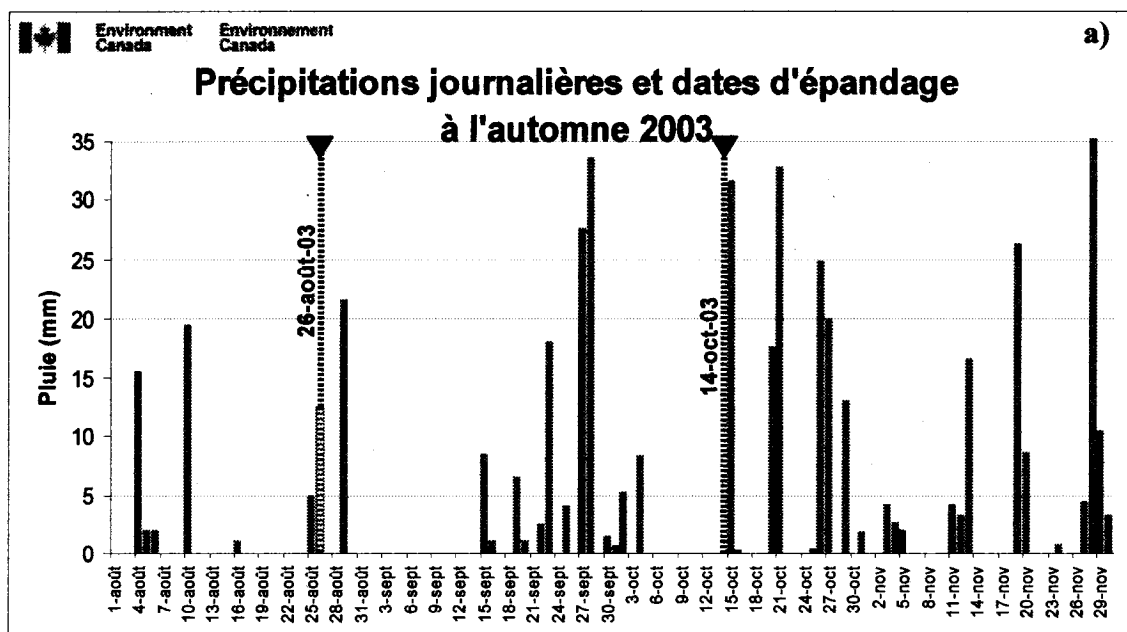


http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/monthlydata_f.html



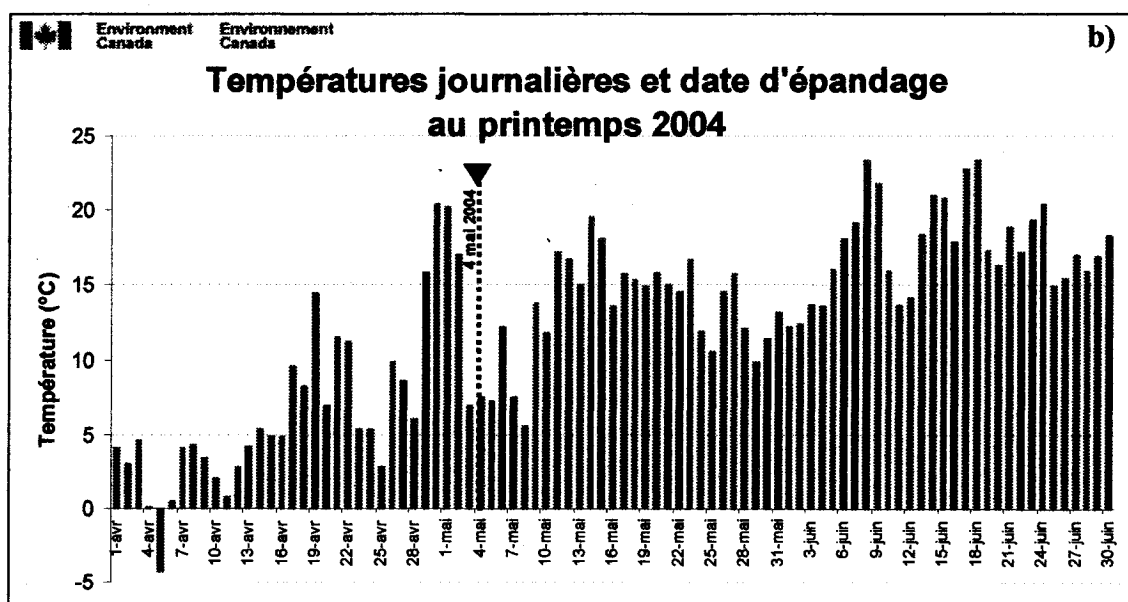
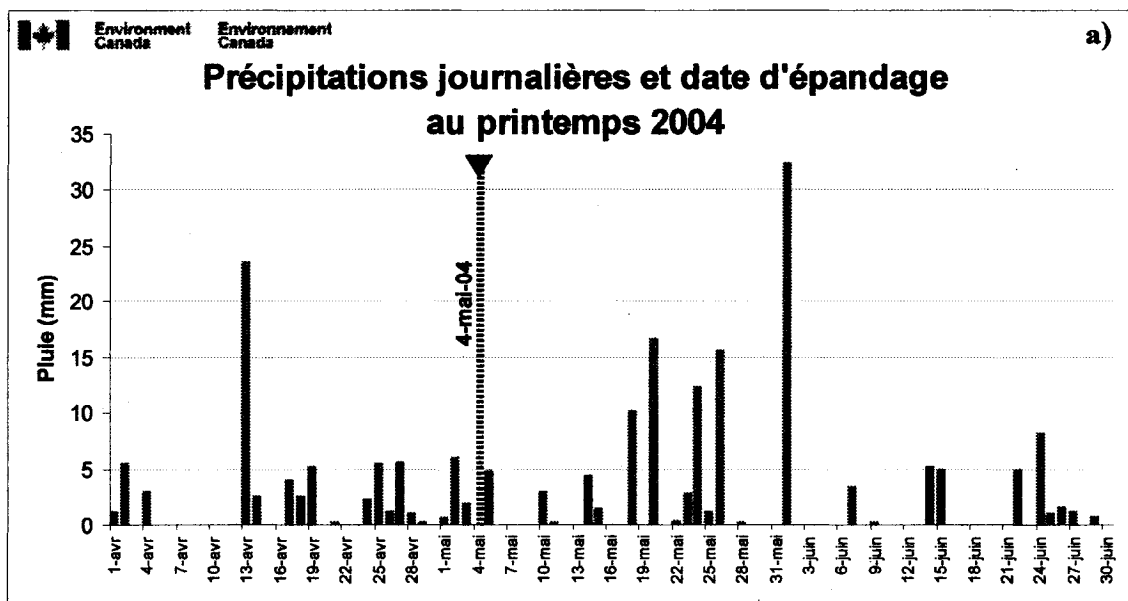
Figures 2-13: Moyennes mensuelles des précipitations : (a) et des températures, (b) pour toute la durée du projet de l'automne 2003 à l'automne 2005.

Sources : Environnement Canada, 2006.



Figures 2-14: Moyennes journalières des précipitations : (a) et des températures, (b) lors des épandages à l'automne 2003.

Sources : Environnement Canada, 2006.



Figures 2-15: Moyennes journalières des précipitations : (a) et des températures, (b) lors des épandages au printemps 2004.

Sources : Environnement Canada, 2006.

GENERAL CONCLUSIONS

Environmentally sound management of animal manures is likely to be one of the most problematic issues in agriculture for the next decade. The concentrated nature of modern animal production operations makes it virtually inevitable that excesses of N and P will occur in geographic areas where the land base is inadequate to properly use these nutrients. Since animal-based agriculture is frequently in close proximity to shallow groundwater aquifers or sensitive surface waters, the leachability of NO_3^- and ease of P loss in erosion, runoff, or drainage will further contribute to degradation of water quality unless more prudent manure management practices are developed and implemented.

Modern society seeks a sustainable agriculture, one that provides adequate food with little or no adverse effect on the quality of our environment. Scientific research has identified many of the approaches needed to ensure that animal-based agriculture can sustain crop and animal production, build soil tilth and fertility, and maintain water quality. New soil and plant N tests (e.g., the **PreSidedress Nitrate Test**, leaf chlorophyll meter, cornstalk NO_3) have evolved from research on soil N budgets and N cycling.

Unfortunately, many recent scientific advances have not been widely implemented at the field, farm, or watershed scale. Economic and labor constraints, the lack of technical expertise in manure management on the part of many farmers, and the inherent difficulty in controlling nonpoint losses of N have

all combined to present a formidable challenge to an agricultural community facing more and more questions about the environmental impact of animal manures.

Future best management practices for animal manures must be comprehensive and should be conceived and implemented at several scales. Individually, farmers cannot resolve all environmental problems posed by animal manures. A collective effort that integrates resources and expertise of the animal production industry as a whole, the advisory and regulatory agencies of local and provincial governments, and the research base available from universities and federal research will be necessary. Planning should be done at regional, watershed, farm, and field scales for maximum effectiveness. Innovative approaches to cost-sharing and other economic stimuli should be considered by legislators and policy-makers. Finally, a rigorous risk assessment evaluation should be conducted to determine the most pressing environmental issues.

A number of important questions must be addressed to best prioritize the distribution of funding between research, technical assistance, educational, and regulatory programs for animal manure management. When do we focus on NO_3 leaching to groundwaters rather than P losses to sensitive lakes and bays? How important are the pesticides, trace metals, and antibiotics or hormones in animal manures? Who is best positioned to educate consumers and producers of

animal products on environmental issues and need for improved management practices?

Success will ultimately depend on the extent of cooperation between a number of diverse groups, each with their own agenda. Without this we are likely to see a difficult transition period between the slow and inconsistent implementation of improved management practices and the gradual imposition of regulations on the use of animal manures.

Annexe 1 :

Analyses statistiques des rendements obtenus en 2004

TITLE1 "08-01-2006 - RENDEMENTS SECS 2004";

DATA RCBD;

INPUT Block Trait \$ Rend;

CARDS;

1	AH	11031
1	AHEV	10978
1	AT	10592
1	T00	10358
1	N	11699
1	Pr	10948
2	Pr	10428
2	T00	9786
2	N	11606
2	AT	10982
2	AHEV	10764
2	AH	10895
3	T00	10190
3	N	11454
3	AHEV	10600
3	Pr	10153
3	AT	10435
3	AH	10479

;

PROC GLM DATA=RCBD;

CLASS Block Trait;

MODEL Rend = Block Trait;

MEANS Block Trait/SNK;

MEANS Block Trait;

RUN;

Class Level Information

Class	Levels	Values
Block	3	1 2 3
Trait	6	AH AHEV AT N Pr T00

Number of Observations Read	18
Number of Observations Used	18

Dependent Variable: Rend

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	7	3963608.556	566229.794	11.64	0.0004
Error	10	486494.556	48649.456		
Corrected Total	17	4450103.111			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Rend Mean
0.890678	2.053073	220.5662	10743.22

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Block	2	438919.444	219459.722	4.51	0.0402
Trait	5	3524689.111	704937.822	14.49	0.0003

Student-Newman-Keuls Test for Rend

(A1 suite)

Alpha 0.05
Error Degrees of Freedom 10
Error Mean Square 48649.46

Number of Means 2 3
Critical Range 283.73928 349.08619

SNK Grouping		Mean	N	Block
	A	10934.3	6	1
B	A	10743.5	6	2
B		10551.8	6	3

Number of Means 2 3 4 5 6
Critical Range 401.26 493.68 550.96 592.69 625.51

SNK Grouping		Mean	N	Trait
	A	11586.3	3	N
	B	10801.7	3	AH
	B	10780.7	3	AHEV
	B	10669.7	3	AT
C	B	10509.7	3	Pr
C		10111.3	3	T00

Level of Block	N	Mean	Std Dev
1	6	10934.3333	457.275701
2	6	10743.5000	606.713689
3	6	10551.8333	474.377662

Level of Trait	N	Mean	Std Dev
AH	3	10801.6667	287.592304
AHEV	3	10780.6667	189.550345
AT	3	10669.6667	281.649309
N	3	11586.3333	123.678346
Pr	3	10509.6667	403.742905
T00	3	10111.3333	294.002268

Annexe 2 :

Analyses statistiques des rendements obtenus en 2005

Title "08-01-2006 - RENDEMENTS SECS 2005";

DATA ORIGINAL;

INPUT Blocs\$ PAF\$ FerN Rend;

CARDS;

A	AH	55	6066	B	AH	55	7341	C	AH	55	7492
A	AH	90	7421	B	AH	90	7514	C	AH	90	6922
A	AH	125	6743	B	AH	125	7620	C	AH	125	8435
A	AH	160	7224	B	AH	160	7931	C	AH	160	8549
A	AH	200	8107	B	AH	200	7590	C	AH	200	7894
A	AH	240	7172	B	AH	240	7660	C	AH	240	7124
A	AHEV	55	5658	B	AHEV	55	6966	C	AHEV	55	7350
A	AHEV	90	5836	B	AHEV	90	7562	C	AHEV	90	6863
A	AHEV	125	6275	B	AHEV	125	7280	C	AHEV	125	8482
A	AHEV	160	7096	B	AHEV	160	7885	C	AHEV	160	7948
A	AHEV	200	6532	B	AHEV	200	7526	C	AHEV	200	7757
A	AHEV	240	8216	B	AHEV	240	8013	C	AHEV	240	7427
A	AT	55	6501	B	AT	55	7247	C	AT	55	7795
A	AT	90	6481	B	AT	90	7288	C	AT	90	7257
A	AT	125	7229	B	AT	125	7390	C	AT	125	7928
A	AT	160	7568	B	AT	160	6476	C	AT	160	7612
A	AT	200	7257	B	AT	200	8930	C	AT	200	8233
A	AT	240	7929	B	AT	240	8465	C	AT	240	8067
A	N	55	7229	B	N	55	7496	C	N	55	8232
A	N	90	7384	B	N	90	7817	C	N	90	8414
A	N	125	7153	B	N	125	7914	C	N	125	8134
A	N	160	7606	B	N	160	7606	C	N	160	7902
A	N	200	7940	B	N	200	7603	C	N	200	8485
A	N	240	8784	B	N	240	7819	C	N	240	7949
A	Pr	55	6764	B	Pr	55	6714	C	Pr	55	5563
A	Pr	90	6624	B	Pr	90	7392	C	Pr	90	6448
A	Pr	125	7191	B	Pr	125	7425	C	Pr	125	8347
A	Pr	160	7479	B	Pr	160	7613	C	Pr	160	8384
A	Pr	200	7629	B	Pr	200	7802	C	Pr	200	8034
A	Pr	240	7710	B	Pr	240	7639	C	Pr	240	7749
A	T00	55	5093	B	T00	55	5546	C	T00	55	6011
A	T00	90	6220	B	T00	90	6512	C	T00	90	5566
A	T00	125	6359	B	T00	125	6894	C	T00	125	8383
A	T00	160	7088	B	T00	160	8070	C	T00	160	7396
A	T00	200	7113	B	T00	200	6937	C	T00	200	7981
A	T00	240	7341	B	T00	240	7793	C	T00	240	7404

;

(A2 suite)

```
PROC GLM DATA=ORIGINAL;  
CLASS Blocs PAF FerN;  
MODEL Rend = PAF Blocs Blocs*PAF FerN Blocs*FerN PAF*FerN;  
TEST H=FerN E=Blocs*FerN;  
MEANS PAF/SNK;  
MEANS FerN/SNK E=Blocs*FerN;  
MEANS Blocs PAF FerN PAF*FerN;  
RUN;
```

Note: l'interaction **Blocs*PAF** a été enlevé de l'analyse p.c.q. elle n'était pas significative)

Class Level Information

Class	Levels	Values
Blocs	3	A B C
PAF	6	AH AHEV AT N Pr T00
FerN	6	55 90 125 160 200 240

Number of Observations Read 108

Number of Observations Used 108

Dependent Variable: Rend

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	47	48901981.66	1040467.69	5.28	<.0001
Error	60	11832990.22	197216.50		
Corrected Total	107	60734971.88			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Rend Mean
0.805170	6.004147	444.0906	7396.398

Dependent Variable: Rend

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
PAF	5	9661076.94	1932215.39	9.80	<.0001
Blocs	2	6795959.69	3397979.84	17.23	<.0001
FerN	5	17541730.60	3508346.12	17.79	<.0001
Blocs*FerN	10	6193264.09	619326.41	3.14	0.0027
PAF*FerN	25	8709950.34	348398.01	1.77	0.0373

Tests of Hypotheses Using the Type III MS for **Blocs*FerN** as an Error Term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
FerN	5	17541730.60	3508346.12	5.66	0.0098

Student-Newman-Keuls Test for Rend

Alpha 0.05
 Error Degrees of Freedom 60
 Error Mean Square 197216.5

Number of Means	2	3	4	5	6
Critical Range	296.113	355.749	391.172	416.329	435.771

SNK Grouping		Mean	N	PAF
	A	7859.3	18	N
	B	7536.3	18	AT
	B	7489.2	18	AH
	B	7361.5	18	Pr
	B	7259.6	18	AHEV
	C	6872.6	18	T00

Number of Means	2	3	4	5	6
Critical Range	584.493	719.105	802.542	863.330	911.136

SNK Grouping		Mean	N	FerN
	A	7792.3	18	240
	A	7741.7	18	200
	A	7635.2	18	160
	A	7510.1	18	125
B	A	6973.4	18	90
B		6725.8	18	55

(A2 suite)

Level of Blocs	N	Rend-----		
		Mean	Std Dev	C.V.(%)
A	36	7056.05556	762.156525	10,8
B	36	7479.88889	589.990352	7,8
C	36	7653.25000	782.395968	10,2
PAF	N	Mean	Std Dev	
AH	18	7489.16667	596.581758	8,0
AHEV	18	7259.55556	791.457421	10,9
AT	18	7536.27778	672.141512	8,9
N	18	7859.27778	436.527852	5,6
Pr	18	7361.50000	710.572615	9,7
T00	18	6872.61111	935.300967	13,6
FerN	N	Mean	Std Dev	
55	18	6725.77778	890.849664	13,2
90	18	6973.38889	721.910141	10,4
125	18	7510.11111	694.642937	9,2
160	18	7635.16667	490.831737	6,4
200	18	7741.66667	563.134923	7,3
240	18	7792.27778	430.634389	5,5

Level of PAF	Level of FerN	N	-----Rend-----	
			Mean	Std Dev
AH	55	3	6966.33333	783.35837
AH	90	3	7285.66667	318.35881
AH	125	3	7599.33333	846.18930
AH	160	3	7901.33333	662.99799
AH	200	3	7863.66667	259.83136
AH	240	3	7318.66667	296.57602
AHEV	55	3	6658.00000	887.05355
AHEV	90	3	6753.66667	868.17875
AHEV	125	3	7345.66667	1104.96440
AHEV	160	3	7643.00000	474.76205
AHEV	200	3	7271.66667	650.89963
AHEV	240	3	7885.33333	409.70030
AT	55	3	7181.00000	649.51982
AT	90	3	7008.66667	457.23553
AT	125	3	7515.66667	366.05236
AT	160	3	7218.66667	643.54435
AT	200	3	8140.00000	840.36837
AT	240	3	8153.66667	278.31158
N	55	3	7652.33333	519.45388
N	90	3	7871.66667	517.17147
N	125	3	7733.66667	514.76240
N	160	3	7704.66667	170.89568
N	200	3	8009.33333	445.06891
N	240	3	8184.00000	523.66497
Pr	55	3	6347.00000	679.42402
Pr	90	3	6821.33333	501.98539
Pr	125	3	7654.33333	611.17046
Pr	160	3	7825.33333	488.43662
Pr	200	3	7821.66667	203.21499
Pr	240	3	7699.33333	55.77036
T00	55	3	5550.00000	459.01307
T00	90	3	6099.33333	484.40617
T00	125	3	7212.00000	1048.80265
T00	160	3	7518.00000	502.23899
T00	200	3	7343.66667	558.91800
T00	240	3	7512.66667	244.81081

Annexe 3 :

Analyses statistiques des lectures de chlorophylle en 2005

TITLE "08-01-2006 CHLOROPHLLLE

DATA SplitBlock;

INPUT PAF\$ FerN Block\$ Chloro;

CARDS;

Pr	55	A	32.2	Pr	55	B	30.9	Pr	55	C	26.8
Pr	90	A	25.1	Pr	90	B	28.8	Pr	90	C	27.2
Pr	125	A	30.5	Pr	125	B	33	Pr	125	C	50.3
Pr	160	A	38.6	Pr	160	B	43.5	Pr	160	C	48.3
Pr	200	A	48.6	Pr	200	B	45.7	Pr	200	C	49.2
Pr	240	A	49.6	Pr	240	B	50.4	Pr	240	C	46.8
AT	55	A	30	AT	55	B	38.4	AT	55	C	35.9
AT	90	A	28.9	AT	90	B	38.3	AT	90	C	35.2
AT	125	A	36.7	AT	125	B	36	AT	125	C	51.5
AT	160	A	44.3	AT	160	B	44.9	AT	160	C	52.5
AT	200	A	50.2	AT	200	B	48.3	AT	200	C	49.3
AT	240	A	51.7	AT	240	B	49.9	AT	240	C	49.6
AHEV	55	A	25.6	AHEV	55	B	36.7	AHEV	55	C	35.2
AHEV	90	A	26.9	AHEV	90	B	40.4	AHEV	90	C	32.3
AHEV	125	A	31.7	AHEV	125	B	40.9	AHEV	125	C	49.3
AHEV	160	A	42.9	AHEV	160	B	44.8	AHEV	160	C	51
AHEV	200	A	51.6	AHEV	200	B	45.8	AHEV	200	C	49.4
AHEV	240	A	48.2	AHEV	240	B	53.2	AHEV	240	C	50
AH	55	A	32.4	AH	55	B	33.1	AH	55	C	35.6
AH	90	A	31.5	AH	90	B	34.4	AH	90	C	30.3
AH	125	A	32.8	AH	125	B	52.5	AH	125	C	47
AH	160	A	36.8	AH	160	B	45.7	AH	160	C	50.2
AH	200	A	50.1	AH	200	B	49	AH	200	C	49.7
AH	240	A	51.9	AH	240	B	51.6	AH	240	C	46.1
T00	55	A	24.5	T00	55	B	28.7	T00	55	C	34.5
T00	90	A	32.9	T00	90	B	27.7	T00	90	C	24.4
T00	125	A	34.6	T00	125	B	35.5	T00	125	C	51.1
T00	160	A	38.2	T00	160	B	45.5	T00	160	C	47.5
T00	200	A	48.4	T00	200	B	46.3	T00	200	C	49.5
T00	240	A	55	T00	240	B	51.1	T00	240	C	46.4
N	55	A	43.6	N	55	B	48.5	N	55	C	47.9
N	90	A	44.2	N	90	B	44.3	N	90	C	48.7
N	125	A	42.1	N	125	B	47.4	N	125	C	52.5
N	160	A	44	N	160	B	46.6	N	160	C	54.9
N	200	A	50.3	N	200	B	51.6	N	200	C	55.4
N	240	A	54.4	N	240	B	53.9	N	240	C	51.5

```

PROC GLM DATA=SplitBlock;
CLASS PAF FerN Block;
MODEL Rend = PAF Blocs Blocs*PAF FerN Blocs*FerN PAF*FerN;
TEST H=FerN E=Block*FerN;
MEANS PAF/SNK ;
MEANS FerN/SNKE=FerN*Block;
MEANS Block PAF FerN FerN*Block PAF*FerN;
RUN;

```

Note: l'interaction **Blocs*PAF** a été enlevé de l'analyse p.c.q. elle n'était pas significative)

Class Level Information

Class	Levels	Values
PAF	6	AH AHEV AT N Pr T00
FerN	6	55 90 125 160 200 240
Block	3	A B C

Number of Observations Read	108
Number of Observations Used	108

Dependent Variable: Chlorophyll

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	47	7656.759907	162.909785	16.36	<.0001
Error	60	597.536667	9.958944		
Corrected Total	107		8254.296574		

R-Square	Coeff Var	Root MSE	Rend Mean
0.927609	7.413573	3.155780	42.56759

Dependent Variable: Chlorophyll

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
PAF	5	1065.817130	213.163426	21.40	<.0001
Block	2	415.809074	207.904537	20.88	<.0001
FerN	5	4854.114907	970.822981	97.48	<.0001
FerN*Block	10	822.414259	82.241426	8.26	<.0001
PAF*FerN	25	498.604537	19.944181	2.00	0.0147

Tests of Hypotheses Using the Type III MS for **FerN*Block** as an Error Term

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
FerN	5	4854.114907	970.822981	11.80	0.0006

Student-Newman-Keuls Test for Chlorophyll

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	60
Error Mean Square	9.958944

Number of Means	2	3	4	5	6
Critical Range	2.104	2.528	2.779	2.958	3.096

SNK Grouping		Mean	N	PAF
	A	48.989	18	N
	B	42.867	18	AT
	B	42.261	18	AH
	B	41.994	18	AHEV
C	B	40.100	18	T00
C		39.194	18	Pr

Number of Means	2	3	4	5	6
Critical Range	6.735	8.286	9.248	9.948	10.499

SNK Grouping		Mean	N	FerN
	A	50.628	18	240
	A	49.356	18	200
	A	45.567	18	160
	A	41.967	18	125
	B	34.472	18	55
	B	33.417	18	90

Level of Blocs	N	-----CHLOROPHYLL-----		(A3 suite)
		Mean	Std Dev	
A	36	40.0277778	9.42872847	
B	36	42.8694444	7.67436622	
C	36	44.8055556	8.72696787	

PAF	N	Mean	Std Dev
AH	18	42.2611111	8.48785561
AHEV	18	41.9944444	8.76969865
AT	18	42.8666667	7.91484086
N	18	48.9888889	4.28854684
Pr	18	39.1944444	9.65154497
T00	18	40.1000000	9.98557784

FerN	N	Mean	Std Dev
55	18	34.4722222	6.85598112
90	18	33.4166667	7.13708212
125	18	41.9666667	8.17521361
160	18	45.5666667	4.81785893
200	18	49.3555556	2.26227949
240	18	50.6277778	2.62763718

Level of FerN	Level of Block	N	----- CHLOROPHYLL -----	
			Mean	Std Dev
55	A	6	31.3833333	6.83649520
55	B	6	36.0500000	7.07382499
55	C	6	35.9833333	6.77212424
90	A	6	31.5833333	6.81305120
90	B	6	35.6500000	6.57411591
90	C	6	33.0166667	8.56397493
125	A	6	34.7333333	4.21932064
125	B	6	40.8833333	7.64706916
125	C	6	50.2833333	1.93950165
160	A	6	40.8000000	3.30151480
160	B	6	45.1666667	1.04243305
160	C	6	50.7333333	2.72812512
200	A	6	49.8666667	1.19275591
200	B	6	47.7833333	2.31466340
200	C	6	50.4166667	2.44737955
240	A	6	51.8000000	2.63893918
240	B	6	51.6833333	1.57406057
240	C	6	48.4000000	2.25654603

(A3 suite)

Level of PAF	Level of FerN	N	----- CHLOROPHYLL -----	
			Mean	Std Dev
AH	55	3	33.7000000	1.6822604
AH	90	3	32.0666667	2.1079216
AH	125	3	44.1000000	10.1651365
AH	160	3	44.2333333	6.8193353
AH	200	3	49.6000000	0.5567764
AH	240	3	49.8666667	3.2654760
AHEV	55	3	32.5000000	6.0224580
AHEV	90	3	33.2000000	6.7948510
AHEV	125	3	40.6333333	8.8030298
AHEV	160	3	46.2333333	4.2359572
AHEV	200	3	48.9333333	2.9280255
AHEV	240	3	50.4666667	2.5324560
AT	55	3	34.7666667	4.3131582
AT	90	3	34.1333333	4.7899200
AT	125	3	41.4000000	8.7538563
AT	160	3	47.2333333	4.5709226
AT	200	3	49.2666667	0.9504385
AT	240	3	50.4000000	1.1357817
N	55	3	46.6666667	2.6727015
N	90	3	45.7333333	2.5696952
N	125	3	47.3333333	5.2003205
N	160	3	48.5000000	5.6929781
N	200	3	52.4333333	2.6501572
N	240	3	53.2666667	1.5502688
Pr	55	3	29.9666667	2.8183920
Pr	90	3	27.0333333	1.8556221
Pr	125	3	37.9333333	10.7825476
Pr	160	3	43.4666667	4.8500859
Pr	200	3	47.8333333	1.8717194
Pr	240	3	48.9333333	1.8903263
T00	55	3	29.2333333	5.0212880
T00	90	3	28.3333333	4.2852460
T00	125	3	40.4000000	9.2773919
T00	160	3	43.7333333	4.8952358
T00	200	3	48.0666667	1.6258331
T00	240	3	50.8333333	4.3061971

Annexe 4 :

Analyses statistiques multivariées des niveaux de nitrate du sol mesurés le 7 octobre 2003 pour des profondeurs de 00-20, 20-40 et 40-60 cm

TITLE "NO3-N SOL 7 OCTOBRE 2003 PROFONDEUR 00-20-40-60";

DATA wd; ; (page 121)

INPUT TRT\$ BLOCK X1-X3;

CARDS;

AH	1	23.108	10.499	3.964
AHEV	1	24.711	12.318	5.768
T00	1	.	7.971	3.049
T00	2	8.695	4.02	1.775
AHEV	2	14.919	6.158	3.375
AH	2	22.517	9.26	4.39
T00	3	7.163	4.412	1.742
AHEV	3	21.301	7.12	3.229
AH	3	15.429	7.724	2.263

;

PROC GLM DATA=wd;

CLASS TRT BLOCK;

MODEL X1-X3=TRT BLOCK;

OUTPUT OUT=trtpred P=trtpred;

PROC PRINT DATA=trtpred;

VAR Trt Block trt trtpred;

DATA wd; (page 124)

INPUT TRT\$ BLOCK X1-X3;

CARDS;

AH	1	23.108	10.499	3.964
AHEV	1	24.711	12.318	5.768
T00	1	13.3	7.971	3.049
T00	2	8.695	4.02	1.775
AHEV	2	14.919	6.158	3.375
AH	2	22.517	9.26	4.39
T00	3	7.163	4.412	1.742
AHEV	3	21.301	7.12	3.229
AH	3	15.429	7.724	2.263

;

PROC GLM DATA=wd;

CLASS TRT BLOCK;

MODEL X1-X3=TRT BLOCK;

MANOVA H=TRT BLOCK/PRINTE;

REPEATED DEPH 3 POLYNOMIAL/SUMMARY;

Means Trt Block/SNK;

Means TRT Block;

RUN;

The GLM Procedure
Class Level Information

(A4 suite)

Class	Levels	Values
TRT	3	AH AHEV T00
BLOCK	3	1 2 3

Data for Analysis of **X1**

Number of Observations Read	9
Number of Observations Used	8

Data for Analysis of **X2 X3**

Number of Observations Read	9
Number of Observations Used	9

NOTE: Variables in each group are consistent with respect to the presence or absence of missing values.

Dependent Variable: X1 (00-20 cm)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	269.966	67.4915165	4.23	0.1329
Error	3	47.8506	15.9502080		
Corrected Total	7	317.816			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X1 Mean
0.849440	23.17867	3.993771	17.23038

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	150.1693965	75.0846983	4.71	0.1188
BLOCK	2	39.2553393	19.6276697	1.23	0.4072

Dependent Variable: X2 (20-40 cm)

(A4 suite)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	52.5201	13.13002961	8.46	0.0312
Error	4	6.21165	1.55291278		
Corrected Total	8	58.7317			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X2 Mean
0.894237	16.14149	1.246159	7.720222

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	23.42649089	11.71324544	7.54	0.0439
BLOCK	2	29.09362756	14.54681378	9.37	0.0310

Dependent Variable: X3 (40-60 cm)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	11.0879	2.77197744	4.38	0.0908
Error	4	2.5317	0.63294978		
Corrected Total	8	13.6197			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X3 Mean
0.814108	24.22681	0.795581	3.283889

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	5.91114022	2.95557011	4.67	0.0899
BLOCK	2	5.17676956	2.58838478	4.09	0.1079

(A4 suite)

Obs	TRT	BLOCK	TRT	trtpred
1	AH	1	AH	23.930
2	AHEV	1	AHEV	23.889
3	T00	1	T00	13.297
4	T00	2	T00	8.302
5	AHEV	2	AHEV	18.894
6	AH	2	AH	18.935
7	T00	3	T00	7.556
8	AHEV	3	AHEV	18.148
9	AH	3	AH	18.189

The GLM Procedure

(A4 suite)

Class Level Information

Class	Levels	Values
TRT	3	AH AHEV T00
BLOCK	3	1 2 3

Number of Observations Read 9

Number of Observations Used 9

Dependent Variable: X1 (00-20 cm)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	283.697	70.9243705	5.93	0.0565
Error	4	47.8506	11.9626570		
Corrected Total	8	331.548			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X1 Mean
0.855675	20.59531	3.458707	16.79367

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	225.2103860	112.6051930	9.41	0.0307
BLOCK	2	58.4870960	29.2435480	2.44	0.2025

Dependent Variable: X2 (20-40 cm)

(A4 suite)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	52.5201	13.13002961	8.46	0.0312
Error	4	6.21165	1.55291278		
Corrected Total	8	58.7317			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X2 Mean
0.894237	16.14149	1.246159	7.720222

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	23.42649089	11.71324544	7.54	0.0439
BLOCK	2	29.09362756	14.54681378	9.37	0.0310

Dependent Variable: X3 (40-60 cm)

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Value	Pr > F
Model	4	11.0879	2.77197744	4.38	0.0908
Error	4	2.53179	0.63294978		
Corrected Total	8	13.6197			

R-Square	Coeff Var	Root MSE	X3 Mean
0.814108	24.22681	0.795581	3.283889

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	5.91114022	2.95557011	4.67	0.0899
BLOCK	2	5.17676956	2.58838478	4.09	0.1079

The GLM Procedure
Multivariate Analysis of Variance

(A4 suite)

E = Error SSCP Matrix

	X1	X2	X3
X1	47.850628	11.163434667	7.7400206667
X2	11.163434667	6.2116511111	3.7351951111
X3	7.7400206667	3.7351951111	2.5317991111

Partial Correlation Coefficients from the Error SSCP Matrix / Prob > |r|

DF = 4	X1	X2	X3
X1	1.000000	0.647516 0.2375	0.703208 0.1852
X2	0.647516 0.2375	1.000000	0.941879 0.0167
X3	0.703208 0.1852	0.941879 0.0167	1.000000

The GLM Procedure
Multivariate Analysis of Variance

Characteristic Roots and Vectors of: E Inverse * H, where
H = Type III SSCP Matrix for TRT
E = Error SSCP Matrix

Characteristic Root	Percent	Characteristic Vector V'EV=1		
		X1	X2	X3
10.5381486	81.21	0.10834	0.99465	-1.62363
2.4390016	18.79	0.07098	-0.57887	1.13275
0.0000000	0.00	-0.15724	0.32781	0.34145

The GLM Procedure
Multivariate Analysis of Variance

(A4 suite)

MANOVA Test Criteria and F Approx..for Hypo. of **No Overall TRT Effect**

H = Type III SSCP Matrix for TRT

E = Error SSCP Matrix

S=2 M=0 N=0

Statistic	Value	FValue	NumDF	DenDF	Pr > F
Wilks' Lambda	0.02520	3.53	6	4	0.1211
Pillai's Trace	1.62254	4.30	6	6	0.0496
Hotelling-Lawley Trace	12.97715	2.16	6	2	0.3495
Roy's Greatest Root	10.53814	10.54	3	3	0.0422

NOTE: F Statistic for Roy's Greatest Root is an upper bound.

NOTE: F Statistic for Wilks' Lambda is exact.

Characteristic Roots and Vectors of: E Inverse * H, where

H = Type III SSCP Matrix for BLOCK

E = Error SSCP Matrix

Characteristic Root	Percent	Characteristic Vector V'EV=1		
		X1	X2	X3
11.4246	89.70	0.03607	1.14095	-1.61922
1.3113	10.30	-0.04866	-0.29499	1.17656

The GLM Procedure
Multivariate Analysis of Variance

Characteristic Roots and Vectors of: E Inverse * H, where

H = Type III SSCP Matrix for BLOCK

E = Error SSCP Matrix

Characteristic Root	Percent	Characteristic Vector V'EV=1		
		X1	X2	X3
0.0000000	0.00	-0.19450	0.20762	0.17238365

MANOVA Test Criteria and F Approx..for Hypo. of **No Overall BLOCK Effect**

H = Type III SSCP Matrix for BLOCK

E = Error SSCP Matrix

S=2 M=0 N=0

Statistic	Value	FValue	NumDF	DenDF	Pr > F
Wilks' Lambda	0.03482	2.91	6	4	0.1606
Pillai's Trace	1.48686	2.90	6	6	0.1106
Hotelling-Lawley Trace	12.73601	2.12	6	2	0.3544
Roy's Greatest Root	11.42468	11.42	3	3	0.0378

NOTE: F Statistic for Roy's Greatest Root is an upper bound.

NOTE: F Statistic for Wilks' Lambda is exact.

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance

Repeated Measures Level Information

Dependent Variable	X1	X2	X3
Level of DEPH	1	2	3

MANOVA Test Criteria and Exact F Statistics for the Hypo. of **no DEPH Effect**

H = Type III SSCP Matrix for DEPH

E = Error SSCP Matrix

S=1 M=0 N=0.5

Statistic	Value	FValue	NumDF	DenDF	Pr > F
Wilks' Lambda	0.00667	223.21	2	3	0.0005
Pillai's Trace	0.99332	223.21	2	3	0.0005
Hotelling-Lawley Trace	148.80454	223.21	2	3	0.0005
Roy's Greatest Root	148.80454	223.21	2	3	0.0005

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance

(A4 suite)

MANOVA Test Criteria and F Approx..for Hypo. of of **no DEPH*TRT Effect**

H = Type III SSCP Matrix for DEPH*TRT

E = Error SSCP Matrix

S=2 M=-0.5 N=0.5

Statistic	Value	FValue	NumDF	DenDF	Pr > F
Wilks' Lambda	0.05831	4.71	4	6	0.0461
Pillai's Trace	1.36709	4.32	4	8	0.0374
Hotelling-Lawley Trace	8.85367	7.08	4	2.9091	0.0734
Roy's Greatest Root	7.93421	15.87	2	4	0.0125

NOTE: F Statistic for Roy's Greatest Root is an upper bound.

NOTE: F Statistic for Wilks' Lambda is exact.

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance

MANOVA Test Criteria and F Approx..for Hypo. of **no DEPH*BLOCK Effect**

H = Type III SSCP Matrix for DEPH*BLOCK

E = Error SSCP Matrix

S=2 M=-0.5 N=0.5

Statistic	Value	FValue	NumDF	DenDF	Pr > F
Wilks' Lambda	0.09182	3.45	4	6	0.0860
Pillai's Trace	0.95942	1.84	4	8	0.2139
Hotelling-Lawley Trace	9.33256	7.47	4	2.9091	0.0687
Roy's Greatest Root	9.27236	18.54	2	4	0.0095

NOTE: F Statistic for Roy's Greatest Root is an upper bound.

NOTE: F Statistic for Wilks' Lambda is exact.

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance
Tests of Hypotheses for **Between** Subjects Effects

(A4 suite)

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
TRT	2	162.9342125	81.4671063	9.60	0.0297
BLOCK	2	76.8179756	38.4089878	4.52	0.0940
Error	4	33.9571264	8.4892816		

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance
Univariate Tests of Hypotheses for **Within** Subject Effects

Source	DF	Type III SS	MS	F _{Value}	Adj Pr > F		
					Pr > F	G - G	H - F
DEPH	2	853.567	426.7	150.83	<.0001	0.0002	<.0001
DEPH*TRT	4	91.613	22.90	8.09	0.006	0.035	0.006
DEPH*BLOCK	4	15.939	3.984	1.41	0.314	0.342	0.314
Error(DEPH)	8	22.636	2.829				

Greenhouse-Geisser Epsilon 0.5271
Huynh-Feldt Epsilon 1.2709

The GLM Procedure
Repeated Measures Analysis of Variance
Analysis of Variance of Contrast Variables

(A4 suite)

DEPH_N represents the nth degree polynomial contrast for DEPH

Contrast Variable: DEPH_1

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Mean	1	821.3134302	821.3134302	188.25	0.0002
TRT	2	80.7308888	40.3654444	9.25	0.0316
BLOCK	2	15.2442041	7.6221021	1.75	0.2849
Error	4	17.4511929	4.3627982		

Contrast Variable: DEPH_2

Source	DF	Type III SS	Mean Square	F Value	Pr > F
Mean	1	32.25419919	32.25419919	24.88	0.0076
TRT	2	10.88291581	5.44145791	4.20	0.1042
BLOCK	2	0.69531337	0.34765669	0.27	0.7775
Error	4	5.18575896	1.29643974		

Student-Newman-Keuls Test for X1 (00-20 cm)

(A4 suite)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	11.96266

Number of Means	2	3
Critical Range	7.8407483	10.064785

SNK Grouping	Mean	N	TRT
A	20.351	3	AH
A	20.310	3	AHEV
B	9.719	3	T00

Student-Newman-Keuls Test for X2 (20-40 cm)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	1.552913

Number of Means	2	3
Critical Range	2.82499	3.6263039

SNK Grouping	Mean	N	TRT
A	9.161	3	AH
A	8.532	3	AHEV
B	5.468	3	T00

Student-Newman-Keuls Test for X3 (40-60 cm)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	0.63295

Number of Means	2	3
Critical Range	1.8035505	2.3151295

SNK Grouping	Mean	N	TRT
A	4.1240	3	AHEV
A	3.5390	3	AH
A	2.1887	3	T00

Student-Newman-Keuls Test for X1 (00-20 cm)

(A4 suite)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	11.96266

Number of Means	2	3
Critical Range	7.8407483	10.064785

SNK Grouping	Mean	N	BLOCK
A	20.373	3	1
A	15.377	3	2
A	14.631	3	3

Student-Newman-Keuls Test for X2 (20-40 cm)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	1.552913

Number of Means	2	3
Critical Range	2.82499	3.6263039

SNK Grouping	Mean	N	BLOCK
A	10.263	3	1
B	6.479	3	2
B	6.419	3	3

Student-Newman-Keuls Test for X3 (40-60 cm)

Alpha	0.05
Error Degrees of Freedom	4
Error Mean Square	0.63295

Number of Means	2	3
Critical Range	1.8035505	2.3151295

SNK Grouping	Mean	N	BLOCK
A	4.2603	3	1
A	3.1800	3	2
A	2.4113	3	3

The GLM Procedure

(A4 suite)

Level of TRT	N	00-20		20-40		40-60 cm	
		-----X1-----		-----X2-----		-----X3-----	
		Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
AH	3	20.351	4.273	9.161	1.390	3.539	1.125
AHEV	3	20.310	4.970	8.532	3.313	4.124	1.425
T00	3	9.719	3.194	5.467	2.176	2.188	0.745

Level of BLOCK	N	-----X1-----		-----X2-----		-----X3-----	
		Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
		Mean	Std Dev	Mean	Std Dev	Mean	Std Dev
1	3	20.373	6.177	10.262	2.183	4.260	1.383>
2	3	15.377	6.922	6.479	2.634	3.180	1.318
3	3	14.631	7.102	6.418	1.763	2.411	0.754