

U 4 666 2000

CONVENTIONS
SCIENCES DE LA VIE
AGROPÉDOLOGIE

N° 51

2000

Étude des risques de dégradation
de la fertilité des sols et de pollution
des lentilles d'eau douce

Rapport final
Récapitulatif des travaux conduits dans le cadre
de l'opération N° 6-DEF
« Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté »

Thierry BECQUER

Convention N° 2013/DRT/4022/MI
du 15/11/93 entre l'État
et la Province des Iles Loyauté concernant
le financement de l'opération 6-DEF
Arrêté N° 2462/E du 19/11/98 portant attribution
d'une subvention au Centre IRD
pour l'opération N° 6-DEF (tranche 1997)

CONVENTIONS
SCIENCES DE LA VIE
AGROPÉDOLOGIE

N° 51

2000

Étude des risques de dégradation
de la fertilité des sols et de pollution
des lentilles d'eau douce

Rapport final
Récapitulatif des travaux conduits dans le cadre
de l'opération N° 6-DEF
« Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté »

Thierry BECQUER

Convention N° 2013/DRT/4022/MI
du 15/11/93 entre l'État et la Province des Iles Loyauté concernant
le financement de l'opération 6-DEF
Arrêté N° 2462/E du 19/11/98 portant attribution
d'une subvention au Centre IRD
pour l'opération N° 6-DEF (tranche 1997)



Institut de recherche
pour le développement

© IRD, Nouméa, 2000

/Becquer, T.

Étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport final Récapitulatif des travaux conduits dans le cadre de l'opération N° 6-DEF « Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté »

Nouméa : IRD. Novembre 2000. 80 p.
Conventions : Sci. Vie ; Agropédol. ; 51

FERTILISATION DU SOL ; INTENSIFICATION DE L'AGRICULTURE ; NITRATE ; POLLUTION ;
EAU SOUTERRAINE ; RISQUE AGRICOLE ; NOUVELLE CALEDONIE ; LOYAUTE ; MARE

RESUME

Le but principal de ce programme est la détermination des risques de pollution des eaux souterraines dus à des pratiques agricoles plus intensives (apports d'engrais azotés et de pesticides, notamment) sur l'île de Maré. Une partie importante de ce travail a consisté à suivre le devenir des engrais azoté et potassique dans des parcelles soumises à différentes pratiques culturales (sol nu, cultures de maïs ou de graminées). Le drainage et la lixiviation du nitrate et du potassium en dessous de la zone racinaire ont été suivis pendant trois saisons des pluies successives (1995 à 1997). Ces mesures ont été complétées par le suivi de la minéralisation et de la nitrification dans ces diverses parcelles ainsi que par la détermination au laboratoire de divers paramètres physico-chimiques (caractéristiques hydrauliques du sol, capacité d'échange du sol et rétention des ions nitrate, phosphate et des pesticides). Dans le cas d'une fertilisation azotée mal adaptée (1995), la quasi totalité de l'engrais a été rapidement lixivié par les pluies. Le fractionnement des apports (1996 et 1997) ainsi que leur apport à une période où la consommation des plantes est plus élevée a conduit à une réduction importante de la lixiviation malgré une forte pluviométrie (1996). La rétention du nitrate, qui est relativement faible dans les horizons de surface (facteur retard $R = 1,1$) augmente dans les horizons de profondeur, notamment quand la concentration en nitrate est réduite ($R = 2,5$). Ce phénomène, caractéristique des sols très riches en oxydes, peut jouer un rôle important dans la réduction de la lixiviation. Dans le cas du potassium, la lixiviation est sensiblement plus réduite que celle du nitrate du fait de son adsorption sur les charges électro-négatives de la matière organique. Ces données ont permis de modéliser les transferts d'eau et de nitrate grâce au modèle mécaniste WAVE. Les données acquises sur les paramètres climatiques, hydrodynamiques... et sur les flux d'eau ont également été utilisés pour l'élaboration d'un modèle de gestion de l'irrigation. Ce modèle, assez simple d'utilisation, fourni sur un CD-ROM, peut être un outil utile pour mieux gérer l'eau dans ces sols. Des travaux importants ont également été entrepris sur le phosphore. Sa fixation intense sur les oxydes de fer et d'aluminium réduit fortement sa disponibilité pour les plantes. Cette fixation est très forte, rapide et faiblement réversible. Toutefois, les horizons de surface présentent une fixation du phosphore moindre du fait de la présence de matière organique. Une étude complémentaire menée en serre avec des apports de différents amendements silicatés a montré que la silice induit une augmentation de la teneur en phosphate soluble du fait de la compétition entre SiO_4^{2-} et PO_4^{2-} pour l'adsorption sur les charges positives du sol. La silice, qui peut être apportée sous forme de scories du nickel (silicate de magnésium), présente donc un effet indirect favorable à la croissance des cultures. Une dernière partie des recherches a porté sur les risques environnementaux liés à l'utilisation de pesticides. Les vitesses de dégradation des trois molécules testées (alachlor, atrazine et 2,4-D) sont faibles. L'adsorption de l'atrazine et

de l'alachlor sur la matière organique est toutefois importante. Ces produits, qui sont très persistants dans le sol, sont susceptibles d'être progressivement lixiviés et de contaminer les ressources en eau malgré leur adsorption qui peut ralentir leur transfert. L'intensification de l'agriculture présente donc des dangers qui ont été identifiés et quantifiés pour certains éléments. La limitation des risques de pollution passe par une bonne maîtrise des apports d'engrais et de pesticides sur les cultures. La définition des doses d'apports d'engrais en fonction des objectifs de rendement des cultures, le fractionnement des apports en fonction du rythme de prélèvement des plantes, la production interne du sol au cours de la minéralisation ainsi que les phénomènes de sorption sont des éléments essentiels à prendre en compte. Dans le cas des pesticides, le choix des molécules, notamment leur type d'action, leur persistance dans le sol en fonction de leur biodégradabilité, leur capacité de s'adsorber sur le sol sont également des éléments déterminants. Par ailleurs, la maîtrise de l'irrigation est aussi un point essentiel pour accroître les productions agricoles, améliorer l'utilisation des fertilisants et ainsi limiter les pertes minérales. Les résultats obtenus dans ce programme nécessiteront toutefois d'être complétés par des essais chez les agriculteurs dans des conditions de production variables afin de préciser les propositions de gestion qui ont été faites.

AVANT-PROPOS

Ce rapport final présente les principaux résultats acquis dans le cadre de la convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'IRD (ex-ORSTOM) portant sur "**l'étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce**". Cette opération menée dans le cadre des Contrats de Développement Etat-Province des Iles Loyauté (opération N° 6-DEF "Sol et nappe phréatique des Iles Loyauté") bénéficie du soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (Convention N° 2013/DRT/4022/MI du 15/11/93 entre l'état et la Province des Iles Loyauté concernant le financement de l'opération 6-DEF). Celle-ci vise à évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et à préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement.

Ces recherches ont été menées par le Laboratoire d'Agropédologie de l'IRD de Nouméa (T. BECQUER, B. BONZON, E. BOURDON, I. DUBUS, C. DUWIG, W. NIGOTE, E. OUCKEWEN, L. TAPUTUARAI) et ont bénéficié de l'appui de diverses collaborations établies avec divers laboratoires, notamment :

- le HortResearch Institute de Palmerston North (Nouvelle-Zélande) (B. CLOTHIER, S. GREEN, I. VOGELER) ;
- le Centre de Pédologie Biologique (CPB) du CNRS à Nancy (F. BARTOLI, M.J. BELGY, A. HERBILLON, E. JEANROY, C. MUNIER-LAMY) ;
- le Laboratoire d'étude du Comportement des Sols Cultivés (LCSC) de l'IRD à Montpellier (R. MOREAU, J. PETARD) ;
- le Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE) du CNRS à Grenoble (M. VAUCLIN) ;
- le Laboratoire d'Hydrologie de l'IRD de Nouméa (J. DANLOUX).

L'ensemble de ces travaux a été mené à bien grâce à une collaboration avec le CIRAD, qui avait en charge le suivi agronomique des parcelles expérimentales sur lesquelles ont été réalisées les recherches, ainsi qu'à l'appui du Service du Développement Economique de Maré et du GIE CORAWAGURO.

Ces études ont été le support de formation universitaires : thèse de Céline DUWIG [Thèse de l'Université J. Fourier de Grenoble] ; stages réalisés par des étudiants de l'Université Française du Pacifique (E. MACQUET et L. WAYA).

Diverses publications dans des revues scientifiques internationales ou communications à des congrès ont été réalisées à partir des résultats obtenus.

Les analyses chimiques ont été réalisées pour la plupart par le personnel du Laboratoire Commun d'Analyse de IRD-Nouméa sous la responsabilité de J.L. DUPREY. Des analyses ont également été réalisées par certains laboratoires partenaires (CPB ; HortResearch Institute ; LCSC) et le CIRAD à Montpellier.

La duplication des rapports a été confiée à l'atelier de reprographie du Centre IRD de Nouméa (responsable : J.P. MERMOUD).

SOMMAIRE

RESUME	1
AVANT-PROPOS	3
SOMMAIRE	5
INTRODUCTION	7
CHAPITRE I : CARACTERISATION DU MILIEU D'ETUDE	9
1. Généralités	9
2. Description des sols	10
21. Morphologie des profils	10
22. Minéralogie	10
23. Caractéristiques chimiques	11
24. Caractéristiques d'échange	11
3. Description de la parcelle d'étude	16
31. Le site d'expérimentation	16
32. L'essai agronomique et les dispositifs de terrain	16
321. La parcelle expérimentale	16
322. Le dispositif agronomique	18
323. Les dispositifs de suivi de l'eau et des solutés	19
CHAPITRE II : QUELQUES CONTRAINTES POUR LES CULTURES	21
1. Les contraintes physiques	21
11. Caractérisation morpho-structurale des profils de sol	22
12. Compacité et profils racinaires	23
2. Les carences minérales	27
21. Introduction	27
22. Expérimentation	27
23. Résultats	28
231. Effet sur la croissance	31
232. Effet sur la disponibilité du phosphore	33
24. Conclusion	33
CHAPITRE III : LA MINERALISATION DANS LE SOL	35
1. L'azote	35
11. Quantification de la minéralisation de l'azote et de la nitrification	35
12. Incidence de la minéralisation de l'azote sur la gestion de la fertilisation azotée	36
2. Les pesticides	39
21. Biodégradation des pesticides	39
22. Localisation des résidus de pesticides dans le sol	40

CHAPITRE IV : LA RETENTION DES IONS PAR LE SOL	43
1. Le nitrate	43
11. Méthode	43
12. Variations du facteur retard R	45
2. Le phosphate	45
21. Sorption du phosphate sur le sol	45
22. Désorption du phosphore	48
23. Conclusion	48
3. Les pesticides	49
31. Détermination de la rétention des pesticides	49
32. Evaluation des risques de lixiviation	51
CHAPITRE V : LES TRANSFERTS D'EAU	53
1. Les caractéristiques hydrodynamiques du sol	53
11. La densité apparente	54
12. La distribution porale et les courbes de rétention en eau	54
121. Détermination au laboratoire de la distribution porale	54
122 Détermination in situ des courbes de rétention en eau	56
13. la conductivité hydraulique	59
2. Flux et bilans d'eau	60
3. Modélisation du transfert de l'eau par WAVE	64
31. Le modèle et les procédures d'évaluation	64
32. Ajustement des données	65
33. Extrapolation des données	66
4. La gestion de l'irrigation	66
CHAPITRE VI : LE TRANSFERT DES SOLUTES	68
1. La concentration du nitrate et du potassium dans la solution du sol	68
2. Quantification de la lixiviation du nitrate et du potassium	71
3. Modélisation du transfert de nitrate par WAVE	71
CONCLUSION	73
BIBLIOGRAPHIE	76
Documents produits dans le cadre du programme	76
Thèse.	76
Revue scientifique à comité de lecture.	76
Communications à des congrès et colloques	76
Rapport.	77
CD-Rom	78
Autres références citées dans le texte	79

INTRODUCTION

Les pressions économiques et démographiques que subissent les Iles Loyauté ainsi qu'une certaine volonté de fixer les populations locales conduisent les agriculteurs à abandonner progressivement les techniques d'exploitation traditionnelles pour une agriculture plus intensive utilisant des engrais et des produits phytosanitaires et mobilisant plus fortement les ressources en eau.

Les sols des îles coralliennes des Loyauté sont particulièrement fragiles vis à vis de l'intensification des cultures. En effet, les études pédologiques menées antérieurement sur les Iles Loyauté, notamment par Dugain (1954), Ternicier (1971), Latham (1980, 1982), Latham et Mercky, (1983), Bonzon *et al.* (1991) ont montré que ces sols présentent diverses caractéristiques physico-chimiques (épaisseur réduite, forte vitesse d'infiltration de l'eau, faible capacité d'échange, teneurs très élevées en oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium induisant l'existence de charges variables au niveau du complexe d'échange) se traduisant par une très faible rétention des engrais (sauf du phosphore) et probablement des pesticides. Ceci peut se traduire, d'une part par l'apparition de carences et de déséquilibres minéraux susceptibles de limiter la croissance et le développement des plantes cultivées, d'autre part par des risques de pollution des lentilles d'eau douce.

Le maintien de la fertilité des sols à long terme, la préservation des ressources en eau des îles et la définition des conditions d'une gestion technico-économique rigoureuse des exploitations agricoles, pour différents systèmes de production, nécessitent donc de mettre en place des recherches visant à mieux connaître les facteurs contrôlant la rétention par le sol des éléments apportés (engrais, pesticides) et leur utilisation par la plante ainsi qu'à étudier les modalités de leur transfert afin de suivre les niveaux de pollution des percolations dans les sols. Il est donc nécessaire de pouvoir chiffrer les flux des éléments minéraux (apports par les fertilisants, production interne par minéralisation, consommation par les plantes, lixiviation) au niveau des agrosystèmes. Le rôle des processus biologiques (minéralisation, réactions à l'interface rhizosphère / solution) et physico-chimiques (réactions d'échange à l'interface solides / solution, qui sont particulièrement importantes dans ces sols à charges variables) doit également être précisé.

Une première étape de recherche avait été réalisée dans le cadre des contrats de Développement Etat-Province des Iles 1990-1992 sur "la mise en valeur des sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyautés" (Bonzon et Becquer, 1994). Deux axes avaient été suivis :

- des études pédologiques visant à caractériser les sols et à préciser leur variabilité ;
- des études expérimentales en serre destinées à préciser les carences et les déséquilibres minéraux de ces sols.

Après cette première étape, un programme ayant pour objectif d'évaluer les risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce à la suite de l'intensification de la production agricole a été proposé. Cette étude a été entreprise en 1994, dans le cadre d'une convention de recherche entre la Province des Iles Loyauté et l'IRD (ex-ORSTOM), avec le soutien financier du Fond de la Recherche et de la Technologie (F.R.T.), afin d'évaluer les risques liés à l'intensification de l'agriculture et de préciser les conditions pour obtenir une agriculture durable et respectueuse de l'environnement. Quatre objectifs majeurs ont été poursuivis afin :

1°/ de mieux connaître l'évolution de la fertilité des sols au cours du temps et sous l'action de diverses pratiques agricoles avec, d'une part, le suivi de l'évolution des caractéristiques morphopédologiques à la suite des travaux agricoles et les conséquences sur les propriétés hydrodynamiques du sol et sur l'enracinement des plantes, d'autre part, le fonctionnement du complexe d'échange et son évolution afin d'améliorer les nutriments azotés, potassiques et phosphatés des plantes ;

2°/ de déterminer les conditions de nutrition optimale des végétaux afin de lever les carences en phosphore, silice et oligo-éléments (ou de limiter leurs effets) et d'apprécier les conséquences de ces amendements et fertilisations sur les coefficients d'utilisation de l'azote et de la potasse ;

3°/ de quantifier les risques de contamination des ressources en eau par les engrais azotés. Ceci nécessite de pouvoir établir à la fois des bilans d'eau et d'azote dans le système sol-plante. Les études précédentes et la comparaison des flux hydrochimiques sous différents systèmes de culture devraient permettre d'évaluer les risques liés à diverses pratiques et de proposer des solutions techniques les réduisant ;

4°/ d'estimer les risques de contamination par quelques pesticides, ces molécules pouvant présenter des dangers environnementaux importants.

Ces diverses opérations, répondent à un souci d'adaptation des techniques à la mise en valeur de ces écosystèmes fragiles et à des préoccupations de protection de l'environnement. Elles devraient aboutir à une amélioration des connaissances du fonctionnement des sols des îles coralliennes soumis à des pratiques agricoles plus intensives. En particulier, l'étude des flux hydriques, minéraux et des mécanismes impliqués dans la rétention des éléments fertilisants et des molécules pesticides devraient à la fois permettre une meilleure gestion technique des apports d'amendements, de fertilisants ou de pesticides afin d'améliorer leur efficacité et, par ailleurs, de limiter la lixiviation de ces produits, susceptibles d'induire des pollutions au niveau des lentilles d'eau douce.

D'une façon plus générale, ces études entreprises sur les îles Loyauté pourront servir de modèle pour des transferts de connaissances et de méthodes vers d'autres pays du Pacifique Sud où les écosystèmes de ce type sont assez largement représentés.

CHAPITRE I

CARACTERISATION DU MILIEU D'ETUDE

1. Généralités

Les études cartographiques menées sur les îles Loyauté (Latham et Mercky, 1983), ont montré que ces sols développés dans l'ancien lagon de Maré correspondent essentiellement à des **sols bruns calciques humifères à faciès allitisé** et à des **sols ferrallitiques oxydiques allitiques humifères** (Figure 1). Ces sols se forment sur les calcaires coralliens, aux dépens

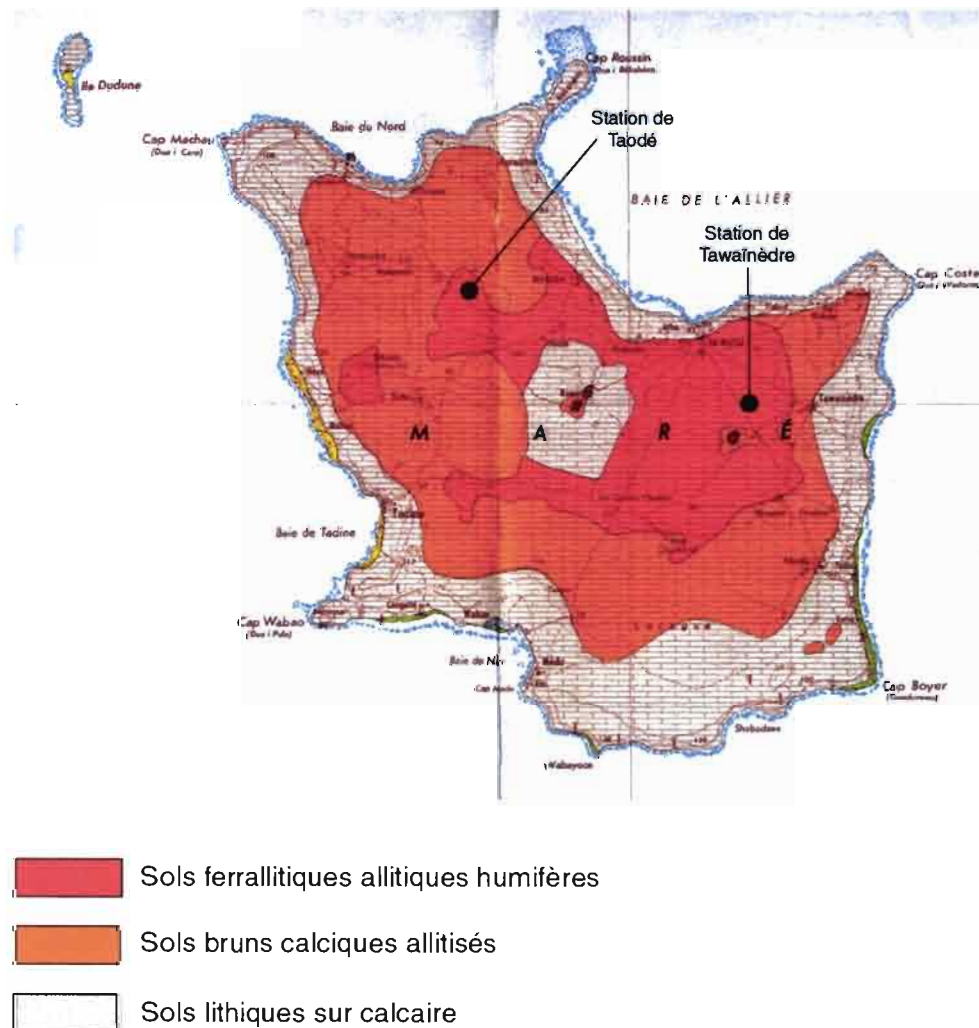


Figure 1 : Carte pédologique de Maré (d'après Latham et Mercky, 1983) et situation des sites d'étude.

de dépôts de matériaux volcaniques d'apports (Tercinier, 1971). Ce sont des sols épais de quelques dizaines de centimètres, avec une variabilité importante de leur profondeur en fonction de l'état de la surface du substrat calcaire, fortement humifère, très poreux, de couleur brun à brun-rouge foncé. Les seconds, localisés surtout dans la partie centrale de l'île, sont généralement plus profonds que les premiers. Ce critère est essentiel dans le cas d'une mise en culture des terres avec une mécanisation des travaux culturaux.

2. Description des sols

Les caractéristiques morphologiques, minéralogiques et physico-chimiques des sols ont été étudiées à partir de quelques profils de référence provenant des stations de Tawaïnèdre et de Taodé (Figure 1). Ces divers profils présentent de nombreuses caractéristiques communes. Les observations et les résultats analytiques concernant deux profils, MAR 3 (Tawaïnèdre) et MAR 5 (Taodé) sont présentés en détail ci-après.

21. Morphologie des profils

Les deux profils de sols (Cf. Profils MAR 3 et MAR 5) qui ont été observés sur les deux sites étudiés présentent de nombreuses caractéristiques morphologiques communes :

- l'horizon de surface, de couleur brun foncée (7,5 YR 3/4 à 3/2, d'après le code Munsell) est généralement très humifère, à structure grumeleuse, parfois à tendance particulière, meuble avec de très nombreuses racines. L'enracinement est très dense avec un enracinement à orientation essentiellement sub-horizontale ;

- l'horizon sous jacent est beaucoup moins humifère. Sa couleur brun rouge foncé (5 YR 3/4) est assez caractéristique de certains oxydes qui le compose, notamment de la goethite. La structure devient massive et les racines deviennent rares. Cet horizon présente généralement une zone très meuble, d'environ 10 cm d'épaisseur, au contact de l'horizon humifère, et devient beaucoup plus cohérent en dessous ;

- le contact entre le sol et le calcaire corallien est brutal. Ce dernier présente toutefois une très grande variabilité au niveau de sa surface. Cette variabilité, d'ordre métrique, de la surface du calcaire est un problème majeur lors de la caractérisation des parcelles agricoles.

22. Minéralogie

La minéralogie des sols ferrallitiques allitiques a été étudiée dans un premier temps par Tercinier (1971). L'analyse tri-acides des sols que nous avons étudiés (Tableau 1) montre la large prédominance des sesquioxydes d'aluminium et de fer (34 à 42 % d' Al_2O_3 et 19 à 24 % de Fe_2O_3) et les faibles teneurs en silice (généralement moins de 1 % de SiO_2). Les études par RX (Tableau 2) ont confirmé que la fraction cristalline de ces sols était principalement représentée par des oxydes d'aluminium (gibbsite et boehmite) et de fer (goethite). Quelques traces de minéraux silicatés telles que le quartz ou le feldspath ont également été détectés.

L'extraction des oxydes de fer par un extractant spécifique, le Citrate-Bicarbonate-dithionique (CBD), est très lente. Des extractions de 5 jours à 20° C sont nécessaires pour solubiliser plus de 90 % du fer total (Tableau 2). Le CBD permet d'extraire 45-50 g kg⁻¹ d'aluminium, ce qui correspond à un taux de substitution de l'Al dans les oxydes de fer de l'ordre de 0.35 mol mol⁻¹. Ce taux de substitution très élevé de la goethite est caractéristique des sols très désilicifiés et explique leur faible solubilité (Cornell et Schwertmann, 1996).

L'altération intense de ces sols a conduit à des teneurs de SiO₂ total très limitées (< 1 %). Cette altération très intense est également mise en évidence par les valeurs du rapport Kr [Kr = SiO₂ / (Al₂O₃ + Fe₂O₃)] qui sont très faibles (0,02) (Tableau 1).

Par ailleurs, bien que reposant sur un substrat calcaire, ces sols sont généralement non carbonatés, ce qui s'explique par l'origine allochtone des produits d'altération (Tercinier, 1971).

Ces sols sont également caractérisés par leur grande richesse en phosphore total, dont les teneurs atteignent souvent 1 à 2 % de P₂O₅ (Tableau 1). Ce phosphore, qui provient probablement de la transformation d'un guano en phosphate d'aluminium (crandalite) (Tercinier, 1971b) est très peu assimilable par les plantes.

23. Caractéristiques chimiques

Les sols de Maré (Tableau 1) sont légèrement acides en surface (entre pH 6 et 7) et on observe une diminution du pH avec la profondeur. Le ΔpH (pH_{KCl} - pH_{H2O}) est négatif dans les horizons de surface, mais il est généralement supérieur à 0,1 dans les horizons de profondeur. La matière organique est bien humifiée avec un C/N de l'ordre de 10. La teneur en carbone, qui peut atteindre 12 % dans les horizons de surface, diminue très rapidement en profondeur. La CEC est très fortement corrélée à la teneur en carbone selon la formule (Becquer et al., 1993b) :

$$\text{CEC (en cmol}_c \text{ kg}^{-1}\text{)} = 0.285 \text{ C (en g kg}^{-1}\text{)} + 3,252 \quad r^2 = 0,971$$

Le complexe d'échange est saturé par le calcium et le magnésium. Par contre, le potassium est très peu abondant et doit probablement induire des carences importantes. Hormis l'horizon humifère où un peu de potassium est présent (0,48 cmol_c kg⁻¹), il est pratiquement absent du reste du sol (0,04 à 0,09 cmol_c kg⁻¹).

24. Caractéristiques d'échange

Les capacités d'échange cationiques (CEC) et anioniques (CEA) ont été déterminées au laboratoire selon la méthode de Gillman et Sumpter (1986). Le sol est saturé par du CaCl₂ à divers pH entre 4 et 7. Ca²⁺, Al³⁺ et Cl⁻ adsorbés sur le sol sont extraits par du NO₃NH₄ et dosés. Cette méthode permet de quantifier la Capacité d'échange en bases (CEC_B), qui correspond à la quantité de Ca²⁺ adsorbée sur le sol, la capacité d'échange cationique totale (CEC_T), qui correspond à la quantité de Ca²⁺ et Al³⁺ adsorbées, et la capacité d'échange anionique (CEA), qui correspond à la quantité de Cl⁻ adsorbée (Figure 2).

Profil MAR 3

Localisation : Centre d'Appui au Développement de Tawaïnèdre
Carte I.G.N. 1/50 000 - Maré : S 21° 30' - E 168° 4'

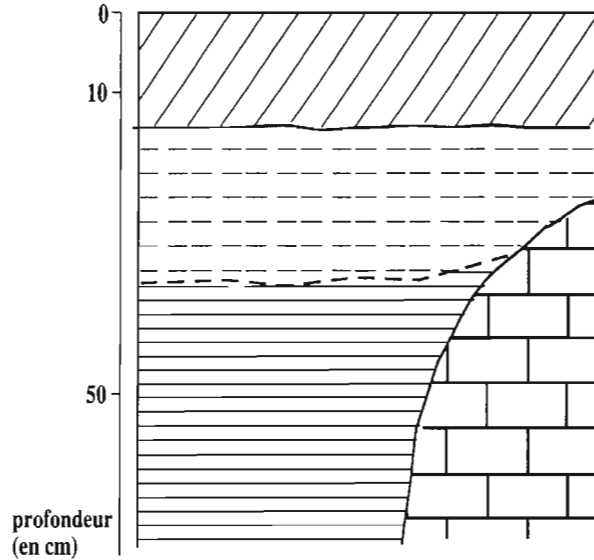
Altitude : 43 m

Topographie : plane

Roche-mère : calcaire corallien

Végétation : savane herbeuse fortement dégradée à goyaviers (*Psidium guajava*), Lantana (*Lantana camara*), Imperata (*Imperata cylindrica*), faux gaïac (*Dodonea viscosa*) et faux poivrier (*Schinus terebenthifolius*).

Schéma du profil



Description du profil :

Horizon	Profondeur (cm)	Description
A	0-15	Brun foncé (7,5 YR 3/4 à 3/2). Texture limoneuse. Structure particulière à grumeleuse fine. Porosité très importante (macroporeux). Très meuble. Non plastique, non collant. Racines très nombreuses, de taille variée et de direction généralement sub-horizontale. Transition distincte et irrégulière.
(B)1	15-35	Brun rouge foncé à brun foncé (5 YR à 7,5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure massive, microagrégée. Porosité très importante (microporeux). Très meuble. Non plastique, non collant. Racines fines à très fines assez nombreuses, de direction généralement horizontale à sub-verticale. Transition peu nette et régulière.
(B)2	35-	Brun rouge foncé (5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure massive, microagrégée. Porosité très importante (microporeux). Assez cohérent. Non plastique, non collant. Racines fines à très fines assez nombreuses, de direction généralement horizontale à sub-verticale. Transition très nette (brutale) et irrégulière.
C		Calcaire corallien meuble à surface irrégulière.

Profil MAR 5

Localisation : Centre d'Appui au Développement de Taodé
Carte I.G.N. 1/50 000 - Maré : S 21° 27' - E 167° 55'

Altitude : 54 m

Topographie : plane

Roche-mère : calcaire corallien

Végétation : forêt [avec *Podonaphelium homei*, *Diospyros sp.*, *Santalum austrocaledonicum* (santal), *Meryta macrocarpa*...], plus ou moins secondarisé [avec Gaïac (*Acacia spirorbis*), faux gaïac (*Dodonea viscosa*), aloes, goyaviers (*Psidium guajava*), *Imperata (Imperata cylindrica)*...]

Schéma du profil :



Description du profil :

Horizon	Profondeur (cm)	Description
A	0-12	Brun foncé (7,5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure grumeleuse (au niveau des racines) à particulaire. Porosité très importante (macroporeux). Très meuble. Non plastique, non collant. Racines très nombreuses, moyennes et grosses à direction généralement sub-horizontale et fines à direction quelconque. Transition distincte et irrégulière.
(B)1	12-25	Brun rouge foncé (5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure particulaire, microagrégée. Porosité très importante (microporeux). Très meuble. Non plastique, non collant. Racines fines à très fines assez nombreuses. Transition peu nette et régulière.
(B)2	25-55	Brun rouge foncé (5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure particulaire. Porosité assez importante. Assez cohérent. Non plastique, non collant. Racines fines à très fines rares. Transition peu nette et régulière.
(B)3	55-60	Brun rouge foncé (5 YR 3/4). Texture limoneuse. Structure particulaire. Porosité très importante. Très meuble. Non plastique, non collant. Racines fines à très fines assez nombreuses. Transition très nette (brutale) et régulière.
C	60-	Calcaire corallien meuble à surface subhorizontale et régulière.

Tableau 1 : Principales propriétés physiques et chimiques des sols

Horizon	Prof. (cm)	granulométrie				pH		Matière organique		Rétention du phosphore	Cations échangeables				AE	CEC
		A	LF	LG	S	H ₂ O	KCl	C	N	%	Ca	Mg	K	Na		
		%						g kg ⁻¹		%	cmol kg ⁻¹					
MAR 3-1	0-15	62.4	26.5	8.8	2.4	6.8	6.3	72.3	6.84	85.5	17.8	10.5	0.3	0.2	0.05	28.8
MAR 3-3	35-60	85.6	8.8	5.1	0.5	5.8	6.0	10.1	0.90	95.3	0.7	0.8	0.0	0.1	0.02	1.7
MAR 5-1	0-12	60.9	32.4	4.8	1.9	6.3	5.9	117.3	8.75	81.3	23.6	11.5	0.4	0.3	0.1	36.0
MAR 5-4	40-50	83.1	12.3	3.8	0.9	5.4	5.6	9.8	0.86	96.6	1.0	1.2	0.0	0.1	0.02	2.4

A = argiles (< 2 µm) ; LF = limons fins (2-20 µm) ; LG = limons grossiers (20-50 µm) ; S = sables (50-2000 µm)

EA = Acidité d'échange (Al³⁺ + H⁺)

Composition minérale de la terre fine

	LOI	residual	g kg ⁻¹										cmol kg ⁻¹				
			SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	MnO ₂	NiO	Cr ₂ O ₃	CoO	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	P ₂ O ₅	TRB	Kr
MAR 3-1	329	19	0	376	210	11	13	n.d.	n.d.	n.d.	1.2	0.6	0	0	20	75.7	0.00
MAR 3-3	248	6	15	440	251	8	8	n.d.	n.d.	n.d.	0.2	0.3	0	0	15	19.2	0.02
MAR 5-1	391	6	10	321	186	11	8	n.d.	n.d.	n.d.	1.8	0.5	0	0	24	92.1	0.02
MAR 5-4	252	9	13	427	241	13	6	n.d.	n.d.	n.d.	0.6	0.3	0	0	29	35.9	0.02

n.d. = not determined ; LOI = perte au feu ; TRB = Total Reserve in Bases ; Kr = SiO₂ / Al₂O₃ + Fe₂O₃

Tableau 2 : Extractions sélectives de Al, Fe et Si et minéralogie des échantillons de sol

	Extraction pyrophosphate		Extraction oxalate			Extraction CBD			Fed/Fetot	Al substit.	Mineralogie
	Alp	Fep	Alo	Feo	Sio	Ald	Fed	Sid			
	g kg ⁻¹									mol mol ⁻¹	
MAR 3-1	2.67	1.07	11.34	4.41	0.11	45	138	0.0	0.92	34.1	Go, Gi, Bo, Ta, Q, He, Ma, Ch, Fe
MAR 3-3	0.96	0.14	4.59	4.07	0.08	46	162	0.0	0.90	35.0	Go, Gi, Bo, Ta, Q, He, Ma, Fe
MAR 5-1	5.97	1.83	12.43	3.76	0.04	46	118	0.0	0.87	37.7	Go, Gi, Bo, Ta, Q, He, Ma, Ch, Fe
MAR 5-4	1.21	0.38	7.21	3.15	0.02	50	162	0.0	0.93	35.8	Go, Gi, Bo, Ta, Q, He, Ma, Ka, Fe

Go, goethite ; Gi, gibbsite ; Bo, boehmite ; Ta, talc ; He, hematite ; Ma, magnetite ; Q, quartz ; Ch, chlorite ; Fe, feldspar ; Ka, kaolinite.

A $\text{pH} < 4,5$, une petite quantité d'oxyde d'aluminium peut se dissoudre et induire l'apparition d' Al^{3+} sur le complexe d'échange. Toutefois, la quantité d' Al^{3+} est faible et la différence entre la CEC_B et la CEC_T est réduite.

La CEC_T est très différente entre les horizons de surface et ceux de profondeur. Au pH du sol, la CEC_T excède $25 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de sol dans les horizons de surface alors qu'elle n'est que de l'ordre de $2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ dans les horizons de profondeur. La CEC_T diminue avec le pH et atteint des valeurs proche de zéro à $\text{pH} 5$. Elle est fortement dépendante de la teneur en matière organique du sol du fait de la dissociation progressive des groupements carboxyliques entre $\text{pH} 3$ et $\text{pH} 9$. L'absence d'argiles, démontrée par les analyses minéralogiques, explique qu'il n'y ait pas de charges permanentes négatives et que la CEC_T soit nulle à pH faible.

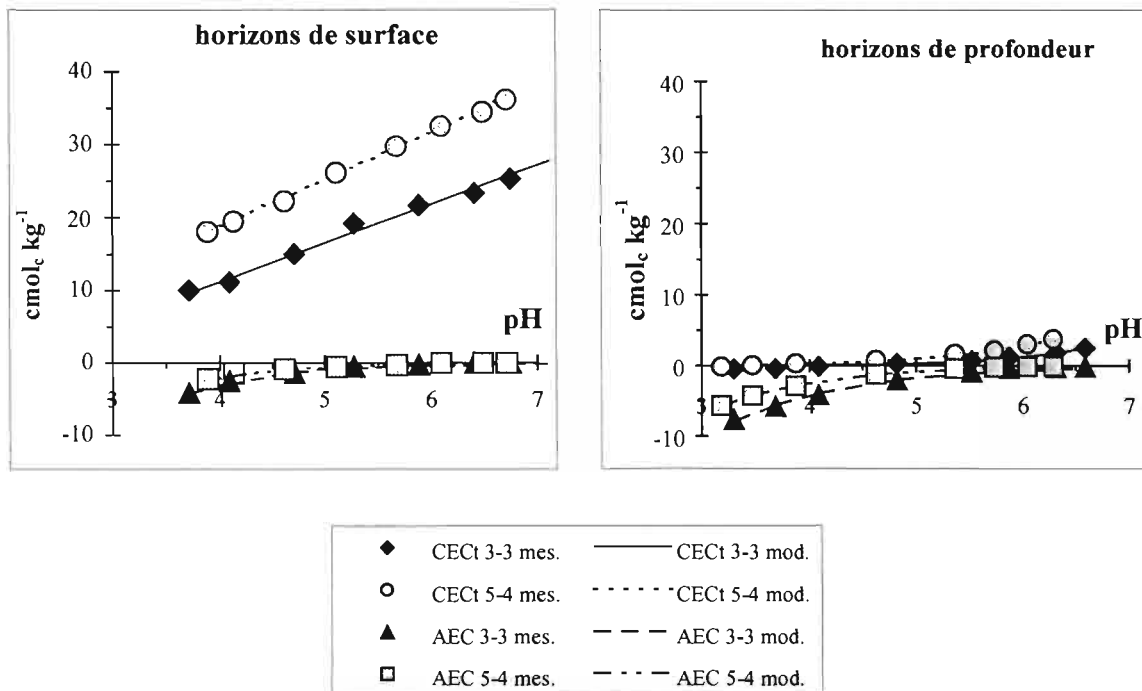


Figure 2 : Variations des capacités d'échange anionique (CEA) et cationique (CEC) en fonction du pH .

La CEA augmente lorsque le pH diminue du fait de la protonation des oxydes de fer et d'aluminium. Malgré des teneurs en oxydes similaires, les horizons de surface ont toutefois une CEA nettement plus faible que les horizons de profondeur. L'association étroite de Fe ou Al avec des anions organiques à la surface des oxydes peut réduire la disponibilité des sites pour l'adsorption du Cl^- .

Ces caractéristiques ont des conséquences physico-chimiques importantes et donc une grande incidence sur le fonctionnement de ces sols :

- l'absence d'argile, qui joue habituellement un rôle important dans la rétention minérale dans les sols, explique une capacité d'échange cationique à peu près nulle au niveau de la phase minérale. La rétention des cations par le sol n'est assurée que par la matière

organique d'où son extrême importance pour éviter la lixiviation de ces éléments et pour assurer le maintien de la fertilité de ces sols ;

- la richesse en oxydes d'aluminium et de fer. Ces constituants, chargés électropositivement au pH du sol, sont susceptibles de retenir de façon très énergique certains anions par des mécanismes de fixation spécifiques (notamment le phosphore), et d'en rendre l'assimilation par les plantes très difficile. Les ions tels que le nitrate, le chlore ou le brome ne développent que des interactions électrostatiques faibles avec les sesquioxydes. Ces interactions pourraient, à priori, limiter le transfert de ces ions.

3. Description de la parcelle d'étude

31. Le site d'expérimentation

Pour étudier le fonctionnement sous culture des sols ferrallitiques oxydiques allitiques humifères, la station du Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawaïnèdre a été créée (coordonnées = S 21° 30' - E 168° 4', altitude 41 m) (Figure 1). Elle était formée d'une parcelle d'environ 32 ha (635m x 500 m) de savane plus ou moins herbacée à goyaviers (*Psidium guajava*), Lantana (*Lantana camara*), Imperata (*Imperata cylindrica*), faux gaïac (*Dodonaea viscosa*) et faux poivrier (*Schinus terebenthifolius*). Cette savane était assez représentative des milieux soumis à des dégradations anthropiques liés à la pratique des cultures traditionnelles (Jaffré et Veillon, 1987).

Avant la mise en culture, les sols et la variabilité de leur profondeur ainsi que la variabilité de leurs principales caractéristiques chimiques ont été décrits (Becquer et al., 1993a, 1993b).

32. L'essai agronomique et les dispositifs de terrain

321. La parcelle expérimentale

Au sein de la station expérimentale de Tawaïnèdre, une parcelle d'environ 3 ha a été sélectionné afin de mettre en place un essai agronomique. Avant la mise en place de cet essai, le stock organique et minéral de l'horizon 0-40 cm a été estimé. Des prélèvements de sol ont été réalisés tous les 50 m à deux niveau (0-10 cm et 15-25 cm) et analysés. A partir de ces résultats, nous avons estimé le stock moyen, en kg ha⁻¹, de matière organique (carbone (CT) et azote totaux (NT)) et des principaux éléments minéraux (calcium (CaBE) et potassium (KBE) échangeables, phosphore total (Ptot) et assimilable (Pass) par la méthode Olsen-Dabin. Les données obtenues pour chaque points de sondage ont été spatialisées avec le logiciel Spyglass et nous avons ainsi pu faire une représentation graphique du stock de chaque élément dans la parcelle d'essai (Figure 3).

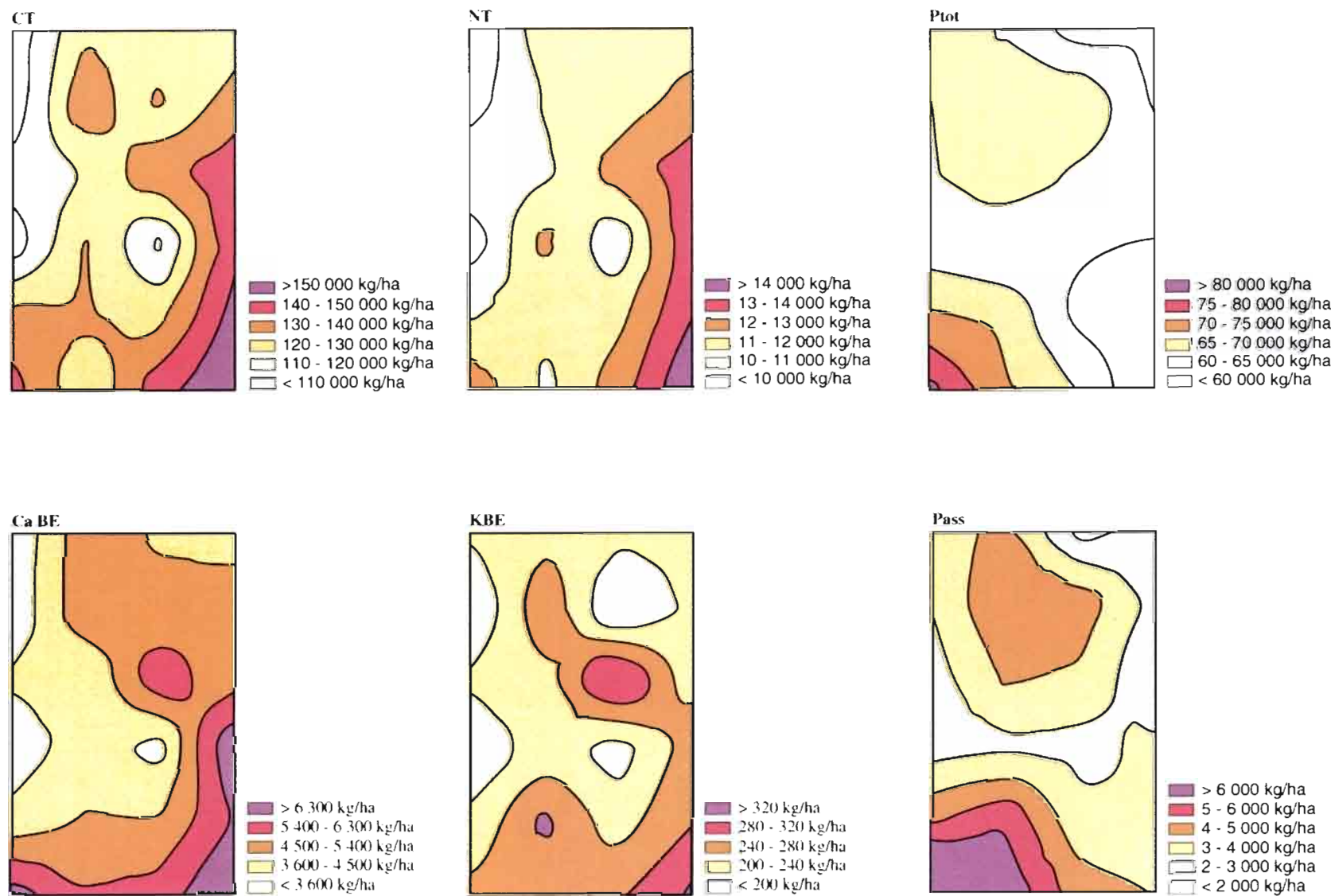


Figure 3 : Caractérisation de la variabilité des teneurs minérales des éléments majeurs dans la parcelle expérimentale.

Ces résultats mettent en évidence une variabilité importante des teneurs en matière organique (CT et NT). La variabilité de la teneur en bases échangeables (CaBE et KBE) est fortement reliée à celle de la matière organique comme le laisse supposer la très forte corrélation existant entre la teneur en carbone et la CEC. Les teneurs en Phosphore total et assimilable sont également variables et fortement reliées entre elles. Toutefois elle ne semblent pas dépendre de la teneur en matière organique.

La variabilité des teneurs organique et minérales du sol n'ont pas pu être prise en compte dans les expérimentations suivantes. Toutefois, ceci peut avoir une incidence sur la croissance des plantes et donc sur les résultats obtenus.

322. Le dispositif agronomique

Un essai agronomique a été mis en place par le CIRAD en collaboration avec le Service du Développement Economique de la Province des Iles. Cet essai a pour but de mettre au point et de suivre divers systèmes de culture dans des conditions d'exploitation les plus proches possible du milieu réel. La conduite des cultures a été réalisée par les agriculteurs du GIE CORAWAKURO, dont les membres sont des agriculteurs de la tribu de Tawaïnèdre, propriétaire des terres.

Deux grands objectifs sont liés à cette expérimentation :

- pouvoir proposer aux agriculteurs de Maré, un choix de systèmes de cultures stables ;
- mettre au point des itinéraires techniques dans le cadre de ces systèmes stabilisés, adaptés aux conditions particulières (édaphiques notamment) de Maré.

Pour répondre à ces objectifs, divers niveaux d'intensification ont été testés :

- le mode de travail du sol
- le niveau de fertilisation
- la rotation des cultures

Les divers niveaux d'intensification testés sont rappelés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Les différents niveau d'intensification de l'essai agronomique.

Travail du sol	Fertilisation	Rotation
W1 : travail "classique" avec labour	F1 : 400 kg d'engrais complet ¹	R1 : 1 culture par an (Igname ou Maïs)
W2 : travail minimum	F2 : 2 fois F1	R2 : 1 culture par an + légumineuse de couverture
	F3 : F2 + matière organique	R3 : 2 cultures par an : Maïs – Patate douce
		R4 ² : 3 cultures par an
		R5 : prairie permanente (Graminée + Légumineuse)

¹ : engrais complet = 13-13-21

² : ce niveau d'intensification, prévu au départ, n'a pas été réalisé du fait de l'absence d'irrigation.

323. Les dispositifs de suivi de l'eau et des solutés

Divers dispositifs de suivi de la climatologie ainsi que de l'eau et des solutés ont été installés sur le terrain (Figure 4). Les différentes variables enregistrées sont les suivantes :

➤ Climatologie :

- *La pluie (P)* : elle est mesurée par un pluviomètre à augets basculeurs relié à une centrale d'acquisition de données, qui permet d'enregistrer le volume de pluie tombé instantanément.

• Les caractéristiques de l'atmosphère :

- Le rayonnement solaire qui arrive au sol ou rayonnement solaire global, R_g ($W m^{-2}$), de courtes longueurs d'onde, est mesuré à l'aide d'un pyranomètre (modèle 6501, UNIDATA, Australie).

- Le rayonnement net ou bilan radiatif au sol, R_n , mesuré par le pyrromètre différentiel (modèle 097, UNIDATA, Australie), est la quantité d'énergie disponible pour le processus d'évaporation et de transfert de chaleur sensible entre le sol et l'atmosphère.

- La température T ($^{\circ}K$) est mesurée et enregistrée grâce à un thermomètre sous abri et l'humidité relative H_r (en %) grâce à un psychromètre.

- La vitesse du vent U (en $m s^{-1}$) et sa direction sont déterminées avec un anémomètre, situé à 2 m au-dessus de la surface du sol.

➤ Suivi de l'eau et des solutés dans le sol :

- *Teneur en eau* : toutes les parcelles ont été équipées de 8 sondes TDR (Time Domain Reflectometry), deux à chaque profondeur, 10, 20, 30, et 40 cm. Ces sondes ont été installées horizontalement (Figure 4), à partir d'une fosse creusée au préalable et rebouchée ensuite. Les mesures ont été effectuées à l'aide de l'appareil TRASE de SoilMoisture.

- *Pression de l'eau dans le sol* : la détermination des profils de pression de l'eau dans le sol a été effectuée à l'aide de 10 tensiomètres (SMS de SDEC), deux par profondeur, implantés verticalement à 10, 20, 30, 40 et 50 cm (Figure 4). La pression est relevée dans le volume d'air entre le bouchon et l'eau dégazée dans le tensiomètre, à l'aide d'un capteur de pression à aiguille hypodermique (système SMS 2500S de SDEC).

- *Solution du sol* : la solution du sol est extraite à l'aide de bougies poreuses (SPS 200 de SDEC). Huit bougies à 10 cm et huit à 40 cm sont implantées verticalement sur toutes les parcelles, 4 sur une ligne de maïs et 4 en interligne sur les parcelles de maïs. En 1996 et 1997, pour pouvoir effectuer des prélèvements tous les jours, deux séries supplémentaires de huit bougies ont été ajoutées à 40 cm sur toutes les parcelles, afin de ne mettre en dépression la même bougie qu'une fois tous les trois prélèvements. Ceci permet de limiter les perturbations du flux hydrique à proximité des bougies, qui peuvent être induites par des prélèvements trop fréquents sur les mêmes bougies poreuses.

Les mesures TDR et tensiométriques ont été effectuées pratiquement tous les jours pour les cycles 96 et 97 (quand l'état hydrique du sol le permet pour les tensiomètres) et

moins régulièrement en 1995 (tous les 2-3 jours). Les solutions du sol sont prélevées tous les jours après une pluie conséquente (supérieure à 20-30 mm) jusqu'à ce qu'il ne soit plus possible de récolter de l'eau (pression de l'eau dans le sol inférieure à -400 cm).

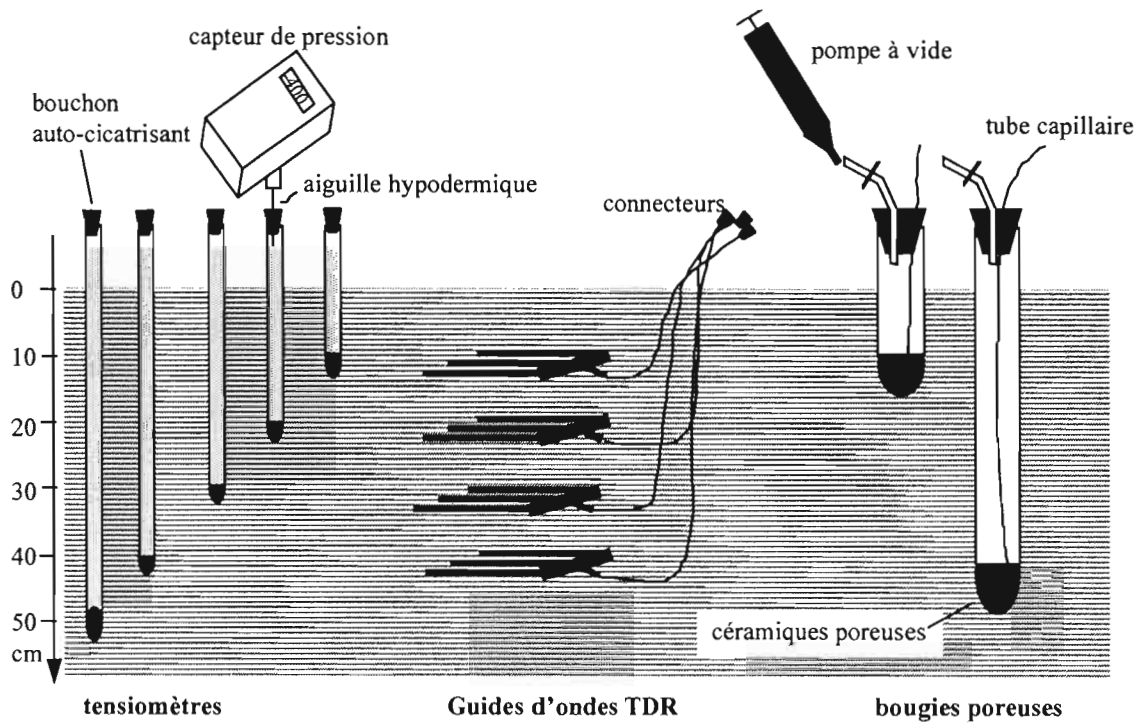


Figure 4 : Station de mesure du transfert hydrique et de solutés dans le sol

CHAPITRE II

QUELQUES CONTRAINTES POUR LES CULTURES

La pauvreté chimique et les diverses carences minérales induites sur les plantes cultivées est un facteur majeur de la fertilité. Les études antérieures (Bonzon et Becquer, 1994) ont en effet montré l'existence de nombreuses carences minérales pouvant limiter la croissance des plantes. La fertilisation peut limiter assez aisément l'effet de ces carences pour divers éléments (N, K, oligo-éléments). Cependant, la faible disponibilité du phosphore reste une préoccupation majeure dans ce sol. La silice peut avoir un effet indirect en améliorant la disponibilité du phosphore (Bowden et al., 1980). Une expérimentation en serre a donc été conduite afin de tester, d'une part l'intérêt direct de la silice comme nutriment, d'autre part, son intérêt indirect dans l'amélioration de la disponibilité du phosphore.

Les caractéristiques physiques du sol jouent également un rôle important dans la fertilité du sol. Outre leur faible profondeur, les premières observations de profils de sol avaient montré une assez forte cohésion des horizons de profondeur de ces sols. Nous avons donc essayé d'évaluer, d'une part, l'incidence des pratiques culturales sur la compacité du sol, d'autre part, les conséquences de cette dernière sur l'enracinement des cultures.

1. Les contraintes physiques

Nous avons mené une étude pour décrire les caractéristiques morpho-structurale de ces sols, déterminer leur évolution au cours de la mise en culture et évaluer leurs effets éventuels sur l'enracinement des cultures. Cette étude s'appuie sur la description du profil pédologique et du profil cultural (Manichon, 1982) et sur l'identification des différents horizons (pédologiques ou anthropisés) qui comprennent une ou plusieurs unités morphologiques, correspondant à des ensembles bien définis d'éléments structuraux. La caractérisation de ces unités est faite à partir de l'examen macro-morphologique des profils représentatifs des différentes situations de gestion du sol, en considérant notamment l'état structural, la texture, la couleur, le développement et l'orientation des racines.

Ainsi, sur chaque parcelle étudiée, des fosses ont été creusées pour la description du profil cultural. Une fois les volumes structuraux définis, la compacité du sol a été mesurée grâce à un pénétromètre de poche à aiguille conique de type Yamanaka (Moreau et Nagumo, 1995), sur l'ensemble du profil en suivant une maille de 10 x 5 cm. Une représentation cartographique des données a été réalisée à l'aide du logiciel SPYGLASS V3.0. L'enracinement a été évalué et cartographié à partir du relevé des impacts racinaires observé sur une face du profil (Tardieu et Manichon, 1986).

11. Caractérisation morpho-structurale des profils de sol

Six volumes structuraux ont été identifiés. Leurs caractéristiques déterminées visuellement sont données ci-dessous :

- en surface (0-15 cm environ) :
 - juxtaposition d'une structure grumeleuse (Gr) à une structure sub-anguleuse fine (Sa), de 1 à 2 mm, très meuble, avec une porosité inter-particulaire très importante,
 - juxtaposition d'une structure particulaire (Pa) à une structure grumeleuse (Gr), très meuble, avec une porosité très importante,
- en profondeur (en dessous de 15 cm) :
 - structure d'aspect massif fissuré (Mf) avec des éléments sub-anguleux à grumeleux (Sa-Gr), meuble ; le volume des vides semble assez important, et les pores, peu nombreux, sont très fins et tubulaires,
 - structure micro-agrégée d'aspect massif (M1), avec présence de matière organique, assez cohérente ; le volume des vides est très faible, et les pores, nombreux, sont très fins et tubulaires,
 - structure micro-agrégée d'aspect massif (M2), avec peu de matière organique, très cohérente, très compacte ; le volume des vides est très faible, et les pores, nombreux, sont très fins et tubulaires,
 - calcaire corallien (K).

Les différents profils morphologiques et leurs évolutions sous culture sont présentés dans la Figure 5 :

- La jachère est constituée de deux types d'horizons à structures très contrastées : un horizon de surface (0-12 cm), très humifère, à structures juxtaposées résultant de la coexistence d'agrégats grumeleux et d'éléments particuliers (Pa/Gr) ; les horizons sous-jacents, moins humifères, sont d'aspects massifs (M). La différence entre les profils de 1995 et 1997 résulte de la variabilité spatiale puisque les profils n'ont bien-sûr pas pu être étudiés au même endroit d'une année sur l'autre. On peut observer des descentes localisées de la structure PaGr dans M1 (en 1995) et de M1 dans M2 (en 1997) qui sont certainement la trace d'anciennes racines d'arbres ou autres végétaux.

- Sous les graminées (Figure 5a), après labour, on observe le remplacement d'une bonne partie de la structure M1 par la structure Mf(Sa-Gr), ceci étant dû au labour originel. De 1996 à 1997, la structure de surface PaGr diminue au profit de la structure SaGr ce qui signifie que le sol sous les graminées, non labouré depuis 4 ans et grâce à la présence des racines, devient peu à peu plus structuré.

- Sous maïs "travail léger" (Figure 5b), il y a peu de changement par rapport au profil sous jachère, excepté en surface et l'année 1995 mise à part. En effet, le travail du sol sur cette parcelle en 1995 n'a pas été "minimum", dans le sens où la parcelle a été butée pour la plantation de patates douces alors qu'elles auraient dû être plantées à la main, sur une surface plane. Les années suivantes, la structure SaGr dominante sous jachère s'affine

progressivement sous l'action des passages d'outils ; la structure particulière devient dominante dans le volume structural PaGr.

- Sous maïs "travail lourd" (Figure 5b), on observe une nette diminution de la structure grumeleuse et sub-anguleuse (SaGr) au profit d'une structure plus particulière (PaGr). Il y a donc un accroissement de la fraction particulière par rapport à la fraction grumeleuse ou sub-anguleuse, par le fait de l'action des outils. Cette diminution de taille des agrégats peut poser un problème d'érosion éolienne, sur les parcelles peu couvertes, car le sol est très soufflé après un labour. En profondeur, le travail du sol mécanisé provoque une légère fracturation de l'horizon intermédiaire (10-30 cm), où une structure massive fissurée (Mf), avec une agrégation sub-anguleuse peu nette, se développe, l'horizon massif non modifié se trouvant à plus de 30 cm de profondeur. En 1997, le travail mécanisé atteint le calcaire corallien qui est peu profond à cet endroit, et par conséquent des cailloux de calcaire sont décrochés par l'outil et ramenés à la surface. Sur certaines parcelles labourées où le calcaire est peu profond, on a pu observer une augmentation des cailloux à la surface au fur et à mesure des années.

12. Compacité et profils racinaires

La Figure 6 présente la cartographie des valeurs de compacité et des impacts racinaires pour les profils étudiés. On observe une bonne concordance entre la cartographie pénétrométrique et la cartographie des volumes structuraux. La cartographie pénétrométrique ne montre pas de modification importante de la compacité du sol entre les différents systèmes de culture, labourés ou non, par rapport à l'état initial. La compacité, qui dépasse parfois $6,29 \text{ kg cm}^{-2}$ (ou 20 mm) vers 35-40 cm de profondeur, est susceptible d'avoir un effet néfaste sur l'enracinement de diverses plantes cultivées (Moreau et Nagumo, 1995). Cependant, les comptages racinaires montrent une décroissance progressive de l'enracinement avec la profondeur, sans diminution brutale imputable à un horizon compact ou une zone compactée par le travail du sol. La compacité des sols ferrallitiques allitiques ne semble donc pas induire de problèmes importants sur l'enracinement des cultures.

Le nombre de racines dans les horizons de profondeur ainsi que la profondeur d'enracinement sont légèrement supérieurs pour le système sous graminées. Ce meilleur enracinement peut s'expliquer d'une part par l'ancienneté de la mise en place de la culture (culture pérenne de 3 ans pour la graminées, culture annuelle de trois mois pour le maïs), d'autre part par une colonisation moins importante de l'inter-rang sous maïs. On observe que la densité moyenne sous travail minimum ou travail mécanisé est similaire. Cependant, sous travail du sol minimum, la densité racinaire du maïs correspond à des poquets de deux graines, alors que dans le cas du travail mécanisé, elle correspond à un seul pied. La densité sous travail minimum devrait donc être plus importante pour obtenir un rendement similaire. Comme nos résultats ne permettent pas de penser que les caractéristiques physiques du sol puissent expliquer la limitation du développement racinaire, celle-ci serait donc, plus probablement à rechercher au niveau de la disponibilité chimique des éléments minéraux dans le sol et d'une compétition entre les deux pieds de maïs d'un poquet.

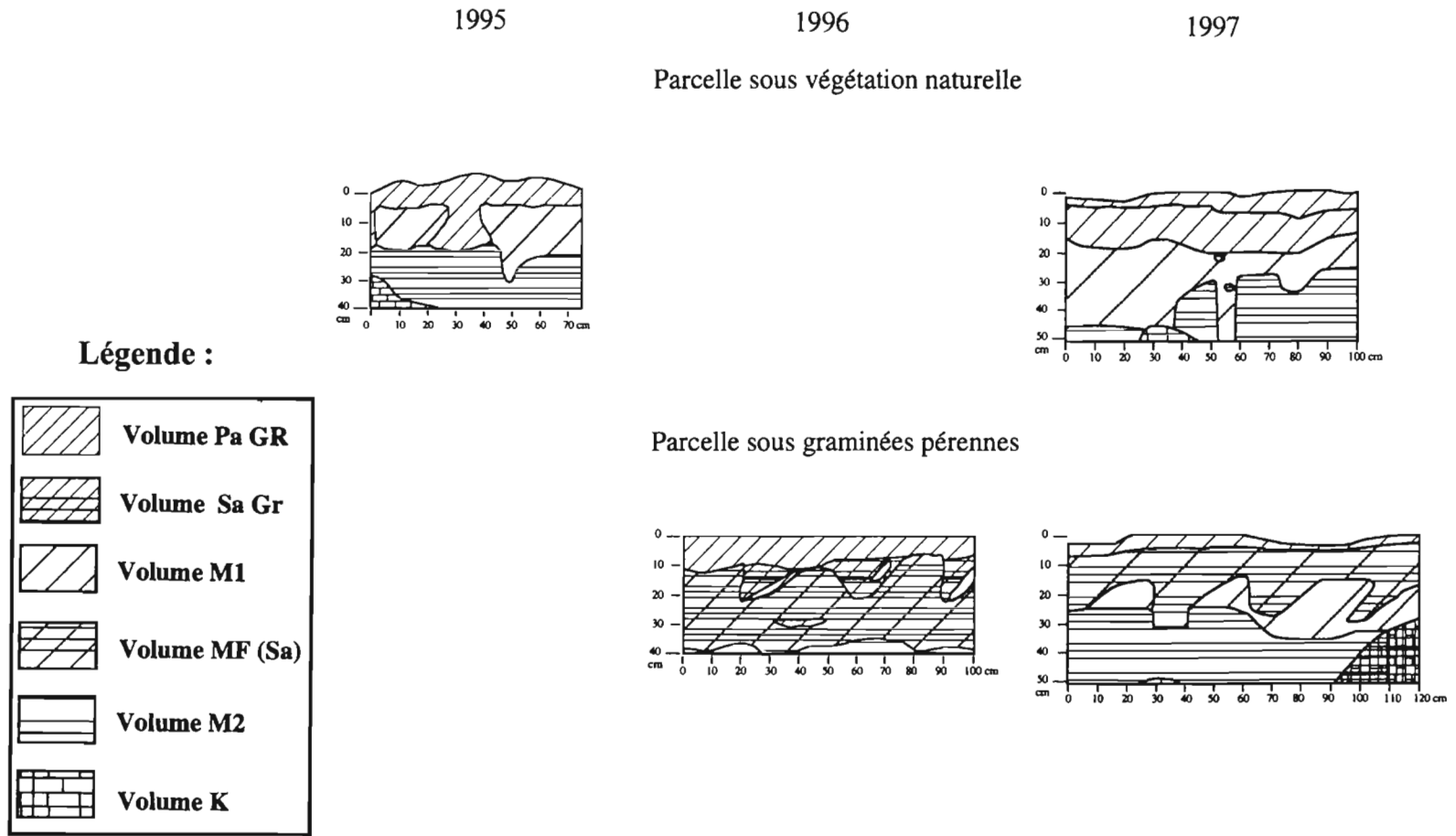


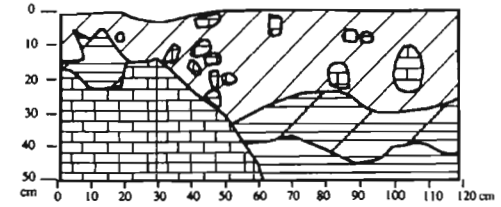
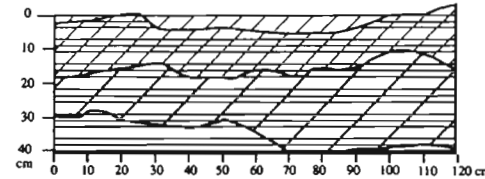
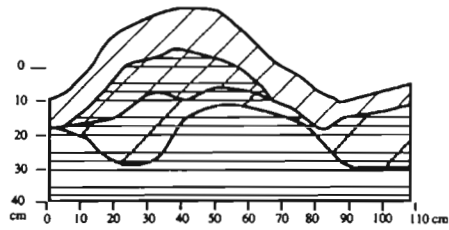
Figure 5a : Cartographie des volumes structuraux sous végétation naturelle et sous graminées. Evolution entre 1995 et 1997.

1995

1996

1997

Parcelle sous maïs, travail du sol "lourd"



Parcelle sous maïs, travail du sol "léger"

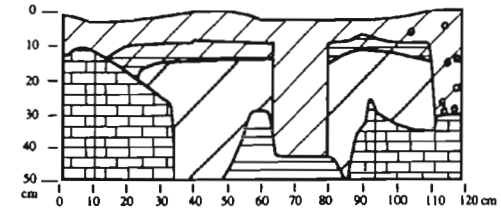
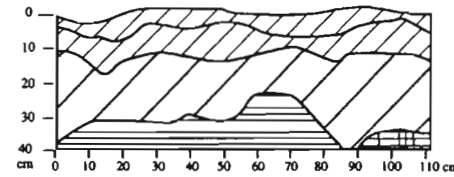
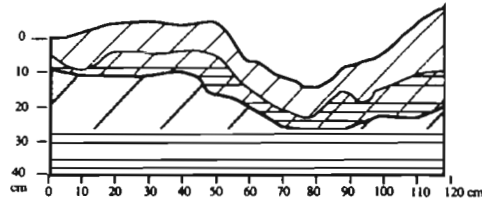
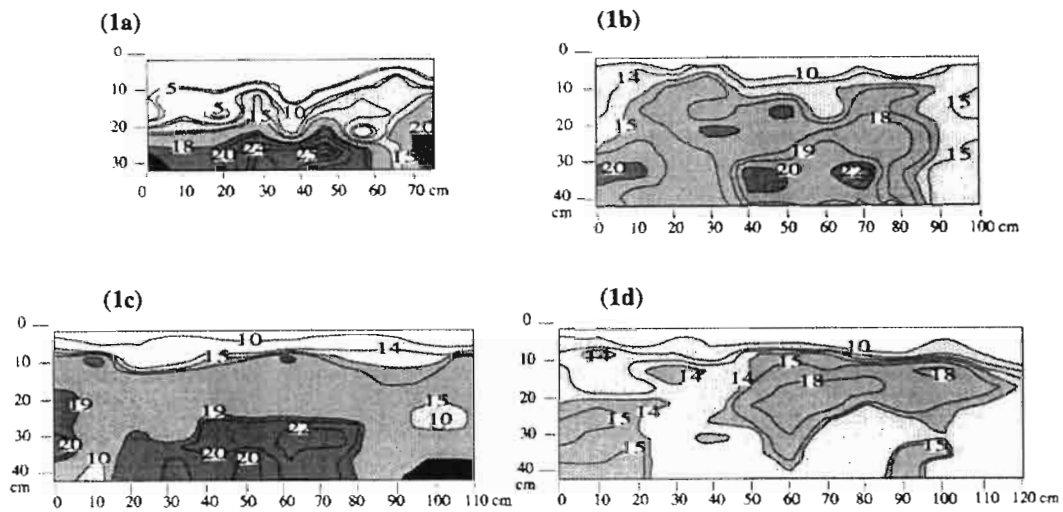


Figure 5b : Cartographie des volumes structuraux sous maïs travail lourd et maïs travail léger. Evolution entre 1995 et 1997.



Valeurs de compacité ou de dureté obtenues, avec un pénétromètre de poche de type Yamanaka, à une humidité du sol proche de la capacité au champ

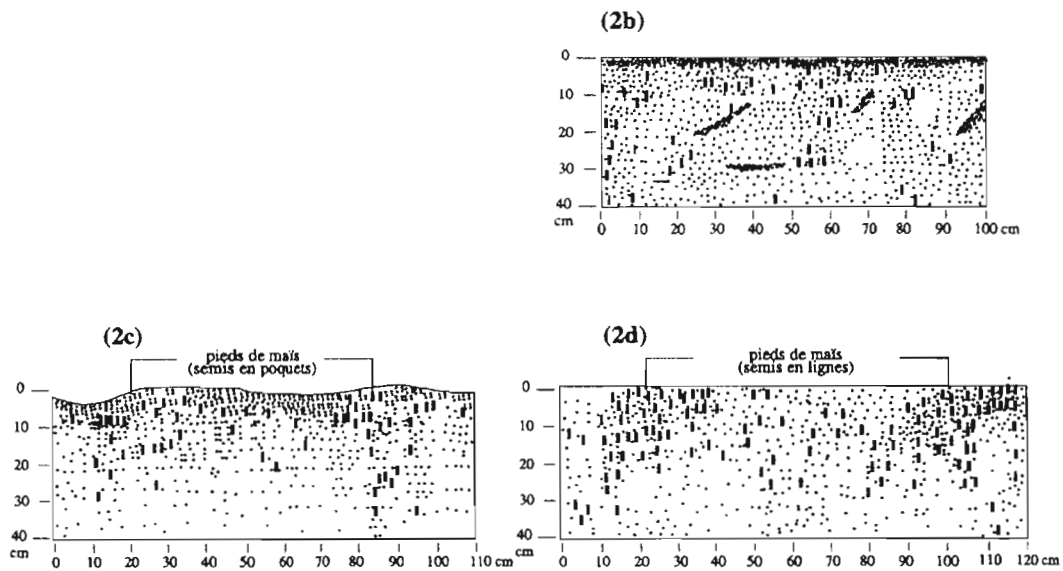
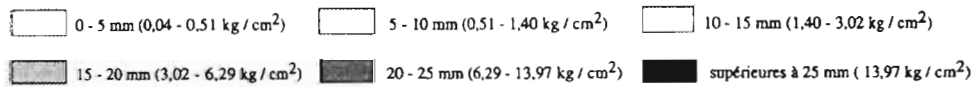


Figure III-2 : Cartographie de la compacité des volumes structuraux (1) et des profils racinaires (2) sous végétation naturelle (a), sous graminées pérennes labourées à l'implantation (b), sous maïs travail léger (c) et sous maïs travail lourd (d) en 1996.

2. Les carences minérales

21. Introduction

Les travaux antérieurs ont montrés que la croissance des plantes était limité du fait de la disponibilité limitée de la plupart des éléments minéraux majeurs ou mineurs (Bonzon et Becquer, 1994). Les carences en azote ou potassium peuvent être assez facilement éliminées par des apports de fertilisants car ces éléments ne sont pas très fortement retenus par le sol [Cf. suite du rapport]. En ce qui concerne les oligo-éléments des fertilisations foliaires peuvent limiter les carences en ces éléments [la fixation de ces éléments sur le sol n'a pas été étudiée en détail ; en l'absence de données pertinentes sur ce sujet des apports foliaires, lorsqu'ils sont possibles, sont préférables à des apports sur le sol qui peuvent induire des fixations fortes de certains éléments]. En ce qui concerne le phosphore et la silice, la fertilisation est beaucoup plus délicate du fait d'une fixation spécifique et très intense de ces éléments par les oxydes de fer et d'aluminium.

L'altération très importante des sols des Iles Loyauté a conduit à une élimination quasi totale de la silice du profil de sol. Bien que la silice ne soit pas considérée comme un élément essentiel pour certaines espèces végétales, son apport a souvent été bénéfique sur la croissance des plantes. Dans le cas des sols des Iles Loyauté, des expérimentations antérieures avaient montrées l'effet bénéfique de la silice sur le maïs (Bonzon et Becquer, 1994). Toutefois, l'apport de silice peut également avoir un effet indirect. L'ion silicium, comme l'ion phosphate, s'adsorbe fortement sur les surfaces électropositives des oxydes (gibbsite, goethite) que l'on trouve dans les sols très altérés (Bowden et al., 1980). Cette fixation de Si peut induire une réduction de la capacité d'échange anionique du sol (CEA) et une réduction de la fixation du phosphore. Une expérimentation en serre a donc été mise en place afin :

- d'analyser l'intérêt de diverses sources de silice (silicate de potassium, silicate de calcium, silicate de magnésium) pour lever la carence en Si ;
- d'étudier l'effet de la silice sur la disponibilité du phosphore.

22. Expérimentation

L'expérimentation a été conduite en serre sur des vases de végétation contenant 4,45 kg de sol. Trois produits silicatés ont été testés et comparés à un témoin : le silicate de magnésium (= scories du nickel) à 32 % de SiO₂, le silicate de calcium à 75 % de SiO₂ et le silicate de potassium à 55 % de SiO₂. Elle consistait en un essai en blocs complets entièrement randomisés à un seul facteur de variation contrôlé : le couple "nature du produit x dose" de produits silicatés (Tableau 4).

Tableau 4 : Doses de produits silicatés apportés sur les divers traitements de l'essai.

Type d'amendement	Quantité de produit (t ha ⁻¹)	Teneur en SiO ₂ (%)	Sigle
Témoin	0	0	T
Silicate de magnésium	10	1,07	M10
"	20	2,13	M20
"	40	4,27	M40
"	80	8,53	M80
Silicate de calcium	0,5	0,13	C0,5
"	1	0,25	C1
"	2	0,50	C2
"	4	1,00	C4
Silicate de potassium	0,25	0,05	K0,25
"	0,5	0,09	K0,5
"	1	0,18	K1

Un amendement phosphaté équivalent à un apport de 3 t ha⁻¹ de P₂O₅ a été apporté à chaque pot, sous forme de superphosphate à 48 % de P₂O₅. Cette fumure permet de lever la carence en phosphore (Bonzon et Becquer, 1994) et ainsi de vérifier la nécessité de faire des apports de silice. La fumure potassique, apportée sous forme de sulfate de potassium a été réduite dans les traitements avec du silicate de potassium afin que l'apport de K soit équivalent dans tous les traitements. Après incorporation au sol des amendements et remplissage des vases de végétation, ces derniers furent mis à la capacité au champ pendant 15 jours afin de permettre au sol de réagir aux applications d'amendements. La plante-test utilisée était un hybride double de maïs, Hycorn 80. L'essai a été arrêté après 43 jours de croissance de la plante.

23. Résultats

L'étude en serre a montré que tous les paramètres étaient affectés par les traitements alors qu'aucun effet entre les blocs n'a été observé (Tableau 5).

Tableau 5 : Influence de doses croissantes de 3 amendements silicatés sur la croissance et la composition du maïs et sur la composition des percolats et du sol. Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) et probabilité de différences significatives entre les traitements ou les blocs [d'après le test LSD (Least Significant Difference) de Fisher]

Sigle	Paramètre	Signification	Moyenne générale	Probabilités des tests LSD	
				Blocs	Traitements
Plantes					
H43_Pte (cm)	Hauteur après 43 jours de croissance		52,97	0,237	<0,001***
PST_Pte (g/plt)	Poids sec tiges + feuilles		17,19	0,100	<0,001***
T-Cendre_Pte (%)	Teneur en cendre des plantes		6,27	0,299	<0,001***
T-SiO ₂ _Pte (%)	Teneur en silice des plantes		0,17	0,162	<0,001***
T-PO ₄ _Pte (mg/kg)	Teneur en phosphate des plantes		24,59	0,313	<0,001***
T-Ca_Pte (%)	Teneur en calcium des plantes		0,22	0,115	<0,001***
T-Mg_Pte (%)	Teneur en magnésium des plantes		0,33	0,061	<0,001***
T-K_Pte (%)	Teneur en potassium des plantes		2,07	0,410	<0,001***
Percolats					
T-Si_Per (mg/l)	Teneur en silice des percolats		2,42	0,108	<0,001***
T-PO ₄ _Per (mg/l)	Teneur en phosphate des percolats		0,67	0,922	<0,001***
T-Ca_Per (mg/l)	Teneur en calcium des percolats		76,79	0,504	<0,001***
T-Mg_Per (mg/l)	Teneur en magnésium des percolats		98,84	0,424	<0,001***
T-Mg_Per /T-Ca_Per			1,29		
T-K_Per (mg/l)	Teneur en potassium des percolats		10,01	0,118	0,048*
T-Na_Per (mg/l)	Teneur en sodium des percolats		25,36	0,552	<0,001***
pH_Per	pH des percolats		8,14	0,646	0,009**
Sols					
T-PO ₄ tot_Sol (mg/kg)	Teneur en phosphore total du sol		9434	0,975	<0,001***
T-PO ₄ Olsen_Sol (mg/kg)	Teneur en phosphore Olsen-Dabin du sol		860,6	0,428	0,007**
T-Ca _{éch.} _Sol (cmol _e /kg)	Teneur en calcium du sol		11,37	0,100	<0,001***
T-Mg _{éch.} _Sol (cmol _e /kg)	Teneur en magnésium du sol		7,19	0,135	<0,001***
T-K _{éch.} _Sol (cmol _e /kg)	Teneur en potassium du sol		0,12	0,098	0,028*

*, **, *** correspondent à des différences significatives aux seuils 5% (*), 1% (**) et 1‰ (***).

Tableau 6 : Comparaison des moyennes et classement des traitements pour divers paramètres relatifs à la plante, aux percolats et au sol.

Sigle	Moyennes des traitements												Classements(*)
	T	M10	M20	M40	M80	C0,5	C1	C2	C4	K0,25	K0,5	K1	
Plantes													
H43_Pte	54,65	51,61	52,83	54,97	52,83	57,83	57,67	55,41	54,1	43,63	49,11	52,2	K0,25<K0,5<M10=K1=M80=M20=C4=T=M40=C2=C1=C0,5
PST_Pte	17,87	17,66	16,24	17,85	16,86	21,16	20,49	18,72	19,32	13,42	15,99	15,3	K0,25<K1=K0,5=M20=M80=M10=M40=T=C2=C4=C0,5=C1
T-Cendre_Pte	6,81	5,97	6,00	6,91	7,84	6,63	6,70	5,55	6,11	5,86	5,24	5,58	K0,5=C2=K1=K0,25=M10=M20<C4=C0,5=C1=T=M40<M80
T-Si_Pte	0,08	0,14	0,18	0,28	0,66	0,07	0,08	0,16	0,18	0,05	0,07	0,07	K0,25=K0,5=K1=C0,5=T=C1=M10=C2<C4=M20<M40<M80
T-PO4_Pte	2520	2205	2342	2581	2868	2374	2377	2146	2277	2577	2454	2731	C2=M10<C4=M20=C0,5=C1=K0,5=T=K0,25=M40=K1<M80
T-Ca_Pte	0,21	0,21	0,22	0,22	0,22	0,20	0,21	0,21	0,23	0,23	0,23	0,27	C0,5=C2=C1=T=M10=M20=M40=M80<C4=K0,25<K0,5<K1
T-Mg_Pte	0,30	0,32	0,33	0,33	0,40	0,29	0,30	0,31	0,33	0,33	0,35	0,41	C0,5=T=C1=C2=M10=M20=M40=C4=K0,25<K0,5<M80=K1
T-K_Pte	2,43	2,87	1,90	2,25	2,47	2,35	2,40	1,93	2,15	1,88	1,62	1,60	K1=K0,5=M10=K0,25=M20=C2<C4=M40=C0,5=C1=T=M80
Percolats													
T-Si_Per	0,72	2,14	4,34	4,77	8,86	0,79	1,07	1,66	2,27	0,67	0,80	0,95	K0,25=T=C0,5=K0,5=K1=C1<C2<M10=C4<M20=M40<M80
T-PO4_Per	0,54	0,85	0,73	1,07	0,99	0,56	0,70	0,59	0,68	0,57	0,35	0,45	K0,5=K1=T=C0,5=K0,25=C2=C4=C1=M20<M10=M80=M40
T-Ca_Per	87,05	74,72	64,71	70,26	55,63	86,73	82,13	81,43	88,22	74,80	80,26	75,49	M80=M20=M40=M10=K0,25=K1<K0,5=C2=C1=C0,5=T=C4
T-Mg_Per	92,77	96,79	97,86	113,58	167,04	90,12	87,97	86,49	91,41	88,08	91,75	82,23	K1=C2=C1=K0,25=C0,5=C4=K0,5=T=M10=M20<M40<M80
T-Mg/T-Ca	1,07	1,30	1,51	1,62	3,00	1,04	1,07	1,06	1,04	1,18	1,14	1,09	
T-K_Per	8,03	9,02	15,60	9,62	9,72	10,91	11,31	13,07	12,37	6,15	5,78	8,52	K0,5=K0,25=T=K1=M10=M40=M80=C0,5=C1=C4=C2<M20
T-Na_Per	20,37	24,23	25,70	27,63	29,31	21,41	24,66	30,35	30,48	23,50	22,74	23,96	T=C0,5=K0,5<K0,25=K1=M10=C1=M20<M40=M80=C2=C4
pH_Per	8,19	8,22	8,16	8,26	8,36	8,10	8,15	8,15	8,12	8,18	8,00	7,73	K1<K0,5=C0,5=C4=C1=C2=M20=K0,25=T=M10=M40=M80
Sols													
T-PO4 tot_Sol	9773	9342	9333	9374	9394	9514	9535	9441	9314	9439	9370	9385	C4=M20=M10=K0,5=M40=K1=M80=C2=K0,25<C0,5=C1<T
T-PO4 Ols_Sol	811	872	861	872	870	842	843	860	854	877	864	902	T=C0,5=C1<C4=C2=M20=K0,5=M80=M10=M40=K0,25<K1
T-Caéch_Sol	11,69	11,17	10,98	11,27	10,69	11,44	11,43	11,87	11,39	11,37	11,57	11,55	M80=M20<M10=M40<K0,25=C4=C1=C0,5=K1=K0,5=T<C2
T-Mgéch_Sol	6,60	6,92	7,65	8,05	12,00	6,44	6,59	6,58	6,43	6,19	6,37	6,49	K0,25=K0,5=C4=C0,5=K1=C2=C1=T<M10<M20<M40<M80
T-Kéch_Sol	0,06	0,12	0,16	0,13	0,12	0,14	0,10	0,12	0,19	0,12	0,08	0,08	T=K1=K0,5=C1=C2=K0,25=M10=M80=M40=C0,5=M20=C4

Classement des divers traitements par ordre croissant à la suite d'un test t de comparaison des moyennes

231. Effet sur la croissance

Les différences d'effet des traitements (Tableau 6) sur la croissance en hauteur de la plante, après 43 jours d'essai, sont peu marquées. Les hauteurs ne sont pas différentes du témoin, sauf dans le cas d'un apport de silicate de potassium où la croissance est réduite. En ce qui concerne la masse de matière sèche des plantes, les résultats sont similaires avec une croissance plus réduite avec le silicate de potassium et un effet légèrement bénéfique du silicate de calcium.

Les faibles effets sur la croissance sont probablement liés aux niveaux importants de la fertilisation phosphatée (Figure 7). La teneur en phosphore dépasse $0,2 \text{ mg de P l}^{-1}$ (ou $0,6 \text{ mg PO}_4 \text{ l}^{-1}$) dans tous les traitements hormis pour K0,5 et K1 (Tableau 6). Cette teneur est considérée comme la teneur limite à partir de laquelle il n'y a pas de carence en phosphore pour les plantes. L'apport de silice ne semble pas avoir d'effet direct sur la croissance dans les conditions de l'étude (Figure 8). Dans le cas du silicate de potassium, la dissolution probablement incomplète de l'amendement silicaté a également induit une réduction de la quantité de potassium disponible pour la plante. En effet, les teneurs en K^+ des percolats sont généralement plus faibles que dans les autres traitements, bien que les différences ne soient pas significatives. Cet effet peut s'ajouter à une légère carence en P pour expliquer la croissance plus réduite dans ces traitements. L'apport de silicate de calcium semble légèrement bénéfique par rapport à celui de silicate de magnésium bien que les différences ne soient pas significatives. Les apports importants de silicate de magnésium induisent la solubilisation de quantités excessives de Mg^{2+} et un déséquilibre avec le Ca^{2+} préjudiciable à la plante. En effet, le rapport Mg / Ca de la solution atteint 3 pour M80. L'apport de silicate de magnésium ne doit donc pas excéder 20 à 40 t ha^{-1} . Les apports les plus importants induisent des conséquences visibles sur les teneurs en magnésium échangeable sur le sol. Toutefois, l'excès de magnésium est probablement rapidement lixivié car le rapport molaire Mg / Si , qui est de l'ordre de 2 dans l'amendement apporté, atteint 20 dans les percolats. Donc la lixiviation de Mg est importante alors que la silice s'adsorbe sur le sol.

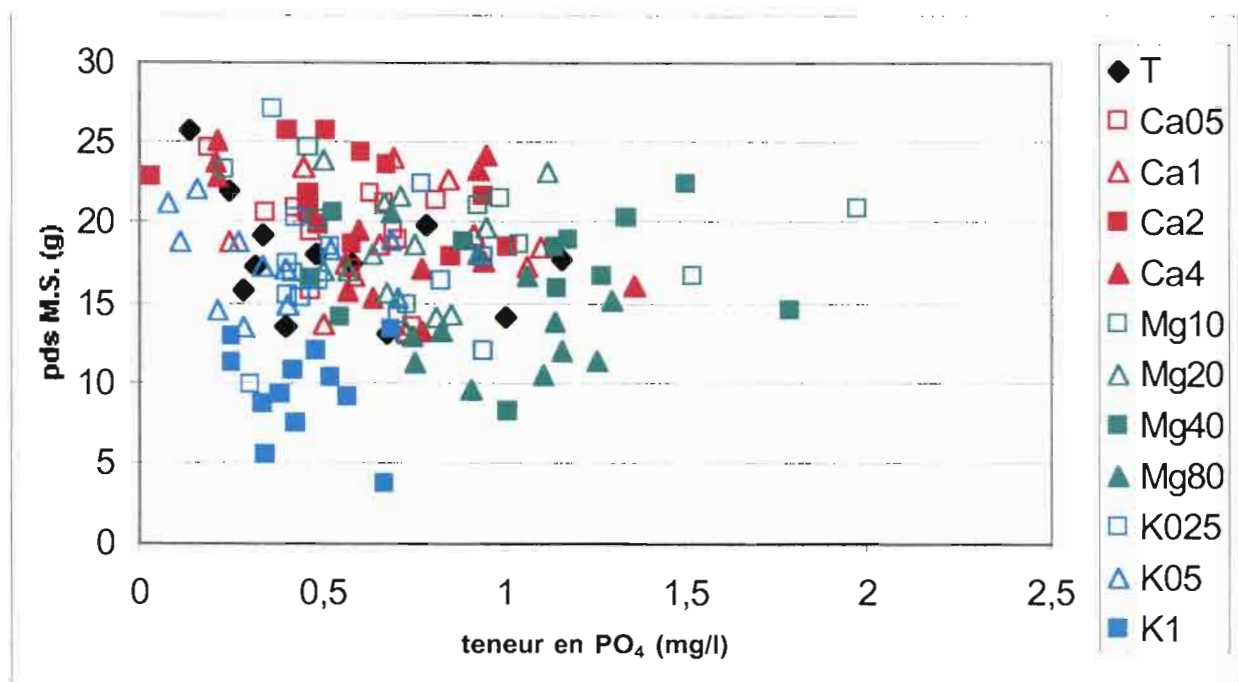


Figure 7 : Relations entre les teneurs en phosphore de la solution du sol et la croissance du maïs.

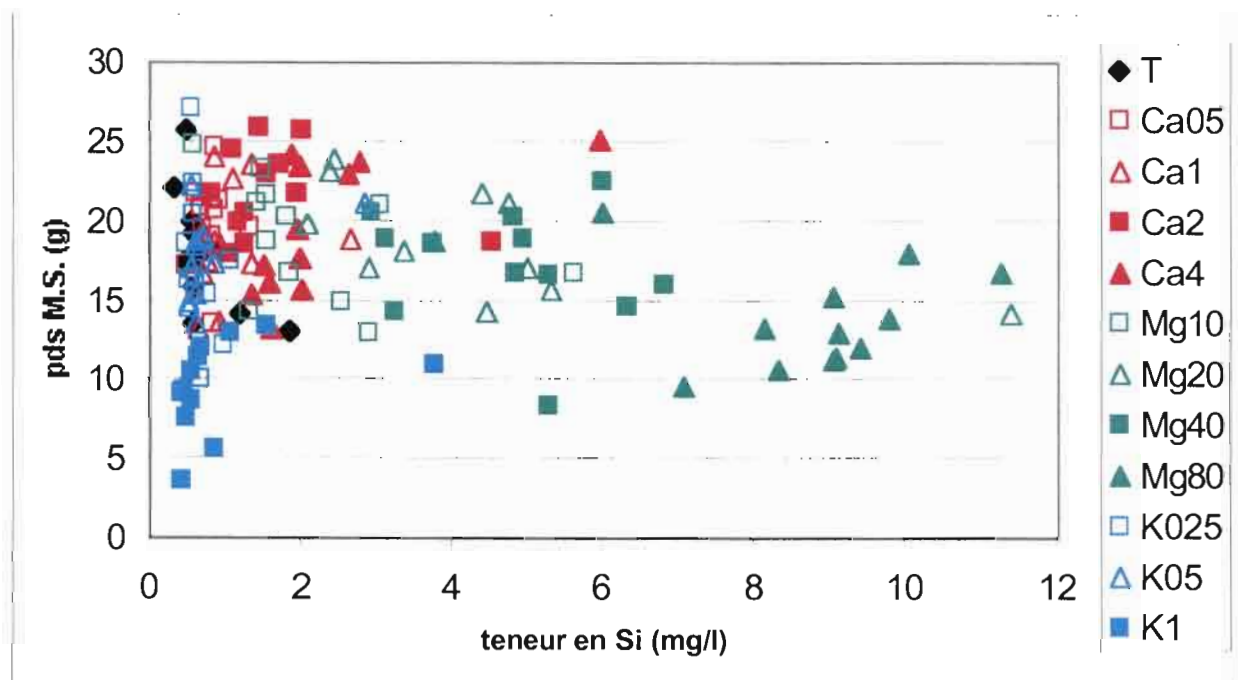


Figure 8 : Relations entre les teneurs en silicium de la solution du sol et la croissance du maïs.

232. Effet sur la disponibilité du phosphore

Du fait des apports importants de silicate, on observe une augmentation très significative des concentrations en silice dans les percolats. Dans le cas du silicate de magnésium, la concentration peut-être 5 à 10 fois supérieure à celle du témoin (5 à 9 mg l⁻¹ pour M20, M40 et M80 contre 0,7 mg l⁻¹ pour T). Parallèlement à cette augmentation des teneurs en Si, les teneurs en phosphate des solutions augmentent de façon très significative, bien que plus réduite. Les teneurs en P soluble sont le double de celle du témoin pour les apports les plus importants de silicate de magnésium. Les travaux de Hingston (in Bowden et al., 1980) ont montré que la présence de silice dans la solution induit une réduction de l'adsorption du phosphore sur la goethite pour des pH > 6. La silice semble donc avoir un effet très bénéfique sur la disponibilité du phosphore dans le sol.

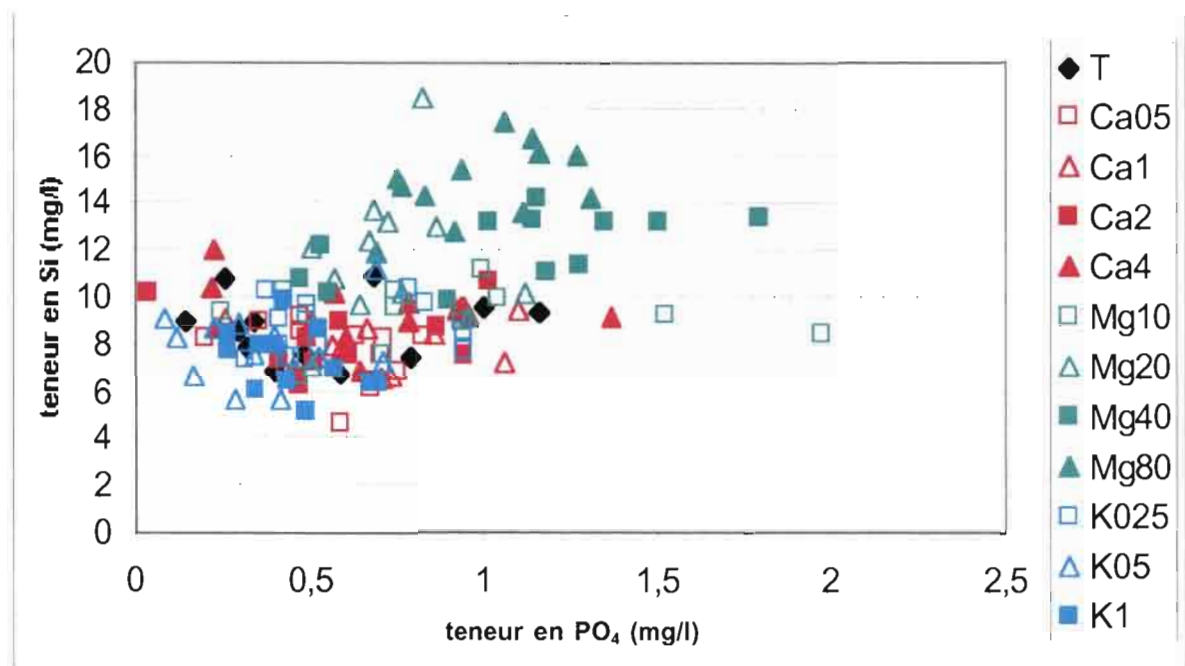


Figure 9 : Relations entre les teneurs en phosphore et en silicium dans la solution du sol.

24. Conclusion

Malgré une expérimentation en serre d'assez courte durée, les apports de silice ont montré un effet bénéfique modéré sur la croissance des plantes. Ce résultat corrobore les résultats antérieurs (Bonzon et Becquer, 1994). Cet effet positif semble plutôt être un effet indirect lié à l'amélioration la disponibilité du phosphore. Cet effet ne s'est pas manifesté par des différences de croissance importante entre les différents traitements du fait d'une fertilisation phosphatée élevée. Dans le cas d'apports réduits de P, un effet plus marqué sur la

croissance devrait se manifester. Les scories du nickel se sont révélées être une source intéressante de silicate dans la mesure où les apports n'excèdent pas 20-40 t ha⁻¹. Au delà, l'excès de magnésium par rapport au calcium dans la solution du sol peut avoir un effet néfaste. En pratique, il est probablement préférable d'apporter les amendements silicatés avant les fertilisants phosphatés afin que le silicium se fixe sur les oxydes avant l'apport de phosphate. Un apport de 10 à 20 t ha⁻¹ de scories du nickel suivi d'apports, à chaque cycle de culture, de préférence localisés sur la ligne de plantation, d'engrais phosphatés pourrait avoir un effet positif sur la croissance des plantes.

CHAPITRE III

LA MINÉRALISATION DANS LE SOL

1. L'azote

Le nitrate que l'on retrouve dans les eaux de drainage n'a pas forcément pour origine unique l'engrais apporté. Le cycle de l'azote dans le système sol-plante met en jeu un ensemble de processus complexes. En particulier, la production de nitrate lors de la minéralisation et de la nitrification peut jouer un rôle très important dans les sols, notamment quand les teneurs en azote organique sont importantes. Dans la gestion de l'azote et la prévision du risque de pollution il est important d'en tenir compte. Avant d'aborder l'étude des transferts de nitrate il était donc nécessaire d'évaluer la production interne de nitrate lors de la nitrification, cette production venant s'ajouter aux apports liés à la fertilisation azotée des cultures.

1.1. Quantification de la minéralisation de l'azote et de la nitrification

La minéralisation de l'azote est complexe à mesurer sur le terrain. Nous avons utilisé une méthode d'incubation *in situ* pour estimer la minéralisation et la nitrification. Elle consiste à isoler des colonnes de sol dans des tubes en PVC et à les laisser en place pour être incubés. Des résines échangeuses d'ions sont placées à la base des tubes afin de capter l'azote minéral (N_{min}) lixivié (voir Becquer et al., 1999 pour plus de détail sur la méthode). Le sol dans la colonne n'est plus soumis aux prélèvements par les plantes. L'augmentation des teneurs en N_{min} dans la colonne est alors imputable à la minéralisation. La minéralisation ou la nitrification peuvent être quantifiés en :

- mesurant la variation de stock dans le sol non incubé ;
- en ajoutant la production d'N_{min} pendant l'incubation, cette dernière correspondant à l'N_{min} dans la colonne incubée moins l'N_{min} initial + l'N_{min} piégé au niveau de résines échangeuses d'ions.

Des incubations d'un mois environ ont été réalisées pendant une saison sèche, sous culture de sorgho, en 1993, et pendant trois saisons humides, sous maïs, pour 2 niveaux de fertilisation en 1994 et sous Maïs F2, graminées F2 et légumineuses en 1996-1997. Les

variations de la minéralisation au cours des diverses périodes d'incubation in situ sont présentées dans la figure 10.

Ces données montrent des variations importantes dans la minéralisation de l'N organique. On peut observer en particulier que :

- la minéralisation nette reste toujours proche de zéro du fait d'une transformation rapide de l'ammonium en nitrate.
- la nitrification nette est par contre très importante (elle peut atteindre 2 à 3 kg ha⁻¹ j⁻¹ à certaines périodes de la saison humide).

La nitrification est généralement forte durant la saison des pluies et elle semble nettement plus réduite en saison sèche. Les variations de la nitrification n'ont cependant pas pu être reliées de façon significative avec l'humidité du sol. Il existe en fait un optimum d'humidité pour la minéralisation et la nitrification. Lorsque l'humidité est excessive (proche de la saturation), la nitrification est faible. Ceci explique probablement la faiblesse de la nitrification de début 1996 en relation avec la pluviométrie excessive de cette période. Sur graminée, la surface plus compacte du sol a probablement accru cet effet. Lors des périodes d'assèchement de l'horizon de surface la nitrification diminue sensiblement. Par ailleurs d'autres facteurs que l'humidité peuvent intervenir. La nitrification est généralement plus forte en début de saison des pluies, comme cela semble être le cas début 1997, du fait de l'accumulation de composés organiques (microbiens) facilement biodégradable provenant de l'enfouissement des résidus de récolte de la culture précédente. L'apport d'engrais azoté semble par contre favoriser l'immobilisation d'NH₄⁺.

Les minéralisations moyennes obtenues sur les différentes saisons culturales montrent :

- une minéralisation nulle voir une immobilisation nette d'NH₄⁺ après l'apport de fertilisants ;
- une nitrification assez réduite en saison sèche, de l'ordre de 0,5 kg d'N ha⁻¹ j⁻¹ qui peut atteindre 1 à 2 kg d'N ha⁻¹ j⁻¹ en moyenne en saison humide ;
- des variations inter-annuelles faibles ;
- un effet réduit de l'apport d'engrais sur la nitrification (maïs, 1994).

12. Incidence de la minéralisation de l'azote sur la gestion de la fertilisation azotée

Globalement, la minéralisation et la nitrification induisent une production de l'ordre de 100 à 150 kg ha⁻¹ d'N-NO₃⁻ pendant le cycle cultural de la saison des pluies et d'environ 40 à 50 kg ha⁻¹ d'N-NO₃⁻ pendant le cycle cultural de la saison sèche. Par contre, une immobilisation d'ammonium a lieu dans les parcelles fertilisées. Elle peut atteindre 60-65 kg d'N ha⁻¹ ce qui correspond à l'ammonium apporté par l'engrais (62 kg d'N).

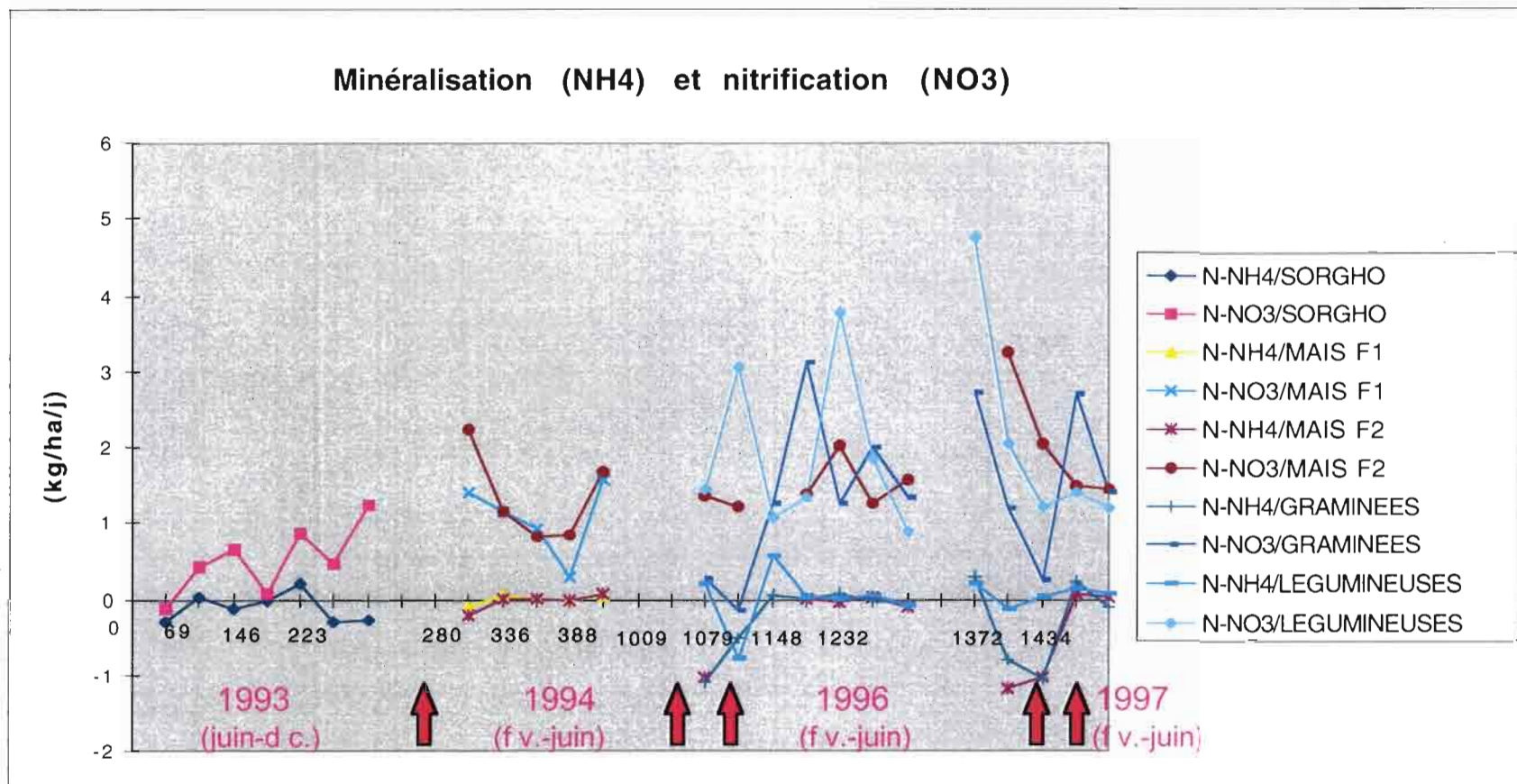


Figure 10 : Variations au cours du temps de la minéralisation de l'azote (NH₄) et de la nitrification (NO₃) journalières sous diverses cultures (sorgho, maïs, graminées, légumineuses). [Les flèches rouges correspondent aux apports de fertilisants sur maïs et graminées].

La nitrification est donc une source non négligeable d’N pour les cultures qui peut expliquer les faibles variations des rendements en fonction des niveau d’apport d’engrais. Cette production interne d’azote minéral par le sol peut également expliquer que les patates douces qui n’étaient pas fertilisées ont apparemment des croissances correctes. En cas d’irrigation, il est probable que cette nitrification augmenterait pour atteindre des niveau comparables à ceux de la saison des pluies.

En fonction des niveaux et des périodes d’application les engrais sont probablement plus ou moins bien valorisés. Un apport unique au semis est sans doute assez mal adapté car la plante a des besoins faibles et la nitrification est en grande partie capable de subvenir à ses besoins en début de cycle. Même après fractionnement, le premier apport au semis (ou peu de temps après) est probablement assez mal valorisé du fait d’une fourniture azotée importante par le sol après les premières pluies. Le second apport est sans doute beaucoup mieux valorisé par la plante qui a des besoins qui excèdent la production par la nitrification, et ceci d’autant plus que les rendements (ou les objectifs de rendements) sont importants. Toutefois, les rendements observés étaient faibles notamment sur maïs ; l’azote n’est donc probablement pas le principal facteur limitant du développement des cultures et dans ce cas l’apport par la fumure ne peut pas être correctement valorisé.

La persistance de la minéralisation à des période de faible consommation d’N par la plante induit un risque difficile à maîtriser. Les teneurs non négligeables observées au niveau de la nappe sont plus probablement dues à la lixiviation de nitrate produit lors de la nitrification que de nitrate apporté par les engrais [l’utilisation de ces derniers étant trop faible actuellement pour expliquer les concentrations observées dans la nappe]. Un des seuls moyens de capter le nitrate produit est la présence d’une plante active. Les systèmes de type prairie, où la consommation d’N s’étale sur une période plus longue, présentent donc des risques plus limités (Cf. Chapitre VI). Des systèmes de culture avec diverses plantes à divers stades pourrait être une bonne solution dans le cas, par exemple, de cultures maraîchères assez intensives. Mais ces systèmes sont sans doute plus complexes à maîtriser.

L’utilisation d’engrais minéraux est sans doute nécessaire pour assurer une bonne production végétale. Les modalités d’application (date, fractionnement, localisation) doivent être optimisées en tenant compte de la production de nitrate au cours de la minéralisation et de la nitrification. Les risques de pollutions sont également liés pour une part non négligeables à la production de nitrate au cours de la minéralisation et de la nitrification. La gestion du risque est complexe, mais cette production doit être prise en compte dans le raisonnement des fumures.

2. Les pesticides

21. Biodégradation des pesticides

Des expériences ont été réalisées sur trois molécules utilisées sur maïs dans l'essai agronomique : l'alachlor, l'atrazine et le 2,4-D. La première étape consiste à suivre la biodégradation de pesticides marqués ^{14}C dans le sol sous l'action des micro-organismes du sol. Des pesticides marqués ^{14}C sont souvent utilisés dans ce type d'expérimentation car ils permettent un suivi quantitatif de la dégradation des pesticides. La dégradation du pesticide est suivie par la mesure du dégagement de $^{14}\text{CO}_2$, qui provient de la minéralisation des molécules du pesticide. La comparaison de traitements biotiques (présence de microorganismes) (B) avec des traitements abiotiques (absence de microorganismes) (AB) permet de distinguer les processus de dégradation physico-chimiques et biologiques.

Les vitesses de dégradation des pesticides dans le sol de Maré sont lentes (Figure 11) par rapport aux valeurs relevées dans la littérature pour d'autres conditions de sol. En effet, pour des apports radioactifs initiaux de 239 200 Bq (Becquerel) pour le 2,4-D, 73 600 Bq pour l'atrazine et 42 800 Bq pour l'alachlor (correspondant à des apports au champ respectivement de 1 kg ha⁻¹, 1,5 kg ha⁻¹ et 2,4 kg ha⁻¹), après 100 jours d'incubation à la capacité au champ et à 25°C, seulement 23 %, 0,3 % et 15 % du ^{14}C du 2,4-D, de l'atrazine et

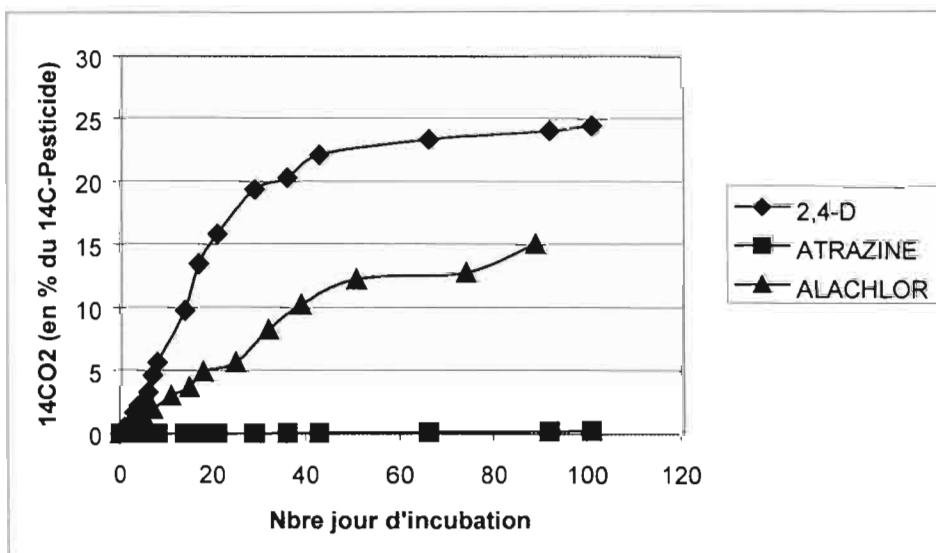


Figure 11 : Cinétique de biodégradation du 2,4-D, de l'atrazine et de l'alachlor dans le sol : moyenne des quantité cumulée de $^{14}\text{C}-\text{CO}_2$ dégagé en % de l'apport de pesticide marqué ^{14}C .

de l'alachlor ont été minéralisés en $^{14}\text{C-CO}_2$. Ceci correspond à des temps de demi-vie ($t_{1/2}$) [= durée nécessaire pour dégrader la moitié de la molécule apportée] de 7-8 mois pour le 2,4-D, de près d'un an pour l'alachlor et de plus de 50 ans! pour l'atrazine. D'après les travaux de Gustafson (1989) et Jury et al. (1987), les $t_{1/2}$ du 2,4-D et de l'atrazine sont, en moyenne pour les sols de Nouvelle-Zélande, respectivement de 3 semaines et 2 mois. Ceci pourrait être lié à une forte rétention de ces produits par le sol, notamment par la matière organique dans le cas de l'atrazine.

22. Localisation des résidus de pesticides dans le sol

Après 30 et 101 jours d'incubation pour le 2,4-D et l'atrazine ou 61 et 89 jours pour l'alachlor, le sol a été analysé afin de caractériser les résidus de pesticides persistant dans le sol. Les sols incubés de chaque traitement ont été soumis :

- à divers cycles d'extraction à l'eau (ces extractions ont été poursuivies jusqu'à ce que la radioactivité ne soit plus détectable dans le surnageant) ;
- à des extractions à l'alcool (éthanol + méthanol 50/50).

La radioactivité résiduelle a été dosée dans trois fractions : extractible à l'eau, extractible à l'alcool, non extractible. Les résultats des dosages de la radioactivité issue des pesticides est présenté dans le tableau 7 et un bilan en pourcentage de la localisation des diverses fractions est présentée dans la figure 12.

Dans le cas de l'atrazine et de l'alachlor, de 35 à 40 % de la radioactivité est extractible à l'eau indiquant qu'une part importante du produit est susceptible de migrer facilement à travers le sol. De plus, de 15 à 23 % de ces composés (pesticides + produits de dégradation) sont extractibles à l'alcool, donc potentiellement lixiviables à moyen terme, et 25-35 % ne sont pas extractibles, donc susceptibles de s'accumuler dans le sol. 15 % de l'alachlor a été perdu au cours de l'expérimentation.

En ce qui concerne le 2,4-D, les résidus extractibles à l'eau et à l'alcool ne représentent respectivement que 1 et 3 % de l'apport. La fraction non extractible est du même ordre de grandeur que pour l'atrazine (35-40 %). Toutefois, 35 % de la radioactivité apportée ne se retrouve pas dans le bilan final. On peut supposer qu'une partie du 2,4-D s'est volatilisée.

La minéralisation relativement faible et l'importance des fractions solubles (eau, alcool) font craindre un transfert de ces produits vers la nappe et un risque de contamination des eaux. L'utilisation de produits facilement biodégradables est à privilégier dans ces conditions. Une augmentation des vitesses de biodégradation de ces produits au cours du temps n'est toutefois pas à exclure après sélection naturelle de microorganismes plus efficaces pour dégrader les pesticides. En effet, dans cette étude nous avons utilisé un sol n'ayant jamais reçu d'apport de pesticide auparavant.

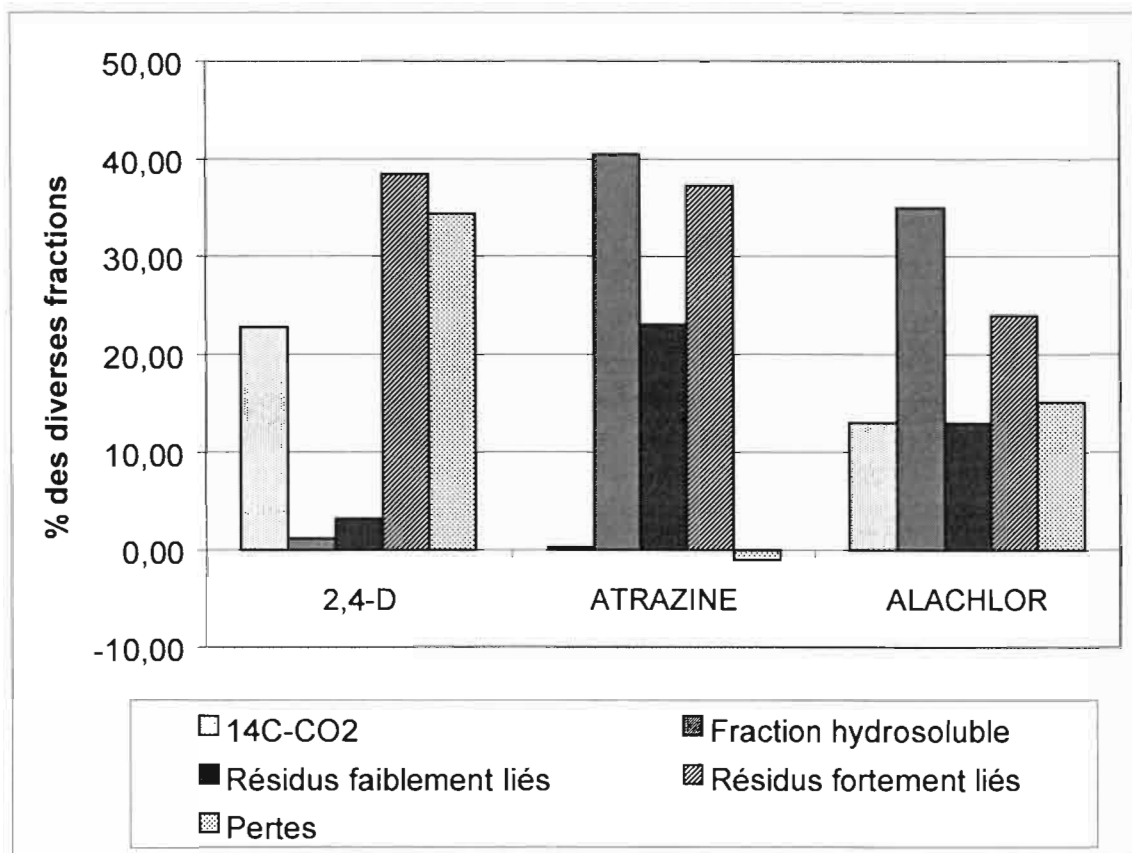


Figure 12 : Pourcentage de la radioactivité initiale présente dans les différentes fractions après environ 100 jours de minéralisation.

Tableau 7 : Bilan de la radioactivité issue des pesticides après incubation.

Première période		(a)	(b)	(c)	(d)	(e)	(f)	(g)	(h)
Produits	Apport radioac	14C-CO2	14C_eau	14C_alcool	14C_eau2	14C_extrait	14C_sol	14C_tot	Rdt extrac
	Bq/flacon	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	%
Atrazine	76591	45	40115	21247	218	61581	13886	75512	98,6
2-4 D	230572	56651	13410	9870	1056	24336	81192	162179	70,3
Alachlor	42827	4545	17737	10860	170	28767	10141	43453	101,5
Deuxième période									
Produits	Apport radioac	14C-CO2	14C_eau	14C_alcool	14C_eau2	14C_extrait	14C_sol	14C_tot	Rdt extrac
	Bq/flacon	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	Bq	%
Atrazine	76591	207	31020	17614		48634	28528	77368	101,0
2-4 D	230572	52551	2731	7424		10155	88602	151308	65,6
Alachlor	42827	5571	14966	5545		20511	10256	36338	84,8

(a) = quantité de 14C dégagé sous forme CO2

(b) = quantité de 14C extrait avec de l'eau

(c) = quantité de 14C extrait avec de l'alcool (methanol et ethanol 50/50)

(d) = quantité de 14C extrait avec de l'eau (rinçage)

(e) = b + c + d

(f) = quantité de 14C résiduel dosé au CHN

(g) = e + f

(h) = (g / apport initial) * 100

CHAPITRE IV

LA RETENTION DES IONS PAR LE SOL

Connaître le devenir des solutés dans le sol est essentiel afin de développer des méthodes de gestion de la fertilité appropriées et des stratégies sûres pour une bonne gestion de l'environnement. Le transport des solutés est grandement affecté par leur sorption sur les constituants du sol. Les sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyauté sont des sols fortement évolués caractérisés par une capacité d'échange anionique (CEA) importante (Cf. paragraphe I - 24) qui induit l'adsorption non spécifique d'anions tels que NO_3^- et Cl^- . En outre, des anions tel que le phosphate peuvent s'adsorber de façon spécifique sur les oxydes de fer et d'aluminium par des liaisons chimiques fortes. Ces phénomènes d'adsorption sont susceptibles, soit de ralentir les vitesses de transfert du nitrate, ce qui présente un effet positif en limitant les risques de contamination des eaux, soit de limiter la disponibilité du phosphore pour les plantes, ce qui induit une diminution de leur croissance.

1. Le nitrate

1.1. Méthode

L'importance du nitrate dans la fertilisation des cultures ainsi que les conséquences environnementales néfastes qu'il peut induire sur les ressources en eau nous ont conduits à étudier de façon détaillée sa rétention par le sol. Les expérimentations réalisées par la méthode classique en *batch* n'ont pas données des résultats satisfaisants. Ceci nous a conduit à utiliser la méthode des *tubes de Perroux* (Figure 13). Elle consiste à suivre le déplacement du front d'eau et à mesurer la concentration résidente de nitrate dans des tubes horizontaux sectionnables. La comparaison des positions des fronts d'eau et de soluté permet de déterminer un facteur retard dans le transfert de ce dernier (Figure 13). Les théories utilisées pour décrire et modéliser les mouvements de l'eau et du nitrate sont décrites par ailleurs (Duwig, 1998 ; Duwig et al., 1999). Le facteur retard R correspondant au rapport entre la position des fronts d'eau et de nitrate dans la colonne indique l'importance de l'adsorption des ions nitrate par le sol. Ce rapport est égal à 1 en absence d'adsorption et augmente lorsque l'adsorption augmente. Ce facteur retard est dépendant de la CEA qui varie elle même en fonction du pH et de la concentration de la solution du sol. Si l'on peut considérer que le pH du sol varie peu, la concentration de nitrate est très variable en fonction de l'effet de dilution qui s'opère au cours du temps après l'application de l'engrais et en fonction de la profondeur du sol. Nous avons donc déterminé ce facteur R en faisant varier la concentration du nitrate de

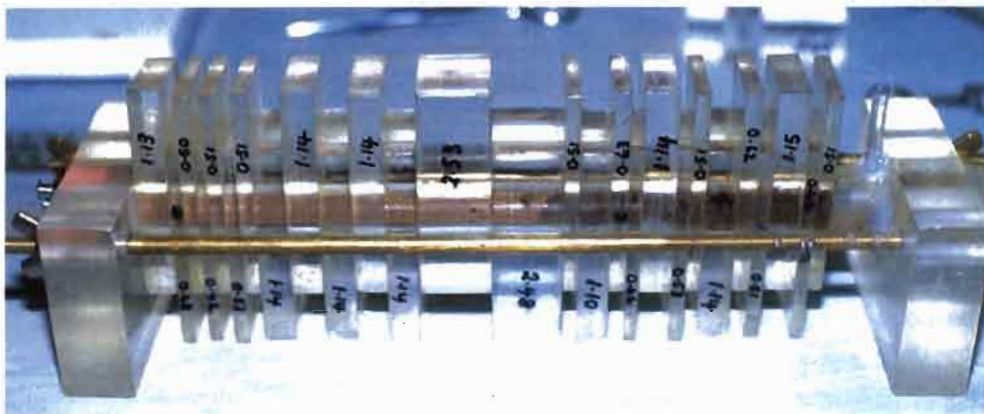
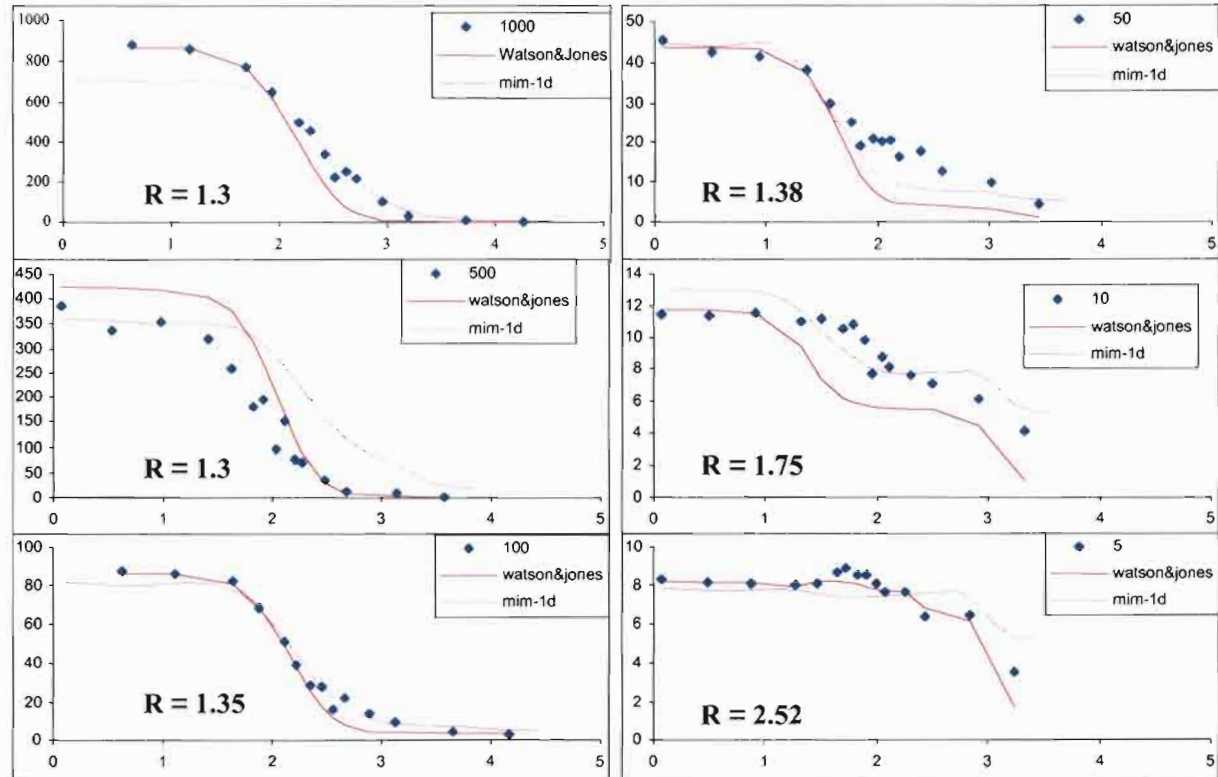
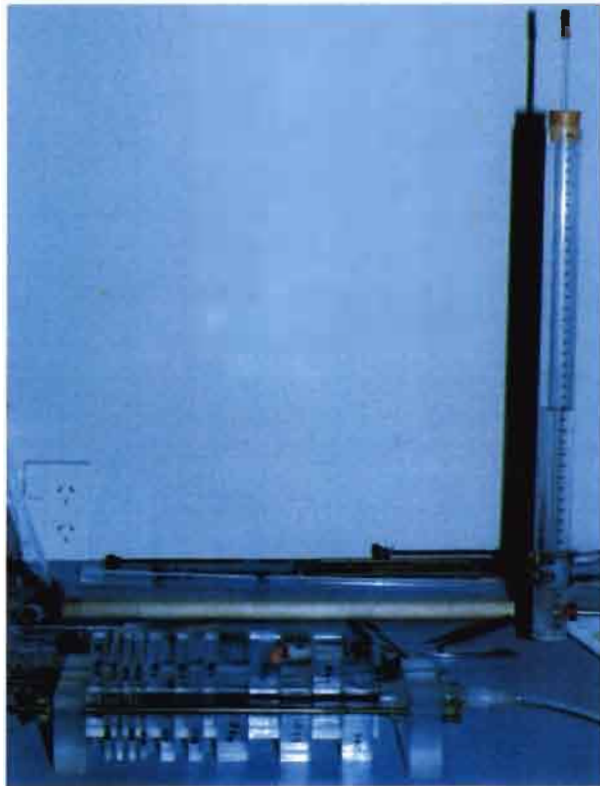


Figure 13 : Dispositif expérimental et résultats expérimentaux et modélisés des profils de concentration en nitrate dans les tubes de Perroux (horizon 50-60 cm).

5 à 1000 mg l⁻¹ (5, 10, 50, 100, 500, 1000 mg l⁻¹) sur les divers horizons du sol (0-10 sol non cultivé ; 0-20, 20-40 et 50-60, sol cultivé).

12. Variations du facteur retard R

Dans le cas des horizons de surface, les premières expériences ont montrées que l'adsorption du nitrate est modérée avec un facteur R de 1,1 à 1,15 (Duwig et al., 1999). Des expériences complémentaires sur colonnes de sol verticales donnent des résultats similaires (Duwig, 1998 ; Duwig et al., 1999). Lorsque l'on fait varier la concentration du nitrate dans les couches supérieures du sol, de 0-10 cm et 0-20 cm, où le taux de matière organique est élevé (12 et 7 %), le retard est constant (de 1,09 et 1,1, respectivement) et indépendant de la concentration initiale.

Dans les horizons de profondeur le facteur retard augmente fortement (Figure 13) avec la profondeur, donc avec la diminution de la teneur en matière organique. La matière organique fixée à la surface des oxydes de fer et d'aluminium contrebalance l'effet des charges positives de ces derniers et limite l'adsorption du nitrate. Le retard devient variable avec la concentration initiale, augmentant quand la concentration initiale diminue (Figure 14). Cette augmentation de la rétention du nitrate lorsque sa concentration diminue est une des raisons de l'intérêt du fractionnement des engrais azotés dans ces sols. La variabilité de l'adsorption du nitrate en fonction de la concentration a été modélisée (Figure 14) afin de pouvoir intégrer, à terme, ce paramètre dans les modèles de transfert.

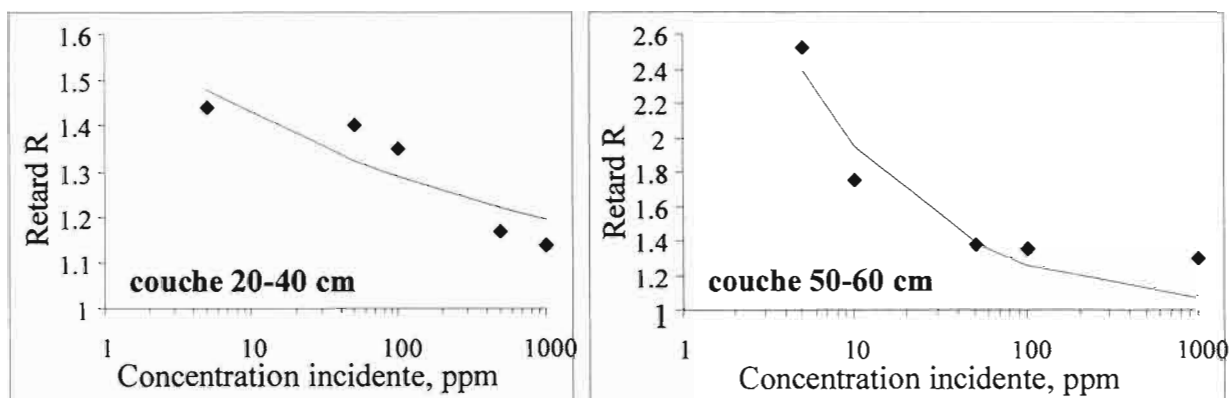


Figure 14 : Ajustement de l'équation de Freundlich sur les couples de points (Concentrations initiale, Retard) pour les couches de sol, 20-40 cm et 50-60 cm

2. Le phosphate

21. Sorption du phosphate sur le sol

La disponibilité du phosphore est le principal facteur limitant de la productivité des sols riches en oxydes de fer et d'aluminium. Contrairement au nitrate, le phosphore n'est pas retenu dans les sols par des liaisons électrostatiques faibles mais il est fixé très fortement sur les sesquioxydes de fer et d'aluminium par des mécanismes de fixation très spécifiques (Dubus, 1997). Les essais réalisés en serre ont montrés que des apports de 2 à 3 tonnes de

P₂O₅ étaient nécessaire pour atteindre une croissance optimale (Bonzon et Becquer, 1994) malgré des teneurs naturelles très importantes (1,5-2 %).

Afin de mieux comprendre le rôle des divers constituants du sol dans la rétention du phosphate, sur l'importance de la fixation et sa réversibilité ainsi que sur les moyens de gérer ce problème, diverses expériences ont été réalisées en *batch* au laboratoire. La méthode a été décrite en détail par ailleurs (Dubus et al., 1997).

Des expériences en batch avec une durée de contact de 24 heures entre le sol et la solution ont été réalisées sur un nombre important d'échantillons et les résultats obtenus modélisés par les équations de Freundlich et Langmuir (Voir Dubus, 1997 pour plus de détails). La figure 15 correspondant à deux horizons de surface riches en matière organique et deux horizons de profondeur montre que la capacité de fixation du P est extrêmement importante dans ces sols. Les valeurs des maxima d'adsorption de Langmuir (X_{max}) varient de 6400 à 9250 mg P kg⁻¹ de sol pour les divers échantillons analysés.

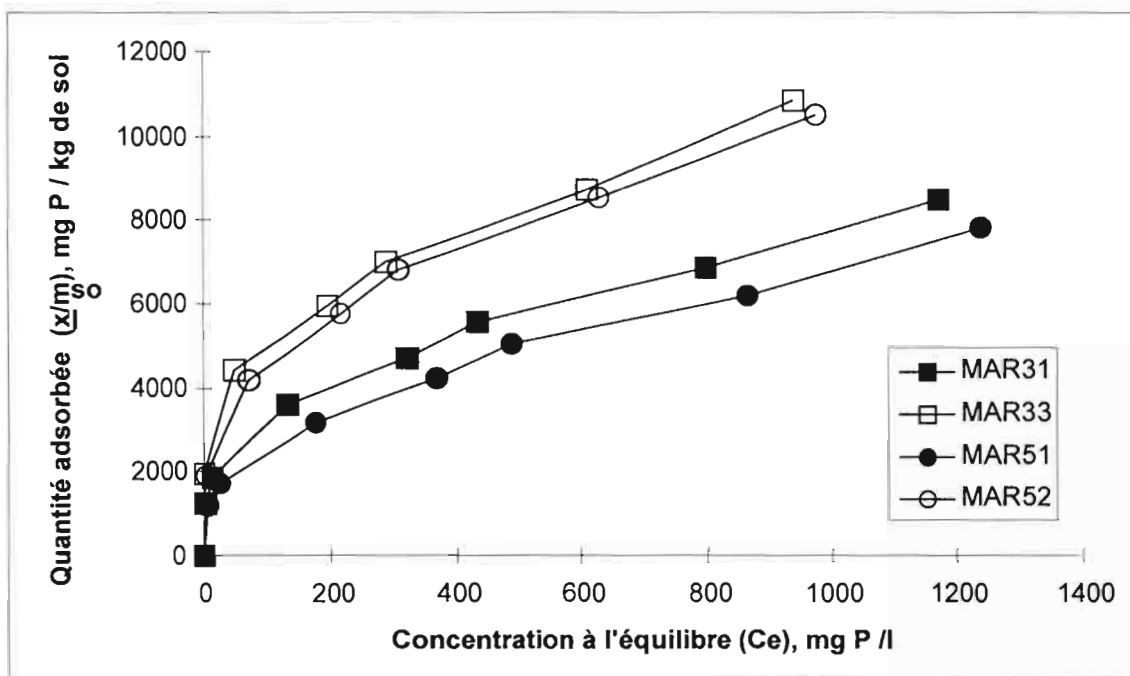


Figure 15 : Isothermes d'adsorption du phosphore pour les sols de Maré

La figure 15 montre par ailleurs une fixation plus importante au niveau des horizons de profondeur que dans les horizons humifères. Ce fait est mis en évidence par la relation linéaire négative entre la teneur en carbone du sol et X_{max} (Figure 16) d'équation :

$$X_{\max} (\text{mg P kg}^{-1}) = -22.405 C (\text{mg kg}^{-1}) + 9122 \quad R^2 = 0,87.$$

De façon similaire, une analyse de régression multiple entre le paramètre K_f de Freundlich et diverses propriétés du sol montre que les deux principaux facteurs sont la matière organique, qui a un effet négatif et les oxydes de fer cristallisés, qui ont un effet positif sur K_f. Les régressions linéaires pas à pas obtenues sont les suivantes :

$$K_f (l \text{ kg}^{-1}) = -12,5 C (\text{mg kg}^{-1}) + 2062,6$$

$$R^2 = 0,73$$

$$K_f (l \text{ kg}^{-1}) = -14,37 C (\text{mg kg}^{-1}) + 135,1 \text{ Fe}_{\text{ox}} + 737,8$$

$$R^2 = 0,85$$

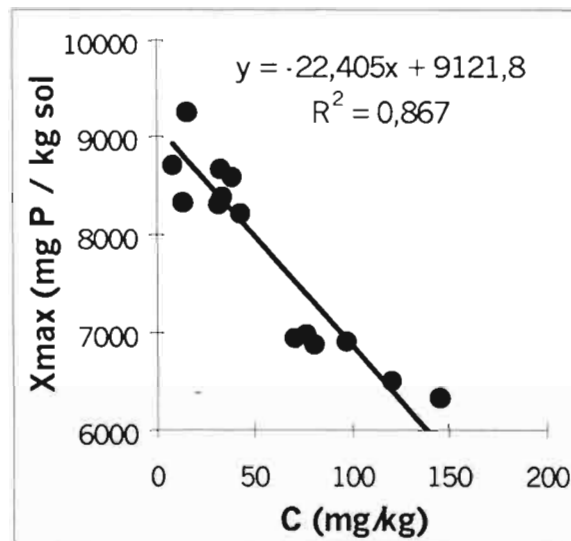


Figure 16 : Relation entre la capacité de fixation du phosphore par le sol (X_{max} de l'équation de Langmuir) et la teneur en carbone du sol.

Des expériences de plus longue durée (7 jours de contact sol – solution) (Figure 17) montrent cependant que l'adsorption du P atteint des niveaux similaires sur les sols riches ou pauvres en matière organique. La matière organique semble avoir plutôt un effet retard dans la fixation du phosphore sur le sol qu'un effet limitant. Les acides organiques fixés à la surface des sesquioxydes de fer et d'aluminium ont donc une capacité de compétition relativement limitée pour les sites électropositifs des oxydes par rapport aux ions phosphates.

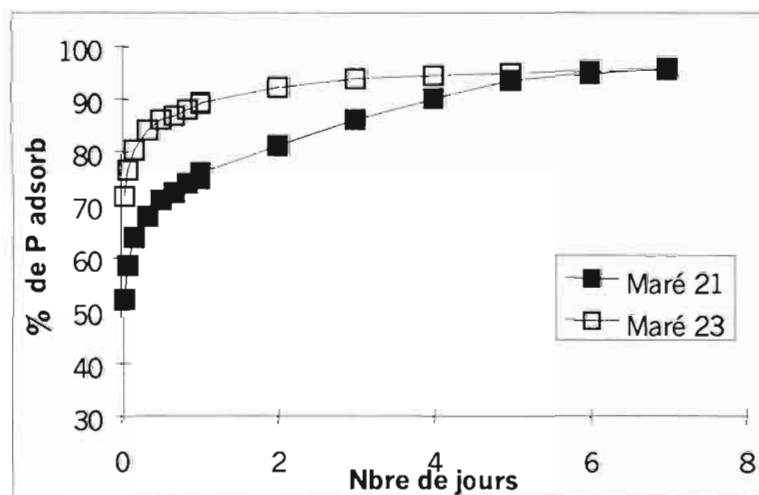


Figure 17 : Evolution de la quantité de phosphore adsorbée en fonction du temps

22. Désorption du phosphore

Des expériences de désorption montrent une différence importante entre l'adsorption et la désorption qui mettent en évidence la faible réversibilité de la sorption du phosphore. Huit désorptions successives des échantillons de sol préalablement saturés avec du P montrent que seulement 30 % du P est désorbé dans l'horizon de surface et 20 % dans l'horizon de profondeur (Figure 18). La désorption reste plus importante sur les horizon humifère que dans les horizons de profondeur.

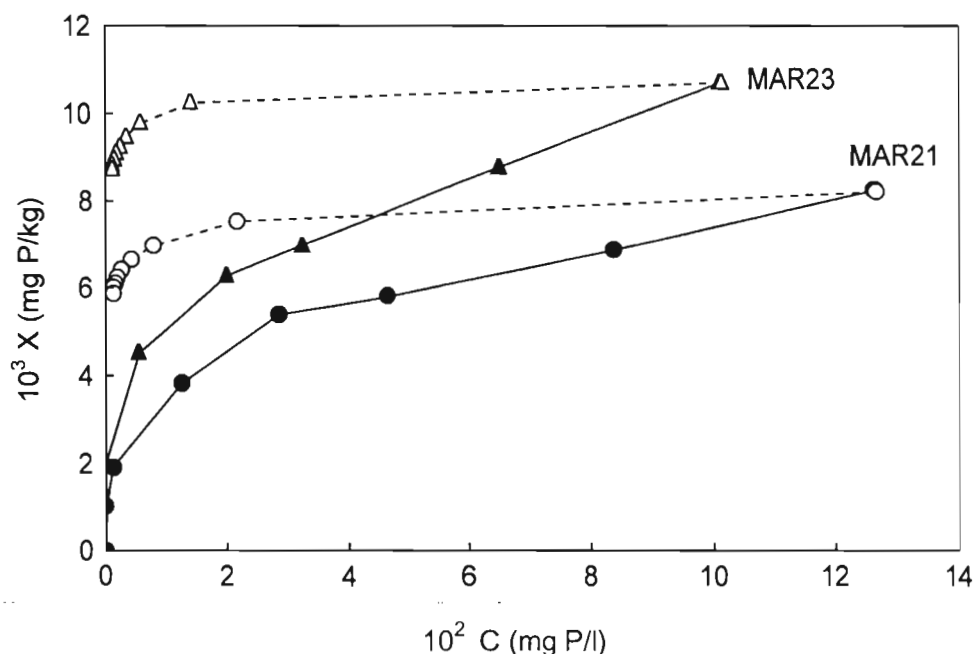


Figure 18 : relation entre le P adsorbé par unité de poids (X) et la concentration de P à l'équilibre durant l'adsorption (ligne continue) et la désorption (ligne pointillée) pour un échantillon de surface (MAR 21) et un de profondeur (MAR 23).

23. Conclusion

Ces diverses expériences mettent en évidence l'effet très bénéfique de la matière organique qui permet de limiter l'adsorption du P sur les oxydes du sol. La matière organique a tendance à limiter l'adsorption à court terme. Toutefois, à long terme, l'adsorption peut atteindre des niveaux similaires dans les horizons de sol riche ou pauvre en matière organique. De plus, la désorption du phosphore est également plus aisée dans les sols riches en matière organique.

D'un point de vue pratique, il est donc fortement recommandé d'apporter une fertilisation phosphatée régulière (au moins une fois par an) afin de bénéficier au mieux de la vitesse de sorption réduite sur les horizons humifères. Par ailleurs, lorsque la concentration de P est importante, la fraction fixée par le sol diminue. Des apports localisés le long des lignes de semis auront probablement un effet bénéfique.

3. Les pesticides

3.1. Détermination de la rétention des pesticides

La préservation des ressources en eau des îles nécessite également de mieux connaître le devenir des pesticides apportés sur le sol. Comme dans le cas des ions minéraux, ces molécules sont soumises à des processus d'adsorption sur la phase organo-minérale (matière organique, oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium). Les conditions pédologiques particulières du sol rendent très hypothétique l'extrapolation des données du comportement de pesticides acquises dans d'autres situations. Des expériences de sorption ont donc été réalisées sur les trois molécules étudiées lors des expériences de biodégradation, l'alachlor, l'atrazine et le 2,4-D. Ces trois herbicides ont des caractéristiques physico-chimiques différentes. L'alachlor est une molécule neutre, l'atrazine est une base faible susceptible de s'adsorber sur les charges électro-négatives de la matière organique alors que le 2,4-D est un acide faible qui peut se fixer sur les charges électro-positives des oxydes de fer et d'aluminium.

La rétention des pesticides par le sol a été mesurée au laboratoire à partir de l'adsorption de pesticides marqués ^{14}C sur l'horizon de surface du sol lors d'expérimentations en "batch" similaires à celles réalisées sur le phosphore. La méthode est décrite plus en détail par ailleurs (Becquer et al., 1999, 2000).

Les résultats des expériences d'adsorption et des désorptions qui ont suivi sont présentés dans la figure 19. Ces expériences permettent également de déterminer le coefficient de partage, K_d , entre les phases liquides et solides pour un pesticide. Le coefficient $\log K_{oc}$ [= $\log (K_d / \text{teneur en carbone})$] est également souvent utilisé pour les pesticides du fait de l'importance de la matière organique du sol dans la rétention de ce type de molécules. Les valeurs des coefficients K_d et $\log K_{oc}$ sont présentées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Valeurs des K_d et $\log K_{oc}$ de l'alachlor, de l'atrazine et du 2,4-D pour les adsorptions et les désorptions successives réalisées sur le sol de Maré.

	Alachlor		Atrazine		2,4-D	
	K_d	$\log K_{oc}$	K_d	$\log K_{oc}$	K_d	$\log K_{oc}$
Adsorption	10,91	2,44	6,56	2,21	0,98	1,39
Désorption n° 1	14,40	2,56	8,12	2,31	1,50	1,58
Désorption n° 2	18,29	2,66	8,87	2,35	2,45	1,79
Désorption n° 3	23,35	2,77	12,04	2,48	3,30	1,91

La figure 19 ainsi que les valeurs élevées du K_d (ou K_{oc}) de l'alachlor et de l'atrazine indiquent que ces molécules sont fortement adsorbées sur le sol, notamment sur les molécules organiques. Le 2,4-D est par contre assez faiblement retenu sur le sol. Au cours des désorptions successives, le K_d (ou K_{oc}) augmente progressivement indiquant que la fraction résiduelle est de moins en moins désorbable.

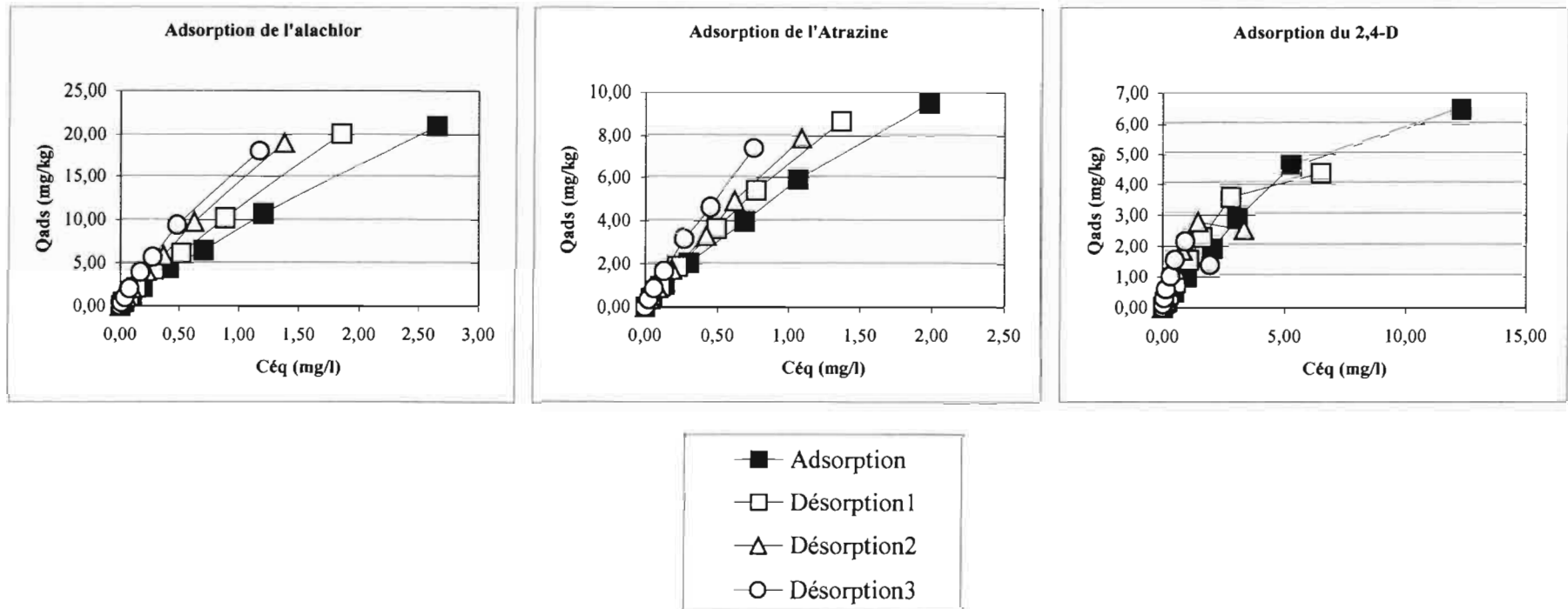


Figure 19 : Rétention de l'alachlor, de l'atrazine et du 2,4-D sur l'horizon de surface du sol de Maré lors d'une expérience d'adsorption en "batch" suivie de 3 désorptions successives sur un échantillon de sol.

32. Evaluation des risques de lixiviation

La dégradation et l'adsorption sont les deux processus clés qui régulent le devenir des pesticides dans les sols. Gustafson (1989) et Jury et al. (1987) ont proposé une méthode d'évaluation des risques de lixiviation des pesticides en fonction de leur position dans un graphe logarithmique présentant les valeurs de leur durée de demi-vie ($\log t_{1/2}$) en fonction du coefficient de partition par rapport à la matière organique ($\log K_{oc}$). Les résultats moyens obtenus pour divers pesticides sur différents sols de Nouvelle-Zélande et les résultats correspondant à l'alachlor, à l'atrazine et au 2,4-D pour le sol de Maré sont présentés sur la figure 20.

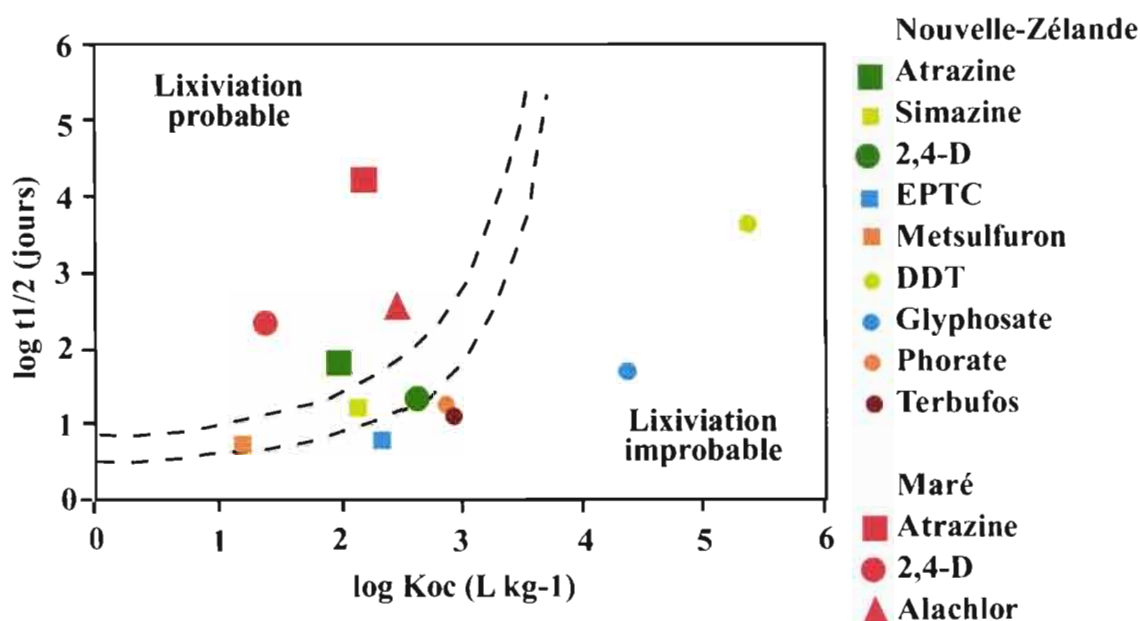


Figure 20 : Evaluation du risque de lixiviation des pesticides. Les courbes délimitent des zones où la lixiviation des pesticides est probable ou improbable.

Les résultats, obtenus sur l'horizon de surface du sol de Maré, montrent que la lixiviation de l'alachlor, de l'atrazine et du 2,4-D est à craindre. Pour l'atrazine et le 2,4-D, le risque semble nettement plus élevé à Maré que dans le cas d'une gamme de différents sols de Nouvelle-Zélande. Ceci semble principalement dû à une vitesse de biodégradation relativement faible.

Dans le cas du 2,4-D, on peut supposer que la rétention sera plus importante dans l'horizon (B). En effet, le 2,4-D est une base faible qui se comporte comme un anion au pH du sol. Comme pour le nitrate, sa rétention, qui est faible dans l'horizon de surface, augmente probablement dans les horizons de profondeur où les charges électropositives des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium ne sont pas saturées par la matière organique. Toutefois, l'activité biologique est généralement trop faible en profondeur pour espérer obtenir une dégradation significative de 2,4-D dans cet horizon. Cette rétention induira plutôt un retard dans le transfert plutôt qu'une réduction quantitative de la lixiviation.

Compte tenu de ces résultats, les applications de pesticides devront être limitées afin de réduire les risques de contamination des eaux et des sols. Par contre, il est bien connu que, dans les sols riches en matière organique, l'activité biocide des herbicides est souvent réduite (Calvet, 1989) et que les doses apportées doivent donc être augmentées. L'efficacité des herbicides appliqués au sol devrait être évaluée au cours d'expériences menées chez les agriculteurs. Des produits à absorption foliaire pourraient avoir une efficacité plus importante.

CHAPITRE V

LES TRANSFERTS D'EAU

Le transfert des solutés (lixiviation) est essentiellement régulé d'une part par le transfert de l'eau (drainage) et par les interactions entre les solutés et les constituants du sol, notamment les phénomènes de rétention décrits précédemment. Le comportement hydrodynamique du sol est affecté aussi bien par sa texture que par sa structure. Des discontinuités dans la teneur en eau peuvent en effet être liées aux discontinuités texturales entre les divers horizons. De plus, le mouvement des solutés dépend à la fois de la dynamique du mouvement de l'eau et de la connexion du réseau poral du sol. Les divers horizons du sol présentent des caractéristiques morpho-physiques variables qui affectent le mouvement de l'eau et des solutés. En outre, les pratiques culturales sont susceptibles de modifier les caractéristiques physiques et structurales des sols.

L'objectif de ce chapitre est donc :

- de présenter les principales caractéristiques hydrodynamiques du sol qui peuvent affecter le drainage et de déterminer l'effet de divers systèmes de culture sur ces paramètres ;
- de quantifier les transferts d'eau

1. Les caractéristiques hydrodynamiques du sol

Après une description précise de la morphologie du sol et la définition des volumes structuraux (Cf. chapitre III - 1) diverses études ont permis de déterminer sur les différents volumes structuraux :

- la densité apparente à partir de prélèvement de volumes de sol non perturbés ;
- la distribution porale à partir de la courbe de rétention en eau au laboratoire, par la mesure de la teneur en eau de cylindres de sol soumis à différentes pressions, et au champ, par des mesures couplées tensiomètres/TDR.
- la conductivité hydraulique déterminée par la méthode du "plan de flux nul" pour des teneurs en eau moyenne et par un infiltromètre à disque pour des teneurs en eau proche de la saturation.
- les caractéristiques hydrodispersives déterminées au cours d'expériences en colonne de sol remanié.

11. La densité apparente

La densité apparente est une donnée indispensable au calcul de la porosité totale, mais aussi dans le passage de la teneur en eau gravimétrique à volumique. Le Tableau 9 présente les densités apparentes moyennes et les écart-types sur trois principaux horizons du sol, en regroupant les structures PaGr et SaGr (horizon 1), ainsi que M1 et M2 (horizon 3), l'horizon 2 étant associé à la structure Mf ou M1 (pour le travail du sol "léger") pour trois années de mesure.

Tableau 9 : Comparaison des masses volumiques sèches (g cm^{-3}) selon les horizons sur les parcelles

Horizons (structures)	1995	1996	1997
1 (PaGr, SaGr)	$0,72 \pm 0,04$	$0,68 \pm 0,05$	$0,7 \pm 0,02$
2 (Mf, M1)	$0,74 \pm 0,06$	$0,75 \pm 0,02$	$0,74 \pm 0,06$
3 (M1, M2)	$0,87 \pm 0,01$	$0,84 \pm 0,01$	$0,95 \pm 0,11$

En moyenne, toutes parcelles confondues, la masse volumique sèche de chaque horizon n'a pas varié d'une année sur l'autre. On n'observe pas de différences significatives entre les différentes parcelles cultivées (résultats non présentés). Seule la jachère présente une masse volumique sèche de surface plus faible, de $0,6 \text{ g cm}^{-3}$.

12. La distribution porale et les courbes de rétention en eau

121. Détermination au laboratoire de la distribution porale

C'est le potentiel matriciel qui détermine la rétention et la circulation de l'eau dans le sol. A ce potentiel matriciel, est relié un rayon de pores équivalent, ces pores étant assimilés à des tubes capillaires cylindriques. Les rayons des pores équivalents pour diverses valeurs de pressions (h) ou différents pF définissent diverses classes de pores ; les relations entre ces paramètres sont données dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Equivalence entre le pF, le rayon de pores équivalent r (μm), la pression h (cm) et le type de porosité.

pF	-0,3	1,5	2	2,5	3	3,5	4,2
r , μm	75	47,5	15	4,7	1,5	0,5	0,1
h , cm	0,5	31,6	100	316	1000	3162	15849
porosité	←=macroporosité grossière=><macro. fine><====mésoporosité=====>						

(au-delà de pF4,2, correspond la microporosité, soit des rayons de pores inférieurs à $0,1 \mu\text{m}$)

Dans la macroporosité, le potentiel gravitaire est dominant et le drainage est rapide. Dans la mésoporosité, le potentiel matriciel est dominant et le drainage est lent à très lent,

l'eau est également extraite par les racines ou évaporée. Ensuite, dans la microporosité, le drainage est nul et l'extraction par les racines est quasiment impossible, l'assèchement du sol ne se fait plus alors que par évaporation. Ainsi, plus le rayon des pores est petit, plus la rétention de l'eau est importante et donc plus la circulation de l'eau faible. Dans les faits, après un épisode pluvieux le drainage se produit dans les pores larges, qui sont seulement capables de maintenir une pression matricielle faible : le drainage est alors rapide. Après une période de ressuyage du sol ou pour des épisodes pluvieux plus réduits, l'eau circule dans des pores plus fins où la pression matricielle est plus forte : le drainage devient de plus en plus lent puis s'annule.

On peut comparer les systèmes de porosité des différents niveaux de sol, ainsi que l'évolution due au travail du sol. Des cylindres de 50 mm de long et 50 mm de diamètre ont été prélevés dans les différents horizons déterminés lors de l'étude morphologique du profil et soumis à différentes pressions ou pF (pF1 ; 2 ; 2,5 ; 3 ; et 4,2) sur des plaques poreuses. A partir des données pF/teneur en eau, on peut calculer l'importance relative de la microporosité, de la mésoporosité et de la macroporosité (Duwig, 1998). Les résultats sont présentés sur la Figure 21, pour les années 1995 et 1997, pour les parcelles sol nu, maïs travail "lourd" et "léger", et jachère.

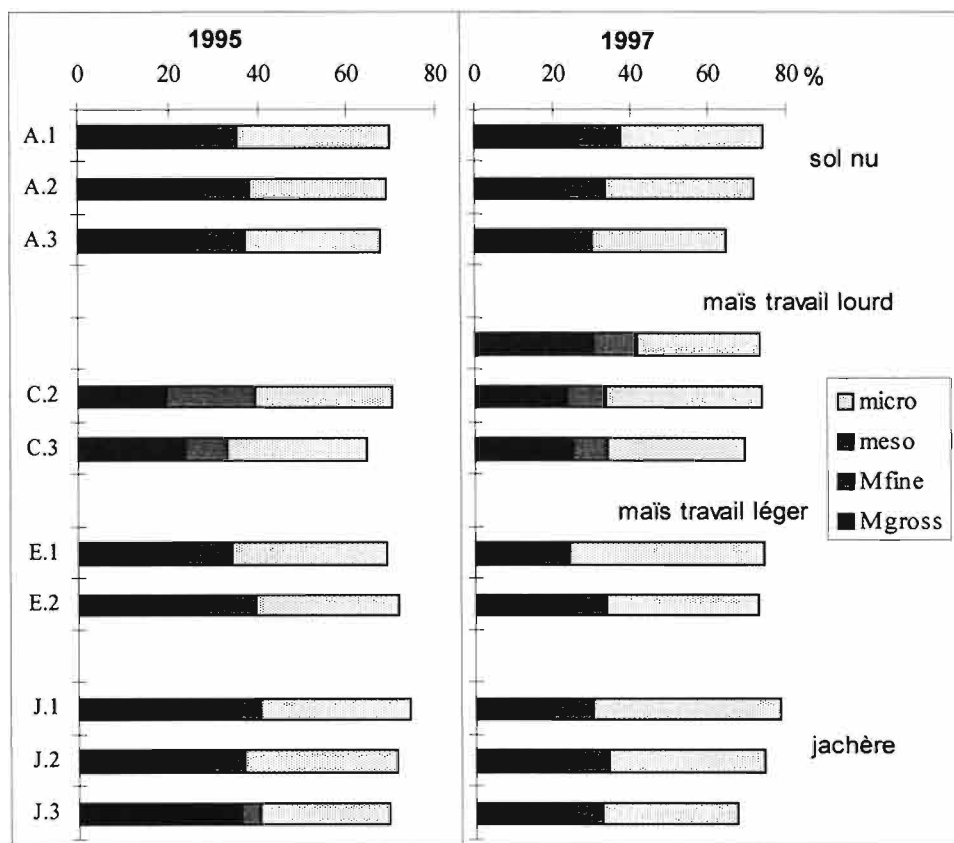


Figure 21 : Evolution de la distribution porale selon les parcelles et les horizons, pour 1995 et 1997. A.1 signifie la parcelle A, horizon 1 : A = sol nu, C = maïs travail "lourd", E = maïs travail "léger", J = jachère ; horizon 1 = surface, 2 = intermédiaire, 3 = profondeur. La macroporosité grossière est calculée comme étant la différence entre la porosité totale et la teneur en eau à pF2.

La Figure 21 ne montre pas d'évolution marquée de la distribution des pores entre 1995 et 1997. En général, on peut noter que la macroporosité fine et la mésoporosité forment les gammes de pores les moins représentées, alors que ce sont celles qui retiennent l'eau facilement accessible pour les plantes. On observe, sur les parcelles labourées en 1995, une diminution de la macroporosité grossière avec la profondeur au profit de la microporosité et aussi une légère diminution de la porosité totale. En 1997, c'est la macroporosité fine et la mésoporosité qui diminuent avec la profondeur, au profit de la microporosité. Le labour du sol est certainement le principal responsable du changement de la macroporosité du sol. En effet, l'utilisation d'engins mécanisés tend généralement à accroître la densité apparente des couches superficielles du sol et à détruire les macropores.

122 Détermination *in situ* des courbes de rétention en eau

Pour un type de sol donné, une valeur de pression de l'eau dans le sol est liée à une valeur de teneur en eau. La forme de la courbe reliant les deux variables dépend de l'arrangement géométrique des particules, de leur agrégation et d'autres phénomènes chimiques et biologiques. Cette relation est importante à déterminer, premièrement pour pouvoir recalculer les teneurs en eau à partir des charges hydrauliques, là où les mesures manquent. Deuxièmement, elle est indispensable pour la modélisation des transferts d'eau et d'éléments minéraux.

La courbe de rétention en eau peut être décrite par la fonctionnelle de Van Genuchten (1980) :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha_d |h|)^n)^m},$$

où θ_s est la teneur en eau à saturation ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), θ_r la teneur en eau résiduelle ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), α_d est l'inverse de la valeur de la pression à l'entrée d'air (m^{-1}), et n , m sont des paramètres de forme et $m = 1 - 2/n$.

Nous avons obtenu cette relation à partir de la mise en relation des mesures *in situ* de teneur en eau et de pression obtenues par relevés TDR et tensiométriques ponctuels sur le terrain à différentes profondeurs. La teneur en eau à saturation a été déduite des mesures de pF sur cylindres à $0,65 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. La teneur en eau résiduelle, θ_r , a été assimilée à la teneur en eau du sol séché à l'air, soit $0,02 \text{ m}^3 \text{m}^{-3}$. Les paramètres α_d et n ont été ajustés en utilisant le logiciel de statistique "Curve Expert 1.1" (Daniel Hyams). La figure 22 présente les résultats pour la parcelle sol nu (B), la figure 23 pour les parcelles cultivées et le tableau 11 donne les paramètres de l'ajustement et le coefficient de détermination des relations ajustées.

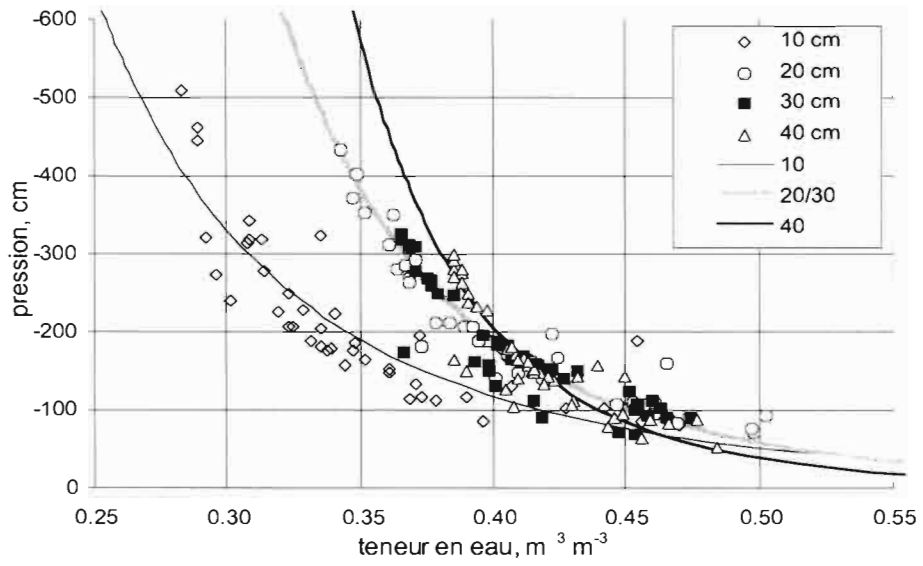


Figure 22 : Courbes de rétention en eau sur sol nu

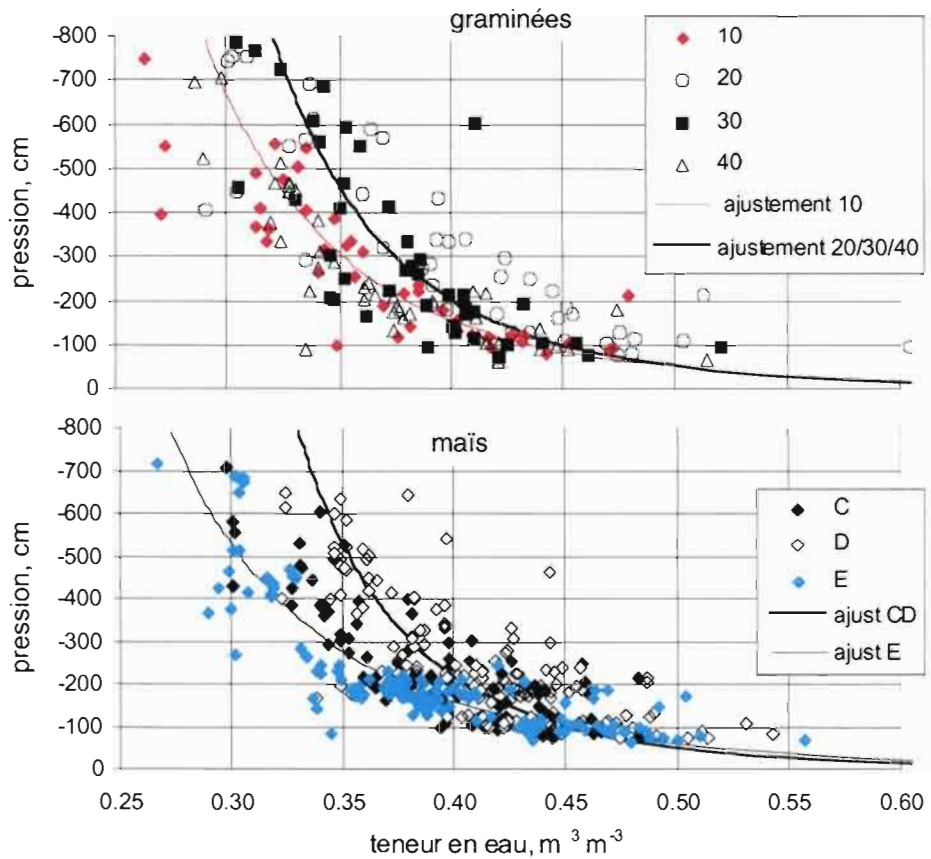


Figure 23 : Courbes de rétention en eau sur parcelles cultivées

Tableau 11 : Paramètres ajustés des courbes de rétention sur sols nus et cultivés en 1996

Cote	α_d	n	$m=1-2/n$	R^2
<i>Parcelle sol nu</i>				
10 cm	0,046	2,298	0,130	0,87
20 à 30 cm	0,064	2,202	0,092	0,93
40 cm	0,197	2,138	0,065	0,89
<i>Parcelles cultivées</i>				
graminées 10cm	0,071	2,210	0,095	0,77
graminées 20/30/40 cm	0,097	2,170	0,078	0,53
maïs C, D	0,115	2,157	0,073	0,74
maïs E	0,047	2,252	0,112	0,85

On peut distinguer trois niveaux caractéristiques malgré la plage limitée des variations :

- dans une zone proche de la surface, la variation de la pression est limitée pour une gamme de variation de la teneur en eau étendue : la teneur en eau peut varier de 0,35 à 0,45 $m^3 m^{-3}$ pour une variation de la pression de 100 cm,

- entre 20 et 30 cm (horizon intermédiaire), la variation de la pression est beaucoup plus importante, cette courbe se rapproche de beaucoup de celle en profondeur,

- en profondeur, pour la même variation de teneur en eau, la pression varie de plus de 400 cm. Cette différence signifie que pour une même gamme de pores, la réserve en eau est plus importante en surface qu'en profondeur. Cette différence est certainement due en partie au taux relativement important de matière organique en surface.

Pour les parcelles maïs, la présence de racines semble niveler les différences de comportement entre les différentes couches de sol. De plus, le sol a été travaillé une à deux fois par an pendant 3 ans ce qui induit une homogénéisation du profil dans les 20-30 premiers cm. La différence entre l'horizon de surface et celui intermédiaire ne se fait donc plus sentir. Une seule courbe a été ajustée par parcelle, toutes profondeurs confondues. La parcelle E se différencie des parcelles C et D, une courbe différente a alors été tracée. Cette différence entre les parcelles avec travail du sol lourd et travail du sol léger pourrait s'expliquer par une macroporosité et mésoporosité différentes.

Pour la parcelle graminées, non labourée depuis 4 ans, l'horizon de surface se différencie des horizons plus profonds, certainement par le fait de la restructuration du sol par les racines.

13. la conductivité hydraulique

La connaissance de la conductivité hydraulique, $K(\theta)$ est un préalable indispensable pour le calcul du flux de drainage par la loi de Darcy et pour la mise en oeuvre de la modélisation des transferts hydriques et de solutés.

Pour les horizons de profondeur, la détermination *in situ* a été effectuée à 40 cm, à la profondeur à laquelle les flux sont estimés. En effet, les racines ne sont plus présentes en-dessous de 40 cm et on peut donc supposer que l'eau et les éléments minéraux lixiviliés à cette profondeur sont perdus pour la plante.

Deux méthodes ont été utilisées pour déterminer cette relation (Duwig, 1998) :

- la méthode du "plan de flux nul" ou du bilan naturel (Vachaud *et al.*, 1978) dans la gamme des teneurs en eau comprises entre 0,35 et 0,45 $m^3 m^{-3}$ à la profondeur de 40 cm ;
- l'infiltrométrie TRIMS pour des teneurs en eau proche de la saturation.

L'ensemble de ces données permettent d'obtenir des résultats de conductivité hydraulique sur une gamme étendue de teneurs en eau. Les résultats (Figure 24) sont également ajustés par la relation de Brooks et Corey (1964) :

$$K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{2}{\eta} + 3},$$

où η est un paramètre de forme ajusté aux points expérimentaux. En utilisant les valeurs de θ_r et θ_s déterminées au paragraphe précédent, le meilleur ajustement a conduit à retenir $K_s = 250$, $\eta = 0,2$.

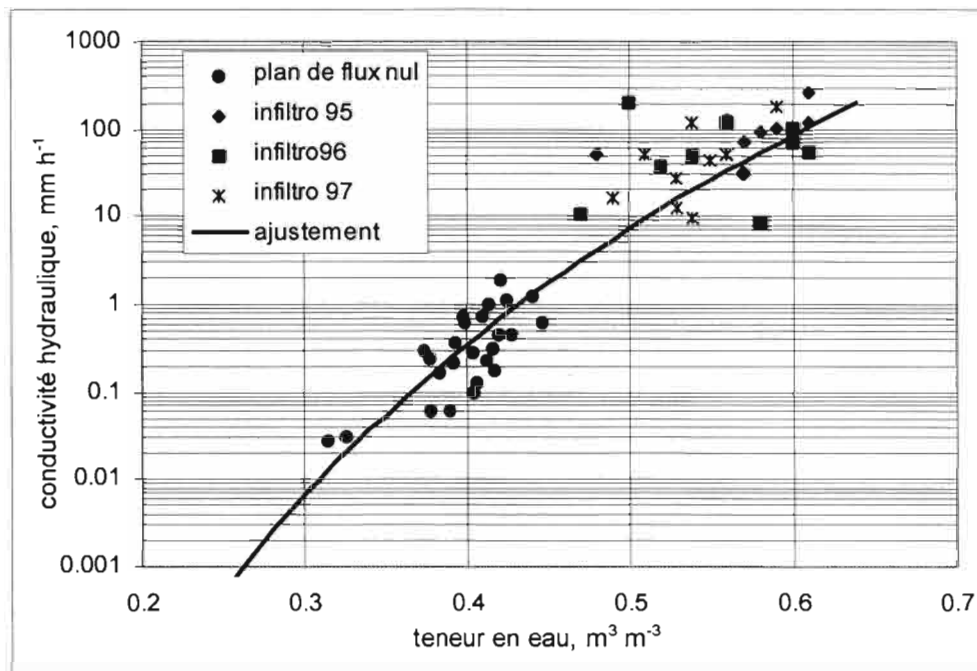


Figure 24 : Conductivité hydraulique de l'horizon de profondeur (40 cm)

Nous avons supposé que cette relation est applicable sur toutes les parcelles, cultivées ou non, car diverses observations et mesures ont montré que l' horizon de profondeur est peu perturbé par les différentes pratiques culturales.

Pour les horizons de surface et intermédiaire, il n'a pas été possible d'appliquer la méthode du plan de flux nul, soit à cause de la présence des racines sur les parcelles cultivées, soit en raison de la difficulté d'identifier un plan de flux à faible profondeur sur sol nu. Nous ne pouvons donc utiliser que les mesures par infiltrométrie ainsi que la condition de Burdine (1953) qui relie le paramètre de forme n de la courbe de rétention en eau avec le paramètre de forme η de la relation de Brooks et Corey : $\eta = n-2$.

Les paramètres obtenus pour les divers horizons de sol sont présentés dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Paramètres de la relation $K(\theta) = K_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{2}{\eta} + 3}$, avec $\theta_r = 0,02$ et $\theta_s = 0,65 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$

Parcelles	Horizon de surface		Horizon intermédiaire		Horizon de profondeur	
	K_s (mm h ⁻¹)	$\eta \text{ } ^\circ\Omega\mu$	K_s (mm h ⁻¹)	$\eta \text{ } ^\circ\Omega\mu$	K_s (mm h ⁻¹)	$\eta \text{ } ^\circ\Omega\mu$
Sol nu	333	0,298	291	0,2	250	0,2
Graminées	150	0,182	291	0,2	250	0,2
Maïs	300	0,157	291	0,2	250	0,2

2. Flux et bilans d'eau

Le flux d'eau à la profondeur de 40 cm est déterminé à partir de la loi de Darcy : $q = -K(\theta) \frac{\Delta H}{\Delta z}$,

avec q le flux volumique moyen (m j^{-1}) pendant le temps Δt , $K(\theta)$ es la conductivité hydraulique correspondant à la teneur en eau θ mesurée à 40 cm et $\frac{\Delta H}{\Delta z}$ le gradient de charge mesuré à cette même profondeur. La teneur en eau est déterminée par les sondes TDR et le gradient de charge par les tensiomètres.

La détermination de la teneur en eau par la TDR a nécessité une calibration de la mesure dans les conditions de sol de Maré (Duwig, 1998). Les données ont été analysées par une fonction polynômiale du troisième degré, analogue à la première calibration proposée par Topp *et al.* (1980) :

$$\theta = a + bK_a + cK_a^2 + dK_a^3,$$

où a , b , c et d ont été déterminés par la méthode des moindres carrés. Le Tableau 13 précise la valeur des différents paramètres selon la couche de sol étudiée, ainsi que le coefficient de détermination R^2 de la relation ajustée sur les mesures effectuées au laboratoire sur monolithes et sur le terrain.

Tableau 13 : Paramètres de l'étalonnage de la TDR en fonction de la profondeur

profondeur	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	R ²
10 cm	4,0 E-4	3,8 E-6	-9,0 E-4	8,9 E-4	0,84
20 à 30 cm	-1,7 E-1	6,3 E-2	-1,7 E-3	1,6 E-5	0,80
40 à 50 cm	-1,8 E-1	7,0 E-2	-2,2 E-3	2,4 E-5	0,84

Pendant les saisons des pluies de 1995 à 1997, la pluviométrie, la teneur en eau et le gradient de charge ont été déterminés journalièrement pendant les périodes pluvieuses et à des intervalles de 2-3 jours pendant les périodes un peu plus sèches. Les résultats de l'année 1996 sont présentés dans la figure 25.

Le sol répond très rapidement à un apport d'eau. Un apport d'eau de 20 mm induit des variations importante de la teneur en eau et du gradient de charge le jour même du fait de la forte perméabilité et de la faible épaisseur du sol. La dynamique de l'eau est assez similaire dans les trois sites présentés (sol nu, cultures de maïs ou graminées). Les racines semblent donc avoir une influence limitée. En effet, la réserve en eau du sol est faible (de l'ordre de 36 mm pour 50 cm de sol) et des différences n'apparaissent que pour des pluies faibles. Cependant, la majorité des événements pluvieux induisant un drainage sont liés à des dépressions cycloniques caractérisées par des pluies intenses, généralement très supérieures aux quantité correspondant à la recharge de la réserve en eau. Pendant la phase de ressuyage du sol, on peut constater cependant un assèchement plus rapide de la parcelle sous graminées du fait, probablement, de l'enracinement plus profond de cette plante.

Les trois années étudiées sont très différentes en terme de pluviométrie. La quantité de pluie varie de 488 mm en 100 jours en 1995 à 1099 mm en 100 jours en 1996 et 352 mm en 100 jours en 1997. Le drainage cumulé à la suite de ces trois années et pour les trois traitements précédents est présenté sur la figure 26. Ce drainage varie de 17 à 24 % en 1997, 52 à 57 % en 1995 et 62 à 75 % en 1996 de la pluie incidente en fonction des traitements. Une part très importante du drainage résulte des pluies les plus intenses. L'évènements pluvieux le plus important de chaque année (fin janvier 1995, fin mars 1996, début février 1996 ; cf. flèches sur la figure 26) représente de 20 à 23 % de la pluie des 5 premiers mois de l'année, mais 40 à 46 % du drainage. L'importance de ces évènements intenses expliquent la faible différence observée entre les différents traitements.

Ces événements intenses contribuent donc de façon très importante au drainage. Il sont malheureusement difficile à prévoir et les méthodes de conduite des cultures ne permettent pas de limiter les transferts d'eau induits.

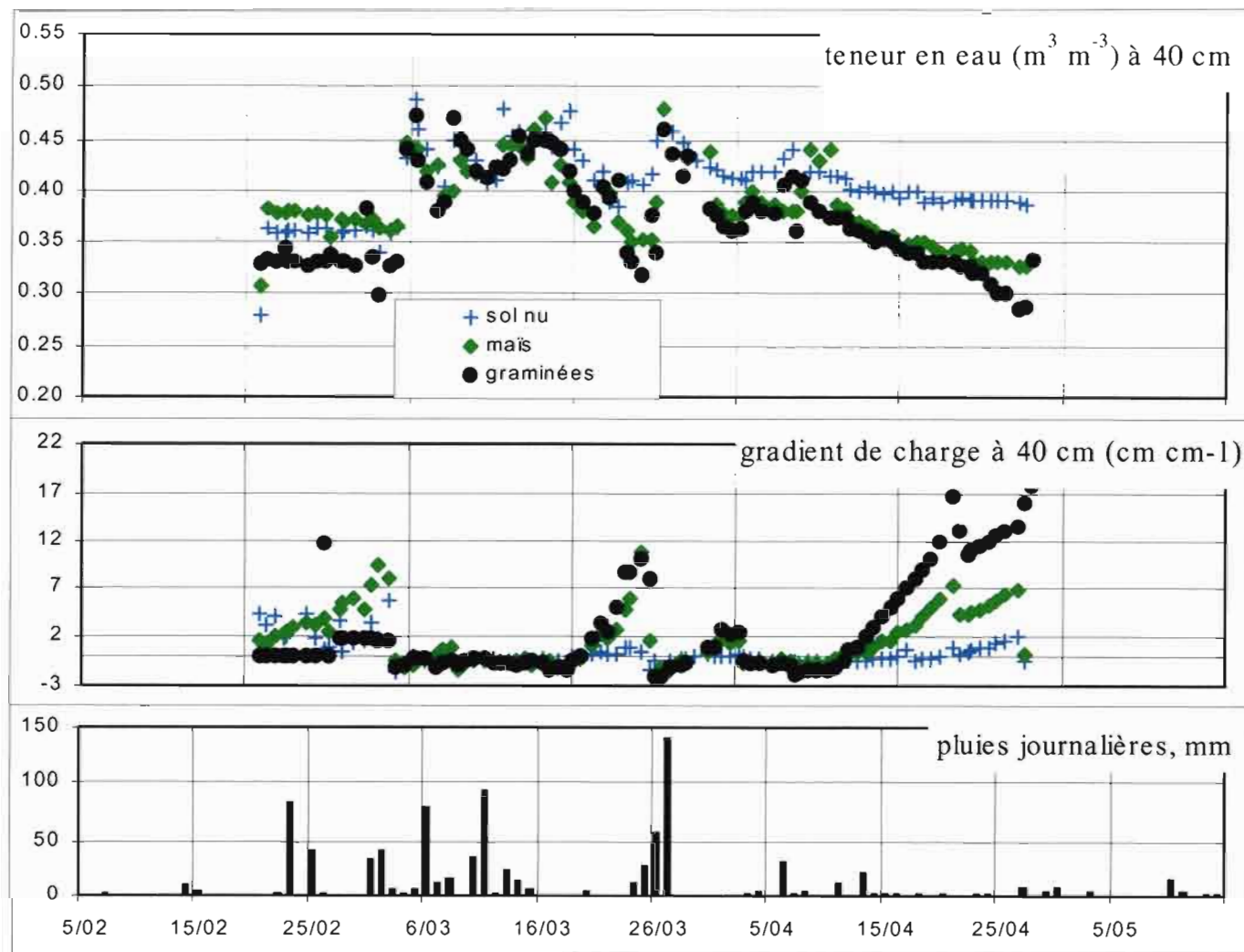


Figure 25 : Variation de la teneur en eau et du gradient de charge à 40 cm de profondeur en fonction de la pluviométrie sous sol nu, maïs et graminées pour l'année 1996.

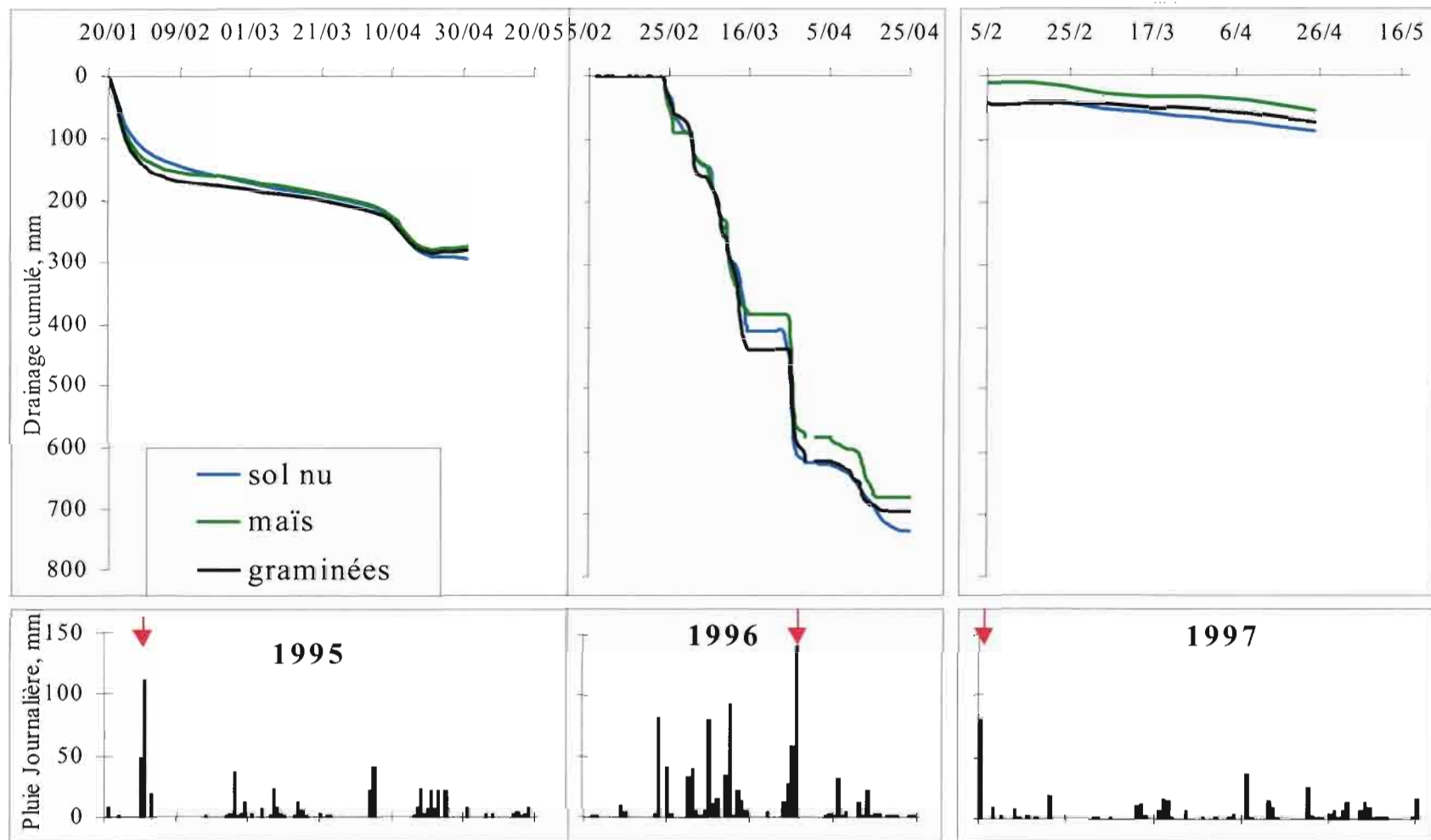


Figure 26 : Drainage cumulé sous sol nu, maïs et graminées au cours des trois années d'étude.

3. Modélisation du transfert de l'eau par WAVE

31. Le modèle et les procédures d'évaluation

L'importante base de données qui a été constituée lors de cette étude nous a donné l'opportunité d'évaluer les performances du modèle de type mécaniste WAVE (Water and Agrochemicals in the soil, crop and Vadose Environment ; Vanclouster *et al.*, 1994), initialement développé pour des conditions de climat tempéré. Ce modèle, présenté en détail par ailleurs (Duwig, 1998), pourrait être utilisé pour simuler et prévoir les transferts couplés d'eau et de nitrate dans le contexte hydro-pédo-climatique particulier des Iles Loyauté.

Comme toute modélisation mécaniste, le modèle WAVE est "paramétrivore". Aussi avons-nous utilisé au maximum les paramètres qui ont pu être déterminés directement dans le cadre de cette étude, soit *in situ*, soit au laboratoire. Néanmoins, certains d'entre eux ont du faire l'objet d'une estimation par meilleur ajustement de la solution numérique aux observations. Dans ce cas, les données de l'année 1996 ont systématiquement servi de calage (ou apprentissage) du modèle, celles relatives à 1995 et 1997 constituant le support à la vérification et l'évaluation du modèle sans modification des paramètres identifiés. Les procédures d'évaluation du modèle sont synthétisées dans le schéma ci dessous (Figure 27).

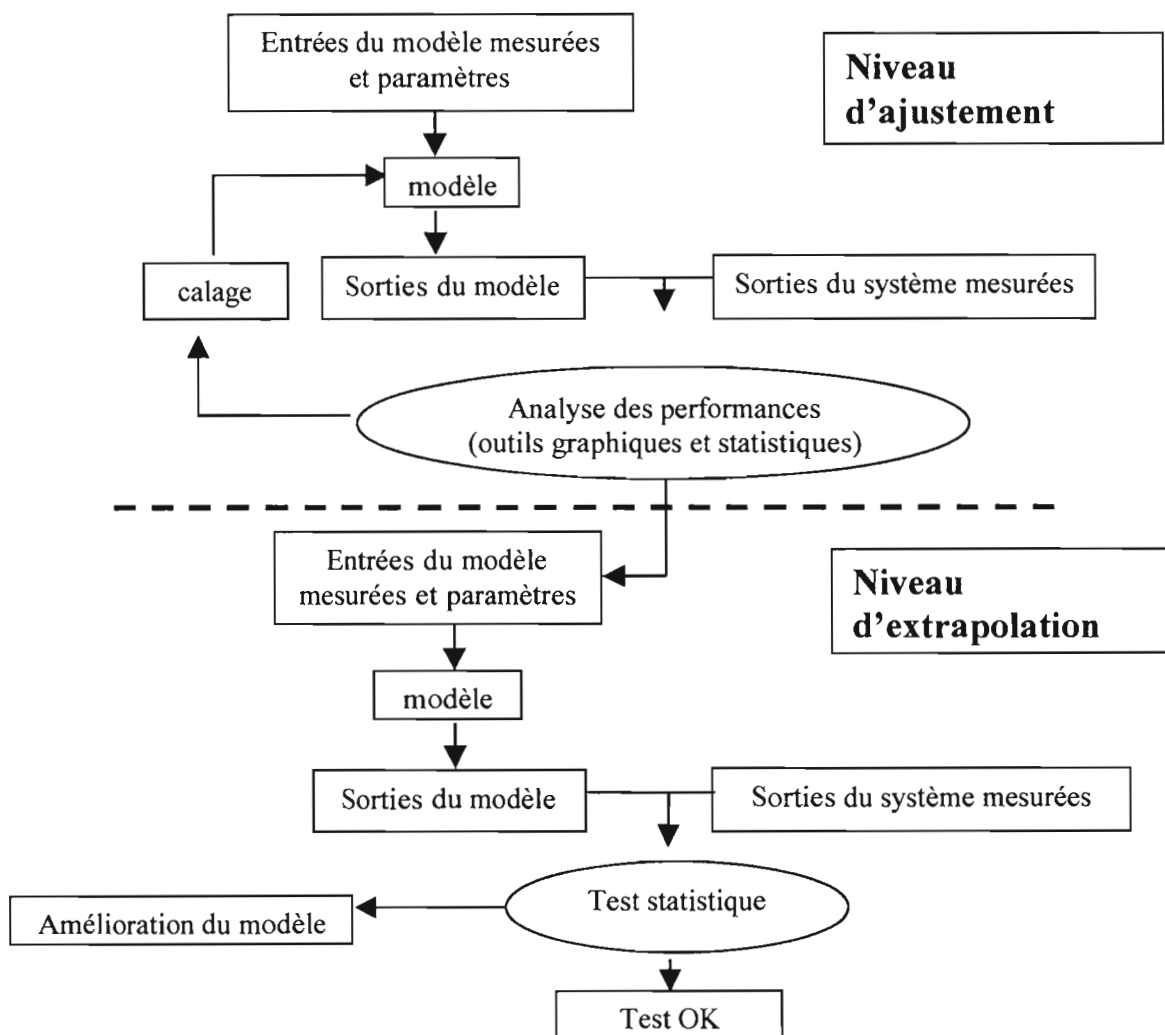


Figure 27 : Schéma de la procédure d'évaluation du modèle WAVE

32. Ajustement des données

Le modèle a été calé et validé sur l'année 1996, année où les données recueillies étaient très nombreuses. Le calage obtenues (Figure 28) lors de la simulation pour les teneurs en eau, le flux journalier et le drainage cumulé sont tout à fait satisfaisantes et permettent de reproduire correctement les données acquises sur le terrain.

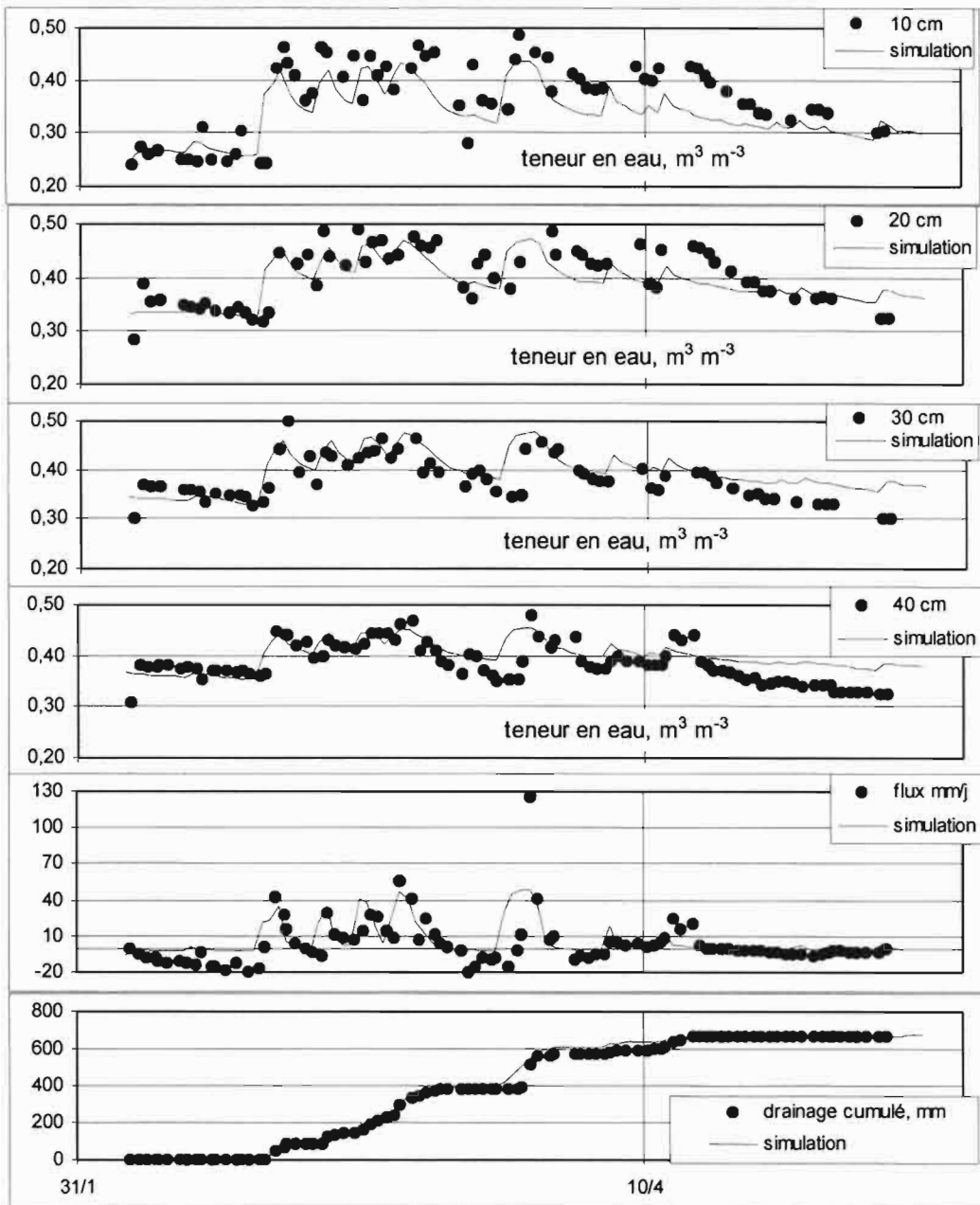


Figure 28 : Teneurs en eau, flux et drainage cumulé, mesurés et simulés sur la parcelle maïs en 1996.

33. Extrapolation des données

Les divers paramètres utilisés, qu'ils aient été mesurés sur le terrain ou estimés à partir de la bibliographie, ont été soumis à une analyse de sensibilité. Les valeurs des paramètres ont été modifiés de plus ou moins 50 % par rapport à leur valeur optimale afin de quantifier l'incidence sur le drainage cumulé. Cette étude montre que l'incidence sur le drainage est faible : les propriétés hydrauliques du sol ou l'ETP induisent des variations généralement comprise entre 2 et 5 % ; les paramètres définissant le développement de la plante, sa consommation en eau et l'interception lumineuse ont également une incidence généralement inférieure à 5 %, hormis le coefficient cultural (15 %).

Le modèle a été testé sur les années 1995 et 1997 en utilisant les mêmes paramètres que ceux définis pour l'année 1996. Les simulations obtenues (Duwig, 1998) sont tout à fait satisfaisantes. Toutefois, certains paramètres tel que le coefficient cultural sont bien plus sensible qu'en 1996. Une modification de 50 % de ce paramètre peut induire une variation de 70 % du drainage cumulé en 1997 qui est une année très sèche (drainage cumulé de 60 mm sur la saison pluvieuse). Par conséquent, l'incidence de la variation de ces paramètres reste quantitativement faible.

4. La gestion de l'irrigation

A partir de ces données, un modèle d'évaluation des besoins en eau d'irrigation pour les cultures a également été développé. Ce modèle, intitulé "Recommandations pour une meilleure gestion de l'irrigation sur les Iles Loyauté" (Duwig et al., 2000a, b), a été développé sur un CD-Rom afin de devenir un outil pour le développement d'une agriculture durable et respectueuse de l'environnement sur la Province des Iles Loyauté utilisable par les services techniques de la Province.

Ce CD-Rom (Figure 29) contient, d'une part diverses informations sur l'irrigation et les moyens de quantifier les besoins en eau des plantes, d'autre part un modèle de calcul des doses d'apport nécessaire à des cultures.

Une formation a été organisée (avril 2000) à Lifou afin de permettre une première "prise en main" de cet outil par les personnes intéressées.

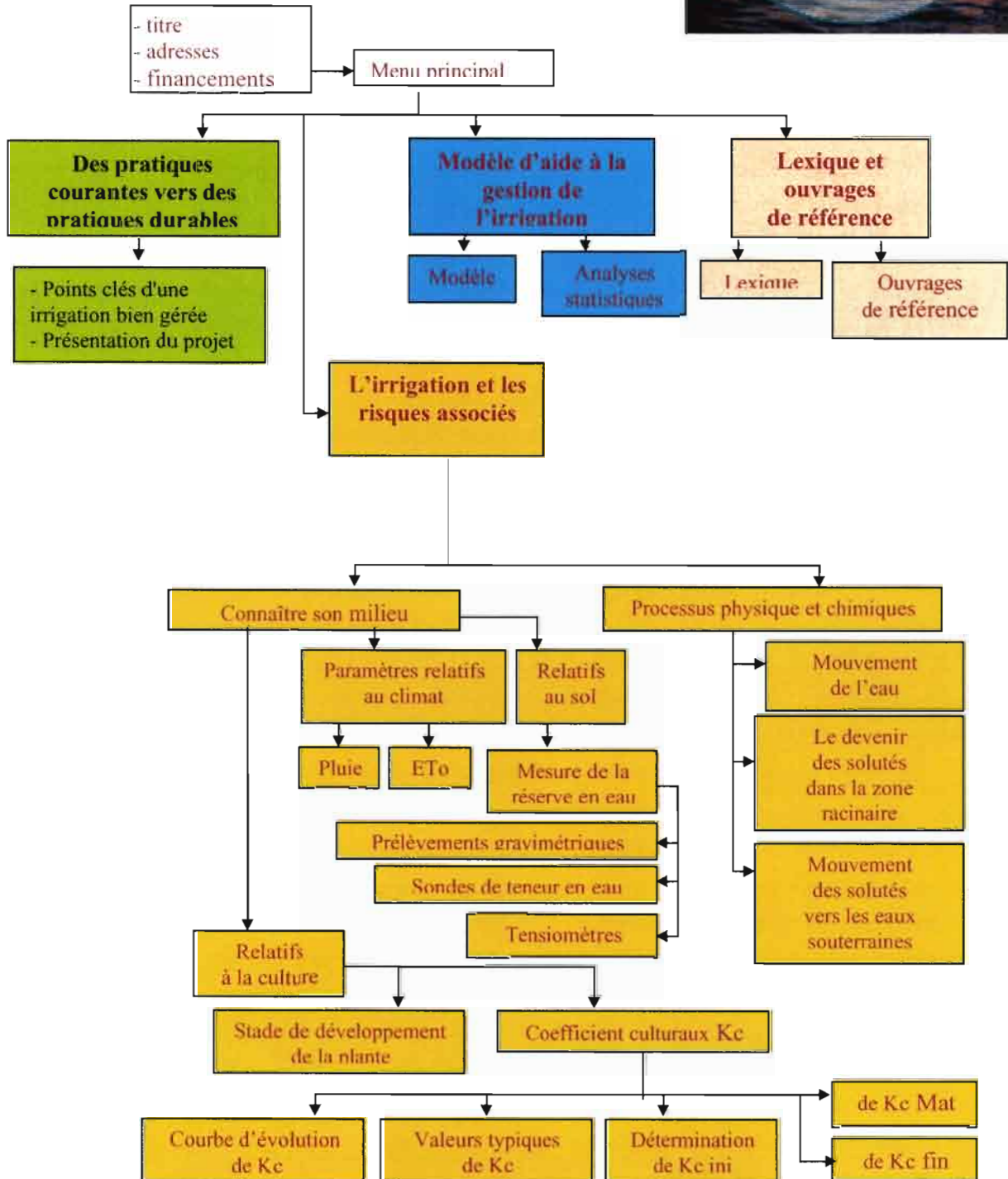


Figure 29 : Plan du CD-Rom

CHAPITRE VI

LE TRANSFERT DES SOLUTES

1. La concentration du nitrate et du potassium dans la solution du sol

Comme nous n'avons pas observé de différences importantes dans le drainage sous les différents traitements, nous pouvons en déduire que c'est essentiellement la concentration de la solution du sol à 40 cm de profondeur qui induit des différences de lixiviation entre les diverses parcelles.

La solution du sol contient essentiellement du nitrate et du potassium provenant des apports d'engrais et de la minéralisation de la matière organique. Les teneurs en ammonium sont toujours faibles ou nulles, hormis juste après une application d'engrais azotés (par exemple après la forte pluie de janvier 1995). La figure 30 présente les concentrations de N-NO_3^- et de K^+ durant les trois saisons et les trois parcelles suivies.

En 1995, la totalité de la fertilisation (104 kg N ha^{-1} , 139 kg K ha^{-1}) a été apportée au semis. Après la première pluie (fin janvier) les concentrations dans la solution du sol sont très importantes et elles diminuent jusqu'à des teneurs proche de zéro en fin de saison. Les concentrations étaient nettement plus importante sous maïs que sous graminées et sous sol nu. D'une part, le maïs qui venait d'être semé était moins efficace pour prélever les ions minéraux de la solution du sol que les graminées. D'autre part, les pratiques culturales antérieures sur la parcelle maïs (apports d'engrais, restitution organiques après récolte) ont probablement induit des teneurs initiales d'N et K importantes dans cette parcelle.

En 1996, contrairement à 1995, la fertilisation a été fractionnée en deux apports afin de tenter de minimiser les risques de lixiviation. La concentration de nitrate ne présente qu'un seul pic bien visible sur la parcelle sol nu. L'absence du second pic correspondant à la seconde application d'engrais correspond, soit à l'absence de second épandage sur cette parcelle, soit à une lixiviation très rapide du nitrate durant les 4 jours du cyclone. Pour les parcelles cultivées, les concentrations de nitrate restent modérées, même lors du passage des pics, du fait d'une consommation importante par les cultures. En ce qui concerne le potassium, le premier apport induit une augmentation de la concentration de K. Cette concentration se maintient à un niveau élevé au delà de l'apparition du deuxième pic lié au cyclone. La lixiviation du K est fortement retardée par rapport à celle du NO_3^- et les pics de concentrations sont peu prononcés et très étalés dans le temps. Ces pics sont faibles sous cultures, notamment sous les graminées.

En 1997, les concentrations sont restées faibles sur toutes les parcelles. Le pic en début de saison peut être lié soit à des résidus de fertilisant de l'année précédente, soit à la minéralisation de la matière organique. Toutefois, sur l'ensemble de la saison, la pluviométrie a été tellement faible que pratiquement rien n'a été lixivié jusque 40 cm de profondeur

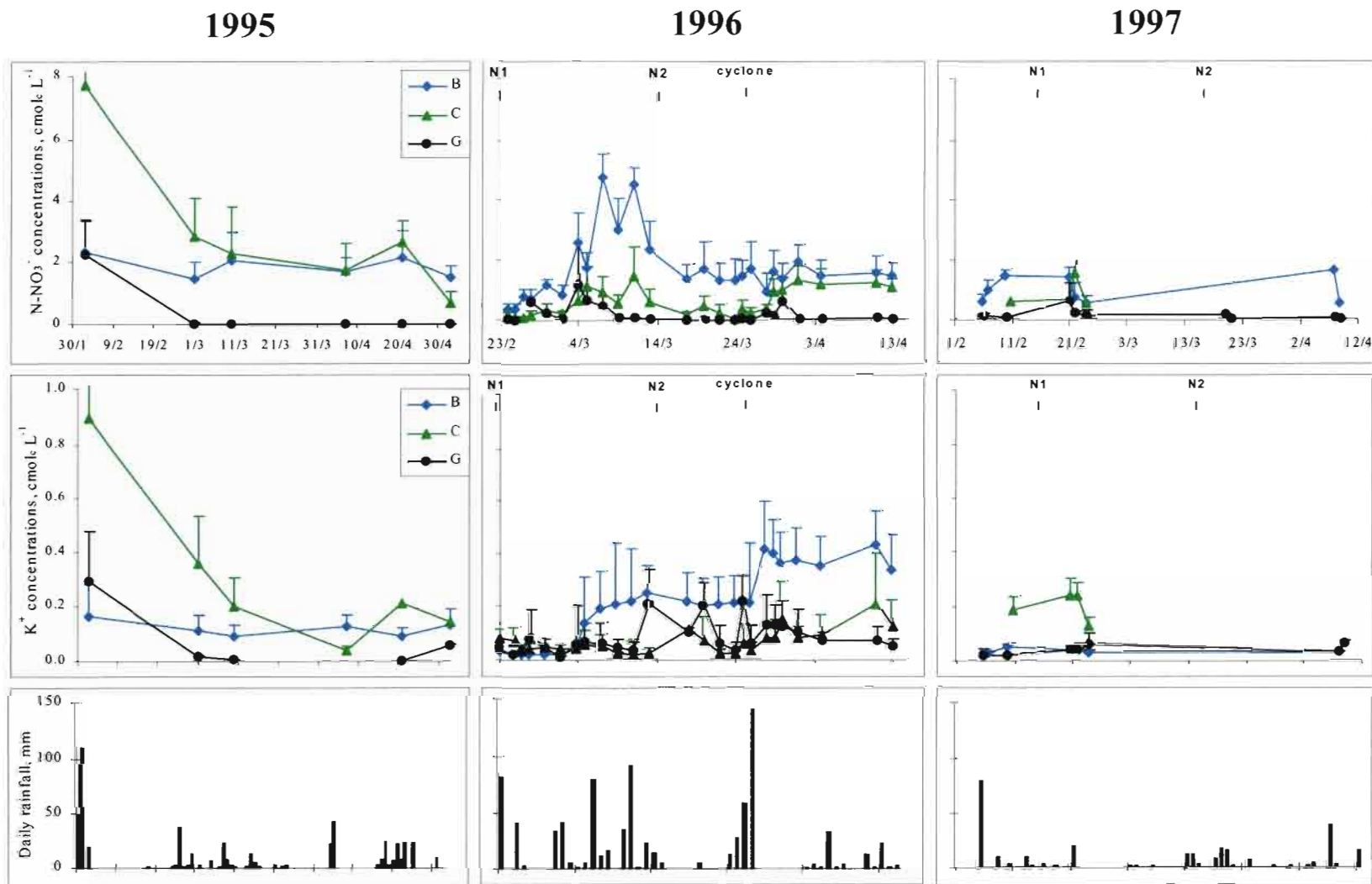


Figure 30 : Concentrations de nitrate, potassium et pluviométrie au cours des trois années d'étude.

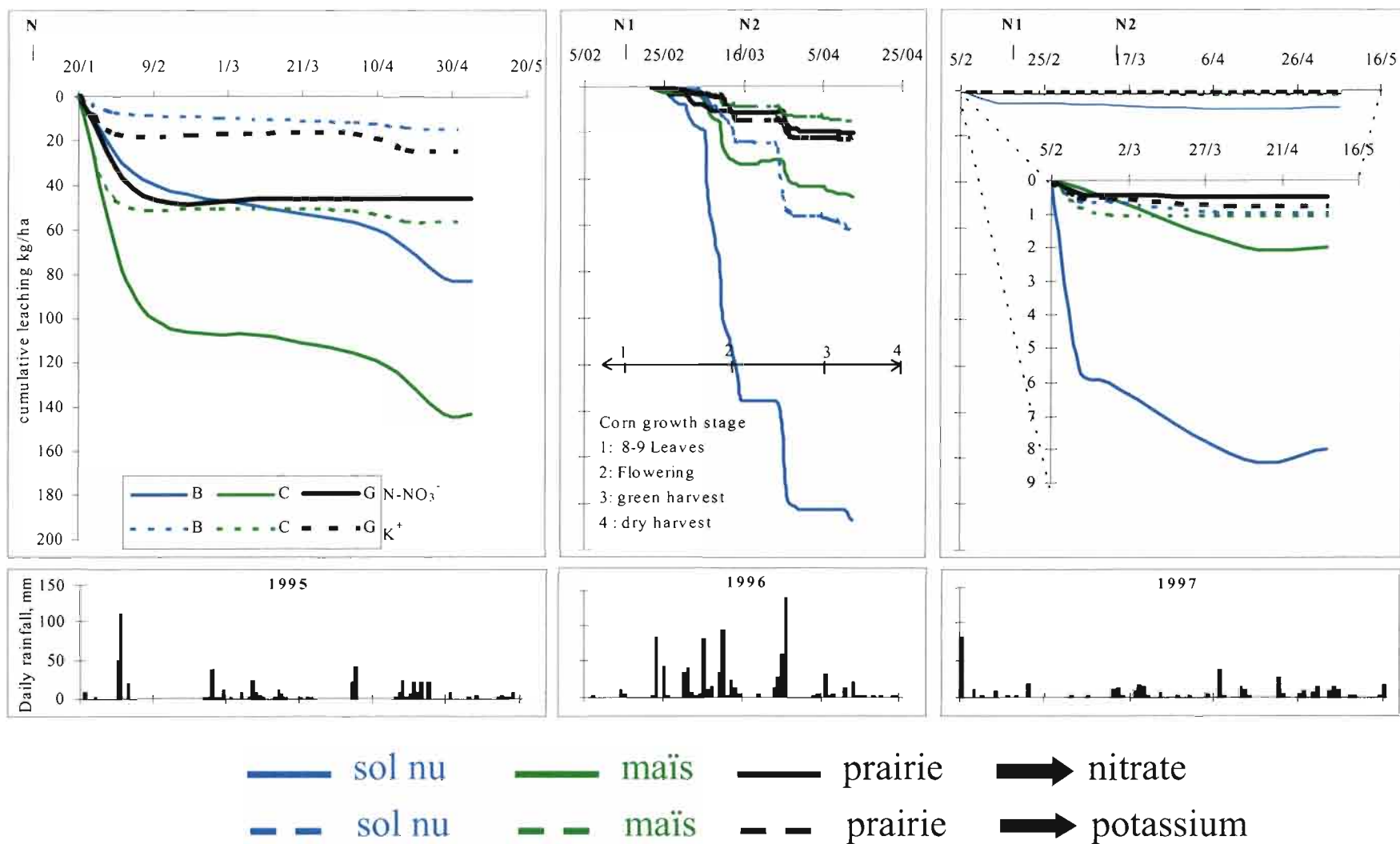


Figure 31 : Lixiviation cumulée du nitrate et du potassium sous sol nu, maïs et graminées au cours des trois années d'étude.

2. Quantification de la lixiviation du nitrate et du potassium

La figure 31 montre les lixiviations cumulées de nitrate et de potassium sous les diverses parcelles calculées à partir des quantités d'eau drainées et des concentrations ioniques des solutions du sol. Le résultat majeur concerne la diminution de la lixiviation sous les parcelles cultivées de 1995 à 1996, bien que la pluviométrie et le drainage soient nettement plus importants en 1996. En général, l'importance de la lixiviation du potassium est réduite par rapport à celle du nitrate. Comparativement aux apports par la fertilisation, les pertes varient de 0,5 % à 45 % pour K^+ et de 1 % à 167 % pour NO_3^- . Dans le cas du nitrate, les pertes peuvent être supérieures à l'apport, ce qui démontre que des quantités importantes d'azote provenant de la nitrification ou de la culture précédente peuvent être lixiviées.

3. Modélisation du transfert de nitrate par WAVE

Le modèle WAVE a également été utilisé pour modéliser le transfert de nitrate à travers le sol. Le calage du modèle sur les données acquises en 1996 permet de reproduire correctement les concentrations de nitrate obtenues sur le terrain (bien que la gamme de concentrations estimée par le modèle soit plus réduite que dans la réalité) et les quantités de nitrate lixiviées (Figure 32).

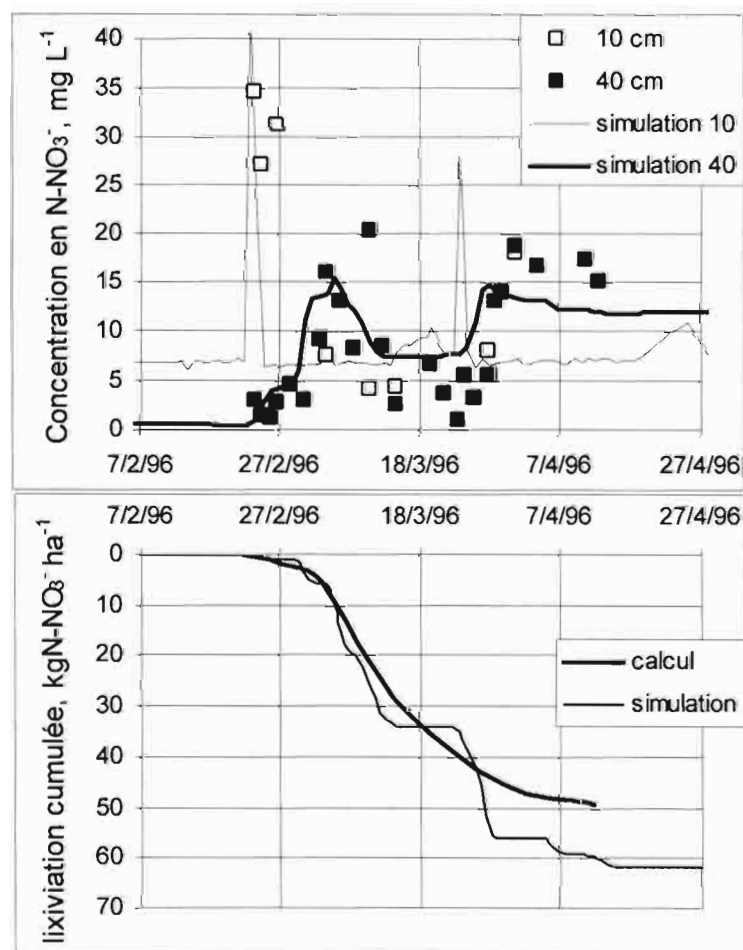


Figure 32 : Concentration de nitrate et lixiviation cumulée sur la parcelle maïs en 1996.

Par contre les extrapolations réalisés sur les années 1995 et 1997 sont assez peu satisfaisantes. Ceci est du notamment au fait que peu de paramètres relatifs au nitrate et à ses transformations dans le sol ont pu être mesuré directement dans le sol. En outre, le calage a été réalisé pour une année humide (1996) et la réutilisation de ces mêmes paramètres pour d'autres années, notamment une année très sèche comme 1997, suppose que ces paramètres soient constants. Or si les paramètres physiques liés au transfert de l'eau sont peu affectés selon les années, les paramètres biologiques liés à la minéralisation de la matière organique, à la nitrification... sont fortement modifiés par les conditions de milieu telles que l'humidité du sol, la température...

Malgré les restrictions d'utilisation du modèle pour les années sèches, il donne une réponse correcte dans le cas des années humides. Ceci permet en outre de tester des scénarios différents de ceux étudiés sur le terrain. Par exemple, la simulation effectuée pour l'année 1996 afin de comparer l'effet d'une seule application d'engrais au lieu de deux montre une augmentation de 50 % de la lixiviation (Figure 33).

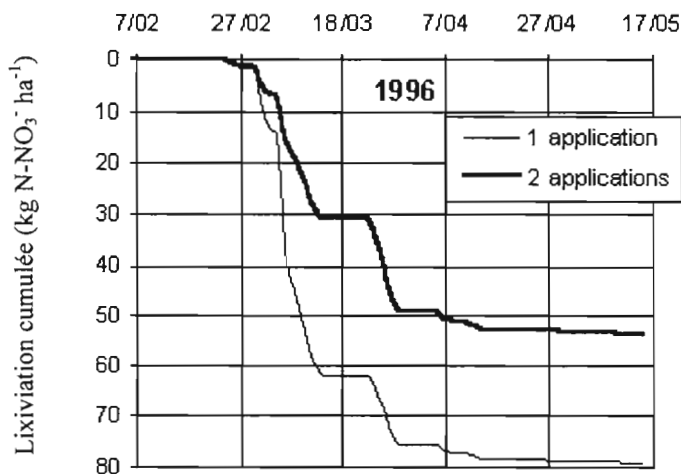


Figure 33 : Simulation de la lixiviation

Le programme WAVE est un outil performant, mais qui est très complexe, demandant la détermination de nombreux paramètres. En l'état actuel ce modèle reste un outil de recherche qu'il est difficile de proposer comme outil d'aide à la décision.

CONCLUSION

Les travaux réalisés ont montré que les risques de drainage étaient élevés du fait de la pluviométrie importante durant la saison des pluies, de la faible épaisseur du sol et de sa faible capacité de rétention de l'eau. De plus, la très forte perméabilité du sol induit une vitesse de transfert très rapide de l'eau. Les risques de lixiviation sont dépendant de l'importance du transfert d'eau ainsi que des quantités d'éléments apportées par les fertilisants (ou les pesticides), des quantités produites ou dégradées au cours des processus de minéralisation ainsi que de la consommation par les plantes.

Une partie importante de ce travail a consisté à suivre le devenir des engrais azoté et potassique dans le sol de Maré. Pour calculer le drainage et la lixiviation du nitrate et du potassium en dessous de la zone racinaire, une métrologie non destructive a été mise en oeuvre sur plusieurs parcelles soumises à différentes pratiques culturales. Les caractéristiques hydrauliques du sol ont été obtenues par infiltrométrie et les paramètres de transfert de solutés grâce à des expériences réalisées au laboratoire, sur colonnes de sol. En 1995, environ 100 kg N ha⁻¹ ont été apportés à la date de semis du maïs (début janvier) sur diverses parcelles (sol nu, maïs, graminées). La quasi totalité de l'engrais a été rapidement lixivié par les pluies de fin janvier. Ces constatations ont conduit, en 1996 et 1997, à fractionner l'apport de fertilisant en deux et à retarder l'apport à une période où la consommation des plantes est plus importante. Bien que la saison 1996 fut plus humide qu'en 1995, la quantité de nitrate lixivié sous maïs a diminué de 130 % (1995) à 48 % (1996) du nitrate apporté. Ces résultats ont mis en évidence l'importance du fractionnement des apports de fertilisants, ce qui, d'une part, limite la concentration de fertilisant dans le sol lorsque survient un épisode pluvieux important et, d'autre part, favorise une fourniture minérale régulière à la plante. En 1997, la pluviométrie très faible a induit un drainage et une lixiviation très faible.

D'autres facteurs interviennent cependant dans l'augmentation ou la réduction des risques de lixiviation du nitrate : d'une part, la minéralisation de l'azote organique du sol (ou des amendements organiques) est une source importante d'azote minéral qui peut augmenter la quantité de nitrate lixiviable ; d'autre part, la rétention du nitrate sur les charges électropositives des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium peut réduire la vitesse de transfert de cet élément.

Le suivi de la minéralisation et de la nitrification nettes réalisé sur trois parcelles (maïs, graminées, légumineuses) a montré que la matière organique du sol pouvait être une source importante d'azote pour les cultures. Une production de 1 à 1,5 kg d'N ha⁻¹ j⁻¹ peut être escomptée pendant les périodes humides. Cette production est plus réduite en saison sèche, mais elle peut toutefois se maintenir à des niveaux de l'ordre de 0,5 kg d'N ha⁻¹ j⁻¹. Cette production doit être prise en compte dans le calcul des apports d'engrais azotés.

La rétention du nitrate, relativement faible dans les horizons de surface ($R = 1,1$), peut devenir importante dans les horizons de profondeur, notamment quand la concentration en nitrate est réduite ($R = 2,5$).

Dans le cas du potassium, la lixiviation est sensiblement plus réduite que celle du nitrate du fait de son adsorption sur les charges électro-négatives du sol. Ces dernières sont dépendantes essentiellement de la matière organique. La teneur en matière organique joue donc un rôle important dans la limitation des pertes de potassium.

Les données collectées (teneur en eau, pression de l'eau, concentration en nitrate des solutions) au cours de trois années de suivi sur le terrain (1995 à 1997) et la détermination, sur le terrain et au laboratoire, de divers paramètres hydrodynamiques du sol nous ont permis d'utiliser le modèle mécaniste WAVE pour modéliser les transferts d'eau et de nitrate. Les mesures lors des trois saisons aux conditions climatiques différentes ont été reproduites avec satisfaction et ont ainsi démontré la capacité de reproduction et de prédiction des données du modèle.

Des travaux importants ont également été entrepris sur le phosphore. Sa fixation intense sur les oxydes de fer et d'aluminium réduit fortement sa disponibilité pour les plantes. Celle-ci peut induire des carences et diminuer fortement la production végétale. Des expériences menées au laboratoire ont conduit à l'établissement des isothermes d'adsorption du phosphore sur les différents horizons du sol. Ces études ont montrées que la fixation du phosphore était très forte, rapide et faiblement réversible. Les horizons de surface présentent une fixation du phosphore moindre du fait de la présence de matière organique. Cependant cet effet pourrait n'être que transitoire.

Une étude complémentaire menée en serre avec des apports de différents amendements silicatés a montré que la silice avait peu d'effet direct, comme nutriment, sur la croissance des plantes (maïs) dans les conditions de l'essai. Toutefois, l'augmentation de la teneur de silice soluble dans la solution du sol induit une augmentation de la teneur en phosphate soluble. L'anion SiO_4^{2-} entre en compétition avec l'anion PO_4^{2-} pour l'adsorption sur les charges positives du sol et permet ainsi de limiter la fixation du phosphate. La silice présente donc un effet indirect favorable à la croissance des cultures. Les scories du nickel (silicate de magnésium) se sont révélées une source intéressante et peu onéreuse (hormis les coûts de transport) de silice. Toutefois, son apport ne doit pas dépasser environ 20 t ha^{-1} , afin d'éviter la solubilisation de quantités importantes de magnésium qui peut induire un déséquilibre de la nutrition calcique de la plante.

Une dernière partie des recherches a porté sur les risques environnementaux liés à l'utilisation de pesticides. Des risques de pollution ont été mis en évidence au cours d'expériences de dégradation et d'adsorption menées sur trois herbicides : l'alachlor, l'atrazine et le 2,4-D. La vitesse de biodégradation de ces matières actives est réduite, notamment dans le cas de l'atrazine qui s'adsorbe fortement sur la matière organique. Ces produits, qui sont très persistants dans le sol, sont susceptibles d'être progressivement lixiviés et de contaminer les ressources en eau. Une attention particulière devra être portée sur le choix des matières actives afin d'utiliser des produits efficaces et assez facilement biodégradables.

L'intensification de l'agriculture présente donc quelques dangers qui ont été identifiés et quantifiés pour quelques éléments. La limitation des risques de pollution passe par une bonne maîtrise des apports d'engrais et de pesticides sur les cultures. La définition des doses d'apports d'engrais en fonction des objectifs de rendement des cultures, le fractionnement des apports en fonction du rythme de prélèvement des plantes, la prise en compte de la production interne du sol au cours de la minéralisation sont des éléments essentiels à prendre en compte. Dans le cas du phosphore, un apport d'amendement silicaté (scories du nickel) peut améliorer sa disponibilité. Dans le cas des pesticides, le choix des molécules, notamment leur type d'action, leur persistance dans le sol en fonction de leur biodégradabilité, leur capacité à s'adsorber sur le sol sont des éléments importants à prendre en compte. Par ailleurs, la maîtrise de l'irrigation est un élément essentiel pour accroître les productions agricoles et pour améliorer l'utilisation des fertilisants. Les données acquises sur les paramètres climatiques, hydrodynamiques... et sur les flux d'eau ont été utilisés pour l'élaboration d'un modèle de gestion de l'irrigation. Ce modèle, assez simple d'utilisation, fourni sur un CD-ROM accompagné d'une notice d'utilisation, peut être un outil utile pour mieux gérer l'eau dans ces sols.

Les résultats obtenus dans ce programme nécessiteront toutefois d'être complétés par des essais chez les agriculteurs dans des conditions de production variables afin de préciser les propositions de gestion qui ont été faites.

BIBLIOGRAPHIE

Documents produits dans le cadre du programme

Thèse.

Duwig C., 1998. Etude des transferts d'eau et de nitrate dans les sols ferrallitiques de Maré (Nouvelle-Calédonie) : risques de pollution des lentilles d'eau douce. *Thèse de doctorat*, Université Joseph Fourier, Grenoble, 189 pp

Revue scientifique à comité de lecture.

Duwig C., Becquer T., Clothier B.E. et Vauclin M., 1998. Nitrate leaching through oxisols of the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. *Geoderma* 84: 29-43.

Duwig C., Becquer T., Clothier, B.E. et Vauclin M., 1999. A simple method to estimate anion retention in unsaturated soil. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, rubrique : Sciences de la terre et des planètes, 328, 759-764.

Duwig C., , Becquer T., Vogeler I., Vauclin M. et Clothier, B.E., 2000. Water dynamics and nutrient leaching through a cropped Ferralsol in the Loyalty Islands (New Caledonia). *Journal of Environmental Quality* 29, 1010-1019.

Vogeler I., Duwig C., Clothier B.E. et Green S.R., 2000. Time Domain Reflectometry and Solute Transport : Measurements and Modelling. *Soil Science Society of America Journal* 64, 12-19.

Dubus I.G. et Becquer T., 2000. Phosphorus sorption and desorption in oxide-rich Ferralsols of New Caledonia. *Australian Journal of Soil Research* 39 (2) (accepté pour publication).

Becquer T., Pétard J., Duwig C., Bourdon E., Moreau R. et Herbillon A.J., 2000. Mineralogical, chemical and surface properties of Geric Ferralsols of New Caledonia. *Geoderma* (soumis pour publication).

Communications à des congrès et colloques

Bourdon E., Duwig C., Becquer T. Letournel F. et Blavet D., 1996. Etat structural et enracinement des végétaux cultivés sur sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyauté (Nouvelle-Calédonie). In : Atelier "Interactions entre itinéraires techniques, performances des équipements et profil cultural, CIRAD, Montpellier, 11-12 septembre 1996.

- Duwig C., Becquer T., Clothier B.E. et Vauclin M., 1996. Nitrate leaching in the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. In "Recent developments in understanding chemical movement in soils : Significance in relation to water quality and efficiency of fertiliser use", Fertiliser and Lime Research Centre, Massey University, Occasional Report 9.
- Duwig C., Becquer T., Clothier B.E. et Vauclin M., 1996. Nitrate leaching in the Loyalty Islands (New Caledonia) under intensified agricultural practices. First International Conference on Contaminants in the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region, 18-23 février 1996, Adélaïde, Australie.
- Duwig C., Bourdon E., Becquer T., de Blic Ph., Clothier B.E. et Vauclin M., 1996. Soil structure and water movement on Mare (Loyalty Islands, New Caledonia). Western Pacific Geophysics Meeting, 23-27 juillet 1996, Brisbane, Australie.
- Corniaux C., Becquer T., Danflous J.P., Duwig C., Vernier Ph. et Dulieu D., 1997. Preservation of the environment on coral islands and intensification of agriculture : applied study on Maré, Loyalty Islands, New Caledonia. Applications of Systems Approaches at the Farm and Regional Levels, Vol. 1 (eds P.S Teng, M.J. Kropff, H.F.M. ten Berge, J.B. Dent, F.P. Lansian et H.H. van Laar). Proceedings of the Second International Symposium on Systems Approaches for Agriculture Development (SAAD), 6-8 décembre 1995, IRRI, Manila, Philippines. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht and IRRI.
- Duwig C., Vogeler I., Clothier B.E. et Green S., 1997. Nitrate leaching to groundwater under mustard growing on soil from a coral atoll. In : "Nutritional requirements of horticultural crops", 10th Annual FLRC Workshop, Fertiliser and Lime Research Centre, Massey University, 4-5 February, 1997.
- Dubus I., Becquer T., Bonzon B. et Calvet R., 1998. Rétention du phosphore dans deux sols ferrallitiques oxydiques de Nouvelle-Calédonie. XVI^e Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20 au 26 Aout 1998.
- Duwig C., Vogeler I., Green S.R., Clothier B.E. et Becquer T., 1998. Measurement of reactive chemical transport through soil. XVI^e Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20 au 26 Aout 1998.
- Vogeler I., Duwig C., Green S.R. et Clothier B.E., 1998. Modelling of reactive chemical transport through soil. XVI^e Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, 20 au 26 Aout 1998.

Rapport.

- Becquer T., Duwig C., Bourdon E., Bonzon B., Guenec G. et Danloux J., 1995. Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 1. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 29, 19p., multigr.

- Becquer T., Duwig C., Bourdon E., Dubus I., Vincent V., Nigote W. et Bonzon B., 1996. Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 2. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 34, 19p., multigr.
- Duwig C., Becquer T., Bourdon E., Nigote W. et Taputuarai L., 1996. Suivi hydro-chimique sous différents systèmes de culture à Maré. Documents Scientifiques et Techniques, III1, 58p. ORSTOM, Nouméa.
- Becquer T., Duwig C., Bourdon E., Dubus I., Vincent V., Nigote W. et Bonzon B., 1997. Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Note de synthèse de l'avenant 3. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 43, 20p., multigr.
- Dubus, 1997. L'adsorption du phosphore : principes d'étude, modélisation, mécanismes et compartiments du sol impliqués. Documents Scientifiques et Techniques, III3, 76p. ORSTOM, Nouméa.
- Dubus, 1997. Etude au laboratoire de la rétention du phosphore dans les sols ferrallitiques allitiques de l'île de Maré. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 40, 43p., multigr.
- Duwig C., Becquer T., Bourdon E., Nigote W., Dubus I. et Vincent V., 1997. Suivi hydro-chimique sous différents systèmes de culture à Maré : résultats de l'année 1996. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 38, 37p., multigr.
- Becquer T., Duwig C. et Bonzon B., 1999. Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre de la quatrième tranche de l'opération "Sols et nappe phréatique des Iles Loyauté". Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 48, 40p., multigr.
- Becquer T., Duwig C. et Bonzon B., 1999. Etude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce. Rapport récapitulatif des programmes conduits dans le cadre de l'opération N° 6-DEF "Sols et nappe phréatique des Iles Loyauté" au titre de l'année 1997. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 50, 34p., multigr.

CD-Rom

- Duwig C., Becquer T., Clothier B. et Green S., 2000. Recommandations pour une meilleure gestion de l'irrigation sur les Iles Loyauté. Notice et modèle de calcul sur CD-Rom. Version n°1.
- Duwig C., Becquer T., Clothier B. et Green S., 2000. Recommandations pour une meilleure gestion de l'irrigation sur les Iles Loyauté. Notice et modèle de calcul sur CD-Rom. Version n°2.

Autres références citées dans le texte

- Becquer T., Bourdon E. et Nigotte W., 1993a. Contribution à l'étude des sols de Maré : les sols du Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawaïnèdre et Taode. 1- Caractérisation morphologique et cartographie des épaisseurs de sols. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 17 ; 37p., multigr.
- Becquer T., Bourdon E. et Pétard J., 1993b. Contribution à l'étude des sols de Maré : les sols du Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawaïnèdre et Taode. 2- Caractérisation physico-chimique des sols. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 24, 63p., multigr.
- Bonzon B. et Becquer T., 1994. Mise en valeur des sols ferrallitiques allitiques des Iles Loyauté. Note de synthèse. Nouméa : ORSTOM. Conv. : Sci. Vie : Agropédol., 28 ; 14p., multigr.
- Bonzon B., Podwojewski P., Bourdon E., L'Huillier L. et De Monpezat Ph., 1991. Recherches préliminaires pour le développement de la culture du cocotier sur les petits archipels du Pacifique Sud. 1- Adaptation à l'espèce des tests de fertilité sur vases de végétation. 2- Identification des sols sous cocoteraies présentant des carences difficiles à éliminer. Problématique de la mise en valeur de tels sols. Convention Science de la vie n° 8, ORSTOM Nouméa, 275p.
- Bowden J.W., Posner A.M. et Quirk J.P., 1980. Adsorption and charging phenomena in variable charge soils. In: B.K.G. Theng (Editor), Soils with variable charge. New Zealand Society of Soil Science, Lower Hutt, New Zealand, pp. 147-166.
- Brooks R. H. et Corey A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology papers. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, 27p.
- Burdine N. T., 1953. Relative permeability calculation from size distributions data. Trans. AIME 198: 71-78.
- Calvet R., 1989. Adsorption of organic chemicals in soils. Environmental Health Perspectives, 83, 145-177.
- Cornell R.M. et Schwertmann U., 1996. The iron oxides. Structure, properties, reactions, occurrence and uses. VCH Publishers, Weinheim, Germany, 573 pp.
- Dugain, 1954. Note sur les sols de Maré (Archipel des Loyauté). Nouméa, ORSTOM-IFO, rapp. sci. dact., 14p.
- Gillman G.P. and Sumpter E.A., 1986. Surface charge characteristics and lime requirements of soil derived from basaltic, granitic, and metamorphic rocks in high-rainfall tropical Queensland. Aust. J. Soil Res., 24: 173-192.
- Gustafson D.I., 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, 8, 339-357.

- Jaffré T. et Veillon J.-M., 1987. Etude des jachères et premiers aperçus sur la succession secondaire à Lifou (Iles Loyauté - Nouvelle-Calédonie). Nouméa, ORSTOM. Rapp. Sci. et Tech. : Sci. Vie : Botanique, n°1, 28p., multigr.
- Jury W.A., Foch D.D. et Farmer W.J., 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environmental Quality*, 16, 422-428.
- Latham M., 1980. Les oxydisols dans quelques milieux insulaires du Pacifique sud. Caractérisation, conditions de formation, fertilité, classification. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, XVIII (3-4), 305-316.
- Latham M., 1982. Les sols des atolls et des atolls surelevés du Sud Pacifique. Note présentée à la conférence technique régionale de la culture sur les atolls, organisée par la C.P.S. (Majuro, îles Marshall, 21-27 avril 1982. Nouméa, ORSTOM, 10p multigr.
- Latham M. et Mercky P., 1983. Etude des sols des îles Loyauté (réédition), carte pédologique et carte d'aptitude culturale et forestière à 1/200 000. ORSTOM, Paris, Notice explicative n° 99, 45p.
- Manichon H., 1982. L'action des outils sur le sol : appréciation de leurs effets par la méthode du profil cultural. *Sc. Sol* : 203-219.
- Moreau R. et Nagumo F., 1995. Le pénétromètre Yamanaka et son utilisation pour l'évaluation des possibilités d'enracinements dans les horizons des sols cultivés. In: 2ème Réunion du Groupe Thématique "Structure et Fertilité des Sols Tropicaux". Montpellier, ORSTOM. pp85-91.
- Tardieu F. et Manichon H., 1986. Caractérisation en tant que capteur d'eau de l'enracinement du maïs en parcelle cultivée. II- Une méthode d'étude de la répartition verticale et horizontale des racines. *Agronomie* 6(5): 415-425.
- Ternicier, 1971. Sols des karts de l'atoll surelevé de Lifou (îles Loyauté) Territoire de la Nouvelle Calédonie, et problème de la bauxitisation. *C. R. Acad. Sc. Paris*, T. 272, 2067-2070.
- Topp G. C., Davis J. L. et Annan A. P., 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* 16(3): 574-582.
- Vachaud G., Dancette C., Sonko S. et Thony J.L., 1978. Méthodes de caractérisation in situ d'un sol non saturé. Application à deux types de sol du Sénégal en vue de la détermination des termes du bilan hydrique. *Ann. Agron.*, 29: 1-36.
- Vanclouster M., Viane P., Diels J. et Christianens K., 1994. WAVE : a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Release 2.0. References and user's manual. Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.
- Van Genuchten M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.

