

DOCUMENTS  
SCIENTIFIQUES  
et TECHNIQUES

III 1

Suivi hydro-chimique  
sous différents systèmes de culture à Maré

L'Institut  
FANAKA  
de recherche  
scientifique  
pour le  
développement  
et coopération

CRSTOM

CENTRE DE NOUMÉA

**DOCUMENTS  
SCIENTIFIQUES  
et TECHNIQUES**

---



l'Institut  
français  
de recherche  
scientifique  
pour le  
développement  
en coopération

Publication éditée par :

Centre ORSTOM de Nouméa  
BP A5, 98845 Nouméa Cédex  
Nouvelle-Calédonie  
Téléphone : (687) 26 10 00  
Fax : (687) 26 43 26  
Telex : (687) 3193 NM

L'ORSTOM propose des programmes regroupés en 5 départements pluridisciplinaires :

- I TOA Terre Océan Atmosphère
- II DEC Eaux Continentales
- III MAA Milieux Activités Agricoles
- IV DES Santé
- V SUD Société, Urbanisation, Développement

**Modèle de référence bibliographique à cette revue :**

Dupont J., 1995. Les sols ferrallitiques du sud. ORSTOM Nouméa, *Doc. Sci., Tech.* III 6, 58 p.

---

ISSN 1245 - 222X

Numéro **III 1** - Décembre 1996

Copyright © ORSTOM 1996,

Distribué pour le Pacifique par le Centre de Nouméa.



# **Suivi hydro - chimique sous différents systèmes de culture à Maré**

C. DUWIG, T. BECQUER, E. BOURDON, W. NIGOTE, L. TAPUTUARAI

---

**Mots clés**

Ø 72 AGRMET Ø 2

GEO: NOUVELLE CALÉDONIE

DES: CHIMIE DE L'EAU; SOLUTION DU SOL; FLUX HYDRIQUE; FLUX MINÉRAL; RÉTENTION MINÉRALE; POLLUTION;  
FERTILISATION DU SOL; SYSTÈME DE CULTURE; INTENSIFICATION DE L'AGRICULTURE; RESSOURCES EN EAU;  
HYDRODYNAMIQUE; MÉTHODE D'ANALYSE.

## Suivi hydro - chimique sous différents systèmes de culture à Maré

C. DUWIG, T. BECQUER, E. BOURDON, W. NIGOTE, L. TAPUTUARAI

### Sommaire

<b>AVANT PROPOS</b>	<b>7</b>
<b>RÉSUMÉ / ABSTRACT</b>	<b>9</b>
<b>INTRODUCTION</b>	<b>11</b>
<b>1 - METHODES POUR LE SUIVI HYDRO - CHIMIQUE</b>	<b>11</b>
1.1 - Introduction .....	11
1.2 - Le suivi météorologique .....	12
1.3 - Caractérisation hydrodynamique du sol .....	13
1.4 - L'étude des flux hydriques .....	16
1.5 - Description des méthodes d'étude de la solution du sol .....	22
<b>2 - IMPLANTATION DES DIFFERENTS DISPOSITIFS SUR LE TERRAIN</b>	<b>28</b>
2.1 - Choix des parcelles .....	28
2.2 - Mise en place du matériel .....	29
<b>3 - ANALYSE DES DONNÉES</b>	<b>35</b>
3.1 - Analyse du flux hydrique.....	35
3.2 - Analyse des flux minéraux .....	47
<b>CONCLUSIONS</b>	<b>50</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>53</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b>	<b>57</b>



## AVANT PROPOS

Les pressions économiques et démographiques que subissent les Iles Loyauté, ainsi qu'une certaine volonté de la Province 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 Iles Loyauté sont particulièrement fragiles vis à vis de l'intensification des cultures. Le maintien de la fertilité des sols à long terme et la préservation des ressources en eau des îles nécessitent donc de mettre en place, pour différents systèmes de production, des recherches visant à mieux connaître les facteurs contrôlant la rétention par le sol des éléments apportés et les modalités de leur transfert afin de suivre les niveaux de pollution des percolations dans les sols.

Ces recherches sont menées actuellement dans le cadre d'une convention entre la Province des Iles Loyauté et l'ORSTOM intitulé "**Étude des risques de dégradation de la fertilité des sols et de pollution des lentilles d'eau douce**". Cette convention est financée dans le cadre des Contrats de Développement 1993-1997 (Opération N° 6 DEF) par la Province des Iles Loyauté et par le Fond de la Recherche et de la Technologie.

Les travaux qui sont présentés dans ce rapport ont été menés sur la station du G.I.E. CORAWAGURO à Taïwanèdre en collaboration avec le CIRAD. Nous tenons à remercier à cette occasion, les membres du G.I.E. qui ont participé à ces travaux ainsi que nos collègues du CIRAD pour l'aide apporté au cours de la réalisation de ces recherches.

Ce rapport présente les méthodes utilisées et les résultats du suivi hydro-chimique effectué au cours du premier semestre de 1995. **Ces travaux ont été réalisés dans le cadre de l'avenant n°1 de la convention ORSTOM / Province des Iles, notifié le 9 mars 1994.**



## RESUME

Quatre parcelles dont trois sous cultures et une de sol nu ont été suivies depuis le début de l'année 1995, sur le Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawaïnèdre à Maré, afin d'évaluer les flux d'eau et d'éléments minéraux sous différents systèmes de culture.

Les résultats obtenus lors du premier cycle cultural semblent confirmer les craintes que l'on pouvait avoir concernant la grande sensibilité de ce sol vis-à-vis de la lixiviation, et donc du risque de pollution des lentilles d'eau douce.

En effet, les pertes d'azote sont très importantes sur sol nu et sous cultures de maïs, respectivement 72 et 140 %, par rapport à la quantité apportée par l'engrais. La majeure partie de ces pertes a été enregistrée lors d'une pluie très importante et intense survenue 20 jours après l'apport d'engrais. Les pertes sous graminées pérennes sont relativement modestes (40%) et montrent donc qu'une plante active et pérenne de surcroît est capable de limiter les pertes par lixiviation.

Cette première campagne nous a également permis de préciser les protocoles de mesures et a conduit le CIRAD à modifier le programme de fertilisation en fractionnant les apports, selon les besoins de la plante.

## ABSTRACT

The agricultural development assistance centre of Maré (Loyalty Islands, New Caledonia) located in Tawaïnèdre, was the support of a field monitoring program from the beginning of 1995. Four fields including one bare were monitored to investigate water and mineral elements movements, as influenced by cultivation methods.

The results recorded at the end of the first cultivation cycle confirmed earlier suspicions concerning this particular soil's vulnerability to leaching, and therefore the risks of pollution for the underlying fresh-water lenses.

Significant losses of nitrogen were recorded for the bare soil and for the soil cultivated with maize (72 and 140 % of initial input respectively). The major portion of these losses were observed following a major rainfall event twenty days after fertilization. Under perennial grasses cultivation, losses were relatively less pronounced (40 %), which shows that an active perennial plant can help reduce nitrogen losses through leaching.

This first project was also useful in establishing measurement methodology, and led to a modification of CIRAD's fertilizing schedule in the form of a splitting up of mineral input along the plant cycle.



## INTRODUCTION

Les sols ferrallitiques allitiques, qui constituent les principaux sols cultivables des Iles Loyauté, sont particulièrement fragiles vis à vis de l'intensification des cultures. Leur forte perméabilité, leur épaisseur réduite ainsi que leur faible capacité de rétention de la plupart des éléments minéraux sont susceptibles de favoriser leur lixiviation. Ceci peut induire d'une part une mauvaise efficacité des engrais apportés aux cultures et d'autre part des risques de pollution par le nitrate et par le potassium de la lentille d'eau douce contenue dans le calcaire corallien.

Malheureusement, nous ne disposons pas actuellement de données fiables nous permettant d'évaluer précisément ces risques. Un des objectifs majeurs de nos recherches est donc d'évaluer les risques de perte d'éléments minéraux par le système sol-plante. Parmi les éléments fertilisants majeurs apportés aux cultures (N, P, K), seuls le nitrate et le potassium sont susceptibles d'être rapidement perdus par lixiviation lors d'importants épisodes pluvieux. Pour améliorer leur efficacité ou limiter le risque de pollution par le nitrate, il est donc nécessaire de mieux connaître leur devenir dans le système sol-plante. En ce qui concerne le phosphore, les pertes par lixiviation sont probablement nulles ou négligeables. Sa fixation sur les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium empêche, en effet, son transfert à travers le profil de sol.

Dans cette étude, nous nous sommes donc intéressés plus particulièrement à l'évaluation du drainage et de la lixiviation de l'azote. Le dépouillement des données concernant le potassium n'a pas encore été effectué pour l'instant. Dans la première partie de ce document, nous présenterons les principales méthodes de suivi des flux hydriques et minéraux ainsi que leurs limites d'utilisation afin d'expliquer les choix qui ont été faits pour les installations de terrain. Ensuite, nous présenterons les résultats des expérimentations entreprises pour déterminer les principaux paramètres intervenant dans le calcul des flux et les résultats du suivi hydro-chimique réalisé au cours du premier semestre de 1995 sur 4 parcelles de l'essai système de la station de Tawaïnèdre.

## 1 - METHODES POUR LE SUIVI HYDRO-CHIMIQUE : CHOIX DES DISPOSITIFS DE MESURE ET METHODES DE CALCUL

### 1.1 - Introduction

L'évaluation des flux minéraux dans un écosystème est souvent difficile en raison de la complexité des cycles biogéochimiques des éléments minéraux.

Deux composantes sont nécessaires pour évaluer les flux minéraux :

- la mesure des flux hydriques ;
- la détermination de la teneur des solutions en éléments minéraux.

Trois niveaux d'observation sont généralement pris en compte dans l'analyse :

- les entrées dans le système (pluies, apports d'engrais...) ;
- les sorties (évapotranspiration, volatilisation, drainage, lixiviation...) ;
- les flux internes (adsorption / désorption, immobilisation / minéralisation-nitrification...).

Dans ce premier rapport, nous avons tenté d'estimer la lixiviation du nitrate, c'est-à-dire aux sorties du système. Ceci nous a conduit à mesurer :

- les flux d'eau, qui nécessitent :
  - un suivi climatologique afin de mesurer les apports d'eau par la pluie (entrée d'eau) et de calculer l'évapotranspiration des cultures (sortie d'eau) ;
  - le suivi des teneurs en eau dans le sol et la mesure de sa conductivité hydraulique afin de pouvoir réaliser des bilans d'eau et de calculer le drainage à la base du profil (sortie d'eau).
- les teneurs en éléments minéraux des solutions percolant dans le sol, afin de déterminer la lixiviation (sortie d'éléments minéraux).

Les différents dispositifs qui peuvent être utilisés ainsi que les méthodes de calcul sont présentées dans la suite. Les limites d'utilisation de ces techniques seront également discutées.

## 1.2 - Le suivi météorologique

### 1.2.1 - Les variables enregistrées

#### 1.2.1.1 - La pluie

Un pluviomètre à augets basculeurs relié à une centrale d'acquisition de données, permet d'enregistrer la hauteur de pluie tombée à un instant donné. L'eau collectée par un collecteur de diamètre connu tombe dans un auget de volume connu. Chaque basculement de l'auget, enregistré sur la centrale d'acquisition, correspond à une hauteur d'eau tombée de 0,2 mm.

La connaissance de la hauteur de pluie tombée sur les parcelles étudiées permet de connaître exactement les entrées du système pour le calcul du bilan hydrique de ces parcelles.

#### 1.2.1.2 - Les caractéristiques physiques de l'air

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

Le rayonnement net ou bilan radiatif au sol est la quantité d'énergie disponible pour le processus d'évaporation et de transfert de chaleur sensible entre le sol et l'atmosphère. Il peut se formuler de façon suivante :

$$R_n = (1-a) R_g + R_a - R_t, \text{ en } W m^{-2},$$

avec :

- a : albédo, rapport entre le rayonnement incident et celui réfléchi,
- $R_a$  : rayonnement atmosphérique ascendant,
- $(1-a) R_g$  : le bilan radiatif des courtes longueurs d'ondes au sol,
- $R_t$  : rayonnement émis par une surface.

Il peut également se mesurer directement à l'aide d'un pyrromètre différentiel (Brunel, 1994).

La température (en °C) est mesurée grâce à un thermomètre sous abri et l'humidité (en %) grâce à un psychromètre. La vitesse du vent (en  $m s^{-1}$ ) et sa direction sont déterminées avec un anémomètre.

## 1.2.2 - Le calcul de l'évapotranspiration potentielle par la formule de Penman-Monteith

La formule de l'ETP par Penman-Monteith est exprimée comme la somme de deux fonctions, l'une du bilan radiatif au sol et l'autre du bilan advectif, fonction des caractéristiques physiques de la masse d'air.

$$ETP = 3600.24 \cdot \frac{R_n}{\lambda} \cdot \frac{F'(T)}{\gamma + F'(T)} + E_a \cdot \frac{\gamma}{\gamma + F'(T)}, \text{ en mm j}^{-1},$$

avec :

$R_n$  : radiation nette, en  $W m^{-2}$ ,

$\lambda$  : chaleur latente de vaporisation, =  $2,50 \cdot 10^6 J Kg^{-1}$ ,

$\gamma$  : constante psychrométrique, =  $66 Pa K^{-1}$

$E_a$  : pouvoir évaporant de l'air, en  $Kg m^{-2} s^{-1}$ ,

$F'(T)$  : dérivée de la tension de vapeur en fonction de la température, en  $Pa K^{-1}$ .

La tension de vapeur est la fonction suivante, déterminée à partir de la formule de Clausius-Clapeyron :

$$F(T) = e_w(T) = 610,78 \exp\left(\frac{17,27T}{237,3 + T}\right), \text{ en Pa,}$$

$$\text{d'où : } F'(T) = \frac{2,50 \cdot 10^6}{(237,3 + T)^2} \exp\left(\frac{17,27T}{237,3 + T}\right), \text{ en Pa K}^{-1}.$$

Le pouvoir évaporant de l'air s'exprime par la relation suivante :

$$E_a = C_v (1 - Hr/100),$$

avec :

$Hr$  : l'humidité relative de l'air en %,

$C_v$  : un coefficient qui est une fonction empirique du vent de forme linéaire,

$C_v = 0,26 \cdot 10^{-2} (0,5 + 0,54 U)$ , d'après Penman (1956) (in : Brunel, 1994) suite à des mesures sur cases lysimétriques,  $U$  étant la vitesse du vent mesurée à 2m, en  $m s^{-1}$  (Valancogne, 1992).

La mise en place d'un bac d'eau libre, type "Colorado" permet d'estimer l'évaporation d'une nappe d'eau libre. C'est un bac enterré de  $1m^2$ , de section carré, le niveau de l'eau étant repéré par une pointe. La mesure quotidienne de la variation du niveau de l'eau permet l'estimation de l'évaporation journalière par une méthode simple.

## 1.3 - Caractérisation hydrodynamique du sol

### 1.3.1 - L'infiltromètre à disque

L'infiltrométrie à succion contrôlée permet d'avoir accès de façon simple aux deux paramètres phénoménologiques de l'infiltrabilité, la conductivité hydraulique et la sorptivité capillaire, sur des sols non saturés. Ces deux paramètres permettent de caractériser les mouvements de l'eau dans un sol. La conductivité  $K$  correspond à la mesure de l'efficacité de la force de gravité à entrainer l'eau du sol vers la profondeur à travers les pores du sol. La

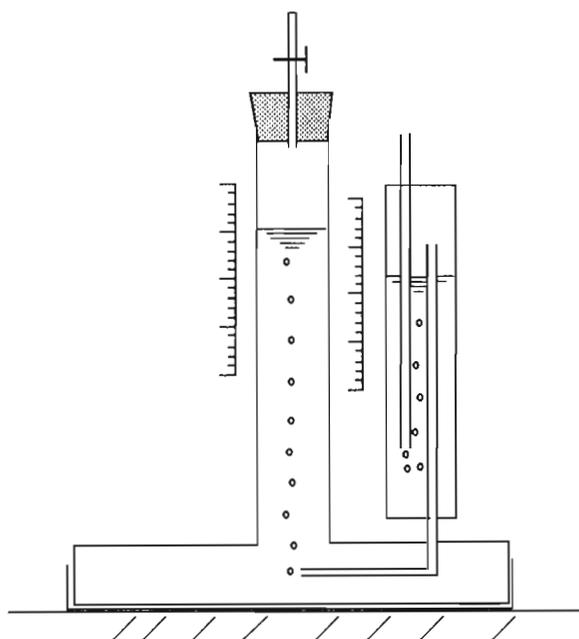
sorptivité  $S$ , qui dépend de la diffusivité  $D$ , a pour objet de quantifier l'attraction capillaire exercée par le sol.

Le système de mesure, appelé TRIMS (Triple Ring Infiltrometers) a été développé au sein du Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement en collaboration avec B.E. Clothier, chercheur au HortResearch Institute en Nouvelle-Zélande (Clothier et White, 1981 ; Vauclin et Chopart, 1992). Il est constitué (figure 1) :

- d'une embase circulaire munie à sa partie inférieure d'une grille métallique sur laquelle est tendue, par un bracelet en caoutchouc, une membrane en nylon tissé perméable à l'eau (diamètre de pore :  $20\ \mu\text{m}$ , pression d'entrée d'air : 70 cm d'eau environ),

- un réservoir gradué d'alimentation en eau hermétiquement fermé à son sommet par un bouchon en caoutchouc muni d'un tuyau souple et d'une pince de Mohr permettant son remplissage,

- un réservoir gradué de dépressurisation partiellement rempli d'eau, dans lequel on peut faire coulisser un tube d'aération (C1). Un second tube (C2) met en communication les deux réservoirs. Ce réservoir permet de contrôler les succions pour lesquelles un apport d'eau sera réalisé sur le sol.



**Figure 1 : Schéma de l'infiltromètre**

Un soin particulier doit être pris à la préparation de la surface du sol. On peut déposer un mince couche de sable pour masquer les micro-aspérités du terrain et pour assurer un contact hydraulique horizontal aussi parfait que possible entre la membrane et le sol. Cette couche n'affecte pas le régime permanent d'infiltration, à condition que sa conductivité hydraulique soit beaucoup plus élevée que celle du sol sous-jacent.

On mesure donc le flux d'infiltration au régime permanent donné par :

$$q = x \cdot \frac{\Delta H}{\Delta t}, \text{ en fonction de la pression imposée.}$$

A la fin de chaque essai et immédiatement après avoir ôté l'infiltromètre, un échantillon de sol est prélevé dans la zone située à la verticale de l'embase pour la

détermination de la teneur en eau finale. Des échantillons de sol sont également prélevés à proximité immédiate de l'emplacement de l'essai pour déterminer la teneur en eau initiale.

### 1.3.2 - Méthode de calcul des données

La méthode utilisée pour dépouiller les données des essais avec un disque est celle d'Ankeny *et al.* (1991). Le schéma de cette méthode est décrit ci-dessous :

- l'équation de Wooding, basée sur une relation  $K(\psi)$  en exponentielle ( $K$  : conductivité hydraulique (en  $m\ s^{-1}$ ) et  $\psi$  succion (en m) donne le flux d'infiltration  $Q$  en  $m^3\ s^{-1}$  :

$$Q = \pi r^2 K + 4r\phi \quad (1)$$

avec :

$r$  : le rayon du disque de l'infiltromètre,

$\phi$  : le flux matriciel (en  $m^2\ s^{-1}$ ) donné par l'équation :

$$\phi(0) = \int_{\psi_i}^0 k(\psi) d\psi \quad (2)$$

avec :

$\psi_i$  : la succion de référence de l'eau dans le sol.

On suppose de plus que :

$$K(\psi) / \phi(\psi) = \alpha \quad (3) \text{ (en } m^{-1} \text{) est constant.}$$

La mesure des flux pour deux succions différentes permet la détermination de :

$$\alpha = \frac{\ln[(Q(\psi_1) / Q(\psi_2))]}{\psi_1 - \psi_2} \quad (4) \text{ grâce à l'équation (1) et (2)}$$

et donc :

$$K(\psi) = \frac{Q}{\pi r^2 + 4r / \alpha} \quad (5).$$

Par parcelle, trois succions différentes ont été utilisées (0,5, 5 et 15 cm). On obtient donc 4 valeurs de  $K$ :  $K(0.5)_{0.5-5}$ ,  $K(5)_{0.5-5}$ ,  $K(5)_{5-15}$  et  $K(15)_{5-15}$ . On suppose que la meilleure estimation de  $K(\psi)$  est la moyenne entre les deux valeurs calculées à partir de deux couples de succions différents, par exemple :  $K(5) = (K(5)_{0.5-5} + K(5)_{5-15})/2$ .

Ensuite, d'après la relation (2) et l'hypothèse que la conductivité suit une relation exponentielle en fonction de la succion, on obtient :

$$\phi = \frac{bS_0^2}{\theta_0 - \theta_n} \quad (6)$$

avec :

$S_0$  : la sorptivité capillaire,

$\theta_0$  et  $\theta_n$  : les teneurs en eau du sol initiales et finales,

$b$  : un paramètre dont les valeurs varient dans un domaine étroit borné par 0,5 et  $\pi/4$ .  
[Il est d'usage courant de retenir  $b = 0,55$  pour un sol "réel" (Vauclin et Chopart, 1992).]

Avec l'équation (1) qui nous donne  $\phi$  et l'équation (6), on peut donc déterminer  $S_0$ .

Une échelle de longueur macroscopique (ou longueur capillaire), qui exprime l'importance relative des forces capillaires et gravitaires agissant sur la pénétration de l'eau dans le sol, est calculée à partir de la sorptivité :

$$\lambda_c = \frac{bS_0^2}{(\theta_0 - \theta_n)K_0} = \frac{1}{\alpha} \quad (7).$$

Une échelle de longueur microscopique qui définit une dimension moyenne des pores hydrauliquement fonctionnels à la pression imposée par le TRIMS, est calculée par (Thony *et al.*, 1991 ; Vauclin et Chopart, 1992) :

$$\lambda_m = \frac{\sigma}{\rho g \lambda_c} = 7,4\alpha \quad (8),$$

où :

$\sigma = 75 \text{ dynes cm}^{-1}$  est le coefficient de tension superficielle,

$\rho$  est la masse volumique de l'eau,

$g$  l'accélération de la pesanteur.

## 1.4 - L'étude des flux hydriques

L'étude des flux hydriques nécessite de déterminer d'une part la charge hydraulique, qui permet de connaître la direction du flux, et d'autre part la teneur en eau du sol, afin de pouvoir établir un bilan hydrique. Les méthodes de mesures sont respectivement les suivantes :

- la méthode tensiométrique pour le suivi de la charge,
- les méthodes humidimétriques pour suivre les variations de la teneur en eau du sol.

Pour ces dernières, trois grands types de méthodes peuvent être utilisées :

- les mesures gravimétriques,
- la méthode neutronique,
- le système TDR (Reflectométrie dans le Domaine Temporel).

### 1.4.1 - La méthode tensiométrique

#### 1.4.1.1 - Généralités

Un tensiomètre permet de mesurer, à une certaine profondeur du sol, la charge hydraulique ( $H$  en cm) dans un sol. Cette charge hydraulique (ou énergie potentielle par unité de poids) est la somme de la pression de l'eau ( $h$  en cm) et de la cote de profondeur ( $z$  en cm), ou somme de l'énergie de pression et de l'énergie gravitationnelle par unité de poids :

$H = h - z$ , avec l'axe des  $z$  orienté vers le bas,

On a donc :

$$h = \frac{P_w - P_o}{\rho_w g}$$

avec :

$P_w$  : pression de l'eau,

$\rho_w$  : masse volumique de l'eau,

généralement,  $P_o = P_{atm} = P_{air}$ , dans le milieu poreux, ce qui suppose la continuité du milieu.

La connaissance de cette charge hydraulique à plusieurs profondeurs permet de mesurer des gradients de charge  $\frac{\Delta H}{\Delta z}$ , par l'application de la loi de Darcy, pour en déduire des directions d'écoulements : l'eau s'écoule dans le sens des charges décroissantes.

Dans la zone non saturée du sol,  $h$  est toujours négatif et fonction de la teneur en eau. Les agronomes expriment généralement les données en terme de succion  $\Psi = -h$  et le potentiel matriciel de l'eau :  $pF = \log_{10} (\Psi \text{ en cm})$ .

#### 1.4.1.2 - Le tensiomètre à mercure

Il comprend une céramique poreuse, surmontée par un tube (réservoir) en PVC fermé par un bouchon (figure 2). Ce tube est relié à un manomètre à mercure dans lequel plonge un capillaire. La continuité hydraulique est assurée par de l'eau désaérée. Le fonctionnement repose sur l'équilibre hydrostatique qui tend à s'établir entre l'eau contenue dans le tensiomètre et l'eau du sol au niveau de la bougie poreuse. La lecture s'effectue au niveau du mercure. Il faut veiller à effectuer un repérage précis du niveau du mercure et de la surface libre du réservoir à mercure par rapport à la côte d'installation de la bougie poreuse.

La lecture du niveau de mercure au-dessus de la surface libre du réservoir donne donc  $\xi$  en cm.

Un calcul d'équilibre hydrostatique classique donne :

$$h_a = \frac{P_a - P_o}{\rho_w g} = -\frac{\rho_{Hg}}{\rho_w} \xi + Y + z_a + \xi$$

avec :  $\rho_{Hg}$  et  $\rho_w$  respectivement masse volumique du mercure et de l'eau.

D'où, on obtient :

- la pression effective de l'eau :

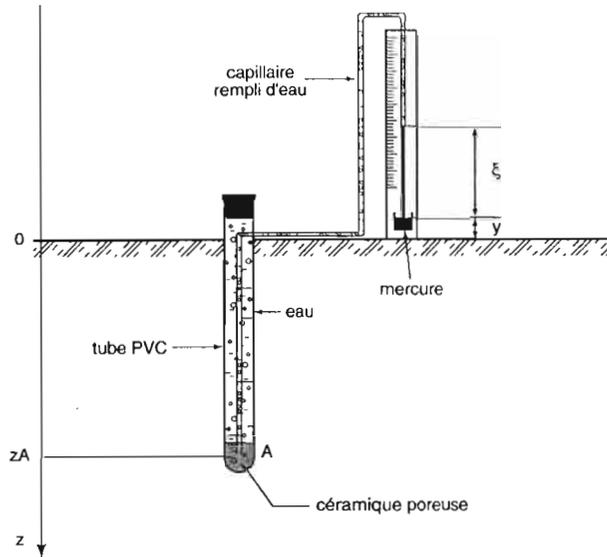
$$h_a = z_a + Y - 12,6 \xi$$

- la charge hydraulique :

$$H_a = h_a - z_a = Y - 12,6 \xi.$$

Les résultats sont en cm de colonne d'eau et 1 cm correspond environ à 1 mbar.

Par construction, l'appareil ne peut mesurer une dépression supérieure à 800 mbar, selon le constructeur, d'après les caractéristiques de la céramique. Au-delà, de l'air peut apparaître dans la colonne d'eau. Il est alors nécessaire de purger le circuit.



Légende :

$z_A$ : cote du point de mesure A

$\xi$  : hauteur du mercure au-dessus de la surface libre du réservoir

$Y$  : hauteur aérienne comprise entre la surface du sol et celle libre de mercure dans son réservoir

$h_a$  : pression effective de l'eau en A

$H_a$  : charge hydraulique en A

**Figure 2 : Principe du tensiomètre à mercure**

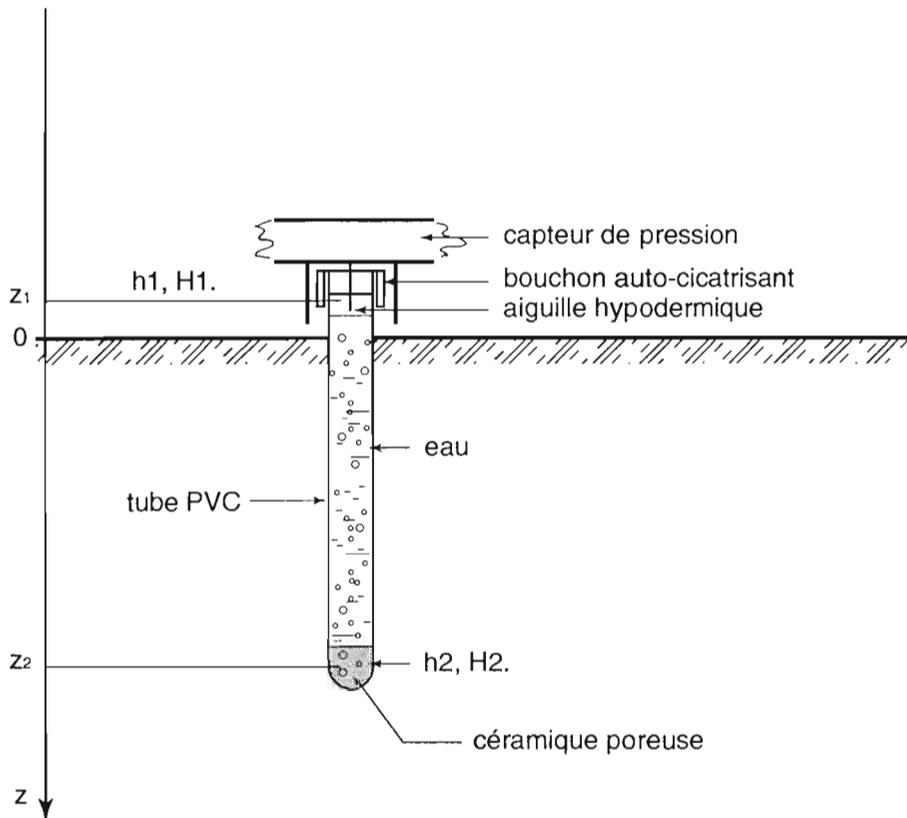
*1.4.1.3 - Le tensiomètre à capteur de pression*

Ce tensiomètre (figure 3) est également constitué d'une céramique poreuse surmonté d'un tube fermé par un bouchon auto-cicatrisant à jupe rabattable. La mesure de la charge hydraulique est effectuée au moyen d'un capteur tensimétrique électronique, de type DTE 1000 (Nardeux-Humisol) muni d'une aiguille que l'on enfonce, à travers le bouchon auto-cicatrisant, dans la chambre de mesure. Le capteur mesure la dépression existant dans la chambre de mesure située entre le bouchon et la surface de l'eau contenue dans le tensiomètre. L'aiguille, après avoir traversé le bouchon étanche, est soumise à la dépression qui règne à l'intérieur de la canne. Cette dépression, transmise à travers l'aiguille jusqu'au capteur, sera mesurée par la cellule située plus haut dans la sonde.

La dépression ainsi mesurée est directement liée à la pression qu'exerce l'eau du sol au niveau de la bougie poreuse du tensiomètre.

On lit donc la dépression  $h_1$  (ou  $-h_1$  car la charge hydraulique est négative en zone non saturée) et la charge hydraulique vaut  $H_1 = h_1 - z_1$ . Ensuite, à l'équilibre hydrostatique,  $H_2 = H_1$ , soit  $h_2 = h_1 + z_2 - z_1$ .

Ce tensiomètre fonctionne, comme le système précédent pour des pressions comprises entre 0 et -800 mbar.



**Figure 3 : Principe du tensiomètre à capteur de pression**

#### 1.4.1.4 - Comparaison des deux systèmes tensiométriques

Cette comparaison a été effectuée par Kugler (1988) sur les mêmes parcelles à des profondeurs identiques. Il trouve que l'évolution d'ensembles des pressions est identique d'un système à l'autre (le coefficient de corrélation entre les deux séries de valeurs est de 0,66 à 0,93 à une exception près). Les écarts peuvent être néanmoins importants et seraient dus à la nature des sols étudiés.

Nous avons choisi d'utiliser le tensiomètre à capteur de pression car la mise en place et la maintenance sont plus rapides et faciles et la mesure aussi précise qu'avec un tensiomètre à mercure. Une batterie de tensiomètres à mercure est également installée sur toutes les parcelles pour comparaison des 2 types d'instruments. Les deux systèmes demandent d'être installés avec précaution : il faut assurer un très bon contact entre la céramique poreuse et le sol. Pour cela, faire de la boue semi-liquide et exempte de corps grossiers et durs, à l'aide de terre fine extraite du forage du trou, en introduire quelques  $\text{cm}^3$  dans le trou et en enduire également la bougie poreuse et mettre en place la canne dans le trou.

#### 1.4.2 - Les mesures de la teneur en eau volumique

La teneur en eau volumique d'un sol est le rapport du volume d'eau contenu dans ce sol au volume de terre sèche.

#### 1.4.2.1 - La mesure gravimétrique

Elle consiste à prélever un échantillon du sol à différentes profondeurs avec une tarière ou un tube enfoncé, 10 cm par 10 cm, avec une massette pour récupérer une carotte de sol. Cette dernière méthode limite les mélanges des différents niveaux de sols entre eux. Chaque échantillon est placé dans un sac étanche pour ne pas perdre l'eau contenue, puis pesé humide, séché dans une étuve à 105 °C pendant 24 h et enfin pesé sec. Le rapport du poids d'eau contenue dans le sol sur le poids du sol sec donne la teneur en eau pondérale. En la multipliant par la densité apparente de terre sèche, on obtient l'humidité volumique.

C'est une mesure facile à réaliser et peu coûteuse mais c'est par contre un moyen destructif de mesure et relativement long à mettre en oeuvre.

#### 1.4.2.2 - La sonde à neutrons

Le principe de la méthode d'humidité neutronique est fondée sur l'interaction entre des neutrons rapides émis par une source radioactive et les noyaux des éléments présents dans le sol. La source émet des neutrons de très grande énergie qui, par collision avec des noyaux de même masse (hydrogène) sont déviés et perdent rapidement leur énergie. Les neutrons envoyés par la source sont donc "thermalisés" par les atomes d'hydrogène et le détecteur permet de mesurer le rapport du flux des neutrons émis par la source aux flux des neutrons "thermalisés". Le comptage ainsi obtenu est fonction de la teneur en eau du sol (l'essentiel des atomes d'hydrogène d'un sol étant dû à l'eau, une faible fraction pouvant correspondre à de la matière organique).

Le dispositif de mesure se compose principalement d'une source de neutrons et d'un détecteur. Il faut enfoncer à la profondeur maximale étudiée, un tube guide pour la descente de la sonde. On fait ensuite des mesures à tous les niveaux de profondeur choisis en remontant la sonde et en attendant un temps déterminé. Cette mesure est non destructive, elle permet le suivi à poste fixe de l'évolution des profils hydriques mais l'étalonnage est délicat. De plus, la mesure dans les premiers 15 cm du sol est peu fiable : les neutrons émis par la source radioactive ont un rayon d'environ 15 cm. Lorsque la mesure est effectuée à une profondeur plus faible, une partie des neutrons sont émis au-delà de la surface du sol. Malgré la présence d'un déflecteur à la surface du sol qui empêche la perte de ces neutrons, l'interprétation de ces mesures est difficile (Poss, 1991, Kengni, 1993).

Dans notre cas, l'existence de sols très superficiels nous a fait rejeter l'emploi de cette méthode largement utilisée par ailleurs.

#### 1.4.2.3 - La mesure par TDR

TDR signifie Time Domain Reflectometry (Reflectométrie dans le Domaine Temporel). Le principe consiste à envoyer une impulsion de tension électrique de très faible période dans un guide d'ondes constitué d'électrodes parallèles de longueur L, enfoncées dans le sol. Un appareil enregistre le signal de retour de cette onde, dont on peut déduire le temps de propagation et de réflexion de l'impulsion. Le temps de réflexion fournit la constante diélectrique du sol (Ka) :

$$K_a = \left( \frac{ct}{2L} \right)^2,$$

avec :

L : longueur des tiges, en m,

$c$  : vitesse de la lumière, en  $m\ s^{-1}$ ,  
 $t$  : temps de réflexion, en s.

La teneur en eau  $\theta$  est une fonction de  $Ka$  :

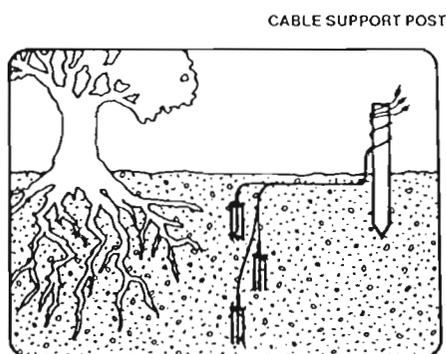
$$\theta = f(Ka).$$

On déduit la teneur en eau soit en utilisant la courbe d'étalonnage de Topp *et al.* (1980), qui est un polynôme du troisième degré en  $Ka$ , considérée comme valable dans une large gamme de sols, soit en utilisant une courbe d'étalonnage correspondant au sol étudié (Clothier *et al.*, 1994).

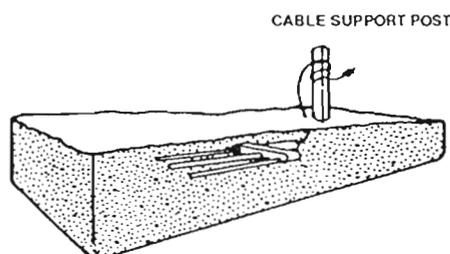
D'après Zegelin et White (1989), la TDR est la mieux adaptée des techniques *in situ* pour la mesure près de la surface du sol, et minimise les erreurs dans l'analyse du signal pour les ondes courtes.

Les guides d'ondes sont des tiges parallèles que l'on enfonce dans le sol, soit verticalement pour obtenir le stock d'eau dans la couche de sol, soit horizontalement pour avoir la teneur en eau à une profondeur précise (figure 4).

(a)



(b)



**Figure 4 : Installation horizontale (a) ou verticale (b) des guides d'onde de TDR**

Nous avons choisi d'utiliser la méthode TDR pour la mesure de la teneur en eau. En effet, les sols étudiés sont peu profonds, 40 cm en moyenne, et les mesures près de la surface sont donc importantes. En attendant que cet appareil soit disponible, nous avons commencé les mesures par prélèvements gravimétriques.

**Nous allons donc installer sur le terrain un dispositif de T.D.R. que nous calibrerons par des mesures gravimétriques.**

## **1.5 - Description des méthodes d'étude de la solution du sol**

### **1.5.1 - les tubes lysimétriques (figure 5a)**

Les tubes lysimétriques (Roose, 1973) sont formés d'un cylindre de métal de diamètre et de longueur 40 cm, enfoncé de force dans le sol. Leur taille permet la présence de plantes dans le tube. Le monolithe de sol est ensuite retiré afin de pouvoir fixer un fond conique, ce dernier se terminant par un tuyau qui permet de récolter les eaux dans un flacon placé dans une fosse de visite.

La solution du sol s'écoule par gravité, de façon discontinue en fonction des épisodes pluvieux. La récolte des solutions, réalisée périodiquement, correspond au cumul des eaux qui se sont écoulées entre deux dates de prélèvement. La mesure du volume recueilli permet d'estimer la quantité d'eau drainée gravitairement.

### **1.5.2 - les plaques lysimétriques (figure 5b)**

Les plaques lysimétriques sans tension utilisées le plus couramment actuellement (Nys, 1987 ; Becquer *et al.*, 1992) sont assez proches de celles mises au point par Shilova (1955). Elles sont composées d'une plaque rigide de polyéthylène ou d'acier inox, d'environ 0,45 m sur 0,3 m, avec un rebord sur trois de ses côtés. Cette plaque très solide est installée par force dans le profil de sol, grâce à l'utilisation de vérins hydrauliques, à partir du front de taille d'une fosse préalablement creusée. Une petite quantité de graviers est placée au dessus du tuyau de sortie de la plaque, pour éviter son obstruction. Ce tuyau est connecté à un flacon de récolte de la solution.

Les conditions de récolte des solutions du sol sont identiques aux précédentes.

### **1.5.3 - les bougies poreuses (figure 5c)**

Les bougies poreuses avec de nombreuses variantes par rapport au système de base (Grossmann et Udluft, 1991), sont constituées de trois unités :

- un collecteur poreux constitué d'une canne en PVC opaque, de longueur adéquate pour mettre la bougie à la profondeur voulue dans le sol, terminé par une bougie en céramique poreuse, et muni d'un bouchon percé où passe un tube capillaire reliant la bougie au système de prélèvement ;
- un flacon de récolte des solutions ;
- un système exerçant une succion.

Leur mise en place est relativement simple (ce qui est un des intérêts majeurs de la technique). Un trou d'un diamètre similaire à celui de la bougie est creusé à l'aide d'une tarière. Une boue, préparée à partir du sol retiré du trou puis tamisé, est mise au fond du trou avant d'insérer la bougie afin d'améliorer le contact hydrique entre le sol et l'embout poreux. Le trou est ensuite rebouché avec le reste du matériel prélevé en respectant les horizons pédologiques.

Le prélèvement de la solution du sol est réalisé périodiquement en exerçant une succion au niveau de la céramique afin de forcer l'entrée de l'eau dans la bougie, puis de l'aspirer vers le flacon de récolte.

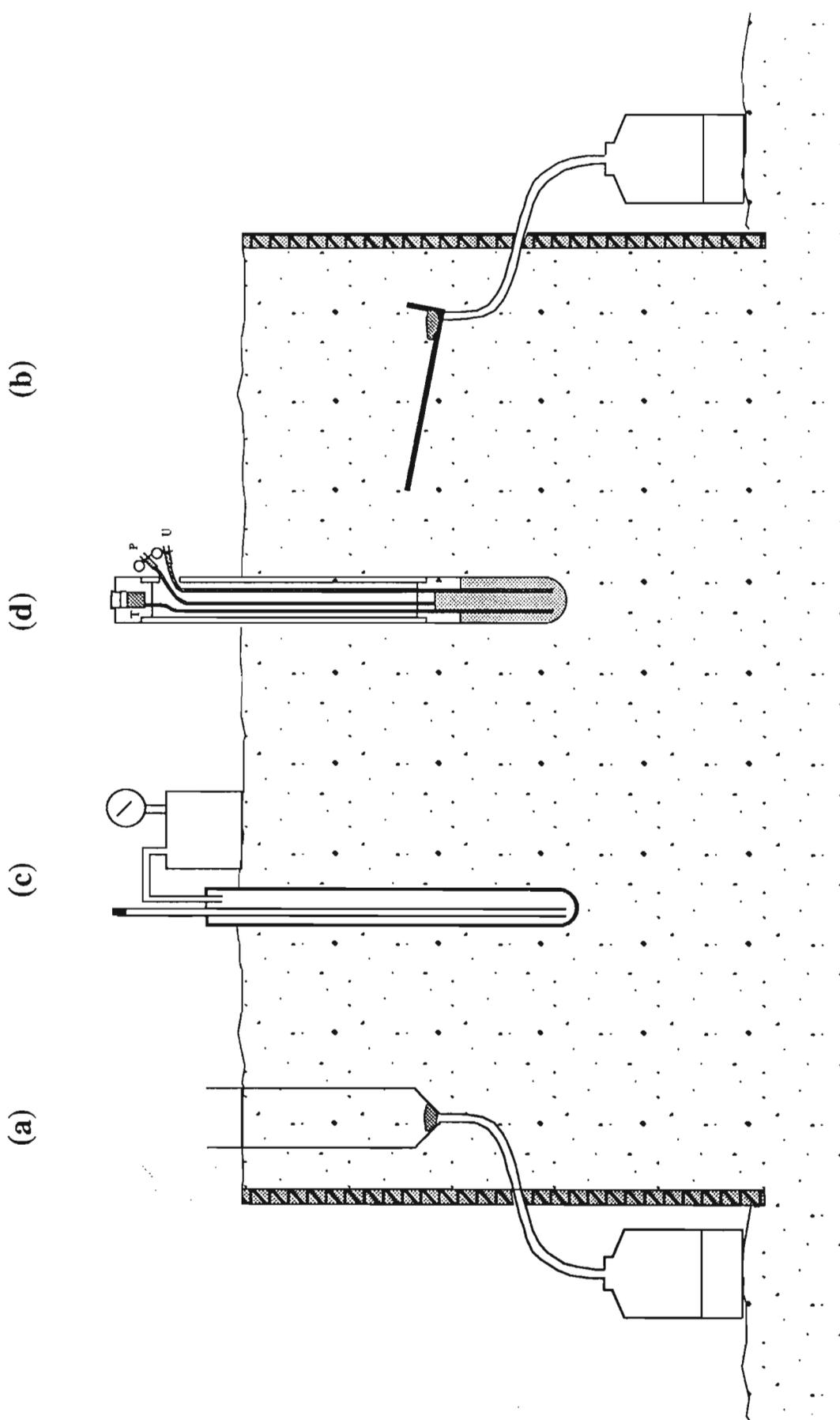


Figure 5 : Installation des tubes lysimétriques (a), des plaques lysimétriques (b), des bougies poreuses (c) et des tensionics (d).

#### 1.5.4 - le tensionic (figure 5d )

Le tensionic (SDEC France) est dérivé des bougies poreuses. Il comprend :

- une bougie en céramique poreuse de type "haut flux" permettant un transfert de la solution sans contrainte ;
- un bouchon d'étanchéité percé de 3 trous ;
- 3 capillaires, deux plongeant au fond de la bougie, **T** pour la mesure de la charge hydraulique, **U** pour l'extraction de la solution contenue dans la bougie poreuse, le troisième, **P**, ayant son extrémité au sommet de la bougie et servant à purger le circuit hydraulique lors de la mise en fonction du Tensionic ;
- une canne en PVC opaque, de longueur adéquate pour mettre la bougie à la profondeur voulue dans le sol ;
- une chambre de mesure de la charge hydraulique, reliée au tube **T**, fermée par un bouchon auto-cicatrisant à jupe rabattable [la mesure de la charge hydraulique est effectuée au moyen d'un capteur tensimétrique électronique].

Le principe de fonctionnement a été décrit par Moutonnet et Pagenel (1992). L'originalité de cet appareil pour collecter les solutions du sol, par rapport aux extracteurs classiques (bougies poreuses), réside dans plusieurs points (Moutonnet *et al.*, 1989). En particulier, l'eau n'est pas extraite du sol par succion ; on met de l'eau distillée dans la bougie et on attend qu'un équilibre se fasse par diffusion entre cette eau et la solution du sol. Cette équilibre nécessite environ 10 jours pour le nitrate.

#### 1.5.5 - Extraction de l'azote minéral ( $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$ )

Des prélèvements de terre sont effectués de façon similaire aux prélèvements pour les mesures gravimétriques de la teneur en eau. L'azote minéral échangeable ( $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ ) est extrait d'un sous échantillon de sol par agitation d'une heure dans une solution KCl 1N, puis centrifugation et filtration. L'ammonium et les nitrates sont dosés par colorimétrie à l'aide d'un auto-analyseur TECHNICON. Un autre sous échantillon de sol est pesé et séché à  $105^\circ\text{C}$  jusqu'à poids constant pour déterminer l'humidité du sol, afin de calculer les concentrations en  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$  dans le sol sec.

#### 1.5.6 - Intérêts et limites de ces méthodes

Les problèmes posés par l'emploi de ces techniques ont déjà été longuement discutées dans la littérature (Roose, 1981 ; Haines *et al.*, 1982 ; Barbee et Brown, 1986 ; Hornung, 1989 ; Moutonnet *et al.*, 1989 ; Addiscott, 1990 ; Grossmann et Udluft, 1991 ; Becquer, 1992 ; Jemison et Fox, 1992). Le domaine d'utilisation, les avantages et les limites de ces techniques sont rappelées dans le tableau 1. Diverses méthodes dont l'intérêt peut varier en fonction des conditions d'utilisation et des types de sol méritent d'être testées dans notre cas.

Les tests que nous avons réalisés avec le tensionic nous ont conduit à abandonner son utilisation. En effet, dans le cas des sols étudiés, la vitesse de transfert des solutions, qui est extrêmement rapide dans ces sols, ne laisse pas le temps à la solution du tensionic de s'équilibrer avec la solution du sol avant que le sol ne soit trop sec (capacité au champ) pour prélever la solution. Ce problème nous a donc conduit à rejeter l'utilisation de cette technique au profit de bougies poreuses classiques.

**Nous avons donc installé sur le terrain :**

- des tubes lysimétriques,**
- des plaques lysimétriques et**
- des bougies poreuses .**

Méthodes	Type d'eau prélevée (gamme de potentiel)	Avantages	Inconvénients
<b>Tubes lysimétriques</b>	eaux gravitaires (de pF 0 à 1 environ)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- récolte des eaux en continu ;</li> <li>- prend bien en compte l'hétérogénéité spatiale à petite échelle du milieu ;</li> <li>- capte bien les eaux de la macroporosité ;</li> <li>- mesure à la fois le drainage et la concentration de la solution ;</li> <li>- permet d'estimer l'ETR ;</li> <li>- permet de doser une large gamme d'éléments.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- l'implantation des dispositifs sur le terrain est longue et coûteuse ;</li> <li>- l'implantation est pérenne ;</li> <li>- le travail du sol ne peut pas être réalisé dans les mêmes conditions que dans le reste de la parcelle ;</li> <li>- la remise de la plaque à la pression atmosphérique nécessite que le sol soit saturé au niveau de la plaque pour qu'il y ait écoulement ;</li> <li>- les eaux qui se sont écoulées dans le flacon de récolte peuvent être soumises à des évolutions biologiques et / ou physico-chimiques entre deux prélèvements ;</li> <li>- le confinement du sol dans le lysimètre empêche les remontées capillaires et la diffusion de l'eau.</li> </ul>
<b>Plaques lysimétriques</b>	eaux gravitaires (de pF 0 à 1 environ)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- récolte des eaux en continu ;</li> <li>- prend bien en compte l'hétérogénéité spatiale à petite échelle du milieu ;</li> <li>- l'implantation est pérenne ;</li> <li>- capte bien les eaux de la macroporosité ;</li> <li>- permet de doser une large gamme d'éléments.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- l'implantation des dispositifs sur le terrain est longue et coûteuse ;</li> <li>- la remise de la plaque à la pression atmosphérique nécessite que le sol soit saturé au niveau de la plaque pour qu'il y ait écoulement ;</li> <li>- les eaux qui se sont écoulées dans le flacon de récolte peuvent être soumises à des évolutions biologiques et / ou physico-chimiques entre deux prélèvements ;</li> <li>- seules les concentrations ioniques sont mesurées ; pour établir des flux minéraux il faut employer des méthodes complémentaires pour mesurer le flux d'eau (bilans climatiques ou mesures tensiométriques et humidimétriques) ;</li> </ul>

<b>Tensionics</b>	eaux gravitaires + une partie des eaux capillaires (de pF 0 à 2,8)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- l'implantation sur le terrain est assez facile (les céramiques poreuses sont fragiles et nécessitent cependant d'être mise en place avec précautions) ;</li> <li>- les dispositifs peuvent être changés de place assez facilement ;</li> <li>- permet la mesure simultanée de la charge hydraulique et de la concentration ionique ;</li> <li>- il est possible d'extraire la solution et d'en réinjecter tout ou partie en position d'origine ;</li> <li>- peu de risque de colmatage de la bougie par des particules fines car on ne provoque pas de dépression ;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- la taille réduite du collecteur poreux ne permet pas de prendre en compte l'hétérogénéité spaciale du milieu ;</li> <li>- dans les sols bien structurés, les bougies captent généralement très mal l'eau de la macroporosité ;</li> <li>- les matériaux poreux utilisés, comme les céramiques, ne sont pas chimiquement inertes et peuvent altérer les caractéristiques chimiques de l'échantillon prélevé ;</li> <li>- capte une fraction des eaux, dans la gamme de pF considérée, variable en fonction des conditions de milieu lors du prélèvement ;</li> <li>- nécessite un temps d'équilibrage assez long pour que les éléments diffusent de la solution du sol vers l'intérieur de la bougie.</li> </ul>
<b>Bougies poreuses</b>	eaux gravitaires + une partie des eaux capillaires (de pF 0 à 2,8)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- l'implantation sur le terrain est facile (les céramiques poreuses sont fragiles et nécessitent cependant d'être mise en place avec précautions) ;</li> <li>- les dispositifs peuvent être changés de place assez facilement ;</li> <li>- permet de récolter de l'eau sans délais ;</li> <li>- bien adapté aux nitrate qui ne pose pas de problèmes d'adsorption sur les céramiques.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- la taille réduite du collecteur poreux ne permet pas de prendre en compte l'hétérogénéité spaciale du milieu ;</li> <li>- dans les sols bien structurés, la bougie capte généralement très mal l'eau de la macroporosité ;</li> <li>- les matériaux poreux utilisés, comme les céramiques, ne sont pas chimiquement inertes et peuvent altérer les caractéristiques chimiques de l'échantillon prélevé ;</li> <li>- la succion exercée perturbe le flux normal des solutions ;</li> <li>- risque de colmatage de la bougie par des particules fines mises en mouvement par l'effet de la dépression provoquée ;</li> </ul>

Tableau 1 : avantages et inconvénients des différents dispositifs de mesures, tubes et palques lysimétriques (a) et tensionics et bougies poreuses (b).

## 2- IMPLANTATION DES DIFFERENTS DISPOSITIFS SUR LE TERRAIN

### 2.1 - Choix des parcelles

"L'essai système" conduit par le CIRAD sur le Centre d'Appui au Développement Agricole de Tawainèdre doit permettre de comparer différents systèmes de culture qui sont la combinaison de trois facteurs :

- le travail du sol,
- la fertilisation,
- la rotation des cultures.

Un des objectifs majeurs de nos recherches est d'évaluer les risques de perte d'éléments minéraux par le système sol-plante. Ces pertes se traduisent, d'une part par une mauvaise efficacité de l'engrais, d'autre part, dans le cas de l'ion nitrate, par un risque de pollution de la lentille d'eau douce. Nous avons donc choisi de suivre les systèmes de culture qui semblaient, a priori, présenter les risques les plus élevés :

- en ce qui concerne le **travail du sol**, des parcelles où un **travail "classique" avec labour** sera pratiqué. Le travail du sol, en incorporant la matière organique et en aérant le sol, a généralement pour effet d'accélérer la minéralisation de la matière organique et donc de libérer des éléments minéraux qui peuvent alors être soumis à la lixiviation ;

- **une fertilisation minérale**, les cultures recevant des doses d'engrais élevées,

- s'agissant des rotations, **3 parcelles** :

- une parcelle de **graminées** afin de suivre le comportement d'une parcelle toujours couverte par une plante,
- une rotation **maïs-légumineuse**, cette dernière fixant l'azote de l'air, peut conduire à des pertes d'azote après sa minéralisation. Sous climat tempéré, le rôle des légumineuses est de limiter les pertes d'azote minéral au cours de l'hiver (période de drainage) et de les restituer à la culture suivante (période de drainage faible). Sous climat tropical, au contraire, leur minéralisation peut entraîner des pertes d'azote. En effet, dans ces conditions, leur minéralisation peut être extrêmement rapide et avoir lieu durant la saison des pluies (période de drainage), période où est mise en place la culture principale.
- une rotation **maïs-patate douce**, qui correspond au système de culture non irrigué le plus intensif.

Les quatre parcelles suivantes de l'essai CIRAD, répondant à ces critères, ont ainsi été choisies pour suivre les flux hydriques et minéraux :

- une parcelle sol nu (P2), qui sert de référence ;
- une parcelle en rotation maïs-patate douce / maïs-patate douce (P3) ;
- une parcelle en rotation maïs-légumineuse / igname-légumineuse (P6) ;
- une parcelle sous graminées pérennes (P5).

Toutes les quatre reçoivent une fumure minérale "haute" (F2) correspondant à un apport de 800 kg/ha de 13-13-21 (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O) et sont soumises à un travail du sol "lourd" (labour et semis mécanisés). L'engrais a été apporté en un seul apport sur toutes les parcelles au semis du maïs (le 11 janvier 1995). La forme de l'engrais est rappelée dans le tableau 2. Parmi les 13 % d'azote, 5 % sont apportés sous forme de nitrate et 8 % sous forme d'ammonium. Ces conditions correspondent à un niveau d'intensification relativement important où les risques de lixiviation de nitrate sont maxima.

Eléments	Composition chimique	Forme
Azote (N)	13 %	5 % de nitrate 8 % d'ammonium
Phosphate (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	13 %	9 % soluble dans l'eau 13 % soluble dans le citrate d'ammonium neutre
Potasse (K <sub>2</sub> O)	21 %	Chlorure de potassium

**Tableau 2 : Composition de l'engrais 13-13-21 apporté aux cultures.**

## 2.2 - Mise en place du matériel

Les différents flux à mesurer et les méthodes ou les dispositifs utilisés pour les évaluer sont présentés de façon synthétique dans le tableau 3.

Le financement correspondant au premier avenant nous a permis d'acquérir les équipements et le matériel nécessaire au suivi de ces quatre parcelles. En particulier, nous avons pu installer sur le terrain (figure 6) :

- une station automatique d'acquisition des données météorologiques ;
- un pluviographe enregistreur ;
- un appareil de T.D.R. (TRASE de SoilMoisture) pour la mesure de l'humidité des sols ;
- des tensiomètres placés à 5 niveaux, 10, 20, 30, 40, 60 cm (3 séries par parcelles) ;
- des plaques et des tubes lysimétriques placées à 40 cm de profondeur (3 par parcelles) ainsi que des bougies poreuses placées à 10 et 40 cm de profondeur (8 par niveau pour chaque parcelle).

Les plaques et les tubes lysimétriques ont été installés dans les parcelles en octobre 1994 et les équipements météorologiques en janvier 1995. Les bougies poreuses et les tensiomètres ont été mis en place après le semis du maïs, le 11 janvier 1995. Ces dispositifs doivent être enlevés à la fin de chaque cycle culturaux pour permettre les travaux du sol et remis en place pour le cycle suivant, hormis dans la parcelle de graminées où ils peuvent être laissés en place en permanence. Les équipements de T.D.R. n'ont été mis en place qu'en avril après réception du matériel. De même que pour les bougies poreuses et les tensiomètres, ce matériel doit être enlevé à la fin de chaque cycle de culture.

Tableau 3 : Détermination des flux hydriques et minéraux, méthodes et dispositifs de mesure

	Flux hydriques		Flux minéraux	
	Flux à mesurer	Dispositifs de mesure	Flux à mesurer	Dispositifs de mesure
Entrées	- Pluie	- Pluviographe relié à une station d'acquisition des données météorologiques à pas de temps horaire ; - Pluviographe automatique enregistrant la pluie tous les 0,2 mm (mesure de l'intensité) ; - 4 Pluviomètres totalisateurs répartis sur la parcelle.	- Pluie  -Engrais  - Fixation d'azote par les micro-organismes du sol	- 5 collecteurs d'eau de pluies + analyses minérales.  - Pesée des apports.
Sorties	- Evaporation  - Evapo-transpiration   - Drainage   - Prélèvements des Plantes	- Bac d'eau libre de type "Colorado".  - station d'acquisition des données météorologiques (T, HR, Vent, Rayonnement net et global) à pas de temps horaire pour le calcul de l'évapotranspiration par la formule de Penman-Monteith ; - tubes lysimétriques pour la mesure directe de l'ETR.  - Tensiomètres pour la mesure du potentiel de l'eau du sol ; - T.D.R. (Time Domain Reflectometry) et profils hydriques pour la mesure de l'humidité.  - Comparaison des données tensio-humidimétriques sur sol nu et sous culture	Lixiviation      - Prélèvements des Plantes	- Collectes des eaux gravitaires avec des plaques et des tubes lysimétriques + analyses chimiques des eaux ; - Prélèvement par des bougies poreuses + analyses chimiques des eaux ; - Fixation des ions lixiviés par des résines échangeuses d'ions + dosage des ions fixés ; - Evaluation à partir des profils d'azote minéral.  - mesure du rendement et de la minéralo-masse.
Flux internes	Remontées capillaires		Minéralisation      Adsorption / désorption	- Mesure au laboratoire du potentiel de minéralisation de la matière organique ; - mesure <i>in situ</i> de l'Activité Biologique Globale par mesure du dégagement de CO <sub>2</sub> ; - Mesure <i>in situ</i> de la minéralisation nette de l'azote.  - Détermination des isothermes d'échanges ; - Mesures sur colonnes de sol.

(a)



(b)



(c)





(d)



(e)



Figure 6 : Matériel de suivi hydrique et minéral : (a) T.D.R. , (b) tensiomètres à mercure et bougies poreuses, (c) tensiomètre à capteur de pression, (d) station météorologique, (e) tubes et plaques lysimétriques.



### 3 ANALYSE DES DONNEES

#### 3.1 - Analyse du flux hydrique.

##### 3.1.1 - Étalonage de la T.D.R.

Deux types de méthodes ont été utilisées pour réaliser l'étalonnage :

- un premier étalonnage a été effectué sur le terrain à 10, 20 et 30-40 cm de profondeur, à partir de couples de mesures où l'on avait simultanément les mesures gravimétriques et la constante diélectrique du sol mesurée par la TDR. Les valeurs de densité apparente, utilisées pour convertir les valeurs d'humidités pondérales des prélèvements gravitaires en humidités volumiques, ont été mesurées dans des profils de sol dans chaque parcelle (tableau 4).

Parcelle	Profondeur	Densité apparente
R, P3 et P6	0-10	0,58
R, P3 et P6	10-20	0,67
R, P3 et P6	20-40	0,75
P5	0-20	0,62
P5	20-40	0,75

**Tableau 4 : Densité apparente par horizon et par parcelle**

- un second étalonnage a été réalisé au laboratoire, sur un échantillon de sol prélevé à 30-40 cm de profondeur et séché à l'air. Une sonde TDR a été installée dans un bac contenant le sol et le tout a été disposé sur une balance. Le sol a été progressivement humecté : après chaque apport, des mesures de  $K_a$  (constante diélectrique du sol) ont été réalisées par la TDR (la mesure est effectuée après un certain temps afin de permettre la diffusion de l'eau et l'homogénéisation de la teneur en eau dans l'échantillon) et l'humidité volumique a été déterminée par pesée et détermination de la densité apparente de l'échantillon sec.

Un ajustement puissance entre le  $K_a$  et la teneur en eau du sol a été choisi car le coefficient de corrélation obtenu est meilleur qu'avec une régression linéaire. De plus, la formule de Topp et al. (1980) est également une relation puissance entre le  $K_a$  et la teneur en eau.

Cette relation a été ajustée pour chaque profondeur aux données expérimentales, en utilisant la même abscisse à l'origine que celle de la formule de Topp. En effet, une mesure du  $K_a$ , après séchage de la terre à l'étuve et refroidissement à l'air ambiant, donne sensiblement la valeur de l'abscisse à l'origine de Topp. La relation à caler est donc de la forme :

$$\theta = -5,3 + K_a^b$$

La figure 7 montre les points expérimentaux, les courbes d'ajustement pour chaque profondeur et la relation de Topp qui est utilisée généralement [le TRASE utilise une relation propre à l'appareil, très proche de la relation de Topp pour calculer les teneurs en eau].

Les relations obtenues aux différentes profondeurs sont les suivantes :

- à 10 cm sur 17 points expérimentaux :

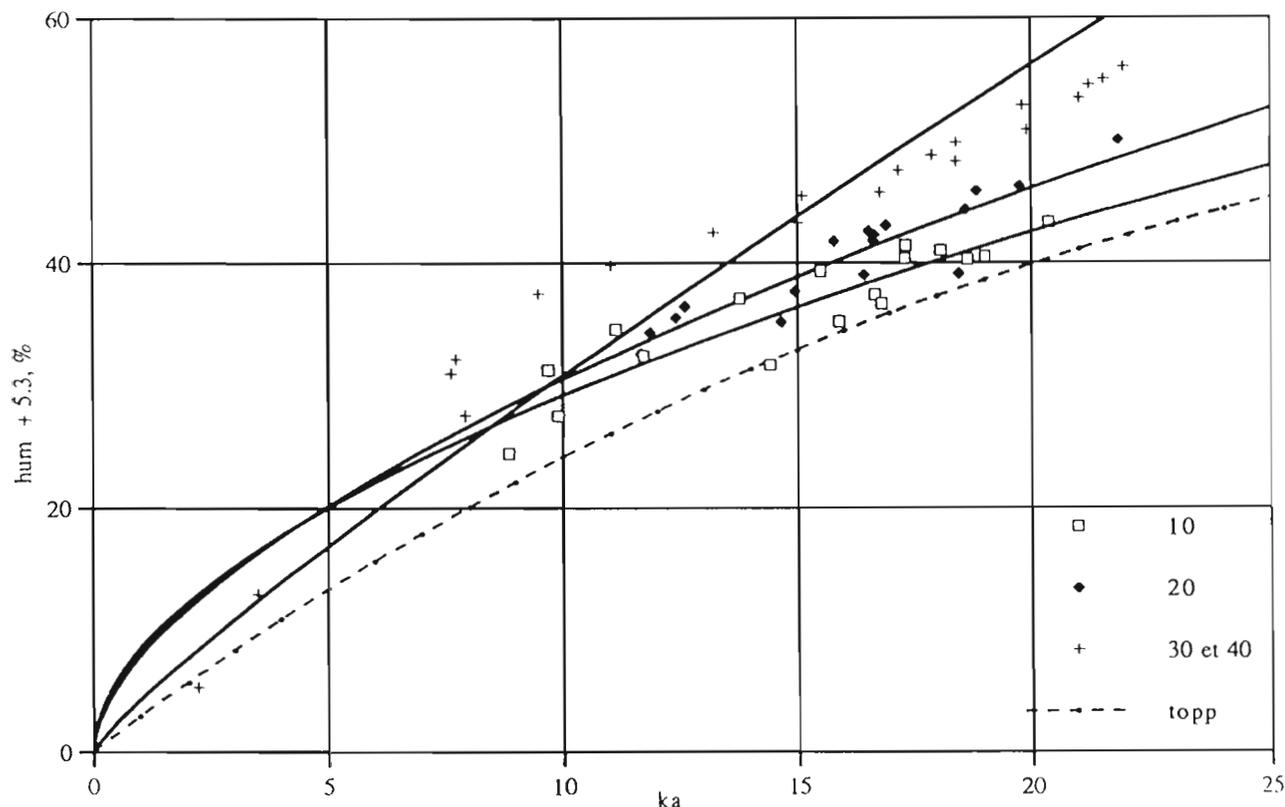
$$\theta = -5,3 + 8.368K_a^{0.542}, r^2 = 0.823,$$

- à 20 cm sur 16 points expérimentaux:

$$\theta = -5,3 + 7.722K_a^{0.596}, r^2 = 0.851,$$

- à 30 cm et 40 cm de profondeur, l'étalonnage au laboratoire correspond bien aux points expérimentaux *in-situ*. Etant donné le nombre de points et la précision obtenue par l'étalonnage au laboratoire, on utilisera la relation ajustée sur ces points. De plus, il a été décidé de rassembler les deux profondeurs (30 et 40 cm), car elles sont incluses dans le même horizon pédologique et les points expérimentaux se regroupent correctement. D'où la relation suivante:

$$\theta = -5,3 + 5.262Ka^{0.772}, r^2 = 0.897.$$



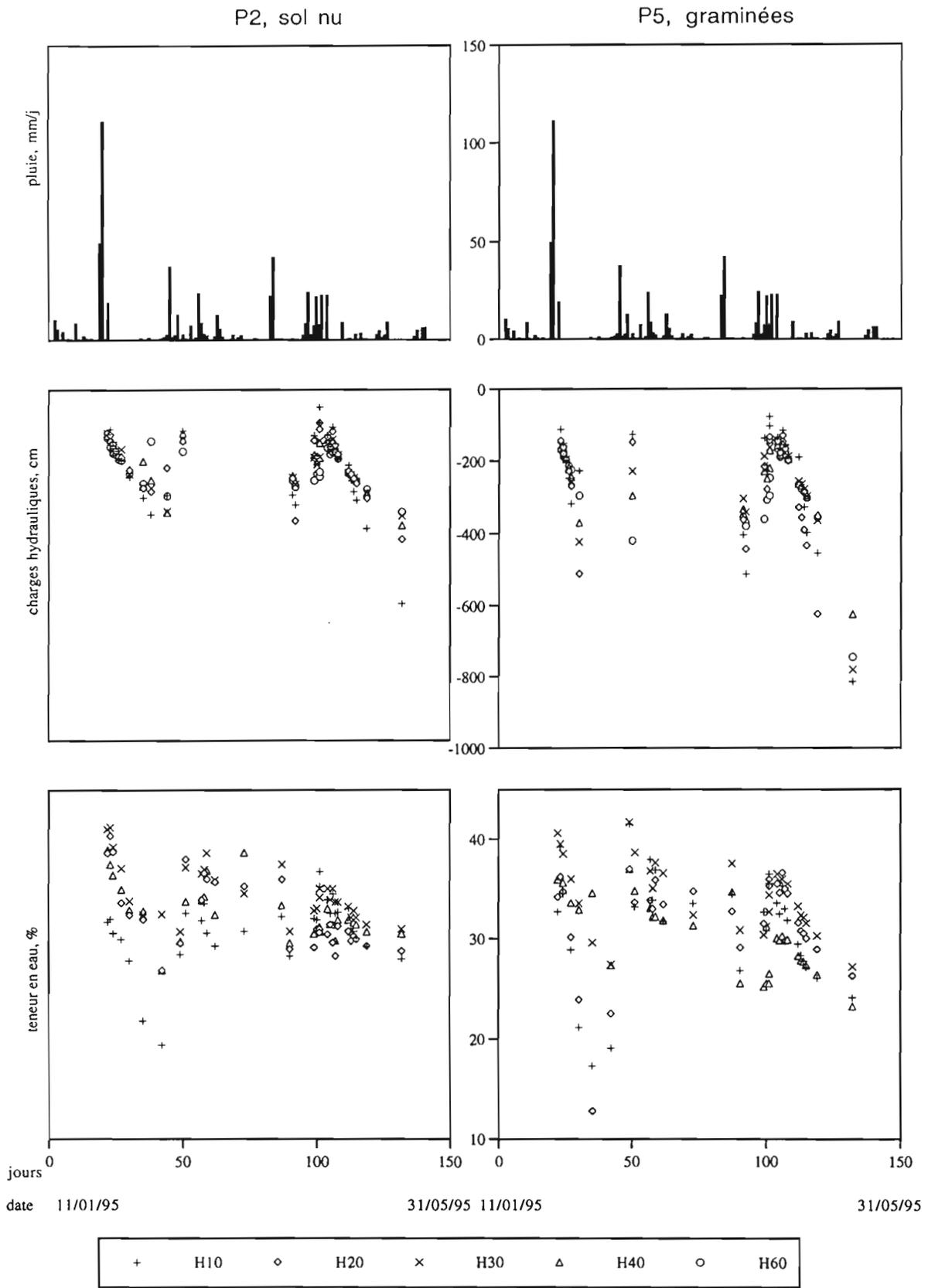
**figure 7 : Étalonnage de la TDR à 10, 20 et 30-40 cm de profondeur et comparaison avec la relation de Topp.**

Ces relations sont encore à préciser par un étalonnage au laboratoire pour les niveaux 10 et 20 cm et par un plus grand nombre de mesures sur le terrain.

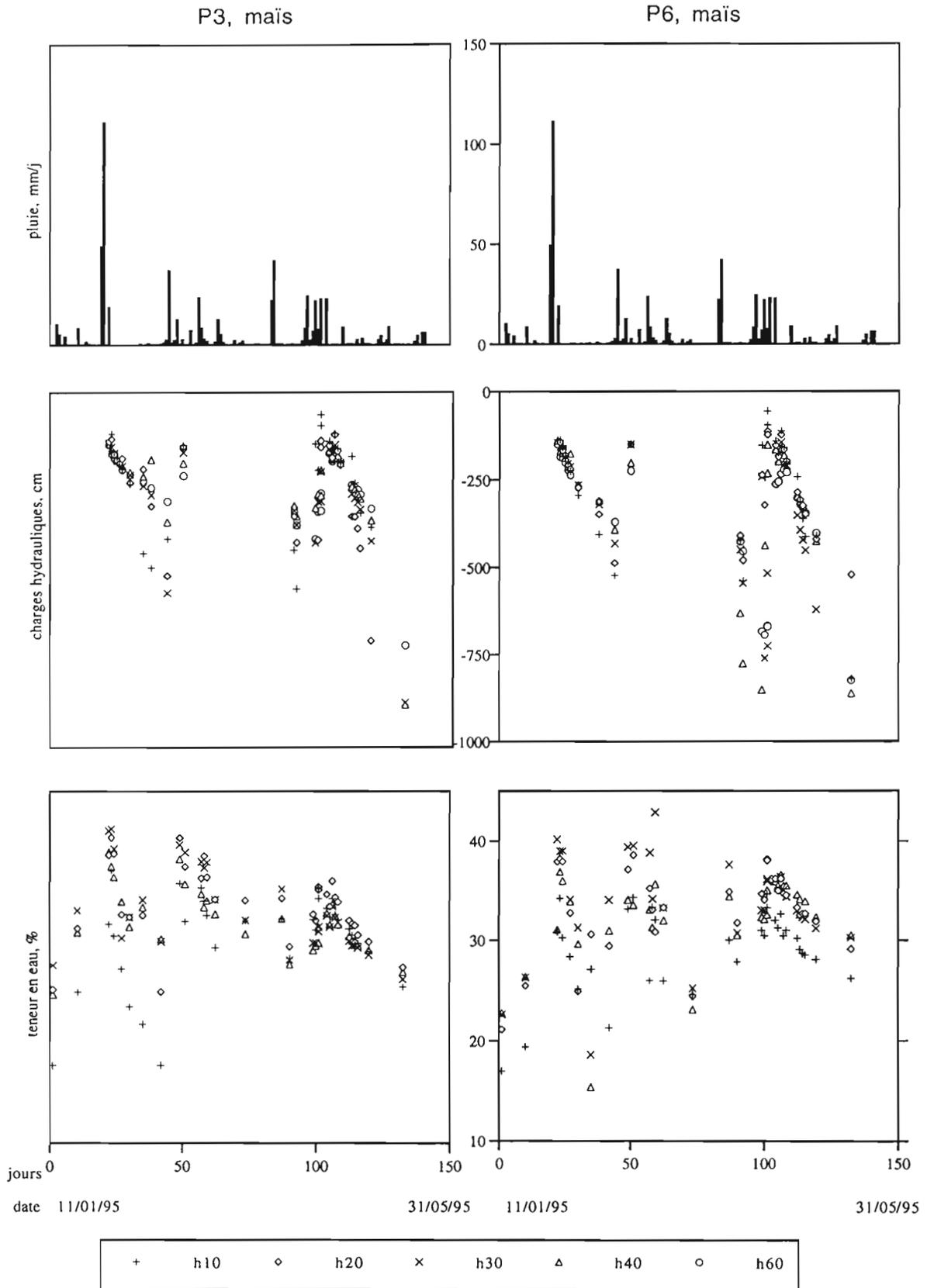
Une différence importante peut être toutefois observée entre les humidités calculées à partir de la formule interne de la TDR et celles obtenues à partir de nos propres fonctions de calibration. Des différences de 6 à 15 % sont observées, l'écart étant maximum pour les horizons de profondeur. La formule de Topp, pourtant préconisée pour une utilisation dans toutes les conditions de sol, semble inadaptée à ce sol oxydique, très riche en matière organique dans les horizons superficiels, et une calibration précise est donc indispensable.

### 3.1.2 - Évolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau au cours du cycle cultural

La première période d'étude (du 11/01/95 au 01/06/95) correspond au premier cycle cultural de l'année, avec du maïs sur les parcelles P3 et P6. Cette culture est comparée à des graminées permanentes sur P5 et une parcelle sol nu (R).



**Figure 8 : Évolution de la pluviométrie, de la charge hydraulique et de la teneur en eau sur la parcelle P2 et P5**



**Figure 9 : Évolution de la pluviométrie, de la charge hydraulique et de la teneur en eau sur la parcelle P3 et P6**

Durant cette période ont eu lieu 5 épisodes pluvieux importants (supérieurs à 20 mm, limite à partir de laquelle on remarque une variation de la teneur en eau de l'horizon inférieur). La charge hydraulique et la teneur en eau ont été suivies au cours de cette période. Cette dernière a été déterminée à partir de prélèvements gravimétriques du 11/01/95 au 12/04/95 et, ensuite, par mesures directes à l'aide de la TDR.

La charge hydraulique varie rapidement avec une grande amplitude, surtout en surface : à 10 cm de profondeur, la charge passe de -150 cm à -400 cm en 20 jours après la première pluie du cycle (170 mm). Par contre, la charge hydraulique ainsi que la teneur en eau à la base du profil varient avec moins d'amplitude et, cette tranche de sol reste surtout très humide (la teneur en eau est comprise entre 0,28 et 0,4 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> sur la période étudiée), même après une longue période sèche (3 semaines).

### **3.1.3 - Détermination de la conductivité hydraulique $K(\theta)$ à la base du profil**

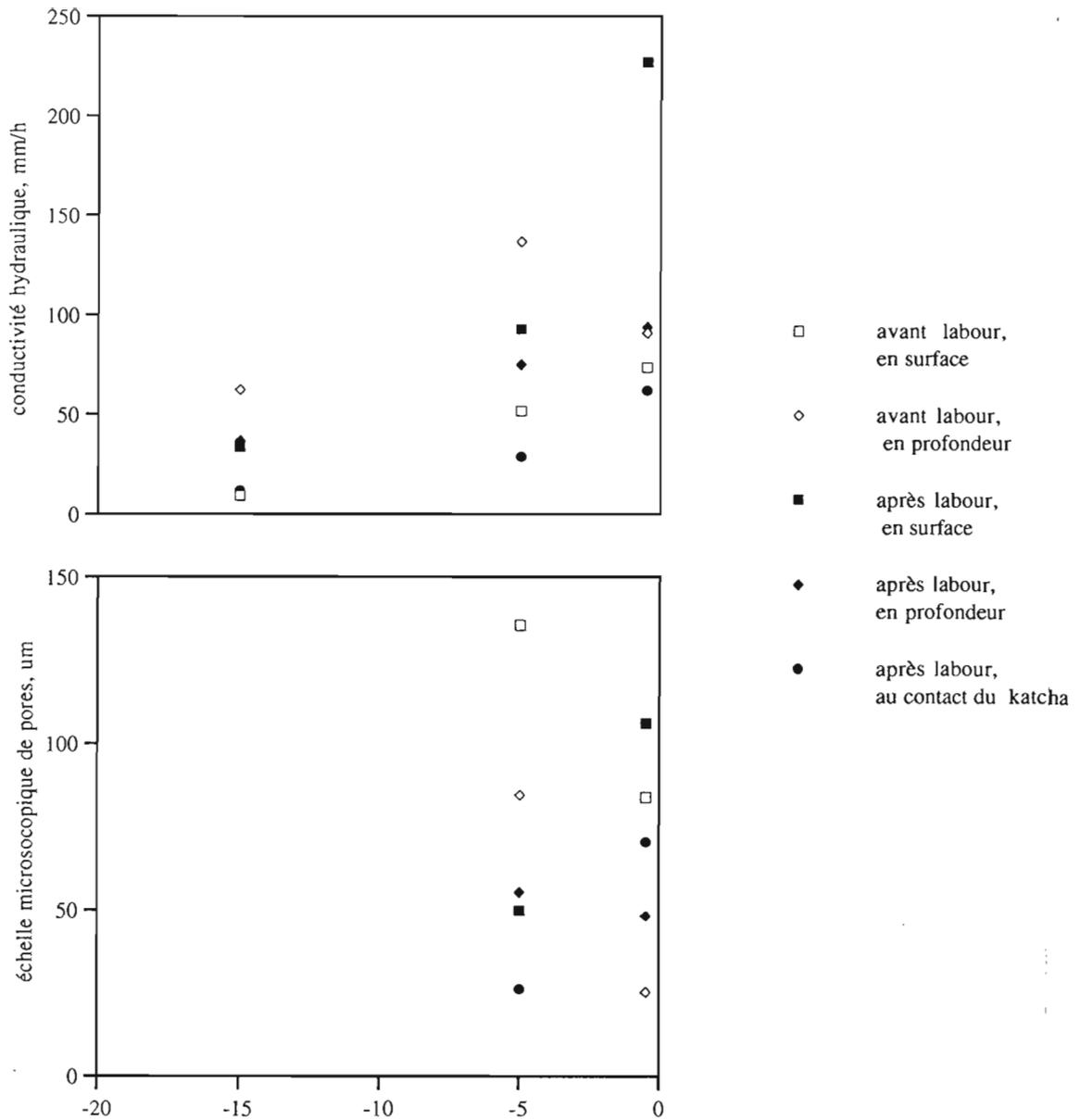
La conductivité hydraulique a été déterminée par deux méthodes complémentaires :

- par l'infiltromètre TRIMS, à des teneurs en eau proche de la saturation ;
- par la méthode du "bilan naturel" ou "plan de flux nul" appliquée à la base du profil (Vachaud et al, 1978) pour des teneurs en eau "plus courantes" (entre 0,2 et 0,4 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>). Cette méthode est basée sur l'analyse des profils de teneurs en eau et de charges hydrauliques durant des périodes sans précipitations.

#### *3.1.3.1 - Détermination de $K(\theta)$ avec l'infiltromètre TRIMS*

Deux séries de mesures avec l'infiltromètre TRIMS ont été conduites, sur la parcelle sol nu, avant et après le labour (le 31/05/95 et le 18/06/95), le labour ayant eu lieu le 01/06/95. On a donc pu estimer la conductivité hydraulique proche de la saturation et une évaluation du diamètre moyen des macropores intervenant dans le transfert d'eau pour les trois succions utilisées. Les mesures ont été faites en surface et en-dessous du fond de labour, à environ 35 cm de profondeur.

Les évolutions des différentes variables sont présentées sur la figure 10.



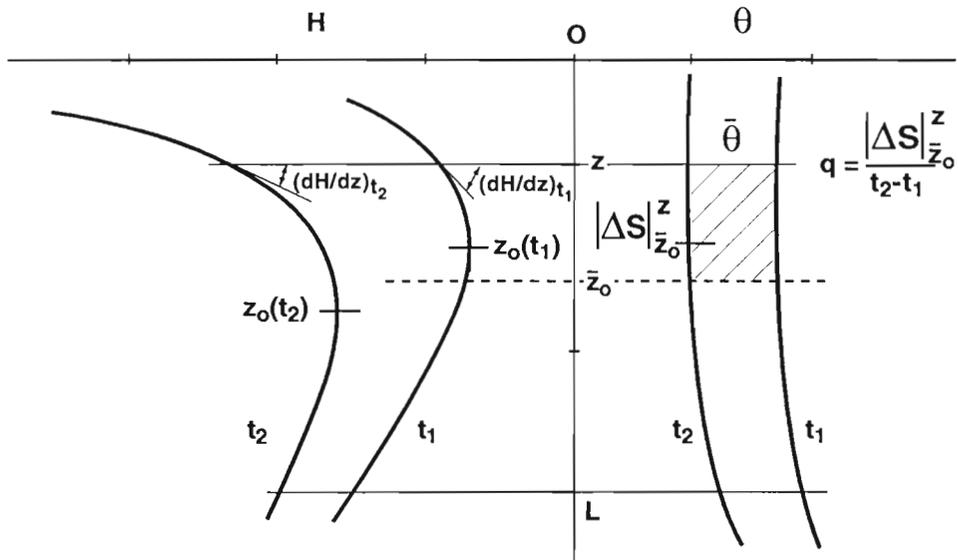
**Figure 10 : Relations entre la conductivité hydraulique, la dimension moyenne des pores hydrauliquement fonctionnels et la pression effective de l'eau à la surface du sol, pour différentes profondeurs, avant et après le labour.**

### 3.1.3.2 - Détermination de $K(\theta)$ avec la méthode du plan de flux nul

L'utilisation de la "méthode du plan de flux nul" ou le bilan naturel (Vachaud *et al*, 1978) pour obtenir la loi  $K(\theta)$  consiste à choisir des périodes (de préférence sans précipitations supérieures à 10 mm) où le sens des écoulements en profondeur est constant et de suivre l'évolution du plan de flux nul, séparant la zone d'évaporation de celle du drainage, avec la profondeur et le temps. La cote de ce plan est déterminée à partir du maximum ( $dH/dz=0$ ). La variation de stock entre ce plan et un niveau de référence  $z$  correspond au drainage ( $D$ ) et on peut alors estimer la conductivité hydraulique par la relation de Darcy :

$$K(\theta) = -\frac{D}{\text{grad}H \cdot \Delta t}$$

et cette valeur de  $K$  est affectée à la teneur en eau moyenne pendant l'intervalle de temps  $\Delta t$  à la profondeur de la base du profil.

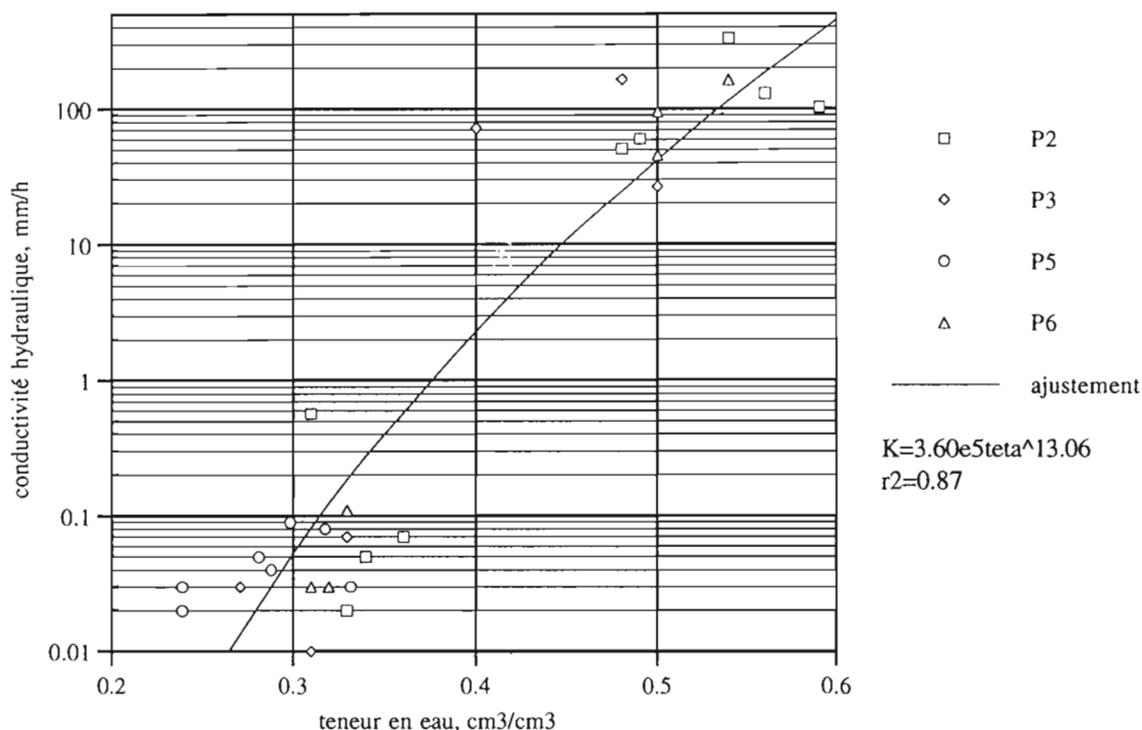


**Figure 11 : Schéma du principe de calcul des flux par la méthode du plan de flux nul (Vachaud et al, 1978)**

### 3.1.3.3 - Détermination de la courbe $K(\theta)$

A partir de ces deux séries de mesures, une relation entre la conductivité hydraulique et la teneur en eau peut être établie pour une gamme de variation importante de cette dernière (figure 12). Nous nous sommes intéressés à la loi  $K(\theta)$  à la profondeur de 40 cm ce qui va nous servir pour établir la quantité d'eau drainée à cette profondeur. Les données de  $K(\theta)$  obtenues par l'infiltromètre et par la méthode du plan de flux nul à cette profondeur (ou dans l'horizon pédologique correspondant) ont été réunies et une loi de la forme :  $K(\theta) = a\theta^b$  a été ajustée. Cette loi a été choisie à partir de recherches bibliographiques (Vachaud et al, 1978 ; Vachaud et al, 1985 ; Cisse, 1986). Pour l'instant, les données sur chaque parcelle ont été réunies pour former une loi commune, car on s'intéresse à la conductivité hydraulique dans l'horizon pédologique inférieur qui n'a pas été modifié par le labour et qui, d'après les descriptions de fosses, est identique sur toutes les parcelles. A terme, une loi sera établie par parcelle avec des données supplémentaires, car les horizons situés sous le fond du labour peuvent être touchés par le travail du sol (tassement, ...).

La loi calée est donc la suivante :  $K(\theta) = 3,28.10^5 . \theta^{13,048}$ ,  $r^2 = 0.861$ , avec  $K(\theta)$  en  $\text{mm h}^{-1}$ .



**Figure 12 : Relation entre la conductivité hydraulique et la teneur en eau, toutes parcelles confondues**

De ces premières données, on peut tirer les commentaires suivants :

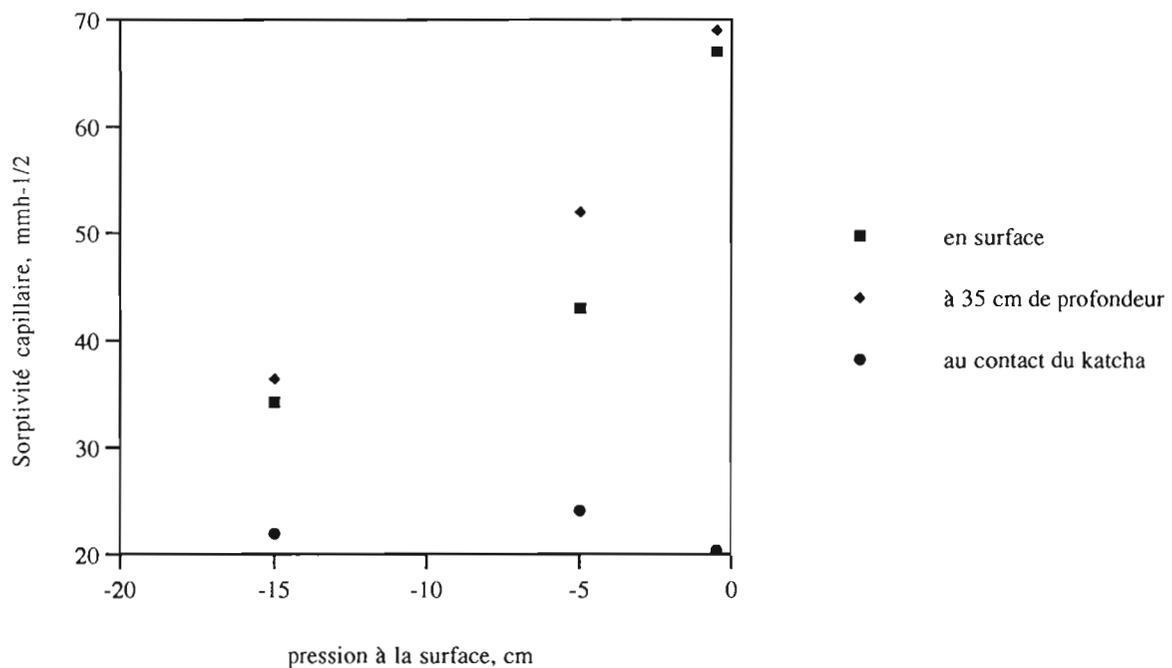
- la conductivité hydraulique avant labour est plus importante en profondeur qu'en surface. Après le labour, elle augmente nettement en surface et diminue un peu en profondeur. Au contact du calcaire corallien, elle est plus faible, mais les mesures sont à préciser car il n'est pas toujours aisé d'assurer un bon contact de l'infiltromètre sur le calcaire corallien,

- avant labour, l'échelle microscopique des pores est plus faible pour la succion -0,5 que pour la succion -5 cm. Après labour, l'échelle varie en sens inverse. Cette différence d'évolution ne permet aucune conclusion sur l'évolution de l'échelle de longueur des pores avec le labour. Il faut donc procéder à d'autres mesures.

En première conclusion, le labour semble donc augmenter la conductivité en surface mais la diminuer en profondeur.

### 3.1.4 - Détermination de la sorptivité

La sorptivité capillaire a également été déterminée à partir des mesures réalisées avec l'infiltromètre TRIMS. Elle n'a pas pu être calculée avant labour car il n'y a pas eu de prises d'échantillons pour la détermination de la teneur en eau. La figure 13, montre que, après labour, sur la parcelle sol nu, la sorptivité est plus faible en surface qu'en profondeur. Ce n'est évidemment qu'un résultat préliminaire, qui va être précisé par la suite.



**Figure 13 : Relations entre la sorptivité capillaire et la pression effective de l'eau à la surface du sol, pour différentes profondeurs, après labour, sur sol nu.**

### 3.1.5 - Calcul du bilan hydrique

Le bilan hydrique est calculé à partir de l'équation de conservation de la masse :

$$ETR = P - R - Dr - \Delta S$$

avec :

- S : le stock d'eau dans le profil étudié,
- P : la pluie incidente,
- R : le ruissellement,
- Dr : le drainage à la base du profil,
- ETR : l'évapotranspiration réelle.

On néglige pour l'instant le ruissellement. Une première estimation avec l'infiltromètre de la conductivité à saturation du sol en surface donne une valeur de 100 mm/h alors que la plus forte intensité de pluie relevée sur le cycle étudié est de 50 mm/h. Ces deux valeurs sont toutes deux à préciser.

Les termes inconnus sont donc Dr et ETR. Le drainage est calculé à partir de la loi de Darcy :

$$\Delta Dr = q \cdot \Delta t = -K(\theta) \cdot \text{grad}H \cdot \Delta t,$$

avec :

- q : le flux hydrique, en mm j<sup>-1</sup>, pendant l'intervalle de temps  $\Delta t$ ,
- K( $\theta$ ) : la conductivité hydraulique à la teneur en eau  $\theta$  à 40 cm,
- gradH : le gradient de charge hydraulique à la même profondeur.

Le calcul du drainage à partir des données  $h$ ,  $\theta$ , et de la loi  $K(\theta)$  n'a été effectué que pendant les périodes de gradient de charge négatif à 40 cm (ce qui implique un flux d'eau vers le bas). Nous n'avons donc pas considéré les périodes où des éventuelles remontées capillaires pouvaient intervenir. Ce choix a été fait car les périodes suivant une pluie ont été correctement suivies mais pendant une longue période sèche, les mesures sont trop espacées et le lissage des points devient hasardeux. Cela ne nous permet donc pas de calculer un bilan hydrique sur la totalité du cycle cultural mais de simplement connaître la quantité d'eau effectivement drainée à la base du profil après une pluie.

L'ETR a ensuite été calculée par l'application de la conservation de la masse et comparée à l'ETR estimée à partir de l'ETP Penman-Monteith par le calcul suivant (Chopart et Siband, 1988) :

ETR = ETP le jour de la pluie,

ETR =  $\frac{ETP(j)}{2j}$ , les jours suivants,  $j$  étant le nombre de jours depuis la dernière pluie ( $j \geq 1$ ).

Le flux d'évaporation est considéré comme étant borné par  $ETP(j)/8$ , à partir du cinquième jour, pour tenir compte non seulement du dessèchement du sol, mais aussi de la participation des couches profondes à l'évaporation.

La figure 14 montre l'évolution journalière, sans lissage, du gradient de charge à 40 cm et du drainage calculée aux mêmes jours. Ces valeurs de drainage ont été ensuite lissées pour effectuer un total sur la période considérée.

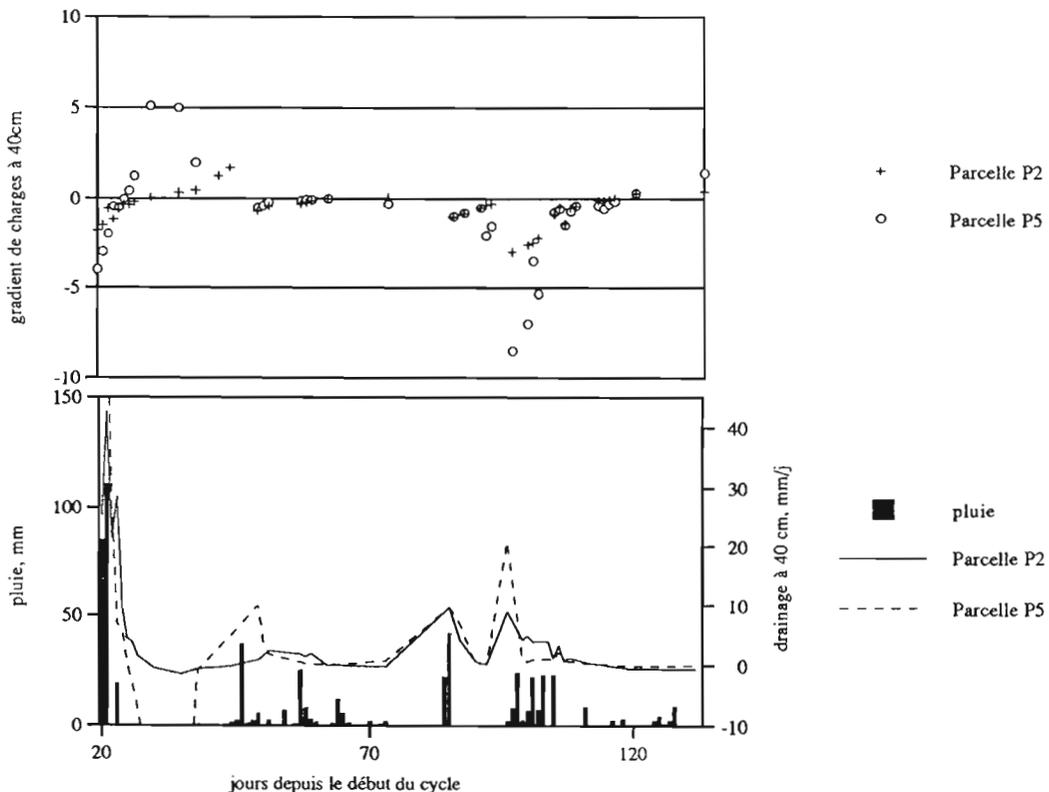
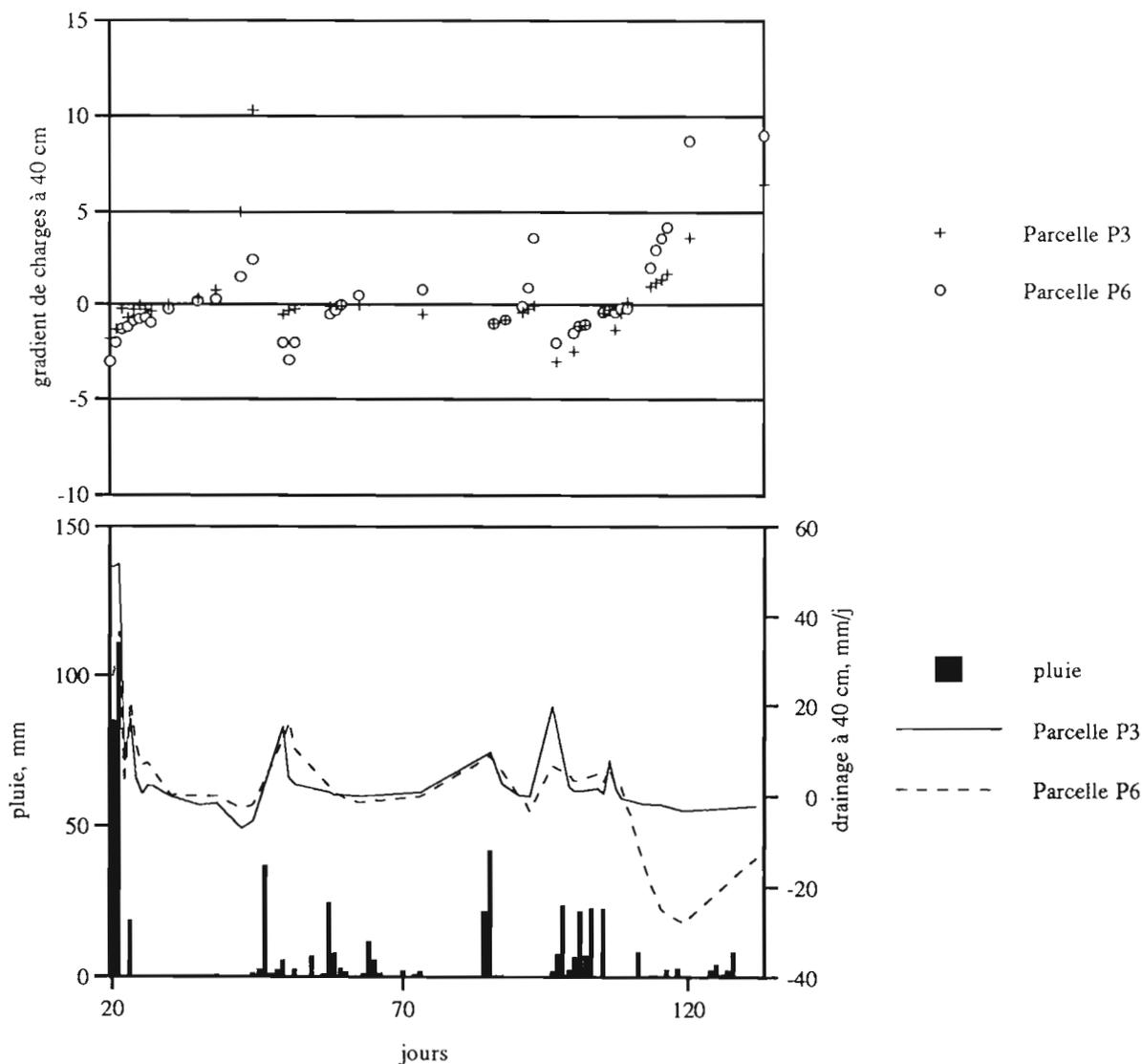


Figure 14 a: Évolution du gradient de charge hydraulique et du drainage à 40 cm de profondeur sur les parcelles P2 et P5



**Figure 14 b: Évolution du gradient de charge hydraulique et du drainage à 40 cm de profondeur sur les parcelles P3 et P6**

Les étapes du calcul du drainage et de l'ETR sont présentées dans le tableau 5, et ceci pour chaque parcelle.

La comparaison entre l'ETR calculée par le bilan et l'ETR estimée à partir de l'ETP donne des résultats proches, ce qui valide le calcul du drainage par la loi de Darcy.

Le drainage lors de la première pluie (170 mm en 8 heures, l'intensité maximale étant de 50 mm/h) correspond à environ 70 à 78 % de la pluie incidente selon les parcelles, alors que celui-ci est beaucoup plus faible, comparativement à la pluie, pour les autres épisodes pluvieux. Ceci est bien sûr lié à la conductivité hydraulique du sol qui augmente exponentiellement en fonction de la teneur en eau du sol. La conductivité de ce sol de Maré est assez faible pour des teneurs en eau courantes ( $0,2$  à  $0,3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) et élevée pour des teneurs en eau proches de la saturation, par rapport aux valeurs obtenues pour d'autres types de sol (Poss, 1991 ; Kengni, 1993),

Parcelle P2				
Date	29/01 au 08/02	24/02 au 13/03	03/04 au 14/04	15/04 au 5/05
Pluie, mm	179,4	104,8	65,9	127
ETP, mm	67	82	49	85
ETR estimée, mm	31	52	21	54
Variation du stock, mm	10	30	10	10
drainage mm	141	25	34	62
ETR calculée, mm	29	50	22	55
(N-NO3) mg/l	32,46	24,50	23,77	25,70
(N-NH4) mg/l	0,15	0,16	0,02	0,07
QI (N-NO3) mg/m2	4577	618	804	1596
QI (N-NH4) mg/m2	21	4	1	4

Parcelle P3				
Date	29/01 au 08/02	24/02 au 13/03	03/04 au 14/04	15/04 au 28/04
Pluie, mm	179,4	104,8	65,9	117,5
ETP, mm	67	82	49	53
ETR estimée, mm	31	52	21	39
Variation du stock, mm	5	27	10	10
drainage mm	141	37	38	62
ETR calculée, mm	33	41	18	46
(N-NO3) mg/l	82,00	56,00	24,71	23,00
(N-NH4) mg/l	0,12	0,12	0,05	0,10
QI (N-NO3) mg/m2	11598	2082	929	1416
QI (N-NH4) mg/m2	17	4	2	6

Parcelle P5				
Date	29/01 au 08/02	24/02 au 13/03	03/04 au 14/04	15/04 au 05/05
Pluie, mm	179,4	104,8	65,9	127
ETP, mm	67	82	49	85
ETR estimée, mm	31	52	21	54
Variation du stock, mm	10	38	10	10
drainage mm	132	35	22	63
ETR calculée, mm	37	31	29	54
(N-NO3) mg/l	31,05	0,14	0,00	0,05
(N-NH4) mg/l	2,25	0,09	0,00	0,30
QI (N-NO3) mg/m2	4104	5	0	3
QI (N-NH4) mg/m2	297	3	0	19

Parcelle P6				
Date	29/01 au 08/02	24/02 au 13/03	03/04 au 10/04	15/04 au 28/04
Pluie, mm	179,4	104,8	65,9	117,5
ETP, mm	67	82	36	53
ETR estimée, mm	31	52	19	39
Variation du stock, mm	20	9	15	10
drainage mm	128	53	26	64
ETR calculée, mm	31	43	25	43
(N-NO3) mg/l	62,09	52,00	70,21	32,00
(N-NH4) mg/l	0,74	0,08	0,06	0,25
QI (N-NO3) mg/m2	7977	2746	1850	2060
QI (N-NH4) mg/m2	95	4	2	16

**Tableau 5 : bilan en eau et détermination de l'ETR - comparaison avec l'ETP Penman-Monteith, calcul de l'azote lixivié**

## 3.2 - Analyse des flux d'éléments minéraux

### 3.2.1 - Variations des teneurs en éléments minéraux au cours du cycle cultural

Les teneurs en azote (nitrate, ammonium) des solutions du sol collectées avec les bougies poreuses sont présentées dans le tableau 5. Le faible nombre de mesures est dû en partie au fait que les volumes récoltés dans les bougies poreuses sont très faibles (moins de 20 cm<sup>3</sup>) dès que la tension du sol dépasse 400 hPa (150 hPa chez Poss, 1991). Comme les analyses chimiques deviennent délicates lorsque les volumes sont réduits, cette méthode n'est donc utilisable que dans des sols humides.

### 3.2.2 - Calcul de la lixiviation de l'azote

Les flux minéraux lixiviés au-delà de 40 cm sont obtenus par la relation :

$$q_L = D_r C$$

avec :

$q_L$  : le flux lixivié,

$D_r$  : le drainage,

$C$  : la concentration de l'élément dans la solution prélevée à 40 cm, en mg l<sup>-1</sup>.

Cette équation ne tient pas compte de l'effet de dispersion des flux minéraux, mais d'après Kengni (1993), celle-ci ne représente que 6 % du terme convectif ci-dessus dans le cas du nitrate. Par ailleurs, les pertes par volatilisation ne sont pas prises en compte dans cette étude, celles-ci étant négligeables pour des sols à pH proche de la neutralité (Kengni *et al.*, 1994).

A partir de l'équation précédente et de la détermination du drainage, la lixiviation du nitrate et de l'ammonium peut-être calculée pour chaque parcelle. Les résultats sont présentés dans le tableau 5.

On remarque en premier lieu une lixiviation très importante après la première pluie, et ceci sur toutes les parcelles. On peut de plus supposer que sur les parcelles P2 (sol nu), P3 et P6, la lixiviation du nitrate se retrouve dans les mêmes ordres de grandeur, le maïs ayant encore une action négligeable sur les flux hydrochimiques dans les deux dernières parcelles. Les résultats sur P2 et P6 sont cohérents, alors que le flux lixivié sur P3 semble surestimé. En effet, des mesures de profil d'azote à partir de prélèvements gravimétriques ont été effectuées en parallèle et les calculs de stock sont à peu près identiques sur P2, P3 et P6 (voir le paragraphe ci-dessous).

La forte concentration de nitrate sur P3 peut s'expliquer par la variabilité très importante des données obtenues à partir des bougies poreuses. Cette variabilité peut s'expliquer de plusieurs façons : i) l'engrais a été épandu à la volée et sa répartition n'est donc pas homogène, ii) la structure du sol implique certainement des écoulements préférentiels ; malgré une structure relativement homogène par couches horizontales, une certaine variabilité a été observée (travaux en cours) à la fois sur les horizons de surface du fait du travail du sol et dans les horizons de profondeur (non travaillés), où des zones plus compactes peuvent être observées, iii) les volumes recueillis dans les bougies poreuses diffèrent d'une bougie à l'autre, ce qui peut induire des variations dans les concentrations.

Les travaux de Fleming et Butters (1995) montrent en effet que la concentration de la solution prélevée peut être influencée par :

- la quantité de solution prélevée,
- le temps d'extraction,
- la structure du sol, si elle est bien homogène, engendre un flux préférentiel à travers la bougie.

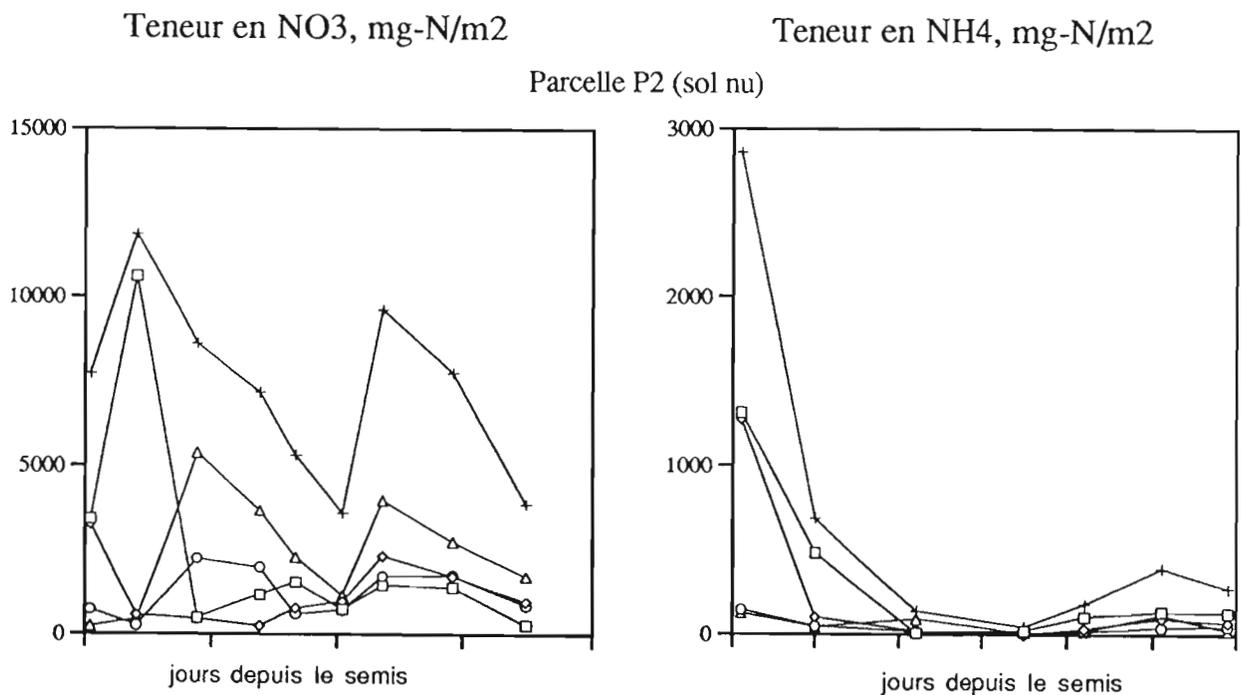
Sur un échantillon de 6 bougies poreuses, ils trouvent des coefficients de variation des solutions prélevées qui peuvent atteindre 170 % avec une moyenne d'environ 66 %.

Le flux lixivié sur P5 (graminées pérennes) est nettement plus faible, sur l'ensemble des périodes suivant une pluie, que sur les autres parcelles.

Les flux lixiviés sur les parcelles P3 et P6 restent relativement importants, pour l'ensemble des pluies, comparativement à la parcelle sol nu. Nous ne disposons pas malheureusement pas d'estimation de l'absorption d'azote par les plantes pour évaluer son incidence sur le bilan. Par ailleurs, l'effet des modifications de l'environnement du sol (humidité, température) dues au couvert végétal, qui sont susceptibles d'agir sur la minéralisation de l'azote, n'a pas été mesuré.

### 3.2.3 - Estimation de la lixiviation du nitrate et de l'ammonium à partir des profils d'azote minéral

Des profils d'azote minéral ont été réalisés en même temps que les profils gravimétriques pour le suivi des teneurs en eau. Les résultats sont présentés pour les parcelles P3 et P5 pour les deux premiers mois de culture (figure 15).



**Figure 15 : Évolution dans le temps et avec la profondeur de la teneur en azote minéral (NO<sub>3</sub>- et NH<sub>4</sub>+) des parcelles P2, P3, P5 et P6**

Teneur en NO<sub>3</sub>, mg-N/m<sup>2</sup>

Teneur en NH<sub>4</sub>, mg-N/m<sup>2</sup>

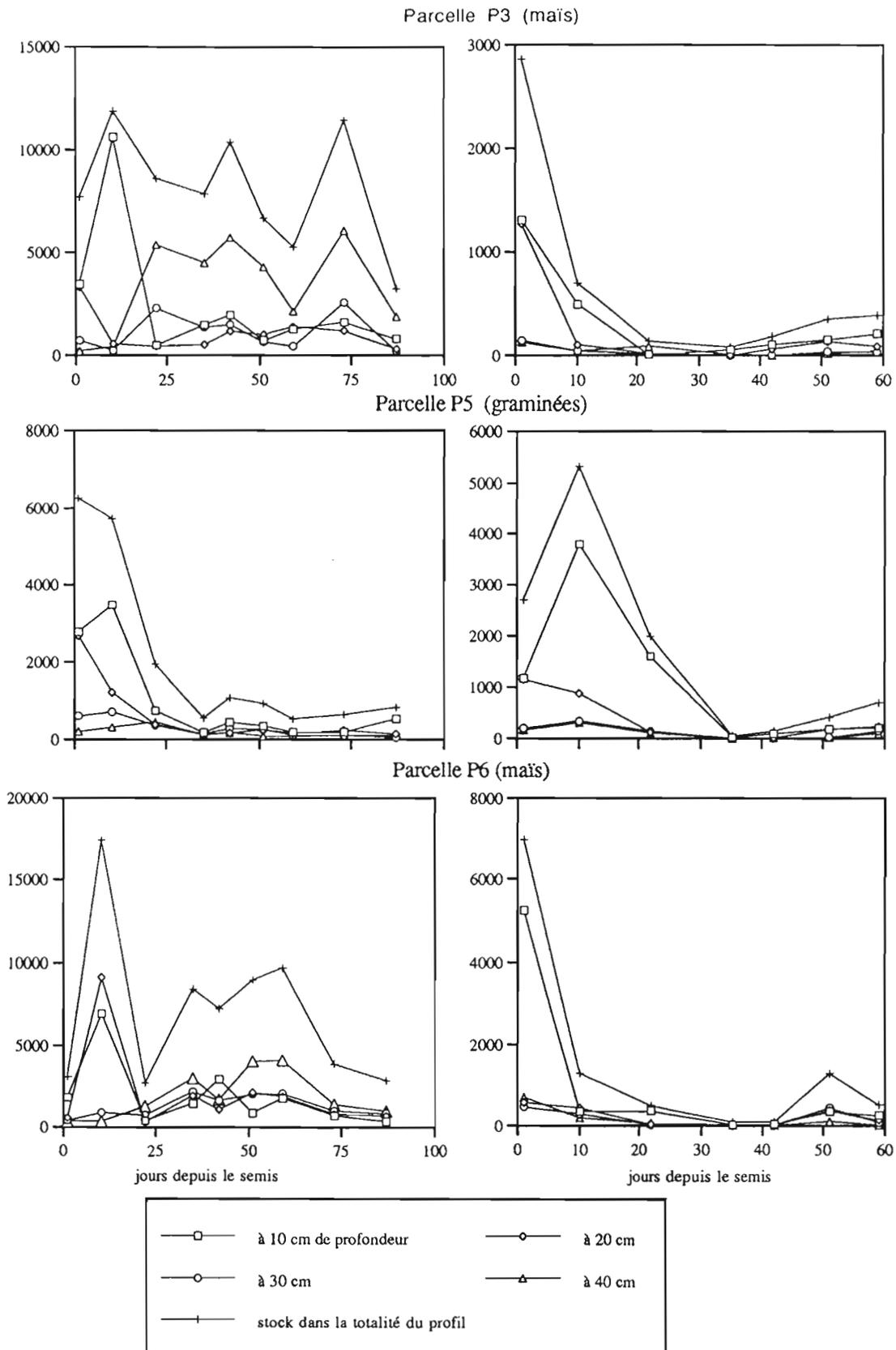


Figure 15 (suite) : Évolution dans le temps et avec la profondeur de la teneur en azote minéral (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) des parcelles P2, P3, P5 et P6

Dans le cas de la parcelle P3, nous avons considéré que les prélèvements d'azote par le maïs étaient négligeables. Ce point, qui est sans doute exact jusqu'à la première pluie (25-30 jours), peut introduire un biais au delà. Il serait nécessaire de faire des prélèvements réguliers (mensuels) des plantes pour estimer correctement les prélèvements par la culture. Dans le cas de la parcelle P5, il n'est pas possible d'attribuer la disparition de l'azote aux prélèvements ou à la lixiviation ; l'évolution des profils sera donc discutée par rapport aux résultats obtenus sur P3.

L'ammonium apporté par l'engrais disparaît très rapidement du fait de sa nitrification et dès la deuxième date de prélèvement, il reste à un niveau très bas. Par ailleurs, à partir de l'augmentation des teneurs en nitrate dans les horizons de surface au cours de la période sans pluie entre le 25<sup>ème</sup> et le 45<sup>ème</sup> jour, nous avons pu faire une première estimation de la nitrification de l'azote issu de la matière organique du sol. Celle-ci a été estimée à 1000 mg N m<sup>-2</sup> pour 30 jours, en période sèche après une pluie, sur sol nu. Cette estimation est comparable aux résultats de Kengni (1993) qui trouve une nitrification, calculée à partir de données *in situ*, de 10 000 mg m<sup>-2</sup> sur un cycle cultural de 10 mois.

Sur parcelle cultivée, l'estimation est plus complexe, du fait de l'absorption par la plante, que nous n'avons pas encore estimée. De plus, la nitrification varie fortement avec la profondeur (Clays-Josserand *et al* , 1988, elle atteint son maximum dans les deux premiers centimètres du sol), elle varie avec la température (elle est inhibée à 0.5 et 30 °C d'après Emmer et Tietema, 1990) et l'humidité du sol (l'intervalle de succion optimal est 0.15 à 0.5 bars ; Stanford et Epstein, 1974). Un calcul particulier de la nitrification sur chaque parcelle devra donc être mené pour être en mesure de boucler le bilan en éléments minéraux.

A partir de ces données, une estimation des transferts entre les différents niveaux de sol et au delà peut-être réalisée.

## CONCLUSIONS

**Les premiers résultats semblent confirmer les craintes que l'on pouvait avoir concernant la grande sensibilité de ce sol vis-à-vis de la lixiviation des éléments minéraux.** Plusieurs observations peuvent être faites à partir des résultats précédents :

- **Les pertes d'azote minéral sont très importantes sur toutes les parcelles après la première pluie du cycle cultural** (170 mm en 8 heures). Elles sont respectivement de 45 kg / ha sur P2, de 160 kg / ha sur P3, de 40 kg / ha sur P5 et 80 kg / ha sur P6. Cette pluie est survenue 20 jours après l'apport d'engrais (104 kg d'azote / ha) et la parcelle P5 en graminées permanentes n'a pas retenu beaucoup plus l'engrais que les parcelles sol nu ou en maïs (le maïs à cette époque là est encore trop jeune pour avoir une action significative sur les flux hydrochimiques). **La lixiviation du nitrate diminue nettement après les épisodes pluvieux suivants, en raison d'un drainage beaucoup plus faible et de la concentration en nitrate qui diminue.** La lixiviation reste tout de même importante sur P3 et P6, jusqu'à la fin du cycle, qui doit connaître une minéralisation plus élevée. **Ces pertes peuvent être estimées à 45% sur sol nu et 76% sur maïs après le premier épisode pluvieux de fin janvier, et à 72% sur P2 et 140% sur maïs sur l'ensemble du cycle par rapport à l'apport d'engrais.** Ce dernier chiffre montre que la quantité d'azote minéralisée n'est pas négligeable et rentre fortement en compte dans la lixiviation et donc dans le risque de pollution de la lentille d'eau douce.

**La parcelle de graminées a subi, par contre, des pertes plus limitées de l'ordre de 40 kg / ha soit environ, 40 % de l'apport) après la première pluie.** Les pertes lors des pluies suivantes sont quasiment nulles.

• **Les résultats précédents montrent qu'une plante active est capable d'absorber une quantité importante d'engrais lors d'épisodes pluvieux modérés et ainsi de limiter les pertes par lixiviation.** Par contre, lors de pluies très intenses, des pertes peuvent avoir lieu même sous ce type de culture (même si elles seront plus réduites que celles observées sous le jeune maïs).

Il est donc souhaitable, dans la mesure du possible :

- d'éviter les apports d'engrais au semis,
- de fractionner les apports en fonction des besoins de la plante,
- éventuellement de localiser les apports à proximité des racines.

• L'ammonium disparaît rapidement du profil et reste à des niveaux faibles au niveau de la solution du sol. Ceci est le signe d'une **bonne nitrification de l'ammonium** dans ce sol.

• Les résultats actuels ne nous permettent pas de faire un bilan minéral correct. En particulier, l'estimation de la production de nitrate à partir de la minéralisation de la matière organique est encore imprécise.

• Au niveau méthodologique, l'estimation précise de la teneur minérale des solutions percolant à travers le sol reste délicate. Durant la période du 31/01 au 22/02, la concentration moyenne de nitrate prélevé à 40 cm avec les bougies poreuses sur la parcelle sol nu (P2) est de moitié moins élevée que celle obtenue sur la parcelle P3 (maïs). Or, on peut comparer ces deux parcelles car le maïs est encore petit et sa consommation n'est pas encore significative. En supposant le régime hydrique identique sur les deux parcelles, on obtient donc un stock d'azote lixivié à 40 cm deux fois plus élevé sur P3 que sur P2, ce qui amène à penser que le résultat sur la parcelle P3 est surestimé. Par ailleurs, les plaques et les tubes lysimétriques se sont révélés très peu efficaces et ne permettent pas d'utiliser les données recueillies.

## Perspectives

Cette première campagne d'observation nous a permis de **préciser le protocole de suivi des flux hydriques et minéraux**, bien que de nombreux points restent à préciser (mesures des teneurs minérales dans la solution du sol, calibration de la TDR, mesure de la densité apparente, mesures d'infiltrométrie...).

De plus, l'importance du risque de pollution, lié principalement à un apport d'azote non fractionné et précoce, a été mis en évidence. Ceci a conduit, après discussion avec nos collègues du CIRAD, à changer le programme de fertilisation des cultures pour la prochaine saison avec un fractionnement des apports.



## BIBLIOGRAPHIE

- Addiscott, T.M. (1990)**. Measurement of nitrate leaching : a review of methods. Nitrates, Agriculture, Eau, Paris, 7-8 novembre 1990, R. Calvet Editions.
- Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T. et Horton, R. (1991)**. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55 : 467-470.
- Barbee, G.C. et Brown, K.W. (1986)**. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. *Soil Science*, 14 : 149-154.
- Becquer, T. (1992)**. Etude des solutions du sols et des flux minéraux : intérêts et revus de quelques méthodes. Atelier de synthèse et de prospective : Sols et fertilité des petites îles du Pacifique Sud, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 16-21 Novembre 1992.
- Becquer, T., Boudot, J.P., Merlet, D. et Rouiller, J. (1992)**. Incidence des cycles de l'azote et du soufre sur le bilan de protons d'un écosystème forestier dépérissant. Relation avec la toxicité aluminique. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 3(II) : 527-532.
- Brunel, J.P. (1994)**. L'évaporation sous différents climats du Sud-Ouest Pacifique. Etudes énergétique et isotopique. Doctorat d'état en sciences naturelles. Université de Paris-Sud. 426 pages.
- Chopart, J.L. et Siband, P. (1988)**. PROBE : programme de bilan de l'eau. Mémoires et travaux de l'IRAT, n°17, 76p.
- Cisse, L. (1986)**. Etude des effets d'apports de matière organique sur les bilans hydriques et minéraux et la production de mil et de l'arachide sur un sol sableux dégradé du Centre-Nord du Sénégal. Thèse Doct. Inst. Pol. de Lorraine.
- Clays-Josserand, A., Lensi, R. et Gourbière, F. (1988)**. Vertical distribution of nitrification potential in an acid forest soil. *Soil Biol. Biochem.*, 20(3) : 405-406.
- Clothier, B., Gaudet, J.P., Angulo, R. et Green, S. (1994)**. Applications de la méthode TDR (Réflectométrie dans le Domaine Temporel) à la mesure de la teneur en eau et de la concentration en soluté dans les sols. Journée d'étude du 9 Février 1994 sur les méthodologies de la mesure en milieux poreux, Paris, Société française des thermiciens. 9p.
- Clothier, B.E. et White, I. (1981)**. Measurement of sorptivity and soil water diffusivity in the field. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45(2) : 241-245.
- Emmer, I.M. et Tietema, A. (1990)**. Temperature-dependent nitrogen transformations in acid oak-beech forest litter in the Netherlands. *Plant and Soil*, 122 : 193-196.
- Fleming, J.B. et Butters, G.L. (1995)**. Bromide transport in tilled and nontilled soil : solution sampler vs. soil cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59(5) : 1207-1216.
- Grossmann, J. et Udluft, P. (1991)**. The extraction of soil water by the succion-cup method : a review. *Journal of Soil Science*, 42 : 83-93.

- Haines, B.L., Waide, J.B. et Todd, R.L. (1982).** Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero tension lysimeters : report and discrepancies. Soil Sci. Soc. Am. J., 46 : 658-661.
- Hornung, M. (1989).** Soil solution sampling and lysimetry. In : Tropical soil biology and fertility : an andbook of methods. Ingram. 131-143.
- Jemison, J.M. et Fox, R.H. (1992).** Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. Soil Science, 154(2) : 85-94.
- Kengni, L. (1993).** Mesure in-situ des pertes d'eau et d'azote sous culture de maïs irriguée. Application à la plaine de la Bièvre (Isère). Thèse Doct. Université Joseph Fourier (UJF) - Grenoble I. 200p.
- Kengni, L., Vachaud, G., Thony, J.L., Laty, R., Garino, B., Casabianca, H., Jame, P. et Viscogliosi, R. (1994).** Fields measurements of water and nitrogen losses under irrigated maize. Journal of Hydrology, 162 : 23-46.
- Kugler, J. (1988).** Approche méthodologique et modélisation du transfert des nitrates vers la nappe phréatique d'Alsace. Thèse Doct. Université Louis Pasteur (ULP) de Strasbourg. 220 pages.
- Moutonnet, P., Guiraud, G. et Marol, C. (1989).** Le tensiomètre et la teneur nitrates de la solution du sol. Bulletin du GFHN, 26 : 11-28.
- Moutonnet, P. et Pagenel, J.F. (1992).** La mesure in situ des nitrates du sol : le tensionic. HYDROTOP, colloque "la ville et l'eau", 8-10 avril 1992.
- Nys, C. (1987).** Fonctionnement du sol d'un écosystème forestier : étude des modifications dues à la substitution d'une plantation d'Epicéa commun (Picéa abies) à une forêt feuillue mélangée des Ardennes. Thèse Doct. Univ. de Nancy I. 207p.
- Poss, R. (1991).** Transferts de l'eau et des minéraux dans les terres de Barre du Togo. Conséquences agronomiques. Thèse Doct. Univ. Paris VI. 291p.
- Roose, E. (1973).** Dix-sept années expérimentales de l'érosion et du ruissellement sur un sol ferrallitique sableux de basse Côte d'Ivoire. Contribution à l'étude de l'érosion hydrique en milieu intertropical. Thèse Doct. Univ. Sci. d'Abidjan.
- Roose, E. (1981).** Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique occidentale : étude expérimentale des transferts hydrologiques et biologiques de matières sous végétations naturelles ou cultivées. Travaux et Documents de l'ORSTOM n°130, ORSTOM Paris, 569p.
- Shilova, Y.E. (1955).** Method of obtaining a soil solution under natural conditions. Pochvovedeniye, n°11.
- Stanford, G. et Epstein, E. (1974).** Nitrogen mineralization - water relations in soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 38: 103-107
- Thony, J.L., Vachaud, G., Clothier, B.E. et Angulo-Jaramillo, R. (1991).** Field measurement of hydraulic properties of soil. Soil Technology, 4 : 111-123.

- Topp, G.C., Davis, J.L. et Annan, A.P. (1980).** Electromagnetic determination of soil water content : measurement in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, 16 : 574-582.
- Vachaud, G., Dancette, C., Sonko, S. et Thony, J.L. (1978).** Méthodes de caractérisation hydrodynamique 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) : 1-36.
- Vachaud, G., Passerat De Silans, A., Balabanis, P. et Vauclin, M. (1985).** Temporal Stability of spatially measured soil water probability density function. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49(4) : 822-828.
- Valancogne, C. (1992).** Le bilan énergétique - Conséquences. Note dactylographiée. Laboratoire de bioclimatologie - INRA, Bordeaux.
- Vauclin, M. et Chopart, J.-L. (1992).** L'infiltrométrie multidisques pour la détermination in situ des caractéristiques hydrodynamiques de la surface du sol gravillonnaire de Côte-d'Ivoire. *L'Agronomie Tropicale*, 46(4) : 259-271.
- Zegelin, S.J. et White, I. (1989).** Improved Field Probes for Soil Water Content and Electrical Conductivity Measurement Using Time Domain Reflectometry. *Water Resources Research*, 25(11) : 2367-2376.



# Suivi hydro - chimique sous différents systèmes de culture à Maré

C. DUWIG, T. BECQUER, E. BOURDON, W. NIGOTE, L.TAPUTUARAI

## TABLE DES MATIÈRES

<b>SOMMAIRE</b> .....	5
<b>AVANT PROPOS</b> .....	7
<b>RESUME</b> .....	9
<b>ABSTRACT</b> .....	9
<b>INTRODUCTION</b> .....	11
<b>I. METHODES POUR LE SUIVI HYDRO-CHIMIQUE</b> .....	11
<b>1.1 Introduction</b> .....	11
<b>1.2 Le suivi météorologique</b> .....	12
1.2.1 Les variables enregistrées .....	12
1.2.1.1 <i>La pluie</i> .....	12
1.2.1.2 <i>Les caractéristiques physiques de l'air</i> .....	12
1.2.2. Le calcul de l'évapotranspiration potentielle par Penman-Montheith .....	13
<b>1.3 Caractérisation hydrodynamique du sol</b> .....	13
1.3.1 L'infiltromètre à disque .....	13
1.3.2 Méthode de calcul des données .....	15
<b>1.4 L'étude des flux hydriques</b> .....	16
1.4.1 La méthode tensiométrique .....	17
1.4.1.1 <i>Généralités</i> .....	17
1.4.1.2 <i>Le tensiomètre à mercure</i> .....	17
1.4.1.3 <i>Le tensiomètre à capteur de pression</i> .....	18
1.4.1.4 <i>Comparaison des deux systèmes tensiométriques</i> .....	19
1.4.2 Les mesures de la teneur en eau .....	20
1.4.2.1 <i>La mesure gravimétrique</i> .....	20
1.4.2.2 <i>La sonde à neutrons</i> .....	20
1.4.2.3 <i>La mesure par TDR</i> .....	20

## Suivi hydro - chimique sous différents systèmes de culture à Maré

C. DUWIG, T. BECQUER, E. BOURDON, W. NIGOTE, L.TAPUTUARAI

### TABLE DES MATIÈRES (suite)

<b>1.5 Description des méthodes d'étude de la solution du sol</b> .....	<b>22</b>
1.5.1 Les tubes lysimétriques .....	22
1.5.2 Les plaques lysimétriques .....	22
1.5.3 Les bougies poreuses .....	22
1.5.4 Le tensiomic .....	24
1.5.5 Extraction de l'azote minéral ( $\text{NO}_3^-$ et $\text{NH}_4^+$ ) .....	24
1.5.6 Intérêts et limites de ces méthodes .....	24
<b>2. IMPLANTATION DES DIFFENTS DISPOSITIFS SUR LE TERRAIN</b> .....	<b>28</b>
<b>2.1 Choix des parcelles</b> .....	<b>28</b>
<b>2.2 Mise en place du matériel</b> .....	<b>29</b>
<b>3. ANALYSE DES DONNEES</b> .....	<b>35</b>
<b>3.1 Analyse du fluc hydrique</b> .....	<b>35</b>
3.1.1 Etalonnage de la T. D. R. ....	35
3.1.2 Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau au cours du cycle cultural .....	36
3.1.3 Détermination de la conductivité hydraulique $K (\Theta)$ . ....	39
3.1.3.1 Détermination de $K (\Theta)$ avec l'infiltromètre TRIMS .....	39
3.1.3.2 Détermination de $K (\Theta)$ avec la méthode du plan de flux nul .....	40
3.1.3.3 Détermination de la courbe .....	41
3.1.4 Détermination de la sorptivité $K (\Theta)$ .....	42
3.1.5 Calcul du bilan hydrique .....	43
<b>3.2 Analyse des flux minéraux</b> .....	<b>47</b>
3.2.1 Variations des teneurs en éléments minéraux en cours du cycle cultural .....	47
3.2.2 Calcul de la lixiviation de l'azote .....	47
3.2.3 Estimation de la lixiviation de l'azote à partir des profils d'azote minéral .....	48
<b>CONCLUSIONS</b> .....	<b>50</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>53</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>57</b>