CIRAD

MISSION CONNAISSANCE ET AMELIORATION DU MILIEU

ATP

DYNAMIQUE DES CATIONS

- BILAN DES TRAVAUX -

1984

AVRIL 85

CIRAD

MISSION CONNAISSANCE ET AMELIORATION DU MILIEU

ATP

DYNAMIQUE DES CATIONS

- BILAN DES TRAVAUX -

1984

AVRIL 85

REUNION ATP Dynamique des Cations

18-19 décembre 1984

- LISTE DES PARTICIPANTS -

NOM	ORGANISME	FONCTION
AVENTURIER	CIRAD	Laboratoire des Sols
BABRE	CIRAD	" " "
BEAUCORPS (De)	SCPA	Direction technique
BERTRAND	IRAT	Pédologie
BEUNARD	IRAT	Division d'Agronomie
BILLAZ	CIRAD	Direction Scientifique
BLANDON	IRAT	Stagiaire - Division d'Agronomie
BONVALET (Mme)	CIRAD	Laboratoire AMP
BOSC	INRA -Toulouse-	Agronomie
BOURGEON	IRAT	Pédologie
BRAUD	IRCT	Direction technique
BREYSSE (Mlle)	CIRAD	Laboratoire des Sols
CASTANIE	IRAT	Division d'Agronomie
CHABALIER	IRAT - Réunion-	Agropédologie
CHEVASSUS (Mlle)	IRAT	Division d'Agronomie
DELMAS	INRA-Versailles	Sciences du sol
DIARISSO	IRAT	Stagiaire - Division d'Agronomie
EGOUMENIDES	IRAT	Division d'Agronomie
ESPIAU	CNRS	CEPE Montpellier
FALLAVIER	CIRAD	Laboratoire des Sols

GODON	IRAT	Direction, Coordination de programmes
GODEFROY	IRFA	Agropédologie
JADIN	IRCC	Agropédologie
LAINE	IRCT	Agronomie
MALVOS	CTFT	Fertilisation fôrestière
MARGER	IRAT	Division d'Agronomie
MOREAU	ORSTOM	Pédologie
NGATTA	CIRAD	Stagiaire - Laboratoire des Sols (ENSA Abidjan)
OCHS	IRHO	Agronomie
OLIVER	IRAT	Division d'Agronomie
OLIVIN	IRHO	Agronomie
OUVRY	IRHO	Stagiaire - Agronomie
PEDRO	INRA-Versailles	Sciences du Sol
PENEL	IRFA	Agropédologie
PELLOUX	ORSTOM	Pédologie
PIERI	CIRAD/IRAT	Micam
POULAIN	CIRAD/CNEARC	Direction CNEARC
PREVOT	IRCA	Physiologie
REYNIER	IRAT	Division Amélioration des Plantes
ROGNON	IRHO -Indonésie	Agronomie
SAINT MACARY	IRAT	Division d'Agronomie
SAURAT	IIP	Secteur Méditerranée
SERVAT	ENSA Montpellier	Professeur
SIBAND	IRAT	Division d'Agronomie
SNOECK	IRCC	Agronomie
SOUCHIER	CNRS	CPB - Nancy
SZWARC	CIRAD	Laboratoire des Sols
TRUONG	IRAT	Division d'Agronomie

LISTE DES EXPOSES PRESENTES

AUTEUR (S)	TITRE	CODE(Nb. pages)
CHABALIER p.f.	Comparaison de 2 méthodes de mesure de la lixiviation en sol ferrallitique	A (9)
GODON ph.	Résultats de 8 années d'observat. en case lysimétrique en milieu tropical humide	B (37)
BABRE d.	Chimie de l'alumin.dans les sols tropicaux	C (14)
BRACONNIER s.	Méthodologie d'étude de la toxicité aluminique sur riz pluvial	D (11)
SAINT MACARY-HANAFIAH-SAMSON	Influence de l'acidité sur la nodulation des légumineuses	E (7)
SNOECK j.-JADIN p.	L'acidification des sols ferrallitiques cultivés sous caféiers robusta en C.d'Iv.	F (18)
REYNIERS f.m.	Essai agronomique sur sol de cerrado brésilien pour l'étude de la relation entre product.du riz pluvial, profils racinaires et caractéristiques chimiques du sol	G (15)
FALLAVIER p.	Densité de charge variable et point de charge nulle dans les sols tropicaux - Définition, mesure et utilisation	M(19)
HAÏLE a - PIERI c - EGOUMENIDES c.	Effet des amendements minéraux sur les propriétés d'échange de sols acides trop.	I (24)
EGOUMENIDES c.-OLIVIN r	Effet de l'azote et du fumier sur "Terres de Barre" (Sud BENIN)	J (12)
PIERI C.-HAÏLE a.	Effet du phosphore sur la capacité d'échange cationique de quelques sols ferrallitiques	K (13)
TRUONG b.	Rôle du calcium provenant des phosphates	L (7)
BREYSSE m-FALLAVIER p.	Essai d'une technique de mise en évidence des formes de potassium les plus labiles	L (14)
OLIVER r-DIARISSO d.	Cinétique de dissolution du potassium de divers sols par attaque à chaud à l'acide nitrique normal	N (14)
OUVRY j.	Approche de la dynamique du potassium dans des sols plantés en palmiers à huile par l'étude en colonnes de terre (2e partie)	O (R)
GAUDIN r. - DUPUY j. RANAIVO j.	Les bougies poreuses, un outil pour suivre NH_4^+ et NO_3^- en solution dans les sols de rizière - II : étude expérimentale	P (18)

Comparaison de deux méthodes de mesure de la lixiviation en sol ferrallitique

P.F. CHABALIER (1)

RESUMÉ — Les pertes par lixiviation ont été mesurées sous les cultures de maïs et de cotonnier par deux méthodes utilisant soit des capteurs de céramique au champ, soit des lysimètres situés près du champ et comportant le même sol. L'étude a été faite dans un essai de fertilisation comparant plusieurs traitements : deux niveaux de fumure, avec ou sans apport de dolomie. Les lysimètres reproduisaient ces traitements. Les résultats du bilan hydrique concordent assez bien. La solution de sol recueillie par captage est très proche de celle recueillie sous les lysimètres. On note cependant des différences dans le calcul des pertes. Les variations importantes ne sont liées ni aux variations des caractéristiques chimiques du sol, ni aux traitements, sauf au second cycle avec la méthode des capteurs. Le nitrate et le chlore sont les anions responsables du déplacement du calcium et du magnésium. Le potassium est bien fixé par le sol et la dolomie apportée n'influe pas sur les pertes en calcium et magnésium. L'emploi de l'une ou l'autre méthode ne permet d'obtenir qu'une estimation des pertes. Les deux méthodes ont leurs avantages et leurs inconvénients. Celle des capteurs présente la possibilité d'implanter un grand nombre de capteurs dans une expérimentation quelconque au champ. La méthode lysimétrique impose un nombre limité de cuves sur un site choisi mais a l'avantage d'obtenir un bilan hydrique direct sans avoir recours à du matériel sophistiqué comme les sondes à neutrons.

Mots clés : Sol ferrallitique, lixiviation, capteur céramique, lysimètre.

Les lysimètres sont classiquement utilisés pour évaluer les pertes par lixiviation. De façon à conserver la dynamique de l'eau libre qui est étroitement liée à la macrostructure (MAC INTYRE et LOVEDAY, 1968) nous avons choisi le modèle mis au point par l'ORSTOM en Côte d'Ivoire (ROOSE et HENRY DES TUREAUX, 1970). La forme cylindrique a été choisie pour limiter les effets de bordure ($S = 0{,}312\ m^2$). Cette méthode est facile à mettre en œuvre et est peu coûteuse. Les expériences de ROOSE ont montré qu'on obtient une bonne précision avec quatre répétitions (CV de 10 à 20 %) sur les volumes drainés. La précision obtenue sur les analyses chimiques des eaux est aussi assez bonne et dépend des conditions d'expérimentation, mais bien souvent elle ne permet pas d'obtenir des différences significatives entre traitements (ROOSE, 1981).

(1) Chercheur IRAT détaché à l'Institut des Savanes, BP 633, Bouaké, Côte d'Ivoire. Actuellement : IRAT-Réunion, 97487 Saint-Denis Cédex, France.

La méthode lysimétrique implique qu'au fond des cuves une discontinuité vienne interrompre les capillaires et donc la migration de l'eau sous tension. Une partie de l'eau susceptible de drainer en milieu naturel reste au fond avec un engorgement du sable du drain. Cette perturbation est d'autant plus importante que le lysimètre est peu profond. Pour éviter cela, certains utilisent des plaques poreuses au fond des lysimètres et appliquent une tension du même ordre que celle du sol en place voisin (SWANSON, 1965). Mais ces plaques se colmatent.

La profondeur des lysimètres est aussi importante que les effets de fond et de bordure. D'après HARROLD et DREIBELBIS (1967) il faut prévoir une profondeur minimale de un mètre pour des sols sableux et jusqu'à deux mètres pour des sols argileux, pour réduire les erreurs à moins de 10 %.

Nous avons toutefois utilisé des profondeurs moindres, qui semblent bien convenir à ce type de sol sableux et gravillonnaire où les phénomènes capillaires intéressent un flux d'eau restreint.

L'emploi de capteurs de solution du sol en céramique offre l'intérêt d'une relative facilité d'emploi et de pouvoir assurer un certain nombre de répétitions. A partir du calcul d'un bilan hydrique, on peut estimer les pertes à une certaine profondeur. Plusieurs difficultés sont liées à cette méthode : d'abord l'installation en sol gravillonnaire, car la bougie doit être en étroit contact avec le sol. Une technique a été mise au point pour obtenir un contact satisfaisant. L'emploi de tensiomètres et de sondes à neutrons est nécessaire pour suivre avec précision le bilan hydrique ou pour déterminer les paramètres à utiliser dans le calcul du bilan simulé.

Certains auteurs attribuent des défauts au prélèvement de la solution par succion :

- tri par la céramique (NIELSEN, 1972) ;
- variation des teneurs en fonction de la dépression, du débit, du colmatage (HANSEN et HARRIS, 1975) ;
- fort coefficient de variation sur certains éléments en solution (PIERI, 1978).

Pour comparer les deux méthodes, lysimétrie et captage, nous avons choisi de recueillir l'eau dans les capteurs juste après le passage du drainage rapide survenant après une pluie, c'est-à-dire quelques heures après l'arrêt de la pluie. De cette façon, on est certain que l'eau captée, comme celle recueillie sous les lysimètres, est de l'eau cir-

culant rapidement principalement dans la macroporosité du sol. Cette eau n'a pas eu le temps de circuler longuement dans la microporosité, contrairement à l'eau de drainage lent qu'on pourrait capter par les bougies poreuses après le ressuyage du sol, mais qu'on ne pourrait recueillir sous les lysimètres.

Méthode d'étude

Caractérisation du site de l'essai

La station de Bouaké se trouve dans le centre de la Côte d'Ivoire, dans la zone de savane à deux saisons des pluies (p = 1 200 mm).

L'essai a été mis en place en 1981 sur l'essai « systèmes culturaux », qui est un essai de fertilisation de longue durée (mis en place en 1967). On a choisi uniquement deux niveaux de fumure et le travail du sol manuel. Les lysimètres mis en place en 1973 sont situés à 10 mètres de là, mais ont été cultivés dans le cadre d'un autre essai de fertilisation.

Le sol

C'est un sol ferrallitique gravillonnaire remanié peu profond sur une plinthite d'altération d'origine granitique (pegmatitique). La teneur en argile de la terre fine est de 27 %. La forte proportion de gravillons en surface (25 %) et en profondeur (70 %) caractérise ce sol et limite l'enracinement dans les 40 premiers centimètres. La réserve en eau est faible : 60 mm dans la couche 0-80 cm et 40 mm dans la couche 0-45 cm.

La capacité d'échange (8 meq %) dépend pour moitié environ de la matière organique. La saturation varie de 50 à 70 % selon les traitements agronomiques subis.

La pluviométrie

En 1981, la pluie reçue sur les deux cultures concernées, maïs 1er cycle et cotonnier 2e cycle, a été de 1 166 mm répartis de mars à novembre : 633 mm sur le maïs et 532 mm sur le cotonnier. Le drainage a été de 522 mm, surtout répartis en début de saison des pluies, soit une évapotranspiration réelle de 322 mm pour le maïs et de 323 mm pour le cotonnier.

L'essai

On a choisi d'étudier certains traitements sous le double cycle annuel maïs/cotonnier venant après une culture d'igname (1980).

Les traitements en N, P_2O_5, K_2O sont indiqués dans le tableau I.

La fertilisation est réalisée par :

Tableau I Traitements N, P_2O_5, K_2O appliqués.

Fumure		Sans dolomie	Partie chaulée avec dolomie
F1	Maïs	40 – 20 – 35	idem + 100 kg dolomie
	Coton	30 – 20 – 45	
F2	Maïs	80 – 40 – 70	idem + 200 kg dolomie
	Coton	60 – 40 – 90	

– N = urée ; P = phosphate bicalcique ; K = chlorure de potassium ;

– dolomie = 26 % CaO, 16 % MgO.

L'urée est appliquée en deux fois : au semis et 45 jours après. La dolomie est appliquée avant la fumure du maïs.

En 1980, on avait appliqué un amendement de 1 000 kg/ha de dolomie sur la partie chaulée. Cette partie reçoit annuellement un chaulage d'entretien lié au niveau de fumure.

Les parcelles font 12 m × 6 m. On y a suivi quatre sous-parcelles de 1,6 m^2 contenant chacune les systèmes de mesure.

Les lysimètres

Nous avons disposé de quatre lysimètres de 45 cm de profondeur pour le suivi minéral, complétés de lysimètres de 80 cm pour le suivi hydrique. Sur chaque cuve de 1/3 m^2, la culture a été faite dans les mêmes conditions que l'essai. Seule la densité (1 pied/cuve) demeure plus faible : 30 000 pieds/ha au lieu de 55 000 pieds de maïs au champ. Les lysimètres type ROOSE-ORSTOM sont des monolithes du sol en place et ont été cultivés avec une fertilisation forte supérieure au niveau F2, depuis 1973 (CHABALIER, 1976). D'autre part, le rebord métallique de la cuve dépasse légèrement du sol, ce qui empêche tout ruissellement, contrairement à ce qui se passe au champ.

Les capteurs de solution

On a utilisé des capteurs de solution « Soil moisture » de 40 mm de diamètre, installés à deux profondeurs : 30 et 60 cm. Au total, nous avons 2 profondeurs × 4 répétitions × 4 traitements, soit 32 capteurs. Ce dispositif est relié à des batteries de tensiomètres (12) et des tubes de sondes à neutrons (12) sur lesquels on peut suivre la dynamique de l'eau dans le sol par la technique neutronique et tensiométrique.

Le vide est fait dans les capteurs avec une pompe à vide électrique à une dépression de 800 mbars. On recueille principalement l'eau libre qui circule pendant le drainage et non l'eau de la microporosité restant dans le sol après drainage.

Méthode de dosage

Les dosages sont effectués sur la solution prélevée dans les capteurs et sous les lysimètres après une pluie.

Les déterminations des cations Ca, Mg, K, Na, des nitrates et du chlore, ainsi que du pH sont faites au laboratoire de l'IDESSA à Bouaké, par les analyses classiques : pH mètre, colorimétrie et absorption atomique.

On effectue les moyennes sur les quatre répétitions pour avoir la teneur moyenne en un élément.

Résultats

Comparaison de la dynamique de l'eau dans les lysimètres et dans le sol en place

Étude préalable

Nous avons montré (FLAMMANT, 1981) que, sur ce type de sol, les variations de teneurs en éléments fin et surtout en élément grossiers s'associaent pour provoquer des variations de capacité de rétention en eau du sol pour des sites parfois très proches.

La comparaison de séries d'infiltration dans le lysimètre de 80 cm et dans les anneaux de Müntz sur le sol en place proche des lysimètres (GOURVAT, 1980) met en évidence que les conditions de drainage ne sont pas identiques dans les deux cas :

– le débit maximum obtenu en régime permanent d'infiltration sous une charge d'eau de 2 cm est de 80 mm/h sur l'anneau et 75 mm/h sur le lysimètre. Ceci correspond à une perméabilité voisine de 40 mm/h ;

– les conditions de drainage à 60 cm sont obtenues 1 h 30 après la fin de l'infiltration sur le sol en place. Les profils de charge indiquent un drainage régulier lent, permanent avec des flux très faibles. Si le sol reste couvert, on revient au stock initial en 200 heures environ ;

– sur le lysimètre, par contre, le drainage est plus rapide et les profils de charge n'évoluent pas parallèlement en fonction du temps. Au fond du lysimètre, les valeurs de la charge hydraulique se stabilisent rapidement et les humidités cessent d'évoluer. Le profil se met en état d'équilibre hydraulique sans flux intérieur après 50 heures environ.

L'humidité du sol dans le lysimètre reste plus élevée que dans le sol en place.

Dans les deux cas, on retrouve après environ 200 heures une variation de stock de l'eau du sol proche de la quantité d'eau apportée. Toute l'eau apportée a donc drainé.

En conclusion, les sols se caractérisent par une grande perméabilité et une faible réserve utile (40 mm pour la couche 0-45 cm). L'écoulement gravitaire rapide, dont la vitesse est déterminée par la conductivité hydraulique à saturation, représente la majeure partie du flux hydrique. L'écoulement lent n'intéresse qu'une fraction d'eau très faible.

Dans ce cas, la méthode lysimétrique semble appropriée pour estimer correctement le drainage survenant pendant les pluies fortes ; cependant, le drainage s'effectuant plus vite, les équilibres sol-solution ne seront peut-être pas aussi intenses que dans le sol en place.

Bilan hydrique sous culture

Nous n'avons pu mettre en évidence aucune différence de consommation en eau entre les cultures des traitements F1 et celles des F2, qui étaient pourtant plus développées. Les calculs du bilan hydrique mesuré ou simulé (FOREST, 1978) donnent des résultats très proches du drainage à la cote 60 cm.

Les résultats obtenus sous lysimètres de 45 cm sont également du même ordre (tabl. II).

Tableau II Résultats du bilan hydrique (en mm) obtenus par trois méthodes différentes : deux méthodes de mesure et une méthode d'estimation de bilan hydrique

	Drainage sous maïs		Drainage sous cotonnier	
Bilan hydrique mesuré	210	(36 %)*	260	(50 %)*
Bilan hydrique estimé (BHE)	214	(37 %)	200	(40 %)
Drainage sous lysimètres	230	(38 %)	186	(35 %)

**Drainage en % de la pluviométrie de la période.*

On remarque une petite différence en septembre et octobre où les lysimètres sous-évaluent le drainage réel mesuré sur sol en place.

Prélèvements de la solution du sol par captage

Six prélèvements ont été effectués sur les 110 jours du maïs et quatre ont été faits sous le cotonnier du 12 juillet au 20 novembre.

Efficacité de la méthode de captage

Certains tubes n'ont pas donné de solution ou des volumes très faibles. Les volumes prélevés ont fortement varié selon les tubes : de quelques millilitres à plus d'un litre. Les capteurs situés à 60 cm ont extrait plus d'eau que les capteurs à 30 cm.

Relation volumes/teneurs

Sur tous les prélèvements et pour tous les éléments, aucune influence du volume prélevé n'a pu être mise en évidence sur les teneurs, malgré de grandes variations des teneurs et des volumes.

Variabilité des résultats

Les teneurs montrent une variabilité assez importante selon les répétitions : jusqu'à 50 % de variation pour le calcium et les anions. Beaucoup moins pour les autres ions comme le potassium, dont les concentrations restent faibles.

Relation avec le complexe absorbant et le pH

Aucune relation évidente n'a pu être trouvée.

Effet de dilution

L'évolution du rapport entre cations divalents peut s'expliquer par un effet de dilution.

Aux périodes de fortes pluies fin avril, la teneur en monovalents baisse, faisant apparaître surtout un pic du rapport divalents/monovalents (fig. 1).

Observation sur les lixiviations et la concentration des éléments

Les nitrates sont lixiviés en avril et en août-septembre. Ceci est très net aussi bien sur les capteurs que dans les lysimètres avec des teneurs du même ordre par les deux méthodes, d'où des quantités perdues très voisines.

Le calcium est lixivié différemment dans les deux cas :

– dans les lysimètres, les courbes sont fortement liées à celles en nitrate ;

– dans le sol en place, on retrouve le même type de courbe que précédemment et la liaison calcium-nitrate à 30 cm de profondeur, mais à 60 cm le premier pic de calcium est estompé et le deuxième pic apparaît seulement sur les deux traitements fortement fertilisés.

Pour le magnésium, les observations sont du même ordre. Dans les lysimètres, le magnésium migre comme le calcium, en liaison avec les nitrates. Dans le sol en place, le premier pic de magnésium apparaît également.

Pour ces deux éléments, il semble bien que leurs migrations soient fortement liées à la lixiviation du nitrate (fig. 2, 3, 4).

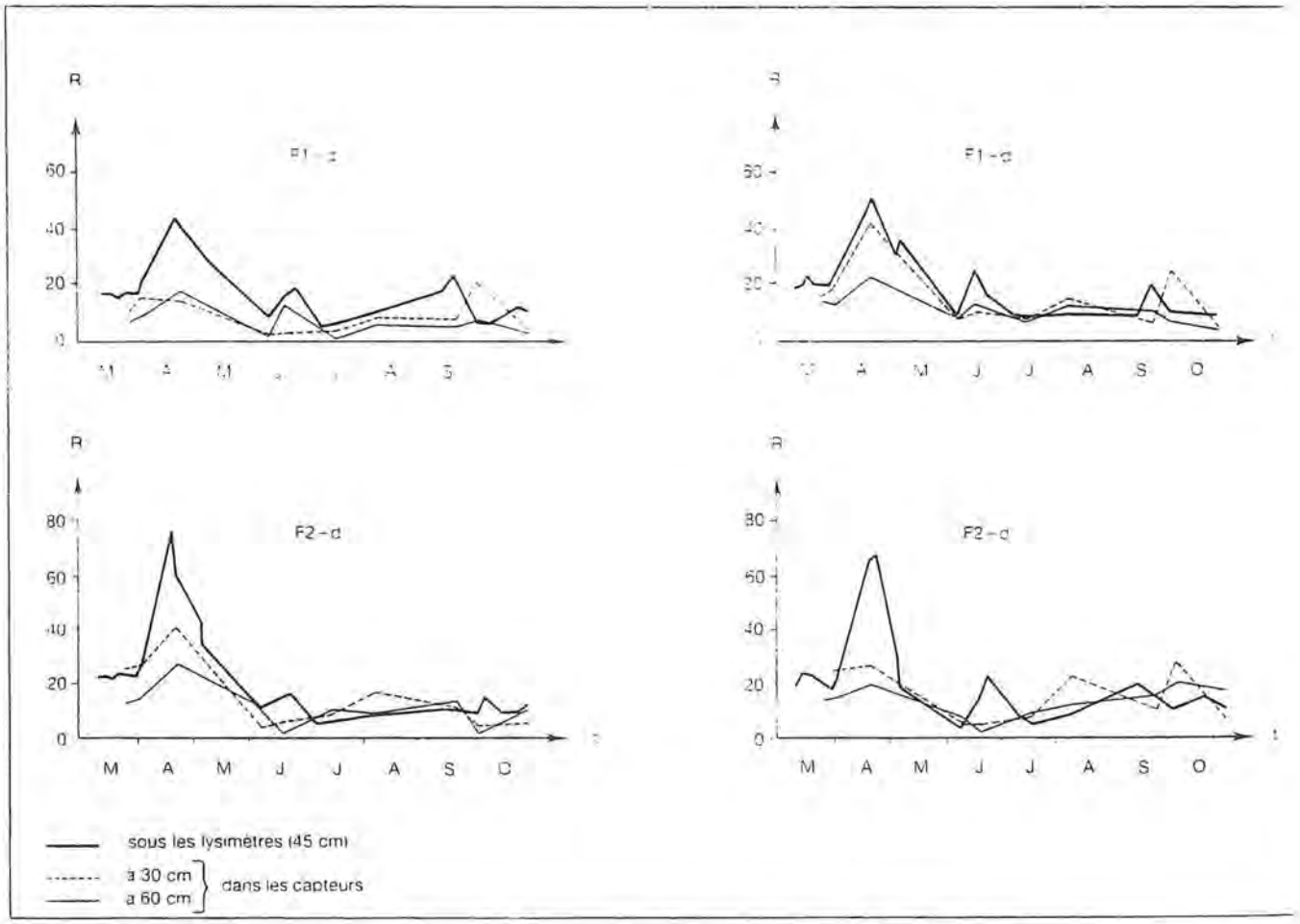


Fig. 1 – Evolution dans le temps du rapport R des cations divalents et monovalents. $\frac{Ca + Mg}{Na + K}$ *meq*

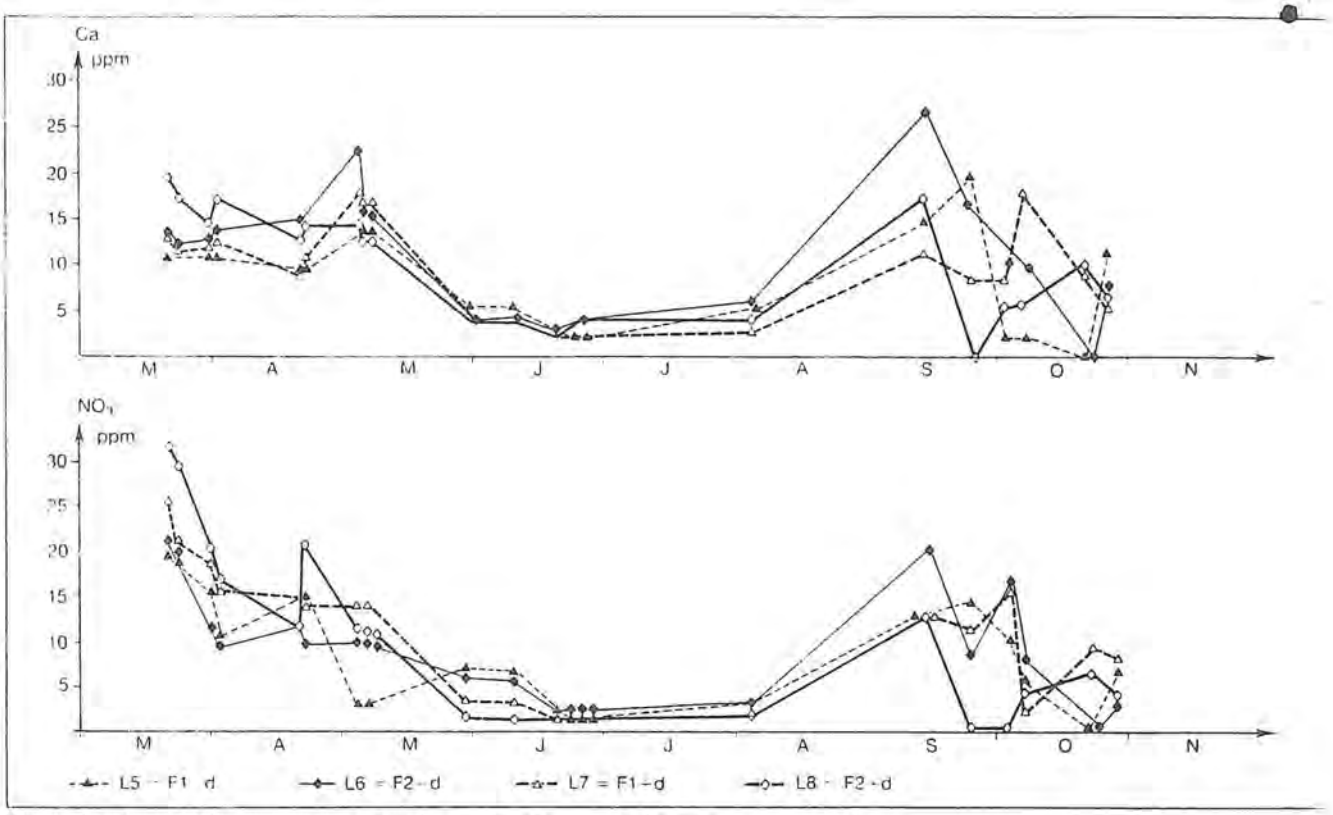


Fig. 2 : Evolution de la concentration dans les eaux de drainage de lysimètre : Ca et NO_3^-.

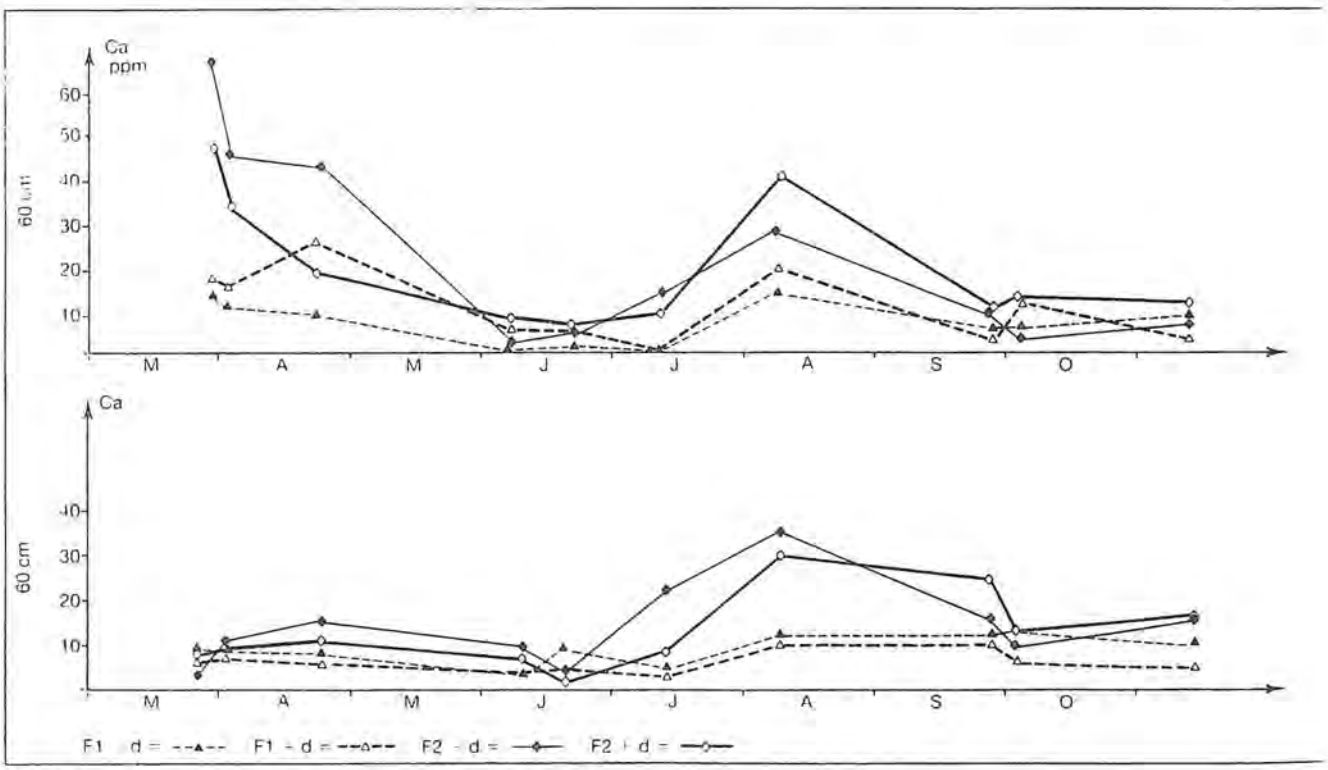


Fig. 3 : Evolution de la concentration des solutions du sol : Ca

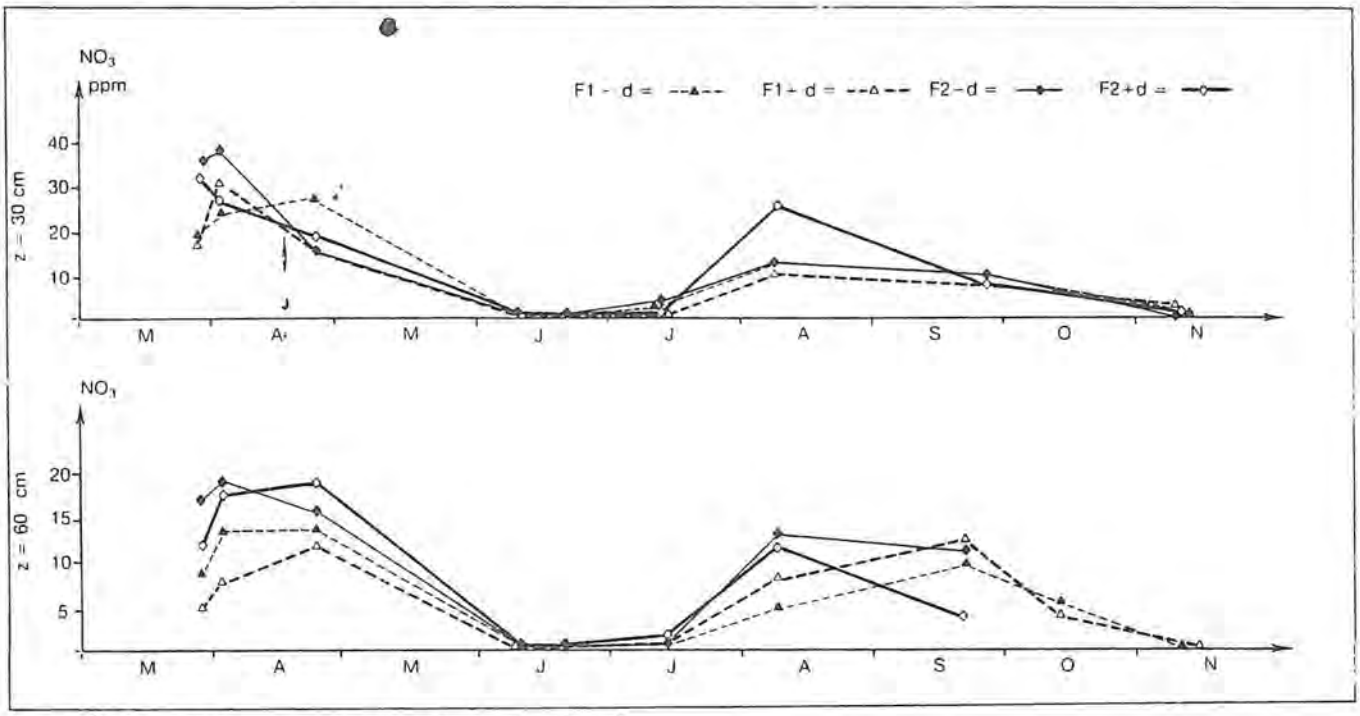


Fig.4 : Évolution de la concentration des solutions du sol : NO_3^-.

Cependant, au deuxième cycle et uniquement sur les parcelles F2 de l'essai, une forte migration du calcium et du magnésium s'explique surtout par la forte lixiviation du chlore sur ce traitement.

Nous avions déjà mis en évidence en 1980 que les anions responsables étaient dans l'ordre : le nitrate, le chlore, le sulfate (GOURVAT, 1980 ; CHABALIER *et al.*, 1982). Ainsi, plusieurs anions peuvent se combiner pour augmenter la lixiviation des cations divalents. Le premier pic de concentration apparaît après un drainage de 113 mm après la mise en place de l'essai. Les fortes pluies du mois de mars, plus de 300 mm, ont sans doute déjà provoqué une première lixiviation des éléments en solution contenus dans la couche étudiée avant la mise en place de la culture. Le second pic apparaît début août avec 200 mm de drainage supplémentaire.

Pour les cations monovalents, les teneurs restent faibles (1 à 2 ppm) et elles fluctuent assez peu pendant l'année.

Estimation de la lixiviation

Par les lysimètres

Les pertes L en profondeur sont déduites des volumes percolés (Dr) et des concentrations C en soluté :

$$L = Dri \times Ci$$

Les résultats de l'étude de la lixiviation en éléments sous culture de maïs et de cotonnier, ramenés de mg par lysimètre en kg par hectare pour pouvoir être comparés, sont donnés dans les tableaux III et IV.

Tableau III Lixiviation en éléments sous culture de maïs.

	Traitement (d = dolomie)*			
	F1 – d	F1 + d	F2 – d	F2 + d
CaO	33,5	41,7	38,5	40,5
MgO	15,9	24,7	19,4	19,4
K_2O	1,2	1,3	1,4	1,6
Na_2O	2,2	2,3	2,6	2,7
$N\text{-}NO_3$	5,2	6,0	6,4	7,6

Tableau IV Lixiviation en éléments sous culture de cotonnier.

	Traitement (d = dolomie)*			
	F1 – d	F1 + d	F2 – d	F2 + d
CaO	13,4	29,4	25,4	19,1
MgO	5,7	10,8	10,0	8,3
K_2O	1,3	2,1	1,3	1,3
Na_2O	1,0	2,4	1,7	1,6
$N\text{-}NO_3$	12,8	17,4	15,7	7,7

**Résultats ramenés de mg par lysimètre en kg par ha.*

Par les capteurs

Le même principe de calcul est appliqué.

Les données de drainage sont celles du bilan hydrique ramenées en m^3/ha. La concentration prise en compte est la moyenne des répétitions du même traitement pour une date considérée. Les drainages non analysés sont cumulés et ramenés à la valeur trouvée la plus proche (tabl. V et VI).

Tableau V Lixiviation en éléments sous culture de maïs.

	Traitement (d = dolomie)*			
	F1 – d	F1 + d	F2 – d	F2 + d
CaO	36,4	19,9	42,7	29,3
MgO	26,2	12,6	28,6	40,0
K_2O	2,4	1,7	2,2	2,5
Na_2O	5,8	4,4	8,8	7,8
$N\text{-}NO_3$	6,1	4,4	8,1	8,1

**Résultats calculés en kg/ha.*

Tableau VI Lixiviation en éléments sous culture de cotonnier.

	Traitement (d = dolomie)*			
	F1 – d	F1 + d	F2 – d	F2 + d
CaO	18,0	18,9	56,0	50,0
MgO	6,6	5,9	18,0	24,0
K_2O	2,0	1,7	1,7	2,0
Na_2O	3,4	3,0	3,3	2,8
$N\text{-}NO_3$	7,1	10,1	13,1	10,2

**Résultats calculés en kg/ha.*

Observations sur les quantités perdues

La comparaison entre les deux méthodes peut se faire de différentes manières : par culture et par traitement ou par élément.

Les éléments montrant une bonne concordance des résultats

Ce sont essentiellement le nitrate et le potassium.

Les pertes en nitrate sont peu élevées cette année, environ 20 unités, avec des pertes un peu plus élevées sur le second cycle (cotonnier). Les différences ne semblent pas liées aux traitements. En potassium, les pertes sont très faibles (3 à 4 unités) et ne semblent pas liées aux traitements non plus.

Les éléments montrant de fortes variations et des discordances

Il s'agit essentiellement de cations divalents : Ca et Mg. Si l'ordre de grandeur des pertes est le même, on note des divergences importantes dans le détail :

– sur les lysimètres, les variations enregistrées entre traitements ne semblent pas dues aux traitements eux-mêmes ;

– dans le sol en place, il faut distinguer deux périodes : le 1er et le 2e cycle. Au premier cycle, les variations entre traitements sont importantes et ne semblent liées ni aux traitements, ni aux caractéristiques chimiques du sol. Au deuxième cycle, par contre, les fortes différences de pertes entre les niveaux F1 et F2 sont bien reliées à ces traitements, sans influence de la dolomie. Les pertes sont trois fois plus fortes sur F2 que sur F1.

Ces pertes semblent liées plus particulièrement à la lixiviation du chlore : pertes en Cl^- sous cotonnier : F1 = 33 kg/ha ; F2 = 50 kg/ha.

L'action du chlore est nette sur la lixiviation mesurée avec les capteurs, mais elle n'apparaît pas sur les lysimètres pour une raison inconnue. Les résultats obtenus par les capteurs semblent plus logiques.

Selon l'une ou l'autre méthode, les bilans annuels de pertes en bases seront donc différents (tabl. VII).

Vu le passé cultural des sols des lysimètres et de ceux de l'essai, qui n'ont pas reçu les mêmes fertilisants, les résultats obtenus sur capteurs, qui font nettement la différence entre F1 et F2, semblent plus logiques.

Par contre, l'apport de dolomie (cumulé dans le cas de l'essai depuis plusieurs années) ne modifie pas les pertes en bases. On peut donc penser que cette dolomie joue son rôle sur la recharge du sol en bases, sans subir des pertes préférentielles par le phénomène de lixiviation.

Tableau VII Pertes estimées en bases (CaO - MgO en kg/ha selon la méthode).

Traitement	Méthode du flux (capteurs)			Méthode lysimétrique		
	– d	+ d	moyenne	– d	+ d	moyenne
F1	54-32	38-18	46-25	46-20	70-34	58-27
F2	98-46	79-64	88-55	63-29	59-27	61-28

d = dolomie.

Conclusion discussion

Sur la méthode

Dans ce type de sol, les lysimètres mesurent des valeurs de drainage en eau comparables à celles mesurées par d'autres méthodes de calcul de bilan hydrique.

Leur emploi donne des pertes en éléments mesurées avec une bonne approximation, mais le nombre des répétitions possible reste limité et une bonne précision ne peut être obtenue.

L'utilisation de capteurs permet de multiplier plus facilement le nombre de répétitions, mais on a montré que, compte tenu des forts coefficients de variation, il faudrait pouvoir disposer d'un très grand nombre de répétitions (plus de 50 capteurs) pour obtenir un résultat à 10 % près (PIERI, 1979). Les quatre répétitions utilisées sont donc loin d'être suffisantes mais permettent cependant de vérifier l'intervalle de confiance des mesures réalisées et d'éliminer certains résultats aberrants, alors que l'emploi d'un ou de quelques lysimètres ne le permet pas.

Dans l'ensemble des mesures, la solution prélevée par captage est semblable à celle recueillie par déplacement dans les lysimètres et peut être considérée comme représentative de la solution de drainage.

Sur les résultats obtenus

La solution du sol reflète mal la composition du sol puisque les pertes les plus faibles ne correspondent pas aux complexes les plus désaturés, et, inversement, les pertes les plus fortes ne correspondent pas aux complexes les plus saturés. Cependant, on retrouve l'ordre des bases du complexe dans les pertes Ca>Mg>K (tabl. VIII).

Tableau VIII Comparaison entre les teneurs moyennes en éléments dans les eaux de drainage et la composition chimique du complexe du sol.

	Ca	Mg	K
Teneur moyenne mg/l (ppm) de la solution du sol	10	4,7	2
Teneur en base du complexe pour 100 g : en meq	2,9	0,7	0,08
pour 100 g : en mg	58	8	3

Il y a donc entre le sol et la solution un équilibre ionique d'échange rapide, car la solution est plus représentative du sol que des apports d'engrais. Le potassium ajouté est fortement retenu par les colloïdes du sol. Le rôle de la plante sur l'absorption rapide de ce potassium peut expliquer sa disparition de la solution de sol. En effet, la concentration en potassium de la solution mesurée ne permet pas l'alimentation par mass-flow : 2 500 m^3 de solution consommée n'expliquent que 2 % de la mobilisation en potasse par le maïs. La diffusion joue donc un rôle important.

Les pertes en CaO sont équilibrées par l'apport de calcium du phosphate. Par contre, les pertes en magnésium ne sont pas équilibrées, et, même avec l'apport de dolomie, les pertes sont supérieures aux apports. La dolomie ne semble pas influencer les pertes en bases. Elle joue son rôle de recharge du sol en bases. Ce résultat semble discutable et peut être lié à la vitesse de dissolution de la dolomie dans le sol. Une vérification devrait être recherchée avec un dispositif plus adéquat.

Reçu le 2 juin 1983.
Accepté le 1er mars 1984.

Références bibliographiques

CHABALIER P.F. *et al.*, 1981. Mesure de transfert d'eau et d'éléments minéraux dans un sol ferrallitique cultivé en maïs et cotonnier. Rapport de synthèse 1981. Vienne, AIEA, Bouaké, IDESSA, 63 p.

FLAMMANT P., 1981. Bilan hydrique et bilan minéral sous une culture de maïs dans un sol ferrallitique de Côte d'Ivoire. Diplôme d'agronomie approfondie, spécialité agronomie tropicale, ENSA, Montpellier, 87 p.

FRANQUIN P., FOREST F., 1977. Des programmes pour l'évaluation et l'analyse fréquentielle des termes du bilan hydrique. L'Agron. Trop., 37 (1) : 7-11.

FAURIE G., 1977. Étude *in vitro* du rôle de la nitrification sur la lixiviation du calcium dans les sols calcaires. Science du sol, (4) : 207-215.

GOURVAT T., 1980. Élément de comparaison de la dynamique de l'eau et des ions dans un lysimètre sur un sol en place nu et sous culture de maïs. Diplôme d'agronomie approfondie, spécialité agronomie tropicale, ENSA, Montpellier, 75 p.

HANSEN E.A., HARRIS A.R., 1975. Validity of soil-water samples collected with porous ceramic cups. Soil Sci. Soc. Am. J., 39 : 528-526.

HARROLD L.L., DREIBELBIS F.R., 1967. Evaluation of agricultural hydrology by monolith lysimeters : 1956-1962 USDA. Ohio Agric. Res. and Dev. Center Techn. Bull. 1367, 124 p.

INSTITUT DE RECHERCHES AGRONOMIQUES TROPICALES, 1975. Études de lysimétrie et acidification des sols. L'Agron. Trop., 30 (2) : 149-356.

MAC INTYRE D.S., LOVEDAY J., 1968. Problems of determination of soil density and moisture properties from natural clods. Soil Sci., 105 (4) : 232-235.

PIERI C., 1979. Étude de la composition de la solution d'un sol sableux cultivé au Sénégal à l'aide de capteurs en céramique poreuse. L'Agron. Trop., 34 (1) : 2-23.

SATTARKHAN H., 1979. Étude expérimentale de la composition de la solution d'un sol calcimorphe sous une culture irriguée de sorgho à l'aide de capteurs en céramique. Diplôme d'agronomie approfondie, spécialité agronomie tropicale, ENSA, Montpellier, 74 p.

ROOSE E.J., HENRY DES TUREAUX P., 1970. Deux méthodes de mesure du drainage vertical dans les sols en place. L'Agron. Trop., 25 (12) : 1079-1087.

ROOSE E.J., 1981. Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique occidentale. Paris, ORSTOM, 565 p. (Doc. ORSTOM n° 130).

WIKLANDER L., 1974. Leaching of plant nutrients in soils. Acta Agric. Scandinavica, 24 : 329-356.

WOOD, W., 1973. A technique using porous cups for water sampling at any depth in the unsaturated zone. Water Resources. Res., 9 (2) : 486-488.

Summary

CHABALIER P.F. – **Comparison of two methods for measuring lixiviation in ferrallitic soils.**

Lixiviation losses were measured under maize and cotton crops using either porous ceramic cups or lysimeters near the field and containing the same soil.

The study was carried out in the field in a fertilization trial comparing several treatments : two fertilization levels with or without dolomite applications. The same treatments were reproduced in the lysimeters.

Water balance results fairly agree. The soil solution collected using cups was very close to that collected under lysimeters. Nevertheless there were some differences in loss calculation. Significant variations were related neither to variations of chemical soil characteristics nor to treatments, except in the second cycle with the cup method.

Nitrate and chlorine were the anions responsible for calcium and magnesium substitution. Potassium was well fixed in the soil and applied dolomite had no effect on calcium and magnesium losses. Using either of them permitted to have only an estimation of losses. Both methods have advantages and disadvantages. The cup method shows that a great number of cups can be installed in any experimental field. The lysimeter method imposes a limited number of tanks on a selected site but it permits to get a direct water balance without using such a sophisticated equipment as neutron probes.

Key words : Ferrallitic soil, lixiviation, porous ceramic cups, lysimeters.

Resumen

CHABALIER P.F. – **Comparación de dos métodos de medición de la lixiviación en suelo ferralítico.**

Se han medido las pérdidas por lixiviación bajo los cultivos de maíz y de algodón por medio de dos métodos que utilizan, sea captadores de cerámica en el campo, sea lisímetros situados cerca del campo y que contienen el mismo suelo.

El estudio se ha realizado en el campo, en un ensayo de fertilización que compara varios tratamientos = dos niveles de abonado con o sin aportación de dolomía. Los lisímetros reproducían esos tratamientos.

Los resultados de balance hídrico concuerdan bastante bien. La solución de suelo recogida mediante captación es muy parecida a aquella recogida bajo los lisímetros. Se observan sin embargo diferencias en el cálculo de las pérdidas. Las variaciones importantes no están relacionadas ni con las variaciones de las características químicas del suelo, ni con los tratamientos, salvo en el segundo ciclo con el método de los captadores. El nitrato y el cloro son los aniones responsables del desplazamiento del calcio y del magnesio. El suelo fija bien el potasio, y la dolomía aportada non influye sobre las pérdidas de calcio y de magnesio. El empleo de uno u otro de los métodos no permite obtener más que una estimación de las pérdidas. Ambos tienen sus ventajas y sus inconvenientes. El método de los captadores ofrece la posibilidad de implantar gran cantidad de captadores en cualquier experimentación en el campo. El método lisimétrico impone un número limitado de tinas en un sitio escogido pero ofrece la ventaja de obtener un balance hídrico directo, sin tener que recurrir a material sofisticado, como las sondas neutrónicas.

Palabras-clave : Suelo ferralítico, lixiviacion, captadores de cerámica, lisímetros.

RESULTATS DE HUIT ANNEES D'OBSERVATIONS EN CASE LYSIMETRIQUE EN MILIEU TROPICAL HUMIDE.

Ph. GODON (1)

RESUME :

Le drainage et les pertes par lixiviation ont été mesurés dans un dispositif lysimétrique de 1,4 m de profondeur contenant un profil de sol en place.

Pour une pluviosité moyenne de 3.170 mm, avec un apport annuel de fertilisants de 120 kg/ha de N, 200 kg/ha de P_2O_5, 235 kg/ha de K_2O, 560 kg/ha de CaO et 185 kg/ha de MgO, les pertes par lixiviation (815 mm de drainage) ont atteind respectivement :

97 kg/ha, 3 kg/ha, 14 kg/ha, 89 kg/ha et 34 kg/ha.

Dans le cadre de la rotation culturale étudiée, il apparait que ces départs sont principalement liés à la nature du couvert végétal et du mode de gestion des résidus de récolte.

Mots clefs : sol ferrallitique, lixiviation, lysimètre, riz, soja, manioc, maïs.

(1) Agronome CIRAD/IRAT, 45 bis avenue de la Belle Gabrielle
94130 NOGENT SUR MARNE, FRANCE

RESULTATS DE HUIT ANNEES D'OBSERVATIONS EN CASES LYSIMETRIQUES EN MILIEU TROPICAL HUMIDE

1. INTRODUCTION

Deux domaines sont classiquement distingués dans les Guyanes : celui des Terres Basses et celui des Terres Hautes : celles ci sont toujours exondées, celles là longtemps submergées. Les Terres Hautes d'après les travaux de R. BOULET et X. HUMBEL (1976) présentent deux types de drainage, l'un vertical, rapide et profond est dit drainage vertical libre (DVL), l'autre oblique, réduit et peu profond est dit drainage vertical bloqué (DVB).

Les agriculteurs traditionnels pratiquant la polyculture itinérante sur brûlis forestiers choisissent le plus souvent les sols à "bon drainage". L'agriculture mécanisée, de développement récent, intéresse quelques dizaines de milliers d'hectares; à moyen terme, elle ne rend pas indispensable la mise en valeur des sols à contraintes hydriques fortes. Cependant les changements économiques et sociologiques actuels conduisent à la stabilisation des exploitations, des abattis. Après un cycle de culture les fertilisants, provenant du brûlis forestier, sont épuisés. Le sol doit, soit retourner en jachère, soit recevoir une fertilisation minérale.

Une première approche des bilans hydriques et minéraux d'un sol à DVL de l'Ile de Cayenne, cultivé depuis 8 ans est rapporté ici.

2. MATERIEL ET METHODE

Le dispositif lysimétrique utilisé est conforme au modèle proposé par l'ORSTOM en climat tropical humide (ROOSE et HENRY des TUREAUX, 1970). Il isole un cylindre de sol non remanié de 0,318 m^2 de surface de base et d'un mètre de hauteur. Comme dans le dispositif du casier drainant, il est possible d'effectuer les opérations culturales sur la case lysimétrique avec le même matériel et en même temps que pour l'ensemble de la parcelle environnante. En effet, le sommet du cylindre métallique se

trouve 40 cm sous la surface. En climat tempéré le ruissellement peut être considéré comme un phénomène local et accidentel (BATISSE, 1951). En zone tropicale humide, il ne peut être réduit à moins de 10 % de la pluviométrie, soit quelques centaines de millimètres, la modification de cette dynamique altérerait profondément les bilans. L'installation utilisée ici ne supprime pas le ruissellement et permet une approche plus naturelle de la dynamique de l'eau et des percolats.

Mensuellement une partie aliquote des eaux de drainage est prélevée et analysée par le Centre ORSTOM de Cayenne. Les mesures réalisées concernent le pH, la conductivité, les concentrations en calcium, magnésium, potassium, sodium, en azote nitrique et ammoniacal, ainsi que le phosphore et la silice.

3. CARACTERISATION DU SITE

3.1. Sol :

La roche mère de la couverture pédologique est une migmatite mésocrate. Le sol est épais, de texture argilo-sableux à argileuse, de nombreux nodules lithorélictuels sont présents dans tout le profil (refus 20 % en surface, plus de 40 % en profondeur). (Tableau I). La Vemiculite représente 30 % des argiles, l'Illite 20 %, la Kaolinite 16 % et la Gibbsite 7 %.

La formation concomitante de micropeds confère au sol une porosité et une perméabilité favorable (K = 9,4 cm/h).

La somme des bases est très faible (2 meq % à 40 cm), la capacité d'échange cationique faible (10 meq %) ; ce sol ferrallitique est fortement désaturé. (Tableau II).

3.2. Climat :

Située à 4°50 de latitude Nord et 52°18 de longitude ouest la station jouit d'un climat équatorial sous l'influence des alizés. Ce climat est monomodal :

- une saison des pluies de neuf mois (mi-novembre à mi-août)
- une saison relativement sèche de trois mois (mi-août à mi-novembre).

Quatre périodes peuvent être identifiées :

- en saison pluvieuse :

  . une .période préhumide durant laquelle le déficit hydrique du sol commence à diminuer (mi-novembre, mi-décembre)

  . une période humide, le sol est alors saturé (mi-décembre, mi-juillet) ;

  . une période post humide d'assèchement (mi-juillet, mi août);

- en saison sèche :

  . une période de dessication du profil (mi-juillet, mi-novembr

Les paramètres climatiques annuels relevés depuis la date d'installation du poste météorologique jusqu'à la fin de l'étude (1974-1983) s'établissent ainsi :

- Pluviométrie : 3.230 mm

- Température moyenne : 26,1 °C

- Ensoleillement : 2.350 heures

- Evaporation Bac classe A : 1.570 mm

- ETP Penman : 1.670 mm.

4. RESULTATS

4.1. Année lysimétrique :

Elle commence le premier octobre et se termine le trente septembre de l'année suivante. Elle contient ainsi l'ensemble des cycles culturaux d'une année agricole qui débute en novembre et dont les dernières récoltes se situent, pour les plantes annuelles, en septembre. Depuis 1975, date d'installation du lysimètre, jusqu'à la fin de l'étude, aucun drainage n'a été relevé en octobre. Il est donc possible d'interpréter les variations annuelles tant en ce qui concerne le bilan de l'eau que celui des minéraux (fig. 1).

4.2. Drainage :

4.2.1. Généralités :

Les débits journaliers peuvent être regroupés en trois périodes (Tableau IV) :

- l'une de drainage intense, supérieur à 3 mm/jour en début et en fin de saison pluvieuse : Janvier puis Avril, Mai, Juin.
- la deuxième de drainage moyen, supérieur à 1 mm/jour et inférieur à 3 mm/jour en Décembre en période préhumide, Juillet en période post-humide et Février-Mars durant la "petite saison sèche" de l'intercycle.
- la dernière à drainage faible ou nul, inférieur à 1 mm/jour en saison sèche, Août, Septembre, Octobre et Novembre.

La corrélation entre les précipitations mensuelles (P) et le drainage mensuel (D) exprimés en mm est faible ($r = 0,784$) $D = 0,422\ P - 44,33$ (fig. 2).

Sur un sol saturé les fortes précipitations provoquent un ruissellement qui n'est pas perturbé par le dispositif. Le drainage est ainsi plus abondant en Juin alors que les mois de Mars, Avril et Mai reçoivent une pluviométrie plus élevée (Tableaux V et VI).

Le rapport annuel Drainage/Pluviométrie varie de 0,19 à 0,41 ; la saison pluvieuse coïncidant avec la saison la plus chaude (température supérieure de 2 °C), il est inférieur à ceux généralement mesurés en régions tempérées (BONFILS et al. 1962).

4.2.2. 1983 année de référence :

Les perturbations apportées par la mise en place du dispositif sont lointaines, la parcelle est cultivée avec du soja au premier et au second cycle. Un appareil enregistreur mesure le drainage de manière continue. Le drainage débute le premier Janvier soit après une pluviométrie cumulée (Octobre-Décembre) de 380 mm et une différence entre cette pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle de 122 mm du même ordre que celle observée par BALLIF et DUTIL (1983) pour un lysimètre de plus d' 1,50 m cultivé en sol de craie.

La période de drainage intense : Janvier, Avril, Mai et Juin (Tableau VI) est coupée par une période de drainage faible : Février et moyenne : Mars. La période de drainage réduit est limitée en fin de campagne au mois de Juillet . Par contre, celle de drainage nul est longue Octobre-Novembre puis Août-Septembre.

Durant la première décade de Janvier et celle de Mars 47 et 56 % respectivement de la pluviométrie traversent le profil, le débit atteint 8 mm/jour. Lors de la deuxième décade d'Avril 27 % de la pluviométrie, soit un débit de 9 mm/jour sont recueillis, le drainage maximum est obtenu durant la dernière décade de ce mois : 10 mm/jour soit 37 % de la pluviométrie. Les drainages instantanés (24 heures) maxima atteignent 14 mm/jour durant 4 jours en Avril et 2 jours en Mai. Le drainage moyen mesuré durant les 201 jours de fonctionnement est égal à 3,4 mm/jour.

Dans le profil saturé le débit à 1,40 m sous la surface est modifié 10 heures après la pluie. Le temps de réponse est voisin de 7 heures par mètre. En sol de craie non remanié, BALLIF et DUTIL (1983) mesurent un temps moyen de réponse de 12 heures par mètre. La corrélation qui lie, durant la période de fonctionnement, le drainage décadaire (D) à la pluviométrie décadaire (P) exprimés en millimètres est moyenne ($r = 0,817$).
$D = 0,509\ P - 19,85$ (fig. 3).

4.3. Approche du bilan hydrique :

L'estimation doit être faite à partir de l'équation générale du bilan de l'eau :

$$P = D + E + R + \Delta H$$

dans laquelle P représente la pluviométrie de la période, D le drainage, E l'évapotranspiration, R le ruissellement et ΔH la variation du stock d'eau dans le sol.

ΔH : durant la saison sèche 1979, en Août, Septembre et Octobre les précipitations cumulées s'élèvent à 230 mm contre 200 mm en 1980. Au premier Novembre 1980 l'état hydrique du sol est donc semblable à celui du premier Novembre 1979.

R : des parcelles de mesures du ruissellement et de l'érosion sont jointes au dispositif. En 1980 le ruissellement sous la culture du maïs est égal à 95,3 mm (8,7 % de la pluviométrie de la période) et sous la culture du soja qui lui succède il s'élève à 219,8 mm (14,7 % de la pluviométrie correspondante). Pour l'année lysimétrique 1980 315,1 mm soit 12 % de la pluviométrie ruissellent sur la parcelle cultivée.

D : sous la culture du maïs le drainage atteint 251,2 mm (27,3 % de la pluviométrie), sous la culture du soja 408,8 mm (24 % de la pluviométrie) soit pour l'année 660 mm et 25,1 % de la pluviométrie. Il est donc deux fois plus important que le ruissellement sous culture.

P : la pluviométrie du cycle du maïs égale 919 mm et 1705 mm pour le cycle du soja soit 2624 mm durant l'année lysimétrique.

E : l'évapotranspiration réelle mesurée ainsi serait de l'ordre de 1650 mm. Durant la même période l'évaporation du bac classe A est égale à 1690 mm et l'évapotranspiration calculée selon Penman à 1670 mm.

FOUGEROUZE (1963) a réalisé les seules mesures comparables disponibles pour la Guyane sur la station météorologique de Cayenne : la cuve lysimétrique plantée en Digitaria decumbens produit une évapotranspiration de 1506 mm et le bac classe A de 1365 mm. Pour l'année considérée l'évapotranspiration calculée selon THORNTHWAITE est égale à 1614 mm.

Si à la suite de E.M. BATISSE et S. HENIN (1955) on considère l'erreur expérimentale sur le bilan de l'ordre de 10 %, l'évapotranspiration est comprise, pour cette case lysimétrique cultivée en maïs et soja, entre 1570 et 1730 mm.

La consommation d'eau par les cultures est très forte et témoigne de conditions de croissance défavorables par ailleurs. La production de quinze tonnes de matière sèche , dix tonnes de maïs et cinq tonnes de soja correspond à une évaporation de 1650 mm. Le coefficient d'évaporation (sol + culture) est égal à 0,11 mm par kilogramme de matière sèche produit.

4.4. Bilan chimique :

4.4.1. Généralités :

Le tableau VII reprend les résultats moyens obtenus au cours des huit années lysimétriques.

Avec une fertilisation élevée de l'ordre de 120-200-240 unités par hectare les pertes moyennes par lixiviation sont modérées 100-3-15 unités par hectare. En ce qui concerne les oxydes de calcium et de magnésium des départs respectivement égaux à 90 et 40 kilogrammes par hectares correspondent à des apports de 560 et 190 kilogrammes.

Ces moyennes masquent une variabilité interannuelle très élevée liée à une occupation du sol par des cultures différentes.

4.4.2. Cas d'une rotation maïs-soja :

En 1980, 135 unités d'azote sont épendues : 50 au semis du maïs, 50 à 45 jours et 35 unités au semis du soja. La concentration en nitrates s'élève de 21 mg/l en début de période à 34 mg/l lors du second apport. Durant ces 45 jours la pluviométrie faible (325 mm) provoque un drainage modéré (146 mm) et une concentration des percolats en nitrates modérée, le maïs qui se développe bien (39 quintaux par hectare) piège efficacement ces éléments.

Dès la récolte du maïs et l'enfouissement de 30 unités d'azote, les concentrations en azote des eaux de drainage s'élèvent et se stabilisent à 73 mg/l en Mai et Juin. En fin d'année après la récolte de 30 quintaux de soja la teneur en nitrate retrouve presque son niveau initial 36 mg/l.

En regard des 135 unités d'azote épandues 108 unités ont été évacuées en profondeur et 247 unités exportées par les récoltes. En 1979 la même succession culturale provoque une dynamique de l'azote très différente. 130 unités d'azote sont épendues : 50 au semis du maïs, 50 à 45 jours et 30 unités au semi du soja. La concentration en nitrates au départ est égale à 31 mg/l et s'élève régulièrement. 63 mg/l lors du deuxième épendage, et 84 mg/l, durant les deux derniers mois du cycle du maïs.

La pluviométrie est très élevée: 705 mm sont recueillis durant les 45 premiers jours du cycle, le drainage est intense : 208 mm le maïs se développe peu et la fécondation se fait mal (la production sera égale à 15 quintaux/ha). La plante est peu exigeante en azote, la concentration des percolats en nitrates se stabilise durant les deux derniers mois du cycle au dessus de 84 mg/l. L'enfouissement de l'azote starter du soja contribue à augmenter encore les départs : 102 mg/l au début du mois d'Avril. Avec cette culture, la concentration décroit régulièrement et atteint 22 mg/l à la récolte des 20 quintaux de graines. Aux 130 unités d'azote apportées par les engrais correspondent une lixiviation de 201 unités et une exportation par les récoltes de grains de 207 unités (fig. 4).

En 1983, deux cultures de soja sont conduites successivement. Il n'est pas observé alors de fuite importante d'azote ; la concentration reste voisine de 25 mg/l. Tout se passe comme si les départs importants observés sous une culture de soja étaient liés étroitement au précèdent cultural. La minéralisation d'une masse importante de matière organique après la culture du maïs libérerait une quantité élevée d'azote qui ne pourrait être piègée par le soja normalement inoculé.

Par contre les résidus de récolte d'un soja de premier cycle, très peu importants n'entraineraient pas sous le soja qui lui succède une telle fuite de nitrates (fig. 5).

4.4.3. Culture de manioc :

Une culture de manioc est conduite durant l'année lysimétrique 1977 sur la parcelle. La densité de plantation est égale à un pied par mètre carré, le dispositif permet le développement d'une plante au centre du lysimètre. La fumure annuelle égale à 150 unités d'azote, 60 unités de phosphore contenant 27 kg/ha de chaux et 180 unités de potasse est épendue à raison d'un cinquième de l'azote, un tiers du phosphore et un tiers de la potasse à la plantation, deux cinquième de l'azote, un tiers du phosphore et de la potasse à quatre mois et à huit mois.

De la plantation et jusqu'à quatre mois, la concentration d'azote dans les percolats croit lentement (1,11 à 8,70 mg/l). Par contre on remarque déjà un pic de concentration en potassium un mois après la plantation (1,32 mg/l, à la plantation, 3,43 mg/l à un mois et 1,29 mg/l à 4 mois).

Après l'apport de la première fumure de couverture les teneurs s'élèvent rapidement (41,75 mg/l de nitrates, 5,14 mg/l de potassium, 8 semaines après), le calcium suit avec un mois de décalage (0,71 mg/l et 10,27 mg/l). Les teneurs dans les percolats décroissent ensuite, même après le troisième apport de fertilisants mais restent à des niveaux élevés après la récolte pour les nitrates : 11,7 mg/l et le calcium 5 mg/l. Par contre le potassium retrouve la teneur initiale 1,03 mg/l.

Durant le cycle du manioc 76 unités d'azote sont lixiviées avec 35 unités de potasse et 64 kg de chaux. Le manioc a produit 80 t/ha de tubercules et 70 t/ha de tiges et de feuilles ce qui correspond à une exportation totale par les récoltes de 336 unités d'azote, 561 unités de potasse et 216 kg de chaux.

On retrouve ici les rythmes de mobilisation des éléments décrits par ailleurs (NIJHOLT, 1935) ; une forte absorption de la potasse durant les premiers mois du cycle qui atteint 2,7 kg/ha/jour suivie d'une mobilisation réduite (0,6 kg/ha/jour) et d'une reprise en fin de cycle (1,4 kg/ha/jour).

Les cinétiques d'absorption de l'azote et du calcium sont identiques à celle de la potasse. Cependant l'azote est très peu mobilisé après le sixième mois (5 kg/ha/jour). (fig. 6).

4.4.4. Dynamique des éléments :

Le tableau VIII reprend les concentrations moyennes des différents éléments analysés pour le premier semestre lysimétrique. (premier cycle, début de saison des pluies), pour le second semestre(deuxième cycle, fin de saison des pluies) et en moyenne annuelle.Exceptées les concentrations en phosphore et en sodium les concentrations sont toujours plus élevées en fin de saison des pluies qu'en début.

Comparées à celles relevées par ailleurs les teneurs sont généralement plus faibles, seul le site d'Ampangabe a des concentrations proches de celles de Cayenne. Par contre sur le site, écologiquement proche d'Azaguié, les mesures sont 2 à 5 fois plus élevées et même 28 fois plus fortes en ce qui concerne le potassium.

Phosphore :

La fumure est très élevée. Plus de 200 unités par an. La concentration moyenne des percolats en PO4 est égale à 0,30 mg/l. L'installation du lysimètre a entrainé une grande masse de phosphore en profondeur. En excluant la première année de fonctionnement les pertes moyennes annuelles par drainage atteignent 2,4 unités. Elles restent équivalentes à celles mesurées en Côte d'Ivoire avec une fumure réduite (40 unités) par GODEFROY et al. (2,1 U/ha). Avec une fumure forte (189 unités) JUSTE et al en Gascogne mesurent une lixiviation annuelle de 0,4 kg/ha. Il y a peut être ici un arrière effet de la forêt abattue en 1974. Le phosphore proviendrait de la décomposition des racines.

Potasse :

La fumure potassique moyenne annuelle est forte : plus de 230 unités. Dans les rotations céréalières les concentrations en potassium dans les eaux de drainage sont stables : 0,65 mg/l (0,30 à 1,13), les lixiviations sont alors faibles, 5 kg/ha à 1,40 m de profondeur.

Calcium :

Avec un apport moyen de 560 kg/ha/an les exportations sont de l'ordre de 90 kg/ha. La concentration moyenne, année 1976 exclue, égale à 7,52 mg de calcium par litre masque d'amples variations liées à celles des nitrates. Il existe une corrélation moyenne ($r = 0,816$) entre la concentration en calcium (Ca) dans les eaux de drainage et celle en nitrate (NO3) exprimées en mg/l :

$$(Ca) = 0,233\ (NO3) - 0,49 \quad \text{(fig.7)}$$

Magnésium :

L'apport moyen annuel par les amendements et les engrais dépasse 180 kg/ha, les pertes moyennes par lixiviations sont égales à 37 kg/ha. Les variations sont amples entre la teneur moyenne, 2,51 mg/l et comme celles du calcium, suivent l'évolution des nitrates.

La corrélation est moyenne (r = 0,830) entre la concentration en magnésium (Mg) et celle en nitrate (NO3) des eaux de drainage :

(Mg) = 0,059 (NO3) + 0,51 (fig. 8).

La dynamique des deux cations divalents est donc semblable. Ils sont liés (r = 0,875) pour une régression linéaire :

(Mg) = 0,325 (Ca) + 0,06 (fig. 9)

Sodium :

La lixiviation moyenne en NaOH est de l'ordre de 28 kg/ha/an. Elle est double de celle mesurée pour la potasse. Les apports par les chlorures de potasse et les phosphates de calcium, totalisent 16 kg/ha/an. En 1976 et 1977 les superphosphates concentrés ne contiennent pas de sodium : la dynamique de cet élément est celle du potassium. Les concentrations les plus élevées sont relevées un mois avant celles en potassium. Le Sodium de l'Hyper Réno est à compter de 1979 prépondérant sur la cinétique de ce cation. La concentration moyenne des percolats est voisine de 2 mg/l. L'installation du lysimètre n'a pas entrainé un départ important de sodium dans ce profil carencé.

Silice :

La teneur des eaux de drainage est relativement stable autour de 3,13 mg/l (1,18 et 5,13 mg/l). Elle est plus faible que celle mesurée dans la nappe générale, 4,60 mg/l, dont le plafond se situe six mètres sous la surface lors de la saison des pluies. Annuellement 25 kg/ha de silice sont exportés au delà de 1,4 m de profondeur.

4.4.5. Acidité et conductivité :

Le pH des eaux de drainage varie entre 6 et 7. Ces variations ne dépendent étroitement ni de la période de l'année ni de la concentration de la solution en un des éléments cités plus haut.

La conductivité moyenne à 25 °C, exprimée en micromhos des eaux est égale à 112 unités (1976 exclue).

A elle seule la concentration en nitrates explique une grande part de la conductivité (r = 0,76)

$C = 1,537\ (NO3) + 59,13$

4.4.6. Exportations par les récoltes :

Le tableau IX donne la composition centésimale des produits récoltés relevés chez différents auteurs ou obtenus lors de l'analyse des récoltes de cette étude. Le tableau X rapporte, par cultures, les exportations dûes aux grains et aux racines et parties aériennes des patates douces et du manioc.

4.4.7. Apports météoriques :

L'analyse des eaux de pluie n'a pas été réalisée sur le site mais par CALES (à paraitre) dans une zone écologiquement proche. Le tableau XI reprend ces mesures et celles obtenues par d'autres auteurs.

La concentration en calcium, magnésium et potassium sont comparativement très faibles, celle en sodium, élevée , est le fait de la proximité de l'océan. Les apports sont importants du fait de l'abondance de la pluviométrie.

4.4.8. Moyennes interannuelles :

Le tableau VII reprend les éléments du bilan. Durant les huit années de culture le soja revient six fois. Les productions sont généralement bonnes.

Le bilan minéral est donc équilibré ou excédentaire.

Il l'est en oxyde de calcium : + 471 kg/ha ; oxyde de magnésium + 216 kg/ha ; en acide phosphorique : + 131 kg/ha ; sans tenir compte des apports météoriques, en potasse + 100 kg/ha et en hydroxyde de sodium.

Par contre, le bilan apparent de l'azote semble largement négatif : - 184 kg/ha.

Sur l'ensemble des huit années de culture les départs en phosphore sont supérieurs au stock d'acide phosphorique contenu dans les 45 premiers centimètres du sol, les départs en potasse équivalent au double du stock de potasse échangeable du profil entier (1,40 m), ceux en hydroxyde de sodium à plus de deux fois le stock total, ceux en magnésie sont équivalent à la totalité de la magnésie échangeable du profil, en comparaison les départs de chaux sont faibles et ne concernent que les deux tiers de l'oxyde de calcium contenu dans les 15 premiers centimètres du sol.

Sur une case d'étude de l'érosion et du lessivage oblique GODEFROY et al. (1970), dans une écologie comparable indiquent que le calcium, le magnésium, le potassium et l'azote entrainés par l'érosion superficielle ne représentent que 2 à 10 % des pertes totales (érosion et lixiviation) alors que la pente de la parcelle atteint 14 % et la pluviométrie 1.800 mm.

Nous avons mesuré en 1976 les pertes minérales dues à l'érosion; les résultats sont reportés dans le tableau XII. Pour cette année de mise en place des dispositifs, elles semblent beaucoup plus fortes : 40 % de l'azote, 62 % du phosphore, 12 % de la potasse, 31 % du calcium, 6 % du magnésium et 12 % du sodium sont entrainés de cette manière.

Les pertes totales du fait de l'érosion (49 tonnes), sont proches de celles obtenues par BERTRAND (1967) pour 54 tonnes de terre et sans tenir compte des formes solubles (N = 75 kg/ha , P2O5 = 37 kg/ha , bases 34 kg/ha).

A Cayenne les départs par érosion et ruissellement élevés sont liés à l'ablation de la matière organique après le défrichement et à l'installation du dispositif. Des résultats plus proches de ceux mesurés à Azaguié sont obtenus par la suite. En particulier on observe une stabilisation de l'érosion qui est, en moyenne des huit années, égale à 18 tonnes par hectare ce qui, sans tenir compte des diminutions des teneurs en éléments de l'horizon superficiel réduirait les pertes des deux tiers, soit 17 kg/ha d'azote, 7 kg/ha d'acide phosphorique, 2 kg/ha de potasse, d'oxyde de magnésium et d'hydroxyde de sodium et 25 kg/ha d'oxyde de calcium.

4.5. Comparaison des résultats avec ceux obtenus par ailleurs

Le tableau XIII reprend les caractéristiques des lysimètres implantés dans des zones écologiques proches et celles des

dispositifs de référence situés en zone tropicale sèche ou en climat tempéré.

Le tableau XIV résume les pertes minérales par lixiviation de ces dispositifs pour les parcelles cultivées normalement ou fortement fertilisées.

4.6. Conclusion :

Il apparait que les pertes par lixiviation sont principalement liées à la nature du couvert végétal. Le type de sol, l'abondance de la fumure n'interviennent significativement que dans les cas extrêmes (sable, fumure et amendement insuffisants ...) Par contre l'enfouissement durant l'intercycle cultural, en saison des pluies, d'une quantité importante de paille stimule considérablement les pertes en éléments.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ARRIVETS J. - RAKOTONDRIAMIHAMINA J. - RAOLLOVIVETO J. - RABETRANO A. :

1978 ; Compte rendu d'expérimentation 1976-77, avec première synthèse des résultats 1974-77. Programme "système de fumure". Fertilisation des "tanety" de la région de Tananarive.
Tananarive CENRADERU, 104 p.

BALLIF J.L. - DUTIL P. :

1983 ; Lysimétrie en sol de craie non remanié. Drainage, évaporation et rôle du couvert végétal. Résultats 1973-1980.
Agronomie Vol 3 n°9, 857-866.

BATISSE E.M. :

1951 ; Dix huit années d'études lysimétriques appliquées à l'agronomie. Premier mémoire.
Annales agronomiques série A, 728-781.

BATISSE E.M. - HELIN S. :

1955 ; Dix huit années d'études lysimétriques appliquées à l'agronomie.
Annales agronomiques série A, 203-232.

BELAN J. - COLLENET M. :

1980 ; Essai d'étude de la dynamique de l'azote à l'aide de la lysimétrie. Compte rendu de l'académie d'agriculture de France. Tomme 66, n°12, 1079-1105.

BERTRAND R. :

1967 ; L'érosion hydrique. Nature et évolution des matériaux enlevés. Relations et conséquences sur le sol érodé.
In colloque sur la fertilité des sols tropicaux (Tananarive 19-25 novembre 1967), Tome 2, 1296-1301.

BOULET R. :

1978 ; Existence de systèmes à forte différenciation latérale en milieu ferrallitique guyanais : un nouvel exemple de couverture pédologique en déséquilibre.
Science du sol n° 2, 75-82.

BONFILS P. - CHARREAU C. - MARA I. :

1982 ; Etudes lysimétriques au Sénégal.
L'Agronomie Tropicale, 17 (14), 881-914.

CHABALIER P.F. :

1976 ; Lysimétrie, mesure du drainage vertical.
In : fertilisation chimique et organique, rapport analytique 1976. Bouaké, multigraphié, 54-60.

CHABALIER P.F. :

1984 ; Comparaison de deux méthodes de mesures de la lixiviation en sol ferrallitique.
L'Agronomie Tropicale, 39 (1) ; 22-30

CHARREAU C. :

1974 ; Decrease of fertility in présent systems of cropping Generalizations on fertilisation.
In A serie of lectures at Cornell University. Multigraphié 292-322.

CHARREAU C. :

1972 ; Problèmes posés par l'utilisation agricole des sols tropicaux par des cultures annuelles.
L'Agronomie Tropicale, n° 9 ; 905-929.

CHARREAU C. - CHAUVEL A. :

1970 ; Compte rendu d'expérimentation sur cases lysimétriques en 1969.
Dakar, Ministère du Développement Rural; multigraphié 5 p.

COPPENET M. :

1969 ; Résultats de douze années d'observations lysimétriques à Quimper (1954-1965). Annales agronomiques 20 (2), 111-143.

COURPRON C. :

1974 ; Pertes en éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes soumis à une fertilisation et une irrigation intensives.
Annales agronomiques 25 (2) ; 467-482.

DEJOU J. - MORIZET J. :

1977 ; Etude comparative de la dynamique du drainage et de la composition des eaux de percolation dans les sols granitiques et basaltiques du Massif Central.
Annales agronomiques 28 (4), 335-359.

FOUGEROUZE J. :

1966 ; Quelques problèmes de bioclimatologie en Guyane Française.
L'Agronomie Tropicale 21 (3), 291-346.

GODEFROY J. - MULLER M. - ROOSE E. :

1970 ; Estimation des pertes par lixiviation des éléments fertilisants dans un sol de bananeraie de basse Côte d'Ivoire.
Fruit 25 (4), 403-423.

GUIS R. :

1974 ; Lysimétrie à Kalfou. Lysimétrie à Mambang.
In rapport analytique de l'ICVT, division I tome 2.
ICVT Nord, Yaoundé, Cameroun. Multigraphié ; 216-227.

INGHAM G. :

1950 ; The minéral content of air and rain and its importance to agriculture.
Journ. Agri. Sci. ; 55-61.

IRAT :

1975 ; Etudes de lysimétrie et acidification des sols.
L'Agronomie Tropicale 30 (2) ; 148-153.

JUSTE Ch. - TAUZIN J. - DUREAU P. - COURPRON C. :

1982 ; Exportation des éléments fertilisants par lessivage en sol sableux des Landes de Gascogne. Résultats de huit années d'observations en cases lysimétriques.
Agronomie 2 (1) ; 91-98.

LOW A.J. - ARMITAGE E.R. :

1970 ; The composition of the leachate through cropped and uncropped soil in lysimeters compared with that of the rain
Plant Soil 33 ; 393-411.

NIJHOLT J.A. :

1935 : Opname van voedingsstoffen mit den boden bij cassava.
Korte mededeelingen van het algemeen proefstation voor den landbow 15, 23 p.

PEDRO G. :

1961 ; Sur l'altération spontanée du granite en milieu naturel ; résultats obtenus au bout de trente ans dans l'expérience lysimétrique de Versailles.
C.R. Acad. Sc 253 (4) ; 2242-2244

PIERI C. :

1983 ; Bilan minéraux des sols cultivés en zone de savane humide de Madagascar et d'Afrique de l'Ouest.
Séminaire Planaltina 28 novembre- 3 décembre 1983.
IRAT/CPAC Montpellier, multigraphié 34 p + annexes.

PIERI C. :

1979 ; Etude de la composition de la solution d'un sol sableux cultivé du Sénégal à l'aide de capteurs en céramique poreuse.
L'Agronomie Tropicale 34 (1) ; 9-22.

PIERI C. :

1979 ; La fertilisation potassique du mil Pennisetum et ses effets sur la fertilité d'un sol sableux.
IRAT Montpellier, multigraphié 72 p. + annexes

PIERI C. :

1982 ; Estimation du bilan des pertes moyennes en eau et en éléments minéraux dans une succession culturale mil-arachide.
In rapport de mission au CNRA
IRAT Montpellier, multigraphié 26 p + annexes.

ROOSE E. - GODEFROY J. :

1967 ; Lessivage des éléments fertilisants en bananeraie in : Colloque sur la fertilité des sols tropicaux, Tananarive, 19-25 Novembre 1967, Tome 2 : 1405-1410.

ROOSE E. - HENRY DES TUREAUX P. - :

1970 ; Deux méthodes de mesure du drainage vertical dans un sol en place.
L'Agronomie Tropicale, 25 (12) : 1079-1087

SEGUY L. - MBIDA P. -

1974 ; Estimation des pertes par lixiviation des éléments minéraux et colloïdaux dans différents types de sols de l'Ouest Cameroun.
IRAT Paris, multigraphié 55 p.

FIGURE N° 1

PLUVIOMETRIE ET DRAINAGE

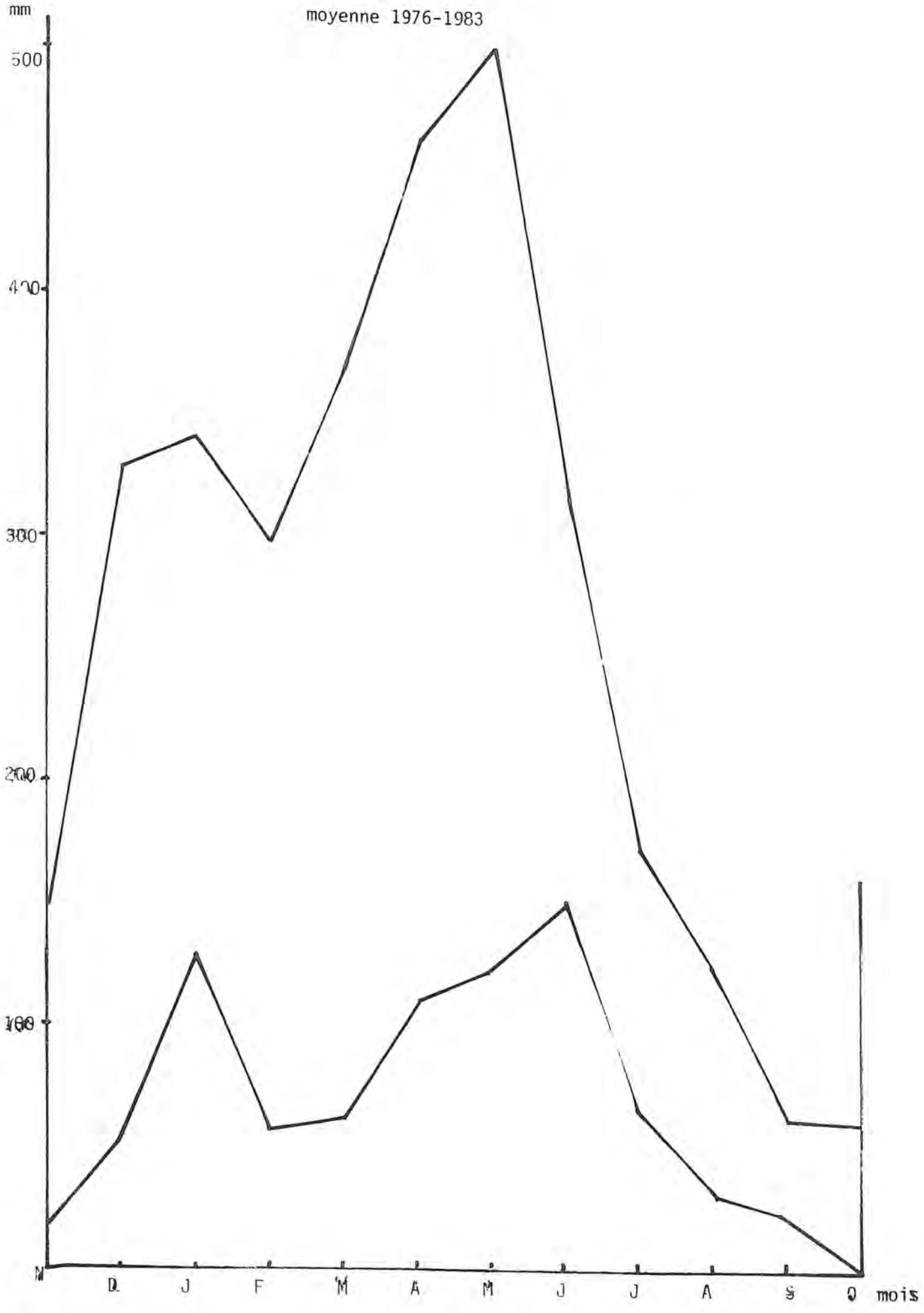


FIGURE N° 2

Relation entre le drainage mensuel (mm) et la pluviométrie mensuelle (mm)
Bilan des huit années

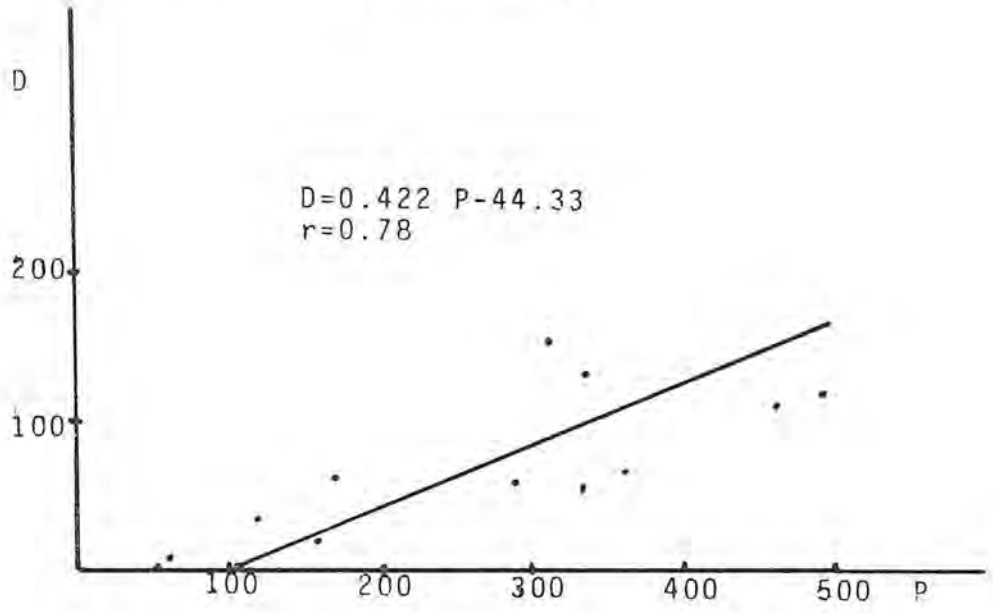


FIGURE N° 3

Relation entre le drainage décadaire (mm) et la pluviométrie décadaire (mm)
Année 1983

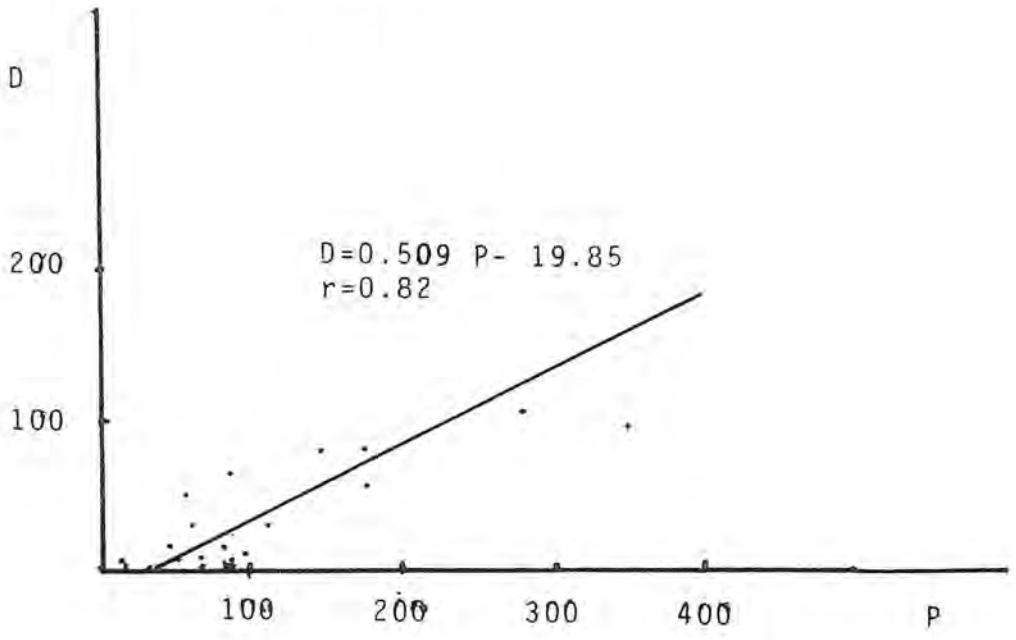


FIGURE N° 4

Evolution de la concentration en NO_3^-

durant deux rotations Mais-Soja 1979 et 1980

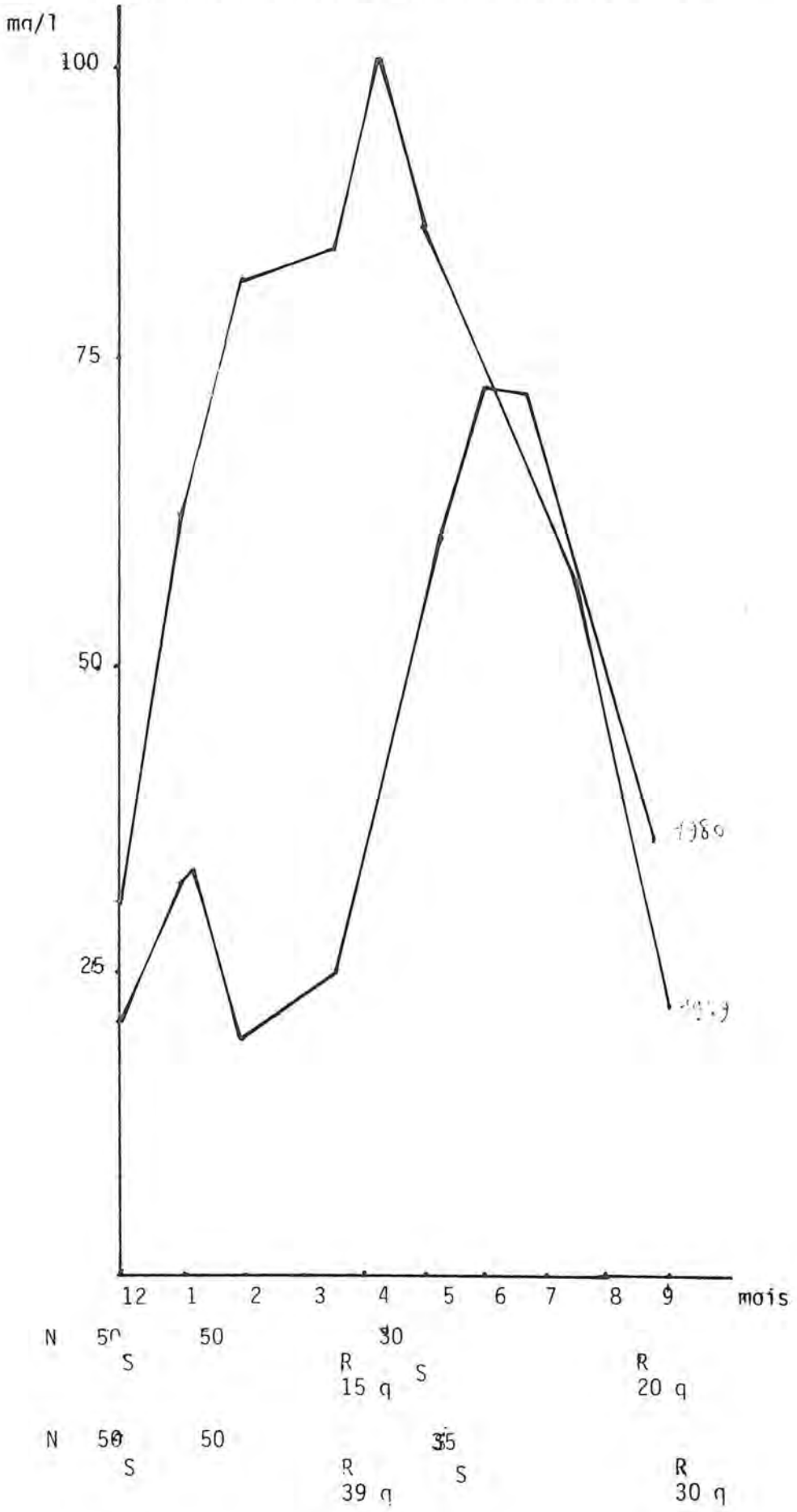


FIGURE N° 5

Evolution dela concentration en NO_3^-
durant deux cycles de soja 1983

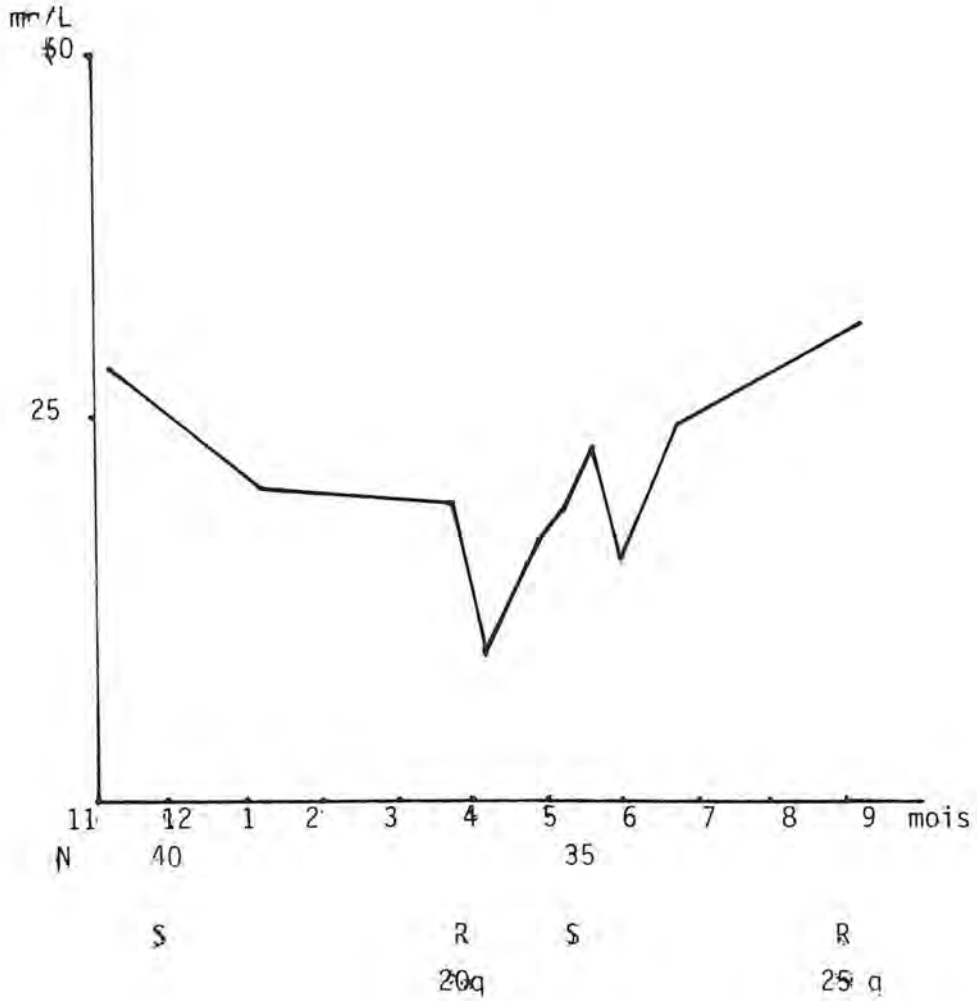
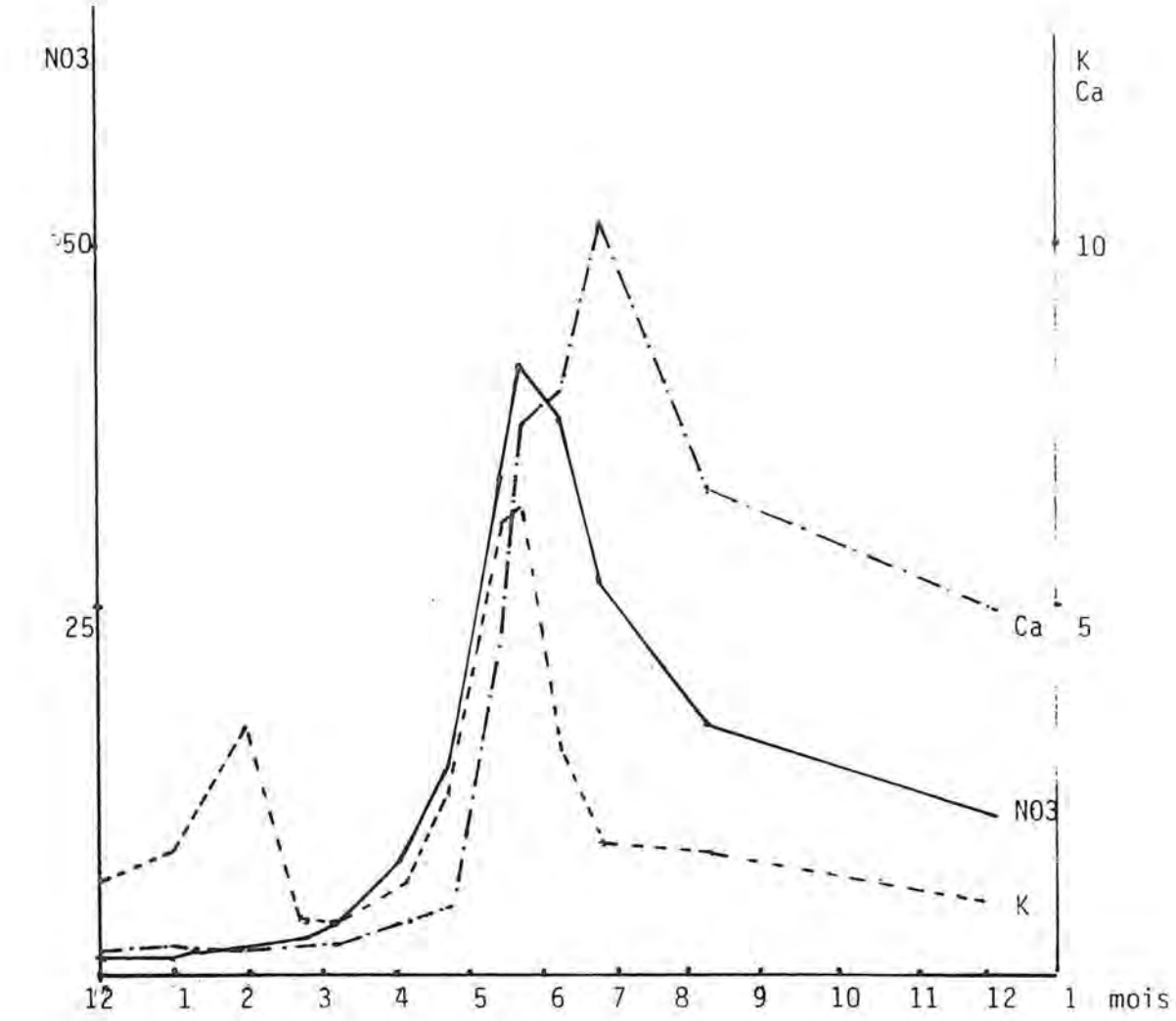


FIGURE N° 6

Evolution des concentrations en
$NO3^-$ k^+ Ca^{++}
lors d'une culture de manioc 1977

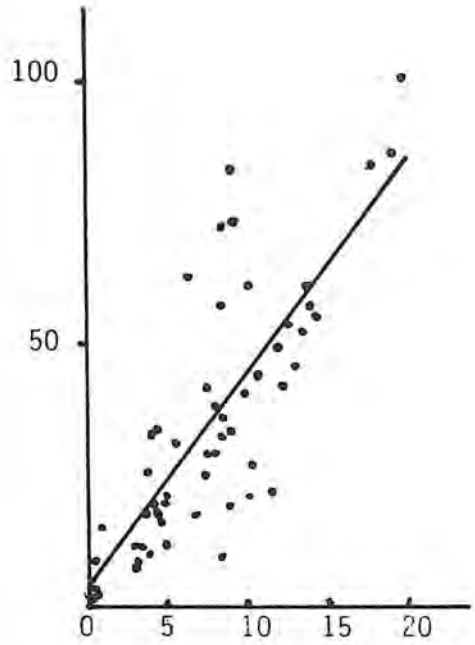


N	30	60	60
K2O	60	60	60
CaO	9	9	9

Pl. R

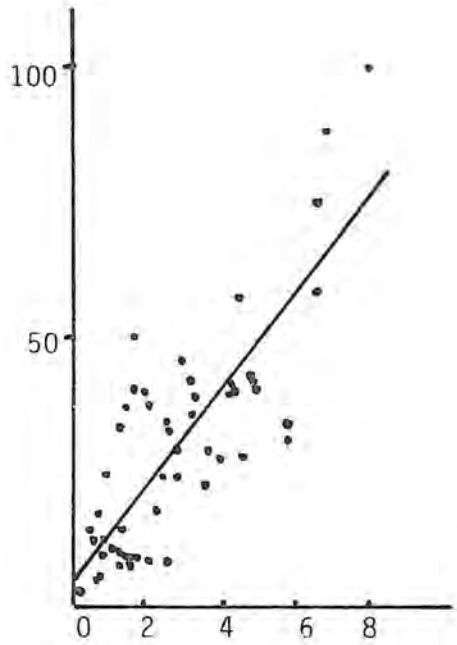
Relations entre les concentrations de certains minéraux lixiviés

FIGURE N° 7



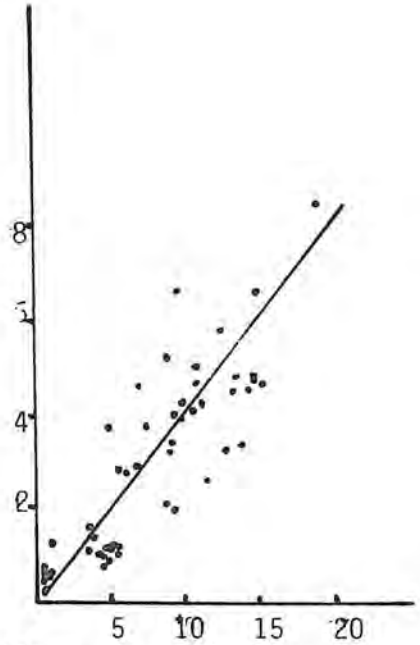
$(NO3^{-})=4.294(Ca^{++})+2.09$
r=0.82

FIGURE N° 8



$(NO3^{-})=5.869(Mg^{+})+5.06$
r=0.83

FIGURE N° 9



$(Mg^{++})=0.325(Ca^{++})+0.06$
r=0.87

TABLEAU I : Principales données analytiques du sol de la case lysimétrique lors du défrichement

PROFONDEUR (cm)	0-15	15-45	45-100	100-140
Refus 2 mm	20,2	28,2	46,7	41,0
Argile	33,3	35,3	40,2	41,0
Limon fin	4,0	4,4	5,0	4,8
Limon gross.	2,2	2,4	2,8	2,9
Sable fin	18,3	17,3	17,9	18,2
Sable gross.	39,7	38,6	33,5	32,8

TABLEAU II

PROFONDEUR (cm)	0-15	15-45	45-100	100-140	Elément dans la totalité du profil
Matière organique %	5,7	3,3	-	-	-
Matière organique T/ha	81,87	85,30	-	-	-
Azote total %	5,65	4,45	2,54	0,70	
Azote total kg/ha	8 116	11 502	8 935	1 982	30 535
C/N	10	10	9	8	-
P_2O_5 assimilable %	0,114	0,126	0,103	0,126	-
P_2O_5 assimilable kg/ha	163	325	362	356	1 206
K échangeable %	0,102	0,031	0,035	0,074	-
K_2O échangeable kg/ha	176	96	148	251	671
Ca échangeable %	0,720	0,332	0,084	0,074	-
CaO échangeable kg/ha	1 448	1 201	414	293	3 356
Mg échangeable %	0,061	0,042	0,036	0,016	-
MgO échangeable kg/ha	146	181	211	76	614
Na échangeable %	0,007	0,007	0,002	0,002	-
NaOH échangeable kg/ha	20	36	14	11	81
Somme des bases meq %	4,39	2,12	0,82	0,80	-
Capacité d'échange cationique meq %	10,30	10,00	7,62	4,90	-
pH eau	5,35	5,20	5,00	4,60	-

TABLEAU III : Pluviométrie décadaire 1983 (mm)

Mois	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
Décade												
1	0.9	30.4	36.1	174.4	85.6	49.1	112.1	145.4	94.8	13.7	19.7	118.7
2	6.1	11.7	68.1	46.7	82.1	85.4	351.6	56.0	85.0	64.9	11.3	16.5
3	19.5	16.5	136.7	17.1	65.5	174.8	278.5	79.3	59.9	30.3	17.4	12.4

TABLEAU IV : Drainage décadaire 1983 (mm)

Mois	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
Décade												
1	0	0	0	81.8	2.2	8.5	29.9	81.4	12.6	7.2	0	0
2	0	0	0	15.1	2.5	3.8	94.3	51.9	67.6	3.8	0	0
3	0	0	0	0.9	9.1	57.5	104.4	15.4	28.9	0	0	0

TABLEAU VI ; Drainages mensuels mm/j

Mois	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
Moyenne	0	0.6	1.8	4.1	2.1	2.0	3.6	3.8	5.0	2.1	1.0	0.4
1983	0	0	0	3.1	0.5	2.2	7.6	4.8	3.6	0.4	0	0

TABLEAU V : pluviométries mensuelles mm

Mois	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
Moyenne	59	148	329	339	293	367	463	498	314	173	123	62
1983	26	59	241	238	233	309	742	281	240	108	48	148

TABLEAU VII : Estimation moyenne annuelle après huit années de culture du bilan minéral

	Lixiviation	Exportation par les récoltes	Engrais et amendement	Apports météoriques
N	97	208	121	-
P2O5	3	71	205	-
K2O	14	130	234	10
CaO	89	34	558	36
MgO	37	29	186	6
NaOH	28	-	16	75
SiO2	33	-	-	-

TABLEAU VIII : Concentration moyenne en minéraux des eaux de drainage mg/l

	pH	Ca	Mg	Na	K	N total	dont N (NO3)	PO4	SiO2
Cayenne A	6.44	6.89	2.43	2.56	0.97	12.33	11.74	0.27	2.59
Cayenne B	6.69	8.40	2.72	1.81	1.12	15.07	14.27	0.25	3.62
Cayenne T	6.59	7.82	2.61	2.10	1.06	14.02	13.31	0.26	3.23
Azagnié	-	30.87	13.70	-	29.67	28.38	-	0.48	-
Dchang	-	11.90	1.09	-	1.14	1.71	-	-	5.24
Gagnoa	-	31.54	7.20	-	1.92	21.68	-	-	-
Saucats	-	31.10	9.00	-	8.88	7.80	-	0.07	-
Ampangabé	-	6.06	4.68	-	2.83	8.05	-	-	-
Quimper	-	47.14	3.71	-	4.96	12.99	-	0.27	-
Versailles	-	118.66	6.99	-	2.27	48.69	-	0.18	-
Clermont-Ferrand	-	106.50	26.25	30.00	20.75	46.87	-	0.17	11.60
Bambey	-	21.77	8.32	-	7.27	8.76	-	0.29	-
Versailles granite	-	20.61	2.60	2.46	11.20	-	-	-	-
Cayenne nappe	7.44	0.93	0.46	2.30	0.34	0.49	0.01	0.24	4.60

Cayenne A = 1er semestre, début des pluies: 1977-1983

Cayenne B = 2ème semestre, fin des pluies: 1977-1983

Cayenne T = moyenne annuelle pondérée : 1977-1983

TABLEAU IX : Compositition centésimale des produits récoltés

Plante	N	P2O5	K2O	CaO	MgO	NaOH	SiO2	Source
Patate douce	0.16	0.11	0.37	0.08	0.03	0.09	-	J. Fritz (1972)
Vigna	3.2	1.0	2.4	0.3	0.3	-	-	L. Jacquinot (1967)
Manioc tige + feuille	0.24	0.18	0.31	0.20	0.13	-	-	P. Silvestre et M. Arraudeau (1983)
Manioc racine	0.21	0.10	0.43	0.07	0.05	-	-	P. Silvestre et M. Arraudeau (1983)
Soja	6.4	1.5	2.2	0.4	0.5	-	-	Analyse
Maïs	1.4	0.7	0.5	0.03	0.09	-	-	G. Rouanet (1984)
Riz	1.5	0.6	0.3	0.06	0.15	-	2.7	Analyse
Sorgho	1.4	0.6	0.5	0.02	0.17	-	-	Y.G. Deosthale (1972)

TABLEAU X : Exportations annuelles par les cultures en kg

Année	Culture	Rendem. T/ha	N	P2O5	K2O	CaO	MgO	NaOH	SiO2
1976	Patate	3.000	5	3	11	2	1	3	-
	Vigna	1.200	38	12	29	4	4	-	-
77/78	Manioc t + f	70.000	168	126	217	140	91	-	-
	Manioc racine	80.000	168	80	344	56	40	-	-
1978	Soja	2.700	173	40	59	11	13	-	-
1979	Maïs	1.500	21	10	7	0,5	1	-	-
	Soja	2.900	186	43	64	12	14	-	-
1980	Maïs	3.900	55	27	19	1	3	-	-
	Soja	3.000	192	45	66	12	15	-	-
1981	Riz	2.500	37	15	7	1	4	-	67
	Maïs	3.300	46	23	16	1	3	-	-
1982	Sorgho	5.400	76	32	27	1	9	-	-
	Soja	3.300	211	49	73	13	16	-	-
1983	Soja	2.000	128	30	44	8	10	-	-
	Soja	2.500	160	37	55	10	12	-	-

TABLEAU XI : Apports minéraux par les eaux de pluies kg/ha/an
Concentrations moyennes mg/l

Source	Lieu	Pluie (mm)	N	Ca	Mg	Na	K	P	Si	Cl
Low (1970)	Jealott's Hill (G.B.)	642	12.5 1.95	18.6 2.90	1.7 0.26	-	9.6 1.49	1.02 0.16	-	-
Pieri (1982	(Sénégal)	836	0.5 0.06	17.1 2.04	2.7 0.32	10.9 1.30	4.1 0.49	1.3 0.15	Tr -	17.2 2.06
Roose (1980)	Saria (Burkina Faso)	860	5.4 0.63	18.4 2.14	2.7 0.31	1 0.12	3.4 0.39	2.1 0.24	2.6 0.30	2.8 0.33
Ingham (1950)	Natal (Afrique du sud)	1245	11.8 0.95	76.6 6.15	- -	- -	39.3 3.16	1.8 0.14	-	182.3 14.64
Roose (1980)	Korhogo (Côte d'Iv.)	1350	12.2 0.90	25.7 1.90	1.4 0.10	2 0.15	4.1 0.30	1.3 0.10	4.4 0.33	4.1 0.30
Cales (à paraitre)	Sinnamary (Guyane)	3700	-	27.7 0.81	4.5 0.12	52.1 1.35	10.1 0.27	-	-	-

TABLEAU XII : Estimations des pertes par lixiviation et par érosion-ruissellement en 1976 en kg/ha

	Quantité d'eau (mm)	N	P2O5	K2O	CaO	MgO	NaOH
Lixiviation	1354	73	12	45	153	73	44
Erosion Ruissellement	637	47	20	6	68	5	6

TABLEAU XIII : Comparaison de quelques dispositifs de mesure de la lixiviation

Lieu	Auteur	Période	Sol	Pluie et irrigation mm	Profondeur de la case m	Drainage parcelle cultivée mm	Ruissellement parcelle cultivée mm
Cayenne	GODON	1976-1983	fue migmatite*	3170	1.40	815	338
Azagiué	GODEFROY	1966-1968	fue schiste	2020	1.75	828	74
Dchang	SEGUY	1973	fue	1433	0.85	531	0
Gagnoa	CHABALIER	1976	fue granite	1432	0.80	475	0
Saucats	JUSTE	1972-1979	podzol	1226	1.00	637	0
Ampangabé	ARRIVETS	1980	fue granite	1314	1.00	420	(dont) 28
Bouaké	CHABALIER	1981	fue granite	1166	0.80	522	0
Quimper	COPPENET	1954-1965	br. granite	1089	0.85	485	0
Bambey	CHARREAU	1954-1966	fux sable**	660	1.80	137	0
Versailles	BATISSE	1933-1949	br. limon***	595	0.60	146	0
Clermont Fd	DEJOU	1961-1975	br. granite	585	1.45	32	0

* ferrallitique
** ferrugineux
*** brun

TABLEAU XIV : Pertes minérales par lixiviation sous cultures normalement ou fortement fertilisées kg/ha/an

Lieu	Fumure annuelle moyenne*	Amendement annuel**	Culture	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	SiO2
Cayenne	120-200-235	560-185	rotation	97	3	14	89	34	33
Azaguié	430-40-565	paillage	bananier	235	3	296	360	189	-
Dchang	120-100-80	0-0	maïs	2	-	15	56	36	52
Gagnoa	0-0-0	0-0	maïs-maïs	103	-	11	211	57	-
Saucats	210-210-225	275-50	maïs	50	0,4	69	281	97	-
Ampangabé	135-60-60	90-50	maïs	39	-	14	43	28	-
Bouaké	140-80-160	50-30	maïs-coton	15	-	3	60	27	-
Quimper	0-140-140	640-40	rotation	63	1	29	322	30	-
Bambey	15-25-15	0-0	rotation	12	0,3	12	42	19	-
Versailles	0-0-0	0-0	rotation	71	0,2	4	241	17	-
Clermont FD	110-75-200	240-15	rotation	15	0,04	8	48	14	4

* N-P-K unité/ha
** CaO-MgO kg/ha

CHIMIE DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS TROPICAUX

A.T.P. "DYNAMIQUE DES CATIONS" - 17-18 décembre 1984

I. - INTRODUCTION

Troisième élément constitutif de l'écorce terrestre après l'oxygène et la silice, l'aluminium est, d'après JACKSON "l'élément de liaison dans la partie minérale des sols, aussi important que le carbone dans la matière organique".

La localisation de cet élément dans le sol, les techniques permettant de le déloger, les moyens analytiques disponibles pour le doser, sans oublier de souligner la complexité de son comportement en solution, seront évoqués avant d'aborder son incidence agronomique.

II. - L'ALUMINIUM DANS LE SOL

1. Localisation

Le graphique numéro 1, emprunté à ESPIAU et PEDRO, donne une idée de la complexité de la présence de l'aluminium dans le sol et nous invite à dresser un inventaire très succinct des formes possibles.

a) Al total
b) Al des constituants cristallisés (minéraux argileux)
c) Al des constituants amorphes (oxydes, hydroxydes, silicates alumineux...)
d) Al lié à la matière organique
e) Al fixé sur le complexe absorbant
f) Al en solution

Les flèches portées sur le graphique mettent bien l'accent sur le côté dynamique de ces différentes catégories en équilibre permanent entre elles.

2. Techniques d'extraction

Il existe toute une panoplie de réactifs de nature et "d'agressivité" différentes, censés atteindre de leur mieux chacune des catégories citées, qui aboutissent tous à une mise en solution d'aluminium qu'il convient ensuite de doser.

3. Comportement de l'aluminium en solution

A. Généralités

Elément métallique de valeur unique + III, l'aluminium a, en solution aqueuse, le comportement d'un acide puisqu'il se décompose sous l'action de l'eau (il "s'hydrolyse") suivant le schéma général ci-après :

$$Al^{3+} + pH_2O \rightleftharpoons Al\,(OH)_p^{\,(3-p)+} + pH^+ \text{ avec } K = \frac{(Al\,(OH)_p^{\,(3-p)+})(H^+)^p}{(Al^{3+})}$$

L'ion Al^{3+}, introduit en solution aqueuse, va donc donner lieu à toute une série de réactions pour finalement aboutir à un <u>équilibre</u> tel que celui qui est schématisé sur le graphique suivant (graphique des différentes formes d'Al en f(pH) : graphique 2).

Bien que complexe, l'étude de l'Al <u>seul</u> en solution n'est pas impossible, mais pratiquement, un certain nombre de complications apparaissent.

B. Complications

a) Introduction, en solution, d'éléments de nature et de concentration connues

Il s'agit là, tout simplement, du cas de la préparation de <u>solutions nutritives</u> (par exemple)

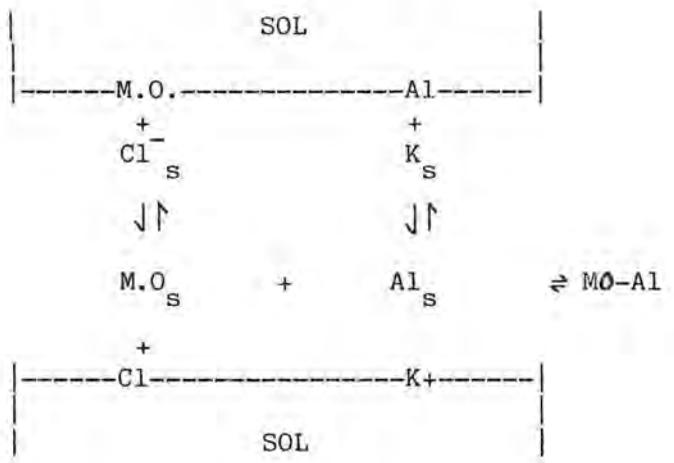
Aux réactions simples d'hydrolyse qui viennent d'être évoquées s'ajoutent des réactions secondaires diverses (dissociation, précipitation, complexation, oxydo-réduction...) venant modifier l'état d'équilibre préalablement cité.

Cependant, malgré la difficulté, la résolution des problèmes posés par ces solutions peut être menée à bien.

b) Introduction, en solution, d'éléments de nature et de concentration inconnues

Le cas est ici plus épineux et peut être représenté, par exemple, par une solution de sol ou une solution d'extraction de sol où de nombreuses espèces peuvent coexister et interagir entre elles, donnant parfois lieu à des réactions totalement <u>transparentes</u> pour le chimiste.

<u>Exemple</u> : cas d'un sol acide riche en matière organique (cf. schéma) sur lequel est effectuée une extraction au KCl.



L'aluminium, apparu en solution lors de l'échange, est immédiatement complexé par la matière organique qui le rend indécelable par colorimétrie : c'est "l'effet de cage" parfois cité dans la littérature.

Après avoir levé un petit coin de voile sur la complexité des solutions contenant de l'aluminium, voyons rapidement comment cet élément peut être dosé en solution.

C. Dosage de l'aluminium

Trois techniques peuvent être mises en oeuvre au laboratoire :

1. spectrométrie d'absorption atomique (AAS) :
   - flamme chaude (N_2O - C_2H_2: 2000°C
   - peu sensible (0,5 µg/ml) λ = 309,3 nm ; Al total

2. spectrométrie d'absorption moléculaire (colorimétrie) :
   - réactif : ériochrome-cyanine-Tampon acétate (6,4) λ = 535 nm
   - sensible (0,02 µg/ml) mais incertitude sur les formes dosées

3. titrimétrie : dosage acidimétrique de l'ion acide Al^{3+}
   - imprécision du point équivalent
   - appareillage coûteux et délicat
   - inutilisable en présence de certains ions (NH_4^+ notamment)

III. - L'ALUMINIUM DANS LE SOL VU SOUS L'ANGLE AGRONOMIQUE

Bien que la connaissance des formes "totales, cristallisées ou amorphes" présente un intérêt incontestable pour le minéralogiste ou le pédologue, la préoccupation majeure de l'agronome se tourne vers les compartiments en liaison plus directe avec le végétal et vers l'impact de cet élément sur la plante.

1. "Aspect sol" : l'aluminium présent sur le complexe d'échange

L'importance du complexe d'échange en tant que réserve minérale, en relation très étroite avec les racines du végétal, via la solution du sol, n'est plus à rappeler.

La connaissance de sa composition est une donnée agronomique permettant entre autres :

a) la caractérisation du sol (acide, calcaire, etc...)

b) le suivi de son comportement dans le temps (fertilisation, lixiviation, etc...)

Il a été relevé, dans un essai consistant à comparer différentes méthodes d'analyse de ce complexe d'échange, que l'Al rattaché à ce complexe -qui prend alors le vocable d'"échangeable"- est assez flou à définir avec précision et constitue la cause majeure de variation entre les différentes techniques comparées.

Le Co $(NH_3)_6$ Cl_3 - chlorure de cobaltihexamine), par exemple, de plus en plus utilisé pour caractériser ce complexe, extrait le moins d'aluminium. Est-il pour cela le plus mauvais indicateur de la présence de cet élément sur le sol ?

2. "Aspect Plante" : critère de toxicité

Bien que pouvant avoir un effet bénéfique à faible dose, l'aluminium est assez unanimement reconnu comme gênant à teneur plus élevée.

L'inefficacité des paramètres couramment déterminés pour apprécier cette toxicité (Al échangeable, TSA) a conduit certains chercheurs à s'intéresser à la solution du sol, réservoir principal d'alimentation des racines. Le tableau présenté (tableau 4) met en évidence l'importance d'un paramètre mettant en jeu l'aluminium dans son environnement (nature et quantité des autres espèces en présence) : l'activité.

N° sols	TSA	Al éch. (KCl) meq/100 g	Al tot (mol/l X 10^{-5})	Al^{3+} *	(Al^{3+}) **
1	12	0.70	1.48	0.84	0.44
2	25	1.30	1.50	0.79	0.38
3	15	0.30	4.40	1.27	0.41
4	20	1.00	1.48	0.83	0.43
5	3	0.19	1.84	0.70	0.42
6	15	1.06	1.86	1.01	0.46
			dans la solution du sol		

* concentration
** activité

Niveaux critiques déterminés statistiquement pour les différentes mesures de Al dans 6 sols brésiliens

3. Notion d'activité

Lorsqu'un équilibre chimique : $A+B \rightleftharpoons C+D$ met en jeu les ions A, B, C, D, il est caractérisé par une constante K.

$$K = \frac{|C|\ |D|}{|A|\ |B|}$$ dans laquelle :

- $|C| \# (C)$ si le milieu est très dilué
- $|C| = \gamma c(C)$ si le milieu n'est pas très dilué

$|C|$ est l'activité de l'ion C
γc est le coefficient d'activité de l'ion c ; il s'agit d'une fonction complexe dépendant :

Le $Co(NH_3)_6 Cl_3$ - chlorure de cobaltihexamine), par exemple, de plus en plus utilisé pour caractériser ce complexe, extrait le moins d'aluminium. Est-il pour cela le plus mauvais indicateur de la présence de cet élément sur le sol ?

2. "Aspect Plante" : critère de toxicité

Bien que pouvant avoir un effet bénéfique à faible dose, l'aluminium est assez unanimement reconnu comme gênant à teneur plus élevée.

L'inefficacité des paramètres couramment déterminés pour apprécier cette toxicité (Al échangeable, TSA) a conduit certains chercheurs à s'intéresser à la solution du sol, réservoir principal d'alimentation des racines. Le tableau présenté (tableau 4) met en évidence l'importance d'un paramètre mettant en jeu l'aluminium dans son environnement (nature et quantité des autres espèces en présence) : l'activité.

N° sols	TSA	Am éch. (KCl) meq/100 g	Al tot	Al^{3+} *	(Al^{3+}) **
			(mol/l X 10^{-5})		
1	12	0.70	1.48	0.84	0.44
2	25	1.30	1.50	0.79	0.38
3	15	0.30	4.40	1.27	0.41
4	20	1.00	1.48	0.83	0.43
5	3	0.19	1.84	0.70	0.42
6	15	1.06	1.86	1.01	0.46
			dans la solution du sol		

* concentration
** activité

Niveaux critiques déterminés statistiquement pour les différentes mesures de Al dans 6 sols brésiliens

3. Notion d'activité

Lorsqu'un équilibre chimique : $A+B \rightleftharpoons C+D$ met en jeu les ions A, B, C, D, il est caractérisé par une constante K.

$$K = \frac{|C|\ |D|}{|A|\ |B|}$$ dans laquelle :

- $|C| \neq (C)$ si le milieu est très dilué
- $|C| = \gamma c(C)$ si le milieu n'est pas très dilué

$|C|$ est l'activité de l'ion C
γc est le coefficient d'activité de l'ion c ; il s'agit d'une fonction complexe dépendant :

. de la nature) de tous les ions dans la solution
. de la concentration) comme le schématise le graphique
. de la valence) présenté (graphique 3)

En pratique, même dans les solutions les plus diluées intervenant en chimie du sol, il est erroné de négliger ce coefficient.

4. Quelle est la signification de l'aluminium dit "échangeable" extrait par différents réactifs ?

Une petite expérience consistant à extraire, sur les 10 sols acides déjà présentés (cf. exposé de M. FALLAVIER), l'aluminium dit "échangeable" par les réactifs les plus classiques a été menée à bien pour tenter d'apporter quelque lumière sur ce paramètre.

Les premiers résultats de cet essai, visualisés d'une manière très globale sur le graphique 4, permettent d'esquisser quelques observations :

a) importance de la nature et de la concentration de l'ion échangeur ; l'ion K^+, en particulier, voit très rapidement chuter sa qualité "d'échangeur" avec sa concentration alors que le La^{3+}, peut-être à cause de sa valence élevée et de son caractère légèrement acide en solution, s'avère excellent.

b) les tracés des quantités d'Al extraites globalement tendent à s'inverser en passant de l'Al total à l'activité de l'Al libre (Al^{3+}), montrant bien la pondération du facteur "concentration en Al" par le coefficient d'activité.

Mais peut-on relier l'aluminium dit "échangeable" ainsi obtenu à un critère de toxicité, c'est-à-dire déduire d'une seule extraction des renseignements sur les 2 aspects, sol et plante, à la fois ?

Sans prétendre apporter de réponse à cette question, il faut tout de même noter, au regard du graphique, que, bien que l'activité de l'Al libre soit beaucoup plus élevée dans le $Co(NH_3)_6Cl_3$ 0,007N, que dans l'eau, terme de référence symbolisant la solution du sol, les coefficients d'activité ainsi que les % d'Al^{3+} dans ces deux extraits sont les mieux corrélés, ce qui permet d'esquisser un début de réponse positive à cette question.

. de la nature) de tous les ions dans la solution
. de la concentration) comme le schématise le graphique
. de la valence) présenté (graphique 3)

En pratique, même dans les solutions les plus diluées intervenant en chimie du sol, il est erroné de négliger ce coefficient.

4. Quelle est la signification de l'aluminium dit "échangeable" extrait par différents réactifs ?

Une petite expérience consistant à extraire, sur les 10 sols acides déjà présentés (cf. exposé de M. FALLAVIER), l'aluminium dit "échangeable" par les réactifs les plus classiques a été menée à bien pour tenter d'apporter quelque lumière sur ce paramètre.

Les premiers résultats de cet essai, visualisés d'une manière très globale sur le graphique 4, permettent d'esquisser quelques observations :

a) importance de la nature et de la concentration de l'ion échangeur ; l'ion K^+, en particulier, voit très rapidement chuter sa qualité "d'échangeur" avec sa concentration alors que le La^{3+}, peut-être à cause de sa valence élevée et de son caractère légèrement acide en solution, s'avère excellent.

b) les tracés des quantités d'Al extraites globalement tendent à s'inverser en passant de l'Al total à l'activité de l'Al libre (Al^{3+}), montrant bien la pondération du facteur "concentration en Al" par le coefficient d'activité.

Mais peut-on relier l'aluminium dit "échangeable" ainsi obtenu à un critère de toxicité, c'est-à-dire déduire d'une seule extraction des renseignements sur les 2 aspects, sol et plante, à la fois ?

Sans prétendre apporter de réponse à cette question, il faut tout de même noter, au regard du graphique, que, bien que l'activité de l'Al libre soit beaucoup plus élevée dans le $Co(NH_3)_6Cl_3$ 0,007N, que dans l'eau, terme de référence symbolisant la solution du sol, les coefficients d'activité ainsi que les % d'Al^{3+} dans ces deux extraits sont les mieux corrélés, ce qui permet d'esquisser un début de réponse positive à cette question.

CONCLUSION

Après cet aperçu très succinct :
- de la place de l'aluminium dans le sol
- de la difficulté d'étude de cet élément, liée à son comportement en solution
- de l'introduction d'un paramètre nouveau (l'activité) semblant donner des résultats très encourageants, un certain nombre de points restent encore obscurs, sinon mal définis :

. la littérature insiste sur l'importance de l'ion Al3+ (aluminium libre) dans la solution du sol ; mais les autres formes ioniques ($Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$, $AlCl^{2+}$...) sont-elles inactives ?

. le chlorure de cobaltihexamine ($Co(NH_3)_6 Cl_3$), vue la faiblesse de la concentration à laquelle il est utilisé, semble assez bien placé comme moyen d'analyse du complexe d'échange dans son ensemble ; mais l'aluminium qu'il extrait peut-il être relié à un critère de "toxicité aluminique" ?

Un essai de réponse à ces questions pourrait, par exemple, être apporté par la mise en place d'incubations de doses croissantes de chaux sur un sol acide et le suivi de nombreux paramètres comme :

- les formes d'Al extraites par les différents réactifs cités et leur évolution dans le temps,
- la toxicité induite sur une plante-test (le riz par exemple...).

CONCLUSION

Après cet aperçu très succinct :
- de la place de l'aluminium dans le sol
- de la difficulté d'étude de cet élément, liée à son comportement en solution
- de l'introduction d'un paramètre nouveau (l'activité) semblant donner des résultats très encourageants, un certain nombre de points restent encore obscurs, sinon mal définis :

. la littérature insiste sur l'importance de l'ion Al3+ (aluminium libre) dans la solution du sol ; mais les autres formes ioniques ($Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{2+}$, $AlCl^{2+}$...) sont-elles inactives ?

. le chlorure de cobaltihexamine ($Co(NH_3)_6Cl_3$), vue la faiblesse de la concentration à laquelle il est utilisé, semble assez bien placé comme moyen d'analyse du complexe d'échange dans son ensemble ; mais l'aluminium qu'il extrait peut-il être relié à un critère de "toxicité aluminique" ?

Un essai de réponse à ces questions pourrait, par exemple, être apporté par la mise en place d'incubations de doses croissantes de chaux sur un sol acide et le suivi de nombreux paramètres comme :

- les formes d'Al extraites par les différents réactifs cités et leur évolution dans le temps,
- la toxicité induite sur une plante-test (le riz par exemple...).

DISCUSSION

==========

M. PELOUX (ORSTOM) :

- Y-a-t'il une différence entre les CEC obtenues à l'acétate d'ammonium et au cobaltihexamine ?

Réponse : oui, dans de très nombreux cas, notamment lorsque l'on a affaire à des sols à charges variables car le fait d'imposer un pH $\neq 7$ (pour l'acétate d'ammonium) développe des charges négatives sur le complexe d'échange et accroît par conséquent la CEC.

M. GODEFROY (IRFA-CIRAD) :

- Vue la diversité des résultats fournis par les différentes techniques d'analyse du complexe d'échange, quelle méthode préconisez-vous d'un point de vue pratique ?

Réponse : bien que certainement imparfaite, la méthode au chlorure de cobaltihexamine, de mise en oeuvre simple et compatible avec des analyses de routine, paraît donner des résultats satisfaisants.

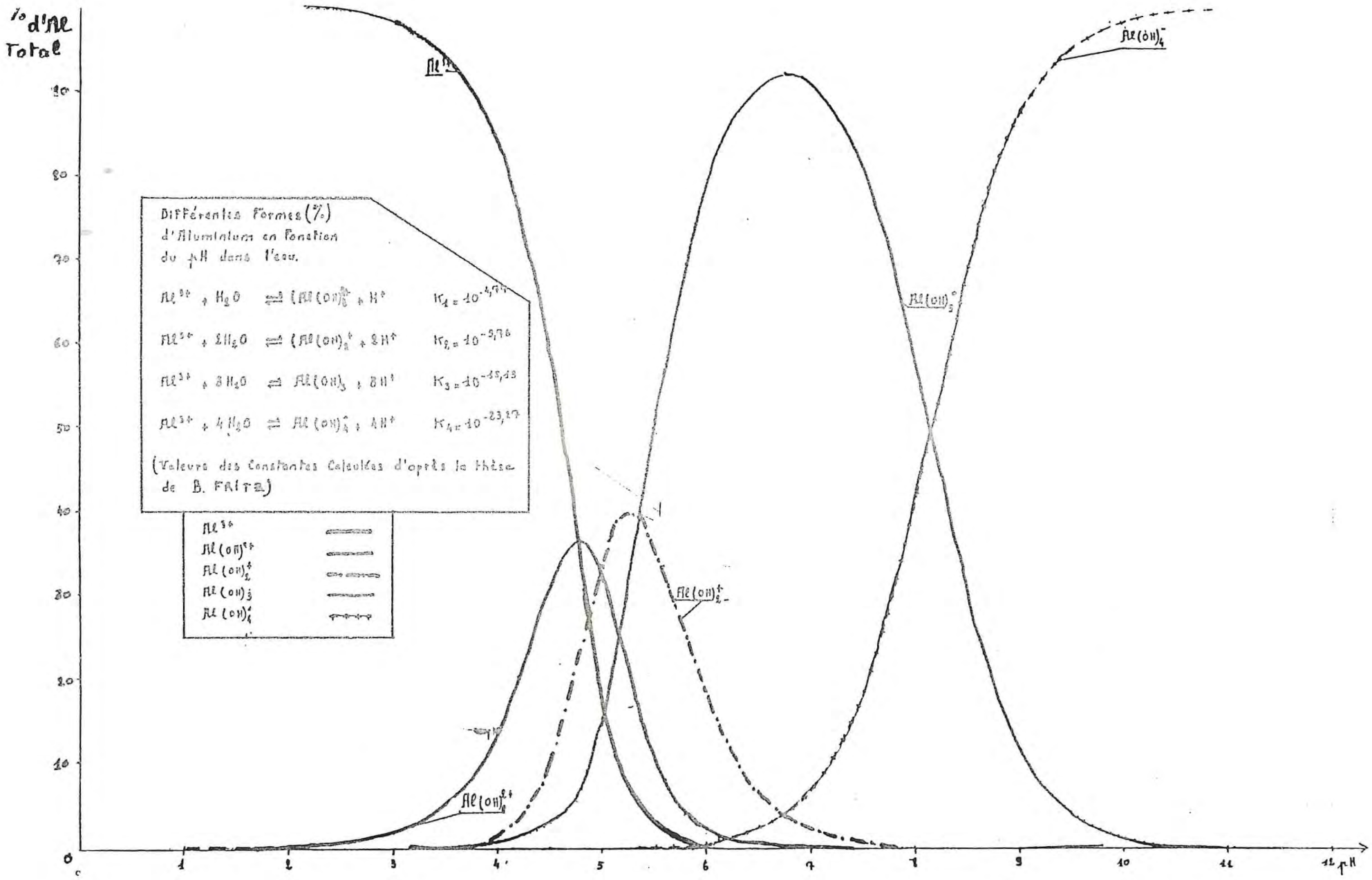
M. ESPIAU (CEPE-CNRS)

- Il est important de ne pas confondre l'aluminium :
  . en tant qu'élément de la garniture cationique
  . en tant qu'élément induisant une toxicité

Réponse : assurément et c'est pour bien montrer cette dualité que l'incidence agronomique de l'aluminium a été abordée sous 2 aspects distincts : l'aspect "sol" et l'aspect "plante". Cependant, rien ne vous empêche de rechercher, sur un extrait unique, des critères renseignant sur les 2 aspects à la fois : c'est la démarche qui a été amorcée.

- pourquoi, sur le graphique 3, lorsque la force ionique varie avec les 2 anions (Cl^- et ClO_4^-), les coefficients d'activité étant les mêmes, observe-t-on une variation du pourcentage de Al^{3+} ?

Réponse : à cause de la superposition d'un autre phénomène, l'apparition plus ou moins importante de complexes en fonction des anions introduits : ClO_4^- ne donne pratiquement aucun complexe alors que les formes $AlCl^{2+}$, $AlCl_2^{4+}$... apparaissent avec Cl^-.



GRAPHIQUE 2: FORMES D'ALUMINIUM EN SOLUTION EN FONCTION DU pH

GRAPHIQUE 3

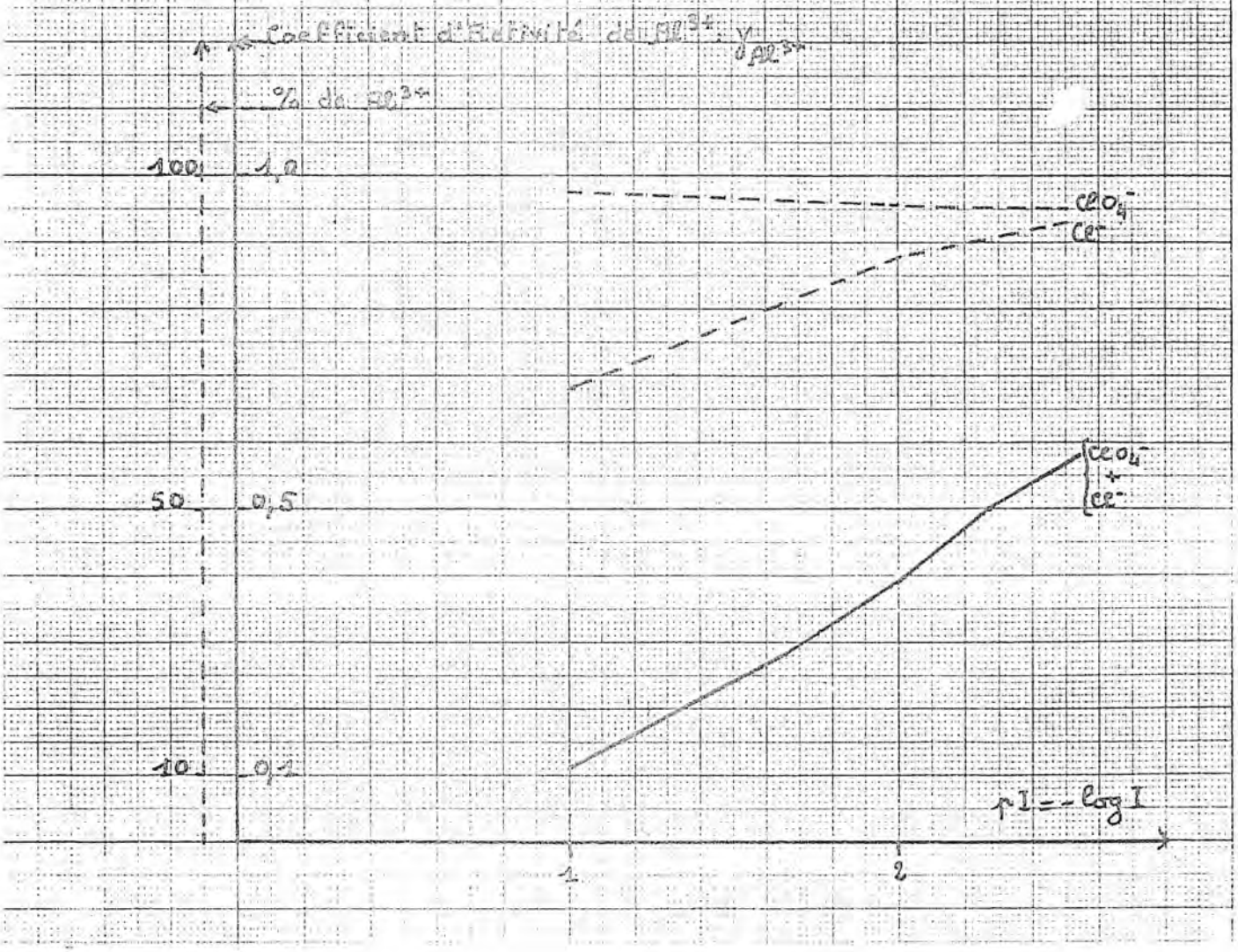
NOTION D'ACTIVITÉ

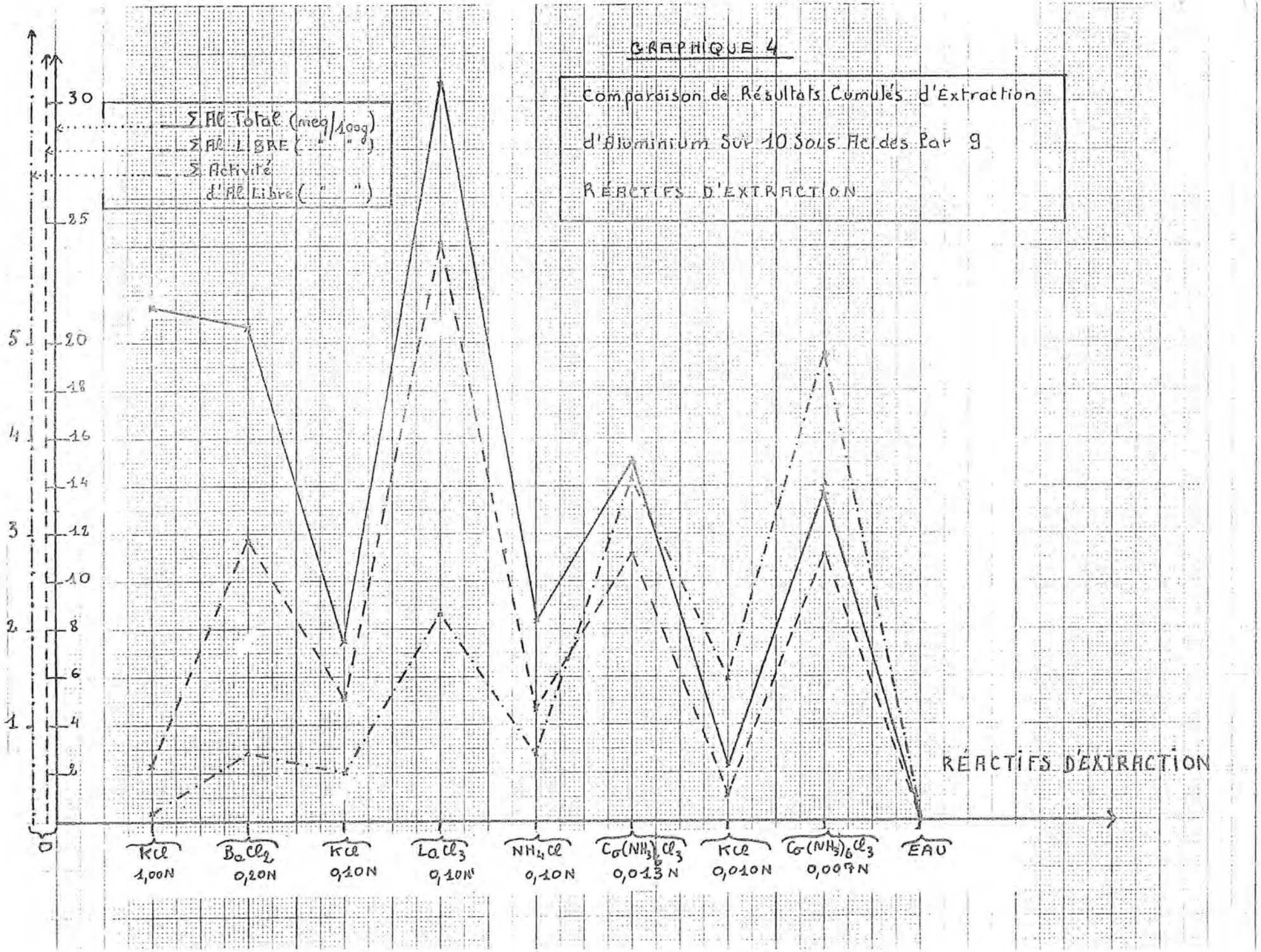
$$A + B \rightleftharpoons C + D \qquad K = \frac{|C||D|}{|A||B|}$$

- $|C|$ = Activité de l'espèce C
  - Milieu TRÈS DILUÉ : $|C| \approx [C]$
  - SINON : $|C| = \gamma_c [C]$
- γ_c = Coefficient d'activité de C = f (nature, concentration, valence de tous les ions en solution)

Variation du
- Coefficient d'activité de Al^{3+}
- % de Al^{3+}

- pH = 3,30
- $[Al^{3+}]$ = 0,5 mM/l
- Anions Introduits : ClO_4^- / Cl^-
- ΔI : $NaClO_4$ / $NaCl$




GRAPHIQUE 4
Comparaison de Résultats Cumulés d'Extraction d'Aluminium Sur 10 Sols Acides Par 9 RÉACTIFS D'EXTRACTION
Σ Al Total (meq/100g)
Σ Al LIBRE (" ")
Σ Activité d'Al Libre (" ")
30
25
20
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
5
4
3
2
1
RÉACTIFS D'EXTRACTION
KCl 1,00N
BaCl2 0,20N
KCl 0,10N
LaCl3 0,10N
NH4Cl 0,10N
Co(NH3)6Cl3 0,013N
KCl 0,010N
Co(NH3)6Cl3 0,007N
EAU

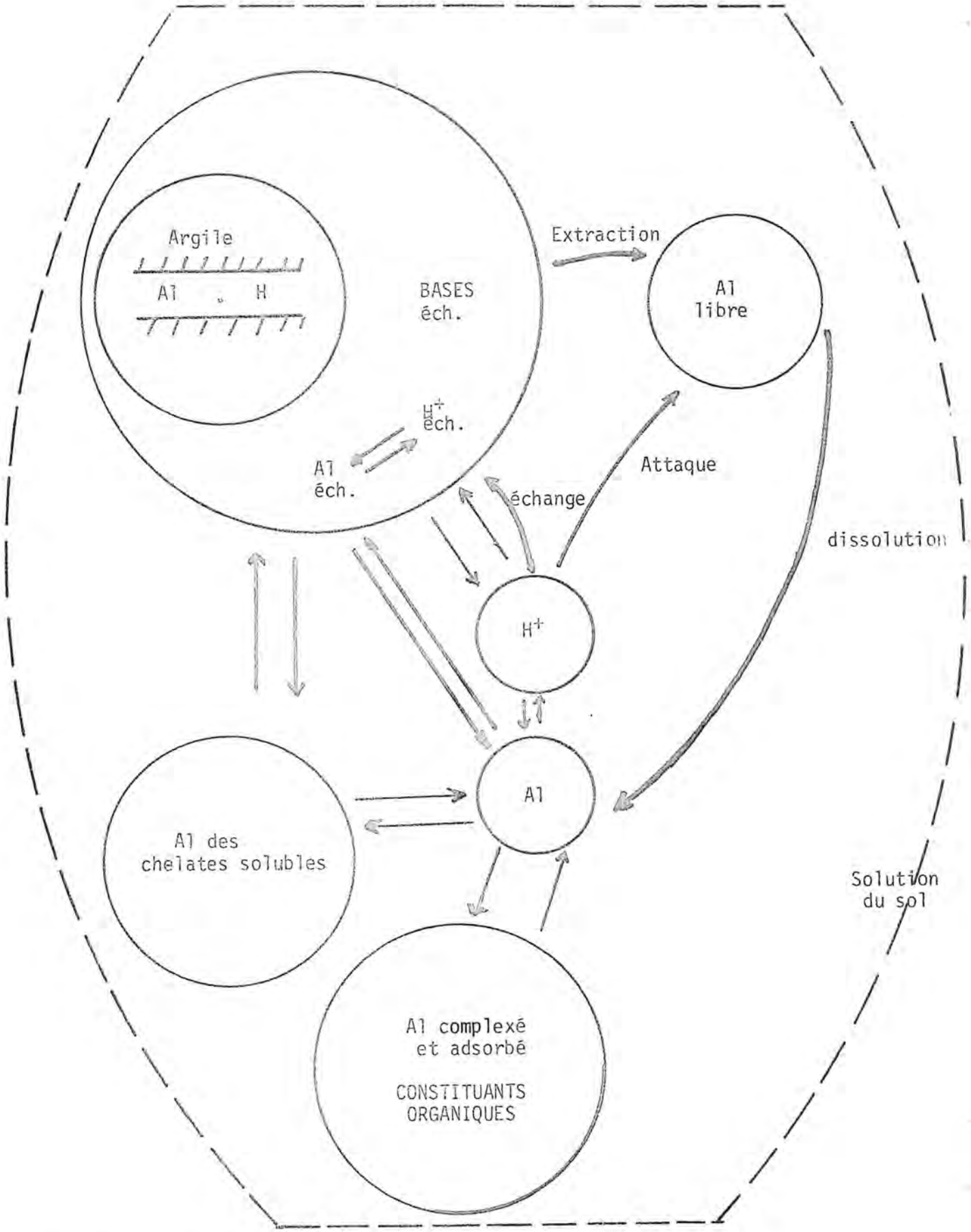


Figure n° 1 : (les flèches ⟺ symbolisent des échanges d'ions)

METHODOLOGIE D'ETUDE DE LA TOXICITE ALUMINIQUE SUR RIZ PLUVIAL (essai en vase de végétation)

Serge BRACONNIER - stagiaire DEA-IRAT

I. - ESSAI EN VASE SUR MELANGE SABLE - RESINE

La toxicité aluminique est un facteur fréquemment rencontré sur sol acide. L'étude de ses effets sur une plante pose un certain nombre de problèmes. Une des principales difficultés est d'arriver à séparer l'effet des ions aluminium de l'effet d'acidité. En effet, si nous voulons, par exemple en culture hydroponique, apporter des ions Al^{3+} dans la solution nutritive, nous sommes obligés de travailler à pH acide (inférieur à 4) afin d'éviter toute précipitation des ions Al^{3+}.

Pour résoudre ce problème, nous avons essayé d'apporter de l'aluminium à une plante par le biais d'une résine échangeuse de cations. Du fait de la capacité d'échange cationique élevée de la résine, nous ne l'avons chargée que partiellement avec Al^{3+}, le complément étant apporté avec deux autres cations Ca^{2+} et K^{+}.

1. Conditions expérimentales

Nous avons travaillé avec deux variétés de riz pluvial, l'une résistante (IRAT 170), et l'autre sensible aux ions Al^{3+} (PALAWAN). Quatre doses d'aluminium ont été apportées en mélangeant 10 g de résine à 490 g de sable de Fontainebleau lavé aux acides.

Ro -- Al_o = 0 ppm
R1 -- Al_1 = 50 ppm
R2 -- Al_2 = 138 ppm
R3 -- Al_3 = 163 ppm

Les quatre traitements "aluminium" ont été combinés avec 3 traitements "pH" : pH3, pH4 et pH5.

2. Résultats

Au cours de la culture sont très vite apparus des troubles de croissance aux traitements Al_o et Al_1. Etant donnés les symptômes observés, nous avons pensé à une carence en fer. Mais malgré deux apports supplémentaires de fer (au 11e et au 18e jour de culture), les traitements Al_o et Al_1 restaient jaunâtres et très en retard par rapport aux traitements Al_2 et Al_3. Nous avons arrêté la culture au bout de 4 semaines, afin de pouvoir expliquer ces résultats qui étaient à l'opposé de ceux auxquels nous aurions pu nous attendre.

2.1. Bilan sur résine

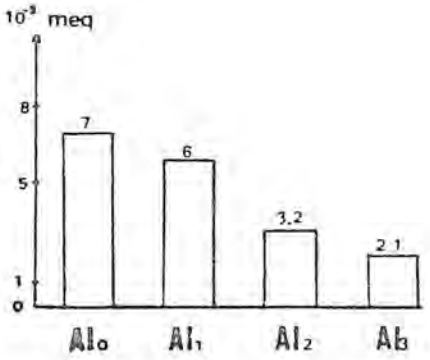
Nous avons pu récupérer les résines et analyser leur charge. Les résultats sont donnés par la figure N° 1. On observe une baisse des concentrations pour tous les éléments, mais qui diffère suivant les cations : elle est très importante pour K^+ (chaque résine perd en moyenne 45 % de la charge en K^+), plus faible pour Ca^{2+} (perte moyenne de 18 %) et encore plus faible pour Al^{3+} (moins de 10 %).

Ces différences s'expliquent par les propriétés des liaisons entre résine et cations : plus la valence du cation est élevée, plus la liaison avec la résine est forte. Voilà pourquoi K^+ est plus facilement désorbé de la résine que Ca^{2+} ou Al^{3+}.

Nous avons également dosé quelques cations adsorbés sur les résines pendant la culture. En particulier, les quantités de Fe^{3+} ont été mesurées. La figure N° 2 donne les quantités de Fe^{3+} apparues sur la résine, en meq/10 g de résine.

Ces résultats montrent clairement que les résines R_o et R_1 ont adsorbé beaucoup plus d'ions Fe^{3+} que les résines R_2 et R_3. Ainsi, R_o et R_1 ont pu créer une carence du milieu en Fe^{3+}, qui s'est répercutée au niveau des plantes par des jaunissements précoces et un retard à la croissance.

Fig 2 : QUANTITES DE Fe APPARUES SUR 10g DE RESINE



2.2. Bilan au niveau des plantes

1. Evolution du poids de matière sèche avec les traitements

Les résultats confirment la différence entre les traitements Al_o - Al_1 d'une part et Al_2 - Al_3 d'autre part.

2. Evolution des teneurs en aluminium

Les résultats (fig. 3) posent un problème majeur, celui du dosage de l'aluminium. En effet, même pour les plantes ayant poussé sur un milieu dépourvu d'aluminium, on en retrouve des quantité non négligeables à la fois dans les feuilles et dans les racines. Cela est-il dû à une pollution des échantillons, ou à un manque de sensibilité du dosage ? Le problème n'a pas été élucidé.

Quoiqu'il en soit, il faut noter que les quantités d'aluminium retrouvées dans les parties aériennes sont faibles et ne varient pas significativement en fonction des traitements Al et pH. Par contre, au niveau des racines, l'évolution est nette ; plus il y a d'aluminium dans le milieu et plus le pH est acide, plus les teneurs en Al^{3+} des racines sont élevées.

3. Evolution des exportations d'aluminium

Les résultats reportés fig. 4 confirment les précédents, à savoir que premièrement, l'aluminium est faiblement exporté vers les parties aériennes et que deuxièmement, plus on augmente la dose d'aluminium sur la résine, plus la quantité exportée est élevée. Ce qui prouve bien que l'aluminium apporté par la résine est disponible et assimilable par la plante. Il faut également noter l'importante du pH : plus ce dernier est élevé et plus les quantités d'aluminium absorbées par la plante sont faibles. Ceci est très important du point de vue agronomique, car pour lutter contre l'excès d'ions Al^{3+} dans un sol, il est peut être plus rentable de réduire l'acidité plutôt que de vouloir régler d'abord le problème aluminium.

II. - ESSAI EN HYDROPONIE

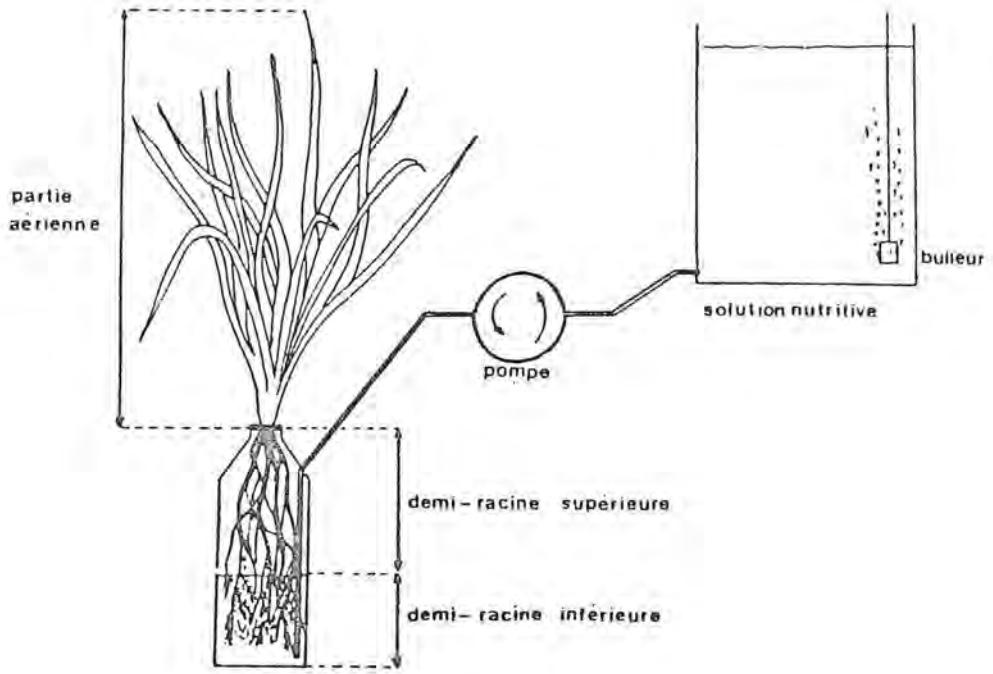
Selon certains auteurs, la principale action de l'aluminium sur une plante se situe au niveau de la nutrition phosphatée. Par la réaction d'adsorption-précipitation avec les phosphates, l'aluminium perturbe fortement l'alimentation phosphatée de la plante. Afin d'apporter d'autres éléments à l'étude de cette interaction aluminium-phosphate, nous avons réalisé un second essai, en hydroponie.

1. Conditions expérimentales

L'étude a porté sur les deux mêmes variétés : IRAT 170 et PALAWAN. La culture est conduite à pH 3,8 pour une dose d'aluminium (30 ug ml-1) et deux doses de phosphore (3 et 30 ug ml-1).

Les semences sont mises à germer en boîte de Pétri puis placées sur le dispositif. Au 30e jour de culture, nous ajoutons l'aluminium aux 2 solutions, mais avant nous avons pris la précaution de percer un trou qui fera office de trop plein à mi-hauteur des vases, de sorte que seules les parties inférieures de racines tremperont dans la solution, selon le schéma 1. Les témoins, eux, restent dans les mêmes conditions qu'au début de l'expérience. La culture est poursuivie 10 jours en présence d'aluminium, puis les plantes sont récoltées ; chaque partie (½ racine inférieure, ½ racines supérieure, partie aérienne) est récoltée et analysée séparément.

Schéma 1



2. Etudes des teneurs en Al et P des différentes fractions des plantes

Les résultats sont reportés fig. 5. Il faut à nouveau noter le problème de dosage de l'aluminium : la question est de savoir si les valeurs relevées dans les témoins correspondent à des quantités réelles d'aluminium présent dans la plante.

Cependant, ces résultats confirment que l'aluminium n'est que faiblement exporté dans les parties aériennes. Ce qui prouve que les ions Al^{3+} ont des difficultés à traverser l'endoderme.

3. Cas des plantes ayant poussé sur la solution carencée en P

L'examen des teneurs moyennes en Al^{3+} des racines montre que les valeurs des parties supérieures sont légèrement plus faibles que celles des parties inférieures, mais tout de même élevées. Ceci prouve que l'aluminium dans ce cas a pénétré dans la partie corticale des ½ racines inférieures et a pu diffuser dans le cortex vers la partie supérieure.

Voyons le cas du phosphore : la présence d'aluminium modifie la nutrition phosphatée du riz. En effet, pour les 2 variétés, la teneur des parties aériennes est diminuée de près de 3 fois quand l'aluminium est dans la solution. Les différences entre les 3 étages de la plante sont statistiquement significatives : la forte teneur de la partie racinaire trempant dans la solution s'explique par la réaction de précipitation avec l'aluminium. C'est dans la partie racinaire supérieure qu'il y a le moins de P ; deux raisons à cela : d'une part, la plante a continué de puiser les éléments contenus dans l'espace libre (et comme cette partie ne trempait plus dans la solution nutritive, l'espace libre s'est vidé en phosphate), d'autre part dans le même temps, l'aluminium présent en grande quantité sur toute la longueur des racines empêchait les phosphates de diffuser des parties inférieures vers les parties supérieures.

4. Cas des plantes ayant poussé sur la solution à 30 ug ml^{-1} de P

On observe une forte teneur en Al dans la partie racinaire inférieure des 2 variétés, forte teneur en Al qui va de pair avec une quantité importante de P. Ceci témoigne du phénomène de précipitation entre Al et P. Dans ce cas, l'aluminium ne diffuse plus facilement vers les parties racinaires supérieures. Il semble donc que la forte concentration de P ait empêché l'aluminium de diffuser dans tout le cortex. Cela a une incidence sur la localisation de P : en effet, la forte concentration de P dans la solution, accompagnée de la faible teneur en Al des parties racinaires supérieures permet car P de diffuser dans le cortex. D'où des teneurs en P dans les parties racinaires supérieures beaucoup plus élevées que dans l'autre traitement. Ceci peut expliquer le fait que la nutrition phosphatée semble beaucoup moins perturbée par l'aluminium que dans le cas de la culture à 3 ug ml^{-1} de P.

Cette expérience a confirmé le fait que les ions Al^{3+} ne sont que faiblement exportés vers les parties aériennes de riz pluvial. Elle a également mis en évidence l'interaction aluminium-phosphate, ainsi que la possibilité pour les ions Al^{3+} de diffuser dans la partie corticale des racines.

III. - CONCLUSION

L'étude de l'action de l'aluminium sur une plante est très compliquée. L'emploi des résines cationiques pour fournir des ions Al^{3+} tel que nous l'avons décrit ne semble pas être une bonne solution. Cependant, peut-être faudrait-il reprendre l'idée, mais cette fois en ne chargeant les résines qu'avec des cations trivalents ou à 100 % en Al^{3+}, quitte à forcer les doses d'aluminium apportées.

La culture en hydroponie pourrait être complétée par l'étude à la microsonde de coupes transversales de ½ racines inférieures, afin de localiser précisément l'endroit de l'interaction entre aluminium et phosphates.

REFERENCE

S. BRACONNIER : "Etude de la toxicité aluminique sur le riz pluvial en présence d'une résine chargée en ions Al3+" - DEA de Sciences Agronomiques, mention Physiologie de la Nutrition Minérale des Végétaux, oct. 1984

Figure 1 BILAN DES CONCENTRATIONS EN K, Ca, Al SUR LES RESINES AVANT ET APRES CULTURE

Unité : meq / 10 g rés

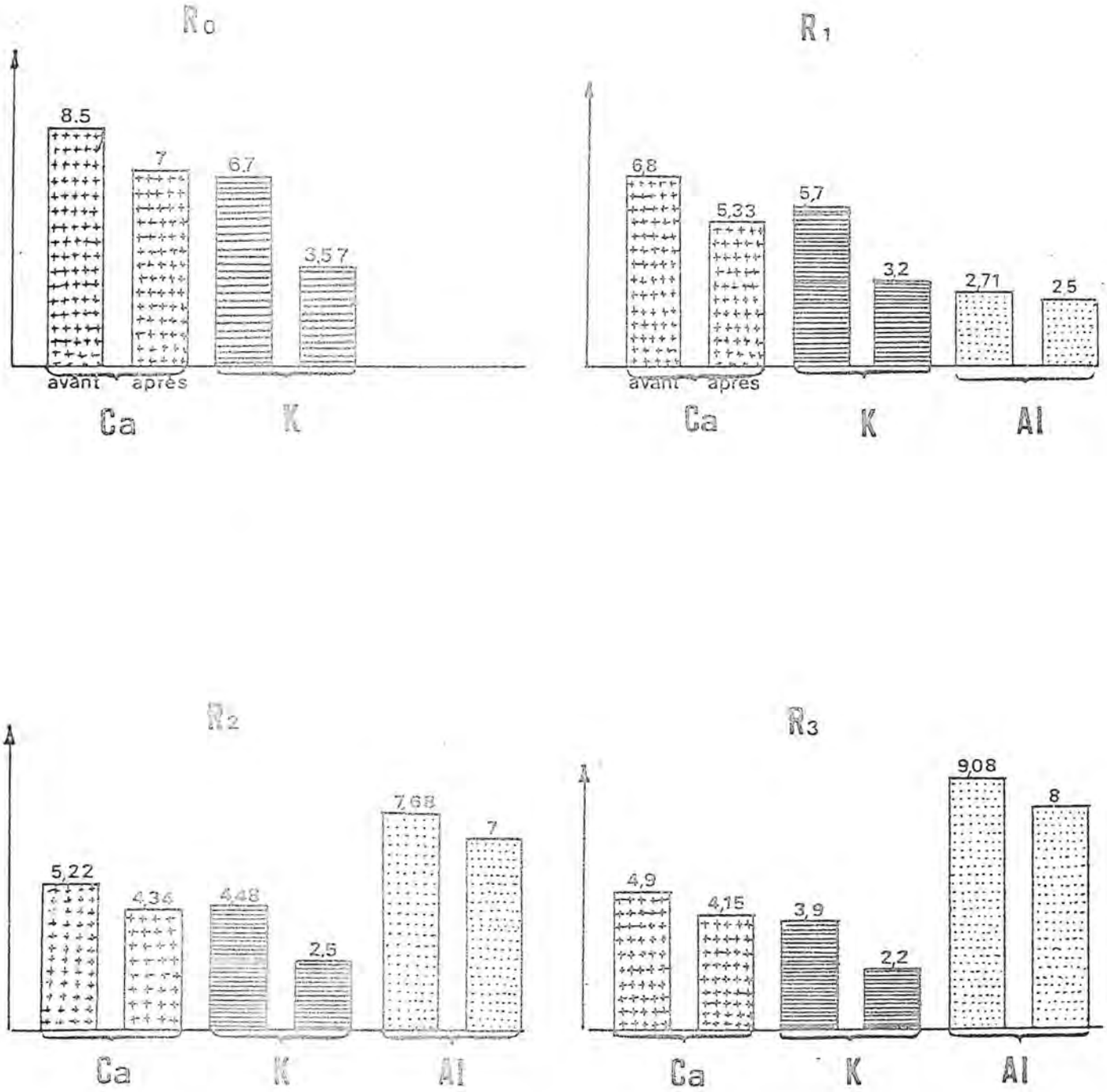
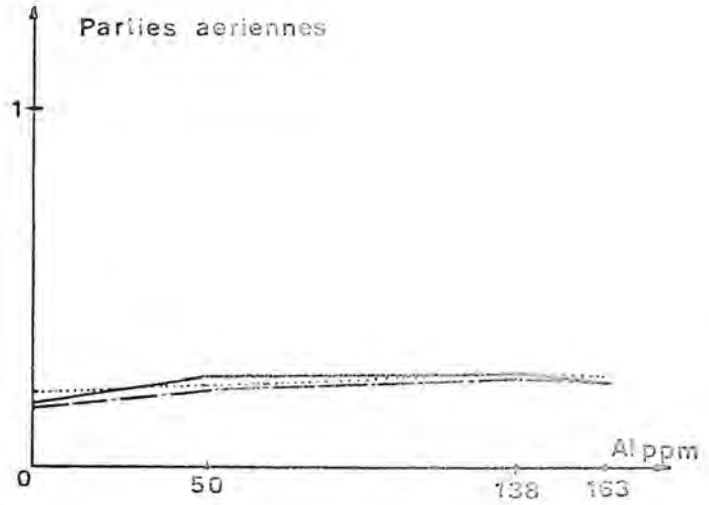


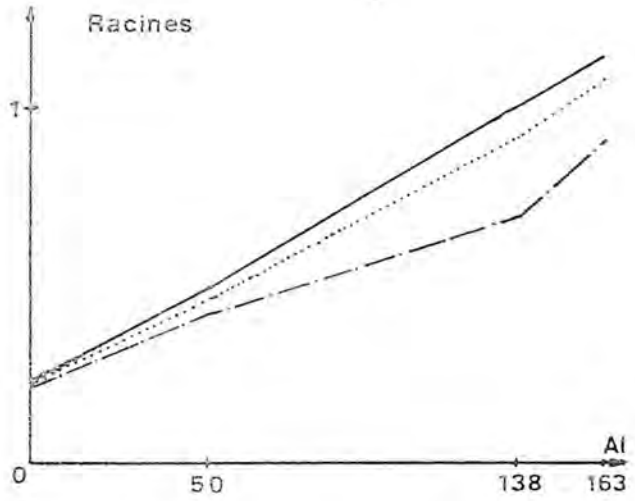
Figure 3 : EVOLUTION DES TENEURS EN Al EN FONCTION DES DOSES D'Al

Unité : mg gMS^{-1}

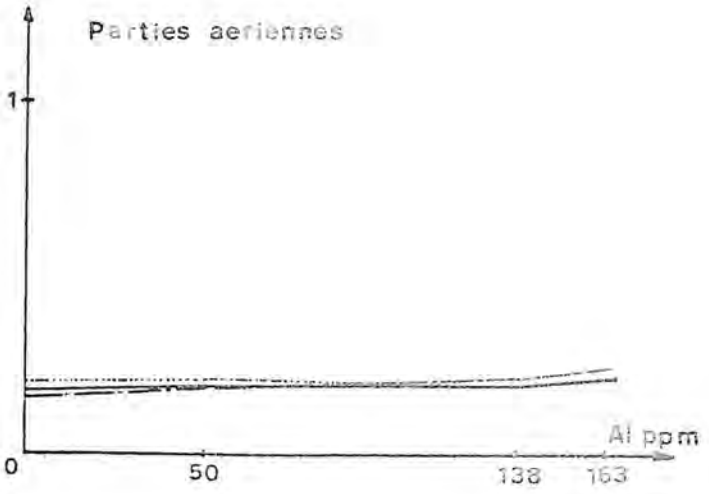
pH 3 ——
pH 4 ·····
pH 5 —·—

IRAT 170





PALAWAN



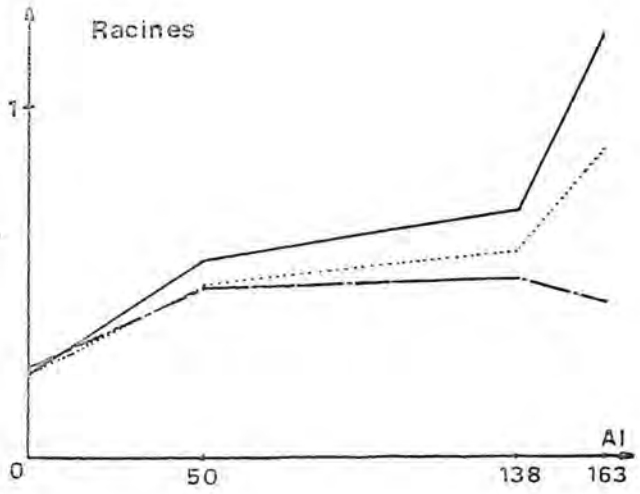
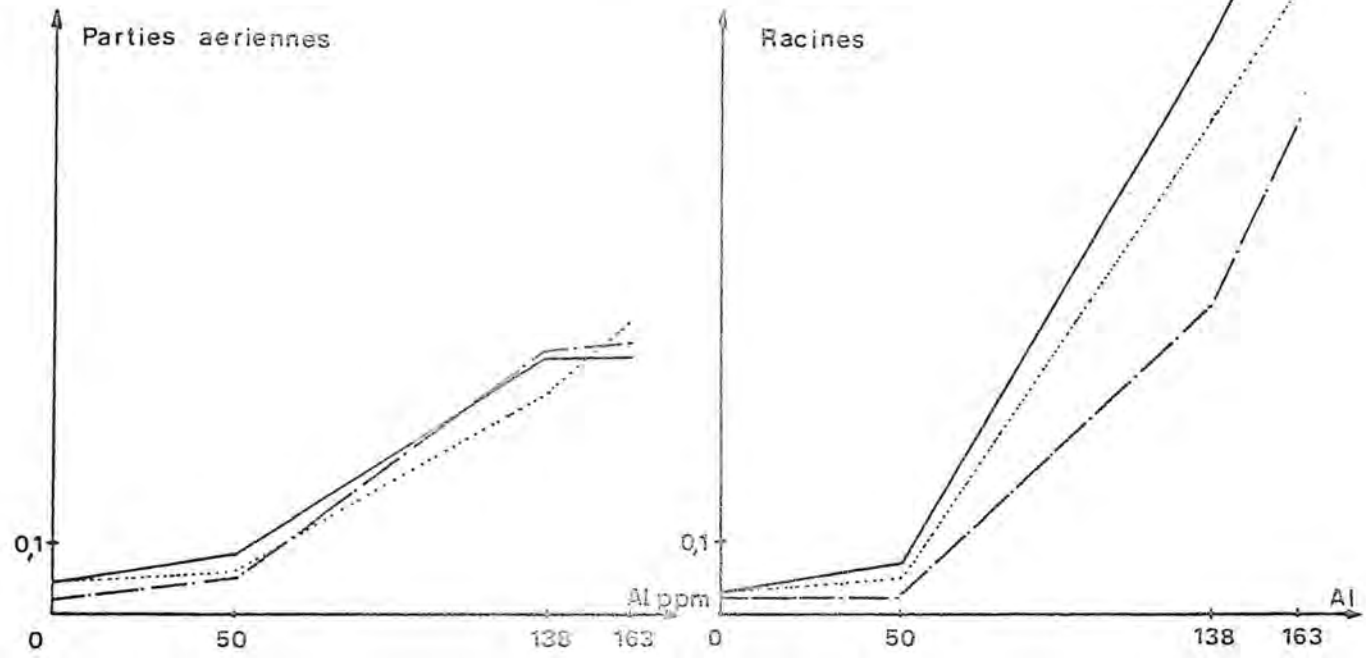


Figure 4 : EVOLUTION DES EXPORTATIONS D'ALUMINIUM EN FONCTION DES DOSES D'Al

Unité : µg

pH 3
pH 4
pH 5

IRAT 170



PALAWAN

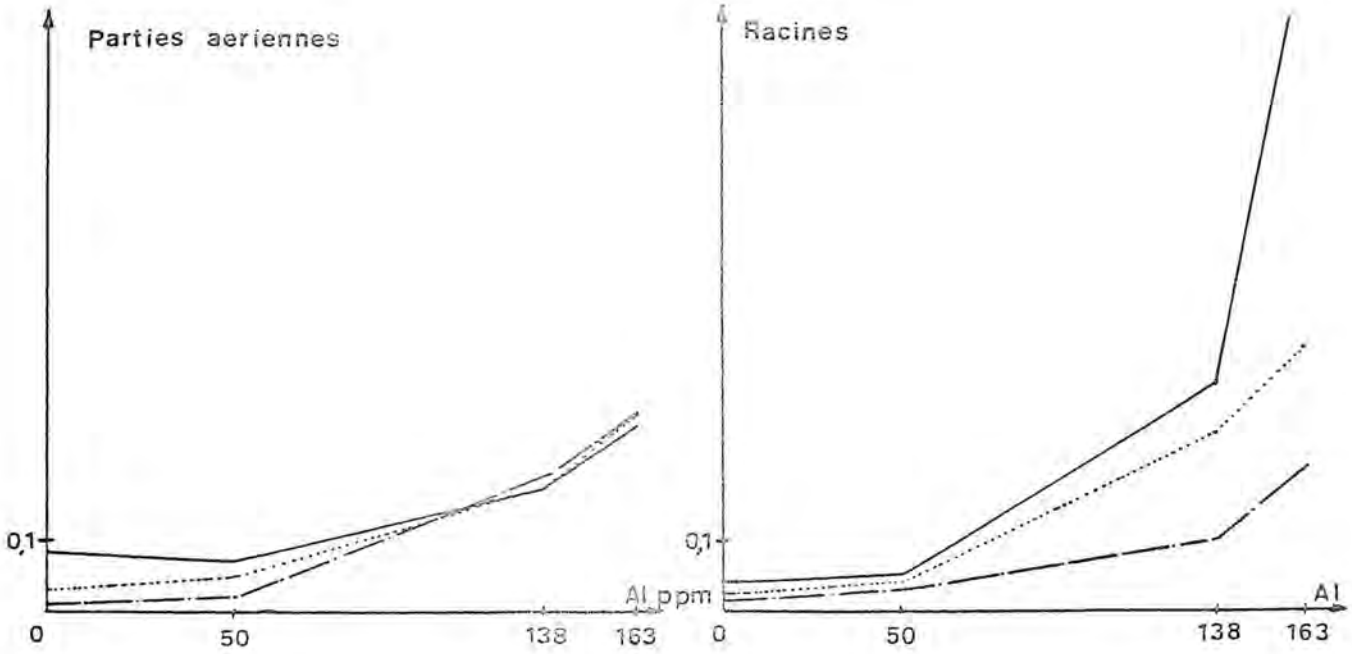


Figure 5 · TENEURS EN Al ET P DES DIFFERENTES FRACTIONS VEGETALES

Unité : mg gMS^{-1}

	IRAT 170				PALAWAN			
	3 $\mu g\ ml^{-1}$ P		30 $\mu g\ ml^{-1}$ P		3 $\mu g\ ml^{-1}$ P		30 $\mu g\ ml^{-1}$ P	
	Al	P	Al	P	Al	P	Al	P
+ Al	0.26	1.12	0.32	3.67	0.33	1.38	0.29	4.90
	6.24	0.88	1.91	3.64	5.81	0.95	1.67	7.05
	7.64	2.24	18.97	18.59	8.74	2.27	23.00	24.68
TEMOINS	0.23	3.12	0.27	4.60	0.18	4.60	0.18	4.24
	0.26	2.67	0.29	4.19	0.23	2.93	0.20	3.73

INFLUENCE DE L'ACIDITE SUR LA NODULATION DES LEGUMINEUSES

H. SAINT MACARY, A.S. HANAFIAH*, C. SAMSON***

I - INTRODUCTION

L'acidité des sols tropicaux est un des facteurs limitants majeurs de la productivité végétale. Les légumineuses et la fixation symbiotique de l'azote n'échappent pas à cette règle et l'installation comme le fonctionnement du système fixateur sont très sensibles aux conditions du milieu.

Dans le but de mieux préciser les modalités d'action de l'acidité et de rechercher des méthodes de correction de ses effets, plusieurs hypothèses ont été émises et testées par des expérimentations au laboratoire ou au champ.

Les trois conditions de la formation d'une nodosité sont :

. la présence et l'activité des Rhizobium dans le sol,
. la croissance de la plante,
. la possibilité de rencontre et d'entrée de la bactérie dans la racine.

Nous examinerons successivement l'influence de l'acidité sur ces trois facteurs.

2 - INFLUENCE DE L'ACIDITE SUR LES BACTERIES (RHIZOBIUM)

Les croissances bactériennes obtenues dans des milieux à pH 4.5 montrent des profils tout à fait normaux (figure 1) ; les différences notées entre les souches ne sont dues qu'à des vitesses de croissance différentes mais proportionnelles à celles obtenues à pH 6.5. Il semble donc que les bactéries à l'état libre ne soient que peu affectées par l'acidité.

Communication présentée au séminaire "Dynamique des Cations" en décembre 84, Montpellier, France.
* Division d'Agronomie IRAT-CIRAD - BP 5035, Av. du Val de Montferrand. 34032 Montpellier Cedex, France.
** IRAT Madagascar - BP

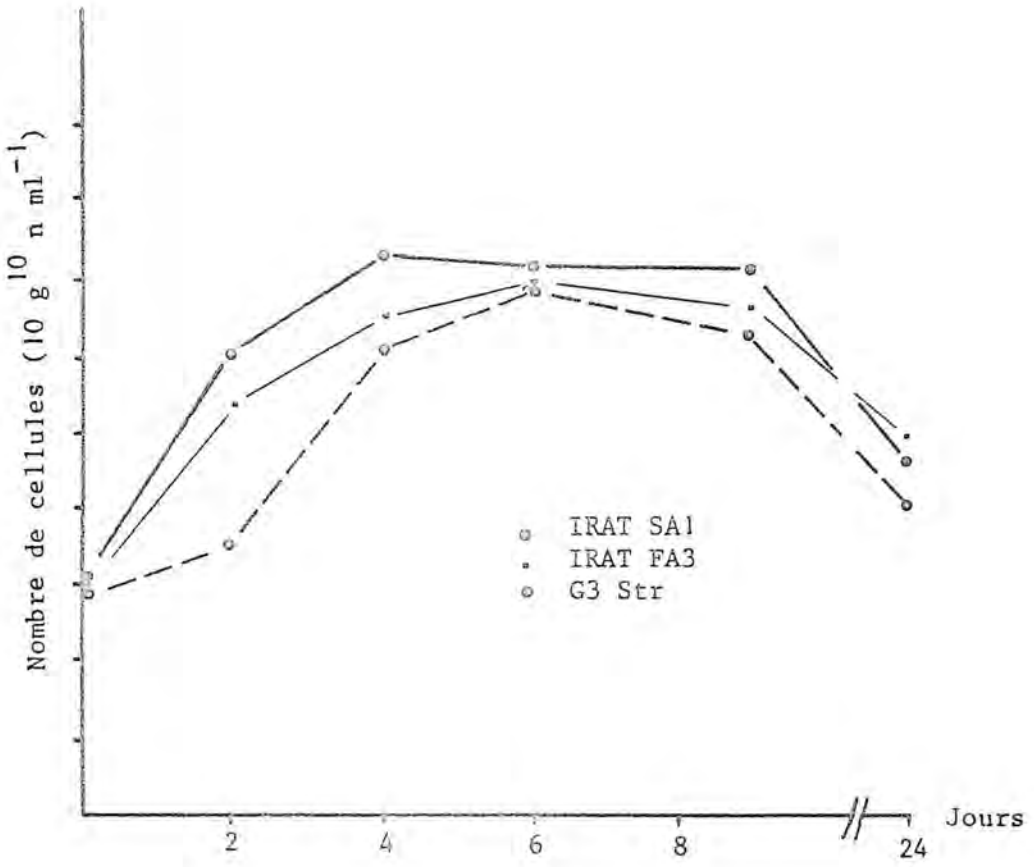


Figure 1 : Croissance des Rhizobium en milieu acide (pH = 4,0) en présence d'aluminium (50 uM de K Al Cl_3).

Par ailleurs, dans le cas des sols d'Indonésie, l'addition de chaux au sol, en relevant le pH, a permis d'obtenir une augmentation des productions végétales et la mise en place d'un système fixateur sans inoculation (Tableau 1). C'est bien la preuve que les Rhizobium étaient présents à l'état saprophyte dans le sol et que des facteurs limitants du milieu empêchaient le phénomène d'infection. En agissant sur ces facteurs du milieu, sans doute le pH en l'occurence, on a permis à la symbiose de s'installer.

	Avec chaux	Sans chaux
Parties aériennes (g)	2,6	0,8
Nombre de nodosités	4	0
Poids frais de nodosités(mg)	38,5	0

Tableau 1 : Poids de parties aériennes, nombre et poids de nodosités du soja cultivé en sol de Bogor (Indonésie) non inoculé.

3 - INFLUENCE DE L'ACIDITE SUR LA CROISSANCE DES PLANTES

Dans le cas du soja, qui constitue notre plante d'étude, la croissance des plantes est considérée par de nombreux auteurs comme peu affectée par des pH acides dans la mesure où leur nutrition azotée est assurée par voie minérale [1].

4 - INFLUENCE DE L'ACIDITE SUR L'INFECTION ET LA NODULATION

Ces deux absences d'effets laissent penser que l'acidité joue un rôle au niveau de la nodulation elle-même.

Une expérimentation a donc été mise en place pour tenter de préciser la durée de la phase "sensible" et de quantifier les effets du pH acide sur la nutrition par voie symbiotique.

4.1. Matériel et méthodes

Des plantes de soja (variété ISRA-IRAT 44A73) ont été cultivées en pot sur substrat inerte (sable) et arrosées par des solutions nutritives exemptes d'azote.

Chaque pot contenait un kilo de sable et abritait trois plantes. Le dispositif d'arrosage en solution coulante a permis de modifier en cours de culture le pH du milieu sol + solution et les traitements suivants ont été appliqués :

Traitements	Nombre de jours en début de culture où une solution à pH 6,5 a été appliquée	Nombre de jours où la solution à pH 4 a remplacé la solution à pH 6,5
A	0	50
B	1	49
C	2	48
D	8	42
E	12	38
F	16	34
G	50	0

Une inoculation a été effectuée 7 jours après le semis à raison de 10^9 bactéries par plante de la souche G3S.

Cinq répétition ont été effectuées. La culture a été menée pendant 50 jours.

4.2. Résultats

Les tableaux 2 et 3 résument les principaux résultats observés. Tant sur le nombre que sur le poids de nodosités formées, on constate une augmentation assez régulière des résultats avec l'augmentation de la durée de la phase à pH 6 en début de culture.

Pour le poids sec de parties aériennes, cette augmentation semble se faire plus rapidement que pour les nodosités.

La représentation de la figure 2 où les valeurs sont exprimées en pourcentage par rapport au maximum, traduit bien cette différence. On constate que la nodulation n'atteint son optimum que si la durée de la phase de culture à pH 6 se situe aux alentours de 10 jours. Par contre, la production végétale, elle, parvient à son optimum après seulement deux à trois jours de période favorable. Il semble donc qu'il y ait un rattrapage indiquant que l'efficience des souches installées n'est pas affectée par l'acidité du milieu.

Traitement	Nombre de nodosités	Poids des nodosités(mg)
pH 4	52	212
I + 1	55	221
I + 2	69	274
I + 4	82	228
I + 8	68	270
I + 12	122	281
I + 16	139	271
I + 20	139	242
pH 6,5	132	314

Tableau 2 : Effets du pH en début de culture sur la nodulation.

En début de culture, les plantes sont arrosées par du milieu nutritif dont le pH est 6. Après des durées variant de 0 à l'infini, elles sont arrosées par du milieu à pH 4.

Traitement	Poids sec des parties aériennes(mg)
pH 4	2 180
I + 1	2 226
I + 2	2 721
I + 4	2 143
I + 8	2 693
I + 12	2 761
I + 16	2 644
I + 20	2 438
pH 6,5	2 865

Tableau 3 : Effets du pH en début de culture sur la croissance des plantes. Voir explication Tableau 2.

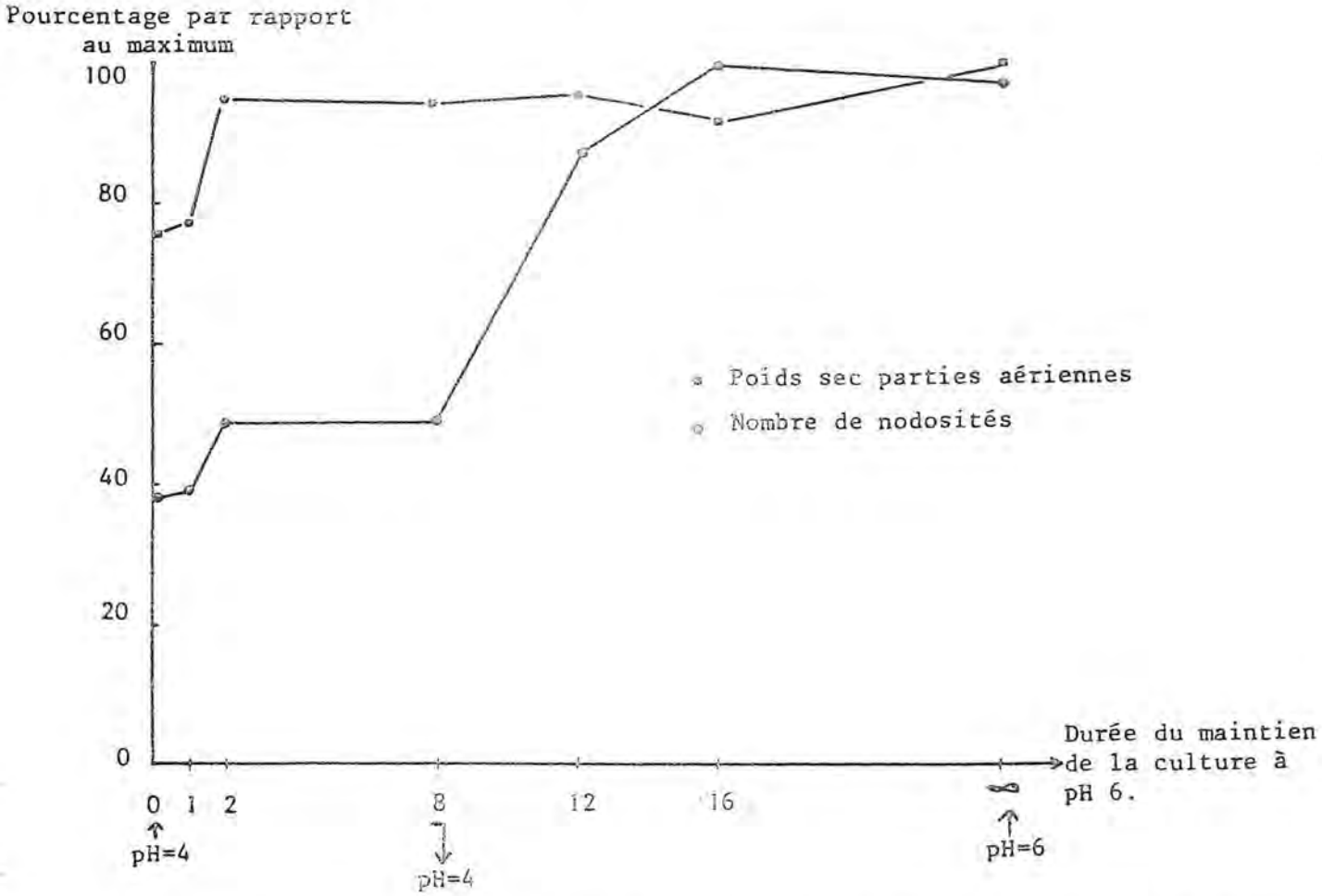


Figure 2 : Influence du pH en début de culture sur la formation des nodosités et la production végétale (voir explication tableau 2).

5 - DISCUSSION ET CONCLUSION

Les résultats de la dernière expérimentation décrite permettent de penser qu'il n'y a pas toujours lieu de modifier pendant très longtemps et de façon globale le milieu si on veut placer la plante — et la symbiose — dans des conditions permettant un développement optimum.

On a pu montrer qu'une "protection" de quelques jours suffisait à obtenir des résultats satisfaisants, même si on revenait par la suite à des conditions de milieu défavorables. On peut donc espérer mettre au point sur ce principe des techniques d'amélioration du milieu peu coûteuses en intrants.

Enfin, ces résultats fournissent une explication aux effets souvent spectaculaires observés lors d'apports localisés d'amendements minéraux ou organiques, appliqués traditionnellement dans nombre de systèmes agricoles des régions chaudes.

* * *

- BIBLIOGRAPHIE -

[1] D.N. MUNNS (1977). Soil acidity and related problems. In Exploiting the Legume-Rhizobium symbiosis in tropical agriculture. Proceedings of a workshop. University of Hawaï NIFTAL project, August, 1976.

* * *

L'ACIDIFICATION DES SOLS FERRALLITIQUES CULTIVÉS SOUS CAFÉIERS *ROBUSTA* EN CÔTE D'IVOIRE

J. SNOECK et P. JADIN
Division d'Agronomie
de l'IRCC - Montpellier

1. - INTRODUCTION

Sur les sols ferrallitiques moyennement à peu désaturés, les caféiers répondent positivement aux apports d'engrais azotés et généralement négativement aux apports potassiques, malgré de gros prélèvements de potasse dans le stock du sol. En effet, les clones sélectionnés qui produisent en moyenne deux tonnes de café marchand par hectare et par an, exportent annuellement :

- 66,8 kg d'azote - N ;
- 12,2 kg d'acide phosphorique - P_2O_5 ;
- 88,0 kg de potasse - K_2O ;
- 10,8 kg de chaux - Ca O ;
- 8,4 kg de magnésie - Mg O.

Soit :

- 0,0238 N pour 1.000 g de terre ;
- 0,0044 P_2O_5 ‰ ;
- 0,0667 K meq pour 100 g de terre ;
- 0,0137 Ca meq % ;
- 0,0148 Mg meq %.

Proportionnellement à la quantité de bases échangeables que l'on trouve dans les sols ferrallitiques de Côte d'Ivoire, la potasse est le cation le plus sollicité. C'est ce que montre le Tableau I qui présente

les compositions chimiques de quelques sols à café de la zone forestière et le pourcentage d'éléments exportés par deux tonnes de café marchand.

Tableau I :

COMPOSITION CHIMIQUE DE QUELQUES SOLS A CAFE DE COTE D'IVOIRE
ET POURCENTAGE D'ELEMENTS EXPORTES PAR DEUX TONNES DE CAFE MARCAND

	DIVO		ABENGOUROU		TOMBOKRO	
	Composition	% exporté	Composition	% exporté	Composition	% exporté
C ‰	11,28	-	20,85	-	6,60	-
N total ‰	1,365	1,74	2,167	1,10	0,637	3,74
P_2O_5 tot ‰	0,527	0,83	0,733	0,60	0,209	2,10
K meq %	0,23	29,00	0,42	15,88	0,06	111,16
Ca meq %	7,18	0,19	8,00	0,17	4,44	0,31
Mg meq %	1,04	1,42	1,39	1,06	0,58	2,55
pH	7,20	-	6,20	-	7,03	-

La culture du caféier diminue donc les réserves en potassium échangeable par les exportations dans les fruits. Ces pertes pour le sol sont encore accentuées par les immobilisations et les exportations dans le bois des troncs et des branches, et par les apports d'engrais azotés. Ceux-ci augmentent la production des caféiers, augmentent donc les exportations, acidifient le sol et abaissent ses teneurs en bases échangeables. C'est ce que montrent les analyses des sols des essais d'engrais d'Abengourou et de Divo.

2. - INFLUENCE DES ENGRAIS MINERAUX SUR LE CHIMISME DU SOL

2.1. - Essai factoriel NPK à deux niveaux à Abengourou - J11 - 1960

Un premier essai a été planté en 1960 dans le champ J11. C'est un essai factoriel NPK à deux niveaux en trois répétitions. Les caféiers

sont issus de semis de *robusta* Ebobo d'origine locale non améliorée. Ils sont plantés à 2,50 m x 2,50 m. Les épandages ont été commencés dès l'année de plantation et se poursuivent toujours.

Aucune analyse pédologique n'a été faite au début de l'essai. Les premiers échantillons ont été prélevés et analysés en avril 1973, ensuite en mai 1977, en mai 1979 et en mai 1981, afin de suivre l'évolution du chimisme du sol. Dans chacune des parcelles de l'essai, on a pris quatre carottes de terre jusqu'à 20 cm de profondeur. On les a mélangées pour obtenir un échantillon moyen qui a été analysé au laboratoire de l'IRCC à Bingerville. La profondeur de 20 cm correspond à l'horizon dans lequel se trouve la plus grande quantité de racines absorbantes des caféiers.

Les résultats des analyses statistiques sur la composition chimique du sol figurent dans le Tableau II et le graphique 1. On peut déduire les liaisons existant entre les apports d'engrais et la composition chimique du sol après 20 années d'épandages :

- l'engrais azoté est sans effet sur les niveaux d'azote, mais a une forte influence sur toutes les bases échangeables. L'appauvrissement en base entraîne l'acidification ;

- l'engrais phosphaté est accumulé dans le sol ;

- la potasse est également accumulée. En outre, elle influence négativement les niveaux magnésiens. Les apports NK abaissent la potasse du sol. L'effet azote l'emporte sur l'effet potasse.

Les analyses faites sur les échantillons prélevés en 1981, après 20 années d'épandages, corroborent ces constatations (Tableau III, graphique 1).

Dans cet essai, l'effet dépressif de l'azote sur les niveaux des bases échangeables provient bien de déplacements chimiques et non de pertes dues à des exportations, car aucune augmentation importante de production n'a été enregistrée en réponse aux apports d'azote. Les engrais ont peu d'influence sur des caféiers non sélectionnés, génétiquement peu productifs.

2.2. - Essai factoriel NPK à trois niveaux à Abengourou - F4 - 1971

Planté le 17 avril 1971 avec les clones 107, 126, 181, 182, 461,

Tableau II : Composition chimique moyenne de l'essai factoriel NPK à Abengourou. Evolution dans le temps.

	C ‰	N ‰	P205 ‰	pH	Bases en meq % K	Ca	Mg	S	Cap.Ech T
1973	12,508	1,425	0,499	5,29	0,435	4,00	1,09	5,525	7,93
Coef. variation %	15,1	14,9	18,6	7,1	21,1	31,7	21,9	26,1	9,9
Signification	NS	NS	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05	NS
Effets principaux	-	-	+ P^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} + K^{XX}	- N^{XX}	- K^{X}	- N^{XX}	-
Interactions	-	-	-	-	- NK^{XX}	-	-	-	-
1977	15,239	1,464	0,639	5,50	0,496	4,48	0,67	5,646	-
Coef. variation %	16,0	15,0	14,3	8,1	33,8	35,5	16,1	28,9	
Signification	NS	NS	0,01	0,01	0,01	0,05	0,01	0,05	
Effets principaux	-	-	+ P^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} + K^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} - K^{X}	- N^{X}	
Interactions	-	-	-	-	- NK^{XX}	-	+ PK^{X}	-	
1979	14,671	1,632	0,742	5,44	0,538	4,70	0,90	6,138	-
Coef. variation %	18,0	15,6	25,2	6,4	37,0	38,9	27,9	34,0	
Signification	NS	NS	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Effets principaux	-	-	+ P^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} + K^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} - K^{X}	- N^{XX}	
Interactions	-	-	-	-	- NK^{XX}	-	-	-	
1981	14,799	1,468	0,715	5,55	0,443	4,97	1,34	6,753	
Coef. variation %	21,5	16,8	20,6	5,2	24,7	37,1	14,2	29,4	
Signification	NS	NS	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	
Effets principaux	-	-	+ P^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX} + K^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX}	- N^{XX}	
Interactions	-	-	-	-	- NK^{XX}	-	-	-	

Tableau III : Composition chimique du sol des divers traitements de l'essai factoriel NPK à Abengourou. Echantillons 1981.

Traitements	C ‰	N ‰	P205 ‰	pH	Bases en meq % K	Ca	Mg	S	Mg/K
Témoin	15,242	1,504	0,490	5,94	0,460	6,365	1,610	8,436	3,5
N	15,632	1,583	0,506	5,16	0,300	3,978	1,177	5,456	3,9
P	14,007	1,344	0,946	5,92	0,307	5,942	1,438	7,687	4,7
NP	14,430	1,469	0,956	5,04	0,247	3,473	1,198	4,917	4,8
K	15,474	1,528	0,522	6,00	0,723	6,358	1,457	8,538	2,0
NK	14,046	1,388	0,458	5,02	0,395	2,638	1,062	4,095	2,7
PK	15,160	1,494	0,953	6,09	0,715	7,318	1,595	9,629	2,2
NPK	14,398	1,437	0,885	5,22	0,393	3,697	1,143	5,233	2,9
Moyennes	14,799	1,468	0,715	5,55	0,443	4,971	1,335	6,749	3,0
Coef. variation %	21,5	16,8	20,6	5,2	24,7	37,1	14,2	29,4	-
Effets principaux	NS	NS	+ P^{xx}	- N^{xx}	- N^{xx} + K^{xx}	- N^{xx}	- N^{xx}	- N^{xx}	
Interactions	-	-	-	-	- NK^{xx}	-	-	-	-

La structure physique du sol de l'essai est :

- Argile 30,8 % Sable fin 32,0 %
- Limon 8,5 % Sable grossier 26,2 %

cet essai factoriel étudie l'effet des engrais sur les caféiers en production. Les doses sont :

- N : 0 - 100 - 200 kg de N par hectare ;
- P : 0 - 100 - 200 kg de P_2O_5 par hectare ;
- K : 0 - 150 - 300 kg de K_2O par hectare.

L'essai est disposé en quatre répétitions de trois blocs de neuf parcelles avec confusion des interactions NPK.

Un premier cycle de récolte s'est terminé en 1977. Il a montré l'efficacité des apports d'azote, l'absence de réponse au phosphore et un effet dépressif de la potasse sur l'ensemble des cinq clones. Le clone 107 est le seul à répondre très significativement et positivement aux engrais potassiques.

Les caféiers ont été recépés en fin de récolte 1977.

La récolte 1982 termine le deuxième cycle de production. Après la faible récolte de 1981 due à une pluie déclencheuse insuffisante, l'essai a produit une moyenne de 4.052 kg de café marchand par hectare. Une bonne répartition des pluies au cours des sept premiers mois de l'année a favorisé les réponses aux engrais minéraux (Tableau IV).

Tableau IV :

RECOLTES MOYENNES ANNUELLES EN KG DE CAFE MARCHAND/HA

	Premier cycle 1975 à 1977	Deuxième cycle 1978 à 1982	Récolte 1982
N 0	2870	1825	3286
N 1	3371	2142	4453
N 2	3290	2110	4416
P 0	3167	2047	4104
P 1	3143	1978	3984
P 2	3221	2052	4067
K 0	3257	2004	4114
K 1	3091	2045	4086
K 2	3184	2028	3956
Significa.	N^{xx} N^{x} quadr.	N^{xx} -	N^{xx} -
Coef. Var.	10,2 %	13,5 %	19,0 %

L'effet dépressif de l'azote enregistré en 1980 sur les clones 107 et 461 n'est plus observé pour cette récolte malgré les lourdes pertes en bases échangeables dans le sol. Les apports répétés d'azote depuis 1971 provoquent des changements dans le chimisme du sol (Tableau V).

Tableau V :

ABENGOUROU -F4 -
ANALYSES DES ECHANTILLONS DE SOL PRELEVES EN MAI 1982

Niveaux d'azote	Bases échangeables en meq % K	Ca	Mg	S	pH	N %	P_2O_5 %
N - 0	1,003	9,484	1,600	12,087	6,56	2,109	1,594
N - 100 kg/ha	0,570	5,894	1,029	7,493	5,63	2,158	1,525
N - 200 kg/ha	0,525	4,559	0,834	5,918	5,34	2,212	1,609
Signification	P = 0,01	P = 0,01	P = 0,01	P = 0,01	P = 0,01	N.S.	N.S.
Coef. Var. %	35,5	44,2	28,1	36,4	4,6	15,0	25,6

Les pertes en base échangeables sont importantes et l'acidification du sol est hautement significative. Il faut noter que malgré ces pertes, aucune réponse à la potasse n'est enregistrée pour l'ensemble des cinq clones. Cependant, le clone 107 continue à bénéficier significativement des apports de potasse (P = 0,05 augmentation de 12,5 % pour K1), de même que le clone 126 (P = 0,02 augmentation de 12,8 % pour K2). Par contre, le clone 181 donne moins de production en présence d'engrais potassique (P = 0,01 et - 19,3 %). Les clones 182 et 461 restent indifférents.

2.3. - Essai factoriel NPK à trois niveaux à Divo - G4 - 1971

Planté en 1971 avec les clones 107, 126, 182 et 461, cet essai étudie les effets des trois éléments majeurs sur la production des caféiers. Les doses d'épandages, le fractionnement et le dispositif expérimental sont les mêmes qu'à Abengourou.

Les récoltes 1975, 1976 et 1977 font paraître :

. Effets bénéfiques de l'azote pour l'ensemble des clones.
. Effets dépressifs de la potasse sur tous les clones, sauf le 107 (non significatif).

. Absence d'effet du phosphore si ce n'est en présence d'azote.

L'interaction N2 P1 est généralement favorable et donne les meilleures productions.

Les caféiers ont été recépés en fin de récolte 1977.

Le deuxième cycle a été écourté, parce que les troncs étaient épuisés en fin de récolte 1981. Le recépage a eu lieu en fin mars 1982.

Ce deuxième cycle confirme les résultats du premier cycle :

. N a un effet positif pour les clones 107, 126, 181, 461 et pour l'ensemble des cinq clones.

. P n'a aucun effet, mais l'interaction N1 Pq est significative pour le total des cinq clones (le meilleur traitement est $N_2P_1K_0$).

. K a un effet linéaire négatif pour les clones 126, 182 et pour l'ensemble des cinq clones.

Les échantillons de sol prélevés en mai 1980 suscitent les commentaires suivants (LOTODE 1981) :

- N : aucun effet sur la teneur en azote du sol, mais effet dépressif sur K avec une interaction N x K, N entraînant les pertes en K lorsqu'on apporte simultanément N et K ; effet dépressif également sur Ca, sur Mg et donc sur la somme et le pH.

- P : effet dépressif quadratique sur C, positif très fortement linéaire sur P et dépressif quadratique sur Mg.

- K : effet positif quadratique sur K.

Le Tableau VI ci-après présente l'essentiel des résultats d'analyses.

3. - DISCUSSION

La comparaison des analyses de sol des deux essais indique que celui d'Abengourou est mieux pourvu en éléments minéraux que celui de Divo.

Tableau VI :

DIVO - G4 -

ANALYSES DES ECHANTILLONS DE SOL PRELEVES EN MAI 1980

Niveaux d'azote	Bases échangeables en meq % K	Ca	Mg	S	pH	N %	P_2O_5 %
N - 0	0,364	6,155	1,072	7,591	6,33	0,989	0,580
N - 100 kg/ha	0,239	5,022	0,826	6,087	5,59	0,977	0,598
N - 200 kg/ha	0,208	3,558	0,775	4,541	5,50	0,943	0,558
Signification	P=0,001	P=0,06	P=0,001	P=0,05	P=0,001	N.S.	N.S.
Coef. Var. %	41,0	93,1	38,1	80,7	13,5	21,9	23,7

L'examen des équilibres K - Ca - Mg du Tableau VII, montre que les pertes en bases dues aux apports d'azote, affectent l'ensemble des cations dans des proportions équivalentes, puisque ces équilibres ne varient guère.

Tableau VII :

APPORTS D'AZOTE ET DE POTASSE ET EQUILIBRES CATIONIQUES EN % DE LA SOMME DES BASES ECHANGEABLES (K + Ca + Mg meq %)

	Abengourou - F4 - 1982			Divo - G4 - 1980		
	% K	Ca	Mg	% K	Ca	Mg
N - 0	8,3	78,5	13,2	4,8	81,1	14,1
N - 100 kg/ha	7,6	78,7	13,7	3,9	82,5	13,6
N - 200 kg/ha	8,9	77,0	14,1	4,6	78,3	17,1
K - 0	3,9	82,1	14,0	2,1	82,7	15,2
K - 150 kg/ha	9,9	76,8	13,3	4,8	80,8	14,4
K - 300 kg/ha	11,2	75,4	13,4	6,6	78,9	14,5
Niveaux absolus de bases échangeables en meq % :						
K - 0	0,342	7,266	1,239	0,131	5,040	0,924
K - 150 kg/ha	0,786	6,120	1,060	0,317	5,342	0,951
K - 300 kg/ha	0,970	6,551	1,165	0,364	4,352	0,798

...

A Abengourou, il y avait un effet dépressif de K sur les récoltes du premier cycle et pas d'effet de K sur l'ensemble des cinq clones pour le second cycle. Vu la proportion élevée de K dans la somme des bases, cette absence de réponse paraît logique. Cependant, il faut rappeler que deux clones haut producteurs (les 107 et 126) répondaient favorablement aux engrais potassiques. Il semblerait donc que les niveaux absolus soient plus importants que les rapports.

Ceci est nettement infirmé par l'essai de Divo, dans lequel les niveaux absolus et les rapports sont plus bas qu'à Abengourou et dans lequel l'engrais potassique a un effet dépressif significatif sur l'ensemble des cinq clones pour les deux cycles de récoltes.

A Abengourou, au début de l'essai, en 1971, le niveau moyen de K était de 0,724 meq %, peu différent du niveau enregistré en 1982 (0,699 meq %), mais l'équilibre K - Ca - Mg était de 4,8 - 79,1 - 16,1 %. L'amélioration de cet équilibre et du statut de K dans les parcelles recevant de l'engrais potassique s'est traduit par des pertes de production au cours des premières récoltes.

On pourrait penser que ceci proviendrait de l'antagonisme K - Mg. En effet, K entraîne des pertes en Mg. Mg est passé de 16,1 % en 1971 à 13,7 % en 1982. Mais un épandage de 800 kg de dolomie par hectare fait en 1977 dans l'essai factoriel NPK à deux niveaux - J11 - n'a donné aucune amélioration de production.

A Divo, malgré les teneurs plus faibles en potassium échangeable du sol et malgré la faiblesse de K dans l'équilibre des cations, les engrais potassiques ont un effet dépressif sur les deux cycles de production.

Si les niveaux absolus et les pourcentages des sommes ne donnent pas d'explication satisfaisante, il reste à examiner les rapports (K x 100)/T et (K x 100)/(argile + limon) du Tableau VIII.

Les rapports (K x 100)/T sont peu différents dans les deux essais. Ils n'expliquent donc pas les réactions différentes des caféiers.

...

Tableau VIII :

VALEURS DES RAPPORTS (K x 100)/T ET (K x 100)/(ARGILE + LIMON)
DANS LES SOLS DES ESSAIS D'ABENGOUROU ET DE DIVO

A Abengourou T = 15,96 ; Argile = 34,4 % et Limon = 9,2 %
A Divo T = 6,43 ; Argile = 21,2 % et Limon = 6,4 %

	Abengourou - F4 - 1982		Divo - G4 - 1980	
	(K x 100)/T	(Kx100)/(A+L)	(K x 100)/T	(Kx100)/(A+L)
N - 0	6,28	2,30	5,66	1,31
N - 100 kg/ha	3,57	1,31	3,72	0,86
N - 200 kg/ha	3,29	1,20	3,23	0,75
K - 0	2,14	0,78	2,04	0,48
K - 150 kg/ha	4,93	1,80	4,93	1,15
K - 300 kg/ha	6,08	2,22	5,65	1,32

Quant aux rapports de la potasse sur les éléments fins, ils ne paraissent pas plus explicatifs, car c'est à Divo qu'ils sont les plus faibles et c'est aussi à Divo que les engrais potassiques sont les plus dépressifs.

4. - CONCLUSION

Les engrais azotés provoquent des augmentations de productions intéressantes chez les caféiers *robusta* cultivés sur des sols ferrallitiques peu à moyennement désaturés. Mais ces engrais induisent des pertes en bases échangeables par lessivage, par exportation par les récoltes et par les bois, ainsi que par immobilisation dans les troncs et dans les branches.

La potasse du sol est l'élément le plus sollicité. Cependant, les apports d'engrais potassiques sont dépressifs dans les conditions de sols de Divo sur les deux cycles de récoltes enregistrées de 1975 à 1981. Dans l'essai d'Abengourou, l'effet dépressif de la potasse s'est manifesté sur le premier cycle de production et non sur le deuxième cycle. Au cours de ce dernier cycle (1978 - 1982), l'engrais potassique a même amélioré la production de deux des cinq clones de l'essai.

L'évolution de la potasse dans le sol sous l'effet des apports d'engrais azotés et potassiques a été étudiée de 1971 à 1982. L'azote induit des pertes en potasse ; l'engrais potassique permet une accumulation du potassium dans l'horizon de surface. Mais la combinaison des deux fertilisants provoque des pertes de potasse échangeable.

La comparaison des sols des deux essais montre l'absence de relation entre la réaction des caféiers aux critères analysés : niveaux potassiques, pourcentages de K dans la somme des bases, dans la capacité d'échange et dans la texture (argile + limon).

Il faut en conclure que ces critères analytiques ne conviennent pas pour expliquer la nutrition potassique des caféiers. D'autres voies de recherches et d'études doivent être explorées : potasse totale, solution sol, dynamique des cations,...

5. - DISCUSSIONS AU COURS DU SEMINAIRE "ATP DYNAMIQUE DES CATIONS"

Cette note ayant été présentée au séminaire des 18 et 19 décembre 1984 à Montpellier, les participants ont fait quelques remarques.

- Profondeur de l'horizon analysé :

Puisque les valeurs du potassium échangeable dans l'horizon de surface ne concordent pas avec les besoins des caféiers et avec leurs réponses aux apports d'engrais, on peut supposer que les caféiers exploitent les réserves des horizons sousjacents. Il serait probablement utile de les introduire dans le calcul des bilans d'exportation. Les caféiers sont des arbustes humicoles qui exploitent principalement l'horizon humifère de surface, puisque 80 à 90 % des racines se trouvent dans les trente premiers centimètres du sol. Néanmoins, les racines profondes peuvent intervenir pour l'alimentation de la plante. Il a été suffisamment démontré que les plantes pouvaient satisfaire leurs besoins si l'on n'apportait des engrais qu'à un secteur du système racinaire.

- Réserves en potassium total :

La non réponse aux engrais potassiques sur des sols relativement médiocres en potassium échangeable, a été observée sur les citrus en Corse

(IRFA). Les analyses du potassium total ont montré qu'il y avait de très fortes réserves qui sont probablement exploitées par les arbres, rendant inefficaces les apports de potasse. Dans le cas de Divo, les réserves sont peu élevées : 2,9 meq % dans l'essai G3 (factoriel sur cacaoyers) et 3,2 meq % dans l'essai G1 (diagnostic sol sur cacaoyers). Ces deux essais sont voisins de l'essai G4, factoriel NPK sur caféiers. Nous n'avons pas d'analyses pour la station d'Abengourou. Cependant, les réserves en potassium total y sont probablement plus élevées, puisque ces sols dérivent de schistes arkosiques. Les réserves n'expliqueraient donc pas les comportements des caféiers : effet dépressif de l'engrais potassique à Divo et effet variable suivant les clones à Abengourou.

- Rapports K/C :

Sur cotonnier, des relations intéressantes ont pu être établies entre les réponses aux apports de potasse et les équilibres entre le potassium échangeable et le carbone de la matière organique.

- Antagonisme soufre - molybdène :

Les apports d'engrais potassiques sous forme de sulfate peuvent induire une carence en molybdène qui masque l'effet du potassium. Dans les essais, la potasse est apportée sous différentes formes : sulfate, chlorure, carbonate (cendres de coques de café).

- Antagonisme K - Mg :

Les équilibres K - Mg sont étudiés dans deux essais à Divo et dans un essai à Abengourou. Jusqu'à présent, après 7 années, les caféiers ne répondent guère aux apports combinés ou non de K et de Mg (sulfate de potassium, cendres de coques de café contenant environ 30 % de K_2O, kiésérite).

- Caractérisation des argiles et des minéraux :

La caractérisation des colloïdes du sol peut expliquer des comportements différents des plantes envers les engrais potassiques, à cause de modifications de la dynamique du potassium (Quéméner).

...

Il est utile de tenter de déterminer ce qui participe à l'alimentation du sol et de la plante. On mesure K échangeable et K total, dont une partie non mesurée peut devenir disponible pour la plante par le flux d'altération. Il est donc nécessaire d'étudier le sous-sol pour savoir ce que le sol peut fournir (Bosc).

- Analyses foliaires :

Les analyses foliaires pourraient indiquer s'il y a absorption de la potasse apportée par les engrais et s'il y a des réels besoins, ou si l'on se trouve dans une zone de consommation de luxe.

Montpellier, le 9 Janvier 1985

BIBLIOGRAPHIE

JADIN P. et SNOECK J., 1984 -

Etat actuel des recherches en matière de fertilisation minérale pour les cacaoyers et les caféiers *robusta*.
Colloque IMPHOS, ~~Bouaké~~, Côte d'Ivoire, Yamoussoukro.

LOTODE R., 1981 -

Interprétations des essais factoriels sur caféiers *robusta*.
Document interne IRCC.

SNOECK J., 1984 -

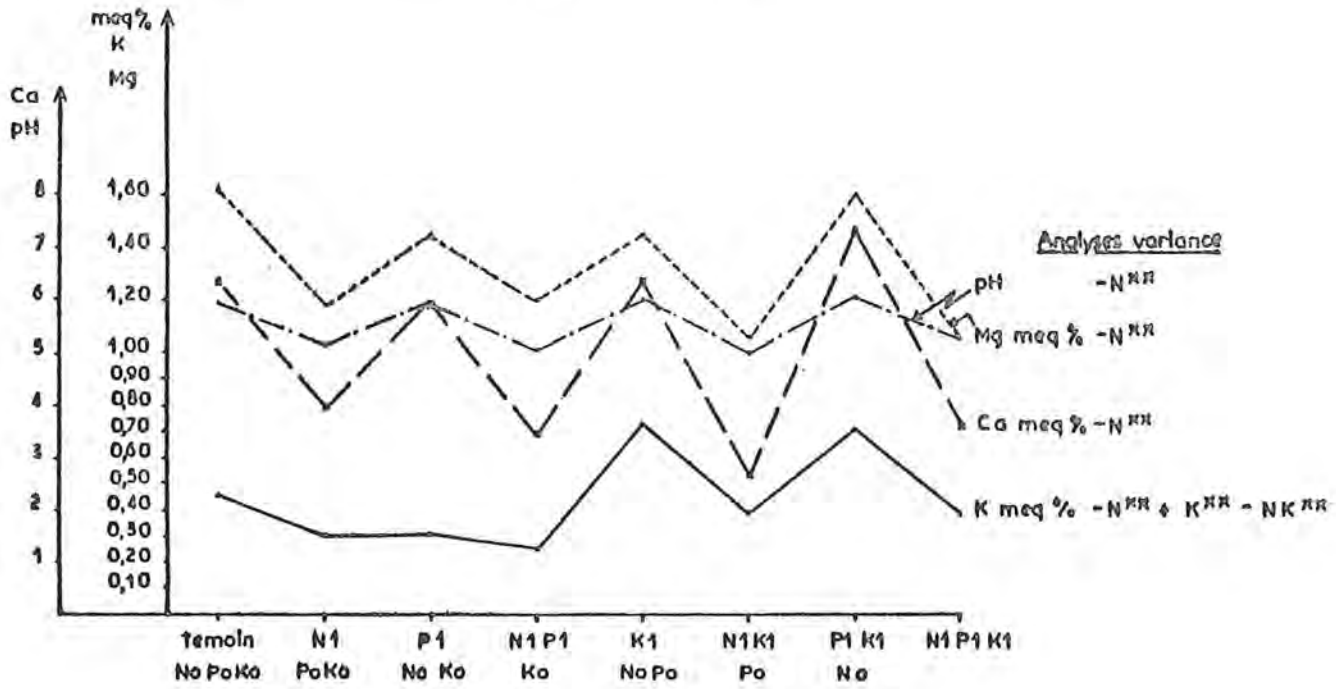
Méthodologie des recherches sur la fertilisation minérale du caféier *robusta* en Côte d'Ivoire.
L'analyse du sol pour l'étude des besoins en engrais minéraux.
Café, Cacao, Thé (Paris), Vol. XXVIII, n° 4.

* *
*

Fig 1 - COMPOSITION CHIMIQUE DU SOL DES DIVERS TRAITEMENTS NPK APRES 20 ANNEES D'EPANDAGES

BASES ECHANGEABLES ET pH. ANALYSES 1981

ESSAI J 11 - ABENGOUROU



F16.

Figure: ESSAIS D'ENGRAIS A DIVO ET A ABENGOUROU
. REPONSES A L'AZOTE

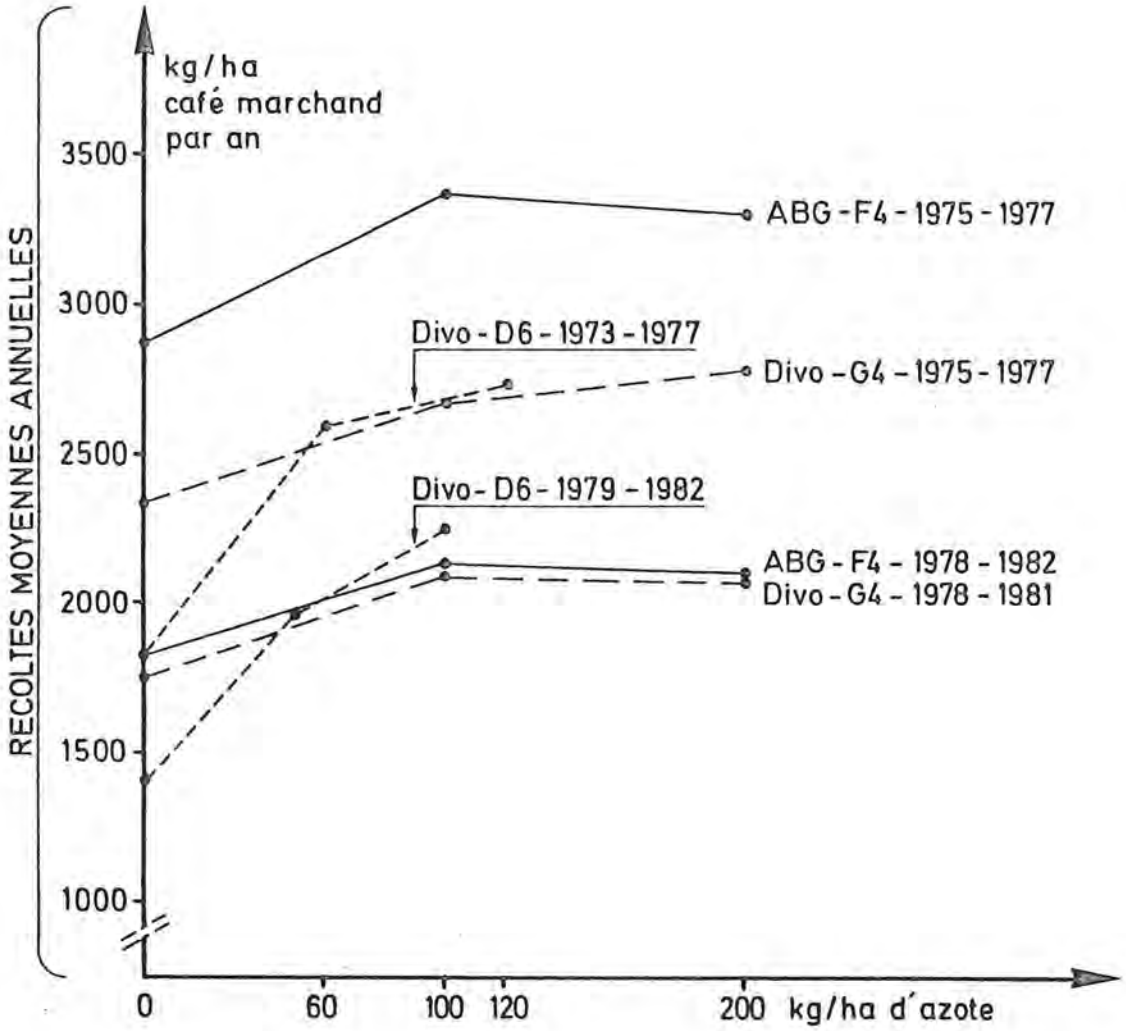
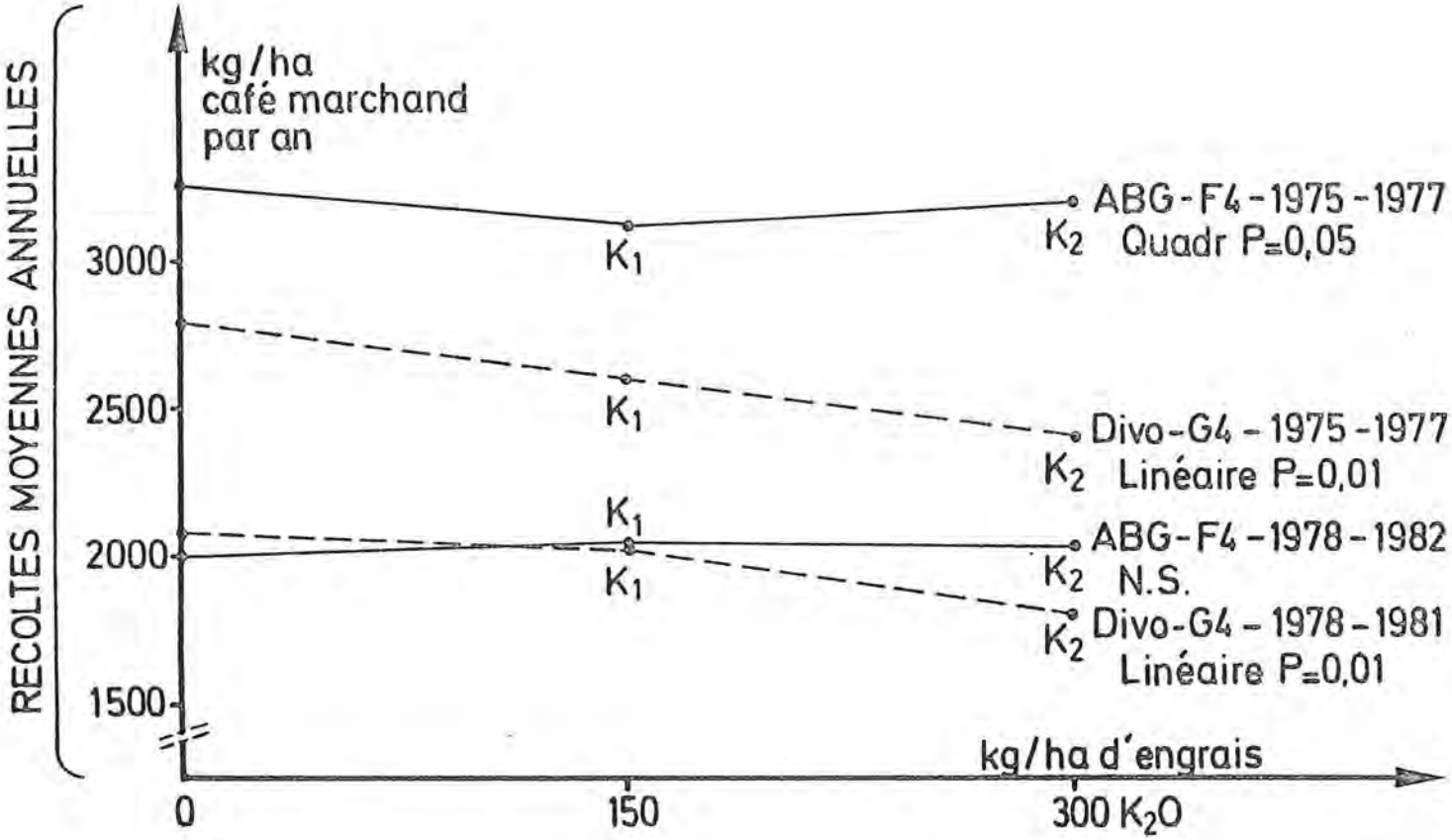


Figure : ESSAIS D'ENGRAIS A DIVO ET A ABENGOUROU
EFFET DEPRESSIF DE LA POTASSE



ESSAI AGRONOMIQUE SUR SOL DE CERRADO BRESILIEN, POUR L'ETUDE DE LA RELATION ENTRE PRODUCTION DU RIZ PLUVIAL PROFILS RACINAIRES ET CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DU SOL.

F.N. REYNIERS
Agrophysiologiste
DAP/IRAT/CIRAD

I - INTRODUCTION

L'hypothèse testée dans cet essai, est que la production du riz pluvial à la station du CNPAF à GOIANA en région centre-ouest du Brésil, cultivée pendant la saison normale de culture de novembre à mars, est très dépendante de la profondeur d'enracinement. Elle a pour origine les résultats de simulation du bilan hydrique donnant de fortes indications qu'à partir d'une réserve en eau utile du sol de 90 mm les besoins en eau sont satisfaits en moyenne à 80 % pour le cycle et à 70 % pour la phase reproductive, taux correspondant à une espérance de production supérieure à 3 t/ha, correspondant à un sol ferrallitique fortement dessaturé.

Cultivées sur un sol "latossol rouge sombre" corrigé par des amendements, les variétés de riz pluvial comme IAC 47 ont des enracinements descendant jusqu'à au moins 1 m de profondeur leur donnant approximativement une réserve utile de 90 mm.

Les déficiences des caractéristiques physiques ou/et chimiques limitent l'enracinement dans la couche de sol superficielle entrainant des dégâts pendant les périodes de courte durée sans pluie. Elles réduisent également directement la production.

Pour vérifier l'hypothèse, on a cherché à créer un gradient dans la profondeur de l'enracinement en agissant sur les caractéristiques physico-chimiques du sol et à évaluer son effet sur la production.

II - DISPOSITIF

Pour la seconde année consécutive, une culture de riz pluvial a été menée sur le même dispositif expérimental comprenant les mêmes traitements d'amendement en post-effet et de fertilisation phosphatée. Le traitement variété a été remplacé par un traitement modes de préparation du sol.

Les traitements primaires étaient les suivants :

1. Deux modes de préparation du sol, labour à la charrue à disques, pulvériseur lourd.

2. Avec ou sans chaulage. Apport l'année précédente. Calcaire dolomitique à 5,6 t/ha.

3. Avec ou sans gypse. Apport l'année précédente de 1,4 t/ha. Le gypse (31 % de CaO, 18 % S, 0,7 % P_2O_5) est un résidu de la préparation d'engrais phosphatés.

4. 3 niveaux d'apport d'engrais phosphatés : 0, 50, 100 kg de P_2O_5 sous forme supertriple.

Tous les traitements ont reçu au semis 20, 90 et 5 kg/ha de N (sulfate d'ammonium), K_2O (chlorate de potasse) et sulfate de zinc.

Le dispositif comprenait 6 répétitions. Les traitements sont un croisement des différents traitements primaires répartis dans des parcelles subdivisées dans l'ordre : préparation du sol, calcaire, gypse et niveaux d'engrais phosphatés.

CONDUITE DE L'ESSAI

Les deux préparations du sol ont été réalisées à la mi-octobre mais la fertilisation et le semis ne l'ont été qu'à la mi-décembre. Durant ces deux mois les parcelles ont reçu 400 mm de pluies et sur les parcelles avec préparation superficielle tout particulièrement ceux avec calcaire, les adventices se sont développées.

Il est possible que l'enfouissement de cette matière verte jeune aient eu un rôle important pour favoriser ce traitement, de même que la pluviosité importante.

Le régime des pluies durant l'essai est donné dans la figure 5, une importante épidémie de pyriculariore n'a pu être contrôlée comme l'indique le nombre de cous atteints importants (Tableau 1).

Mode de préparation du sol		Calcaire dolomitique			
		Profond	Superficiel	Profond	Superficiel
Gypse	P_0	14	22	25	27
	P_1	21	25	42	47
	P_2	21	31	38	43
	Moyenne	19	26	35	39
	P_0	12	23	32	47
	P_1	18	29	47	34
	P_2	21	27	49	38
	Moyenne	17	26	43	40
Moyenne générale		18	26	39	39,5

Tableau 1 : Pourcentage des cous avec pyriculariose en fonction de la préparation du sol, des amendements calcaire et gypse de l'année précédente et de la fertilisation phosphatée.
$P_0 = 0$; $P_1 = 50$; $P_2 = 100$ kg/ha P_2O_5.

Comme il existe des doutes que la charrue ait réellement accompli un travail profond dans tous les cas, point qui sera discuté, les traitements "préparation du sol" seront dénommés par le nom de l'outil prin-

cipal utilisé pour les réaliser : charrue (à disques) et pulvériseur respectivement à la place de mode de préparation profonde et superficielle.

Méthode d'étude de l'enracinement :

Les profils racinaires caractérisés par l'absorption du 32P placé à 10, 40 et 70 cm de profondeur, ont été mesurés à la phase de montaison entre 60 et 75 jours après semis sur les traitements les plus caractéristiques. Deux répétitions par profondeur sont réalisées sur chaque bloc, soit 12 répétitions au total. L'unité est le nombre de coups par million de coups placés. Le nombre de coups par g de matière sèche des parties aériennes permet d'évaluer le rapport entre racines et parties aériennes. Le nombre de coups par mètre linéaire évalue la quantité totale de racines par unité de surface de sol.

III - RESULTATS SUR LA PRODUCTION ET LA CROISSANCE AERIENNE

La production moyenne de paddy de l'essai a été 1,5 t/ha avec des variations de 0,85 à 2,7 t/ha (Tableau 2) suivant les traitements.

Mode de préparation du sol		Calcaire dolomitique			
		Charrue	Pulvériseur	Charrue	Pulvériseur
Gypse	P_0	1,56	2,27	0,90	1,30
	P_1	1,57	2,68	1,15	1,22
	P_2	1,55	2,31	1,11	1,61
	Moyenne	1,56	2,42	1,05	1,37
	P_0	1,08	1,57	0,85	1,28
	P_1	1,31	2,17	0,94	1,53
	P_2	1,40	2,54	1,06	1,57
	Moyenne	1,27	2,09	0,95	1,46
Moyenne générale		1,41	2,18	1,00	1,42

Tableau 2 : Production de grains en t/ha en fonction de la préparation du sol, des amendements calcaire et gypse de l'année précédente et de la fertilisation phosphatée.
P_0 = 0 ; P_1 = 50 ; P_2 = 100 kg/ha P_2O_5.

3.1. Effet du mode de préparation du sol

3.1.1. Production :

La préparation à la charrue a diminué la production de 30 % par rapport à la préparation au pulvériseur pour la moyenne des traitements, de 40 % pour le traitement calcaire, gypse et 50 kg de P_2O_5.

3.1.2. Croissance végétative :

La croissance végétative a été caractérisée par la hauteur et le tallage au cours du temps (Figure 1). L'effet du gypse n'a pas été significatif.

3.1.2.1. Parcelles sans calcaire :

La réponse aux modes de préparation sur la hauteur s'est inversée entre 33 et 70 JAS (jours après semis) plus favorable au début pour la préparation à la charrue, à la fin pour celle au pulvériseur. La réponse du tallage a été similaire mais sans être inversée.

3.1.2.2. Parcelles avec calcaire :

La croissance au départ a été plus lente que sans calcaire. Pour la préparation au pulvériseur sa vitesse relative a augmenté ensuite, au point que hauteur et tallage ont été en fin de cycle les plus élevés de tous les traitements. Pour la préparation à la charrue, la hauteur a été en fin de cycle la même que sans calcaire pour la même préparation.

3.1.3. Profils racinaires :

Les profils racinaires ont été caractérisés pour les traitements préparation du sol avec ou sans calcaire dolomitique incorporé l'année précédente, et au niveau 50 kg/ha de P_2O_5, et pour la préparation au pulvériseur avec gypse, même niveau de P_2O_5. Ils sont rapportés dans les tableaux 3 et 4.

Profondeur (cm)	CALCAIRE			SANS CALCAIRE			EFFETS DU CALCAIRE %
	Charrue	Pulvériseur	Effets de la charrue %	Charrue	Pulvériseur	Effets de la charrue %	
10	14630	27834	- 47,4	9545	27558	- 65	+ 14
40	4066	5551	- 27	1193	3787	- 68	+ 154
70	896	2560	- 65	331	1182	- 72	+ 92

Tableau 3 : Effets de la préparation du sol et du calcaire dolomitique sur les profils racinaires. Absorption du P 32 en cs/10^6 placés par mètre linéaire, à 10, 40, 70 cm de profondeur, de 61 à 75 JAS.

Profondeur (cm)	CALCAIRE			SANS CALCAIRE			EFFETS DU CALCAIRE %
	Charrue	Pulvériseur	Effets de la charrue %	Charrue	Pulvériseur	Effets de la charrue %	
10	169	270	- 37,4	111	179	- 38	+ 51
40	65	58	+ 12	19,4	47,6	- 59	+ 54
70	14	22	- 36	5,3	9,7	- 45	+ 140

Tableau 4 : Effets de la préparation du sol et du calcaire dolomitique sur les profils racinaires. Absorption du P 32 en cs/10^6 placés par g. de matière sèche, à 10, 40, 70 cm de profondeur, de 61 à 75 JAS.

Le travail à la charrue a diminué l'enracinement dans cet essai, mais de façon un peu moins marquée pour les traitements avec calcaire. La réduction s'est produite à toutes les profondeurs testées. Elle est moins accentuée pour le rapport entre racines et parties aériennes que pour la quantité totale de racines par unité de surface de sol. Cette différence, en particulier à 40 cm de profondeur pour le traitement avec calcaire, entre les deux variables s'explique par une plus forte réduction des parties aériennes que des racines sur le travail à la charrue.

3.2. Effets du calcaire dolomitique

3.2.1. Sur la production :

On observe un gain de 52 % sur la moyenne des traitements. Il est remarquable que la valeur du gain varie de 120 % pour le travail au pulvériseur, gypse et 50 kg de P_2O_5, à 21 % pour le travail à la charrue sans gypse et sans apport de phosphates. On constate un effet bien moindre du calcaire en l'absence de gypse.

3.2.2. Profils racinaires :

Le calcaire a permis une forte augmentation de l'enracinement aux trois profondeurs testées allant jusqu'à 154 % à 40 cm de profondeur, en moyenne des deux modes de préparation du sol. L'augmentation la plus élevée se produit pour le travail à la charrue et aux profondeurs 40 et 70 cm. Le rapport racines/parties aériennes a été tout particulièrement amélioré à 10 cm et 70 cm de profondeur. Le calcaire a agit davantage sur la croissance racinaire que sur celle des parties aériennes.

3.3. Effets du gypse

Le gain par le gypse pour l'ensemble des traitements est faible (6 %) et statistiquement non significatif. Cependant, il passe à 11 % pour l'ensemble des traitements avec calcaire et atteint dans ce cas 45 % pour les traitements sans engrais phosphatés.

IV - EVOLUTION DES CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DU SOL

Sur tous les traitements à la charrue avec 50 kg de P_2O_5 et 4 répétitions, des prélèvements ont été effectués deux semaines après la préparation, soit 6 semaines avant le semis et après la récolte dans un intervalle de 5 semaines. Sur les traitements au pulvériseur, les prélèvements ont été réalisés après récolte. Les prélèvements après récolte ont été effectués sur les 6 répétitions.

		Calcaire + gypse	Calcaire	Gypse	Témoin
pH	Ant. Post.	5,5 5,5	5,2 5,3	4,8 4,8	4,6 4,6
$Ca^{++} + Mg^{++}$ meq/100 g	Ant. Post.	2,8 2,5	2,2 2,0	1,6 1,0	1,1 0,65
Al^{+++} meq/100 g	Ant. Post.	0,1 0,1	0,2 0,2	0,6 0,6	0,7 0,7
K^{+} ppm	Ant. Post.	72 44	61	71 40	73 39
Saturation en Al^{+++} %	Ant. Post.	2,1 3,7	7,8 8,7	25 37	35 48
P ppm	Ant. Post.	3,3 3,0	2,5 3,1	3,2 1,9	2,4 2,1
M.O. %	Ant. Post.	2,2 1,75	2,1 1,95	2,0 2,43	1,9 1,60

Tableau 5 : Caractéristiques chimiques dans la couche de 0 à 20 cm de profondeur de sol, antérieurement à la culture et postérieurement. Traitements préparés à la charrue.

Ant. : prélèvements du 3.11.83, 2 semaines après préparation et 6 semaines avant semis.

Post. : 2 à 4 semaines après récolte.

Moyenne de 4 répétitions (Blocs 100, 200, 400, 600).

4.1. Evolutions entre avant et après la culture

Le tableau 5 indique l'évolution des teneurs en éléments minéraux dans la couche de sol 0 à 20 cm entre octobre et avril durant la culture sous-labour à la charrue. Les caractéristiques chimiques ont été fortement altérées, tout particulièrement pour les traitements sans calcaire. Le traitement avec calcaire et gypse a évolué le moins. Ces pertes d'éléments minéraux sont dues à la fois aux exportations et à la lixiviation. Un simple calcul de déduction des exportations montrerait que la partie due à la lixiviation est de loin la plus importante, en particulier pour $Ca^{++} + Mg^{++}$. On constate en conséquence une forte augmentation du pourcentage d'Al^{+++} échangeable/somme des bases.

4.2. Effets des traitements

Caracteristique Chimique	Amendements / Préparation du sol / Profondeurs	Calcaire + gypse		Calcaire		Gypse		Témoin	
		Charrue	Pulvériseur	Charrue	Pulvériseur	Charrue	Pulvériseur	Charrue	Pulvériseur
pH	0 - 20	5,8	5,6	5,5	5,6	4,8	5,0	4,6	5,1
	20 - 40	5,5	5,3	5,1	4,9	5,1	5,1	4,8	5,0
$Ca^{++} + Mg^{++}$	0 - 20	2,9	2,42	2,1	2,3	0,93	1,45	0,65	1,45
	20 - 40	1,8	1,7	0,9	1,1	0,93	1,2	0,6	1,15
Al^{+++}	0 - 20	0,1	0,15	0,2	0,2	0,57	0,46	0,75	0,40
	20 - 40	0,1	0,2	0,1	0,2	0,51	0,35	0,4	0,4
K^{+}	0 - 20	44	45			39	47	39	52
	20 - 40	39	31			41	41	37	40
Sat. Al^{+++} %	0 - 20	3,2	5,6	9,0[e]	7,7[e]	36	23	50	20
	20 - 40	5,0	10	9,1[e]	14[e]	24	21	37	24
P	0 - 20	2,9	1,7			1,9	1,9	2,1	1,5
	20 - 40	1,0	0,6			0,5	0,65	0,6	0,7
M.O.	0 - 20	1,75	1,75	2,1	2,4	2,43	2,05	1,75	2,10
	20 - 40	1,43	1,67	1,8	2,4	2,06	1,87	1,87	1,93

Tableau 6 : Effets de la préparation du sol, de l'apport de calcaire et de gypse l'année précédente sur les caractéristiques chimiques du sol après récolte du riz pluvial. Niveau 50 kg P_2O_5/ha. e : valeur estimée avec K^+ = 0,1 meq/100 g.

Le calcaire dolomitique induit évidemment des pH et des teneurs en Ca^{++} + Mg^{++} plus élevées, et des teneurs en Al^{+++} plus basses. Les teneurs en K^+ sont peu affectées. Ces effets diminuent le taux de saturation en Al^{+++} de façon plus nette encore en présence de gypse.

En l'absence conjointe de calcaire et de gypse, la préparation à la charrue présente les plus faibles teneurs en bases échangeables et des taux de saturation en Al^{+++} plus élevés allant jusqu'à 50 % dans la couche 0 - 20 cm contre 27 % pour le travail au pulvériseur.

La lixiviation, en particulier du calcium - magnésium et du potassium, a été favorisée par le travail à la charrue sauf sur le traitement avec les teneurs les plus élevées en calcium. Ceci a entraîné une plus forte augmentation du taux de saturation d'aluminium qui a atteint des niveaux considérés comme toxiques. La lixiviation plus élevée sous labour n'est pas une certitude du fait de l'absence de données avant culture pour la préparation au pulvériseur. Cependant, les productions obtenues l'année précédente ne laissent pas supposer des différences de fertilité.

V - CARACTERISTIQUES PHYSIQUES DU SOL

Pendant la préparation à la charrue sur la bande avec calcaire, il a été constaté que par endroit la charrue n'arrivait pas à pénétrer en profondeur. Le sol était assez sec puisqu'il avait plu 14 mm la pentade précédente et 26 mm la pentade antérieure.

Des mesures de densité apparente dans deux parcelles avec calcaire et gypse et 50 kg de P_2O_5 pour les deux modes de préparation, ont été réalisées un mois et demi après récolte et avec trois répétitions dans chaque fosse (Tableau 7). Il semble qu'entre 10 et 30 cm de profondeur, la densité apparente soit plus élevée sur le travail au pulvériseur.

Mode de préparation du sol / Profondeur (cm)	CHARRUE	PULVERISEUR
0 - 10	1,38	1,40
10 - 20	1,28	1,37
20 - 30	1,24	1,31
30 - 40	1,24	1,20
40 - 50	1,20	1,20

Tableau 7 : Densités apparentes à différentes profondeurs en fonction du mode de préparation du sol. Mesures effectuées dans une parcelle sur 3 répétitions 6 semaines après récolte. Les échantillons ont été prélevés humides.

VI - DISCUSSION

Dans cet essai, les productions se sont situées entre 1 et 2,7 t/ha selon les traitements. Cette gamme de rendements, celle du producteur du Cerrado, est particulièrement significative pour le développement de cette culture. Il est ainsi justifié d'essayer de dégager les raisons de cette variation dans l'espoir d'en faire profiter rapidement le producteur, surtout que les traitements pratiqués sont à sa portée.

6.1. Interprétation scientifique

La relation significative entre enracinement, tout particulièrement à 70 cm, et production servira de base à la discussion (Figure 2). Ce n'est certes pas une découverte pour la région du Cerrado. De nombreuses recherches pour cette région supposent cette relation, mais elle apparaît ici relativement bien quantifiée.

Cette relation est probablement expliquée par l'alimentation hydrique.

Stade	Tallage		Début reproduction		Pleine reproduction		Maturation		Cycle	
J.A.S.	0 - 40		40 - 65		65 - 100		100 - 110		0 - 100	
R.M.U.	TSNA	DR/RU	TSNA	DR/RU	TSNA	DR/RU	TSNA	DR/RU	TSNA	DR/RU
30	67	1,1	92	3,8	54	7,8	81	0,4	61	13
40	70	0,4	93	2,7	67	5,1	92	0,3	69	8,4
50	71	0,1	93	2,1	84	3,5	93	0,0	76	5,7
70	71	0,0	94	1,3	88	2,3	95	0,0	78	3,6
90	71	0,0	94	0,8	91	1,7	95	0,0	79	2,5

Tableau 8 : Effets de la réserve maximum en eau utile du sol (R.M.U.) sur le taux de satisfaction des besoins en eau (TSNA) et sur le drainage (DR/RU) pour les différents stades phénologiques et le nombre de jours après semis (J.A.S.).

Données obtenues par simulation avec le modèle de bilan hydrique IRAT, dans une situation similaire à celle des essais "sol corrigé" et "sol de Cerrado". Données de pluies et d'évaporation du bac classe A de la station météorologique du CNPAF. Date de semis : 20 décembre.

En effet, les taux de satisfactions des besoins en ETr/ETm calculés par simulation du bilan hydrique augmentent très nettement entre les RU 30 et 50 mm, en particulier pendant la phase reproductive la plus sensible au stress (Tableau 8). Or les profils racinaires observés, relativement peu profonds, même pour les meilleurs par rapport aux résultats antérieurs, correspondent à cette gamme de RU. Le fait que l'effet des traitements a été plus marqué sur l'enracinement et à la phase reproductive confirme cette interprétation. L'effet direct probable de la nutrition minérale sur la production ne peut être évalué.

Les différences d'enracinements peuvent s'expliquer par des facteurs physiques pour la préparation à la charrue sur les traitements avec calcaire additionné ou non de gypse et par le taux d'aluminium par rapport à la somme des bases pour les autres traitements.

Dans les traitements charrue plus calcaire, l'enracinement superficiel semble s'expliquer par l'observation d'une semelle de labour en surface. La seule hypothèse que nous puissions proposer et sous toutes réserves, est que cette semelle de labour serait due à la combinaison de trois facteurs et sans exclusive : le travail à la charrue tel qu'il a été effectué dans cette bande, c'est-à-dire inadéquat, le traitement au calcaire, et le sol relativement sec pendant les 45 premiers jours de la culture. Pour expliquer que le même phénomène ne se soit pas produit avec le travail au pulvériseur, outre la différence d'outil, on rappellera dans ce cas le développement des adventices pendant les deux mois entre préparation et semis et leur enfouissement.

Pour les autres traitements, le taux d'aluminium par rapport à la somme des bases dans les 20 premiers cm semble bien être le facteur explicatif (Figure 3). Dans ce cas, la relation entre le taux d'aluminium dans la couche 0 - 20 et la production confirme cette hypothèse (Figure 4).

6.2. Interprétation agronomique

Cet essai n'a pas un dispositif statistique sans reproche, car il n'était pas prévu au départ pour une étude agronomique. De plus, du fait du tirage au hasard, il s'est trouvé que les préparations à la charrue se sont trouvées toutes les deux à l'extérieur. Cependant il comprend 6 répétitions, et les différences entre traitements sont suffisamment nettes pour mériter d'être analysées. Ces différences sont appuyées par l'analyse de variance (Annexe 1).

6.2.1. La production a baissé en seconde année de culture :

Ceci est probablement dû à un semis 1 mois plus tardif, à une période de léger déficit hydrique au tallage, à la succession culturale riz-riz car la culture de haricot tentée pendant l'intervalle n'a guère réussi, et à l'épidémie de pyriculariose.

6.2.2. Malgré la correction du sol quatre années auparavant :

Par du calcaire dolomitique, l'effet d'un apport de 5,7 t/ha de calcaire l'année précédente a été très positif. Un long délai entre l'apport et le semis semble nécessaire.

6.2.3. Le travail à la charrue dépressif dans cette essai particulier ne remet pas en cause les résultats positifs obtenus par ce mode de préparation du sol. Il devrait cependant être considéré que dans certaines conditions qui ne sont pas exceptionnelles, le travail à la charrue peut être négatif. Il est nécessaire de trouver rapidement des correctifs pour éviter que de tels préjudices ne se produisent, en particulier chez le producteur peu expérimenté.

VII - CONCLUSIONS

Les résultats obtenus dans cet essai méritent, nous semble-t-il, l'attention des spécialistes de différentes disciplines et des agronomes systèmes. Ils devraient aider à mieux définir les lignes de recherche pour la culture du riz pluvial dans le Cerrado, où elle a un grand avenir, nous en sommes persuadés.

* * *

ANNEXE 1

Essai "sol corrigé"

Résumé analyse statistique

1. Comparaison des traitements sur les variables croissance végétative et production

Traitements / Variables	Préparation du sol	Calcaire	Gypse	Phosphore kg P_2O_5/ha			Préparation X phosphore	Préparation X calcaire
				0	50	100		
Nombre Panicules	H.S.**			A	B	C	H.S.	
Pyriculariose du cou		HS		A	B	B		
Tallage 33 jours	HS	HS		A	B	C		HS
Tallage 45 jours		HS		A	B	C		
Hauteur 33 jours		HS		A	B	C		
Hauteur 45 jours	S*	HS		A	B	C		
Hauteur 70 jours	HS			A	B	C		
Production	HS	HS		A	B	B		

** significatif à P > 99 %
* significatif à P > 95 %

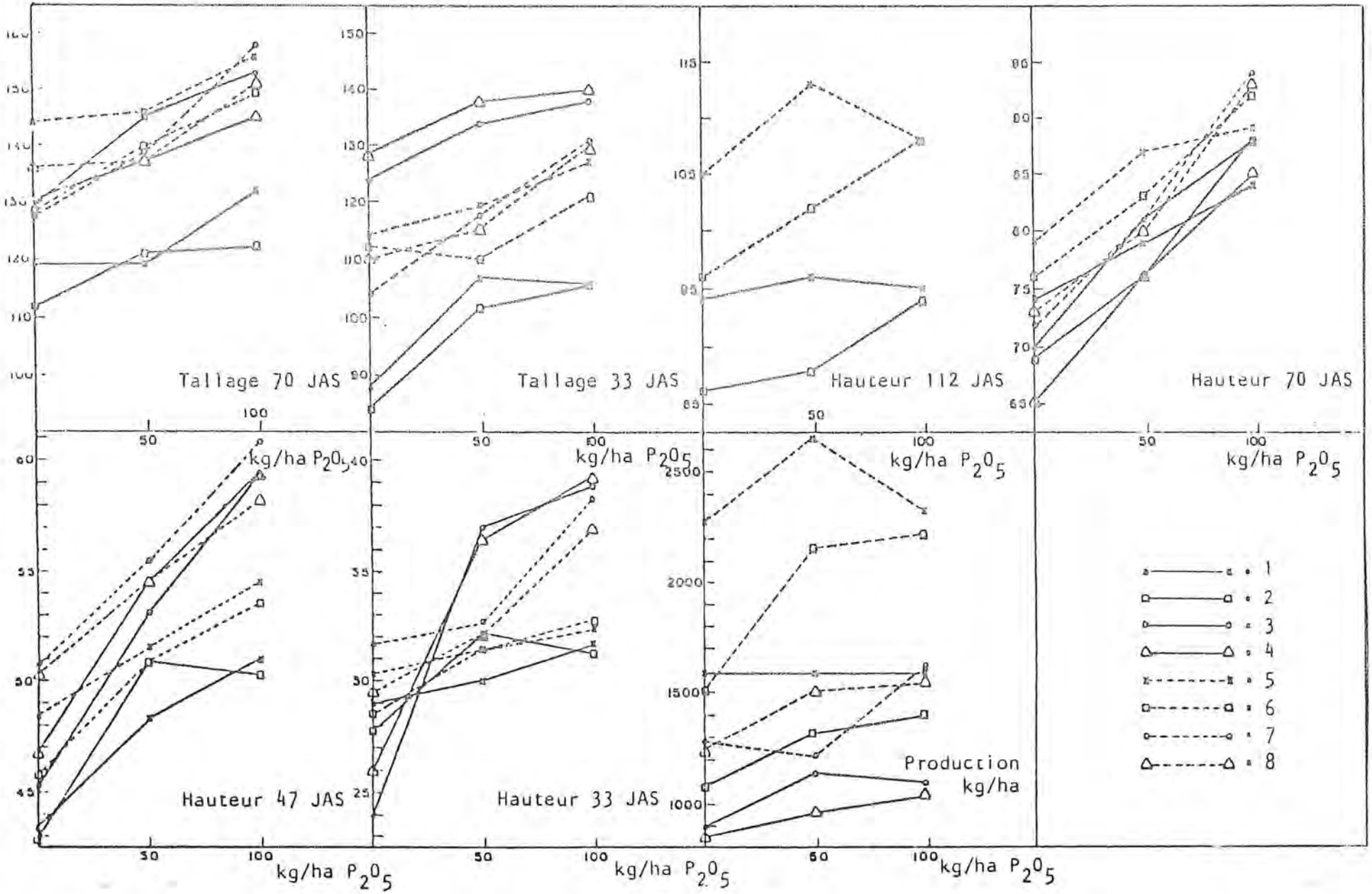
Pour la dose de P_2O_5, une lettre différente correspond à des valeurs différentes par le test de Tukey.

2. Coefficients de corrélation significatifs (avec P > 99 %) entre production et variables de la croissance végétative

Nombre de panicules à la récolte	Tallage 45 jours	Hauteur 70 jours	Hauteur 112 jours
0,64	0,39	0,56	0,86

Figure 1 : Croissance et production en fonction des traitements.

1. Charrue + Calcaire + Gypse
2. Charrue + Calcaire
3. Charrue + Gypse
4. Charrue
5. Pulvériseur + Calcaire + Gypse
6. Pulvériseur + Calcaire
7. Pulvériseur + Gypse
8. Pulvériseur



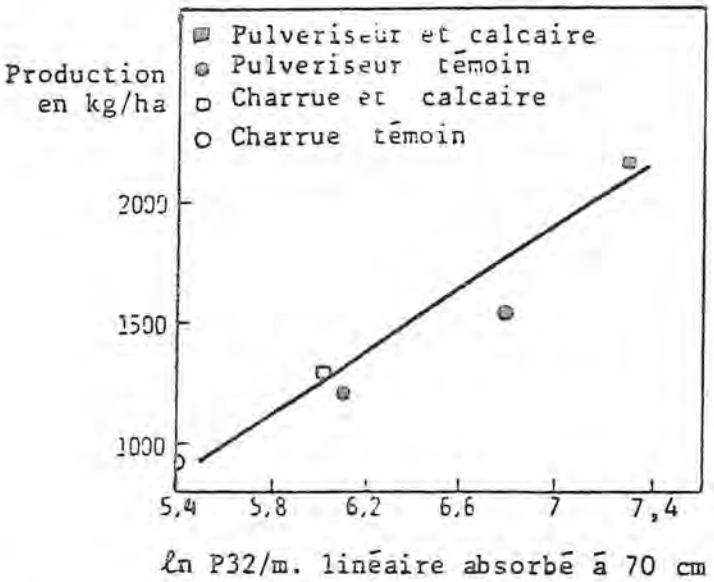


Figure 2 : Relation entre absorption racinaire à 70 cm de profondeur, et production.

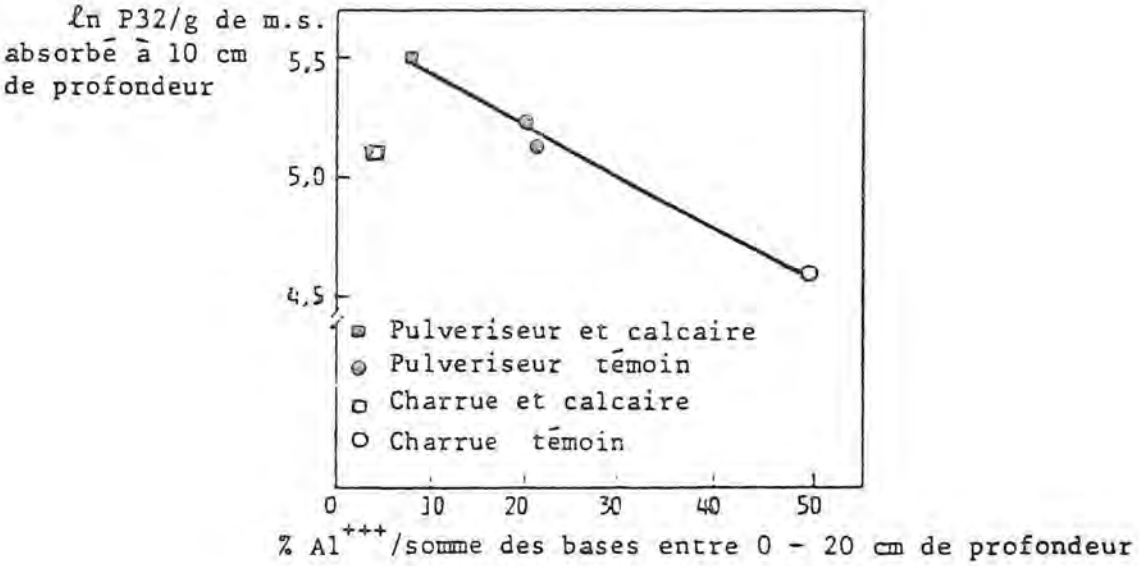


Figure 3 : Relation entre Al^{+++} et absorption racinaire dans la couche 0 -20 cm de sol.

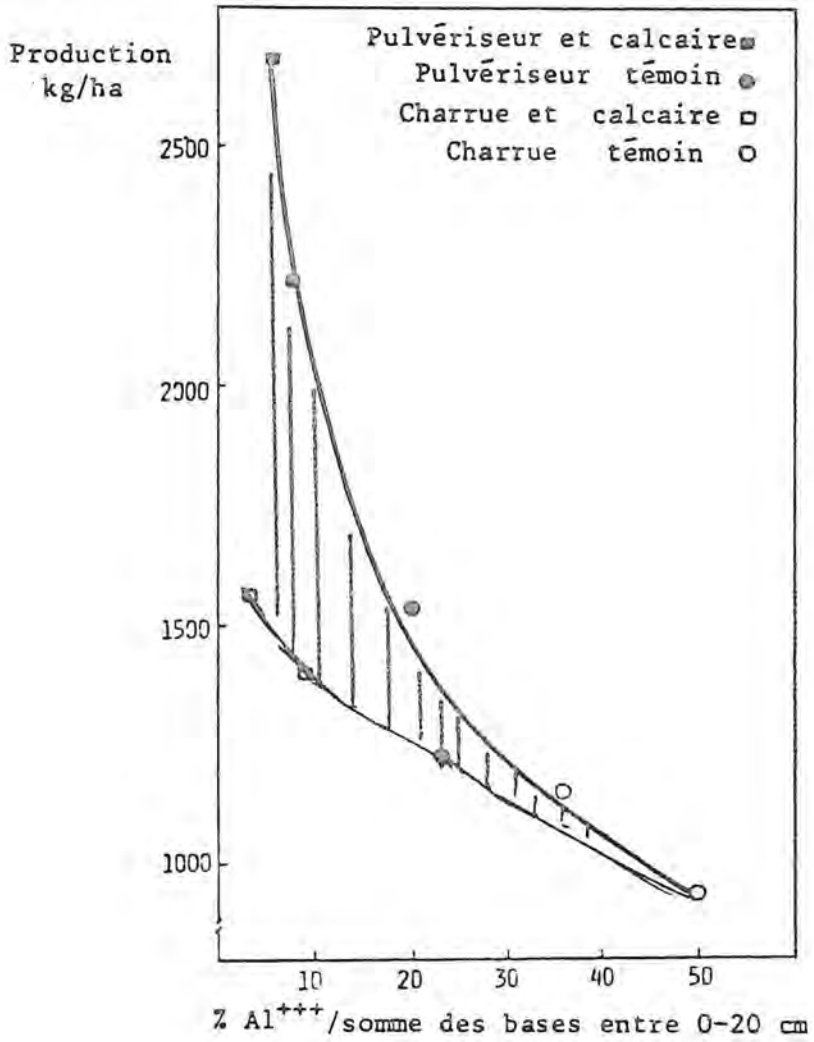


Figure 4 : Relation entre Al^{+++} de 0 à 20 cm de profondeur, et production.

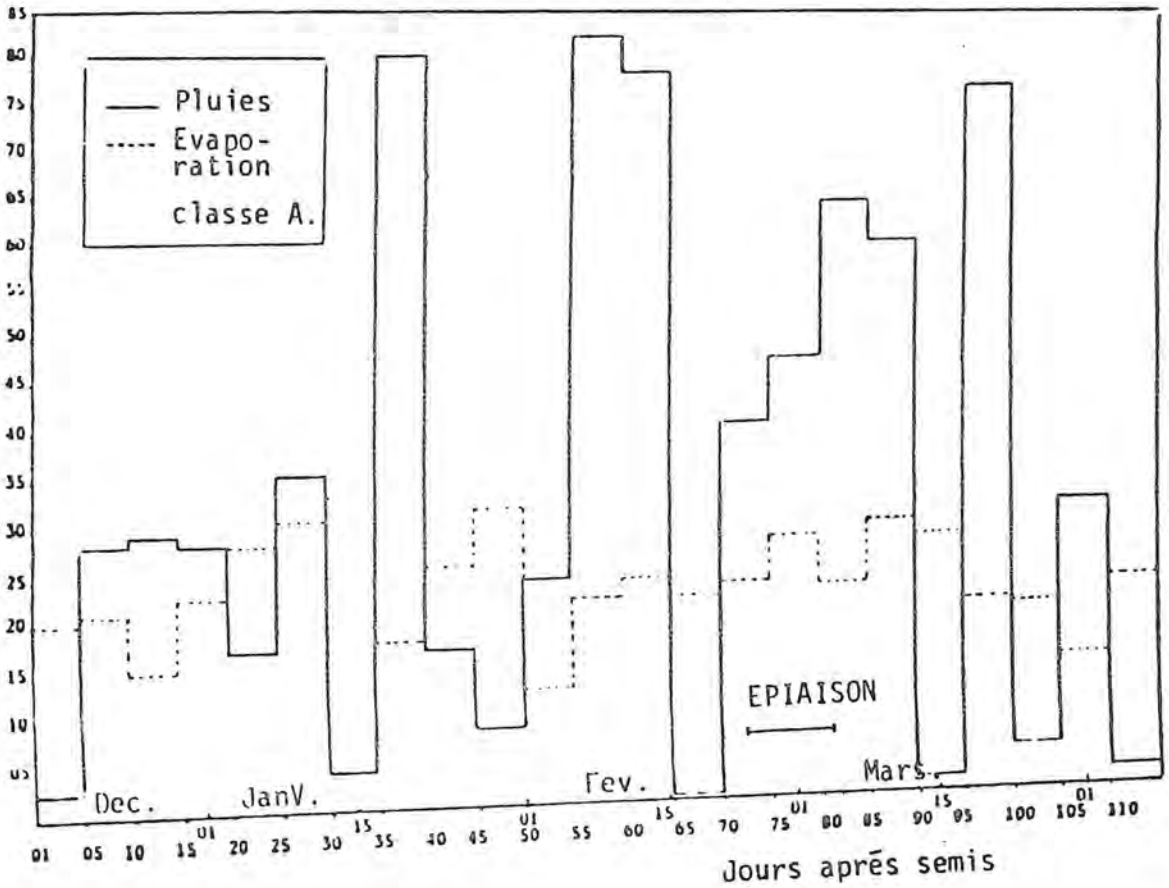


Figure 5 : Pluviosité et évaporation pendant les essais "Sol corrigé" et "Sol de Cerrado" 1983-1984.

DENSITE DE CHARGE VARIABLE ET POINT DE CHARGE NULLE DANS LES SOLS TROPICAUX DEFINITION, MESURE ET UTILISATION

P. FALLAVIER *

RESUME

Les notions de densité de charge (σ) et de point de charge nulle (ZPC) sont couramment utilisées pour expliquer le comportement des sols à charge variable. Elles sont introduites ici par le modèle de STERN qui décrit qualitativement les variations de σ en fonction de la différence ZPC - pH, de façon cohérente avec les résultats d'essais de chaulage et d'apport de phosphate.

Les mesures quantitatives de σ et ZPC sont problématiques.

Les courbes de titration conduisent à la mesure du point d'effet de sel nul, PZSE, différent de ZPC. De plus la mesure de la densité de charge qu'on en déduit est surestimée.

La mesure de ZPC par adsorption d'ions conduit au point de charge nette protonique nulle, PZNC. En général ZPC, PZNC et PZSE sont différents.

La mesure de la densité de charge variable et de charge permanente conduit cependant à une capacité d'échange cationique très voisine des résultats obtenus par les méthodes d'analyse adaptées à ces sols.

* Laboratoire d'analyse des sols du GERDAT
BP 5035
34032 MONTPELLIER CEDEX

I - INTRODUCTION

La capacité de rétention des substances nutritives et le pouvoir tampon des sols tropicaux acides, qui sont à la base des recommandations pour l'application des engrais ou le chaulage, sont souvent expliqués par les caractéristiques électrochimiques des colloïdes à charge variable qu'ils contiennent.

Il s'opposent de ce point de vue aux sols à charge permanente des pays tempérés (UEHARA, GILLMAN, 1981).

Deux paramètres caractéristiques des colloïdes à charge variable sont la densité de charge σv, et le point de charge nulle ZPC (zero point of charge).

A partir de la surface spécifique S, en m^2/g, on calcule la capacité d'échange variable CECv (en meq/g) induite par σv, en meq/m^2 :

$$CECv = S \times \sigma v$$

En fait σv est une densité nette, et CECv est une CEC nette, égale à la différence CEC - AEC (AEC représente la capacité d'échange anionique). Dans les sols tropicaux acides, la CECv représente entre 50 et 100 % de la CEC totale (FALLAVIER, BABRE, BREYSSE, 1984) : on peut modifier la CEC en modifiant σv par des pratiques culturales appropriées (WANN, UEHARA, 1978 ; GILLMAN, FOX 1980 ; HAILE, PIERI, EGOUMENIDES, 1984 ; PIERI, HAILE, 1984).

L'amplitude de variations de σv dépend simultanément du pH et du ZPC dont la définition sera examinée.

Le but de cet article est de présenter succintement les notions de base sur les surfaces à charge variable auxquelles la littérature fait de plus en plus référence.

Les méthodes de mesure de quelques propriétés de surface sont décrites et discutées.

II - ORIGINE DES CHARGES ELECTRIQUES

Selon le mécanisme physico-chimique qui leur donne naissance, les charges électriques présentes à la surface des minéraux argileux et des colloïdes du sol sont permanentes ou dépendantes de la composition de la solution du sol.

1. Les colloïdes à charge permanente

Un cristal parfait ne possède aucune charge de surface car il est électriquement neutre. Des imperfections dans son réseau cristallin entraînent

l'apparition de charges électriques positives ou négatives, compensées par l'accumulation d'ions de charge opposée à la surface du cristal.

Ces imperfections peuvent provenir de la substitution d'un atome de silicium par un atome d'aluminium, entraînant l'apparition d'une charge négative, ou la substitution d'un atome de magnésium par un atome d'aluminium entraînant l'apparition d'une charge positive etc... On parle dans ces cas-là de substitutions isomorphiques.

Comme le défaut existe à l'intérieur du cristal, la charge qui en résulte n'est pas influencée par les facteurs externes au cristal tel que pH ou composition de la solution du sol. La charge est permanente. Les minéraux argileux bien cristallisés sont à charge permanente.

2. Les colloïdes à charge variable

Les charges sont créées par l'adsorption d'ions de la solution du sol à la surface des colloïdes. Ces ions sont souvent appelés "ions déterminant le potentiel", IDP.

Les ions H^+ et OH^- sont les IDP les plus courants. Leur intéraction avec les hydroxydes constituant la surface peut se schématiser ainsi (VANRAIJ, PEECH, 1972) :

$$\equiv M\text{-}OH_2^+ \xleftarrow[a)]{H^+} \equiv M\text{-}OH \xrightarrow[b)]{OH^-} M\text{-}O^- + H_2O$$

A partir d'une surface neutre, l'augmentation du pH (réaction b) favorise la fixation d'OH^- avec apparition d'une charge négative.

L'augmentation de la densité des charges négatives qui en découle augmente la CECv. Au contraire la diminution du pH favorise la fixation d'H^+ avec apparition d'une charge positive.

Le pH où la densité des charges positives est égale à la densité des charges négatives est le point de charge nette nulle.

D'une façon plus générale, les intéractions surface - cations C ou anions A de la solution du sol, de valence z, peuvent se représenter par les réactions suivantes (SIGG, STUMM, 1980) :

$$\equiv M\text{-}OH + C^{z+} \rightleftharpoons \equiv M\text{-}OC^{(z-1)+} + H^+ \qquad (1)$$

$$\begin{matrix} \equiv M\text{-}OH \\ \equiv M\text{-}OH \end{matrix} + C^{z+} \rightleftharpoons \begin{matrix} \equiv M\text{-}O \\ \equiv M\text{-}O \end{matrix} \!\!>\! C^{(z-2)+} + 2H^+ \qquad (2)$$

$$\equiv M\text{-}OH + A^{z-} \rightleftharpoons \equiv M\text{-}A^{(z-1)} + OH^- \qquad (3)$$

$$\begin{matrix} \equiv M\text{-}OH \\ \equiv M\text{-}OH \end{matrix} + A^{z-} \rightleftharpoons \begin{matrix} \equiv M \\ \equiv M \end{matrix} \!\!>\! A^{(z-2)-} + 2OH^- \qquad (4)$$

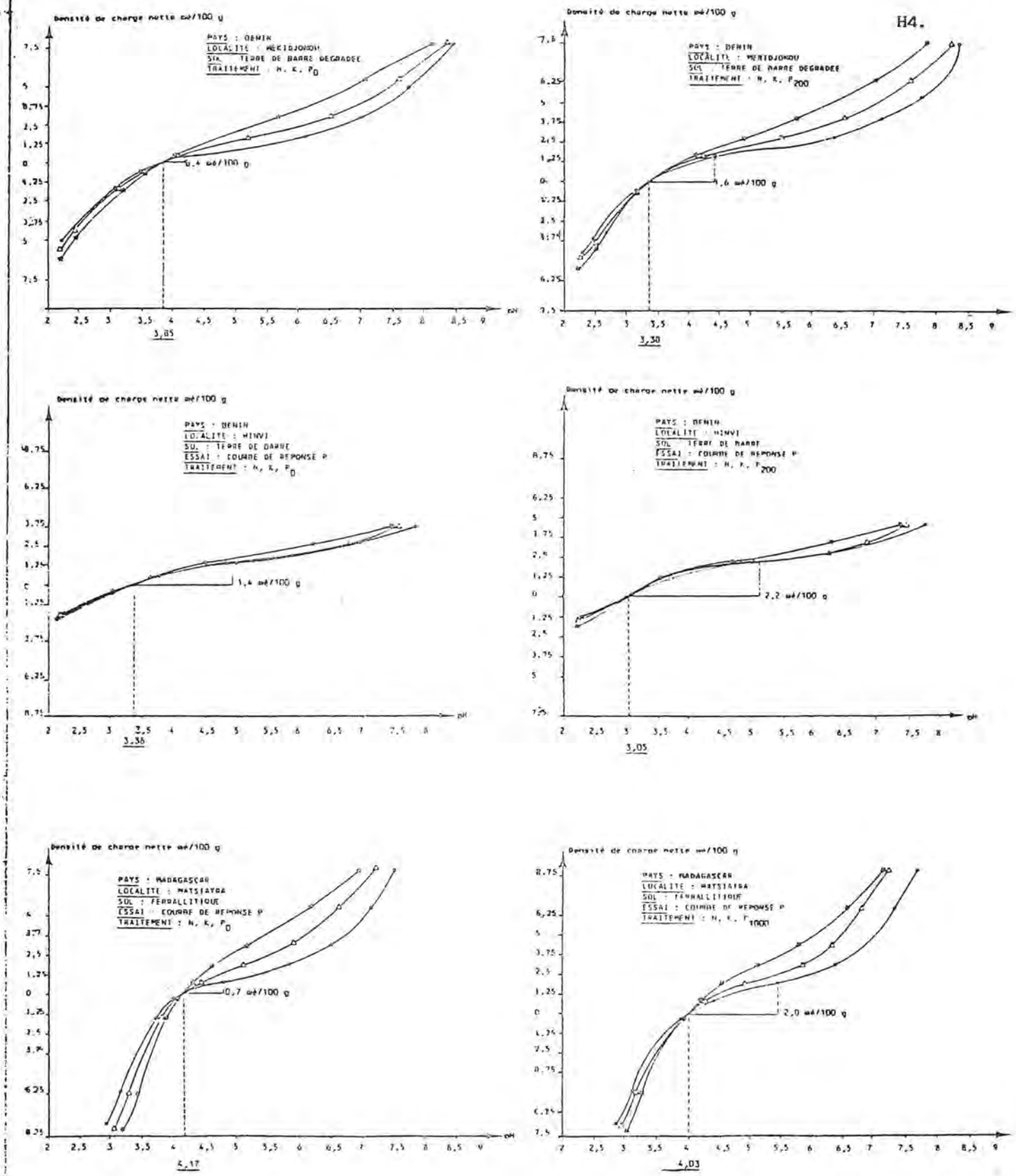


Figure 4 : Effet des fumures phosphatées sur la CEC_v de trois sols tropicaux.

L'adsorption des ions C ou A met en jeu un mécanisme chimique. Selon la réaction envisagée et la valence de l'ion, l'adsorption peut modifier la densité de charge.

Si z=1 , les réactions 1 et 3 ne modifient pas la charge alors que si z=2, il y a apparition d'une charge de même signe que celle de l'ion fixé.

On obtient l'effet inverse avec les réactions 2 et 4.

Des charges variables ou accidentelles peuvent également apparaître lors de la croissance ou de la dissolution non congruente d'un cristal (HERBILLON 1974).

III - LE MODELE DE STERN

Le modèle de STERN a été largement utilisé pour décrire les propriétés de surface des colloïdes. Il permet d'introduire simplement les notions indispensables à la compréhension du comportement des colloïdes à charge variable notamment, même si aujourd'hui des modèles plus élaborés existent.

1. Description du modèle

On suppose que les ions se répartissent à partir de la surface en deux couches (figure 1).

La première couche (couche compacte ou couche de STERN) contient des ions qui réagissent avec les constituants de la surface en formant des liaisons chimiques covalentes. Ces ions ne sont pas hydratés et sont à proximité immédiate de la surface. Ils sont dits "spécifiquement adsorbés" et certains d'entre-eux jouent le rôle de IDP. L'épaisseur de cette couche est de l'ordre de grandeur des rayons ioniques, c'est-à-dire de 0,1 à 0,5 nm.

La deuxième couche (couche diffuse) contient des ions hydratés : leur taille importante les éloigne de la surface. Ils sont maintenus dans cette couche par des forces électrostatiques.

En première approximation, on peut dire que cette couche contient les ions échangeables. Par opposition aux ions contenus dans la couche de STERN, ils sont appelés "ions non spécifiquement adsorbés". La couche diffuse a une épaisseur de quelques nm. Notons que la littérature anglosaxonne nomme "inner-sphere complexes" les combinaisons obtenues entre les groupes fonctionnels constituant la surface et les ions (autres que H^+ et OH^-) non hydratés de la couche de STERN, et "outer-sphere complexes" celles qui résultent de l'intéraction des mêmes groupes fonctionnels et des ions hydratés de la couche diffuse.

Alors que dans la couche de STERN le potentiel décroît linéairement avec la distance à la surface, il tend vers zéro dans la couche diffuse selon la loi de distribution de POISSON-BOLTZMAN.

On trouvera dans BOLT (1982), chapitre I, les traitements mathématiques du modèle de STERN. On se contentera ici de donner l'expression de la densité de charge et d'en tirer quelques conséquences.

2. La densité de charge

Un colloïde à charge variable est plongé dans un électrolyte indifférent (par exemple une solution de KCl ou NaCl). Avec les notations suivantes :

σv : densité de charge sur la surface ($c.m^{-2}$).

n : nombre d'ions vrais par m^3 de solution, qui contrebalancent la densité de charge (contre-ions).

ε : permittivité électrique de l'électrolyte ($c^2\ j^{-1}\ m^{-1}$).

K : constante de BOLTZMANN ($1,38 \times 10^{-23} J°K^{-1}$).

z : valence des contre-ions.

T : température absolue (°K)

On a :

$$\sigma v = \left(\frac{2n\varepsilon K T}{\pi}\right)^{1/2} \sinh\left[1,15\ z\ (pHo - pH)\right] \qquad (1)$$

dans le cas simple où les seuls IDP sont H^+ et OH^-. Par définition pHo est le pH ou $\sigma v = 0$. L'identification de pHo à ZPC sera examinée plus loin.

Tous les paramètres sont exprimés dans le système international. La permittivité de l'électrolyte ε est calculée à partir de la permittivité du vide ε_o et de la constante diélectrique εr de l'électrolyte par la relation $\varepsilon = 4\pi\ \varepsilon o\ \varepsilon r$. Pour l'eau $\varepsilon r = 80$ (sans unité) et $\varepsilon o = 8,85 \times 10^{-12}\ C^2\ J^{-1}\ m^{-1}$. On obtient σv en coulombs par mètre carré, le coulomb correspondant à 1/96500 équivalent.

Ces valeurs permettent de calculer σv. Dans le cas où la concentration de l'électrolyte est inférieure à 0,01 N et où pHo - pH est inférieur à 1, la relation peut être simplifiée et tous calculs effectués, avec z = 1, on arrive à :

$$\sigma v = 5,57 \times 10^{-15}\ n^{1/2}\ (pHo - pH) \qquad (2)$$

En remplaçant n par la concentration C en mole/l, on a :

$$\boxed{\sigma v \ (meq/m^2) = 1,4.10^{-3} \sqrt{C} \ (pHo - pH)} \qquad (3)$$

3. Conséquences et interprétation

On peut utiliser ces formules pour calculer des CECv, connaissant la surface spécifique, mais les approximations successives qui y conduisent entraînent un écart entre les valeurs calculées et mesurées : il faut alors utiliser une description plus complète du modèle de STERN (WANN, UEHARA, 1978).

D'un point de vue qualitatif, l'examen de la relation (1) permet de comprendre l'influence de quelques paramètres sur les variations de σv.

3.1. *Le pH*

Lorsque pH = pHo, σv est nul : le potentiel de surface est également nul et cet état correspond à une stabilité maximum du système surface - solution. Il s'en suit que le système évoluera jusqu'à ce que le pH de la solution atteigne pHo. La différence pH - pHo peut être utilisée pour évaluer le degré d'évolution pédogénétique du sol (HENDERSHOT 1979). De plus on peut en conclure que plus pHo est faible, plus le sol risque de s'acidifier ("isoelectric weathering").

La CECv varie dans le même sens que $|\sigma v|$ et que $|\sinh (pHo - pH)|$. Dans la plupart des cas pHo est inférieur à pH et σv est négatif, induisant une CEC nette.

La CECv peut être augmentée de deux façons :

a) augmentation du pH, par le chaulage (HAILE, PIERI, EGOUMENIDES, 1984).

b) diminution de pHo, par fixation de phosphore par exemple (WANN, UEHARA 1978 ; GILLMAN, FOX 1980 ; PIERI, HAILE 1984).

3.2. *La valence des contre-ions*

Elle a une influence directe sur σv. Pour deux électrolytes contenant le même nombre d'équivalents, lorsque la valence passe de 1 à 2, σv est multipliée par 2,5 pour une différence pHo - pH = 1.

Dans le cas où $\sigma v < 0$, à normalité égale les cations divalents sont plus adsorbés que les cations monovalents.

4. Cas général d'un sol

Quand un sol contient simultanément des colloïdes à charge variable et des colloïdes à charge permanente de densité σp, la densité totale de charge est $\sigma T = \sigma v + \sigma p$ et on a la relation :

$$\boxed{\sigma T = \sigma p + \left(\frac{2n \varepsilon k T}{\pi}\right)^{1/2} \sinh \left[1,15\ z\ (pHo - pH)\right]} \qquad (3)$$

Il existe en général un pH où $\sigma T = 0$: c'est le point de charge nette nulle ou PZNC.

Avec les mêmes hypothèses qu'en 2., on a dans ce cas :

$$\sigma p + \left(\frac{2n\ \varepsilon k\ T}{\pi}\right)^{1/2} \times 1,15\ (pHo - PZNC) = 0 \quad \text{d'où on tire}$$

$$\boxed{PZNC = pHo + \frac{\sigma p}{1,15 \times \left(\frac{2n \varepsilon k\ T}{\pi}\right)^{1/2}}} \qquad (4)$$

Dans le cas le plus courant où σp est négatif, PZNC est inférieur à pHo.

D'après l'équation (1), σv est nul pour pH = pHo quelle que soit la concentration de l'électrolyte : c'est pourquoi ce point est également appelé "point d'effet de sel nul" PZSE. Ce point ne caractérise que la surface à charge variable. On remarque d'après (4) que PZNC dépend de n (c'est-à-dire de la concentration C de l'électrolyte) : il n'est pas unique et ne représente pas une caractéristique intrinsèque du sol.

Lorsque le sol est plongé dans deux solutions du même sel, de concentrations C_1 et C_2 avec $C_2 > C_1$, à l'équilibre on a $|\sigma 2| > |\sigma 1|$ quand pH > pHo et $|\sigma 2| < |\sigma 1|$ quand pH < pHo, $\sigma 1$ et $\sigma 2$ étant les densités de charge dans les deux solutions.

L'augmentation de la concentration augmente $|\sigma v|$: on a $|\sigma v2| > |\sigma v1|$. Elle fait apparaître des charges négatives supplémentaires si on suppose que le sol porte une charge nette négative (cas le plus fréquent). Des protons apparaissent dans la solution simultanément selon le mécanisme $\equiv M\text{-}OH \longrightarrow \equiv M\text{-}O^- + H^+$. On a donc pH1 > pH2, pH1 et pH2 étant les pH du sol dans les deux milieux.

A partir de ces remarques, on obtient la représentation de σT en fonction du pH dans les deux milieux. (figure 2)

IV - REPARTITION DES IONS AU VOISINAGE IMMEDIAT DU COLLOIDE

Des modèles plus complets que celui de STERN ont été élaborés notamment par BOWDEN, POSNER, QUIRK (1977), BOWDEN et al. (1980), KLEIJN et OSTER (1983).

Leur description dépasse le cadre de cet article : on en retiendra qu'ils répartissent les ions en trois couches (figure 3).

Les ions H^+ et OH^- adsorbés sont considérés comme faisant partie du colloïde. La première couche contient les ions, autres que H^+ et OH^- qui forment une liaison covalente avec les groupes fonctionnels de surface (inner-sphere complexes).

La deuxième couche contient des ions qui sont attirés par des forces électrostatiques suffisantes pour éviter qu'ils diffusent dans la solution du sol (outer-sphere complexes).

La troisième couche contient les ions qui équilibrent la charge électrique globale afin de respecter l'électroneutralité de l'ensemble. Les ions de cette couche sont également attirés par des forces électrostatiques, mais ils ne forment aucun complexe avec la surface et ils peuvent diffuser dans la solution du sol (GILLMAN 1982).

Le plan de séparation des deux premières couches s'identifie au "inner Helmholtz plan", IHP, le plan de séparation des deuxième et troisième au "outer Helmholtz plan", OHP.

Chaque catégorie d'ions présentée dans ce schéma contribue à la densité de charge totale.

SPOSITO (1981) nomme :

σp : densité de charge permanente.

σH : densité de charge due aux $H^+ + OH^-$ adsorbés.

σIS : densité de charge due aux ions de la première couche (inner-sphere complexes ou ions spécifiquement adsorbés).

σOS : densité de charge due aux ions de la deuxième couche (outer-sphere complexes ou ions non spécifiquement adsorbés).

σD : densité de charge due aux ions de la couche diffuse.

L'électroneutralité impose que $\sigma p + \sigma IS + \sigma OS + \sigma D + \sigma H = 0$. La limite de séparation du sol et de la solution est confondue avec IHP (BOWDEN 1980, SPOSITO 1981). La densité de charge sur le sol est alors $\sigma p + \sigma H + \sigma IS$: elle est équilibrée par la densité de charge des ions échangeables des deux dernières couches $\sigma OS + \sigma D$.

La CEC nette du sol provenant de σp, σH et σIS est variable en fonction du pH, qui influe sur σH, et de la force ionique et de la composition de la solution du sol qui influent sur σIS.

V - MESURE DES PROPRIETES DE SURFACE

On souhaite mesurer la densité de charge et le "point de charge nulle". Le sigle ZPC est utilisé abusivement car selon la technique de

mesure utilisée on ne mesure pas exactement le même facteur. Nous continuerons à appeler ce point pHo pour l'instant.

SPOSITO (1981) rappelle les définitions des termes utilisés et les conditions qu'elles entraînent :

SIGLE	DEFINITION	CONDITION
ZPC	Point de charge nulle	$\sigma D = 0$
PZNPC	Point de charge nette nulle d'origine protonique	$\sigma H = 0$
IEP	Point isoélectrique	$\sigma H = 0$ et $\sigma p = \sigma IS = \sigma OS = 0$
PZSE	Point d'effet de sel nul (I est la force ionique, T la température)	$\left(\frac{\partial \sigma H}{\partial I}\right)_T = 0$
PZNC	Point de charge nette nulle (et par conséquent	$\sigma OS + \sigma D = 0$ $\sigma p + \sigma H + \sigma IS = 0$

Deux procédés analytiques sont utilisés pour mesurer ces paramètres : l'obtention de courbes de titration qui donnent σ v et pHo, la mesure de l'adsorption d'ions qui conduit à PZNC.

1. Courbes de titration

On trace des courbes de titration du sol dans des solutions du même sel à des concentrations différentes selon des techniques qui dérivent de celles de VANRAIJ et PEECH (1972) ou de STOOP (1978).

On trace deux ou trois courbes de titration. Pour cela, on pèse dans une série de béchers 4 g de sol. On ajoute 10 ml de l'électrolyte de concentration 2C, puis le volume désiré de HCl ou NaOH 0,1 N.

Après avoir complété à 20 ml avec de l'eau distillée, on obtient une concentration finale de C. L'équilibre étant supposé atteint au bout de 3 jours, on mesure le pH dans chaque bécher. En retranchant pour chaque point le volume de HCl ou NaOH nécessaire pour obtenir le même pH dans l'électrolyte seul, on trace la courbe donnant les volumes de HCl ou NaOH qui ont été réellement utilisés pour obtenir le pH mesuré, en fonction du pH. Connaissant le rapport sol/solution, on peut traduire ces volumes en meq/100 g.. Si on connaît la surface spécifique, on peut calculer les densités de charge correspondantes en meq/m^2.

Le point d'intersection des courbes donnent pHo et on peut mesurer graphiquement σv. La figure 3 représente deux courbes de titration telles qu'on les obtient.

Par définition pHo se confond avec PZSE (PARKER et al., 1979). Deux critiques peuvent être faites à cette méthode :

a) d'une part, on suppose que les H^+ et OH^- qui ont disparu de la solution au cours de la titration, ont été adsorbés sur le sol en créant des charges équivalentes. PARKER et al., 1979, estiment que 30 à 90 % des H^+ et OH^- perdus par la solution ne contribuent pas à modifier la densité de charge. En effet des réactions d'échange entre H^+ et d'autres cations peuvent consommer des H^+ sans modifier la densité de charge. La méthode surestime le nombre de charges créées et σv.

b) d'autre part, l'axe des ordonnées ne peut être gradué qu'en prenant comme origine le sol dans l'électrolyte et sans ajout de H^+ ou OH^-.

Cela signifie qu'on donne aux points A et B de la figure 2 la même ordonnée nulle. Les courbes sont donc décalées ainsi que pHo (PZSE).

L'emploi de cette méthode est donc délicat. De plus la nature du sel utilisé (KCl, NaCl ou $CaCl_2$) n'est pas indifférente.

2. Adsorption d'ions

On fait adsorber K^+ et Cl^- par le sol à différents pH et on détermine le pH où l'adsorption de K^+ est égale à l'adsorption de Cl^- (UEHARA, GILLMAN 1978). Cette méthode conduit par définition à PZNC.

Dans un premier temps le sol est saturé par agitation avec une solution de KCl, puis après élimination de l'excès de KCl, K^+ et Cl^- fixés sont désorbés par NH_4^+ et NO_3^-. La méthode est rigoureuse si on admet que K^+ et Cl^- ont saturé les sites d'échange et déplacé les autres cations et anions initialement présents.

3. Discussion

Les deux méthodes mesurent PZSE et PZNC. D'après la relation (4) pour avoir PZSE = PZNC, il est nécessaire que σp soit nul, c'est-à-dire qu'il n'y ait pas de charges permanentes.

Cette condition nécessaire n'est pas suffisante. Si on suppose deux aliquots d'un même sol en équilibre avec deux solutions d'un même sel à deux concentrations différentes, pour chacun d'eux, l'électroneutralité impose :

$$\sigma p + \sigma H1 + \sigma OS1 + \sigma IS1 + \sigma D1 = 0$$

et

$$\sigma p + \sigma H2 + \sigma OS2 + \sigma IS2 + \sigma D2 = 0$$

On est à pH = PZSE ; cela se traduit par $\sigma H1 = \sigma H2$

On est à pH = PZNC ; cela se traduit par $\sigma OS1 + \sigma D1 = 0$

et $\sigma OS2 + \sigma D2 = 0$

Il en résulte la condition $\sigma IS1 = \sigma IS2$. Il y a donc égalité entre PZSE et PZNC si $\sigma p = 0$ et si l'adsorption spécifique ne varie pas avec la force ionique de la solution.

Cette dernière condition peut être obtenue en utilisant des électrolytes dont les ions ne donnent pas d'adsorption spécifique (KCl, NaCl par exemple).

Les égalités PZSE = ZPC et PZNC = ZPC ont été discutées par SPOSITO (1981).

PZSE est égal à ZPC si les densités de charge σIS et σOS ne varient pas avec la force ionique de l'électrolyte. On a deux possibilités pour obtenir cette condition :

a) employer un électrolyte dont les ions ont approximativement le même rayon (σOS invariant) et ne donnant pas d'adsorption spécifique (σIS invariant).

b) employer un électrolyte comme en a) additionné d'un sel dont un des ions est spécifiquement adsorbé, la quantité ajoutée étant la même dans les différentes solutions utilisées : par exemple ajout de quantités fixes de $Na_2 SO_4$ dans des solutions de NaCl aux concentrations C_1, C_2.

Dans les deux cas on a PZSE = ZPC, mais les valeurs obtenues dans les deux cas a et b ne sont pas égales !

On constate des décalages dépendant des sels utilisés. L'égalité ZPC = PZNC est vérifiée si $\sigma OS = 0$ au pH correspondant à PZNC = ZPC. En l'absence de moyens analytiques qui permettraient de connaître σOS seul, l'identification de ZPC à PZNC est impossible.

En résumé on peut dire que les deux méthodes conduisent à PZSE et PZNC : ces deux points ne sont en général pas identiques et ne correspondent pas à ZPC. Ils varient selon la procédure analytique utilisée. Il est plus prudent de nommer pHo le point d'intersection des courbes de titration pour éviter toute confusion.

4. Mesure de la charge permanente

On a vu en 1 qu'on peut évaluer graphiquement la charge variable σv.

La charge permanente, ou plus exactement la CEC permanente qu'elle induit, peut être mesurée par la méthode décrite par UEHARA et GILLMAN (1981).

Dans un sol contenant à la fois des colloïdes à charge variable et des colloïdes à charge permanente, la mesure est basée sur l'hypothèse qu'en l'absence d'adsorption spécifique à pH = pHo, il y a une égale quantité de cations et d'anions sur les surfaces à charge variable. A ce pH tout excès de cations mesure la charge permanente négative et tout excès d'anions mesure la charge permanente positive.

Le sol est lavé par une solution de KCl 1N amenée à pH 7,5 pour éliminer les ions spécifiquement adsorbés. On mesure ensuite pHo comme en 1.

Après avoir ajusté le pH à pHo, on mesure les quantités de K^+ et Cl^- adsorbées comme indiqué en 2. La CEC permanente en meq/100 g est :

$$CECp = K^+ads - Cl^-ads$$

Malgré les approximations rencontrées dans la mesure de la CECv, la somme CECv + CECp est voisine de la CEC totale déterminée par des méthodes classiques (FALLAVIER, BABRE, BREYSSE, 1984) sur des sols tropicaux acides. La mesure séparée des densités de charges variable et permanente peut être considérée comme une méthode d'étude utile.

VI - CONCLUSION

Les modèles présentés permettent de mieux comprendre les phénomènes d'échange et d'adsorption sur les sols contenant des colloïdes à charge variable. Ils permettent de prévoir leur comportement d'un point de vue qualitatif. La difficulté de mesurer avec précision les paramètres de surface caractéristiques de ces colloïdes (point de charge nulle, densité de charge) rend hasardeuse toute utilisation quantitative. Les modèles plus élaborés que le modèle de STERN qui, appliqué à des oxydes ou hydroxydes purs donnent de bons résultats, restent à adapter aux sols.

Toutefois la mesure des densités de charges variables et permanentes basée sur des considérations théoriques, malgré des imperfections conduit à des résultats cohérents avec les conclusions des études effectuées au champ.

Le chaulage augmente fortement la CEC (HAILE, PIERI, EGOUMENIDES, 1984), tandis que l'apport de phosphate a un effet plus limité (PIERI, HAILE, 1984), comme le laisse prévoir la fonction $\sigma = f$ (pH). Dans ce deuxième cas l'abaissement du point de charge nulle augmente les risques d'acidification à la suite de l'abaissement du point de charge nulle.

BIBLIOGRAPHIE

BOLT G.H. 1982 :
Soil Chemistry B. Physico-chemical models .
Elsevier Scientific Publishing Company, Chapitre 1 p 1-25.

BOWDEN J.W., POSNER A.M., QUIRK J.P. 1977 :
Ionic Adsorption on variable charge mineral surfaces. Theorical charge development and titration curves.
Aust. J. Soil Res.,15, 121-136.

BOWDEN J.W., NAGARAJAH S., BARROW N.J., POSNER A.M., QUIRK J.P. 1980 :
Describing the adsorption of phosphate, citrate and selenite on a Variable-charge Mineral surface.
Aust. J. Soil. Res. ,18, 49-60.

FALLAVIER P., BABRE D., BREYSSE M. 1984 :
Détermination de la capacité d'échange cationique des sols tropicaux acides (à paraître).

GILLMAN G.P., FOX R.L. 1980 :
Increases in the cation exchange capacity of variable charge soils following superphosphate applications.
Soil Sci. Soc. Am. J. 44 : 934-938.

GILLMAN G.P. 1982 :
In VARISOL n° 3, p2.

HAILE A., PIERI C., EGOUMENIDES C. 1984 :
Effet des amendements minéraux sur les propriétés d'échanges des sols acides tropicaux (à paraître).

HENDERSHOT W.H., LAVKULICH L.M. 1978 :
The use of zero point of charge (ZPC) to assess pedogenic development. Soil Sci. Soc. Am. J. 42 : p 468-472.

HERBILLON A.J. 1974 :
Modifications des propriétés de charge provoquées par l'altération chimique. Rôle du processus de désilification.
Pédologie XXIV, 2, p 100-118.

KLEIJN W.B., OSTER J.D. 1983 :
Effects of permanent charge on the electrical double-layer properties of clays and oxides.
Soil Sci. Soc. Am. J. 47 : p 821-827.

PARKER J.C., ZELASNY L.W., SAMPATH S., HARRIS W.G. 1979 :
A critical evaluation of the extension of zero point of charge (ZPC) theory to soil systems.
Soil Sci. Soc. Am. J. 43 : p 668-673.

PIERI C., HAILE A. 1984 :
Effet du phosphore sur la capacité d'échange cationique de quelques sols ferralitiques d'Afrique et de Madagascar (à paraître).

SPOSITO G. 1981 :
The operational definition of the zero point of charge in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 45 : p 292-297.

SIGG L., STUMM W. 1980 :
The interaction of anions and weak acids with the hydrous goethite (α -Fe OOH) surface. Colloïds and surface 2 (1980) 2 (1981) p 101-117.

STOOP W.A. 1980 :
Ion adsorption mechanisms in oxidic soils : implications for point of zero charge determinations. Geoderma 23, p303-314.

UEHARA G., GILLAMN G. 1981 :
The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview Tropical Agriculture Series, n° 4, Boulder Colorado 170 pages.

VANRAIJ B., PEECH M. 1972 :
Electrochemical properties of some oxisols and alfisols of the tropics. Soil Sci. Soc. Am. Proc. ,36,4 p 587-593.

WANN S.S., UEHARA G. 1978 :
Surface charge manipulation of constant surface potential soil colloïds : I. Relation to sorbed phosphorus.
Soil Sci. Soc. Am. J. 42 : p 565-570.

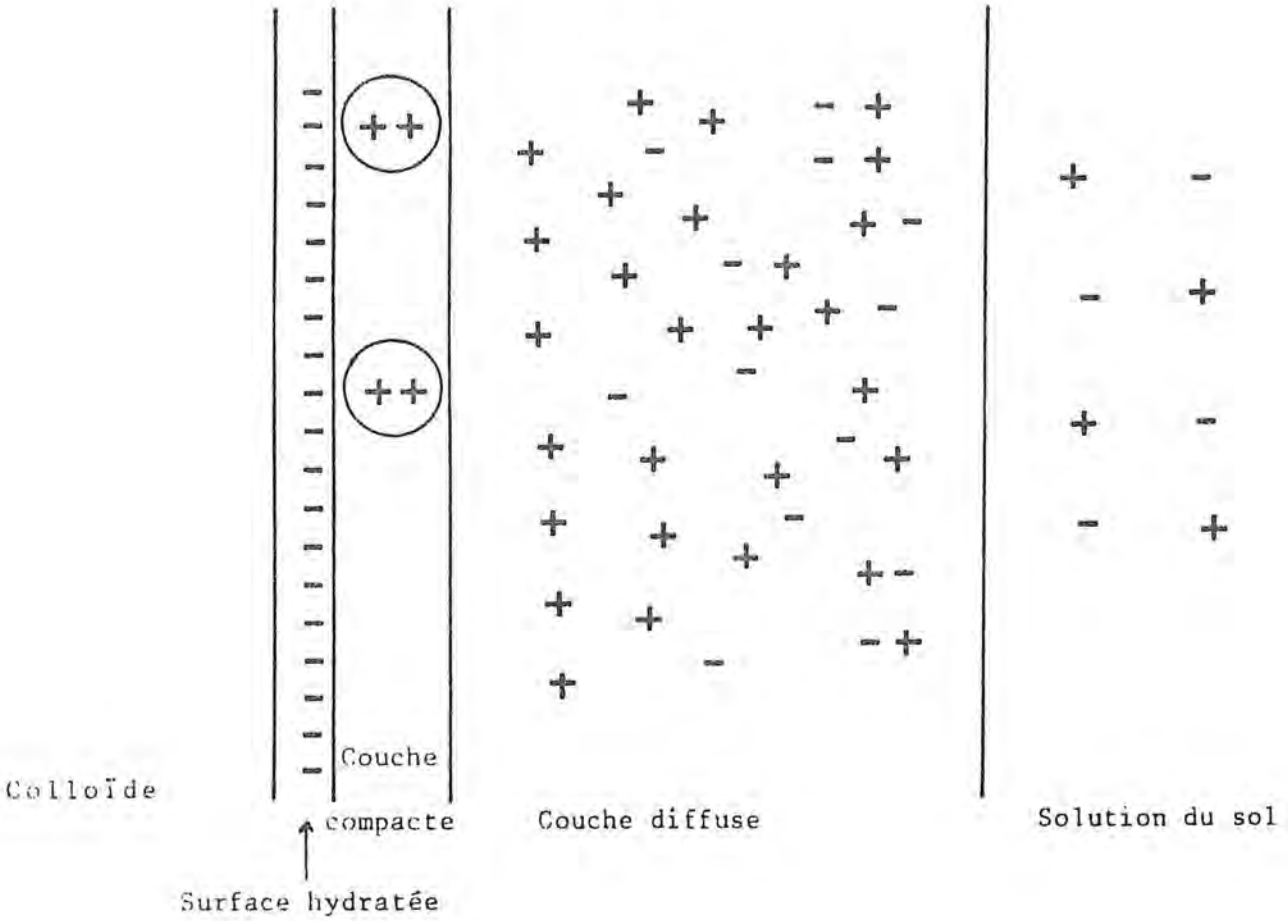


Figure I : DISTRIBUTION DES CHARGES ELECTRIQUES SELON LE MODELE DE STERN

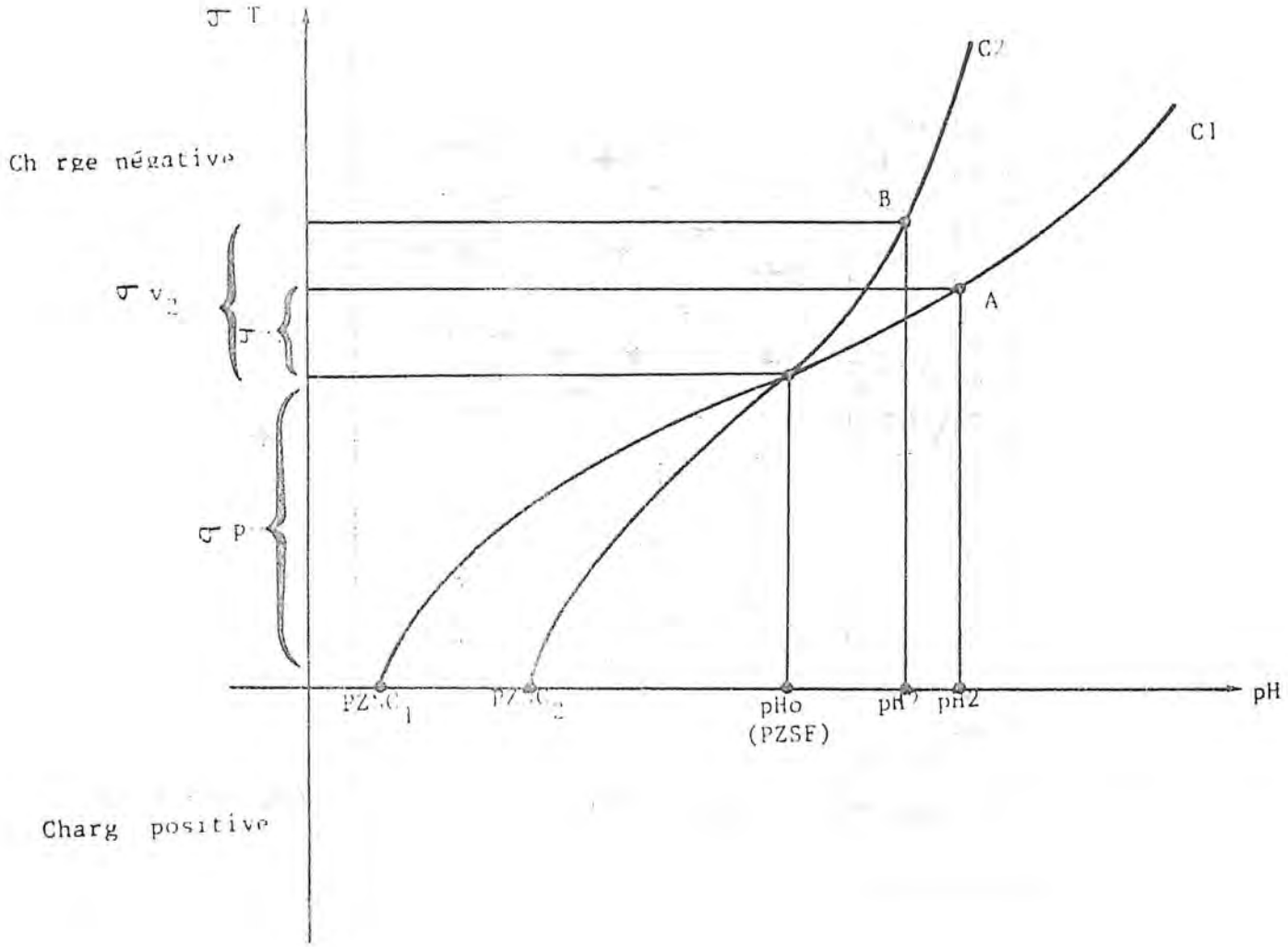


Figure 2 : COURBES DE TITRATIONS ET REPRESENTATION DES POINTS PARTICULIERS (pH1, pH2, pHo, PZNC1, PZNC2, PZSE)

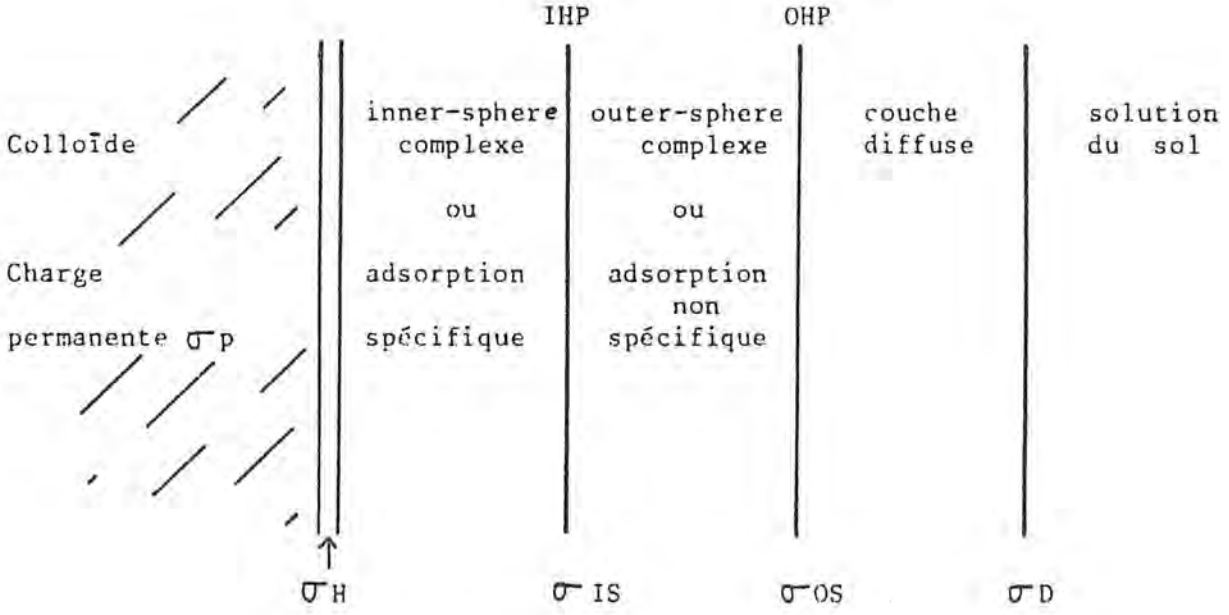


Figure 3 : DISTRIBUTION DES CHARGES ELECTRIQUES ET DEFINITION DES EXPRESSIONS LES PLUS USITEES POUR LA DECRIRE

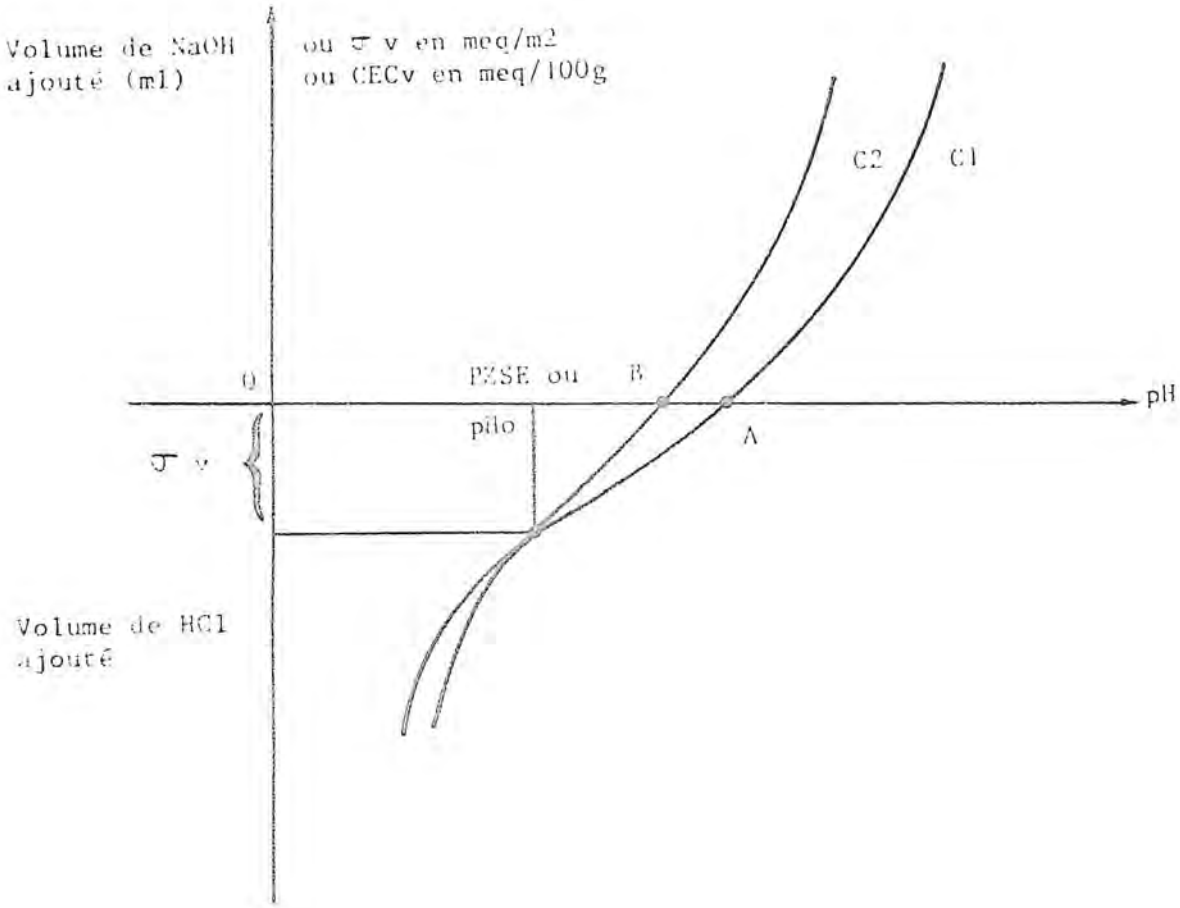


Figure 4 : COURBES DE TITRATION ET DETERMINATION DE σ v et pHo

EFFET DES AMENDEMENTS MINERAUX SUR LES PROPRIETES D'ECHANGES DE SOLS ACIDES TROPICAUX

A. HAILE, C. PIERI, C. EGOUMENIDES*

SEPTEMBRE 1984

* HAILE Abraha : Ingénieur agronome (Addis Abeba University) ayant présenté un travail de recherche d'où est tiré cet article en vue d'obtenir le titre de Docteur ingénieur de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc - Montpellier.

PIERI Christian : Chef de la Division d'Agronomie IRAT, Montpellier BP 5035.

EGOUMENIDES Charles : Chef du Laboratoire de biochimie des sols IRAT - Montpellier.

RESUME

Les répercussions sur les propriétés d'échanges ioniques d'apports d'amendements minéraux appliqués à trois andosols acides (deux prélevés dans l'île de la Réunion et un au Mont Gerbier des Joncs) et à un sol ferrallitique désaturé (Ambohimandroso) originaire de Madagascar, ont été analysés en laboratoire.

La chaux agricole et la dolomie se sont avérées très efficaces pour accroître la capacité d'échange cationique (CEC) de ces sols et réduire, en conséquence, de 30 à 50 %, les pertes par lixiviation mesurées sur colonnes de terre à l'aide d'un cation indicateur (le strontium).

Le silicate de chaux n'a pas eu d'effet, et les phosphates naturels Hyper Réno(Maroc), un effet variable mais limité du point de vue de leur impact sur la lixiviation.

MOTS-CLES : Capacité d'échange cationique, charges variables, amendements lixiviation.

EFFET DES AMENDEMENTS MINERAUX SUR LES PROPRIETES D'ECHANGES DE SOLS ACIDES TROPICAUX

A. HAILE, C. PIERI, C. EGOUMENIDES *

I - INTRODUCTION

Plusieurs travaux récents (WANN et UEHARA, 1978 - GILMAN et FOX, 1980) font la preuve que l'adsorption d'ions déterminant le potentiel de surface ($O\bar{H}$, $HPO\bar{4}$ --) des colloïdes amorphes ou cristallisés (allophanes, sesquioxydes) présents dans de nombreux sols tropicaux, peuvent induire un accroissement de la densité de charge nette σ et donc de la capacité d'échange cationique (CEC) de ces sols dont l'expression simplifiée est donnée par les formules suivantes :

$$CEC = - S\sigma \quad (1) \qquad \text{avec} \qquad \sigma = K\alpha(ZPC - pH) \quad (2)$$

S = surface spécifique $cm^2\ g^{-1}$ ZPC = point de charge nulle
σ = densité de charge nette me cm^{-2} pH = pH du sol

K et α étant des constantes thermodynamiques prenant en compte la concentration de la solution du sol et sa constante diélectrique.

La formule (2) montre qu'il est effectivement possible d'accroître σ par augmentation de la valeur de la différence $|ZPC - pH|$ c'est-à-dire par diminution du ZPC et/ou accroissement du pH du sol.

Pour obtenir des accroissements Δ CEC significatifs les nombreuses expériences faites jusqu'à présent montrent qu'il convient d'appliquer des très fortes doses d'éléments minéraux (plusieurs tonnes/ha), ce qui dans la pratique agricole ne peut être envisagé qu'en ayant recours à des amendements minéraux peu couteux produits sur place. Tel est le cas des gisements de phosphates naturels, de chaux et de dolomie, ainsi que des résidus de cimenterie, que l'on rencontre un peu partout en zone tropicale.

Une expérimentation a donc été conduite en laboratoire pour vérifier sur des sols acides de l'île de la Réunion et de Madagascar, si de tels amendements effectivement disponibles aux agriculteurs, sont susceptibles d'induire les mêmes accroissements Δ CEC observés ailleurs (par utilisation généralement de phosphates très solubles), avec pour conséquence une réduction des pertes minérales par lixiviation qui sont à l'origine du déséquilibre accentué des bilans minéraux des sols dans ces régions (IRAT, 1975, PIERI, 1983).

*HAILE Abraha : Ingénieur agronome (Addis Abeba University) ayant présenté un travail de recherche d'où est tiré cet article en vue d'obtenir le titre de Docteur ingénieur de l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc - Montpellier.

PIERI Christian : Chef de la Division d'Agronomie IRAT, Montpellier BP 5035.

EGOUMENIDES Charles : Chef du Laboratoire de biochimie des sols IRAT - Montpellier

II - MATERIELS ET METHODES

2.1 Echantillons de sols étudiés

Les horizons de surface (O - 20 cm) de trois andosols français et d'un sol ferrallitique malgache ont été prélevés pour conduire cette étude.

L'identification et la caractérisation de ces échantillons sont fournies dans le tableau 1 :

- sol (A), andosol de la Réunion, désaturé (taux de saturation en Al^{3+}, TSA = 32,3 %) sur cendres basaltiques, limono argileux, très organique, dont la fraction argileuse est entièrement amorphe, sans surface spécifique mesurable par la méthode B.E.T. (pas d'adsorption de N_2),

- sol (B), andosol de la Réunion, moins saturé (TSA = 3,4 %), moins organique, plus sableux, présentant en diffractométrie R - X un pic à 14 A,

- sol (C), andosol du centre de la France, peu organique, moyennement acide (TSA = 12,0 %), riche en phosphore asssimilable, à fraction argileuse entièrement amorphe, sans surface spécifique mesurable,

- sol (D), sol ferrallitique brun fortement désaturé (TSA = 72,2 %), dont le diffractograme révèle la présence de kaolinite et de gibbsite cristallisée malgré un fort taux de matériaux amorphes.

Tableau 1 IDENTIFICATION ET CARACTERISATION DES ECHANTILLONS DE SOLS ETUDIES

ECHANTILLONS DE SOLS		A	B	C	D
Site de prélèvement :					
Origine		La Réunion Petite France	La Réunion SEDAEL	Ardèche Gerbier des Joncs	Madagascar Ambohimandroso
Altitude		1 400 m	1 350 m	1 370 m	1 650 m
Pluviométrie		1 500 mm	1 100 mm	1 500 mm	1 400 mm
Classification des sols		Andosol perhydraté sur cendres et coulées basaltiques		Andosol sur scories et tuf	Ferrallitique désaturé sur basalte
Caractéristiques analytiques (terre sèche tamisée 2mm)					
Granulométrie :	argile %	12,4	2,7	38,0	37,4
	limon fin %	49,2	18,9	34,3	31,6
	limon grossier %	22,7	15,1	8,6	9,2
	sable fin %	10,3	34,3	7,1	11,2
	sable grossier %	5,4	20,0	12,0	10,6
	matière organique %	25,53	13,03	5,8	6,13
	carbone %	14,81	7,56	3,35	3,59
	Azote total %	7,40	4,16	0,41	4,16
	Rapport C/N	20,00	16,00	8,2	14,00
Phosphore total mg/kg		763	1796	2122	782
Phosphore assimilable (Olsen) mg/kg		38	187	374	22
Extraction AcO NH4 1,0 N.pH = 7,0					
Cations échangeables	Ca mé / 100 g	3,86	2,22	9,00	0,40
	Mg / 100 g	1,47	0,98	1,16	0,10
	K / 100 g	0,25	0,36	0,04	0,14
	Na / 100 g	0,13	0,07	0,06	0,07
Somme de bases mé / 100 g		5,71	3,63	10,26	0,71
Capacité d'échange CEC mé / 100 g		61,00	50,00	30,5	20,62
Extraction Cobalti. : Al^{3+} mé / 100 g		2,73	0,13	1,40	1,84
	pH eau	4,60	5,60	5,60	4,45
	pH KCl	3,95	4,90	4,30	4,05
Amorphes (TAMM + DEB + NaOH)					
	Fe_2O_3 %	8,72	9,70	10,87	5,80
	Al_2O_3 %	1,12	4,54	5,82	10,96
	SiO_2 %	0,22	0,35	8,52	0,40
Surface spécifique (BET)	m^2 / g	-	45,3	-	44,1

2.2 Méthodologie expérimentale

2.2.1 Principe

Après avoir laissé incuber les échantillons en présence de différents amendements, on mesure les effets induits sur la capacité d'échange cationique (CEC) des sols, et les répercussions sur la lixiviation et la rétention d'un cation indicateur.

2.2.2 Nature des amendements

On a utilisé des produits effectivement disponibles aux agriculteurs :

- un phosphate naturel tricalcique d'Afrique du Nord, l'hyperphosphate Réno, contenant 13,2 % de P, 22,8 % de Ca, 3,8 % Fe, 2,7 % F et 1,3 % Al. Ce phosphate qui contient 90 % d'apatite (TRUONG et al., 1978) est soluble à 44 % dans l'acide citrique, et insoluble dans l'eau,

- de la dolomie titrant 59 % de $CaCO_3$ (Ca = 23,8 %) 40 % de $MgCO_3$ (Mg = 12 %) et 0,7 % de Fe. Sa solubilité dans l'eau froide est de 300 mg/l,

- de la chaux agricole, $Ca(OH)_2$, pure à 96 %, contenant en plus 3 % de CO_2Ca 0,4 % de SO_4Ca et des traces de chlorure. Sa solubilité dans l'eau froide et de 185 mg/l,

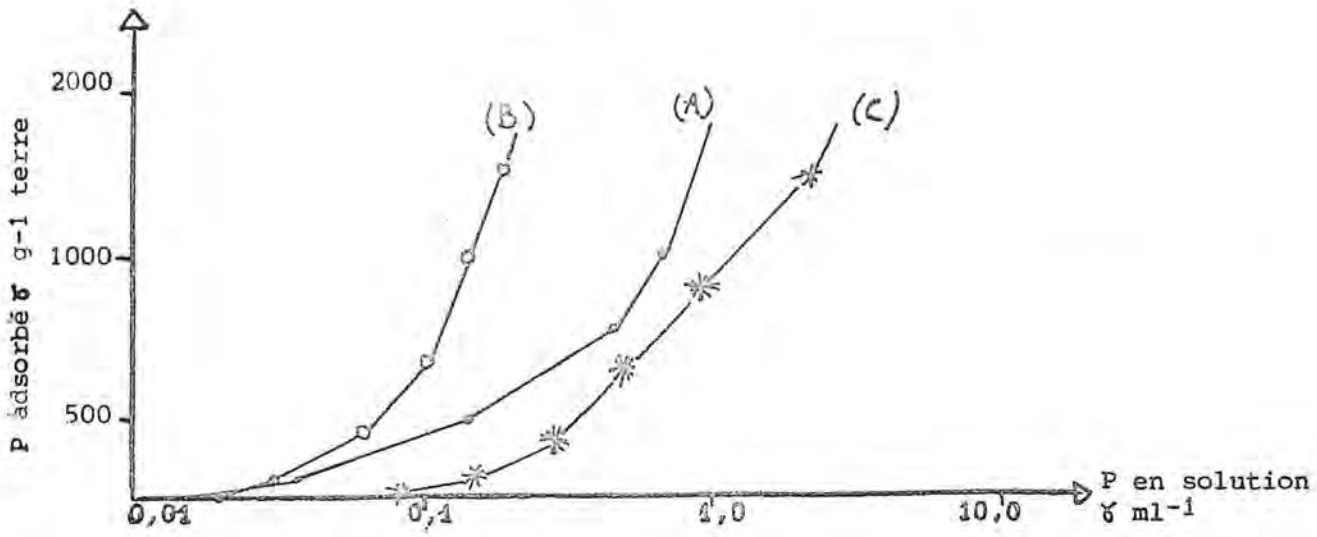
- du silicate de calcium, (CaO, 3 SiO_2, H_2O), contenant 72 % de SiO_2, 23 % de Ca, et un peu de Na (2,7 %). Sa solubilité dans l'eau froide est de 100 mg/l.

2.2.3 Doses d'application

- Le choix des doses de phosphate appliquées a été fait à partir de la mesure du pouvoir fixateur des sols pour P selon la méthode de FOX et KAMPRATH (1970) en utilisant KH_2PO_4 en milieu $CaCl_2$ M/1000 : la figure 1 donne l'allure des isothermes d'adsorption des trois andosols étudiés, le sol ferrallitique ayant déjà été caractérisé par ailleurs (PIERI, HAILE).

Figure 1 Isotherme d'adsorption de P

pour les trois andosols étudiés



En tenant compte en outre de l'indice de solubilité de l'hyperphosphate Réno (PICHOT et al., 1980) une dose faible et une dose forte de phosphate ont été finalement choisies pour chaque sol (cf. tableau 2). Des doses équivalentes ont été retenues pour le silicate de calcium.

- Les doses de chaux et de dolomie ont été déterminées par application de la méthode de détermination des besoins en chaux décrite par DEWIS et FREITAS (1972) en partant non pas d'une solution saturée de $Ca(OH)_2$ mais de doses croissantes de chaux et de dolomie pulvérulentes apportées sur des échantillons de sol maintenus pendant 3 jours à 30° C et à une humidité équivalente à 80 % de leur capacité de rétention.

Tableau 2 DOSES D'AMENDEMENTS EMPLOYEES

	Sol A	Sol B	Sol C	Sol D
$Ca(OH)_2$	4	4	4	4
en mé/100 g Ca	25	20	20	20
Co_3 (Mg + Ca)	2	2	2	2
en mé/100 g (0,6 Ca + 0,4 Mg)	20	10	10	20
Phosphate Tricalcique Réno	100	100	100	100
en $mg.kg^{-1}P$	500	1 000	200	200
Silicate de calcium	100	100	100	100
en $mg.kg^{-1}Si$	500	1 000	200	200

2.2.4 Incubation

Les doses d'amendements ont été apportées sous forme pulvérulente et finement mélangées aux échantillons. Après transfert en vases de polyéthylène les échantillons, témoins et amendés, ont été maintenus 2 mois en incubation , à 30° C et à une humidité correspondant à leur capacité de rétention. Après incubation, les échantillons ont été séchés à l'air et légèrement broyés.

2.2.4 Caractérisation complémentaire des propriétés d'échange des échantillons traités

Compte tenu de la faible signification pour ces sols à charges variables, de la mesure de la CEC par la méthode à l'acétate d'amonium tamponné à pH = 7,0, une caractérisation complémentaire de leurs propriétés d'échanges ioniques a été entreprise sur les échantillons d'origine, puis après incubation :

- mesure de la CEC par la méthode d'extraction au cobaltihexamine (ORSINI et REMY, 1976) = CEC - Co,

- mesure du point de charge nulle (ZPC) par titration potentiométrique et des charges variables (CEC - V) selon la méthode de VANRAIJ et PEECH (1972),

- mesure des charges positives, négatives et de la charge nette, selon la méthode décrite par (SMYTH et SANCHEZ, 1980) = CEC - n.

Une comparaison de la valeur des CEC obtenuespar ces différentes méthodes appliquées sur les échantillons d'origine(non amendés)est donnée dans le tableau 3.

Tableau 3 COMPARAISON DES RESULTATS OBTENUS SUR LA CEC PAR 4 METHODES DIFFERENTES

SOL	CECv mé/100 g	CEC au $Co(NH_3)_6^{+++}$ mé/100 g	CEC-n charge nette mé/100 g	CEC NH_4OAc pH 7 mé/100 g	Somme des bases échangeables $S + Al^{3+}$
A	2,50	5,37	9,59	61,00	5,71 + 2,73
B	1,40	3,67	1,32	50,00	3,63 + 0,13
C	2,73	5,19	8,46	30,5	4,27 + 1,40
D	1,45	2,50	2,91	20,62	0,71 + 1,84

A l'exception du cas de l'andosol A riche en aluminium échangeable, la méthode CEC-Co paraît la meilleure, donnant les valeurs de CEC les plus voisines de celles de la somme S + Al.

2.2.5 Mesure de lixiviation sur colonne

Elle a été réalisée par percolation de 300 ml d'eau distillée (apportée en 6 fractions de 50 ml) sur colonnes de verre de 45 mm de diamètre et 292 mm de longueur, remplies de bas en haut par, un tampon de coton hydrophyle, 30 g de sable lavé, 100 g de terre traitée additionnée de 30 g de sable, le tout tassé de manière homogène.

Cette percolation a été réalisée en 4 répétitions pour chaque échantillon (4 sols x 9 traitements x 4 répétitions = 144 percolations) dans lequel un cation indicateur (cf. 2.2.7) a été préalablement incorporé.

En bas de colonne une pince à vis permet de régler le débit de percolation, fixé à 1 ml/min. Les concentrations du cation indicateur sont mesurées dans chaque fraction de percolat recueillie.

2.2.6 Mesure de la rétention du cation traceur

Une mesure, indépendante de la précédente, de la rétention du cation traceur est faite à titre de comparaison de méthode.

10 g de chaque échantillon sont agités pendant 2 heures dans 100 ml d'eau distillée. Après centrifugation la concentration du cation traceur est mesurée dans le surnageant. Cette manipulation est réalisée sur 4 répétitions par échantillon.

2.2.7 Choix du cation indicateur et incorporation aux échantillons

Un essai préalable a été conduit sur colonne de percolation avec un échantillon du sol D témoin et chaulé, pour sélectionner un cation traceur qui soit à la fois facile à doser dans les percolats, et bon indicateur des effets des traitements appliqués. Après application de NaCl, KCl, $SrCl_2$ et $BaCl_2$ on a finalement retenu le strontium, comme étant le cation le plus adapté à l'étude entreprise.

Ce cation a donc été incorporé aux échantillons de sols après la période d'incubation, à la dose uniforme de 20,6 mé/100 g (correspondant à la CEC à pH 7,0, du sol D), apportée dans un volume d'eau équivalent au 2/3 de la capacité de rétention de chaque sol. Sr est directement dosé au laboratoire dans les percolats par spectrométrie d'absorption atomique.

III - RESULTATS ET DISCUSSION

3.1 Effet des amendements sur la CEC des échantillons de sol étudiés

3.1.1 Résultats

Après deux mois d'incubation les amendements ont dans l'ensemble accru :

- la CEC-Co des échantillons de sol étudiés (cf. tableau 4),
- le déficit des charges électronégatives, CEC-n (cf. tableau 5),
- le pH des échantillons,

sans qu'il y ait eu modification mesurable du point de charge nulle (ZPC) comme on peut le voir dans le tableau 6 et les planches I et II données à titre d'illustration en annexe.

Tableau 4

EFFET DES AMENDEMENTS

SUR LA CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE DES SOLS

(méthode au chlorure de cobaltihexamine)

Traitements	CEC-Co mé/100 g			
	Sol A	Sol B	Sol C	Sol D
1 = Témoin	5,37	3,67	5,19	2,50
2 = Phosphate 1	6,44	3,40	7,51	3,04
3 = Phosphate 2	7,78	6,35	7,07	3,49
4 = Silicate 1	6,80	2,95	7,96	2,86
5 = Silicate 2	6,89	4,38	6,80	2,80
6 = Dolomie 1	7,24	4,74	8,76	3,49
7 = Dolomie 2	17,35	10,91	16,90	11,27
8 = Chaux 1	7,42	5,10	9,66	3,49
9 = Chaux 2	14,76	10,20	17,71	10,73

Tableau 5 EFFET DES AMENDEMENTS SUR LES CHARGES NEGATIVES, POSITIVES ET NETTES DES SOLS ETUDIES

(C^- = charges négatives mé/100g, C^+ = charges positives mé/100g, CEC-n = C^- + C^+ mé/100g)

TRAITEMENTS	SOL A			SOL B			SOL C			SOL D		
	C^-	C^+	CECn	C^-	C^+	CECn	C^-	C^+	CECn	C^-	C^+	CECn
1 = Témoin	14,25	4,63	9,59	8,74	7,42	1,32	11,68	3,22	8,46	5,10	2,19	2,91
2 = Phosphate 1	13,26	3,82	9,54	7,93	6,51	1,42	12,06	3,33	8,73	5,52	2,34	3,18
3 = Phosphate 2	14,66	3,66	11,00	10,58	4,81	5,77	11,89	3,12	8,77	5,82	2,18	3,64
4 = Silicate 1	13,74	3,86	9,88	8,30	6,81	1,49	12,12	3,39	8,73	5,26	2,42	2,84
5 = Silicate 2	14,39	3,79	10,60	7,62	5,38	2,24	12,08	3,27	8,81	5,84	2,35	3,49
6 = Dolomie 1	13,77	3,45	10,32	8,66	5,77	2,89	13,02	2,87	10,15	6,04	2,21	3,83
7 = Dolomie 2	31,77	2,84	28,93	15,10	3,82	11,28	19,74	1,91	17,83	13,04	1,18	11,86
8 = Chaux 1	11,11	0,03	11,08	9,26	5,91	3,35	13,58	3,72	9,86	6,57	2,14	4,43
9 = Chaux 2	24,91	2,94	21,97	15,00	3,85	11,15	22,18	1,95	20,23	12,65	1,21	11,44

Tableau 6 EFFET DES AMENDEMENTS SUR LE pH ET LE ZPC DES SOLS ETUDIES

(pH = pH dans KCl N/100, ZPC = point de charge nulle)

TRAITEMENTS	SOL A		SOL B		SOL C		SOL D	
	pH	ZPC	pH	ZPC	pH	ZPC	pH	ZPC
1 = Témoin	4,35	3,95	5,37	4,97	4,58	4,18	4,51	4,02
2 = Phosphate 1	4,73	3,93	5,08	4,95	4,67	4,11	4,45	4,00
3 = Phosphate 2	4,69	3,94	5,50	4,93	4,91	4,11	4,42	4,04
4 = Silicate 1	4,48	3,98	5,02	4,95	4,65	4,05	4,30	4,13
5 = Silicate 2	4,76	3,94	5,23	4,94	4,72	4,04	4,23	4,12
6 = Dolomie 1	4,70	3,93	5,27	5,05	4,85	4,16	4,51	4,13
7 = Dolomie 2	5,50	-	6,26	5,18	6,10	4,04	7,44	-
8 = Chaux 1	4,66	3,95	5,29	5,05	4,82	4,24	4,51	4,06
9 = Chaux 2	5,38	4,00	6,30	5,40	6,16	-	6,98	3,91

3.1.2 Discussion

Les deux méthodes de mesure retenues pour la mesure des accroissements Δ CEC donnent des résultats cohérents : seuls les apports massifs de chaux et de dolomie ont un effet important sur la CEC des sols.

Ces Δ CEC sont essentiellement imputables à l'accroissement du pH des sols amendés, sans qu'il y ait eu corrélativement un déplacement significatif du ZPC, pourtant observé par de nombreux auteurs sur des sols semblables consécutivement à l'apport de formes solubles de phosphore L'évolution des charges nettes (tableau 5) montre que les amendements alcalins non seulement augmentant les C^-, mais aussi diminuent les C^+. Ces charges positives C^+ peuvent être très abondantes dans certains andosols, du type sol B, ce qui explique la différence accusée, pour ces sols, entre les valeurs de la CEC-Co et de la CEC-n, malgré la liaison statistique qui existe entre les deux séries de mesure
(CEC-n = - 1,26 + 1,36 CEC-co avec r = 0,931)

3.2 Effet des amendements sur la dynamique du strontium dans les échantillons de sols étudiés

3.2.1 Résultats expérimentaux

Les résultats de percolation sur colonnes sont donnés dans le tableau 7. La cinétique de l'entraînement du strontium dans ces colonnes est illustrée par les figures 2 et 3 relatives aux cas des sols B et D choisis à titre d'exemple.

Tableau 7 — QUANTITE ET POURCENTAGE DE Sr LIXIVIE SUR COLONNES

TRAITEMENTS	SOL A		SOL B		SOL C		SOL D	
	Sr livixié							
	mé/100g	%	mé/100g	%	mé/100g	%	mé/100g	%
1 = Témoin	17,08	82,83	18,94	91,85	16,08	77,98	20,56	99,71
2 = Phosphate 1	15,11	73,28	18,90	91,66	14,15	68,62	20,00	96,99
3 = Phosphate 2	13,82	67,02	16,31	79,10	11,92	57,76	18,73	90,83
4 = Silicate 1	15,53	75,32	19,09	92,58	14,86	72,07	20,06	97,28
5 = Silicate 2	13,81	66,97	18,31	88,80	15,12	73,33	19,69	95,49
6 = Dolomie 1	14,73	71,48	17,45	84,63	11,32	54,90	18,86	91,46
7 = Dolomie 2	7,15	34,68	11,70	56,74	8,63	41,85	11,61	56,30
8 = Chaux 1	14,53	70,47	16,30	79,05	13,27	64,37	17,76	86,13
9 = Chaux 2	9,56	46,41	13,35	64,26	9,08	44,03	11,30	54,80
$\bar{x}$	13,48	-	16,69	-	12,71	-	17,62	-
σ	6,24	-	5,26	-	5,32	-	7,19	-
C.V. %	2,8	-	1,6	-	1,1	-	2,5	-

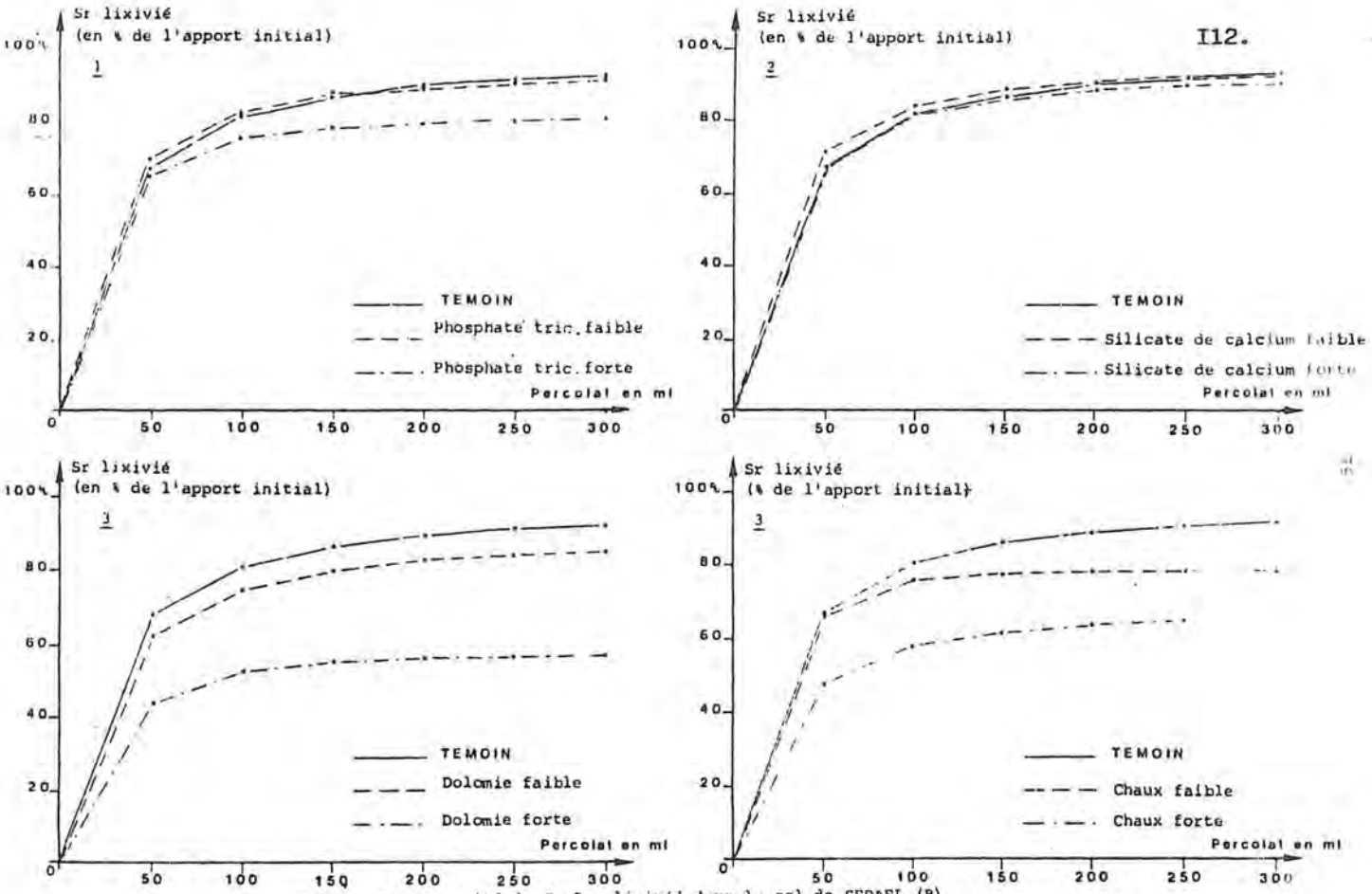


Fig. 2 – Quantité de Sr 2+ lixivié dans le sol de SEDAEL (B)

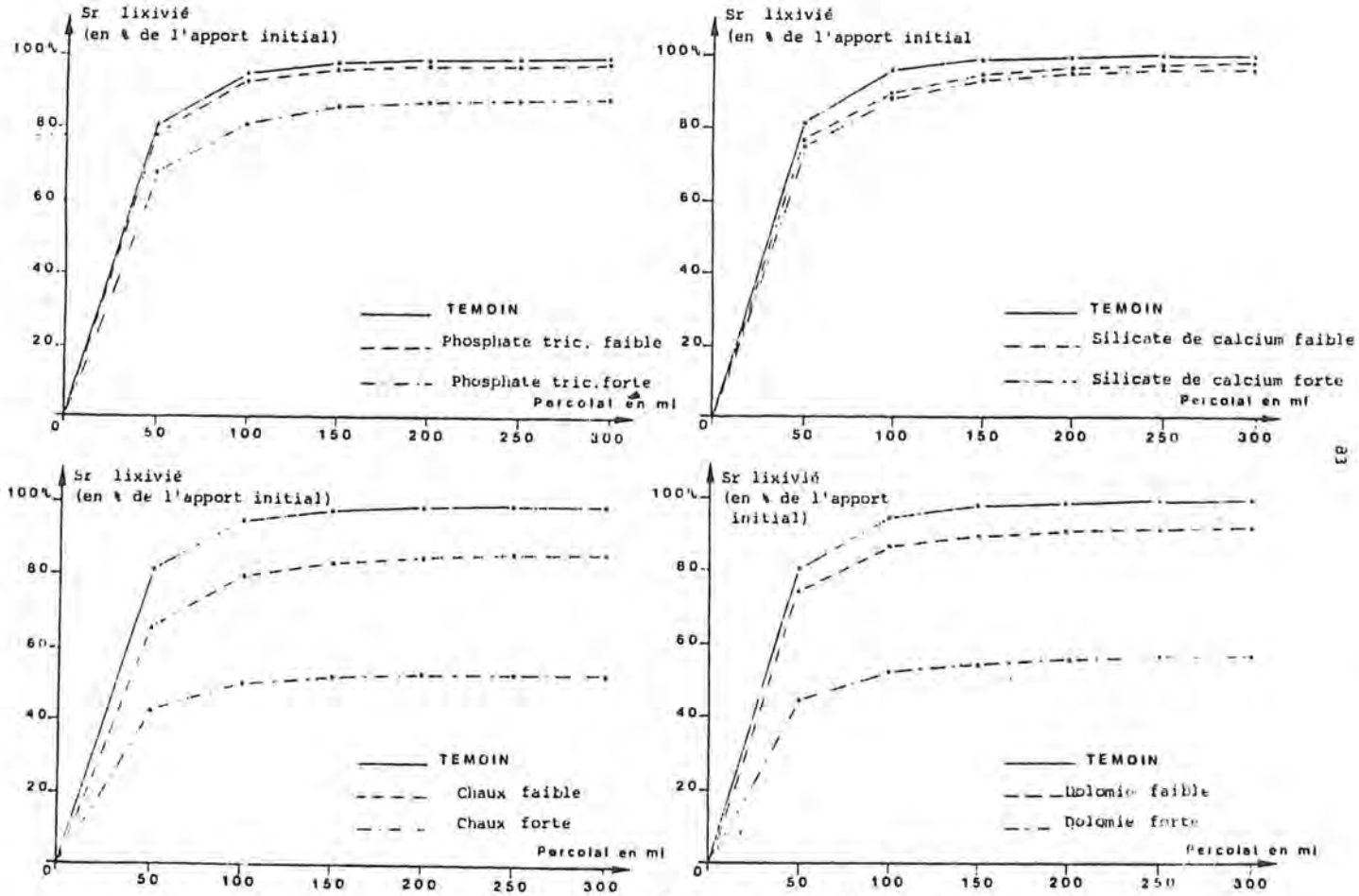


Fig. 3 [illegible]

Les résultats de la mesure des quantités de Sr fixé et non fixé après agitation des échantillons dans l'eau puis centrifugation, sont donnés dans le tableau 8.

Tableau 8 QUANTITE ET POURCENTAGE DE STRONTIUM NON FIXE APRES AGITATION

TRAITEMENTS	SOL A		SOL B		SOL C		SOL D	
	Sr non retenu							
	mé/100g	%	mé/100g	%	mé/100g	%	mé/100g	%
1 = Témoin	16,28	81,40	16,83	84,15	16,69	83,45	18,49	92,45
2 = Phosphate 1	15,69	78,45	17,16	85,80	15,72	78,60	18,75	93,75
3 = Phosphate 2	14,84	74,20	15,18	75,90	15,51	77,55	18,26	91,30
4 = Silicate 1	15,80	79,00	17,53	87,65	15,64	78,20	18,52	92,00
5 = Silicate 2	14,99	74,95	16,31	81,55	15,89	79,45	18,58	92,90
6 = Dolomie 1	14,89	74,55	16,15	80,75	14,51	72,55	17,96	89,80
7 = Dolomie 2	6,98	34,90	11,95	59,75	10,28	51,40	12,88	64,40
8 = Chaux 1	15,10	75,50	16,35	81,75	14,25	71,25	18,45	92,25
9 = Chaux 2	10,01	50,05	12,74	63,70	9,81	49,05	13,74	68,70
$\bar{x}$	13,84	-	15,88	-	14,25	-	17,29	-
σ	6,32	-	3,92	-	4,99	-	4,56	-
C.V. %	0,7	-	0,6	-	3,1	-	0,9	-

3.2.2 Discussion des résultats

La création de charges additionnelles dans les 4 sols étudiés, consécutive aux apports d'amendements, entraîne une réduction sensible des pertes par lixiviation du cation traceur Sr^{2+} (cf. figure 4) : dans le meilleur des cas, 60 % du cation introduit reste fixé alors qu'en l'absence d'amendements alcalins, 80 à près de 100 % de Sr (cas du sol ferrallitique D) est perdu par lixiviation.

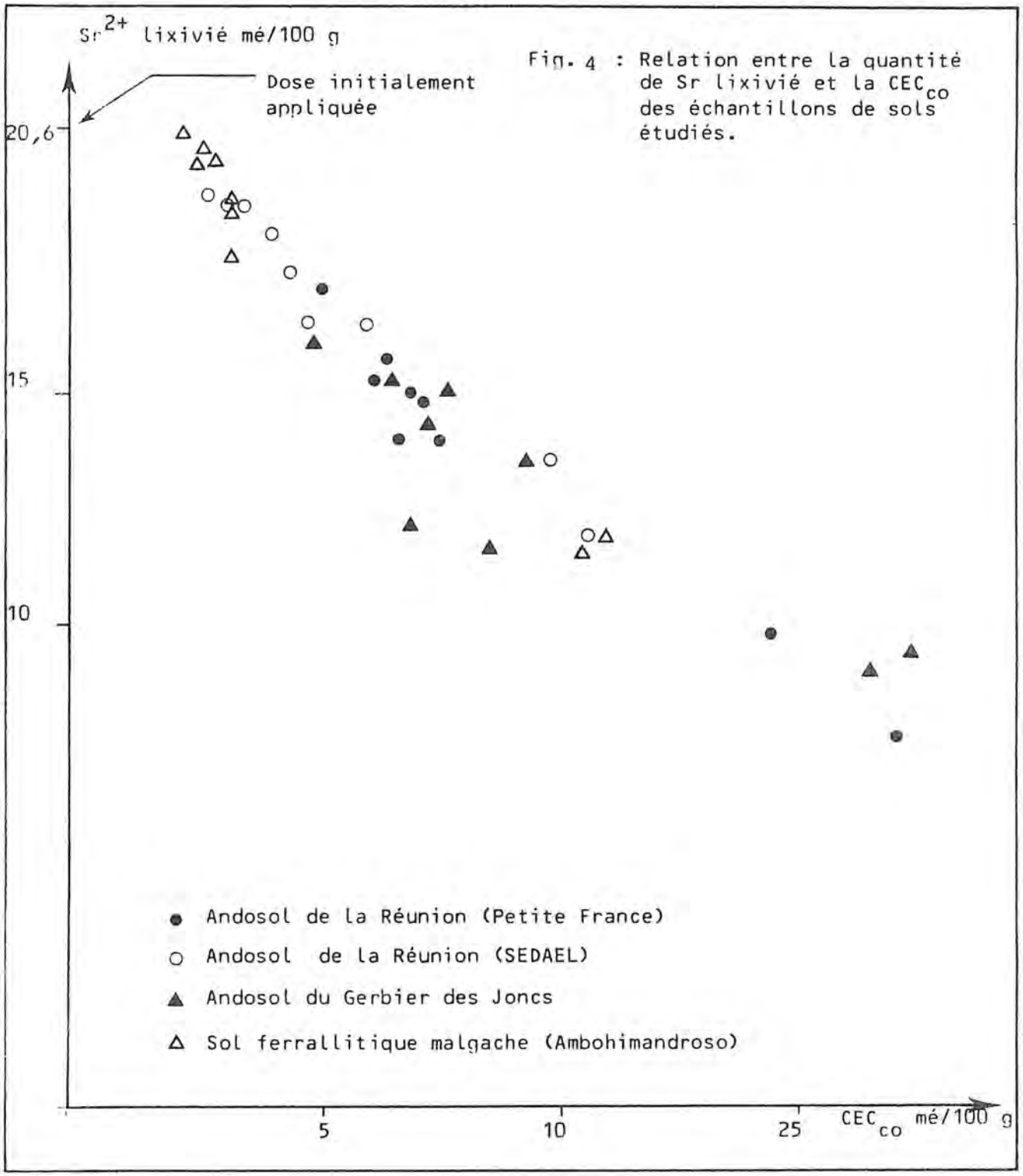


Fig. 4 : Relation entre la quantité de Sr lixivié et la CEC_{co} des échantillons de sols étudiés.

Certes ces résultats ont surtout valeur relative, car on sait, d'une part que le strontium dosé, n'est certainement pas entièrement sous forme du cation Sr^{2+}, mais aussi sous la forme de paires d'ions Sr-Cl, et d'autre part BOWMAN et O'CONNOR (1982) montrent que l'intensité du phénomène d'adsorption spécifique de Sr^{2+} est accrue lorsque ce cation est en présence de Cl^-.

LUND et al. (1976) estiment eux que les composés organiques influencent aussi grandement l'adsorption et la mobilité des ions métalliques, mais l'on doit observer sur la figure 6 que cette influence reste mineure dans le cas de notre expérience : alors que les teneurs en matière organique des sols varient de 1 à 5 (5,8 % pour le sol C, 25,5 % pour le sol A) et que la nature des composants organiques est certainement variable (cf. valeurs C/N). La dynamique de Sr est à l'évidence essentiellement conditionnée par la CEC effective des échantillons de sols mis en colonnes de percolation.

Du point de vue méthodologique, il est enfin particulièrement important de relever que la méthode par agitation, infiniment plus simple à mettre en oeuvre et plus précise (C.V.%faible), apporte les mêmes informations que la méthode lourde des percolations sur colonnes. La figure 5 paraît toutefois suggérer une surévaluation relative des pertes par la seconde méthode, lorsque l'on se trouve en présence d'échantillons à faible CEC (moins de 7 mé/100 g d'après la figure 5) et vice versa.

3.3 Portée agronomique des résultats

Le tableau 9 reprend les résultats du tableau 7 précédent, en donnant pour chaque dose d'amendements, exprimée en tonne/ha (sur la base de 3 200 t/ha de terre dans 0-20 cm), le pourcentage d'engrais (simulé par $Sr\ Cl_2$) qui aurait été ainsi économisé par réduction de la lixiviation : pourcentage pertes sur témoin - pourcentage pertes sur sol amendé.

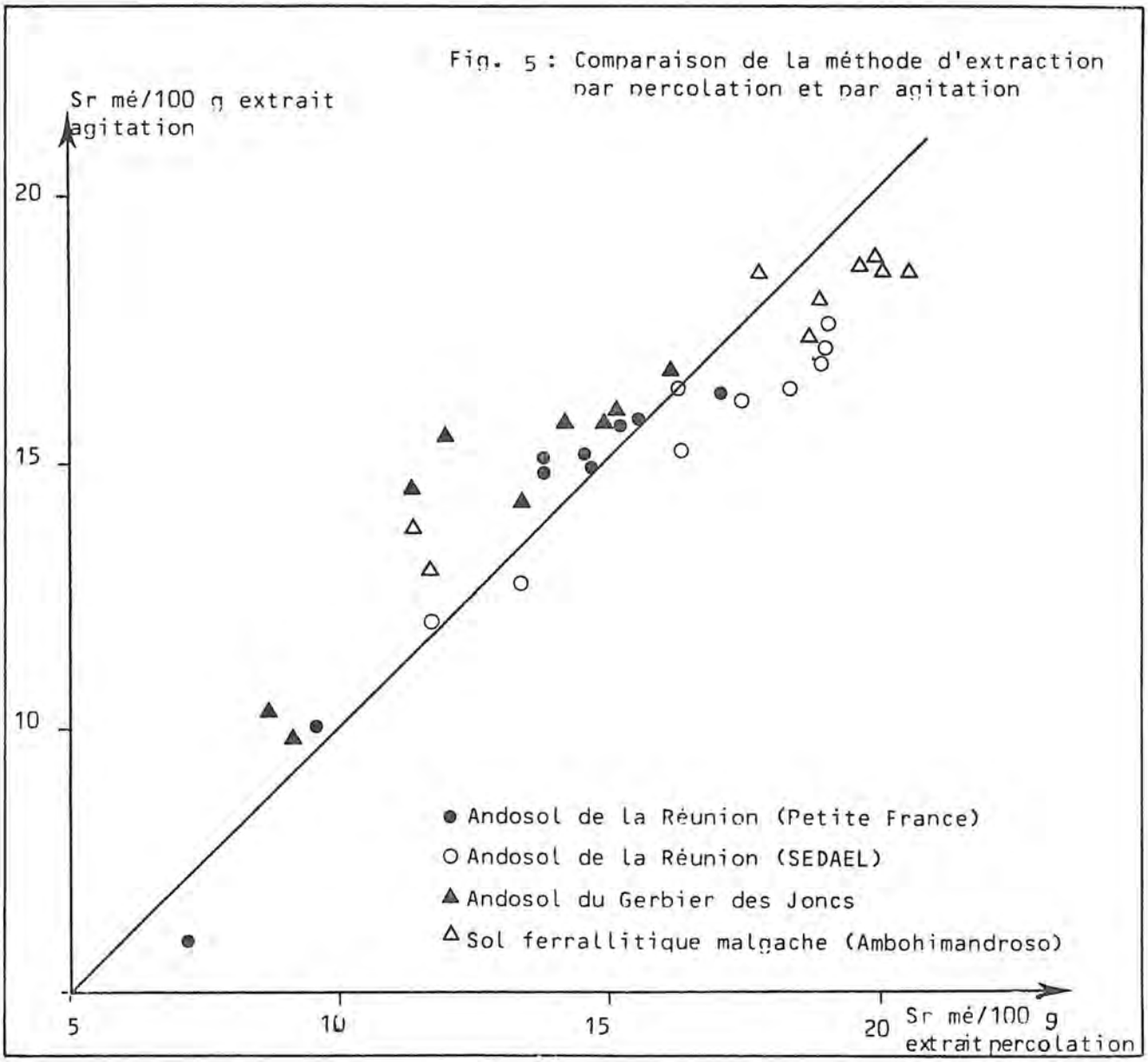


Fig. 5 : Comparaison de la méthode d'extraction par percolation et par agitation

Tableau 9 REDUCTION DES PERTES EN Sr LIXIVIE DUE AUX AMENDEMENTS

AMENDEMENTS		Réduction des pertes par lixiviation %			
Nature	Dose t/ha	Sol A	Sol B	Sol C	Sol D
Phosphates naturels tricalciques (hyper Réno)	2,4	9,6	0,1	9,4	2,7
	4,8	-	-	20,2	8,9
	12,1	15,8	-	-	-
	24,2	-	12,8	-	-
Silicate de calcium	0,96	7,5	0	5,9	2,4
	1,9	-	-	4,7	4,2
	4,8	15,9	-	-	-
	9,7	-	3,1	-	-
Dolomie	4,0	11,4	7,2	23,1	8,3
	20,4	-	35,1	36,1	-
	40,8	48,2	-	-	43,4
Chaux agricole	4,7	12,4	12,8	13,6	13,6
	23,7	-	27,6	34,0	44,9
	29,6	36,4	-	-	-

Malgré la très forte dose "d'engrais" appliquée (plus de 30 t/ha de strontium) aux différents échantillons de sols acides étudiés on constate que :

- les apports massifs de chaux et de dolomie (20 à 40 t/ha) sont très efficaces et permettent d'économiser de 30 à près de 50 % du "cation-engrais" qui reste fixé sur le complexe absorbant,

- appliquées à dose modérée (de l'ordre de 4 t/ha) la chaux et la dolomie restent efficaces puisqu'en moyenne elles réduisent les pertes par lixiviation de 13 %,

- les apports de phosphates naturels tricalciques et de silicate de calcium se sont avérés avoir peu d'influence de ce point de vue.

L'intérêt de la pratique des amendements alcalins en sols acides de zones tropicales humides où les phénomènes de drainage et lixiviation sont intenses, trouve ici une justification complémentaire puisque non seulement ces amendements permettent de pallier les effets néfastes des pH acides sur la nutrition minérale des cultures mais aussi réduisent les pertes en cations par lixiviation.

L'emploi de silicate de chaux (type ciment) paraît inefficace de ce dernier point de vue.

L'effet des phosphates naturels tricalciques sur l'accroissement de la CEC des sols et la réduction de la lixiviation apparaît comme généralement faible. Cependant, d'une part, il peut être non négligeable (cas du sol C), et d'autre part, on a pu constater par ailleurs que l'ampleur du processus de création de charges additionnelles en liaison avec l'adsorption de P est très variable selon la nature des sols (PIERI, HAILE, 1984)

Aussi on peut considérer que dans toute évaluation agro-économique de l'intérêt d'une politique de phosphatage de fond des sols agricoles tropicaux, il sera bon de prendre en compte cet éventuel effet favorable des phosphates sur la réduction des pertes par lixiviation, particulièrement en Afrique de l'Ouest et à Madagascar où existent plusieurs gisements de phosphates naturels et peu d'autres alternatives pour accroître la CEC des sols, comte tenu notamment des très faibles disponibilités en résidus agricoles et fumier d'origine animale (ALLARD et al., 1984)

IV - CONCLUSION

Les répercussions d'apports d'amendements minéraux à des sols acides, riches en colloïdes à charges variables, sont non négligeables sur les propriétés d'échanges ioniques de ces sols.

En effet, la chaux et la dolomie modifient très sensiblement la CEC effective de ces sols, évaluée à la fois par la méthode d'extraction au cobaltihexamine et par mesure des charges positives, négatives et nettes. Par contre, l'apport massif de phosphates naturels tricalciques ou de silicate de chaux s'est avéré du point de vue de cette étude, beaucoup moins efficace.

Dans tous les cas, l'accroissement Δ CEC mesuré résulte d'une augmentation du pH des sols amendés sans déplacement significatif de la valeur du point de charge nulle de ces derniers, contrairement à ce qui a été souvent signalé dans la littérature.

Dans le meilleur des cas on a observé que 30 à 50 % du "cation-engrais" (simulé dans cette étude par $SrCl_2$) reste fixé sur le complexe absorbant à la suite d'apport d'amendements alcalins, alors qu'en absence de ceux-ci jusqu'à 90 % du cation traceur est normalement entraîné par lixiviation (sur colonnes) de ces sols acides.

L'intérêt agronomique de cette pratique s'avère donc dans le cadre de cette étude, non négligeable.

A signaler du point de vue méthodologique que la méthode très lourde d'étude de la dynamique des cations sur colonne peut être avantageusement remplacéepar une méthode simple d'équilibre sol/solution décrite dans ce document.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les responsables du laboratoire d'analyse des sols du GERDAT et notamment MM. FALLAVIER et BABRE ainsi que Mr. MARGER du laboratoire de Biochimie des sols de l'IRAT pour leur apport substantiel à cette étude.

BIBLIOGRAPHIE CITEE

ALLARD J.L, Y. BERTHEAU, J.L DREVON, O. SEZE, F. GANRY (1984) : Ressources en résidus de récolte et potentialités pour le biogaz au Sénégal. Agronomie Tropicale 38-3 : 213-221.

BOWMAN R.S. and G.A. O'CONNOR (1982) : Control of Nickel and strontium Sorption by free metal ion activity. Soil Sci. Am. J. Vol 46 : 933-936.

DEWIS J., F. FREITAS, 1972 : Méthodes d'analyses chimiques des sols et des eaux. Bull. Pédol. FAO 10 (68) : 174-178.

FOX et KAMPRATH, 1970 : Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. Soil Sci. Am. J. 40 : 601-608.

GILLMAN G.P, FOX R.L, 1980 : Increasing the cation exchange capacity of the variable charge soils in the field with superphosphate. Soil Sci. Soc. Am. J. 44 : 934-938.

IRAT 1975 : Les recherches en agronomie à l'IRAT de 1969 à 1974. Agro. Trop. Vol 30, n° 2 : 148-153.

LUND, L.J, A.L PAGE and C.O NELSON (1976) : Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. J. Environ. Qual. 5 : 530-534.

ORSINI L., REMY J.C. (1976) : Utilisation du chlorure de cobatihexamine pour la détermination de la capacité d'échange et des bases échangeables des sols. Science du Sol Bul. de l'AFPS n° 4 : 269-275.

PICHOT J., TRUONG Binh, TRAORE A. (1981) : Influence du chaulage du sol sur la solubilisation et l'efficacité des phosphates naturels tricalciques d'Afrique de l'Ouest. Agro. Trop. Vol XXXVII, 1 : 56-67.

PIERI C. 1983 : Nutrient balances in ranifed farming systems in arid and semi arid regions, 17th Coll. Int. Potash Instit. : 113-141.

PIERI C., A. HAILE, 1984 : Effet du phosphore sur la capacité d'échange cationique de quelques sols ferrallitiques d'Afrique et de Madagascar. Agro. Trop. à paraitre.

SMYTH J.J, SANCHEZ P.A, 1980 : Effects of lime, silicate and phosphorus application to an oxisol on phosphorus sorption and ion retention. S.S.S. Am. Proc. 44 : 500-505.

TRUONG B., J. PICHOT, P. BEUNARD, 1978 : Caractérisation et comparaison de phosphates naturels tricalciques d'Afrique de l'Ouest en vue de leur utilisation directe en agriculture. Agro. Trop. Vol. 33 n° 2 : 136-145.

VANRAIJ B., M. PEECH, 1972 : Electro-chemical properties of some oxisols and alfisols of the Tropics. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 36 : 587-593.

WANN S.S. et G. UEHARA, 1978 : Surface charge manipulation in constant surface potential soil colloïds : II. Effect on solute transport. Soil Sci. Am. J. Vol 42 : 886-888.

A N N E X E

PLANCHE I

SOL a. : Sol de Sedaël - Determination du PCN et de la CEC à partir des courbes de titration potentiometriques.

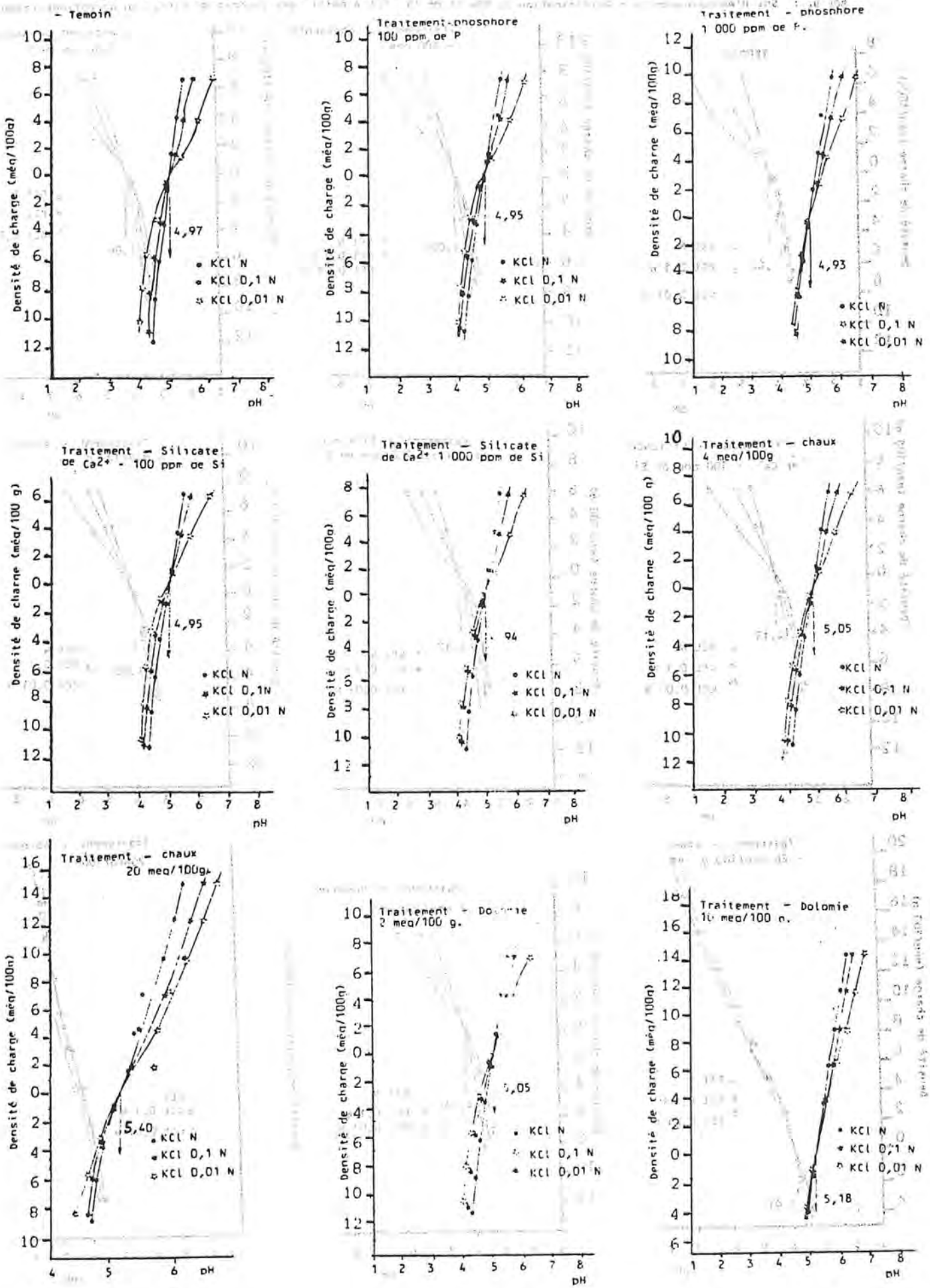
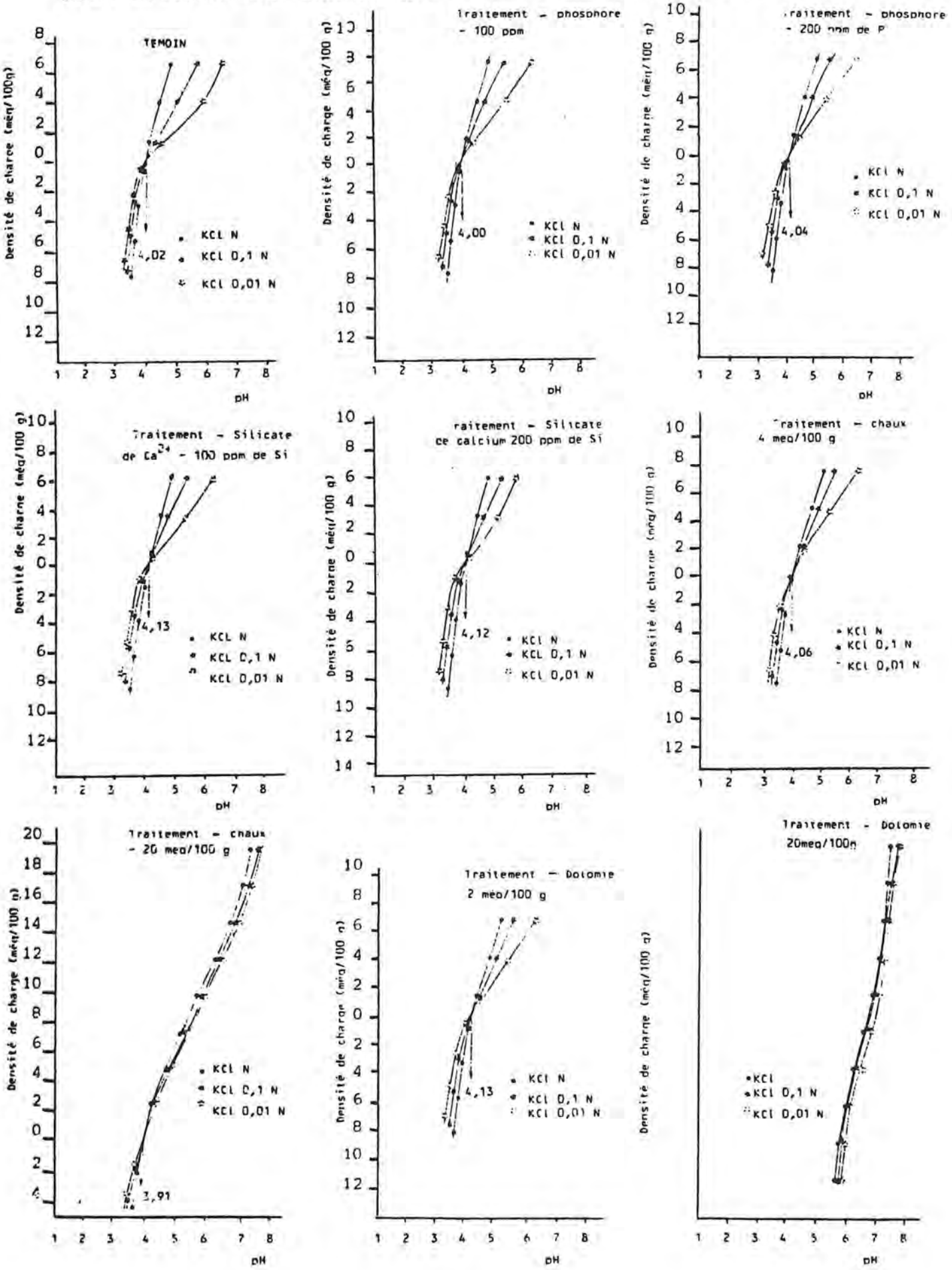


PLANCHE II

SOL D. : Sol d'Ambohimandroso - Détermination du PCN et de la CEC à partir des courbes de titration potentiométriques.



EFFET DE L'AZOTE ET DU FUMIER SUR "TERRES DE BARRE" (SUD BENIN)

1° - Aspects : "Evolution du complexe absorbant en conditions de culture intensive du maïs"

Ch. EGOUMENIDES et R. OLIVER
Collaboration technique : J.L. MARGER

Division d'Agronomie - IRAT MONTPELLIER

I. - INTRODUCTION

La mise en culture de certains sols des régions tropicales est gênée par une baisse rapide de la fertilité provoquée par l'acidification, consécutive à un appauvrissement en bases échangeables par suite des exportations des plantes et/ou la lixiviation favorisée par la nitrification des fumures azotées.

Cette étude a pour objet de comparer l'"état du complexe absorbant" de prélèvements de terre effectués sur différents traitements d'un essai "courbe de réponse à l'azote en présence ou non de fumier", mis en place à MERIDJONOU (sud Bénin) par J. WERTZ, après 8 ans de culture intensive de maïs (2 cycles par an).

II. - MATERIELS ET METHODES

2.1. Le milieu

Le sol est du type "faiblement ferrallitique" et porte le nom vernaculaire de "Terre de barre" dégradée car anciennement cultivée, à cause d'une pression démographique forte et ancienne. L'analyse physicochimique d'un profil type décrit par RAUNET (1973) figure en annexe Ia.

Le climat est humide avec une pluviomètrie de type bimodale (annexe Ib), qui permet la réalisation de deux cultures annuelles de maïs.

L'essai au champ (J. WERTZ) a pour objet l'étude de la réponse du maïs à la fumure azotée avec ou sans fumier (6 niveaux d'azote testés + un témoin sans fertilisation d'entretien) en présence d'une fumure d'entretien phosphopotassique, il comporte 6 répétitions et a été mis en place en 1968. Les échantillons utilisés ont été prélevés en 1975 (15ème cycle de culture du maïs) dans l'horizon de surface de chacune des parcelles de l'essai, les diverses répétitions d'un même traitement étant regroupées pour constituer un échantillon homogène et représentatif. Les traitements étudiés sont :

Témoin (T)	Témoin + fumier (T + F)
NO + PK (No)	NO + PK + fumier (No + F)
N1 + PK (N1)	N1 + PK + fumier (N1 + F)
N3 + PK (N3)	N3 + PK + fumier (N3 + F)
N5 + PK (N5)	N5 + PK + fumier (N5 + F)

Les quantités d'engrais et de fumier apportées à chacun des traitements étudiés figurent à l'annexe II. Les rendements (maïs grain) cumulés depuis la mise en place de l'essai sont donnés au tableau 1.

	Production cumulée (Q/ha maïs grain		
	sans fumier	avec fumier	différence
Témoin	287.5	461.2	173.7
No	327.8	489.1	161.3
N1	447.8	517.0	69.2
N3	450.2	569.6	119.4
N5	372.6	539.2	166.6

Tableau 1 : production cumulée (Q/ha maïs grain) sur les diverses traitements de l'essai C.R.N. à MERIDJONOU

Le rendement moyen du témoin sans aucune fertilisation est de 19 Q/ha et celui du traitement le plus productif (N3 + fumier) de 38 Q/ha, ce qui est dans tous les cas un niveau de production élevé pour la région. L'effet dépressif de la forte dose d'azote est marqué quand il n'y a pas d'apport de fumier.

2.2. Méthode d'étude

La fertilité du sol prélevé sur les divers traitements de l'essai a été évaluée par :

- l'analyse chimique détaillée des formes d'azote du sol, dont les résultats seront discutés dans un document spécifique,

- la caractérisation du complexe absorbant par la détermination des bases échangeables (K, Ca, Mg) et de la capacité d'échange cationique mesurée par la technique à l'acétate d'ammonium normal à pH 7.0, celle de l'aluminium échangeable au KCl normal et celle de la CEC effective par la méthode des courbes de titration potentiométriques sur certains traitements (TO, No et N5 avec et sans fumier),

- le test biologique constitué par un essai en vases de végétation (microvases de 200 g de sol en 4 répétitions) avec, pour seule fertilisation de la culture d'agrostis, un apport d'azote (urée marquée ^{15}N) à la dose de 50 mg/kg de N commun à tous les traitements, l'utilisation d'urée marquée

permettant d'évaluer la fertilité azotée du sol. Après 5 semaines de culture, l'agrostis est coupé et analysé (N, P, K, Ca, Mg) pour déterminer les prélèvements minéraux de la culture.

III. - RESULTATS ET DISCUSSIONS

L'aspect "azote" des résultats obtenus sera discuté par ailleurs et ne sera pas abordé dans ce document entièrement consacré à l'évolution des cations sous l'effet de la culture intensive du maïs et de la fertilisation.

3.1. Analyse chimique

Les résultats de cette analyse sont rassemblés dans le tableau 2.

Traitements		pH		C	N	complexe absorbant (me p 100 g)					
		eau	KCl	%	‰	K	Ca	Mg	Al	base	CEC
sans fumier	Témoin	5.02	4.26	0.75	0.46	0.26	1.02	0.50	0.20	1.98	1.10
	N0(PK)	5.53	4.32	0.75	0.48	0.10	0.58	0.24	0.27	1.19	1.85
	N1(PK)	5.30	4.40	0.74	0.54	0.15	0.71	0.25	0.24	1.35	-
	N3(PK)	4.87	4.04	0.78	0.48	0.18	0.43	0.11	0.44	1.16	-
	N5(PK)	4.71	4.06	0.70	0.49	0.08	0.13	0.04	0.60	0.85	0.50
avec fumier	Témoin	6.63	5.90	0.85	0.75	0.54	1.74	1.07	0.00	3.35	4.60
	N0(PK)	6.47	5.96	1.06	0.75	0.46	1.73	1.32	0.00	3.51	2.25
	N1(PK)	6.40	5.66	1.06	0.79	0.45	1.59	1.00	0.00	3.04	-
	N3(PK)	6.06	5.74	1.30	0.94	0.64	1.81	1.23	0.00	3.68	-
	N5(PK)	5.87	5.37	1.03	0.80	0.40	1.26	0.74	0.00	2.40	2.70

Tableau 2 : Analyse du sol de l'essai C.R.N. à MERIDJONOU après 15 cultures successives de maïs

Les traitements sans fumier sont caractérisés par une baisse du pH et, correlativement, une augmentation de l'aluminium échangeable quand les apports d'azote augmentent. L'appauvrissement du complexe absorbant en calcium, magnésium et potassium est considérable et l'équilibre des divers cations est fortement modifié (annexes III et planches 1 et 2).

Le risque de toxicité aluminique (indices de KAMPRATH) apparaît à la dose N3 d'azote et devient très important à la dose N5. Cet appauvrissement général du complexe absorbant, malgré la fumure d'entretien du maïs, est un élément extrêmement important de l'évolution du sol en culture intensive de maïs.

Le fumier est très favorable à une amélioration du complexe absorbant, même quand les apports d'azote sont élevés. Le pH du sol est maintenu à des valeurs où n'apparaît pas d'aluminium échangeable (il existe malgré tout une baisse du pH due aux apports d'azote) et l'équilibre des cations entre eux est préservé.

3.2. Essai en vases de végétation

Les résultats obtenus (production de matière sèche aérienne, teneurs et exportations en N, P, K, Ca et Mg) à l'issu des 5 semaines de culture de l'agrostis figurent au tableau 3.

Traitements		matière sèche/ kg sol	Teneurs des parties aériennes en %					µmg d'élément exporté par kg de sol				
			N	P	K	Ca	Mg	N	P	K	Ca	Mg
sans fumier	Témoin	2.20	1.97	0.086	0.94	0.377	0.240	43	1.9	20.7	8.3	5.3
	N0	3.18	1.26	0.283	1.53	0.325	0.151	40	9.0	48.7	10.3	4.8
	N1	3.17	1.26	0.253	1.04	0.358	0.181	40	8.0	33.0	11.3	5.7
	N3	3.00	1.36	0.259	0.81	0.349	0.170	41	7.8	24.3	10.5	5.1
	N5	2.51	1.33	0.337	0.74	0.301	0.129	33	8.5	18.6	7.6	3.2
avec fumier	Témoin	3.69	1.31	0.309	2.22	0.304	0.173	48	11.4	81.9	11.2	6.4
	N0	3.43	1.84	0.373	2.47	0.330	0.159	63	12.8	84.7	11.3	5.5
	N1	3.72	1.71	0.376	2.27	0.327	0.158	64	14.0	84.4	13.8	5.9
	N3	4.25	1.34	0.411	2.63	0.303	0.157	57	17.5	111.8	12.9	6.7
	N5	3.25	1.85	0.395	2.16	0.319	0.151	60	12.8	70.2	10.4	4.9

Tableau 3 : Essai en vases de végétation, teneur et exportation numérales de l'agrostis sur les sols de l'essai C.R.N. à MERIDJONOU

La culture en vases de végétation confirme les analyses chimiques du sol. Les différences de production végétale entre les traitements azotés et l'effet du fumier sont très nets. En plus du poids de récolte, elles affectent surtout les teneurs de la plante et les mobilisations en potassium qui diminuent fortement avec l'augmentation des doses d'azote (annexe 4 et planches 1 et 2). Malgré les faibles teneurs en magnésium du complexe absorbant des traitements ayant reçu les doses fortes d'azote, on ne constate pas d'effet des traitements sur les mobilisations minérales de l'agrostis. La production du traitement TO (témoin sans fumier ni fertilisation d'entretien) est aussi limitée par une mauvaise alimentation phosphatée.

Les apports de fumier relèvent considérablement les teneurs et les exportations en potassium de l'agrostis. On note aussi une similitude entre la réponse de l'agrostis aux traitements du sol et le bilan de production du maïs sur l'ensemble de la durée de l'essai (annexe V), sauf pour le traitement NO sans fumier, ce qui s'explique par l'apport d'azote au moment de la culture en vases de végétation. Cette similitude montre l'intérêt de la méthodologie des essais en vases de végétation telle qu'elle a été utilisée pour tester la fertilité d'un sol à l'issue d'un essai aux champs de longue durée.

IV. - CONCLUSION

Les apports d'azote, même à des doses destinées aux simples compensations des prélèvements prévisibles par la culture, peuvent sur certains sols avoir des effets acidifiants considérables qui se traduisent par une altération du complexe d'échange.

L'apport simultané de fumier combat efficacement les effets néfastes de la fumure azotée nécéssaire à la culture intensive du maïs et ce, en assurant le maintien des éléments échangeables dans l'horizon agronomique par une nette amélioration de la CEC effective du sol.

Les doses de fumier utilisées dans l'essai de MERIDJONOU sont importantes et difficilement disponibles en milieu paysan. Toutefois, l'effet sur le complexe absorbant de ces apports de matière organique sont tels qu'on peut espérer que des apports, même faibles, auront un effet non négligeable. L'essai en vases de végétation montre les dangers d'apparition d'une nette carence en potasse, malgré les apports réguliers destinés à compenser les exportations minérales du maïs et ce, malgré une amélioration du rapport (K/(Ca + Mg), surtout due à une dégradation des teneurs en calcium et magnésium du complexe absorbant, encore plus grande que celle en potassium. Il serait très certainement utile d'obtenir des informations précises sur l'importance du lessivage des cations dans les "terres de Barre" et sur l'effet de la fertilisation azotée sur ces processus.

ANNEXE 1

1. ANALYSE PHYSICOCHIMIQUE D'UN PROFIL TYPE DE "TERRE DE BARRE DEGRADEE" - M. RAUNET

PROFONDEUR (cm)		0-15	15-34	34-60
	Argiles 2 µ	10.0	15.8	33.0
	Limon fin (2-20) µ	1.3	3.9	2.9
	Limon grossier (20-50) µ	1.7	1.8	1.8
	Sable fin (50-100) u	27.5	22.0	17.0
	Sable grossier (200-2000) µ	59.6	56.6	45.5
Carbone organique %		0.71	0.67	0.56
Azote total ‰		0.50	0.40	0.40
C/N		14.00	17.00	14.00
Phosphore total ppmP		153	250	400
Phosphore assimilable OLSENIII (ppmP)		33		
Complexe absorbant	Ca^{++}	1.84	0.72	0.52
	Mg^{++}	0.80	0.18	0.22
	K^{+}	0.18	0.15	0.12
	Na^{+}	0.01	0.01	0.10
	Somme	2.83	1.06	0.96
	C.E.C.	3.98	4.22	4.80
	% saturation	71.00	25.00	20.00
pH eau		6.25	5.25	5.27

2. PLUVIOMETRIE A MERIDJONOU (moyenne de 30 ans)

mois	J	F	M	A	M	J
pluie (mm)	23	36	87	117	222	313
mois	Ju	A	S	O	N	D
pluie (mm)	127	32	117	176	82	20

ANNEXE 2

APPORTS D'ELEMENTS FERTILISANTS SUR L'ESSAI "C.R.N." AVEC ET SANS FUMIER A MERIDJONOU (SUD BENIN) de 1968 à 1975

Année et culture	fumier T/ha			Traitements azotés			
		P	K	0	1	3	5
68/1	0-30	80	90	0	30	90	150
68/2	0-30	420	210	0	10	30	50
69/1	0-0	40	60	80	80	80	80
69/2	0-0	40	60	80	80	80	80
70/1	0-0	0	0	0	40	120	200
70/2	0-0	0	0	0	40	120	200
71/1	0-10	80	60	0	20	60	100
71/2	0-0	0	0	0	20	60	100
72/1	0-10	80	60	0	20	60	100
72/2	0-0	0	0	0	20	60	100
73/1	0-10	80	60	0	20	60	100
73/2	0-0	0	0	0	20	60	100
74/1	0-10	80	60	0	20	60	100
74/2	0-0	0	0	0	20	60	100
75/1	0-10	80	60	0	20	60	100
Total...	110 (T/ha)	980	720	160	460	1060	1660

ANNEXE 3

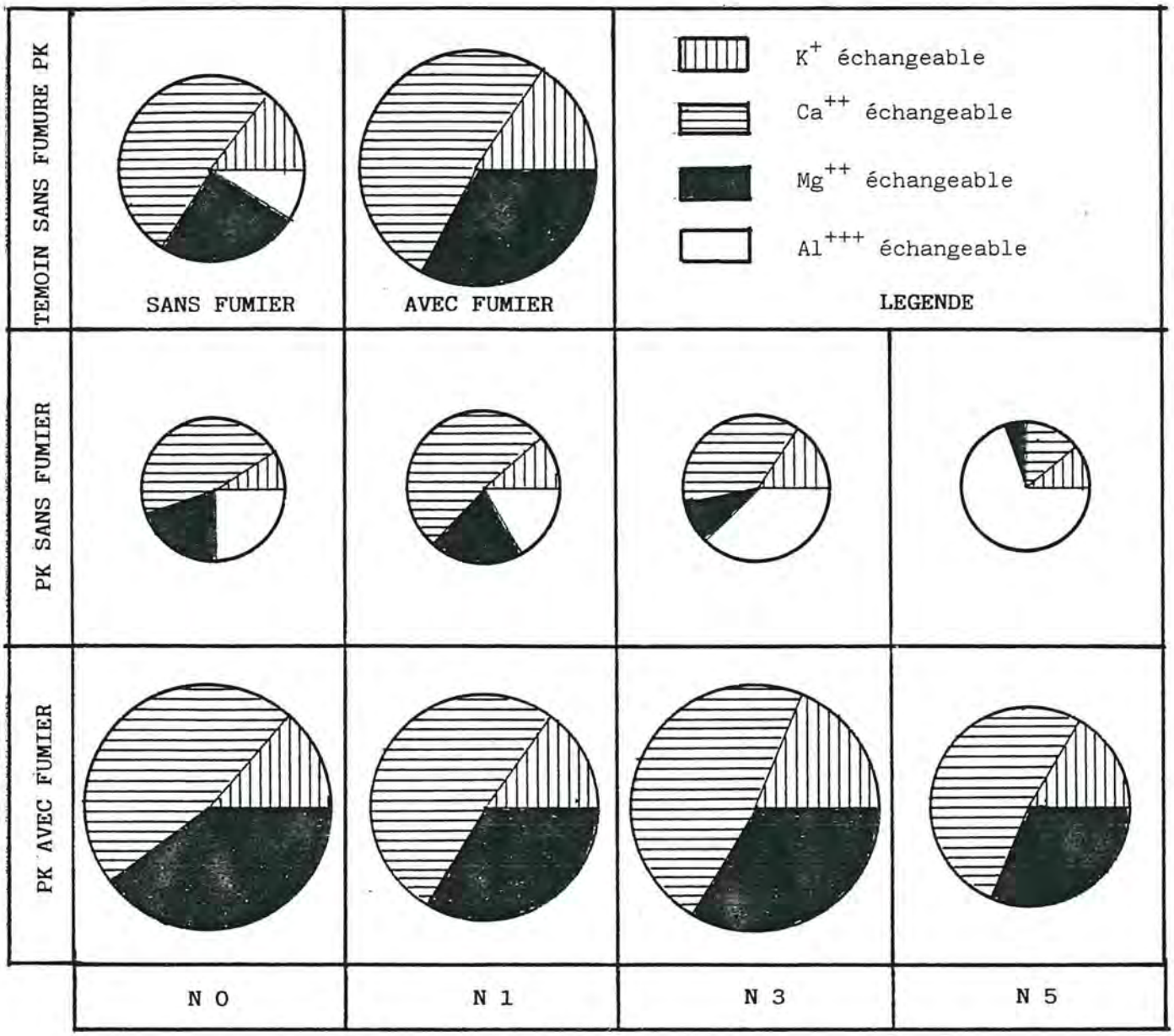


Planche I : ETAT DU COMPLEXE ABSORBANT DES SOLS DE MERIDJONOU APRES 15 CULTURES DE MAIS SUIVANT LA FERTILISATION

(La surface des cercles est proportionnelle à la somme des des cations Ca - Mg - K - Al)

ANNEXE 3

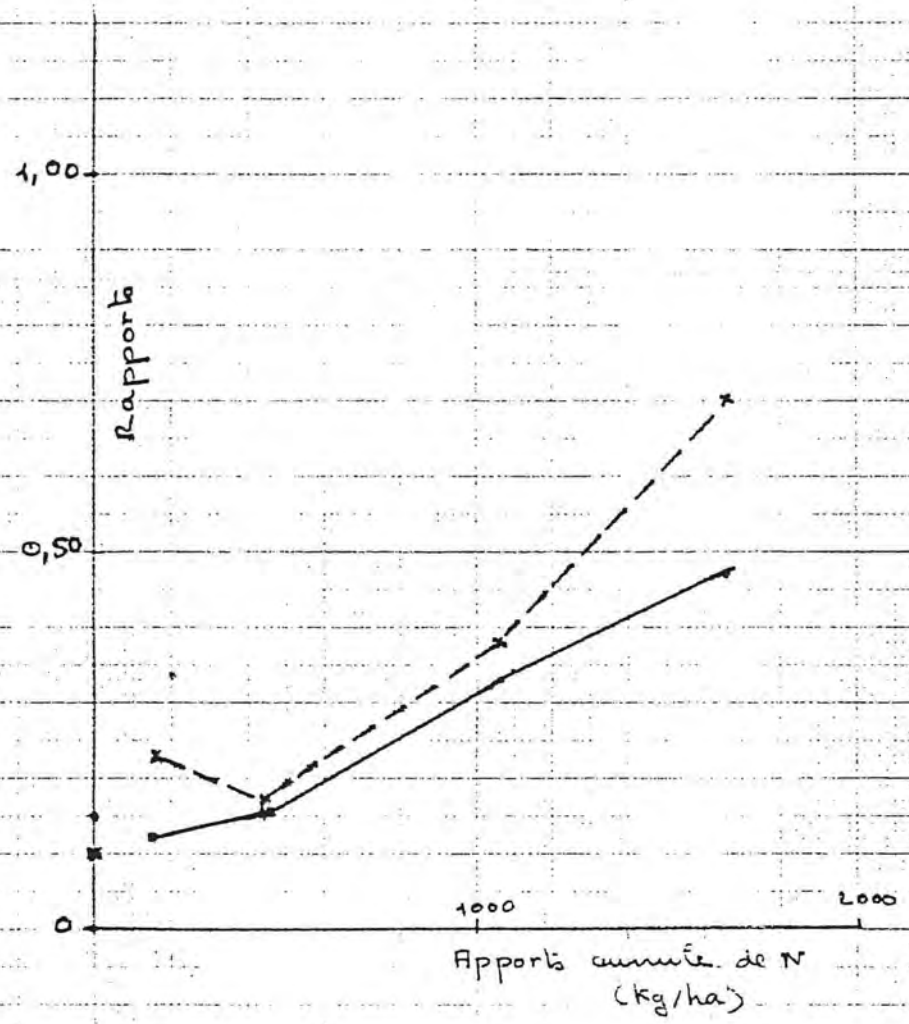


Planche II : EVOLUTION DES RAPPORTS (K/Ca + Mg) [——] et (Al^{+++}/(Ca + K^{+} + Mg + Al^{+++})) [- - -]
AVEC LES TRAITEMENTS AZOTES SANS APPORT DE FUMIER

ANNEXE 4

ROLE DU POTASSIUM DANS LA CULTURE D'AGROSTIS EN VASES DE VEGETATION

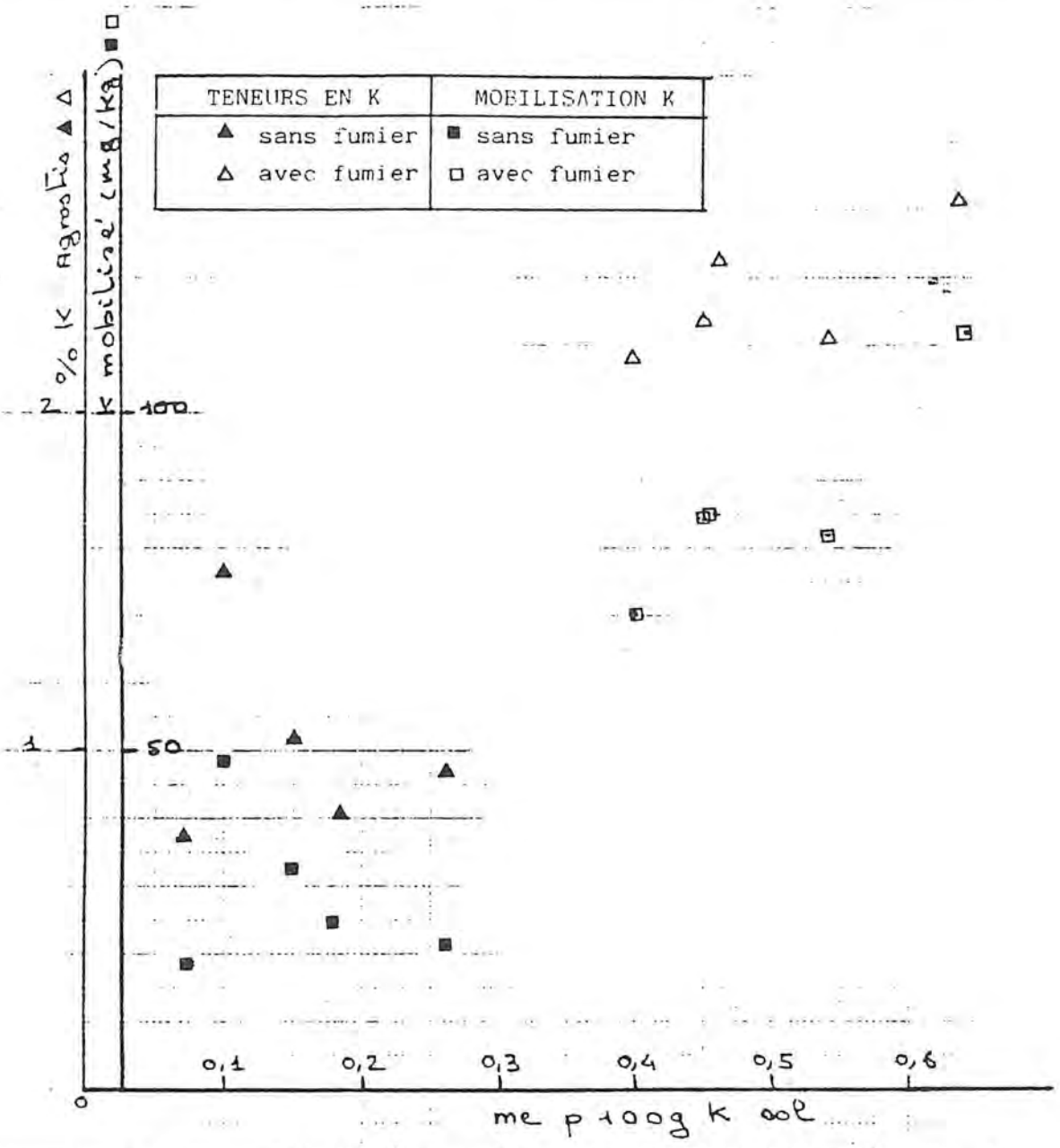


Planche I : POTASSIUM ECHANGEABLE DU SOL VERSUS TENEURS ET MOBILISATIONS MINERALES DE L'AGROSTIS

ANNEXE 4

ROLE DU POTASSIUM DANS LA CULTURE D'AGROSTIS EN VASES DE VEGETATION

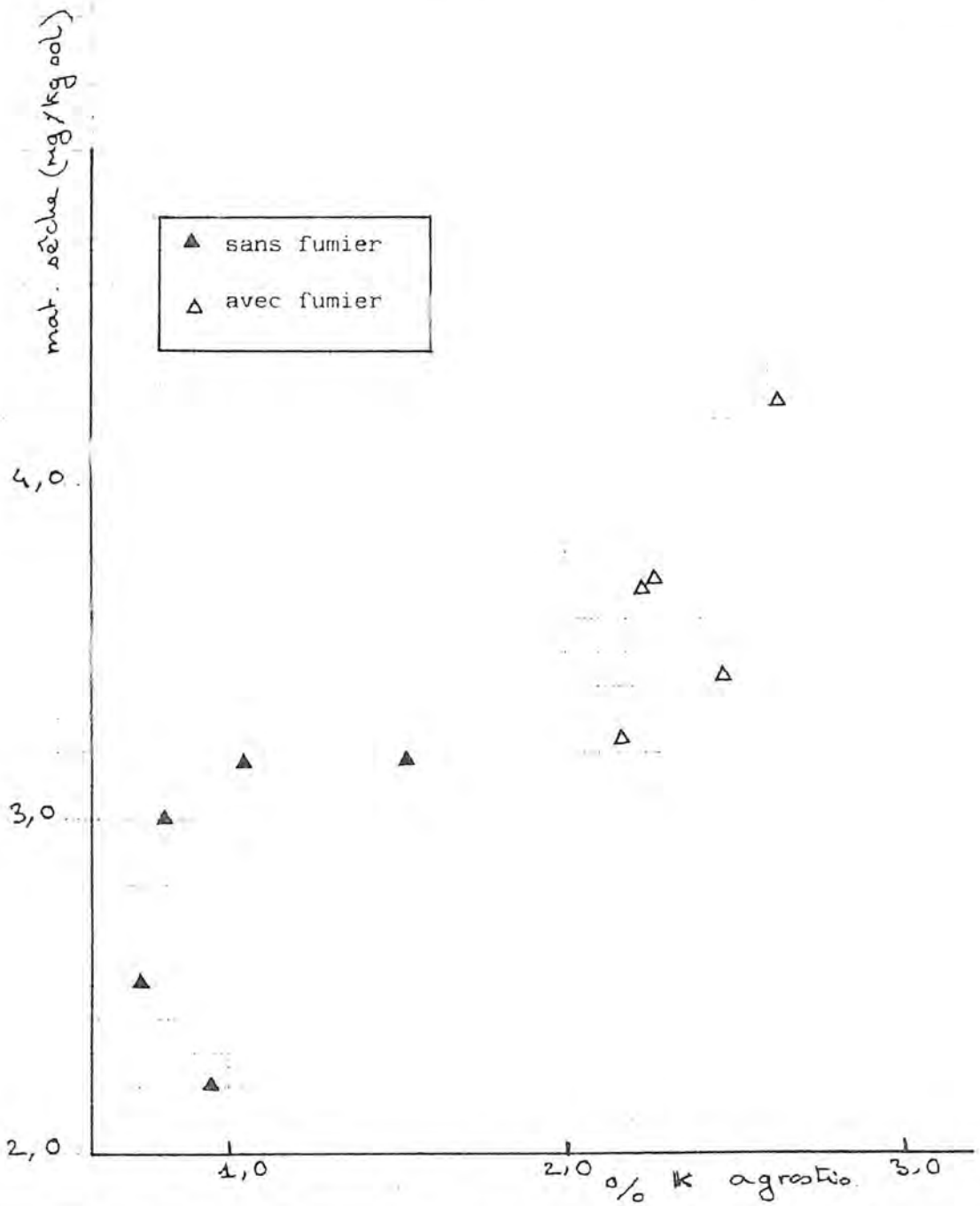
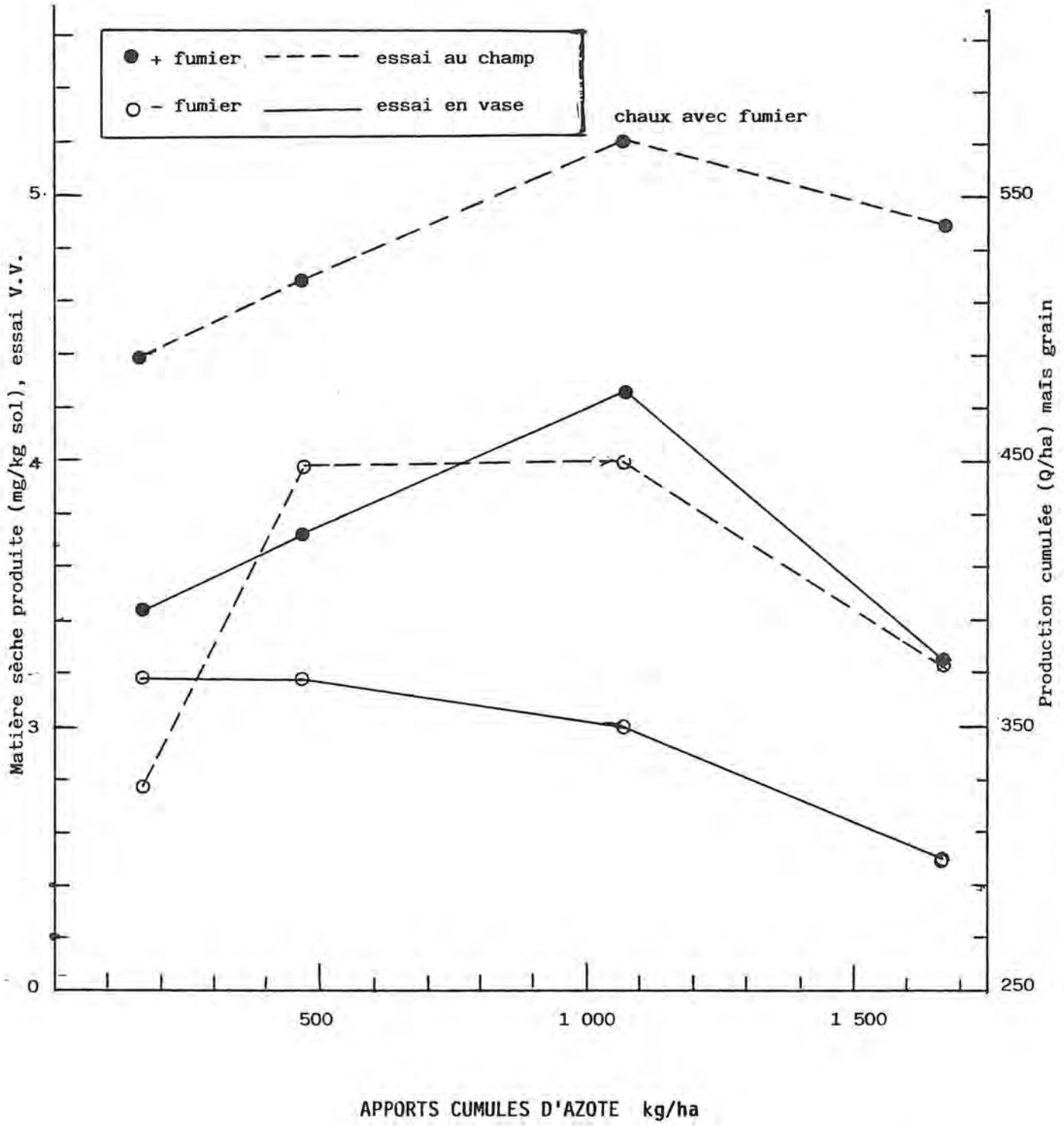


Planche II : TENEURS EN POTASSIUM DE LA PLANTE ET PRODUCTION DE MATIERE SECHE

ANNEXE 5


+ fumier
essai au champ
- fumier
essai en vase
chaux avec fumier
Matière sèche produite (mg/kg sol), essai V.V.
Production cumulée (Q/ha) maïs grain
5
4
3
0
550
450
350
250
500
1 000
1 500
APPORTS CUMULES D'AZOTE kg/ha

EFFET DU PHOSPHORE SUR

LA CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE

DE QUELQUES SOLS FERRALLITIQUES

d'Afrique et de Madagascar

C. PIERI* et A. HAILE**

AOUT 1984

* C. PIERI, Chef Division d'Agronomie IRAT - BP 5035 - 34032 MONTPELLIER
**A. HAILE, Ingénieur agronome (ADDIS ABEBA UNIVERSITY), qui a réalisé cette étude en vue d'obtenir le DEA Agronomie, USTL - MONTPELLIER.

RESUME

L'apport de phosphate soluble Ca $(H_2PO_4)_2$ à des échantillons de sols ferrallitiques prélevés en Afrique (Bénin, Ethiopie) et à Madagascar, entraîne un accroissement faible mais significatif de la capacité d'échange cationique (CEC) de ces sols. Ceci est confirmé par analyse d'échantillons de terre prélevés dans des parcelles d'essais d'engrais phosphatés (superphosphate triple, phosphates naturels solubles) réalisés dans ces mêmes pays.

Chaque millimole P adsorbée procure en moyenne un accroissement de charge nette de surface $\Delta\sigma$ égal à 0,6mé.

Cependant, de grandes différences sont observées selon les sols (de 0,27mé à 1,32mé/millimole P), ce qui suppose l'existence de plusieurs modes d'adsorption des ions $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{--}

Mots clés : - Adsorption P - Capacité d'échange cationique - Charges variables

I - INTRODUCTION

Depuis les premiers travaux de AYERS et HAIGHARA (1953), plusieurs auteurs ont montré que l'adsorption de phosphore dans des sols dominés par des colloïdes à charges variables, et notamment les sols ferrallitiques riches en sesquioxydes, pouvait entraîner un accroissement de leur capacité d'échange cationique (CEC). MEKARU et UEHARA (1972) travaillant sur des sols ferrallitiques très altérés de HAWAII, ont calculé que chaque millimole de P adsorbée induisait un accroissement de charge nette de surface égal à 0,8mé. GILLMAN et FOX (1980) ont prouvé que ces résultats de laboratoire se confirmaient aux champs, en analysant des échantillons de terre prélevés sur des essais d'engrais réalisés sur andosol et sol ferrallitique d'HAWAII.

Cette étude a pour but de vérifier si de tels résultats sont applicables aux sols ferrallitiques africains et malgaches, dont certaines caractéristiques physico-chimiques (pouvoir fixateur, surface spécifique, teneur en Al^{3+}) sont souvent considérées comme largement différentes de celles des sols étudiés par les auteurs ci-dessus.

II - MATERIELS ET METHODES

2. 1. - Echantillons de sols étudiés au laboratoire

Ils proviennent des horizons de surface (0-20cm) de profils de sols non fertilisés, prélevés à l'emplacement de divers sites expérimentaux :

- A : MERIDJONOU au BENIN, sol ferrallitique sableux dérivé d'un grès ferrugineux ancien (continental terminal), faiblement organique et voisin de la neutralité.

- B : AMBOHIMANDROSO à MADAGASCAR, sol ferrallitique profond sur basalte, argilo-limoneux, acide, et très désaturé en bases, contenant 6% de matière organique en surface.

- C : AMPANGABE à MADAGASCAR, sol ferrallitique formé sur gneiss, argilo-sableux, moyennement acide, peu organique.

- D : WONDO-GUENET en ETHIOPIE, sol ferrallitique sur ignimbrite (cendres volcaniques agglomérées), argileux, assez organique, peu acide.

- E : AGRE-SELAM en ETHIOPIE, sol ferrallitique du même type, plus organique et plus acide.

Tableau 1 : Quelques caractéristiques significatives des échantillons de sols étudiés.

Origine	Bénin	Madagascar		Ethiopie	
	Méridj.	Ambo.	Ampan.	W.G.	A.S.
Caractéristiques	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)
Argile + Limon %	11,3	69,0	43,3	74,3	83,4
C%	1,24	3,59	1,41	2,88	3,31
P ass Olsen ppm	33	22	17	16	7
pH (sol/eau = 1/2,5)	6,52	4,42	4,56	5,20	4,85
Extrait $AcONH_4$ pH = 7,0					
-(Ca+Mg+Na+K)me/100g	2,88	0,71	0,22	2,05	3,75
-CEC	3,98	20,62	5,78	19,30	27,0
Extrait KCl 1,0N					
Al^{3+} me/100g	0	1,84	0,48	0,02	0,14

2. 2. - Caractérisations analytiques complémentaires des échantillons

La nature et la forme des minéraux argileux ont été précisées, d'une part en étudiant les spectres de diffraction des rayons X pour les argiles de chaque échantillon préparées selon la méthode de ROBERT et TESSIER (1974), et d'autre part en dosant les quantités de produits amorphes (Fe_2O_3, Al_2O_3, SiO_2) extraits successivement par le réactif TAMM (acide oxalique + oxalate d'ammonium, à pH 3,7), le réactif de DEB (hydrosulfate de sodium) et une solution de NaOH 0,5N (SEGALEN, 1968).

Enfin, la mesure de la surface spécifique calculée à partir des isothermes d'adsorption de N_2 a été faite, sur prise d'échantillon de 1g, selon la méthode classique B.E.T.

Tableau 2 : Présence de minéraux argileux cristallisés dans les échantillons étudiés.

Sols	Kaolinite	Illite	Vermiculite	Gibbsite
A : Ferrallitique (Bén.)	++			
B : Ferral.s/basalt.(Mad.)	+			+
C : Ferral.s/gneiss (Mad.)	++			++
D : Ferral.s/ignimbrite (Ethiop.)	++		+	
E : Ferral.s/ignimbrite (Ethiop.)	++	+	+	

Tableau 3 : Taux d'amorphes et surface spécifique des échantillons étudiés.

Sol	Extrait oxalique(TAMM+Deb)		Extrait NaOH 0,5N		Surface spécifique (m^2/g)
	Fe_2O_3%	Al_2O_3%	Al_2O_3%	SiO_2%	
A	0,43	0,32	0,27	0,19	6,1
B	5,80	7,18	3,78	0,40	44,1
C	1,48	5,67	2,72	0,21	18,5
D	5,17	3,74	1,08	2,28	36,1
E	4,91	2,31	1,00	2,17	29,1

On a noté à cette occasion une liaison très étroite entre la surface spécifique de ces sols et le taux de Fe_2O_3 amorphe extrait (Sm^2g^{-1} = 3,01 + 6,42 Fe_2O_3% avec r = 0,96).

En vue d'apprécier le pouvoir fixateur pour P des échantillons étudiés, des isothermes d'adsorption ont été réalisés selon la méthode décrite par FOX et KAMPRATH (1970), en utilisant 3g de terre mis en équilibre durant six jours en présence de concentrations croissantes de Ca $(H_2PO_4)_2$, H_2O - en milieu $CaCl_2$ 0,001M, et agitations biquotidiennes de 30 minutes.
Le phosphore restant en solution est dosé par colorimétrie automatique en présence d'un réducteur (acide ascorbique).

Comme on pouvait s'y attendre, le pouvoir fixateur de ces échantillons varie dans le même sens que le taux de Fe_2O_3 amorphe, et donc comme leur surface spécifique :

- Echantillons B, D, E, à fort pouvoir fixateur, selon FOX et al (1970), c'est-à-dire plus de 200ppmP adsorbé pour une concentration de P en solution égale à 0,2ppm.

- Echantillon C, pouvoir fixateur moyen (115ppmP fixé pour 0,2ppm restant en solution).

- Echantillon A, pouvoir fixateur faible (moins de 100ppmP fixé pour 0,2ppm restant en solution).

La figure 1 donne les isothermes d'adsorption obtenus pour les échantillons A, C et E.

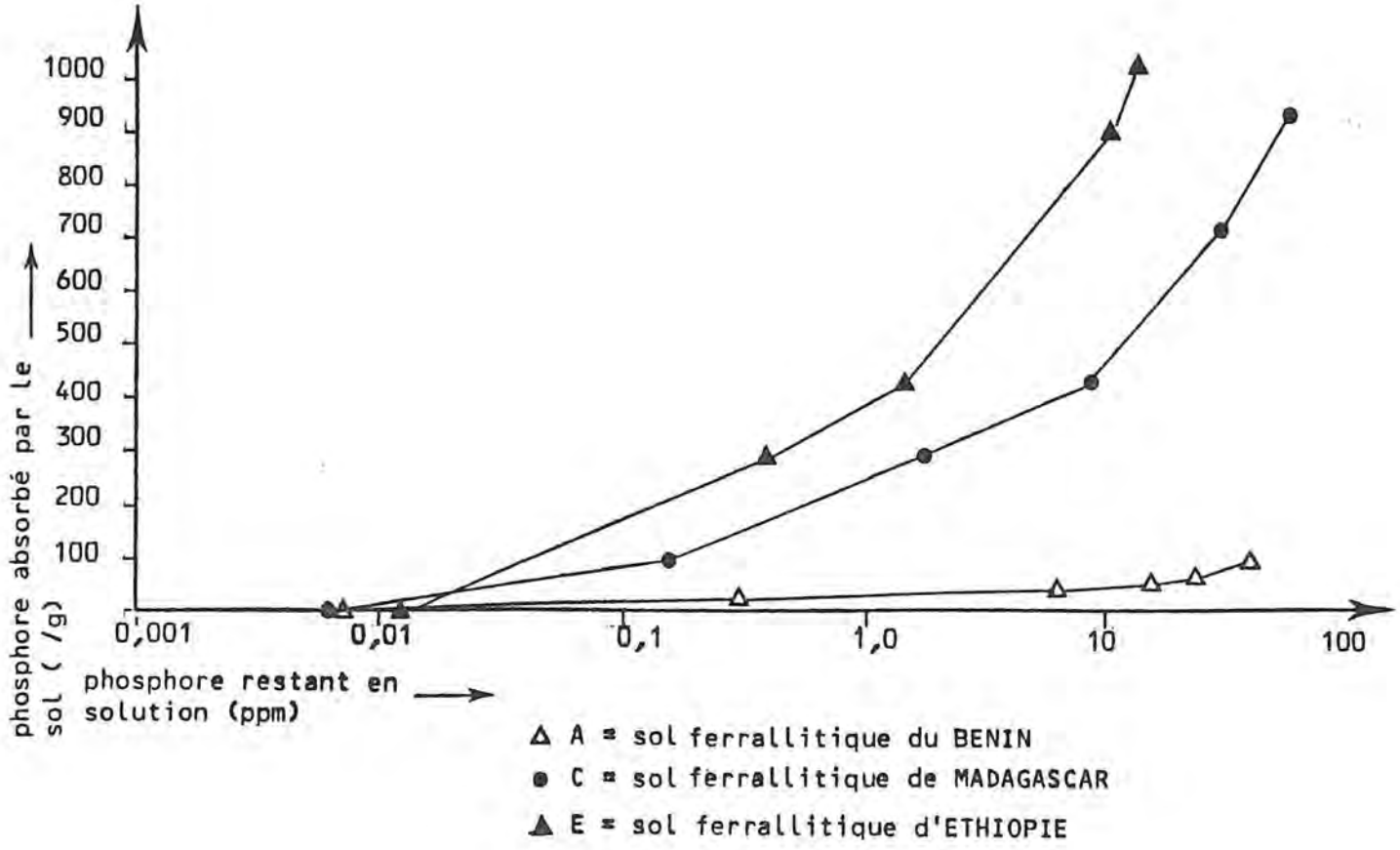


Figure 1 : Isothermes d'adsorption du phosphore sur trois sols tropicaux

2. 3. - Apport de phosphate et mesure de la CEC

En fonction du pouvoir fixateur précédemment évalué pour chacun des six échantillons de sols étudiés, deux niveaux d'application de P sous forme de $Ca(H_2PO_4)_2$, H_2O en solution ont été retenus pour l'évaluation de l'effet de l'adsorption du phosphore sur l'accroissement de la CEC variable de ces sols :

Sol A = 0,30 et 150ppmP.

Sols B, C, D, E, F = 0,100, 1000ppmP.

Après équilibre et séchage à l'air à la température du laboratoire, on a procédé à la mesure :

- du pH de chaque échantillon traité;

- du P non adsorbé, en dosant le P en solution extrait sur une aliquote de 5g de sol, par trois lavages successifs de 50ml d'eau distillée.

- de la CEC "effective" de chaque échantillon, appréciée par la méthode de détermination du point de charge nulle (PCN) décrite par VAN RAIJ et PEECH (courbes de titration potentiométrique, 1972) sur une aliquote de 4g mise en équilibre avec 20ml de solutions de KCl (N - 0,1N - 0,01N) de concentrations variées en H^+ (1, 2, 3, 4ml de HCl 0,1N) et de OH^- (1, 2, 3ml NaOH 0,1N).

Cette méthode de détermination de la CEC, liée aux charges variables, a été retenue après avoir testé diverses autres méthodes (FALLAVIER et al 1984) comme étant celle permettant le mieux de mettre en évidence - dans cette expérimentation - les effets de l'adsorption d'ions phosphates sur la variation de densité de charge nette des colloïdes des sols étudiés.

2. 4. - Prélèvements d'échantillons aux champs :

De façon à comparer les résultats expérimentaux obtenus en laboratoire avec ce qui peut se passer dans la pratique agricole, des échantillons de terre ont été prélevés sur des parcelles d'essais d'engrais phosphatés conduits pendant plusieurs années sur quelques uns des sites étudiés :

- Au Bénin, à Meridjonou et à Hinvi (localité voisine), sous double culture annuelle de maïs où pendant 6 années (1970-1975) un essai courbe de réponse au phosphore a été réalisé en utilisant du superphosphate triple en présence de fumure complémentaire (2 fois 60N et $60K_2O$ par an) : on a prélevé dans l'horizon 0-20cm un échantillon sans fumure P, et un échantillon sur les parcelles ayant reçu 560 P_2O_5.

- A Madagascar, dans un site voisin de Fianarantsoa, à Matsiatra, sur un sol ferrallitique gibbsitique assez semblable à celui d'Ambohimandroso (Argile + Limon = 46,5%, C = 2,71%, pH = 4,8). L'horizon 0-20cm des parcelles d'une courbe de réponse à P_2O_5 (phosphate naturel du Maroc) a été prélevé sur les traitements sans P et avec $1000P_2O_5$.

III - RESULTATS ET DISCUSSION

3. 1. - Résultats expérimentaux en laboratoire

Les conséquences des apports de phosphate sur les propriétés d'échange des sols étudiés sont indiquées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Effet de l'adsorption de P sur la CEC des échantillons de sol étudiés.

Sol	P-ajouté γ/g	P-adsorbé γ/g	pH au ZPC	pH	$C.E.C_v$. mé/100 g	Accroissement Δ $C.E.C._v$ mé/100 g
A	0	-	3,05	6,52	2,90	-
	30	2,16	2,95	6,42	3,20	0,30
	150	106,00	2,80	6,29	3,35	0,45
B	0	-	4,00	4,42	1,42	-
	100	99,27	3,96	4,45	1,72	0,30
	1000	989,3	3,90	4,60	2,28	0,86
C	0	-	4,17	4,56	0,50	-
	100	98,74	4,02	4,64	0,90	0,40
	1000	966,40	3,80	5,08	1,50	1,00
D	0	-	3,80	4,23	2,65	-
	100	97,66	3,75	4,24	3,50	0,85
	1000	993,40	3,60	4,28	4,80	2,15
E	0	-	3,60	4,61	5,23	-
	100	99,64	3,55	4,60	5,80	0,57
	1000	983,80	3,30	4,64	7,20	1,97

On constate que l'adsorption de P a entraîné dans tous les cas, un accroissement mesurable de la CEC_v.

3. 2. - Discussion des résultats

On remarque tout d'abord que dans les conditions de cette expérience, c'est-à-dire en ayant soumis les échantillons enrichis en phosphate à dessiccation, la part de P fixé a été fortement accrue, pour correspondre de 70% à près de 100% des apports initiaux.

Cette adsorption a eu cependant des effets très variables, en valeur absolue, sur la CEC_v. Ceux-ci ne s'expliquent pas seulement par le facteur multiplicateur S, surface spécifique, comme le montrent les valeurs $\Delta\sigma_0$ de l'accroissement de la charge nette de surface exprimées en milli équivalent par mètre carré dans le tableau 5 suivant.

Tableau 5 : Effet de l'adsorption de P sur la densité de charge nette de surface σ_0

Sol	P fixé millimole/m^2	S_2 m^2/g	$\Delta\sigma_0$ mé/m^2	mé/millimole P
A	$5,6\ 10^{-4}$	6,1	$7,4\ 10^{-4}$	1,32
B	$7,2\ 10^{-4}$	44,1	$1,9\ 10^{-4}$	0,27
C	$16,8\ 10^{-4}$	18,5	$5,4\ 10^{-4}$	0,32
D	$8,9\ 10^{-4}$	36,1	$6,0\ 10^{-4}$	0,67
E	$10,9\ 10^{-4}$	29,1	$6,8\ 10^{-4}$	0,62
		Moyenne :	$5,5\ 10^{-4}$	0,64

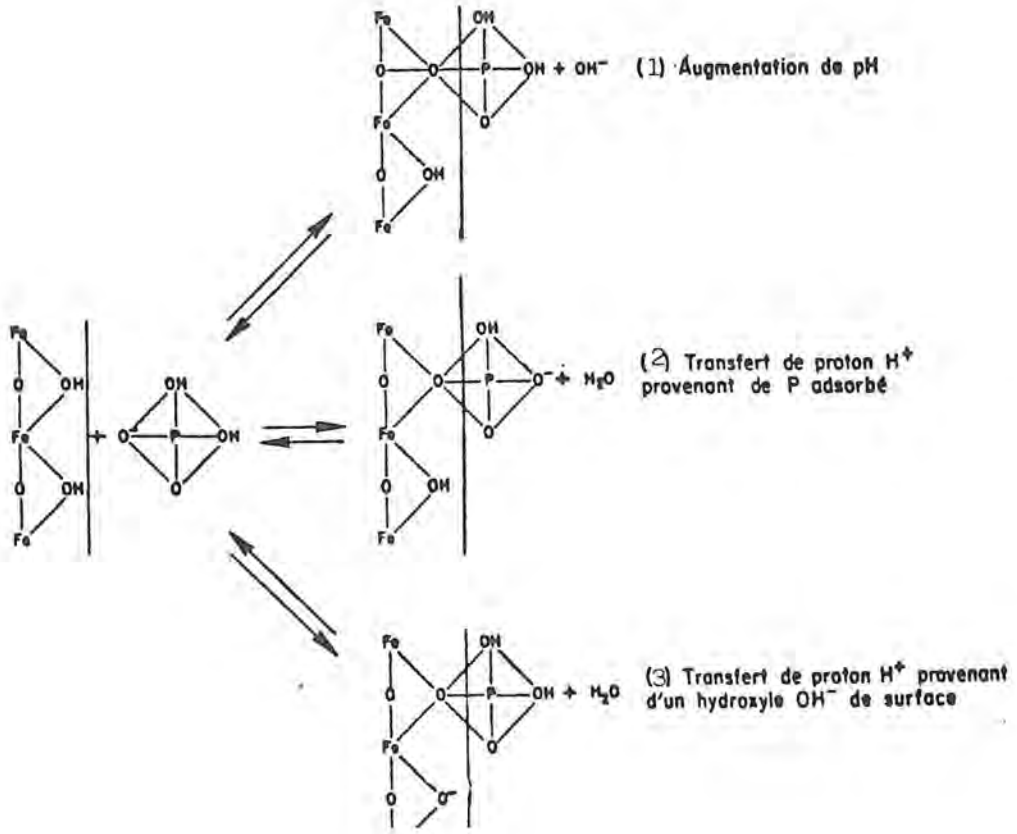
Ce même tableau montre que les résultats ici obtenus sur des échantillons de sols africains et malgaches entrent en moyenne (0,6mé/millimole P adsorbé) dans la gamme de ceux observés par UEHARA et MEKARU (1972) sur des sols ferrallitiques de Hawaii (0,8mé/millimole P).

On constate cependant de grands écarts dans les répercussions de l'adsorption de phosphore sur la création effective de charges additionnelles (0,27 à 1,32mé/millimole P) par unité de surface.

L'explication doit en être recherchée dans le mode d'adsorption des ions phosphates.

Selon BOLT (1978), l'adsorption à la surface d'une goethite peut se faire selon les trois situations rappelées dans la figure 2 ci-dessous.

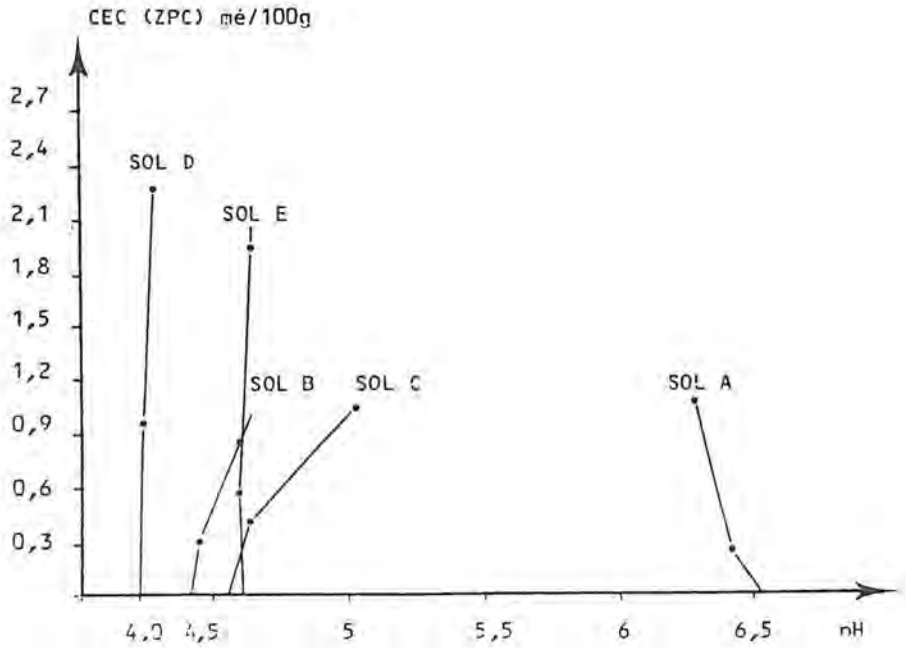
Fig. 2 : Modes de fixation de $H_2PO_4^-$ à la surface d'une goéthite (BOLT, 1978)



Le premier mode de fixation n'entraîne pas de création de charge mais, par contre, induit une certaine alcalinisation du milieu à la suite de la libération d'un hydroxyle .

L'adsorption de P sur les échantillons B et C paraît relever prioritairement dans ce cas, car l'accroissement $\Delta\sigma$ est faible et le milieu Δ alcalinisé (cf figure 3).

Fig. 3 : Effet de l'adsorption P sur le pH et la CEC des échantillons étudiés.



On peut aussi remarquer que pour ces échantillons très acides une partie des ions $H_2PO_4^-$ sert à précipiter Al^{3+} sous forme de phosphate d'alumine. Ces ions n'interviennent donc pas dans le processus de création de charge.

Les modes d'adsorption (2) et (3) de la figure 3 semblent être ceux qui prévalent dans le cas des échantillons D et E pour lesquels on observe un net accroissement $\Delta\sigma$ sans variation de pH du milieu.

Il est clair cependant que le cas du sol A (fort accroissement de $\Delta\sigma$ et acidification du milieu) n'est pas expliqué par ce modèle.

Le fait est cependant connu et a déjà été relevé (PIERI, 1977).

BOWDEN et al. (1980), dans leur étude, montrent que l'on doit faire intervenir dans ce processus d'adsorption d'ions phosphates, la forme HPO_4^{--} qui apparaît en équilibre dans les sols avec la forme monovalente, pour des valeurs de pH du sol voisines de 6 :

$$H_2PO_4^- \rightleftharpoons HPO_4^{--} + H^+$$

Avec des modes d'adsorption du type (2) et (3) on pourrait obtenir ainsi par millimole de P adsorbée des accroissements $\Delta\sigma$ supérieurs à 1 mé, la charge par mole adsorbée étant maximum sur goethite dans un domaine de pH compris entre 6,5 et 7.

3. 3. - Comparaison avec les résultats obtenus en champs fertilisés

Les résultats du tableau 6 illustrés par les figures 4 confirment l'effet réduit, mais mesurable, de la fumure phosphatée sur l'accroissement de la CEC_v de ces types de sols ferrallitiques du Bénin et de Madagascar.

Tableau 6 : Effet de la fumure phosphatée sur la CEC de quelques sols tropicaux.

Origine	Fertilisation F_2O_5 cumulée	pH eau échantillon (0-20cm)	PCN	CEC_v mé/100g	Δ CEC_v mé/100g
BENIN			---	-------	-------
- Meridjonou	0	4,2	3,85	0,4	-
	560 (6ans,12cultures)	4,4	3,38	1,6	1,2
- Hinvi	0	4,9	3,38	1,4	-
	560	5,1	3,05	2,2	0,8
MADAGASCAR					
- Matsiatra	0	4,8	4,17	0,7	-
	1000 (1 seul apport)	5,48	4,03	2,0	1,3

La comparaison ne peut cependant être faite en toute rigueur entre ce qui a été obtenu en laboratoire où l'on ne faisait intervenir que l'adsorption de P, et ce qui a été mesuré aux champs où plusieurs phénomènes se sont surimposés : acidification des sols des essais du Bénin, certainement en raison des apports répétés d'engrais azotés sur les 12 cultures consécutives de maïs, et action au contraire légèrement alcalinisante des phosphates tricalciques très solubles du Maroc apportés à très forte dose.

D'un point de vue physico-chimique strict, on constate bien cependant un déplacement du PCN vers des valeurs plus acides, ce qui rejoint les résultats de laboratoire.

Enfin, d'un point de vue agronomique, il convient de souligner que même dans des sols à très faible surface spécifique comme ceux du Bénin, une simple fumure phosphatée apportant $45P_2O_5$/ha/cycle (2 cultures par an) a induit un accroissement significatif de la CEC_v, et en définitive du même ordre de grandeur que ce qui a été mesuré sur un sol contenant 4 fois plus d'éléments fins.

1V - CONCLUSION

Comme plusieurs auteurs l'ont déjà montré, l'adsorption des ions phosphates à la surface de colloïdes à charges variables très fréquents dans les sols tropicaux, a pour conséquence un accroissement de la CEC de ces sols.

Sur des sols ferrallitiques africains (Bénin, Ethiopie) et malgaches de tels résultats ont été confirmés, bien que les accroissements mesurés restent très modestes en valeur absolue (de 0,3 à 2,2 mé|100g).

On a constaté que chaque millimole P adsorbée par ces sols y induit en moyenne un surplus de charge de 0,6mé avec, cependant, de très grande variation d'un sol à l'autre.

C'est ainsi que dans un sol ferrallitique du Bénin (Meridjonou) à très faible surface spécifique ($6,1 m^2|g$) et un sol ferrallitique acide de Madagascar (Ambohimandroso) à surface spécifique plus élevée ($44,1 m^2|g$) on a mesuré, pour des quantités de P fixé$|m^2$ équivalentes (respectivement $5,6\ 10^{-4}$ et $7,2\ 10^{-4}$ millimole$|m^2$), des accroissements de densité de charge nette de surface $\Delta\sigma$ très différents (respectivement 1,32 et seulement 0,27 mé|millimole P fixé).

Il semble que ces différences d'efficacité de l'adsorption des phosphates dans le processus de création de charge de surface soient imputables , d'une part à la présence d'ions Al^{3+} favorisant la précipitation de phosphate d'alumine stable et, d'autre part, aux types d'adsorption des ions $H_2PO_4^-$, voire HPO_4^{--} qui, dans le meilleur des cas, induiraient un accroissement $\Delta\sigma$ supérieur à 1 charge équivalente par mole P adsorbée.

La conclusion pratique de cette étude reste que, s'il est vérifié - y compris par des essais aux champs - que l'on peut accroître la CEC des sols par la fertilisation phosphatée, ces accroissements seront toujours assez limités.

REFERENCES CITEES

AYERS A.S. et H.H. HAIGHARA - 1953 - Effect of the anion on the sorption of potassium by some humic and hydro humic latosols. Soil Sci. Soc. Amer. Proc 75 : 1-17.

BOLT G.H. - 1978 - Soil Chemistry. Vol B : Physico-chemical Models Elsevier Scientific, Amsterdam, 479 p.

BOWDEN J.W - S. NAGARAJAH - N.J. BARROW - A.M. POSNER and J.P. QUIRK - 1980 - Describing the adsorption of phosphate, citrate and selenite on a variable - charge mineral surface.
J. AUST - Soil. Res. - 1980 - 18, 49-60.

FALLAVIER P.- D. BABRE, M. BREYSSE (A paraître) - Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) des sols tropicaux acides.

FOX R.L. et E.J. KAMPRATH - 1970 - Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils - Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34 (5) : 902 - 907.

GILLMAN G.P. et R.L. FOX - 1980 - Increases in the cation exchange capacity of variable charge soils following superphosphate applications. Soil Sci. Soc. Am. J. A 4 : 934 - 938.

MEKARU T. and G. UEHARA - 1972 - Anion adsorption in ferruginous tropical soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 36 : 286 - 300.

PIERI C. - 1977 - Minéralogie et propriétés de surface de deux sols sableux du Sénégal. - Agro. trop. vol XXXVl - 4 : 339 - 351.

ROBERT M. et D. TESSIER - 1974 - Méthode de préparation des argiles des sols pour des études minéralogiques.
Ann. Agro 25 (6) : 859 - 882.

SEGALEN P. - 1968 - Note sur une méthode de détermination des produits minéraux amorphes dans certains sols à hydroxydes tropicaux.
Cah. ORSTOM - Série Pédologie, Vol Vl, n° 1 : 105 - 125.

VAN RAIJ B et. PEECH M. - 1972 - Electro-chemical properties of some oxisols and alfisols of the tropics. Soil Sci. Am. Proc. 36 : 593.

ATP DYNAMIQUE DES CATIONS

18-19 décembre 1984 - MONTPELLIER

Rôle du calcium provenant des phosphates naturels

par TRUONG Binh

ASPECT QUANTITATIF

Les phosphates naturels sont généralement de type tricalcique contenant une proportion importante de calcium, de 30 à 35 % de CA. Le tableau I donne une comparaison des teneurs en phosphore et en calcium des principaux gisements d'Afrique de l'Ouest.

Ainsi une fumure phosphatée sous forme de phosphates naturels apporte deux fois plus de calcium que de phosphore, quantité appréciable compte-tenu des besoins en calcium des sols tropicaux pour compenser les exportations par les plantes et les pertes par lixiviation.

S'agissant des phosphates naturels, souvent peu solubles, il importe de vérifier la disponibilité du calcium.

ASPECT QUALITATIF

Un essai en vases de végétation sur un sol ferrallitique des hauts plateaux de Madagascar (AMBOHIMANDROSO), avec double marquage au 32P et 45Ca, montre que l'évolution du calcium à travers la valeur L (dilution isotopique et l'alimentation de la plante suit de près celle du phosphore (Tabl. 2 et 3).

Tous les paramètres établissent le même classement des phosphates MATAM > TOGO > KODJARI.

L'attaque partielle du phosphate de KODJARI, relativement dur, montre que la solubilisation des deux éléments est très corrélative à travers différents taux d'attaque et types de sols (Tabl. 4 et 6).

REACTION DANS LE SOL

Les phosphates naturels, même à fortes doses, n'ont pas provoqué d'augmentation de pH du sol. A la différence des amendements calcaires ($Ca(OH)_2$), les phosphates ne créent pas beaucoup d'anions OH^-, mais procurent un accroissement de charge nette de surface et entraînent une augmentation de la capacité d'échange cationique (CEC).

Dans ces conditions, peut-on apporter un amendement calcaire pour relever le pH du sol en même temps que des phosphates naturels ? Un essai sur le sol d'AMBOMIMANDROSO montre que la solubilisation des phosphates naturels est favorisée par l'acidité du sol et que le relèvement du pH pénalise fortement cette solubilisation (graphiques 1 et 2).

CONCLUSION

Les phosphates naturels apportent des quantités appréciables de calcium qui se solubilise et participe à la nutrition des plantes dans les mêmes proportions que le phosphore.

Cependant, il ne faut pas compter sur ce calcium pour relever le pH du sol.

Un apport simultané d'amendements calcaires et de phosphates naturels pénalise la solubilisation des derniers.

TABLEAU 1 : PHOSPHATES D'AFRIQUE DE L'OUEST

COMPARAISON DES TENEURS EN PHOSPHORE ET EN CALCIUM

ÉLÉMENTS / PHOSPHATES	% P	% CA
ARLI	13,4	34,0
KODJARI	13,1	32,0
MATAM	12,8	35,5
TAHOUA	15,0	32,0
TAIBA	15,9	32,0
TILEMSI	12,2	30,8
TOGO	15,4	26,0

TABLEAU 2 : ESSAI SUR SOL D'AMBOHIMANDROSO

ACTION DES PHOSPHATES NATURELS SUR LA VALEUR L DU PHOSPHORE ET DU CALCIUM

	PHOSPHORE		CALCIUM	
	VALEUR L PPM	SURCROÎT	VALEUR L PPM	SURCROÎT
TEMOIN SANS PHOSPHATE	52	-	183	-
KODJARI DOSE 100 PPM DE P	85	33	230	47
MATAM 21 " "	123	71	286	103
TOGO " "	114	62	274	91

TABLEAU 3 : ESSAI SUR SOL D'AMBOHIMANDROSO

ACTION DES PHOSPHATES NATURELS SUR L' EXPORTATION DU PHOSPHORE ET DU CALCIUM PAR L'AGROSTIS - SOMME DE 2 COUPES

ÉLÉMENTS / TRAITEMENTS	PHOSPHORE PPM	CALCIUM PPM
TÉMOIN SANS PHOSPHATE	9	41
KODJARI DOSE 100 PPM DE P	18	56
MATAM 21 "" ""	26	71
TOGO "" ""	23	65

TAB.4 : PHOSPHATE DE KODJARI PARTIELLEMENT ATTAQUÉ

COEFFICIENT D'ASSIMILABILITÉ PAR RAPPORT AU SUPERTRIPLE (SOMME DE 2 COUPES)

SOLS / TRAITEMENTS	SARIA	FARAKO-BA	AMBOHIMANDROSO
BRUT	19	5	35
ATTAQUÉ À 29 %	47	39	42
ATTAQUÉ À 65 %	69	55	53

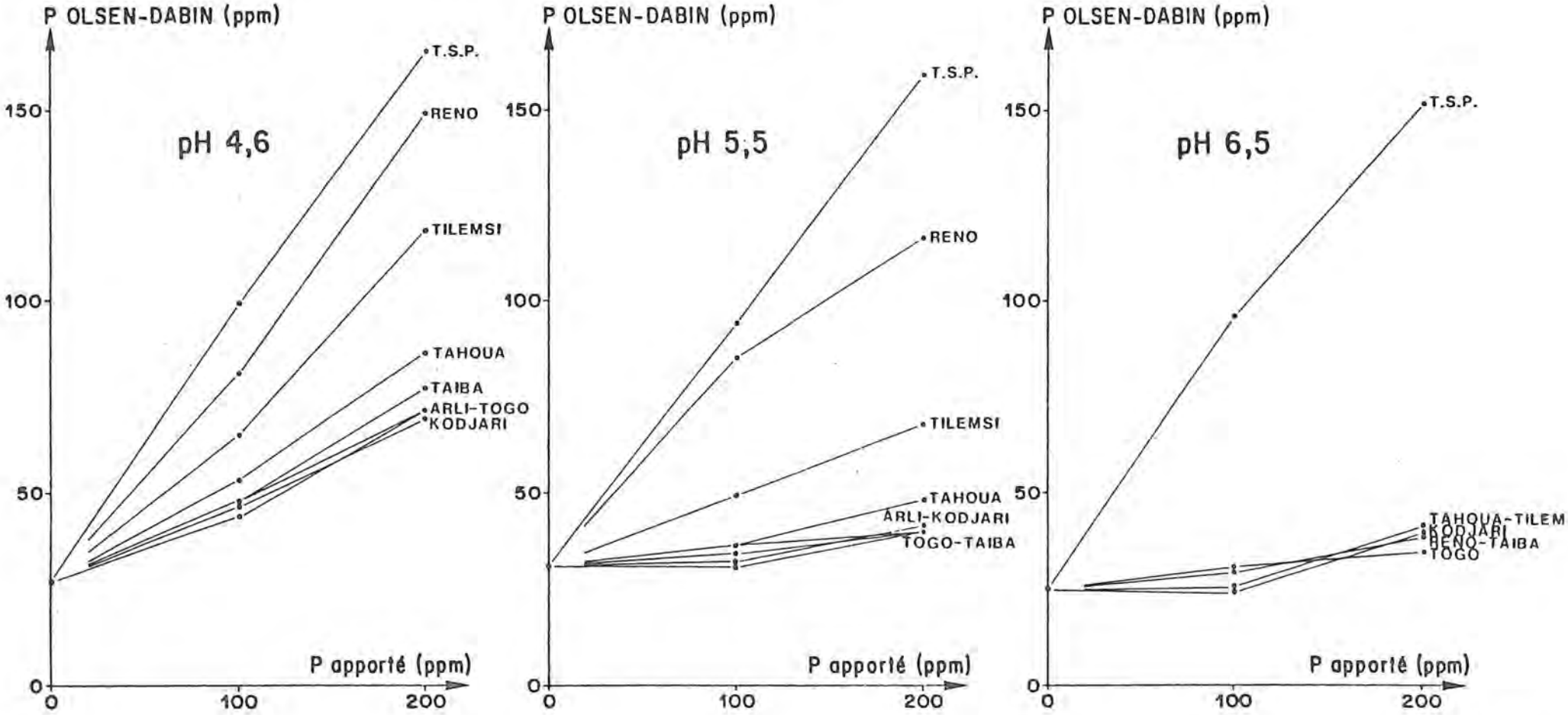
TAB.5 : PHOSPHATE DE KODJARI PARTIELLEMENT ATTAQUÉ

SURCROÎT DE VALEUR L DU CALCIUM PAR RAPPORT AU SOL TÉMOIN, EN PPM

SOLS / TRAITEMENTS	SARIA	FARAKO-BA	AMBOHIMANDROSO
BRUT	10	7	47
ATTAQUÉ À 29 %	38	29	77
ATTAQUÉ À 65 %	75	63	104

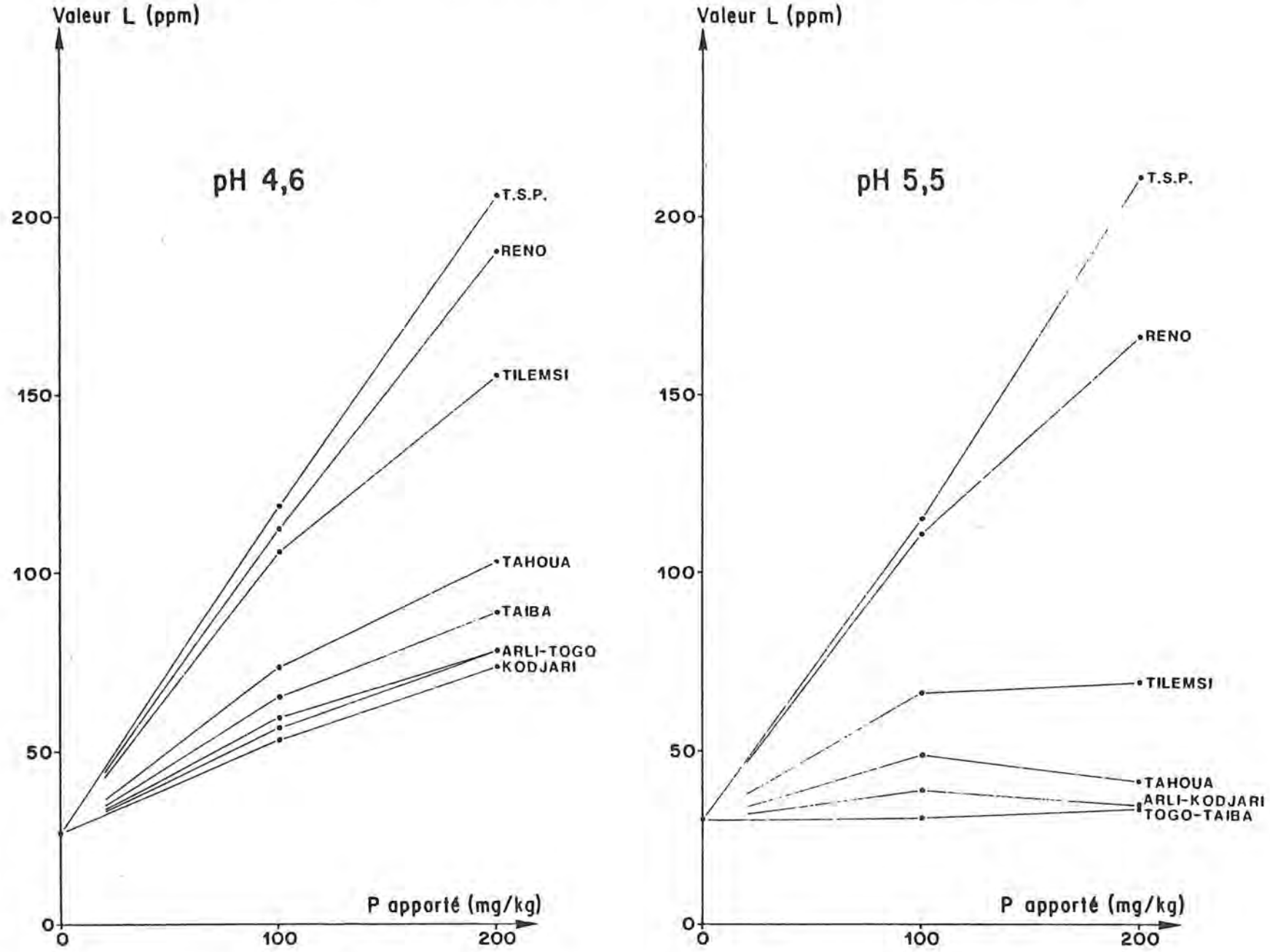
GRAPHIQUE 1

SOLUBILISATION DES PHOSPHATES - METHODE CHIMIQUE



GRAPHIQUE 2

SOLUBILISATION DES PHOSPHATES - METHODE ISOTOPIQUE - PREMIERE COUPE



ESSAI D'UNE TECHNIQUE DE MISE EN EVIDENCE DES FORMES DE POTASSIUM LES PLUS LABILES

M. BREYSSE - P. FALLAVIER

L'analyse du potassium du sol est l'un des éléments de jugement nécessaire à l'agronome pour établir une politique de fumure.

Les seules analyses du potassium total et du potassium échangeable ne sont en général pas suffisantes, compte tenu des nombreuses formes présentes dans le sol qui participent d'une façon ou d'une autre à l'alimentation de la solution du sol où puisent les racines (figure 1 : J. QUEMENER, 1975.).

De nombreuses méthodes et techniques sont utilisées pour mieux apprécier la capacité d'un sol à fournir du potassium aux plantes : potassium échangeable par divers cations, dilution isotopique, mesure du facteur intensité, pouvoir tampon, mobilité des réserves du potassium non échangeable par des cultures en pots ou à l'aide d'extraction par des solutions acides, extractions par résines, etc.... L'article de J. QUEMENER, cité plus haut, fait un point complet sur la question.

Une autre démarche consiste à mesurer quantitativement des caractères intrinsèques du sol : constantes thermodynamiques d'échange entre K et d'autres ions, vitesses de dissolution de composés potassiques, qui sont indépendantes des méthodes utilisées.

Deux techniques complémentaires sont utilisables : réalisation d'isothermes d'échange entre le potassium et d'autres cations.

.../..

Le traitement thermodynamique décrit par exemple dans SPOSITO, 1981, conduit au calcul des constantes d'échange d'une part, d'autre part, on peut en tirer la courbe de variation des coefficients d'activités surfacique des cations cours de l'échange. Ils évaluent le degré de liberté de l'ion fixé et varient en fonction de l'énergie de liaison des sites de fixation. Ce type de courbe peut être utilisée pour mettre en évidence les différents types de sites mis en jeu au cours de l'échange. On trouvera dans la thèse de JF. OUVRY quelques exemples de traitements thermodynamiques d'isothermes d'échange.

La deuxième technique utilisable, qui fait l'objet de cette présentation mesure la vitesse d'extraction du potassium par l'eau ou une solution saline très diluée.

I - MATERIEL ET METHODES

I-1 Les sols utilisés sont sommairement présentés par les résultats d'analyses du tableau I. Le complexe absorbant a été mesuré par la méthode au chlorure de cobaltihexammine.

I-2 La percolation ascendante est réalisée à l'aide du montage décrit par la figure 2. Le sol est légèrement tassé lors de la mise en place de la colonne.

Le débit est fixé à 1 ml/mn et maintenu constant grâce à la pompe péristaltique d'après JARDINE ET SPARKS (1984) le débit entre 0,5 et 1 ml n'a pas d'influence sur les résultats obtenus. On a constaté qu'il ne variait pas au cours de la percolation qui est poursuivie pendant 8 heures. Le potassium des aliquots prélevés en sortie de colonne est dosé par émission de flamme. Le rapport sol/solution très élevé que l'on atteint dans ce type d'extraction évite les problèmes de sensibilité du dosage pour les faibles quantités de potassium extraites.

I-3 Considérations théoriques

La littérature indique que la cinétique d'extraction du potassium suit une loi du 1er ordre, c'est-à-dire que la vitesse d'extraction est proportionnelle à la quantité de potassium susceptible d'être extraite restant dans le sol, et ceci quelque soit le temps t (SPARKS, JARDINE, 1981). En appelant Ko le potassium extractible présent sur le sol au temps t = 0, et K le potassium

.../..

restant au temps t, la loi du 1er ordre se traduit par Log $\frac{K}{Ko}$ = k.t, ou $K = Ko\ e^{kt}$.

k, constante de vitesse, intègre en fait plusieurs constantes liées à la vitesse de réaction proprement dite et à différentes vitesses de difusion de l'ion potassium. Quand ce sont les phénomènes de diffusion qui limitent l'extraction, $\frac{K}{Ko}$ varie linéairement en fonction de Vt. (SIVASUBRAMANIAN, TALIBUDEEN, 1972).

Quand un seul site libère du potassium, le tracé de Log $\frac{K}{Ko}$ en fonction de t est une droite dont la pente est k, en h^{-1}. Ko, qui est la quantité totale de potassium qui sera extraite lorsque t tend vers l'infini est obtenu par extrapolation en ajustant K = f(t) à une fonction du type $K = \frac{a.Ko\ t}{b+at}$ où a et b sont deux constantes.

Quand plusieurs sites fournissent simultanément du potassium à la solution, le tracé de Log $\frac{K}{Ko}$ en fonction de t fait apparaître plusieurs segments de droite mais on ne peut pas déduire de la pente de ces segments les valeurs de k et Ko correspondant à chaque site, sauf si les caractéristiques des sites sont très différentes. Les figures 3 et 4 montrent les courbes obtenues dans les deux cas (résultats d'une simulation).

Le but de l'étude présentée est de tester la méthode décrite en 1-2 du point de vue pratique et théorique.

2 - RESULTATS ET DISCUSSION

Pour chaque échantillon, outre les mesures des formes de potassium (K extrait à l'eau, K échangeable par $CaCl_2$ N/100, K total - extrait par le mélange HF + $HClO_4$ -, K échangeable par l'ion cobaltihexammine, K non échangeable extrait par HNO_3) et la CEC, on a mesuré le temps de demi-extraction t1/2 ainsi que les constantes approximatives de vitesse d'extraction à l'eau et $CaCl_2$. Le tableau 2 contient ces résultats.

2-1 Sol de Pueblo

Les courbes Log $\frac{K}{Ko}$ = f(t) font apparaître un seul site fournisseur de potassium. Dans le cas de l'extraction par $CaCl_2$, on obtient en effet une droite. L'extraction à l'eau donne une courbe quasiment droite. La courbure observée après 6 à 7 heures de percolation correspond à une sous estimation du potassium extractible au temps infini.

La courbe du pourcentage extrait en fonction de $\sqrt{t}$ montre que c'est la vitesse de diffusion du potassium dans le sol (ou les argiles du sol) qui gouverne l'extraction du potassium. Ce résultat paraît cohérent avec la minéralogie de ce sol : 50 % d'argile constituée de montmorillonite (figure 5 et 6).

2-2 Sol de Lamé

L'extraction à l'eau semble indiquer l'existence de deux sites, mais le temps (environ 1 heure) correspondant à l'épuisement du premier site est le temps nécessaire au renouvellement du volume des pores de la colonne de sol. On peut supposer que le potassium recueilli pendant ce temps est le potassium initialement présent dans la solution du sol ou susceptible d'être immédiatement solubilisé. Au delà de une heure, un site fournit du potassium selon une cinétique de 1er ordre.

L'extraction par $CaCl_2$ N/100 montre nettement deux sites. Le premier site englobe probablement les deux formes extraites à l'eau. Le deuxième site a une constante de vitesse plus faible que celle observée dans le cas de l'extraction à l'eau ; cela signifie que ce site n'est pas concerné par l'extraction à l'eau et correspond à des sites retenant du potassium échangeable (figure 7). On admet que la kaolinite, constituant principalement des minéraux argileux de ce sol présente deux types de site : bordure des cristaux, expaces interfeuillet.

On remarquera que, dans ce sol, il y a plus de potassium soluble à l'eau que de potassium réellement échangeable. La constante de vitesse très élevée suggère que le potassium échangé par $CaCl_2$ vient des extrémités des cristaux de kaolinite.

La figure 8 montre deux segments de droite successifs semblant indiquer que c'est la vitesse de diffusion des ions dans la colonne de sol, puis au voisinnage immédiat des colloïdes du sol (peut être dans la couche diffuse) qui limite la vitesse d'extraction de K.

.../..

Le temps t1/2 est très court et confirme l'incapacité de sol à retenir la potassium.

2-3 Sol de Aek-Loba

Ce sol contient principalement de la gibbsite. Les extractions à l'eau et à $CaCl_2$ ne mettent pas en évidence des sites très différents. Les deux courbes en S montrent qu'il faudra prolonger l'extraction au delà de 8 heures pour avoir une meilleure approximation du potassium libérable au temps infini (figure 9).

2-4 Sol de Bebedja

Pour les quatre échantillons étudiés (fumure complète, fumure complète sauf potassium, témoin et sol non cultivé), les courbes d'extraction présentent des allures identiques. Il existe une proportion de potassium soluble importante, représentant 1/3 du potassium dit échangeable (en fait soluble + échangeable).

Environ 1/5 du potassium soluble vient du potassium initialement en solution, extrait au bout d'une heure.

L'extraction par $CaCl_2$ fait apparître deux sites très différents, à rapprocher de la composition minéralogique de ces sols (kaolinite + illite).

Le sol non cultivé présente cependant une courbe d'extraction à l'eau différente: la fraction du potassium initialement solubilisé n'apparait pas.

Après une heure, la courbe devient identique à celles obtenues dans les trois traitements (figures 10 à 13).

Les traitements ont un effet significatif sur les valeurs de K soluble à l'eau et K échangeable. Bien qu'aucune répétition n'a été faite dans cette expérience, d'autres percolations sur colonne nous ont montré que la précision sur les quantités extraites est grande (de l'ordre de 1 à 2 µeq/100 g), essentiellement parce qu'il s'agit de quantités cumulées.

Le K échangeable par $CaCl_2$ est identique pour le témoin et la bordure : on voit que l'apport d'une fumure sans K a néanmoins augmenté de façon importante le K échangeable. Du potassium "rétrogradé" a été libéré sous une forme plus facilement extractible.

.../..

On observe le même phénomène sur les valeurs de K extrait à l'eau avec de plus une différence entre le témoin absolu et la bordure, peut-être dûe à l'absorption de K par la plante dans le témoin absolu.

3 - CONCLUSIONS

La technique utilisée répond aux objectifs fixés : elle permet de mettre en évidence des sites différents capables d'alimenter la solution du sol : on peut distinguer essentiellement trois formes : K initialement présent dans la solution du sol, K extractible à l'eau, K facilement échangeable.

Ces trois formes correspondent au potassium présent dans les couches décrites par les modèles : solution du sol, couche contenant les complexes retenus par simple attraction électrostatique (GILLMAN, 1982).

Le passage entre ces formes est très rapide et limité principalement par la vitesse de diffusion des cations K dans ces couches au voisinage des colloïdes du sol.

Les traitements agronomiques et la culture des plantes modifient la répartition du K entre ces formes.

Les premiers résultats obtenus semblent cohérents avec la minéralogie des sols. La cohérence de ceux-ci avec d'autres techniques (isothermes d'échange notamment) n'a pas été étudiée ici : elle devrait permettre de mieux expliquer les résultats trouvés et d'en tirer une technique de semi-routine reposant sur des considérations plus théoriques et moins conventionnelles que les techniques employées d'habitude.

-=-=-=-=-=-=-=-

BIBLIOGRAPHIE SOMMAIRE

SPOSITO 1981 - Thermogynamics of soil solution
Oxford Press

GILLMAN GP 1982 - In VARISOL , n° 3, p 2

OUVRY JF 1985 - Thèse docteur ingénieur - sous presse

QUEMENER J 1975 - Analyse du potassium dans les sols
Document SCPA, 26 p

SIVASUBRAMANIAN S, TALIBUDEEN O - 1972 - Potassium - aluminium exchange in acid soils. I kinetics
J. Soil Sci., 23 : 163-176

JARDINE PM, SPARKS PL - 1984 - Potassium - calcium exchange in a multireactive soil system. I kinetics
Soil Sci. Sox. Am., 48 : 39-45

	pH	ARGILE %	M.O. %	K. ECH. meq/100 g	CEC meq/100 g
LAME (C.I.)	4.65	7.0 Kaolinite	1.56	0.05	1.07
AEKLOBA (Indonésie)	5.2	22.7 Gibbsite + feldspath	2.14	0.10	2.15
PUEBLO NUEVO (Equateur)	4.8	49.6 Montmorill.	2.26	0.24	25.7
BEBEDJA (Tchad) TEMOIN	7.1	6.9 Illite + Kaclinite	1.48	0.20	5.8
FUMURE COMPLETE	6.8	8.8	1.57	0.42	5.8
FUMURE COMPLETE - K	7.0	8.7	1.59	0.31	6.35
BORDURE	7.2	7.7	1.43	0.21	5.55

Tableau 1

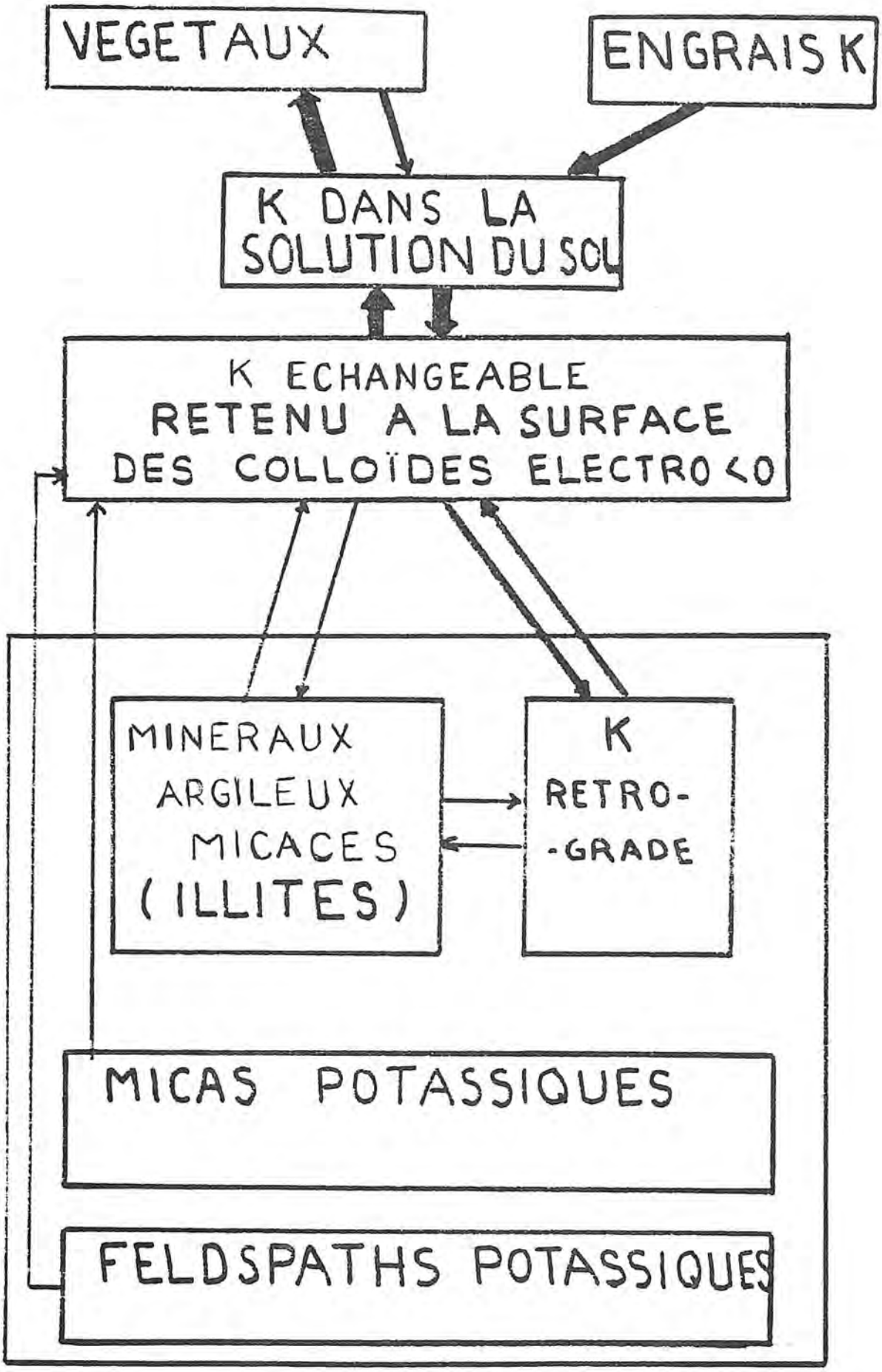

VEGETAUX
ENGRAIS K
K DANS LA SOLUTION DU SOL
K ECHANGEABLE RETENU A LA SURFACE DES COLLOÏDES ELECTRO <0
MINERAUX ARGILEUX MICACES (ILLITES)
K RETRO-GRADE
MICAS POTASSIQUES
FELDSPATHS POTASSIQUES

Figure 1

	BEBEDJA				LAME	AEKLOBA	PUEBLO NUEVO
	T.A	FC	FC-K	Bord.			
K max eau (meq/100 g)	0.071	0.196	0.138	0.089	0.030	0.027	0.033
K max $Ca\ Cl_2$ (meq/100 g)	0.242	0.509	0.374	0.245	0.034	0.135	0.156
K total	3.91	3.97	4.04	3.70	0.99	57.0	8.78
K ech.	0.20	0.42	0.31	0.21	0.05	0.10	0.24
K "assim."	0.41	0.63	0.57	0.48	0.16	0.71	0.94
C.E.C.	5.80	5.80	6.35	5.55	1.07	2.15	25.7
t ½ h eau	4h	2h45	3h50	5h10	1h45	3h35	3h50
t ½ h $Ca\ Cl_2$	2h30	1h35	1h50	2h06	20 mn	7h30	14h
$k_1\ h^{-1}$ eau	- 0.5	- 0.5	- 0.5	- 0.13	- 0.1	- 0.8	- 0.16
$k_2\ h^{-1}$ eau	- 0.13	- 0.18	- 0.14	-	-	- 0.13	-
$k_1\ h^{-1}$ $CaCl_2$	- 0.4	- 0.5	- 0.5	- 0.5	- 3.0	- 0.11	- 0.05
$k_2\ h^{-1}$ $CaCl_2$	- 0.05	- 0.05	- 0.04	- 0.03	- 0.02	-	-

Tableau 2

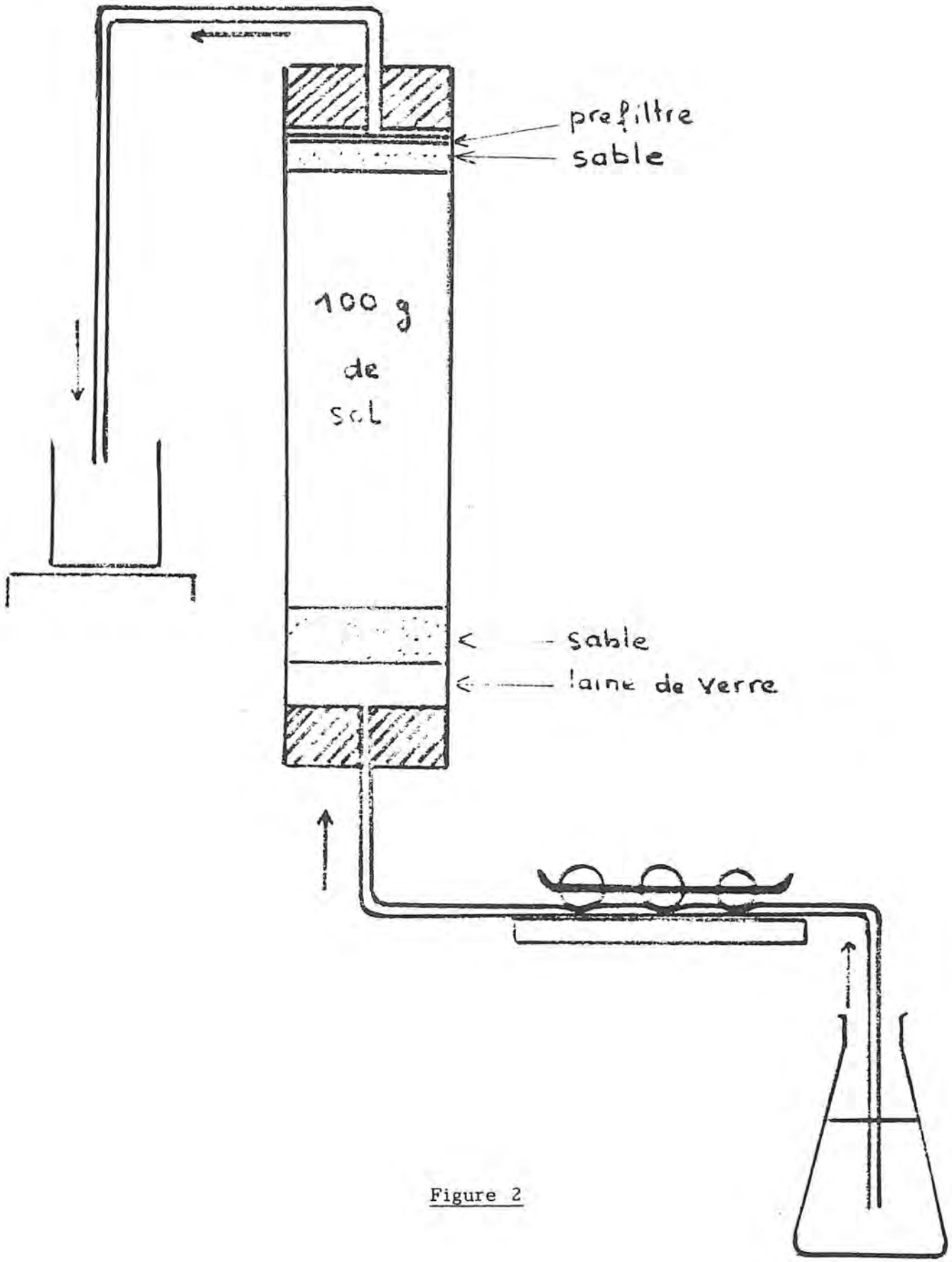


Figure 2

MODELES THEORIQUES A 2 COMPARTIMENTS LIBERANT DU POTASSIUM

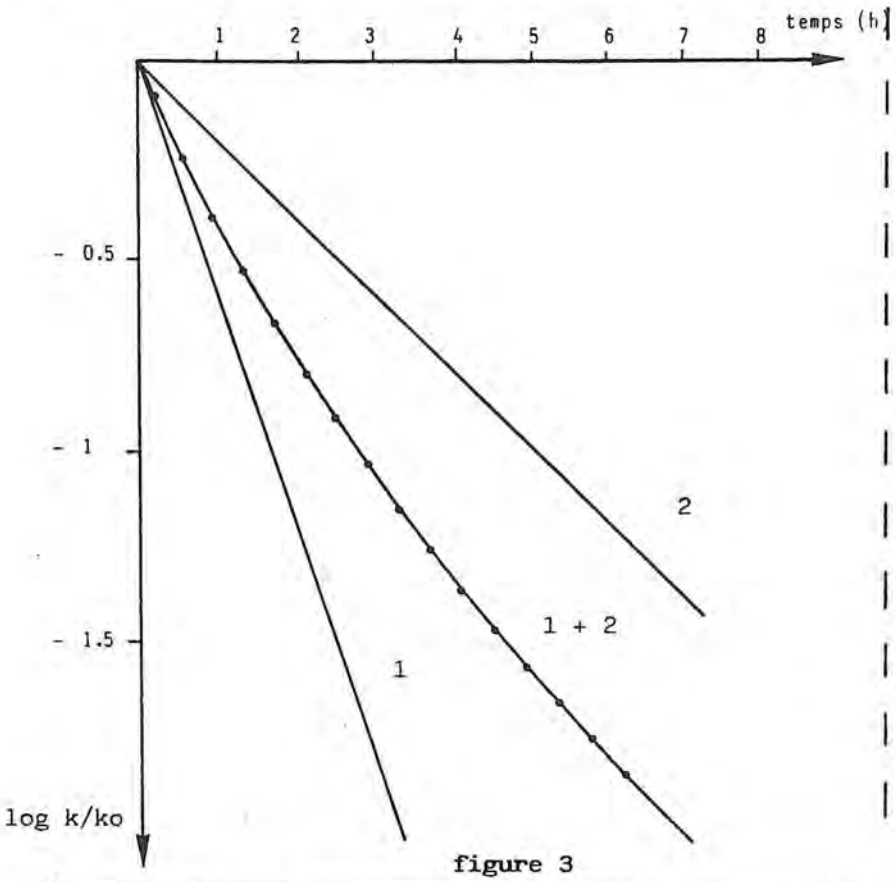


figure 3

1° - Cas de deux compartiments à vitesses de libération proches

1er site : $k1 = 0.6\ h^{-1}$

2ème site : $k2 = 0.2\ h^{-1}$

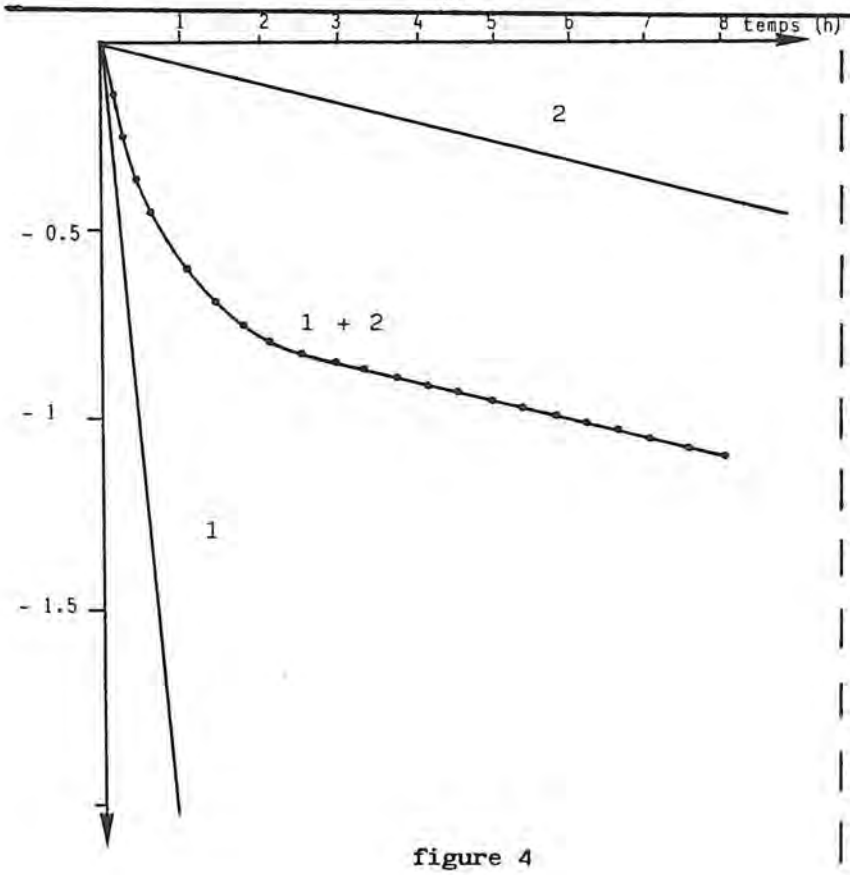


figure 4

2° - Cas de deux compartiments à vitesses de libération très différente

1er site : $k1 = +2\ h^{-1}$

2ème site : $k2 = -\ 0.05\ h^{-1}$

CINETIQUES DE LIBERATION DU POTASSIUM

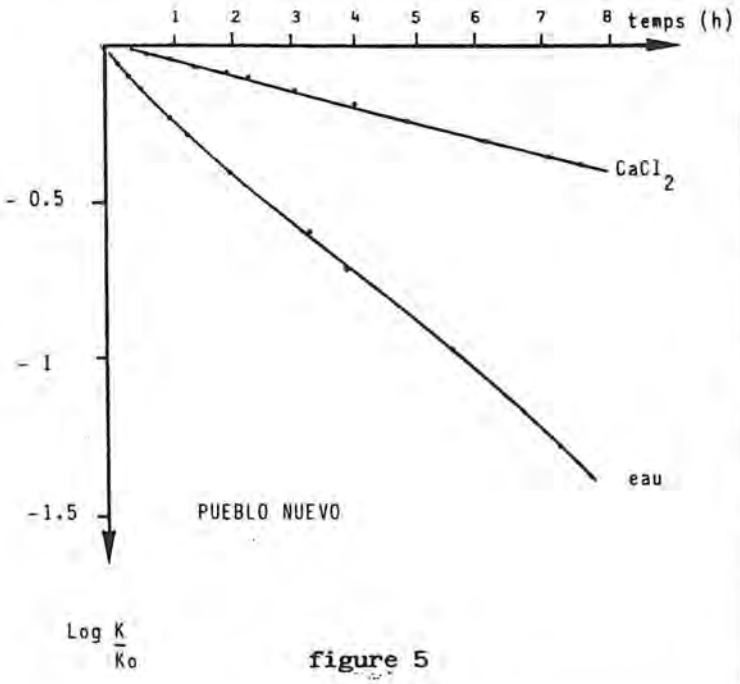


figure 5

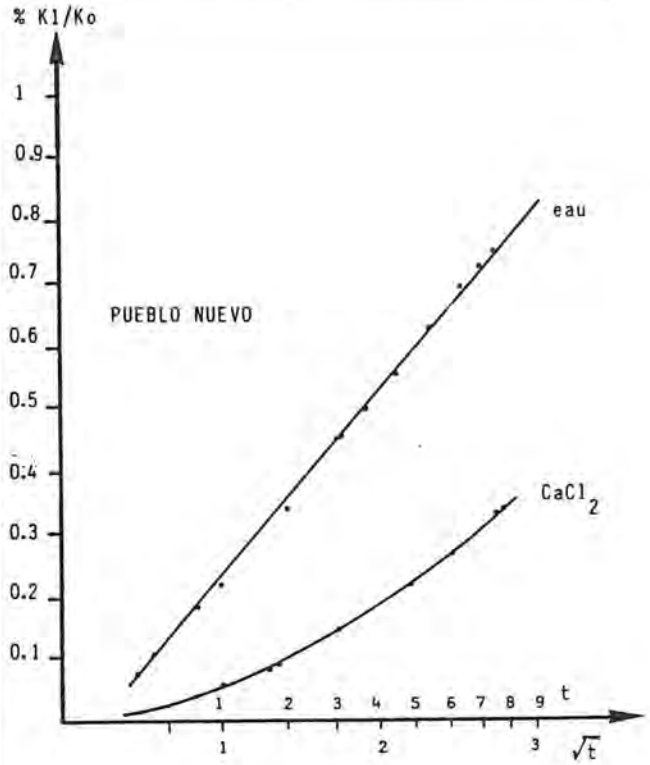


figure 6

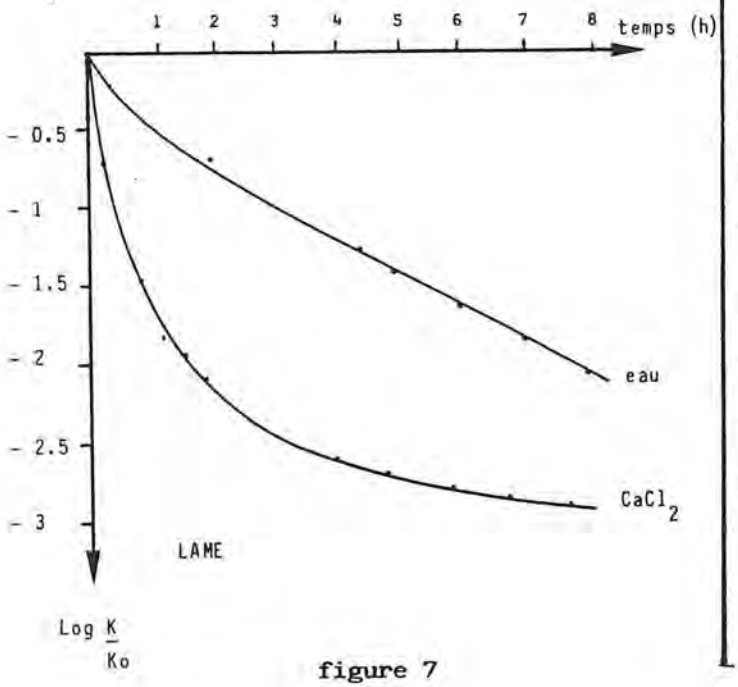


figure 7

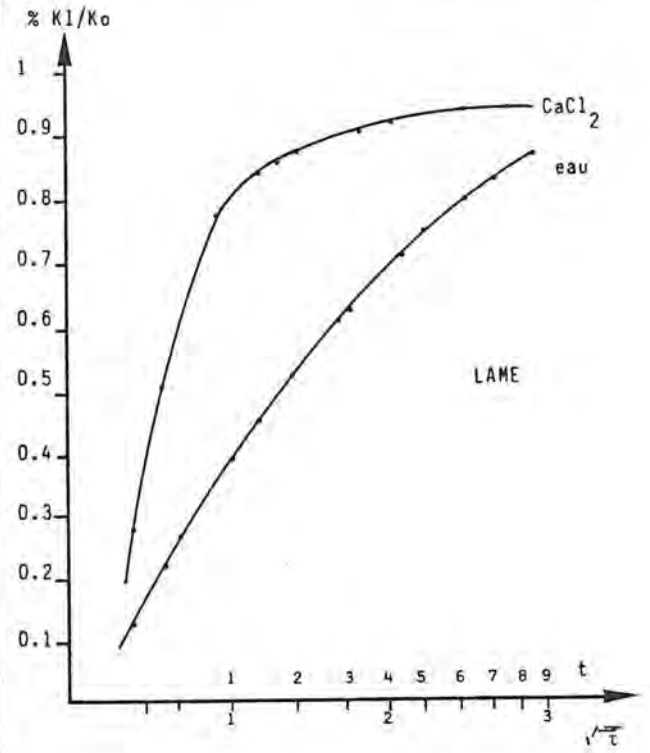


figure 8

CINETIQUES DE LIBERATION DU POTASSIUM

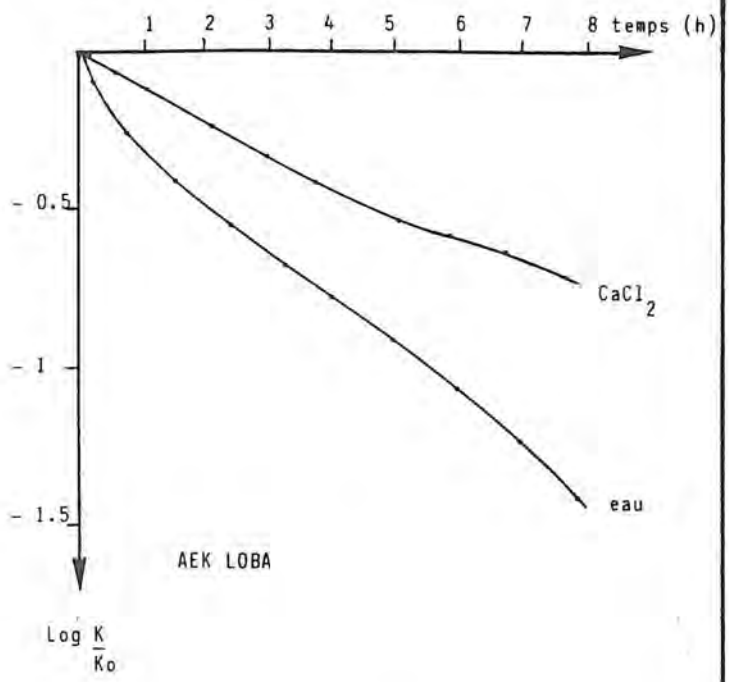


figure 9

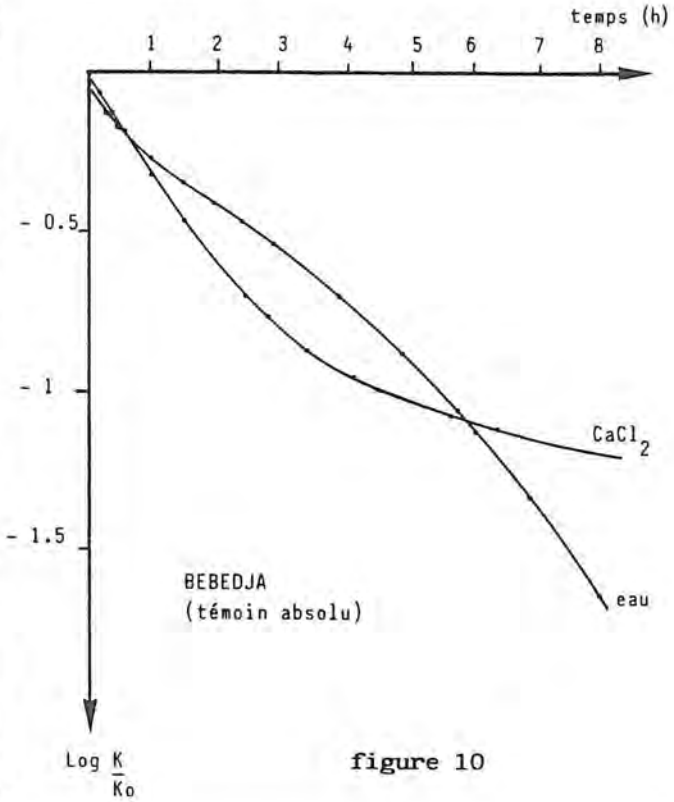


figure 10

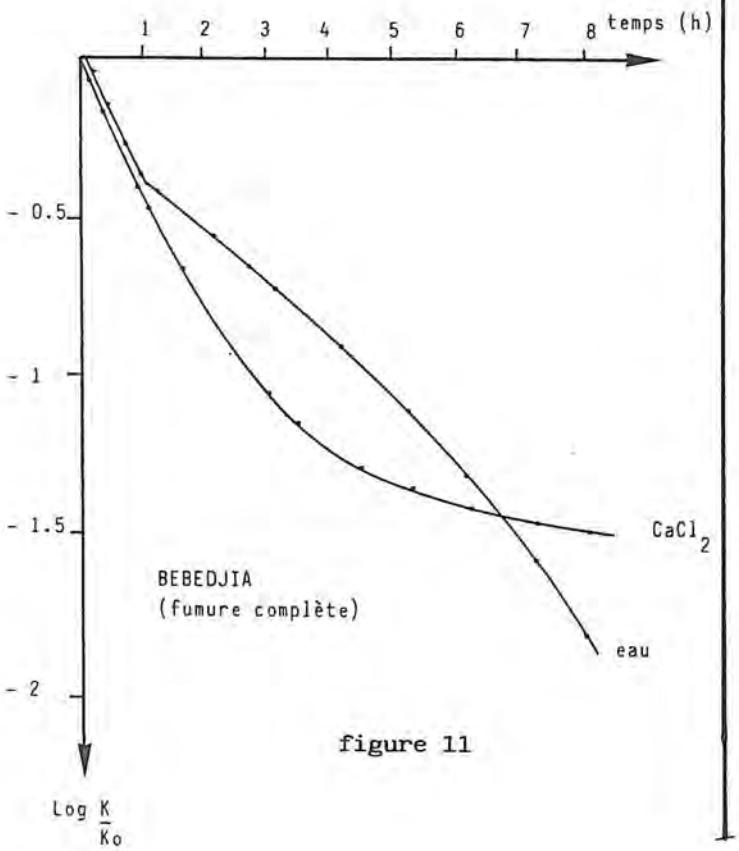


figure 11

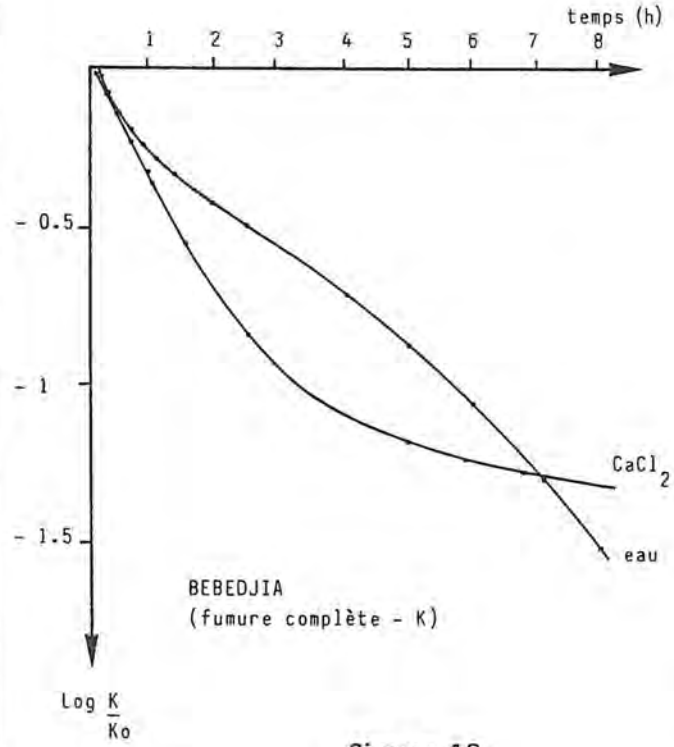


figure 12

CINETIQUE DE DISSOLUTION DU POTASSIUM DE DIVERS SOLS PAR ATTAQUE A CHAUD A L'ACIDE NITRIQUE NORMAL

R. OLIVER - D. DIARISSO

IRAT - Division d'Agronomie

Les études réalisées par de nombreux auteurs (GRIMME 1978, QUEMENER 1980, PIERI 1980) montrent que les teneurs en potassium total et échangeable ne suffisent pas à caractériser un sol du point de vue de sa fertilité potassique. Les essais de bilan potassique au niveau du sol réalisés à partir des résultats de détermination du potassium échangeable ou total ne donnent pas de résultats satisfaisants. Des "réactifs" permettant d'accéder, au moins en partie, aux réserves potassiques (tétraphényl borate de sodium, résines échangeuses d'ions, réactifs acides plus ou moins concentrés) sont utilisés pour les études concernant le potassium des sols et une revue complète en a été faite par J. QUEMENER.

L'analyse minéralogique détaillée, en mettant en évidence la présence de minéraux potassiques apporte des informations qualitatives importantes quant à la disponibilité des réserves en potassium du sol, mais cet "outil" n'est pas facilement accessible et l'interprétation des résultats est délicate (FEIGENBAUM 1975).

Le raisonnement de la fertilisation potassique impose la connaissance :

- de la taille des divers "compartiments" du sol susceptibles de contribuer à l'alimentation potassique des plantes,

- des équilibres régissant le réapprovisonnement des compartiments les plus accessibles (K soluble et/ou échangeable) à partir de ceux que l'on peut considérer comme des réserves plus ou moins disponibles.

Nous avons cherché, par l'emploi d'une variante de la méthode de HAYLOCK (1956), à déterminer quelques paramètres cinétiques et quantitatifs réflétant la disponibilité du potassium des sols les plus classiquement utilisés dans les essais agronomiques du GERDAT. La référence biologique nécessaire à l'interprétation des résultats (essais en vase de végétation) n'est pas encore disponible, aussi les résultats présentés ne porteront que sur les analyses chimiques et sur les connaissances acquises sur le terrain concernant la réaction des cultures à la fertilisation potassique.

II. - MODE OPERATOIRE

Les analyses ont été faites sur des échantillons de sol séché à l'air, tamisé à 2 mm et portent sur :

- l'analyse minéralogique de la fraction argileuse (*),
- le potassium soluble à l'eau (rapport sol/solution = 1/10),
- le potassium échangeable à l'acétate d'ammonium normal à pH 7,0 (*) et au chlorure de cobaltihexamine (*),
- le potassium total par attaque fluoroperchlorique du sol (*),
- le potassium solubilisé par action de l'acide nitrique normal (réactif de HAYLOCK, 1956) au bain-marie à 85° C pendant des temps d'attaque variant de 15 minutes à 8 heures (le potassium solubilisé à température ordinaire pendant 5 minutes par ce même réactif étant considéré commme représentatif de l'effet du réactif au temps zéro), le mode opératoire étant le suivant :

L'attaque est faite au bain-marie (85° C), dans des matras jaugés à 125 ml, le rapport sol/réactif d'attaque est de 1/10 (2 g de sol pour 20 ml de NO_3H 1N). Le temps d'attaque imparti étant achevé, l'échantillon est "trempé" par addition brutale d'environ 80 ml d'eau distillée puis refroidissement sous un jet d'eau courante. Le matras est ensuite ajusté à volume avec de l'eau distillée. La suspension est homogénéisée puis filtrée sur filtre lent et sec. Le potassium est déterminé par photométrie de flamme sur une aliquote du filtrat (temps 0-0.25 - 0.50 - 0.75 - 1 - 1.5 - 2 - 2.5 - 3 - 4 - 5 - 6 - 7 et 8 heures).

III. - RESULTATS

Les sols utilisés pour cette étude proviennent pour la plupart d'essais suivis par les agronomes du CIRAD, en bordure desquels ils ont été prélevés. Certains renseignements sur la réaction, vis-à-vis de la fertilisation potassique, des plantes qui y sont cultivées sont disponibles et figurent en annexe I. Les observations faites sont forcément fragmentaires et même caricaturales car il est difficile d'exprimer en quelques mots la complexité des réponses obtenues au champ ou dans des essais en vases de végétation. De plus, la diversité de situation des essais et des cultures obligent à ne considérer les résultats que comme une indication sommaire de la fertilité potassique.

3.1. Analyses classiques

Les sols utilisés appartiennent (sauf Njombe) aux sols ferrugineux tropicaux (Bambey, Thilmakha, Saria, Sikasso, Koporo, Tarna, Sefa, Kita) et aux sols ferrallitiques (Ampangabe, Niaouli, Hinvi, Ambohimandroso, Dabou, Divo, Boumango). Les résultats des analyses de caractérisation de ces sols sont présentés à l'annexe II qui illustre la diversité des situations étudiées.

L'analyse minéralogique des argiles montre, à côté de la kaolinite présente dans tous les sols :

- des illites (Koporo, Kita, Sikasso pour les sols ferrugineux tropicaux et Ambohimandroso, Dabou, Boumango pour les sols ferrallitiques),
- de la montmorillonite (Bambey, Sikasso),
- des minéraux interstratifiés (Ambohimandroso).

(*) analyses réalisées par le laboratoire commun d'analyses des sols du CIRAD (P. FALLAVIER et collaborateurs)

De manière générale, les sols ferrugineux tropicaux sont beaucoup plus riches en potassium total que les sols ferrallitiques (annexe II et planche 1). Malgré ces taux plus faibles, les teneurs en potassium échangeables sont comparables, ce qui conduit à des pourcentages plus élevés de potassium soluble, échangeable et extractible par rapport au potassium total (planche 2).

La part du potassium soluble dans l'extrait "Acétate d'ammonium à pH 7,0" peut être très importante (tableau 1) sans qu'il y ait de liaison très nette avec les observations faites au champ, si ce n'est que dans les cas de teneur supérieure à 0,050 me p 100 g et de rapport K soluble/K échangeable supérieur à 0,5 il n'y a pas de réponse à la potasse.

REFERENCE	SEFA	TUK	BBEY	KOPORO	TARNA	KITA	SARIA	SIKASSO
K soluble me p 100 g	0.063	0.017	0.035	0.060	0.084	0.098	0.037	0.149
% K éch.	53	34	50	75	60	36	46	32
REFERENCE	AMP.	NIAOULI	HINVI	AMBH	DABOU	DIVO	BOUM.	NJOMBE
K soluble me p 100 g	0.047	0.047	0.045	0.053	0.085	0.051	0.221	0.232
% K éch.	59	52	38	31	33	42	40	23

Tableau 1 : part de K soluble dans K extrait à $AcNH_4$ pH 7.0

3.2 Attaque nitrique

3.2.1 Observations sur la méthodologie utilisée

La technique utilisée est très proche de celle de HAYLOCK, l'aspect "cinétique" a été privilégié afin de pouvoir "apprécier" les différences d'efficacité du réactif pour les divers sols étudiés, ce qui a conduit à adopter l'attaque pendant des temps variables au lieu des extractions successives, tel qu'il était préconisé dans la méthode d'origine.

Les résultats obtenus sont présentés aux planches 3 à 6 et appellent les remarques suivantes :

a) le potassium extrait au temps "zéro" équivaut au potassium échangeable déterminé par ailleurs ;

b) bien que l'extraction ait été poursuivie pendant 8 heures, on n'observe que rarement l'apparition d'un "palier d'attaque" et ce palier n'est jamais apparu avant 3 heures d'action du réactif, ce qui permet de douter de la validité de l'index de fertilité potassique préconisé par PRATT (1965). Il n'est pas possible de préconiser un mode opératoire standard, applicable quel que soit le type de sol, qui utilise l'acide nitrique normal pour définir un index de fertilité potassique des sols.

c) les courbes K solubilisé, versus temps d'attaque présentent des irrégularités parfois importantes (baisses des quantités extraites pour un temps d'attaque plus élevé) qui sont l'indice d'un défaut de méthodologie justifiant une poursuite de la mise au point.

3.2.2 analyse des cinétiques d'extraction du potassium

Malgré les réserves formulées en 3.2.1, les courbes de cinétique d'action du réactif ne sont pas sans intérêt. En effet, les divers sols ont des comportements très différents : on ne peut pas relier les résultats obtenus au type de sol (ferrugineux tropical ou ferrallitique) ni à l'analyse minéralogique de la fraction argileuse. Malgré les conditions relativement drastiques d'attaque, la proportion de potassium solubilisé après 8 heures varie de 7 à 27 % du K total pour les sols ferrugineux tropicaux et de 22 à 38 % du K total pour les sols ferrallitiques (cf. annexe III), il est donc utile de poursuivre l'attaque pour, éventuellement, atteindre les limites d'action du réactif.

En faisant l'hypothèse que chacun des "compartiments potassium du sol" est affecté par le réactif selon une cinétique d'attaque à vitesse constante jusqu'à ce que qu'il soit épuisé, la courbe (K solubilisé/temps) est une succession de segments de droite de pentes décroissantes dont les pentes sont le reflet de l'"altérabilité" des compartiments qui ne sont pas encore épuisés et dont les "points de rupture" permettent d'évaluer la "taille" des compartiments. Puisque le potassium soluble et échangeable sont extraits dès la mise en contact du sol et du réactif, les compartiments mis en évidence caractérisent le potassium des réserves (externe des réseaux), l'altération des micas potassiques et la destruction des réseaux argileux.

Bien que le traitement statistique de toutes les courbes n'ait pas été fait, on peut en première approximation considérer que le modèle décrit ci-dessus s'applique aux sols étudiés. Il est alors possible de mettre subjectivement en relation le niveau de potassium extrait au temps zéro, la pente des deux segments de droite individualisés, la taille du compartiment "potassium de départ" et la réponse à la potasse des sols étudiés (tableau 2 et planche 3 à 6).

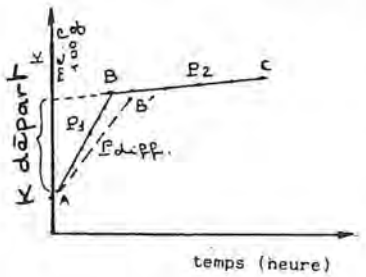
Les sols où la réponse à la fertilisation potassique est :

- nulle : sont ceux ayant un K extrait à t = 0 élevé et/ou une pente "p1" assez forte (Tarna, Koporo, Boumango, Njambe) ;

- forte : sont ceux ayant un niveau de potassium extrait au temps zéro assez faible et une pente "p1" très faible (Ampangabe, Ambohimandroso, Sefa).

Il existe des distorsions à ces observations (Sikasso) qui s'expliquent aisément puisque l'influence des conditions de culture et de l'espèce sur la capacité des plantes à mobiliser le potassium du sol est considérable (FORSTER 1982). Les essais en vases de végétation permettant de quantifier, dans des conditions identiques pour tous les sols, l'intensité de la réponse de l'Agrostic à la fertilisation potassique sont actuellement en cours et permettrait de mieux juger la technique employée.

ORIGINE DES SOLS	REPONSE à K *	K éch. me p 100g	me p 100 g par heure P1	P2	P diff.	K départ me p 100g	Analyse minéralogique (rappel)
SEFA	+++	0.13	0.038	0.006	0.032	0.125	■
THILMAKA	++	0.05	0.066	0.017	0.049	0.135	■
BAMBEY	++	0.08	0.045	0.014	0.031	0.110	■ ●
KOPORO	-	0.11	0.067	0.014	0.053	0.210	■ ▼
TARNA	+-	0.15	0.120	0.017	0.103	0.295	■
KITA	+-	0.27	0.072	0.032	0.040	0.300	■ ▼
SARIA	+-	0.10	0.075	0.025	0.050	0.160	■
SIKASSO	+	0.46	0.102	0.064	0.038	0.420	■ ▼ ●
AMPANGABE	+++	0.09	0.023	0.007	0.016	0.041	■ ○ *
NIAOULI	+++	0.12	0.019	0.000	0.019	0.105	■ *
HINVI	+	0.13	0.020	0.000	0.020	0.120	■
AMBOHIMANDROSO	+++	0.17	0.033	0.002	0.031	0.160	■ ▼ **
DABOU	+	0.26	0.041	0.000	0.041	0.100	■ ▼
DIVO	+-	0.14	0.056	0.014	0.042	0.150	■
BOUMANGO	+-	0.59	0.060	0.010	0.050	0.050	■ ▼
NJOMBE	-	1.02	0.100	?	?	> 1	■ ▼



P1 : pente du segment de droite AB correspondant à la dissolution du "potassium externe" et à la destruction du réseau argileux (me p 100 g par heure)

P2 : pente du segment de droite BC correspondant à la destruction du réseau argileux (me p 100 g par heure)

P diff.: pente du segment de droite AB' (p1-p2)correspondant à la seule dissolution du potassium externe (me p 100 g par heure)

K départ : estimation de la quantité de potassium externe (me p 100 g) assez facilement accessible appelé K de départ par analogie avec la terminologie utilisée par HAYLOCK.

Analyse minéralogique : cf. code des planches 1 et 2.

*** réponse à la fertilisation potassique** : - pas de réponse
+- résultat douteux
\+ réponse faible ou retardée
++ réponse nette ou à court terme
+++ réponse immédiate et très nette

Tableau 2 : Analyse des courbes K extrait = f (t)

IV. - CONCLUSION

L'étude cinétique de l'extraction de potassium du sol par l'acide nitrique normal à chaud permet une évaluation grossière du comportement des sols vis-à-vis des apports de potasse de mode opératoire utilisé demande à être amélioré et les résultats obtenus doivent être confrontés à un test biologique de fertilité fiable.

BIBLIOGRAPHIE

BLACK C.A. 1965 : Methods of soil analysis, American Society of Agronomy, inc. éditeur, 1 572 p.

FEIGENBAUM S. 1975 : Dissolution of illite, a possible mechanism of potassium, release - Soil. Sci. Soc. of amer. proc., V 39 n.s. - p. 985-990

FORSTER H. 1982 : Capacité d'appropriation de K par différentes espèces de plantes cultivées en pots

GRIMME N. 1978 : The evaluation of soil K status by means of soil testing. In : IPI Congress, Berne, 1978. p. 99-108

HAYLOCK O.F. 1956 : A method for estimating the availability of non exchangeable potassium. In : 6e congrès de la Science du Sol, Paris, 1956. p. 403-408

PIERI C. 1976 : Rentabilité de la fumure potassique de que"lques céréales de culture sèche au Sénégal (rapport ISRA, 1976)

PIERI C. 1980 : La fertilisation potassique du mil pennisetum et ses effets sur la fertilité d'un sol sableux du Sénégal. In : Séminaire sur le potassium, 21-22.10.80

POULAIN J.F. 1976 : Bilan des études sur la fertilisation potassique en Haute Volta avec références particulières aux cultures vivrières, Doc. IRAT, non publié

PRATT P.F. 1965 : Availability index of potassium. In : Methods of soil analysis

QUEMENER J. 1976 : Au service de l'Agriculture, dossier K_2O. Analyse du potassium dans les sols, 26 pages

WERTZ J. 1979 : Synthèse des résultats de la recherche agronomique au Bénin en maïsiculture

ANNEXE 1

SYNTHESE DES REPONSES A LA POTASSE DES SOLS ETUDIES

SOL	PLANTE	ANALYSE	SOURCE
SEFA	riz pluvial (CRK)	Réponse à K nette dès la 1ère campagne -- +35%/ témoin KO	PIERI, 1976
THILMAKHA		Idem Bambey, pas de réponse nette : K amené (30kg) en entretien	WEY (comm.pers.)
BAMBEY	mil (CRK)	Réponse à partir de la 2ème campagne -- + 28% - sécurisation du rendement	PIERI, 1980
KOPORO		Pas de réponse à K	MARTINE (comm. pers.)
TARNA	ray grass (V.V.)	Très faible effet de K (CRK) - en 6 ans d'essais au champ, pas de carence	
KITA		Début de réponse à K après 10 ans de culture	MARTINE (comm. pers.)
SARIA	ray grass (V.V.)	En V.V., indice de carence (rdt = 72% de FC) - au champ, pas de réponse	POULAIN, 1976
SIKASSO		Réponse après 2 à 3 ans de culture	MARTINE (comm. pers.)
AMPANGABE	maïs	Fumure K indispensable au même titre que N/70 kg /ha de K_2O	
NIAOULI	maïs	Terre de Barre dégradée, plus value de 89% en cumulant plusieurs cycles (20 à 40 kg K_2O)	WERTZ (doc. interne IRAT)
HINVI	maïs	Terre de Barre non dégradée, plus value de 13% en 74 par K	WERTZ 1979 (doc. interne IRAT)
AMBAHIMANDROSO	maïs (CRK)	Fertilisation indispensable (60 kg ha/K_2O) - réponse immédiate	
DABOU	palmier huile	Réponse immédiate au DF du palmier de 3 ans - réponse visible sur le rendement après 3 ans	OUVRY (thèse)
DIVO	café	Chute importante du taux de K éch. du sol effet dépressif des apports de K sur caféiers	JADIN, 1984
BOUMANGO	soja	Indice SIDR : rares cas de déséquilibre K, sinon teneur feuilles correcte	WEY (comm. pers.)
NJOMBE			
AEK LOBA	palmier à huile	Pas de carence (DF) malgré un K éch. limite	

ANNEXE 2

Caractéristiques analytiques des sols étudiés (terre fine, horizon de surface)

ORIGINE		SEFA	THK	BBEY	KOPORO	TARNA	KITA	SARIA	SIKASSO
pH eau		5.70	5.15	5.75	5.20	6.35	5.65	5.35	6.10
GRANULOMETRIE %	A	17.3	4.1	4.1	4.5	2.6	10.2	13.2	10.7
	LF	5.1	3.9	2.3	2.7	2.3	4.8	5.5	8.7
	LG	5.8	4.4	5.5	6.7	3.0	18.8	23.2	19.9
	SF	23.2	58.9	64.6	62.3	44.5	28.7	20.1	46.1
	SG	49.3	31.4	22.5	24.2	47.4	37.5	36.5	11.1
	C %	0.68	0.19	0.28	0.20	0.31	0.34	0.23	0.34
	N %.	0.77	0.16	0.35	0.23	0.28	0.36	0.27	0.41
P total ppm		207	105	76	46	37	77	72	118
P ass. Olsen ppm		17	24	11	11	8	9	10	8
COMPLEXE ABSORBANT COBALTI.	Ca++	1.24	0.27	0.78	0.78	0.78	1.10	1.08	1.49
	Mg++	0.22	0.02	0.32	0.22	0.22	0.50	0.26	0.72
	K+	0.13	0.05	0.08	0.11	0.16	0.26	0.10	0.46
	Na+	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03	0.04	0.01
	Al+++	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03

ORIGINE		AMP	NIAOULI	HINVI	AMBH	DABOU	DIVO	BOUM.	NJOMBE
pH eau		4.85	6.00	6.25	4.95	4.75	6.15	4.85	4.50
GRANULOMETRIE %	A	12.9	9.7	7.7	25.1	13.8	23.9	42.9	47.5
	LF	16.5	1.8	1.5	34.8	2.2	4.6	9.9	23.5
	LG	11.9	1.8	2.5	13.4	2.9	5.0	2.5	8.5
	SF	18.2	24.0	24.6	9.0	27.0	19.9	9.8	11.0
	SG	37.1	63.0	62.0	5.4	51.9	41.6	30.7	5.0
	C %	1.12	0.50	0.68	2.80	0.67	1.42	0.84	1.63
	N %.	1.02	0.55	0.58	3.20	0.77	1.39	1.44	1.75
P total ppm		607	164	160	695	446	218	555	4650
P Olsen III ppm		18	16	14	26	74	12	76	549
COMPLEXE ABSORBANT COBALTI.	Ca++	0.37	1.36	1.72	0.25	0.25	6.29	2.00	1.78
	Mg++	0.02	0.32	0.68	0.04	0.02	0.94	1.50	1.08
	K+	0.09	0.12	0.13	0.16	0.23	0.14	0.59	0.96
	Na+	0.05	0.05	0.02	0.11	0.05	0.06	0.09	0.19
	Al+++	0.01	0.04	0.04	0.05	0.19	0.08	0.22	0.37

THK : Thilmakha - **BBEY** : Bambey - **AMP** : Ampangabe - **AMBH** : Ambohimandroso - **BOUM** : Boumango

ANNEXE 3

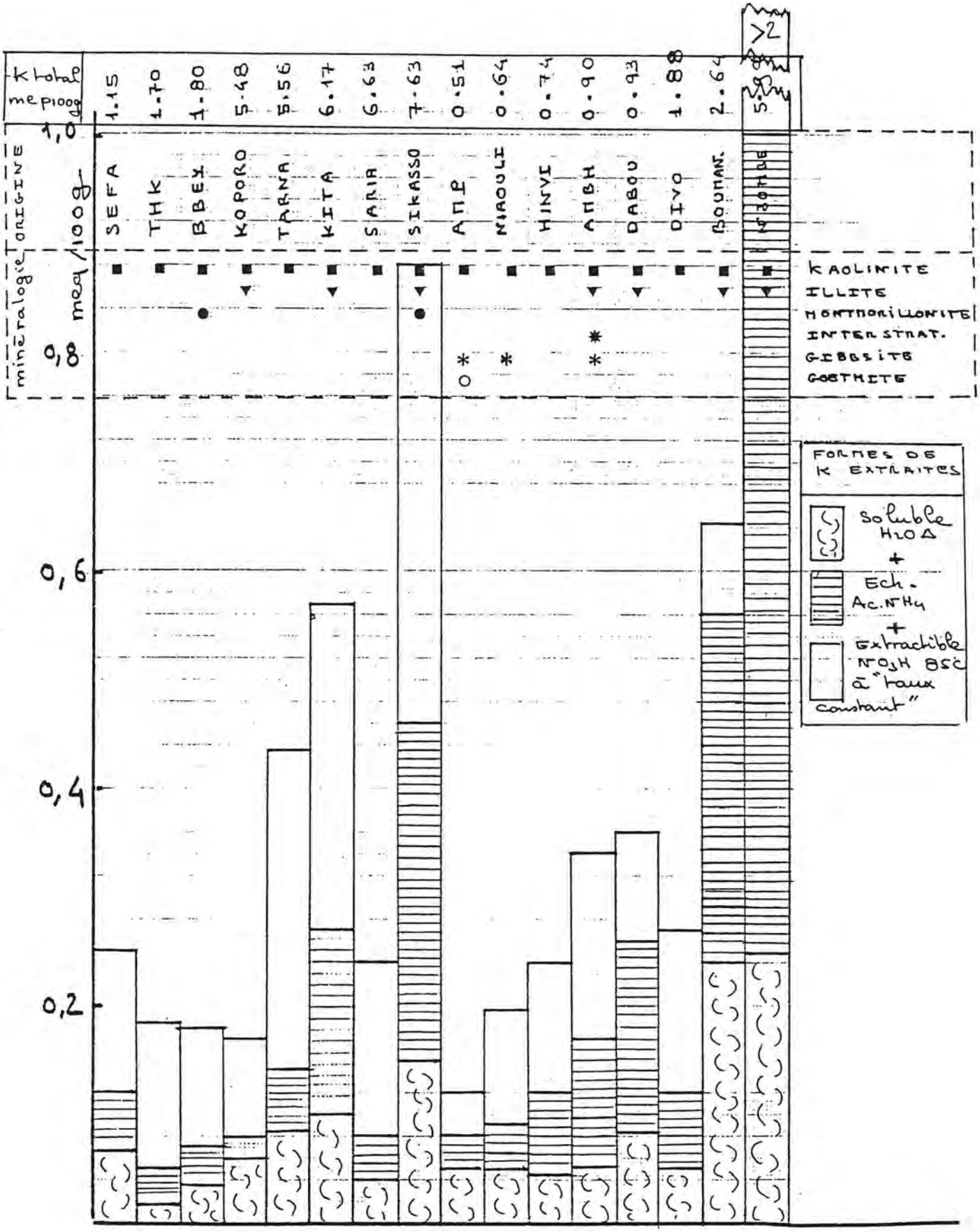


Planche 1 : ORIGINE, MINERALOGIE ET FORMES DE POTASSIUM DES SOLS ETUDIES
Dans chaque groupe de sol, les échantillons sont classés par teneur en K total croissante.

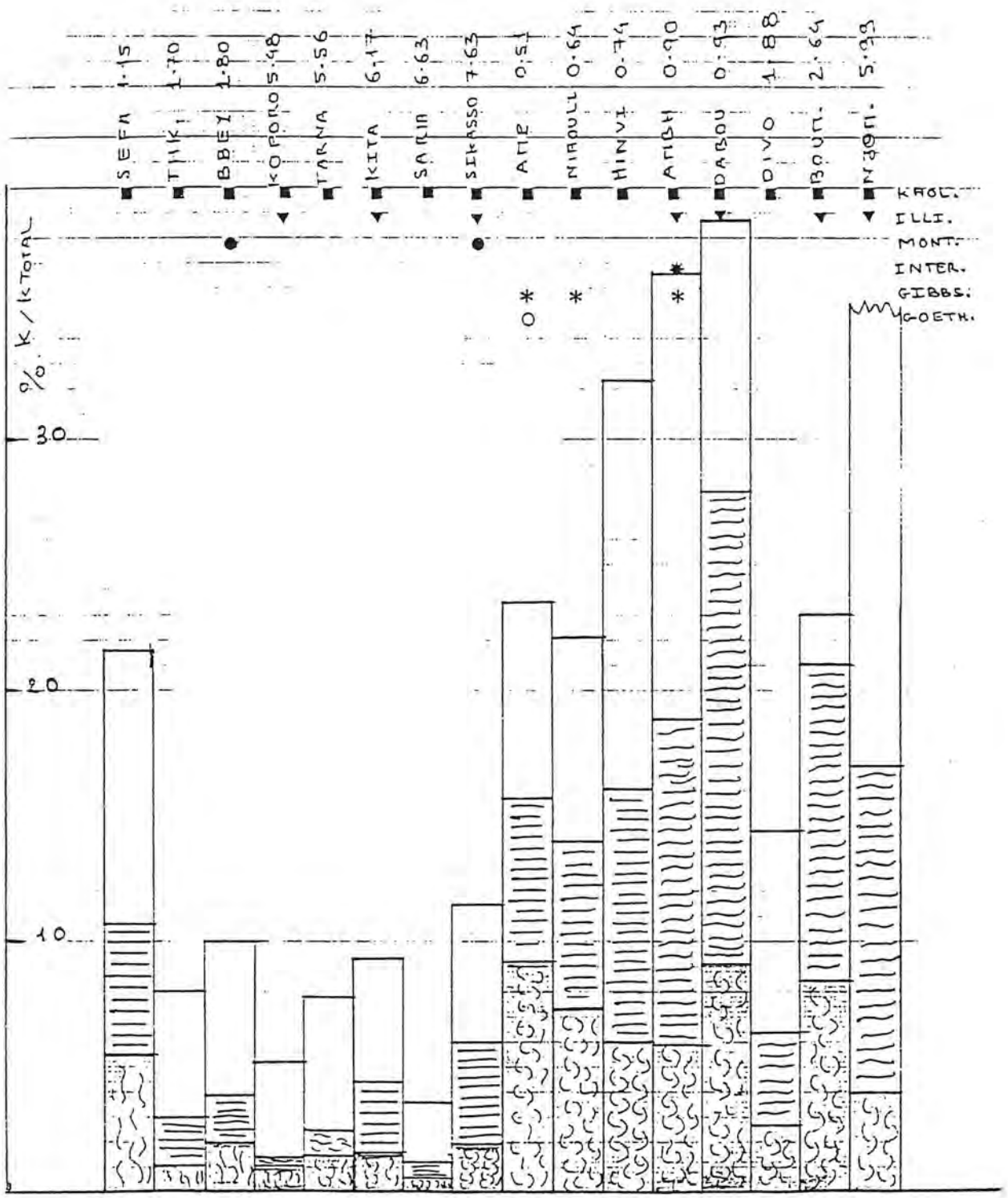


Planche 2 : POURCENTAGE DE POTASSIUM SOLUBLE, ECHANGEABLE ET EXTRACTIBLE A NO_3H PAR RAPPORT AU POTASSIUM TOTAL (légende cf. planche 1)

potassium soluble

potassium échangeable

potassium extractible à NO_3H

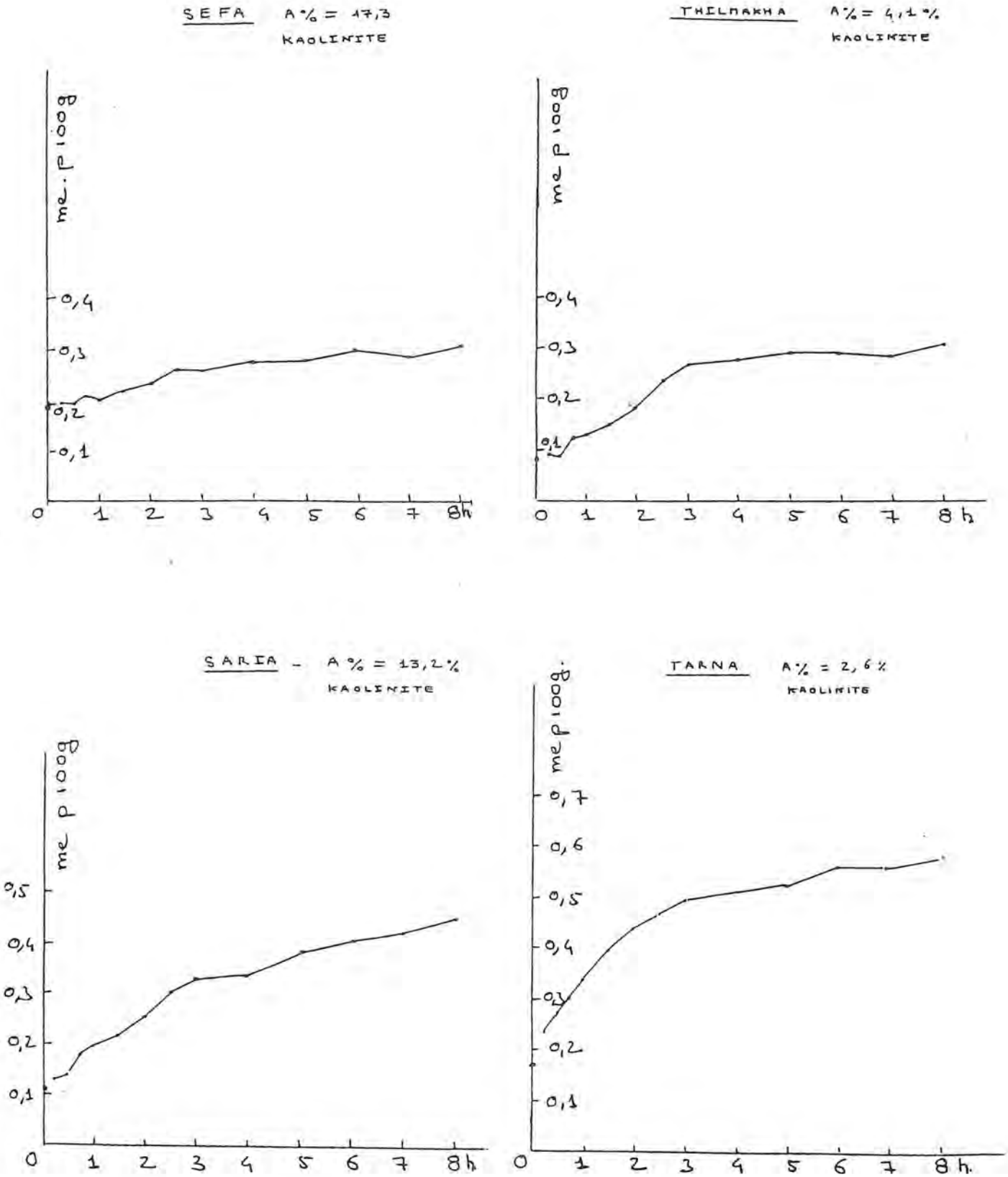


Planche 3 : EXTRACTION NO_3H (1N - 85° C) - SOLS FERRUGINEUX TROPICAUX (1)

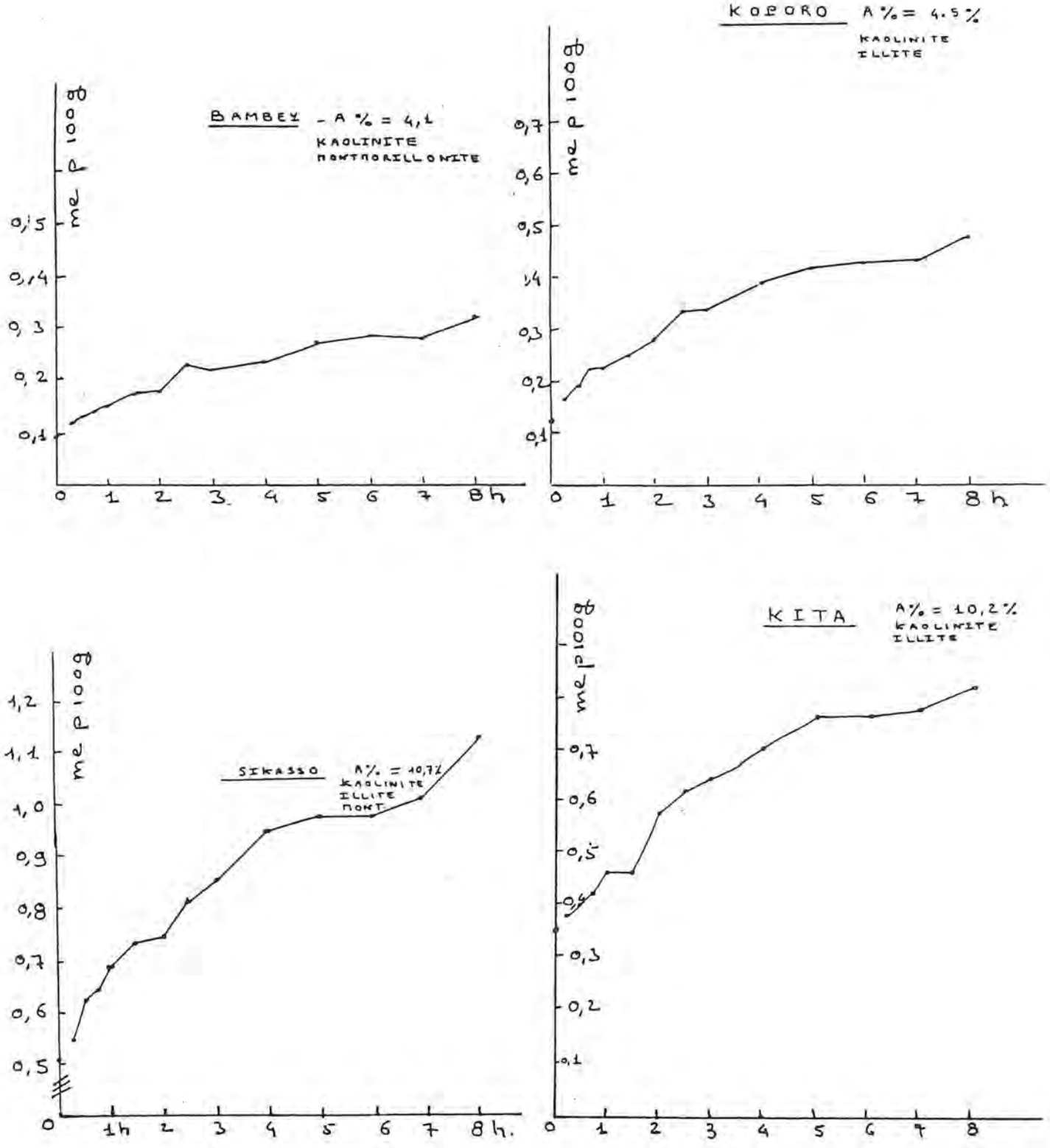


Planche 4 : EXTRACTION NO_3H (- 1N - 85° C) - SOLS FERRUGINEUX TROPICAUX (2)

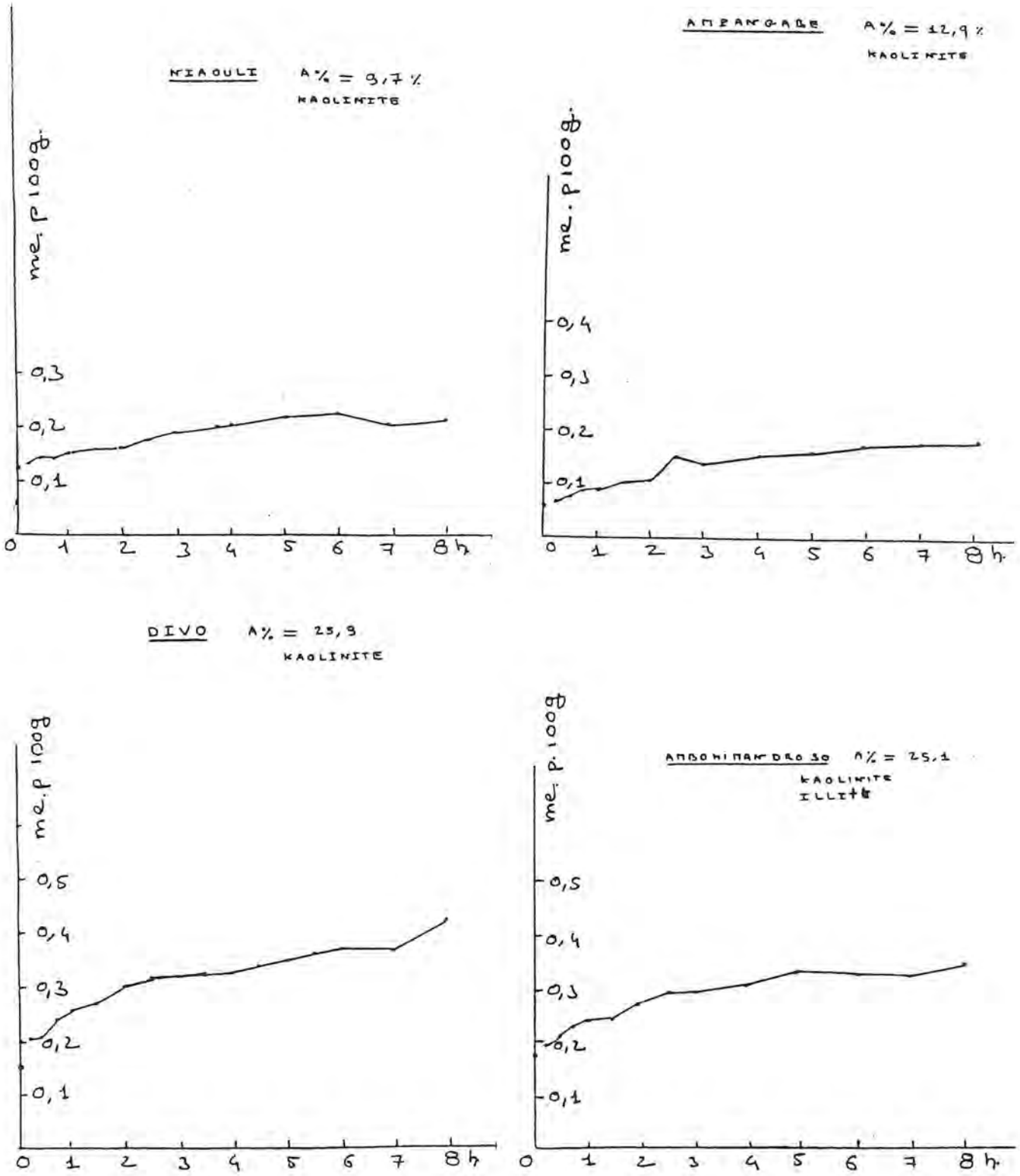
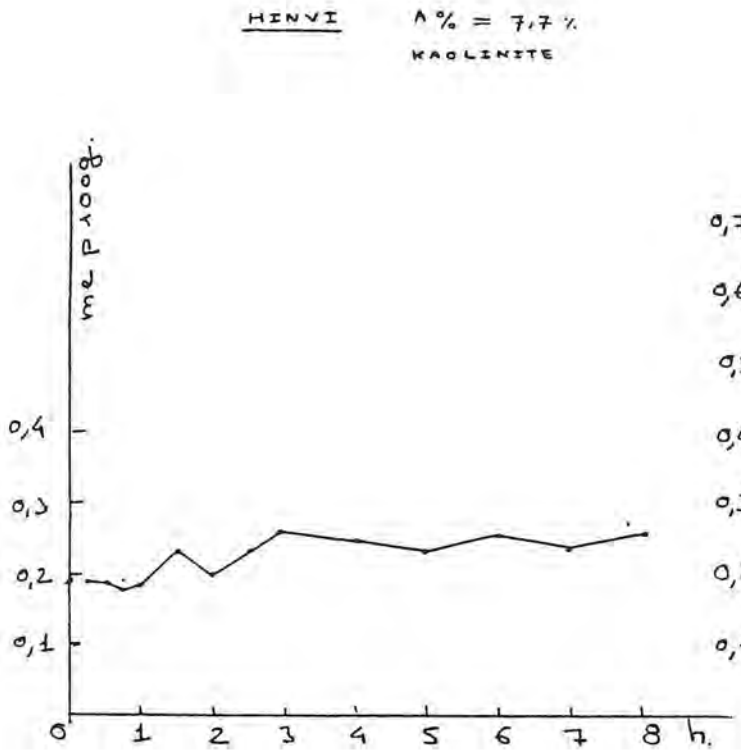
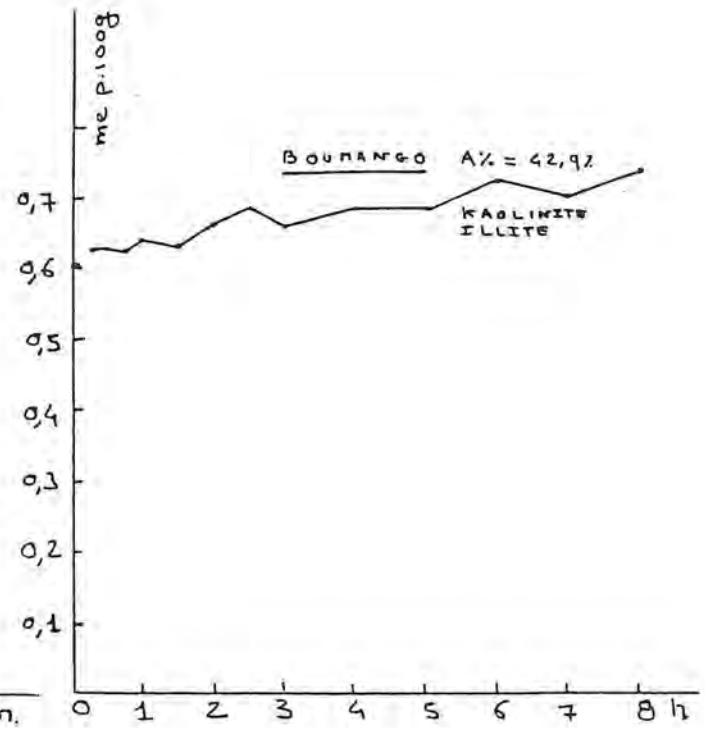
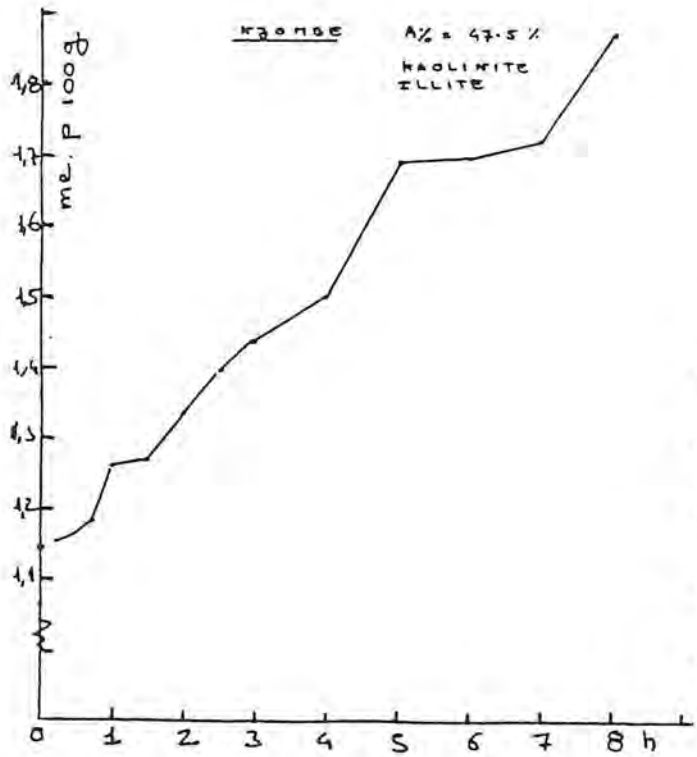


Planche 5 : EXTRACTION NO_3H (1N - 85° C) - SOLS FERRALITIQUES (1)







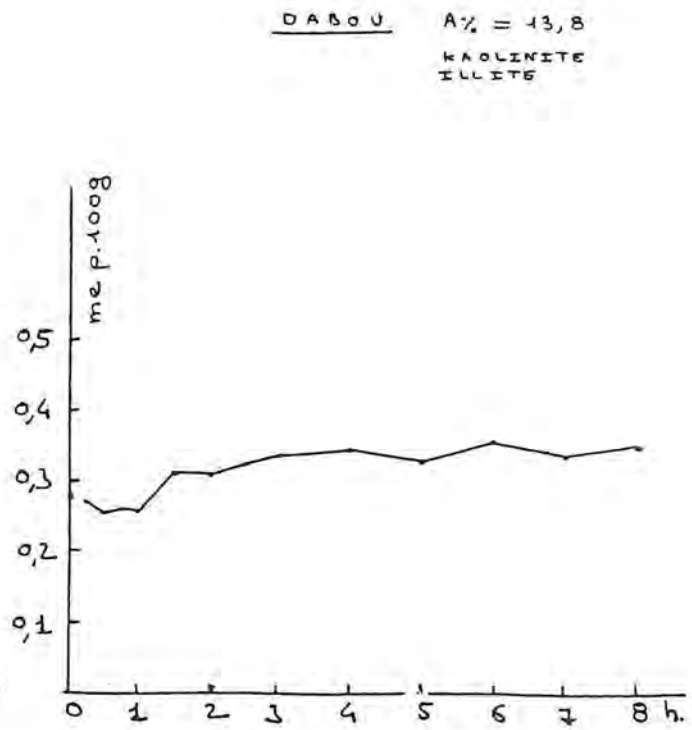


Planche 6 : EXTRACTION NO_3H (1N - 85° C) - SOLS FERRALITIQUES (2)

APPROCHE DE LA DYNAMIQUE DU POTASSIUM DANS DES SOLS PLANTES EN PALMIERS A HUILE PAR L'ETUDE EN COLONNES DE TERRE (2ème partie)

J. OUVRY
Agronomie IRHO

Centre CIRAD - MONTPELLIER

AVANT PROPOS

Les résultats présentés sont relatifs à une expérience faite au laboratoire des sols du GERDAT, ils constituent une partie de ceux obtenus dans le cadre d'une thèse de docteur ingénieur portant sur la dynamique du potassium des sols cultivés en palmiers à huile. Dans ce travail de thèse des informations importantes sont obtenues en utilisant la cinétique de dilution isotopique au ^{42}K et le traitement thermodynamique des isothermes d'échange du potassium avec d'autres cations (Ca-Mg). Les études réalisées en colonne de terre ne sont donc qu'une partie d'un travail plus complet en cours de finition.

I - INTRODUCTION

Les résultats d'une première expérience en colonne de terre sur ces sols ont été présentés en 1983 au cours de la deuxième réunion de l'ATP dans des conditions expérimentales différentes. Il faut rappeler que les sols étudiés : LAME (L.M.) - Sol ferrallitique très désaturé de Côte d'Ivoire formé sur sable tertiaire et AEK LOBA (A.L.) - Sol formé sur matériaux volcaniques ont des caractéristiques très différentes, et que les résultats agronomiques obtenus sur la fertilisation potassique (nutrition minérale du palmier et production de fruits) sont très différents pour les deux sites.

II - LES RESULTATS AGRONOMIQUES

1) Côte d'Ivoire (L.M.) Plantation 1965

Période de 1974/83 :

	Doses de KCl/arbre/an		
	0	1	2
- Teneurs foliaires (K % M.S.)	0,71	0,92**	0,99**
- Production moyenne annuelle	85	95**	97**
- Kg/Régimes/arbre	(100)	(112)	(114)

- Déficience potassique pour la dose 0 (K% =0,71) facilement corrigée par les apports de KCl.

- Réponse de la production à KCl.

2) Indonésie (A.L.) Plantation 1959

Période de 1973/82 :

	Doses de KCl/arbre/an		
	0	1	2
- Teneurs foliaires (K % M.S.)	0,78	0,86	0,83
- Production moyenne annuelle	147	169	161
- Kg/Régimes/arbre	(100)	(115)	(170)

- Déficience potassique pour la dose 0, mais, contrairement à L.M., l'apport de KCl remonte peu les teneurs foliaires en K.

- Réponse de la production au KCl sur les seuls parcs où la double déficience N-P a été corrigée.

III - LES SOLS

L'expérience concerne la couche superficielle 0-20 cm.

1) Sol de Côte d'Ivoire (L.M.)

Sol sableux ferrallitique très désaturé typique formé sur les sables tertiaires sédimentaires.

- Très faible teneur en minéraux primaires ;
- pH très acide (4.6) ;
- Faible teneur en matière organique (1,2 %) ;
- Très faible C.E.C. (1.10me/100 g) (1) ;
- Très faible Σ de cations échangeables (0.49 me/100 g) (1) ;
- Teneur élevée en Al ech : (0.45 me/100 g) (1) ;
- P.C.N. obtenu à pH 3.65 (-0,5 me/100 g).

2) Sol d'Indonésie (A.L.)

Sol sablo-argileux, ferralite formé sur des alluvions volcaniques.

- Réserves élevées en éléments totaux (surtout K = 57 me/100 g)
- pH acide (5.2),
- Teneur moyenne en matière organique (2.9 %),
- C.E.C. moyenne (3,11 me/100 g) (1),
- Faible Σ de cations échangeables (1.37 me/100 g) (1), (Ca est dominant 1,10 me/100 g),
- Teneur faible en Al ech : (0.16 me/100 g) (1),
- P.C.N. obtenu à pH 3.85 (+1,70 me/100 g),
- K "difficilement échangeable" = 7 fois K échangeable (0,10 me/100 g).

Caractéristiques physico-chimiques :

			Côte d'Ivoire L.M.		Indonésie A.L.	
			meq/100 g	°/₀₀	meq/100 g	°/₀₀
Eléments	Totaux	Ca	2,38	0,477	14,00	2,801
		Mg	2,41	0,586	4,49	1,090
		K	0,99	0,387	57,02	14,255
		Na	0,32	0,074	25,06	5,76
		Fe	64,45	12,00	83,24	15,50
		Al	192,35	17,30	565,94	50,90
	Amorphes	Al_2O_3	13,90	1,25	27,80	2,50
Granulométrie	Terre fine	%				
	Argile	%	13,5		23,8	
	Limons fins	%	3,1		3,5	
	Limons grossiers	%	2,2		2,1	
	Sable fin	%	23,5		6,8	
	Sable grossier	%	57,7		63,7	
	Humidité à 105°	%				
	Carbonate (CO_3Ca)	%				
pH			4,6		5,2	
Matière organique	Matière organique	%	1,17		2,91	
	Carbone	%	0,68		1,69	
	Azote total	%	0,67		1,66	
	Rapport C/N	%	10		10	

(1) dosages à la cobaltihexammine.

Sols	La Mé			Aek Loba		
Méthode d'extraction	1	2	3	1	2	3
Complexe abosrbant :						
Ca meq/100 g	0.17	0.30	0.25	0.97	1.10	0.72
Mg meq/100 g	0.13	0.13	0.10	0.13	0.14	0.13
K meq/100 g	0.05	0.04	0.04	0.14	0.10	0.13
Na meq/100 g	0.02	0.02	0.04	0.02	0.03	0.07
Somme meq/100 g	0.37	0.49	0.43	1.26	1.37	1.05
Al meq/100 g	1.21*	0.45	0.69	0.43*	0.16	0.21
H meq/100 g	-	0.13	0.05	-	0.04	0.01
NH_4^+ meq/100 g	-	0.13	-	-	0.12	-
pH de l'extrait	7.0	4.2	4.3	7.0	4.7	5.1
C.E.C. meq/100 g	4.47	1.11 (à 1.50)	1.73	5.91	3.11 (à 2.15)	2.41
V = (S/C.E.C) %	8.3	44.1	24.9	21.3	44.1	43.6
(S + NH_4 + Al + H)/C.E.C.	35.3	100 (à 80.0)	67.6	28.6	54.3 (à 78.6)	52.7
K^+ (HNO3 bouillant)	0.16			0.71		

1 : extraction à l'acétate d'ammonium N en milieu tamponné à pH 7.

2 : extraction au cobaltihexammine (ORSINI-REMY) adapté par BABRE.

3 : extraction au chlorure de Baryum (méthode Gillman).

* : extraction de Al par CKl 1N.

Minéralogie des argiles :

1) Sol de La Mé :

Kaolinite prépondérante :
+ Goethite Trace
+ Quartz Trace

2) Sol d'Aek Loba :

Gibbsite prépondérante :
+ Quartz présent
+ Kaolinite Traces
+ Quantités infimes de goethite, de plagioclases ?, et de minéraux intergrades.

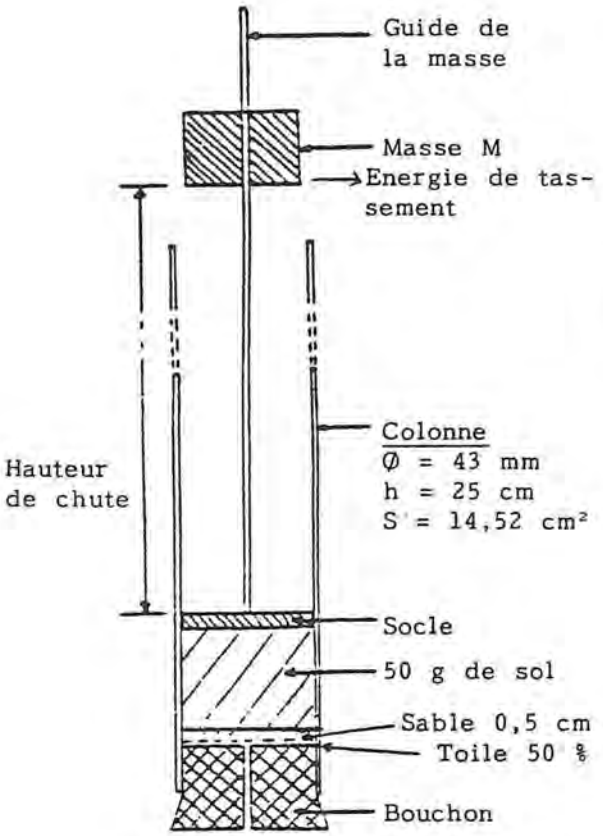
Dans les fractions sableuses on observe :
- sables grossiers : orthoses,
- sables fins : plagioclases.

IV - PRESENTATION DE L'EXPERIENCE DE 1984

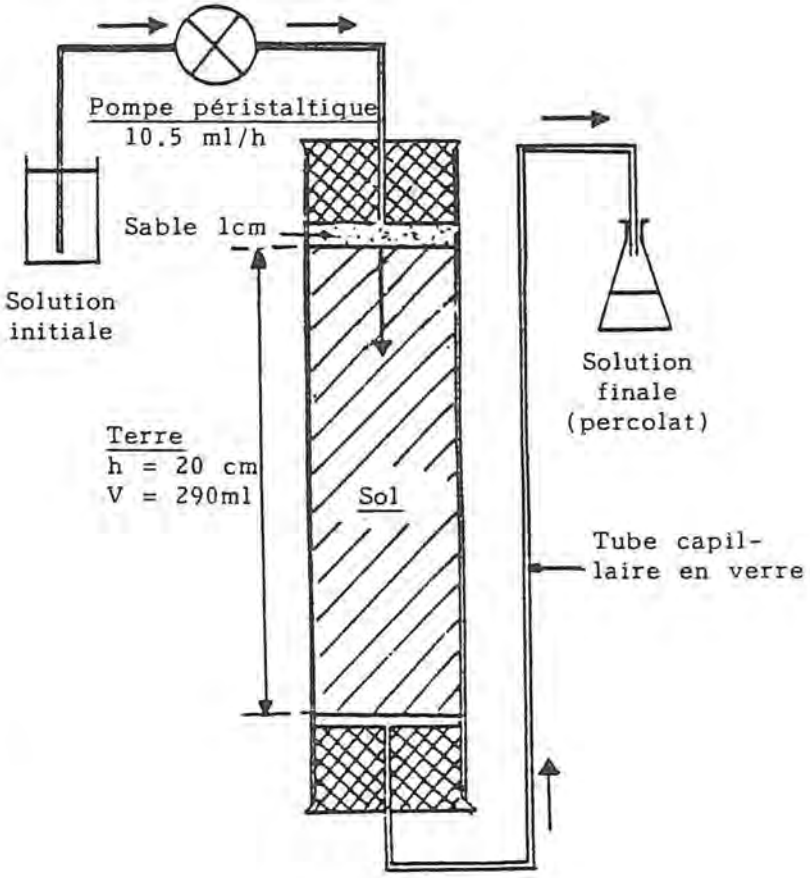
A - Dispositif

Principe : opéré en milieu saturé avec un flux continu d'eau distillée à vitesse maîtrisée.

a) Phase de remplissage



b) Phase de lessivage



Sols	L.M.	A.L.
Volume (ml)	290	290
Poids (g)	435	362,5
Densité	1,50	1,25
Macroporosité (ml)	108	114
Durée totale percolation	92h30'	
Hauteur totale eau distillée percolée	700 mm	

B - Protocole

1. Deux sols :

. Côte d'Ivoire L.M. } couche superficielle (0-20) cm.
. Indonésie A.L. }

2. Deux objets :

. Colonne Témoin
. Colonne "KCl" recevant 1 me de K/100 g sol.

3. Deux répétitions :

Le KCl est apporté en surface dans une solution à 0.05 N.

1 me de K pour 100 g/sol correspond à :

. 224 g/m² de KCl pour L.M.
. 186 g/m² de KCl pour A.L.

L'apport est suivi de lessivage à l'eau distillée.

C - Fonctionnement des colonnes

L'humidité du sol est restée constante :

Sols	L.M.	A.L.
Début	24,8 %	31,4 %
Fin	24,7 %	32,6 %

La vitesse d'écoulement n'a pas varié.

V - RESULTATS DE L'EXPERIENCE DE 1984

A - Dosages des percolats

(exprimés en meq/100 g de sol)
K apporté 1000 meq.

SOLS	L.M.				A.L.			
COLONNES	T	KCl			T	KCl		
PERCOLATS ECOULES (mm)	700	185 + 515 = 700 (268 cl³) (1015cm³)			700	185 + 515 = 700		
ELEMENTS PERCOLES :								
K^{++}	16	569 +	152 =	721	13	90 +	68 =	158
Ca^{++}	16	60	5	65	57	506	46	552
Mg^{+}	17	79	0	79	12	107	7	114
Na^{+}	10	13	0	13	10	12	0	12
NH_4^{+++}	52	44	13	57	42	86	45	131
Al^{+++}	72	64	49	113	0	5	0	5
Fe^{+++}	49	267	21	288	0	0	0	0
H^{+}	9	10	2	12	0	0	0	0
Cl^{-}	11	1032	13	1045	29	943	111	1054
SO_4^{--}	72	31	163	194	18	5	33	38
NO_3^{-}	3	2	3	5	0	3	0	3
HCO_3^{-}	26	0	26	26	78	48	26	74
Σ cations	241	1106	242	1348	134	806	166	972
Σ anions	112	1065	205	1270	125	999	170	1169
Colonne KCl - Colonne T K retenu du KCl		437		295		915		855
Σ cations - K	225	537		627	121	716		814
Colonne KCl - Colonne T		448		402		651		693
pH	4.2 à 4.6	3.8	5.4		4.9 à 6.3	4.9	6.3	

B - Bilan d'après les analyses de percolats

SOLS	L.M.	A.L.
1. Fin du premier lessivage (185 mm)		
Fraction du Cl^- apporté lixivié	100 %	93 %
Fraction du K^+ apporté retenu	44 %	92 %
% du K^+ retenu après échange avec d'autres cations	100 %	71 % } 100 % du K retenu
% du K^+ retenu sous une autre forme	0	21 % } 100 % du K retenu
% du K^+ retenu correspondant au Cl^- non lixivié		8 % } 100 % du K retenu
Ions intervenant en quantité très dominante dans les échanges	Fe	Ca
2. Fin du deuxième lessivage (700 mm)		
Fraction du K^+ apporté retenu	30 %	86 %
% du K^+ retenu sous forme échangeable	100 %	81 % } 100 % du K retenu
% du K^+ retenu sous une autre forme		19 % } 100 % du K retenu
$\frac{K^+}{K^+ + Ca^{++} + Mg^{++} + Na^+ + NH_4^+}$ % Colonne T	15 %	10 %
$\frac{K^+}{K^+ + Ca^{++} + Mg^{++} + Na^+ + NH_4^+}$ % Colonne KCl	77 %	16 %
Ions intervenant en quantité très dominante dans les échanges	SO_4^{--}	$Ca\text{-}NH_4^+$

C - Bilan d'après les analyses de sols

(exprimé en me/100 g sol)

Fin du deuxième lessivage.

SOLS	L.M.		A.L.	
C.E.C. initiale	0.63		1.70	
Potassium retenu : (Colonne KCl - Colonne T)				
K^+échangé avec Ca^{++} - Mg^{++}	0.13	(90%)	0.52	(79%)
K^+échangé avec autres cations (Fe^{+++} pour L.M., NH_4^+, H^+ pour A.L.)	0.13		0.15	
K^+ rétrogradé	0.03	(N.S.)	0.18	(21 %)
Total K^+ retenu	0.29	(100%)	0.85 (3 fois L.M.)	(100%)
K^+retenu sous forme échangeable en plus de la C.E.C.	41 %		39 %	
K^+total retenu en % du K^+apporté (1 me)	29 %		85 %	
Eléments lixiviés (Colonne T - Colonne KCl)				
Ca échangeable	0.06		0.42	
% du Ca^{++} initial	0.13 31 %		(49 %)	0.52
Mg^{++}échangeable	0.07		0.10	
% du Mg^{++}initial	(77 %)		(70 %)	
Na^+ échangeable Al^{+++}échangeable	Valeurs inchangées			

VI - INTERPRETATION - DISCUSSION

A - Dosages des percolats

L.M.

Fin du premier percolat :

a) Le percolat des colonnes KCl est sensiblement plus acide que celui des colonnes T.

b) 57 % du K apporté par le KCl a percolé.

c) La somme Σ (Ca^{++}+ Mg^{++}+ Na^{+} + NH_4^{+} + Al^{+++}+ H^{+}) lixiviée est très inférieure à la quantité de K lixiviée : 250 meq/100 g.

L'examen du bilan ionique met en évidence une quantité très importante de Fe percolé ; il faut faire intervenir une partie de ce Fe^{++}pour boucler largement le bilan des échanges entre cations.

Fin du deuxième percolat - Bilan final :

a) En définitive, 70 % du K apporté a percolé.

b) La somme des autres cations est bien inférieure à la quantité de K lixiviée durant le 2ème lessivage. Mais on constate une élution en quantité presque équivalente de SO_4 d'où l'hypothèse : le K aurait pris la place du Fe lié aux sulfates en début d'expérience, puis l'ensemble (SO_4^{--} + K) a percolé du fait des faibles concentrations durant le 2ème lessivage.

c) Le rapport cationique :

$$r = \frac{K^{+}}{K^{+} + Ca^{++} + Mg^{++} + Na^{+} + NH_4^{+}} \%$$

montre que la solution s'est considérablement enrichie en K (r = 15 % pour T, r = 77 % pour KCl).

A.L.

Fin du premier percolat :

a) Les pH des percolats des colonnes T et KCl sont équivalents.

b) Seulement 9 % du K apporté a percolé.

c) La somme Σ (Ca^{++}+ Mg^{++}+ Na^{+} + NH_4^{+} + Al^{+++}) lixiviée ne correspond qu'à 71 % du K lixivié. Le surplus de 22 % est fixé par d'autres échanges.

Fin du deuxième percolat - Bilan final :

a) En définitive, seulement 14 % du K apporté a percolé.

b) La somme des autres cations ne représente que 81 % du K retenu. L'excédent de 19 % n'est pas retenu par échange avec les cations dosés.

c) Il n'y a pas de solubilisation d'Al.

d) Le rapport cationnique :

$$r = \frac{K^+}{K^+ + Ca^{++} + Mg^{++} + Na^+ + NH_4^+} \%$$

montre que la solution s'est très peu enrichie en K. (r = 10 % pour T, r = 16 % pour KCl).

B - Analyse de la terre des colonnes en fin d'expérience

L.M.

a) Le sol a retenu 29 % du K apporté et cette quantité retenue représente 41 % de la C.E.C. . elle s'est échangée avec les cations suivants :

. pour 45 % avec Ca^{++} et Mg^{++},
. pour 45 % avec Fe^{+++}.

Al ne provient pas de la forme échangeable, mais de la dissolution de $Al(OH)_3$.

b) Les échanges entre K et les autres cations se font régulièrement dans toute la colonne. Du fait du faible pouvoir de rétention du sol, K peut migrer en profondeur.

A.L.

a) Le sol a retenu 85 % du K apporté, et cette quantité retenue représente 39 % de la C.E.C. ; elle s'est échangée avec les cations suivants :

. pour 61 % avec Ca^{++} et Mg^{++},
. pour 18 % partiellement avec NH_4^+.

Le reste (21 %) a été rétrogradé.

b) 8 % du Ca lixivié sous l'effet du KCl ne proviennent pas de la fraction échangeable, mais peut-être des minéraux calciques suite à une hydrolyse.

c) Les 2/3 des échanges entre K et les autres cations s'effectuent dans la moitié supérieure de la colonne.

VII - CONCLUSIONS

Les analyses de percolats et celles de la terre des colonnes en fin d'essai, donnent des résultats cohérents.

Sol de L.M. :

- Une faible fraction du K apporté est retenue, presque en totalité sous forme échangeable ;

- Faible pouvoir de rétention du sol pour K se traduisant par un fort enrichissement des percolats en K vis-à-vis des autres cations (Ca^{++}- Mg^{++}- Na^{+} - Al^{+++}- NH_4^{+}) et une migration facile de K dans le profil.

- Chute de pH, solubilisation de Al et de Fe.

- Les percolats s'enrichissent aussi de quantités élevées de Fe^{+++} et SO_4^{--}.

Sol de A.L. :

- Une fraction élevée du K apporté est retenue en partie sous forme échangeable et l'autre sous forme rétrogradée.

- Les percolats ont une teneur élevée en Ca.

- Le K migre peu dans le profil.

Ces résultats, qui permettent de penser que le K moins mobile dans le sol de A.L. que dans celui de L.M., y est aussi moins disponible pour les plantes, vont dans le même sens que les résultats des essais agronomiques.

LES BOUGIES POREUSES, UN OUTIL POUR SUIVRE NH_4^+ ET NO_3^- EN SOLUTION DANS LES SOLS DE RIZIÈRE.

II - ETUDE EXPERIMENTALE

R. GAUDIN - J. DUPUY* - J. RANAIVO***

RESUME

La technologie des bougies poreuses est ici appliquée à un sol de rizière en vue de suivre la distribution de l'ammonium et du nitrate dans la solution du sol à la suite d'une application de supergranules d'urée à 10 cm de profondeur. Nous avons ainsi mis en évidence un effet localisé des supergranules (400 ppm $N\text{-}NH_4^+$ à 6,5 cm du point d'apport) et observé un épuisement en ammonium de la solution du sol en fin de cycle (< 0,1 ppm $N\text{-}NH_4^+$). Les concentrations en nitrates varient dans une fourchette restreinte (0,6 à 11 ppm $N\text{-}NO_3$).

Cette technologie a montré sur cet exemple toute sa fiabilité. Elle est plus simple que d'autres méthodes : carottage au champ ou coupe de colonne de sol. Elle pourrait être utilisée dans de nombreuses études de fertilité des sols de rizières : formation de ces sols, classification, dynamique de l'azote, etc.

MOTS-CLES : bougies poreuses, solution du sol, azote, supergranules d'urée, sols de rizière.

* : Assistants Techniques, Ministère de la Coopération en service au Laboratoire des Radioisotopes Université de Madagascar, B. P. 3383 ANTANANARIVO

** : Etudiant de D E A, Service de Botanique, Laboratoire de Physiologie Végétale, Université de Madagascar, B. P. 566 ANTANANARIVO

1. INTRODUCTION

L'azote est l'élément essentiel de la fertilisation du riz irrigué. Deux techniques permettent de rendre cette fertilisation plus efficace :

- le placement de l'azote dans la couche réduite qui a pour effet de limiter les pertes par dénitrification [SHIORI, 1941 d'après DE DATTA, 1981] ;
- l'utilisation de nouvelles formes de conditionnement (briquettes d'urée, "mudballs", supergranules d'urée) qui se traduit par un certain contrôle de la diffusion de l'urée et de l'ammonium, produit de son hydrolyse, en vue de l'adapter aux besoins de la plante [SAVANT et DE DATTA, 1979].

A Madagascar, VELLY [1967] a démontré la meilleure efficience de l'azote apporté en profondeur. Et D'ONOFRIO et al [1984] ont mis en évidence par de nombreux essais au champ l'intérêt des supergranules d'urée par rapport à la perlurée. Nous avons voulu compléter ces résultats par un suivi du nitrate et de l'ammonium disponibles dans la solution du sol pour un riz qui reçoit des supergranules d'urée ou qui n'en reçoit pas (témoin sans azote). La solution du sol est prélevée à l'aide de bougies poreuses [GAUDIN et al, 1984].

2. MATERIEL ET METHODES

La rizière choisie pour notre essai est située à ALASORA, à 15 km au sud-est de Tananarive. Les résultats de l'analyse de sol sont indiqués dans le tableau ci-dessous (Tableau 1). Ce sol est un sol hydromorphe à gley du type amphigley, c'est-à-dire à pseudogley sur gley.

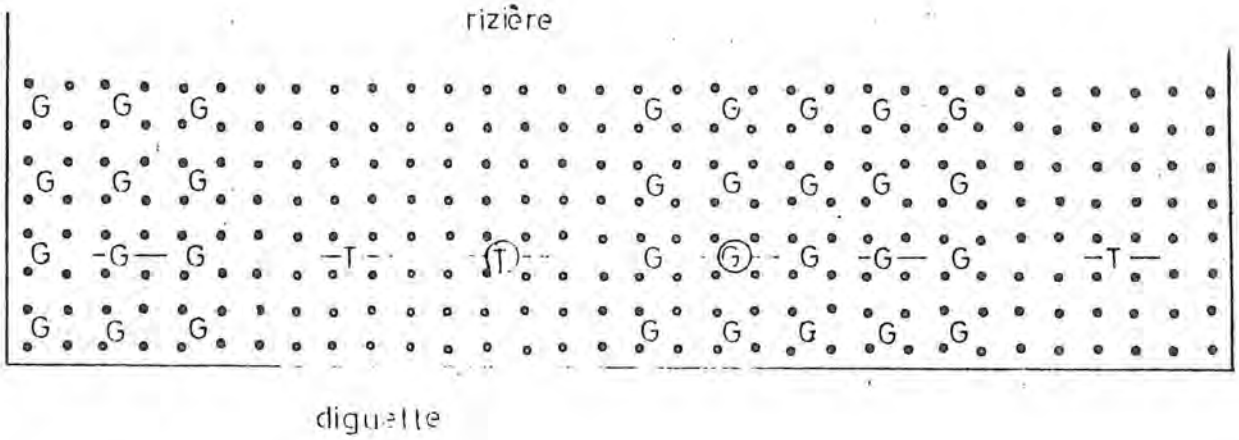
Tableau 1 - Analyse du sol d'ALASORA.

	Argile	Limons fins	Limons grossiers	Sables fins	Sables grossiers	Matière organique	P_2O_5 ppm (*)
0-30 cm	50,6	23,3	5,1	9,5	11,5	4,1	60
30-60 cm	37,9	20,4	10,2	13,8	17,7	1,6	44

(*) Méthode Olsen.

Le dispositif d'étude est représenté sur les figures 1 et 2 et comporte deux traitements : traitement G où l'on apporte des supergranules d'urée, traitement témoin T sans apport d'azote ; sur chacun des traitements, sont installés trois ensembles de huit bougies poreuses. Les bougies utilisées sont des bougies Soil Moisture de référence 655 X 1-B1M1 (ancienne référence 2131) montées suivant la méthode préconisée par JOURDAN [1979] mais sans tube PVC. Les bougies sont neuves et ont été rincées à l'eau déminéralisée avant installation ; le lavage à l'acide n'a pas été réalisé car les ions recherchés ne se rencontrent pas (NO_3^-) ou très peu (NH_4^+) dans les bougies neuves. Ces bougies ont été mises en place au moment du planage de la rizière par enlèvement et repose des couches successives de sol. Les bougies profondes sont horizontales ; près de la surface, elles sont verticales. Les bougies sont disposées suivant des cercles concentriques autour d'un point qui est le point d'apport des supergranules dans le cas du traitement G. C'est le point noté M sur la figure 2 : trois bougies notées A sont à 6,5 cm de distance du point M, trois bougies notées B sont à 14 cm et enfin deux notées C sont à 20 cm. Les tubes nylon (Ø ≈ 2 mm) qui permettent le transfert des solutions émergent verticalement du sol et sont fixés à 80 cm de hauteur sur un support en bois placé sur la diguette.

Fig.1_Schéma de l'essai mis en place à ALASORA



Légende :

G : 2 supergranules à 1g d'urée apportés à 10 cm

T : pas de supergranule

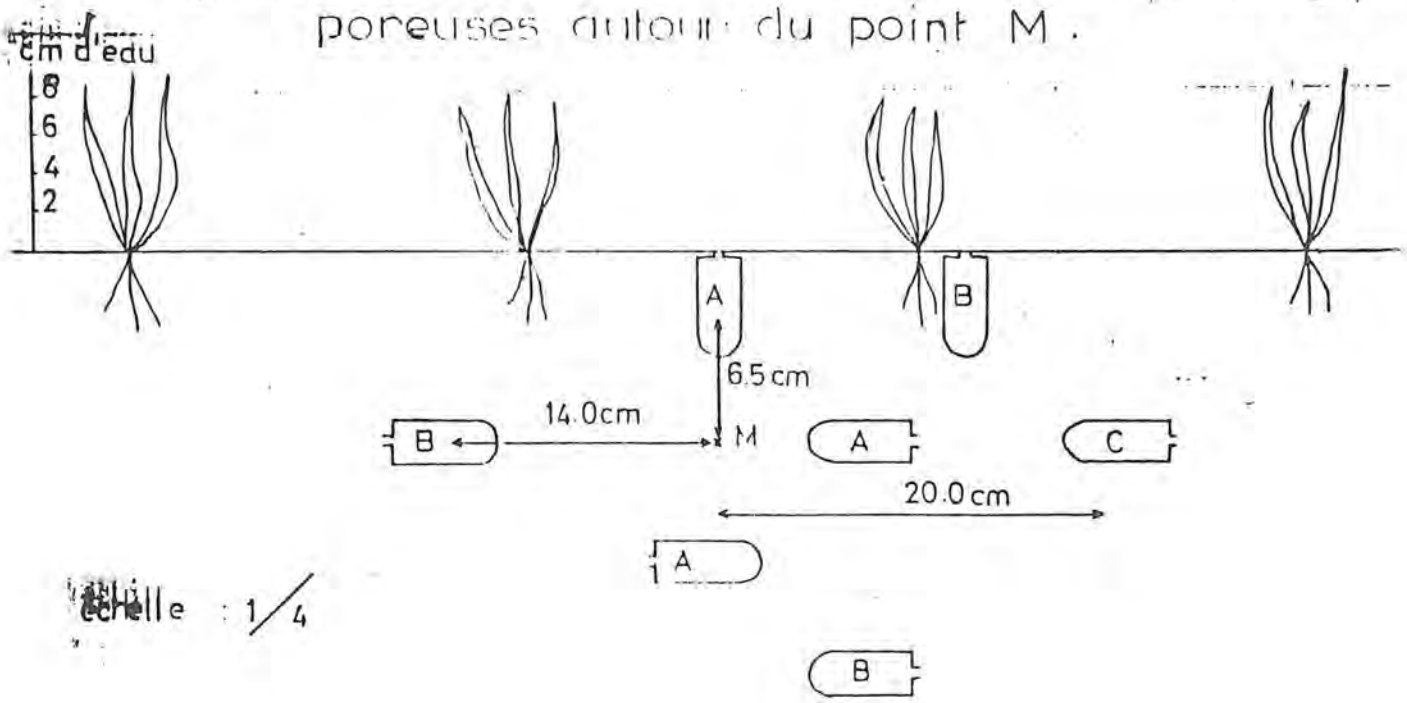
— — : emplacement d'un ensemble de 8 bougies poreuses (3 répétitions pour chaque traitement)

○ : répétition dont les résultats sont présentés sur la Fig. 3.

• : touffe de riz

échelle : 1/40

Fig.2_Répartition de l'ensemble de 8 bougies poreuses autour du point M.



échelle : 1/4

Le riz est planté à 3 brins suivant un écartement de 20 cm x 20 cm. La variété utilisée est *Makalioka*, à cycle long d'environ 170 jours. Le repiquage a été effectué en décembre, l'apport d'urée début janvier. Le tallage et l'épiaison du riz ont eu lieu respectivement en février-début mars et fin mars-début avril. La récolte a été faite à la mi-mai.

L'urée est apportée sous forme de deux supergranules contenant chacun 1 g d'urée. Ces supergranules sont déposés à la main environ à 10 cm de profondeur, entre 4 touffes de riz dans les zones notées G sur la figure 1. Ramenée à l'hectare, la fertilisation azotée s'élève à 58 kg N. Les fertilisations phosphatée et potassique, 90 kg P_2O_5 et 90 kg K_2O/ha, ont été faites au moment de la mise en boue et sur toute la rizière.

Les prélèvements se font en trois temps :

- une vidange des bougies par pression ;
- une première extraction sous vide jusqu'à obtention de 3 à 5 ml de solution qui sont rejetés ;
- une seconde extraction sous vide jusqu'à obtention des 6 à 10 ml nécessaires pour les dosages : c'est le prélèvement proprement dit. Nous séparons de cette façon la solution présente dans le volume intérieur de la bougie depuis le prélèvement précédent, la solution présente dans le corps de la bougie et la solution du sol externe. Le vide est obtenu à la pompe manuelle : la succion maximale est donc voisine de 0,8 bar. Les solutions du sol sont recueillies dans des fioles scellées (flacons à pénicilline). Avec 2 pompes à vide, l'ensemble de toutes ces opérations nécessite environ deux heures pour deux ensembles de bougies. Nous effectuons aussi un prélèvement dans la lame d'eau recouvrant le sol et notons sa hauteur.

Dans les 24 heures, les solutions du sol sont analysées au laboratoire. Pour cette raison et aussi parce que les échantillons sont sous vide, nous n'avons utilisé aucun inhibiteur de croissance bactérienne. L'ammonium est dosé colorimétriquement par la réaction du bleu d'indophénol,

catalysée par le nitroprussiate de sodium [ZADOROJNY et al, 1973 ; BURDIN et EGOUMENIDES, 1973]. Le tampon phosphate employé disperse les argiles présentes dans la solution prélevée et facilite leur sédimentation. Un prédosage est effectué à partir de 1 ml, 0,1 ml et éventuellement 0,01 ml de solution pour déterminer la dilution adéquate. Le dosage est ensuite répété deux fois en cas de dilution, une seule fois sinon (4 ml de solution). La gamme-étalon à 0,25, 0,50, 0,75 et 1 ppm $N\text{-}NH_4^+$ comporte 4 répétitions. La coloration obtenue est bleue, aucun produit organique n'ayant gêné la réaction pour les solutions issues de cet essai. La lecture de D.O se fait à 625 nm sur un appareil BECKMAN ACTA III. La limite de validité de la méthode est 0,1 ppm $N\text{-}NH_4^+$ pour la solution du sol et 0,05 ppm pour la lame d'eau (4 répétitions).

Le nitrate est dosé ionométriquement [MILHAM et al, 1970] avec une électrode ORION, modèle 93-07 [ORION RESEARCH, 1981] associée à une électrode de référence ORION 90-02, toutes deux branchées sur l'échelle potentiométrique d'un pH-mètre Corning EEL modèle 109. Pour la mesure, nous utilisons 2 ml de la solution du sol ou 10 ml de la lame d'eau que nous complétons à 20 ml avec de l'eau distillée. La force ionique de la solution est stabilisée avec 0,2 ml de $(NH_4)_2\ SO_4$ 0,2 N. La gamme-étalon comprend des solutions allant de 0,01 ppm de $N\text{-}NO_3^-$ à 1 000 ppm. Le logarithme de la concentration étant relié linéairement à la mesure du potentiel dans la plage 0,05-1 000 ppm de $N\text{-}NO_3^-$, la méthode s'applique jusqu'à 0,5 ppm pour la solution du sol et 0,1 ppm pour la lame d'eau.

3. RESULTATS

Nous présentons sur la figure 3 les résultats de neuf prélèvements successifs effectués sur une répétition, soit deux ensembles de bougies. Nous ne présentons pas ceux des deux autres répétitions car d'une part, les dates de prélèvement sont décalées de quelques jours à une semaine et

d'autre part, ces résultats confirment ceux de la première répétition. Sur celle-ci, le premier prélèvement a été effectué un mois après repiquage, juste avant l'apport d'azote ; le dernier prélèvement a eu lieu à la récolte (14/05/84) mais ses résultats diffèrent très peu de celui du 17/04. Une seule bougie s'est colmatée complètement et ce à compter du 20/03. Le premier prélèvement n'a été effectué que sur le traitement G, les autres sur les traitements G et T.

Nous avons effectué un prélèvement complémentaire le 15/02 en vue de confirmer en cours d'expérience l'efficacité de la méthode de prélèvement. Pour cela, nous avons procédé sur les bougies du traitement G (même répétition que ci-dessus) à des mesures de concentration sur les solutions qui sortent par vidange, puis application du vide. Les résultats sont reportés sur la figure 4.

4. DISCUSSION

4.1. Au plan agronomique

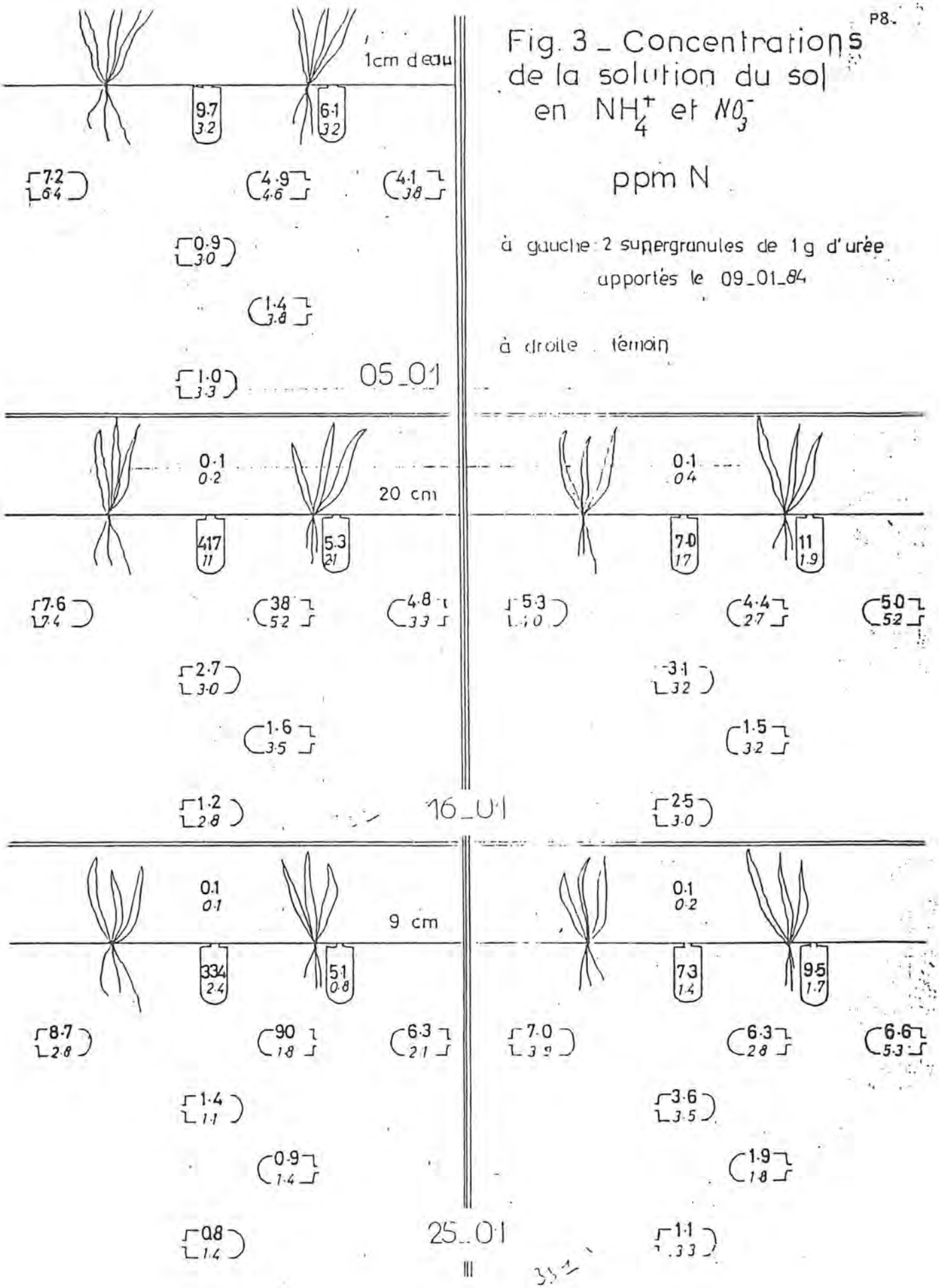
* Sur le témoin et pour les premiers prélèvements, la teneur en NH_4^+ est maximale (7 à 11 ppm) près de la surface et diminue avec la profondeur (3 à 4 ppm à 16 cm ; 1 à 3 ppm à 30 cm) ; la teneur en NO_3^- lui est inférieure près de la surface (1 à 2 ppm) et supérieure en profondeur (3 à 4 ppm à 30 cm). La teneur en NH_4^+ diminue brutalement (0,1 à 0,9 ppm le 06/03) en fin tallage-début montaison (fin février-début mars). La méthode de dosage ne fournit plus ensuite qu'une limite supérieure à cette concentration : 0,1 ppm. La concentration en nitrate diminue plus tard mais faiblement. Le fait saillant concerne l'évolution du rapport NH_4^+/NO_3^- : entre 0,5 et 6 le 16/01, il est inférieur à 0,1 en fin de cycle. Ce déficit en ammonium peut résulter de deux facteurs : une consommation préférentielle de l'ammonium par le riz, un processus de dénitrification moins intense que celui de nitrification.

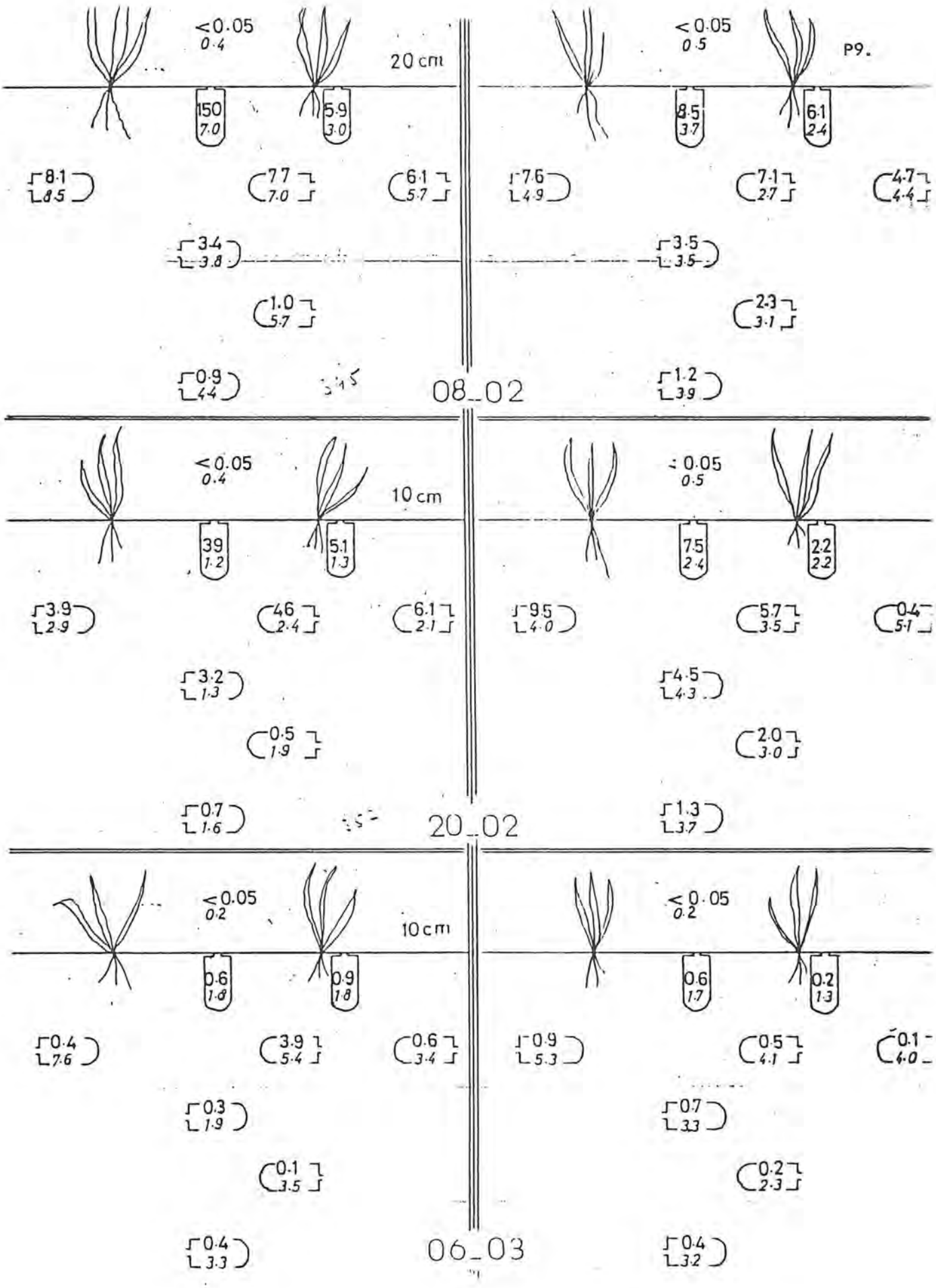
Fig. 3 _ Concentrations de la solution du sol en NH_4^+ et NO_3^-

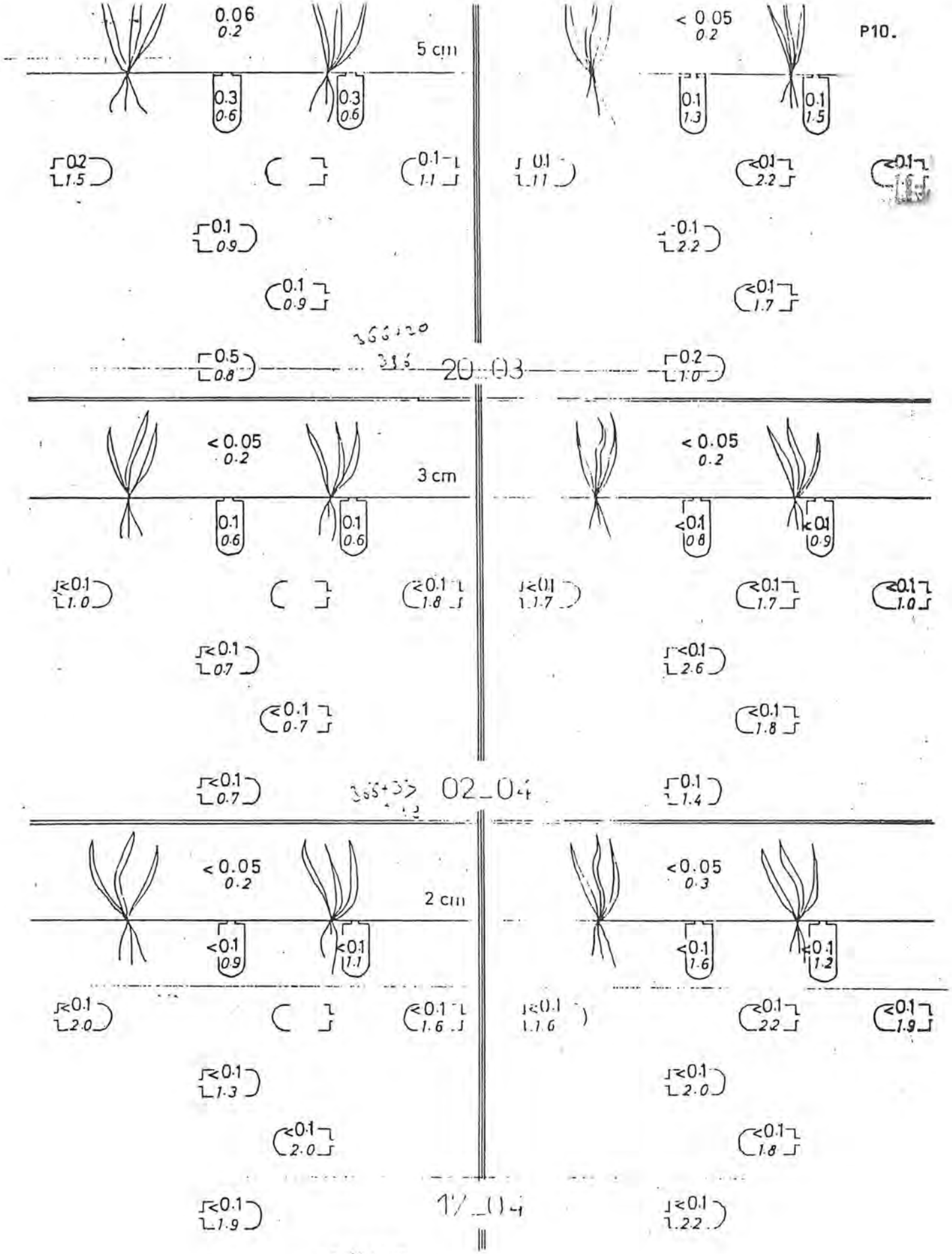
ppm N

à gauche : 2 supergranules de 1 g d'urée apportés le 09_01_84

à droite : témoin




20 cm
<0.05
0.4
150
7.0
5.9
3.0
8.1
8.5
7.7
7.0
6.1
5.7
3.4
3.8
1.0
5.7
0.9
4.4
<0.05
0.5
P9.
8.5
3.7
6.1
2.4
7.6
4.9
7.1
2.7
4.7
4.4
3.5
3.5
2.3
3.1
1.2
3.9
08_02
10 cm
<0.05
0.4
39
1.2
5.1
1.3
3.9
2.9
4.6
2.4
6.1
2.1
3.2
1.3
0.5
1.9
0.7
1.6
<0.05
0.5
7.5
2.4
2.2
2.2
9.5
4.0
5.7
3.5
0.4
5.1
4.5
4.3
2.0
3.0
1.3
3.7
20_02
10 cm
<0.05
0.2
0.6
1.8
0.9
1.8
0.4
7.6
3.9
5.4
0.6
3.4
0.3
1.9
0.1
3.5
0.4
3.3
<0.05
0.2
0.6
1.7
0.2
1.3
0.9
5.3
0.5
4.1
0.1
4.0
0.7
3.3
0.2
2.3
0.4
3.2
06_03


P10.
5 cm
0.06
0.2
0.3
0.6
0.3
0.6
0.2
1.5
0.1
1.1
0.1
0.9
0.1
0.9
0.5
0.8
< 0.05
0.2
0.1
1.3
0.1
1.5
0.1
1.1
<0.1
2.2
<0.1
1.6
0.1
2.2
<0.1
1.7
0.2
1.0
20_03
3 cm
< 0.05
0.2
0.1
0.6
0.1
0.6
<0.1
1.0
<0.1
1.8
<0.1
0.7
<0.1
0.7
<0.1
0.7
< 0.05
0.2
<0.1
0.8
<0.1
0.9
<0.1
1.7
<0.1
1.7
<0.1
1.0
<0.1
2.6
<0.1
1.8
0.1
1.4
02_04
2 cm
< 0.05
0.2
<0.1
0.9
<0.1
1.1
<0.1
2.0
<0.1
1.6
<0.1
1.3
<0.1
2.0
<0.1
1.9
<0.05
0.3
<0.1
1.6
<0.1
1.2
<0.1
1.6
<0.1
2.2
<0.1
1.9
<0.1
2.0
<0.1
1.8
<0.1
2.2
17_04

* Avant apport, le traitement supergranule est identique au témoin. Après, les concentrations en NH_4^+ sont très élevées (> 400 ppm) au voisinage du point M ce qui confirme l'effet localisé des supergranules mis en évidence par SAVANT et al [1982]. Nous notons toutefois une plus forte concentration vers le haut ; ceci est sans doute dû à la méthode de placement des supergranules qui modifie localement la structure régulière du sol et sa porosité.

La concentration en NH_4^+ est maximale une semaine à deux semaines après apport. Durant la première semaine, elle est multipliée par un facteur 10 à 40 sur deux bougies A. Ensuite, elle augmente très peu ou diminue. La consommation d'ammonium variant peu en ordre de grandeur, nous pouvons en déduire que l'urée est hydrolysée en grande partie au bout d'une semaine et totalement au bout de deux ou trois semaines. Ce laps de temps est voisin de celui observé par DELAUNE et PATRICK [1970]. L'ammonium est consommé au moment du tallage (février). Sa concentration redescend au niveau de la concentration initiale fin tallage-début épiaison (début mars). Elle diminue ensuite en-dessous de 0,1 ppm.

La concentration en nitrate atteint son maximum (11 ppm) juste après l'apport des supergranules et au-dessus de ceux-ci. Elle diminue au long du cycle mais sans descendre au niveau des concentrations en ammonium (0,6 à 2 ppm $N\text{-}NO_3^-$ pour moins de 0,1 ppm en $N\text{-}NH_4^+$).

L'ensemble des observations ci-dessus indiquent que l'azote provenant des supergranules a disparu de la "solution du sol" moins de deux mois après apport et un mois après hydrolyse. Les supergranules ont donc un effet retard très limité qui a peu à voir avec l'effet retard marqué de l'isobutyl-diurée (IBDU), par exemple. Pourtant, à leur introduction sur le marché des engrais, la tendance générale a été de les ranger dans la même catégorie [PATNAIK, RAO, 1979]. SAVANT et DE DATTA [1980] ont même avancé l'hypothèse que le gradient très fort de

concentration qui dérive des supergranules gêne les racines et les oblige à consommer d'abord l'azote périphérique, les racines progressant ensuite vers le centre. Si ce phénomène a lieu, ce ne peut être que dans une zone aux dimensions réduites (rayon $\leqslant$ 5 cm) car nous ne l'observons pas avec le dispositif d'étude mis en place.

* La lame d'eau présente de faibles concentrations en NO_3^- (0,1 à 0,5 ppm) et encore plus faible en NH_4^+ (0,1 ppm ou moins)

* La comparaison entre les deux traitements peut être effectuée sous l'angle cinétique, ceci d'autant plus que les concentrations en NH_4^+ varient parfois d'un facteur 10 à 65 entre deux prélèvements. Nous notons ainsi que la diminution brutale de la concentration en NH_4^+ de la solution du sol se produit dans tout le profil aux mêmes dates (et avec à peu près la même intensité) sur les deux traitements (prélèvements de 06/03 et 20/03). Les différences de concentration observées avant ce phénomène (400 à 50 ppm sur G ; 5 à 10 ppm sur T) ne semblent jouer aucun rôle : les supergranules "libèrent" donc de l'ammonium en grande quantité sans que cela semble modifier les cinétiques de prélèvement ou de disparition de cet ammonium. La réalité est certainement plus complexe et fait intervenir les différents compartiments de l'azote du sol ; mais elle ne peut guère être abordée qu'avec des isotopes.

Les supergranules ont essentiellement un effet localisé qui dure le temps de la consommation de l'ammonium, produit de l'hydrolyse de l'urée. Cet effet localisé permet de réduire les pertes par dénitrification [PATRICK et REDDY, 1976] et volatilisation [MIKKELSEN et al, 1978]. Il se juxtapose à un effet "date" qui consiste à obtenir une concentration maximale en NH_4^+ dans la solution du sol au moment de la consommation maximale (tallage-épiaison). C'est le "timing" [DE DATTA, 1981]. L'intérêt de cette forme d'engrais est donc net, à condition de pouvoir l'apporter à la bonne place au bon moment.

Les concentrations en nitrates sont voisines sur les deux traitements. Elles descendent peu au-dessous de 1 ppm alors que les concentrations en ammonium passent au-dessous de 0,1 ppm. Cet épuisement de la solution du sol en ammonium peut être lié à deux facteurs, une nitrification intense de l'ammonium ou sa consommation par le riz [YOUNGDAHL et al, 1982].

* L'ensemble des remarques précédentes est corroboré par les tallage et rendements obtenus sur les deux traitements : 13,0 talles/touffes pour T, 16,3 pour G ; 3,6 t/ha pour T, 4,3 t/ha sur G, soit une différence de rendement de 730 kg/ha, chiffre voisin de ceux obtenus par D'ONOFRIO et al [1984]. Nous observons que le rendement est proportionnel au nombre de talles.

4.2. Au plan méthodologique

L'essai a permis d'observer au champ le comportement des bougies poreuses. Les variations de la concentration en NH_4^+ entre deux prélèvements successifs atteignent des facteurs 40 et 60 dans l'un et l'autre sens. Cette bonne réponse des bougies est sans doute liée à deux facteurs :

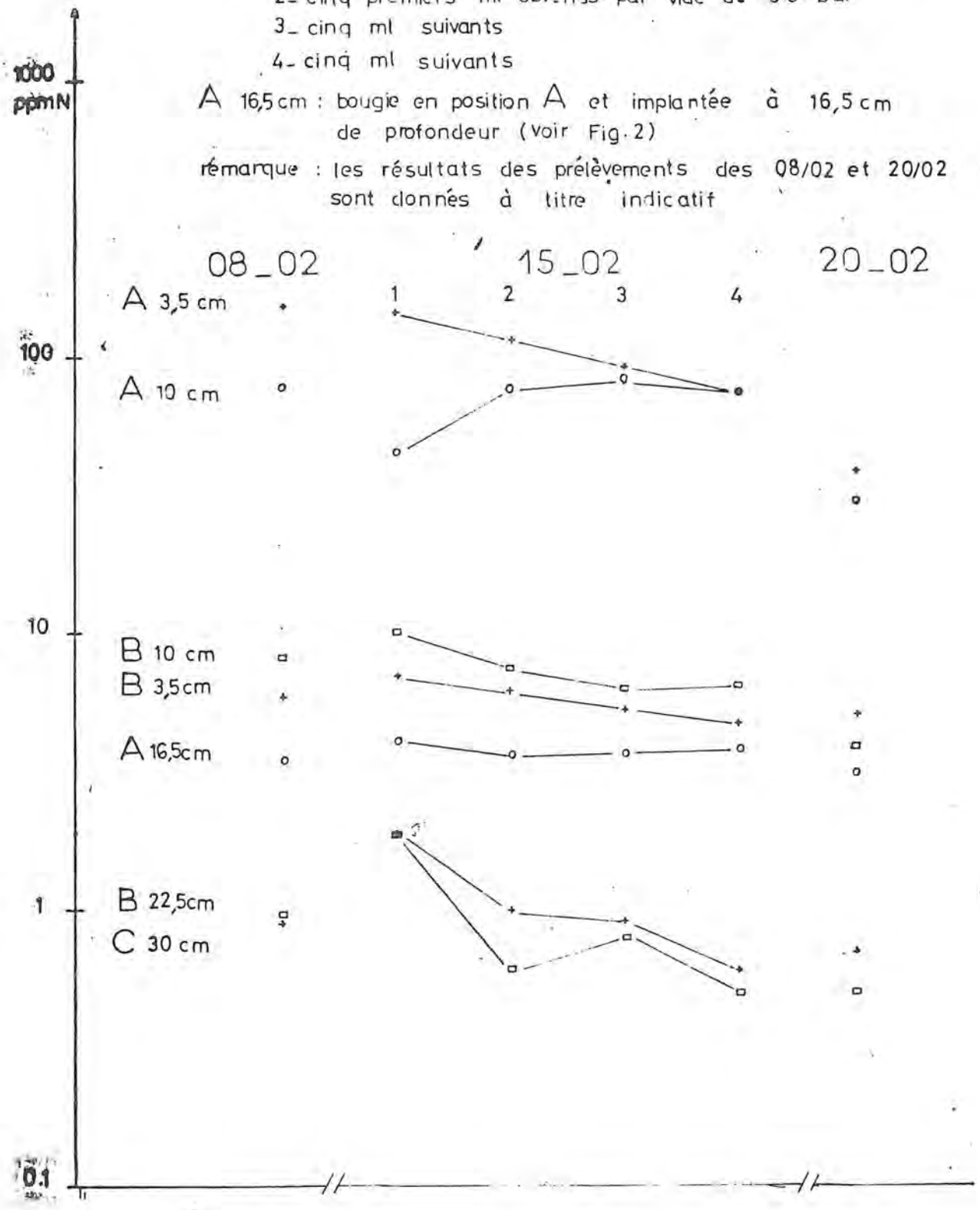
- la plage de concentration est telle que la capacité d'échange de la bougie intervient très peu sur les résultats. Pour une concentration de 0,005 ppm, ZIMMERMANN et al [1978] observent un taux de recouvrement en ammonium de 28 %. Pour des concentrations vingt fois à cent mille fois plus fortes comme celles de notre essai, ce taux de recouvrement doit atteindre les 100 %.
- la méthode de prélèvement
  Nous avons abordé ce second point plus en détail en procédant sur les bougies du traitement G à des mesures de concentration en NH_4^+ sur les solutions qui sortent par vidange, puis application du vide. Les résultats sont reportés sur la figure 4. Ils indiquent que la solution contenue dans la bougie depuis le prélèvement précédent a évolué par rapport à la solution du sol et ne peut être

Fig.4 _ Evolution de la concentration en NH_4^+ de la solution prélevée en fonction du temps (prélèvement du 15_02 sur 7 bougies)

1_ solution obtenue par vidange de la bougie
2_ cinq premiers ml obtenus par vide de 0.8 bar
3_ cinq ml suivants
4_ cinq ml suivants

A 16,5 cm : bougie en position A et implantée à 16,5 cm de profondeur (voir Fig. 2)

remarque : les résultats des prélèvements des 08/02 et 20/02 sont donnés à titre indicatif



retenue. Les trois prélevats qui suivent présentent des concentrations voisines, dans une fourchette de 20 % autour de la valeur moyenne. Ce résultat prouve le bien fondé de la méthode retenue.

Nous avons par ailleurs essayé de déterminer le volume de sol touché par une bougie. Ce volume de sol drainé par un prélèvement peut être calculé approximativement de la façon suivante. Le vide utilisé de 0,8 bar est voisin du potentiel matriciel à la capacité au champ pour ce sol (argileux en surface, limono-argileux en profondeur). La bougie draîne donc l'eau comprise entre l'humidité volumique à saturation (50 à 55 %) et la capacité au champ (40 à 45 %), soit à peu près le dixième du volume. Pour un prélèvement de 15 ml, le volume de sol touché est donc voisin de 150 cm^3. Pour les bougies utilisées, cela correspond à une épaisseur de sol entourant le préleveur de 1,8 cm pour une longueur de 5,8 cm. Il y a donc déplacement de la solution du sol. De plus, cet effet perturbateur inévitable s'ajoute à un effet de mélange des solutions provenant de différents niveaux dû à la longueur trop grande des préleveurs. Nous avons calculé qu'en utilisant des bougies de référence 2550-1 huit fois plus petites en volume, l'épaisseur de sol touché serait 3,2 cm pour une longueur de 2,3 cm. Il y aurait donc un effet de déplacement plus important mais un effet de mélange moindre. Elles conviendraient mieux en position A. Si on excepte ce problème de taille des bougies, la méthode de prélèvement est un bon compromis qui permet d'extraire la solution du sol sans trop la perturber.

5. CONCLUSION

La méthode de prélèvement de la solution du sol par bougies poreuses pour le suivi des différentes formes de l'azote dans les sols de rizières est très prometteuse. Elle a donné d'excellents résultats dans un cas où la géométrie d'apport de l'engrais azoté était importante. Elle peut sans doute être améliorée par l'utilisation de bougies plus petites implantées plus près du point d'apport.

L'essai réalisé a bien mis en évidence le caractère localisé de l'ammonium provenant des supergranules. Il est toutefois limité du fait du faible nombre de traitement (2) et parce que les répétitions ne sont pas synchrones. L'interprétation des résultats aurait été facilitée si les traitements avec riz avaient été doublés par des traitements sans riz et/ou perlurée.

Par ailleurs, il serait possible de prélever à l'inter-saison aussi longtemps que le sol est saturé ; cela apporterait des informations sur la recharge de la solution du sol en nitrate et ammonium. Enfin il serait intéressant de comparer les concentrations observées de la solution du sol aux valeurs obtenues par la méthode d'extraction par KCl N (pour l'ammonium).

6. BIBLIOGRAPHIE

- BURDIN S., EGOUMENIDES Ch. 1973
  Détermination de l'azote ammoniacal et nitrique dans les sols et les eaux. Méthodes de dosage automatique.
  L'Agronomie Tropicale XXVIII, 12, 1193-1199

- DE DATTA S. K. 1981
  Principles and practices of rice production.
  A Wiley-Interscience Publication, John Wiley and Sons, New York,618 p.

- DELAUNE R. D., PATRICK W. M. H. 1970
  Urea conversion to ammonia in waterlogged soils.
  Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34 : 603-607

- D'ONOFRIO G., RAVOHITRARIVO C. P., DUPUY J., GAUDIN R. 1984
  Effets comparés de l'application de perlurée et de supergranules d'urée sur riz inondé à Madagascar.
  A paraître.

- GAUDIN R., DUPUY J., RANAIVO J. 1984
  Les bougies poreuses, un outil pour le suivi de NH_4^+ et NO_3^- en solution dans les sols de rizières. I. Etude bibliographique.
  A paraître.

- JOURDAN O. 1979
  Eléments pour la fabrication et la mise en oeuvre des tensiomètres à mercure.
  Bulletin du G.F.H.N. No. 6, 53-64

- MIKKELSEN D. S., DE DATTA S. K., OBCEMEA W. N. 1978
  Ammonia volatilization losses from flooded rice soils.
  Soil Sci. Soc. Am. J. 42 : 725-730

- MILHAM P. J., AWAD A.S., PAULL R. E., BULL J. E. 1970
  Analysis of plants, soils, and waters for nitrate by using an ion-selective electrode.
  Analyst. 95, 751-757

- ORION RESEARCH. 1981
  Instruction manual for nitrate ion electrode, Model 93-07.
  Cambridge, Massachusetts 02139. USA

- PATNAIK S., RAO M. V. 1979
  Sources of nitrogen for rice production.
  Pages 25 à 43 dans Nitrogen and Rice.
  IRRI Los Banos, Phillippines 499 p.

- PATRICK W.H., REDDY K. R. 1976
  Nitrification-Dénitrification reactions in flooded soils and water bottoms : dependence on oxygen supply and ammonium diffusion.
  J. Environ. Qual. 5 : 469-472

- SAVANT N. K., DE DATTA S. K. 1979
Nitrogen release patterns from deep placement sites of urea in a wetland rice soil.
Soil Sci. Soc. Am. J. 43 : 131-134

- SAVANT N. K., DE DATTA S. K. 1980
Movement and distribution of ammonium-N following deep placement of urea in a wetland rice soil.
Soil Sci. Soc. Am. J. 44 : 559-565

- SAVANT N. K., DE DATTA S. D., CRASWELL E. T. 1982
Distribution patterns of ammonium nitrogen and ^{15}N uptake by rice after deep placement of urea supergranules in wetland soil.
Soil Sci. Soc. Am. J. 46 : 567-573

- SHIORI M. 1941
Denitrification in paddy soils.
Kagaku (Tokyo) 11 : 1-24

- VELLY J. 1967
Influence de la localisation de l'azote et du phosphore en rizière sur leur absorption étudiée avec les isotopes ^{15}N et ^{32}P.
L'Agronomie Tropicale XXII, 4, 364-376

- YOUNGDAHL L. J., PACHECO R., STREET J. J., VLEK P. L. G. 1982
The kinetics of ammonium and nitrate uptake by young rice plants.
Plant and Soil 69, 225-232

- ZADOROJNY C., SAXTON S., FINGER R. 1973
Spectrophotometric determination of ammonia.
J. W. P. C. F. 45 (5) : 905-912

- ZIMMERMANN C. F., PRICE M. T., MONTGOMERY J. R. 1978
A comparison of ceramic and teflon in situ samplers for nutrient pore water determinations.
Estuarine and Coastal Marine Science 7, 93-97

REMERCIEMENT

Nous remercions vivement M. Samuel RANDRIANARISON qui a mis sa rizière à notre disposition et tout le personnel du LRI de Tananarive pour l'aide qu'il nous a apportée.

REFLEXIONS SUR LES ACQUIS ET PERSPECTIVES DES TRAVAUX A REALISER

(Séance du 19/12/84 après-midi)

Compte-rendu de Séance

P. FALLAVIER

THEME 1 : DETERMINATIONS ANALYTIQUES

Choix des sols

Il apparaît plus utile de choisir des cas types plutôt qu'une collection de sols non spécifiques des milieux tropicaux si on veut intéresser d'autres partenaires à nos recherches.

Il est nécessaire de caractériser ces sols en les replaçant dans leur contexte pédologique d'abord, puis en caractérisant leurs différentes fractions dont on étudie le comportement individuel.

La minéralogie est un paramètre important à connaître. Les laboratoires du GERDAT disposent du matériel nécessaire et suffisant, mais aucun chercheur ne s'est spécialisé, même partiellement, dans ce domaine qu'il n'est pas souhaitable de sous-traiter à l'extérieur. Ce type d'analyse est à faire soi-même avec le conseil des spécialistes.

Le comportement des plantes pourrait être utilisé pour bien choisir l'époque du prélèvement, pour avoir des échantillons correspondant à un état bien caractérisé d'une plante.

Analyses

Des méthodologies nouvelles sont à créer, car les analyses chimiques n'expliquent pas toujours les différences de comportement du sol.

Compte tenu des problèmes d'échantillonnage et de précision analytique, elles devront être étudiées en tenant compte des renseignements fournis par le diagnostic foliaire. Il faut veiller cependant à conserver un caractère général à ces nouvelles analyses pour pouvoir les utiliser valablement sur d'autres sols que ceux étudiés dans le cadre de l'ATP.

Parmi ces nouvelles méthodologies, l'Electro Ultra Filtration est évoquée. L'ORSTOM possède désormais le matériel de mise en oeuvre de cette technique et un travail en commun avec le GERDAT peut être envisagé.

THEME 2 : MOUVEMENT DES IONS DANS LE SOL
RELATIONS SOLUTION DU SOL-RACINES

Les seuls équilibres sols-solution sont insuffisants pour expliquer la nutrition et la croissance des plantes. Il est indispensable d'étudier l'interaction sol-racine.

Il est d'abord nécessaire de caractériser l'enracinement et l'appareil racinaire. La notion de "profil cultural" est importante.

Ensuite, l'effet rhyzosphérique est plus complexe à aborder. Comment la plante satisfait ses besoins en modifiant son enracinement immédiat ? Cet aspect de la nutrition des plantes a été très peu abordé au GERDAT. Des chercheurs de l'INRA Dijon, ENSA Montpellier, CNRF, travaillent sur ces sujets. Le CPB de Nancy étudie les phénomènes de transferts sol-plante. Sur les sols tropicaux, des mesures peuvent être assez facilement faites : pression partielle de CO_2 au niveau des racines, exsudation racinaire. L'effet des endomycorrhizes peut être abordé.

En ce qui concerne les mouvements d'ions dans le sol, plusieurs techniques sont possibles :

- prélèvement à la tarière,
- études en cases lysimétriques,
- suivi du flux hydrique et prélèvement de solution par des bougies poreuses.

Sans s'étendre sur les difficultés pratiques de mise en oeuvre de ces techniques (échantillonnages, ...), l'intérêt de ce type de travail est limité dans l'étude de l'alimentation des plantes, car on observe les mouvements de l'eau mobile alors que dans la rhyzosphère l'étude de l'eau liée serait plus intéressante. Elle est récupérable à partir d'extraction à des pF élevés.

L'eau de circulation a de l'importance dans la connaissance du drainage.

THEME 3 : ACIDITE DES SOLS TROPICAUX

L'acidité des sols tropicaux, naturelle ou due à l'effet d'apports importants de KCl par exemple, pose un problème. Souvent elle s'accompagne d'une toxicité aluminique qu'on corrige empiriquement par des apports de chaux ou de sulfate de calcium.

L'évolution de cette acidité suit des lois théoriques bien connues aujourd'hui : l'augmentation de la concentration de l'électrolyte (KCl par exemple) abaisse le pH et augmente l'acidité d'échange. Si on sèche le sol, on obtient le même effet pour la même raison. Ainsi il apparaît des toxicités en Al et Mn en fonction des saisons.

Les effets de l'acidité ne variant pas de façon linéaire, il faut raisonner sur des courbes plutôt que sur des valeurs ponctuelles.

Des interventions modifiant le cycle biologique peuvent contribuer à corriger l'acidité, sans changer les caractères physico-chimiques du sol, encore que le temps nécessaire soit assez long et les modifications observées réversibles.