

COMPTE RENDU DU STAGE EFFECTUE AU G.E.N. DE CADARACHE
DANS LE SERVICE DE RADIO-AGRONOMIE
(7 SEPTEMBRE 1978 - 19 NOVEMBRE 1978)
M. CHEVAL (Technicien ORSTOM/DAKAR)

Avec la collaboration de S. DOULBEAU (Technicienne O.R.S.T.O.M./CADARACHE)

Ce stage d'une durée de 2 mois avait les objectifs suivants :

- Définir les modalités d'utilisation d'un humidimètre à neutron type "Solo 20" à partir d'une expérimentation "in situ" consistant à suivre une cinétique d'infiltration - ressuyage après apport d'eau.
- Contribuer à la mise au point d'une méthode de fractionnement, par tamisage sous eau, de la matière organique des sols sableux du Sénégal à l'aide de ^{14}C

A/SONDE A NEUTRON (11 Septembre au 11 Octobre).

I - PROGRAMME DU STAGE

- La première semaine a été consacrée à rassembler les éléments de bibliographie permettant la prise en main de la sonde et l'exploitation des résultats
- Le matériel et les aménagements nécessaires à l'expérimentation "in situ" ont été mis en place la deuxième semaine.
- L'expérimentation proprement dite a été effectuée la troisième semaine
- La quatrième semaine a été consacrée au dépouillement des résultats (à la main), à la perforation de cartes en vue d'un traitement informatique et à des mesures complémentaires dans le sol avec divers types de tubes (Inox, P.V.C.) afin de définir les modifications à apporter à l'étalonnage de la sonde en fonction de la nature du tube de mesure.

II - RAPPEL DU PRINCIPE DES MESURES D'HUMIDITE DU SOL PAR LA METHODE NEUTRONIQUE

Des neutrons rapides, émis par une source d'Americium Beryllium mobile dans un tube, sont ralentis par chocs élastiques successifs avec les noyaux des éléments chimiques du sol. Ce ralentissement est d'autant plus important que les masses des noyaux rencontrés et des neutrons sont de valeur proche. L'hydrogène présent dans le sol sous forme H_2O est la cause principale de ce ralentissement. Les neutrons ayant perdu l'excédent d'énergie qu'ils possédaient participent à l'agitation thermique et forment un nuage centré sur la source radio-active. La densité en neutrons thermique de ce nuage est fonction du taux d'humidité du sol.

O. R. S. T. O. M. = 8 AOUT 1979
Collection de Référence

n° 9804 Pedo

Les neutrons sont capturés par un détecteur à H_e^3 et les informations transmises sous forme d'impulsions électriques, sont acheminées par l'intermédiaire d'un câble à l'appareil de lecture. Les données exprimées en impulsion par seconde (N i/s) sont transcrites automatiquement sur papier thermosensible (Solo 10) ou sur bande magnétique (NE-MO), ou bien visionnées directement sur afficheur digital (Solo 20).

Le nombre d'impulsions par seconde est relié au taux d'humidité volumique du sol par une relation de type.

$N \text{ i/s} = aHv + b$ (dans sa forme la plus simple) où a et b sont des variables liées à la composition chimique du sol.

Une partie des neutrons émis sont en effet capturés par d'autres constituants du sol (chlore, Bore...). Il est donc important avant toute utilisation et si l'on veut effectuer des mesures quantitatives d'humidité de procéder à un étalonnage de la sonde.

Nous retiendrons plus particulièrement 2 méthodes d'étalonnage :

- méthode d'étalonnage aux champs :

A l'aide d'une tarière on prélève dans le sol, en général, tous les 10 cm des échantillons dont on détermine l'humidité pondérale (105° pendant 48 h à l'étuve), puis l'humidité volumique ($Hv \% = Hp \% \times d$ exprimant la densité apparente de la terre sèche). En même temps on relève un profil neutronique aux mêmes côtes de profondeur exprimés en impulsions par seconde (N i/s). Les couples (N, Hv) permettent de tracer la droite moyenne d'étalonnage pour le type de sol considéré où celle de chacun des horizons dans le cas d'un sol à tranches très différentes. Pour obtenir une bonne précision il est nécessaire d'effectuer de nombreuses répétitions assez près du tubage et à des taux d'humidité différents.

- méthode d'étalonnage au bloc graphite

Elle consiste à déterminer sur échantillon remanié les inter-actions neutrons-sol. Les sections efficaces d'absorption (Σa) et de diffusion (Σd) thermique sont mesurées après que les échantillons soient soumis à un bombardement de neutrons. Un calcul rapide permet de déterminer les coefficients $\alpha, \beta, \gamma, \delta$ de l'équation générale :

$$N \text{ i/s} = (\alpha \rho_s + \beta) Hv + \gamma \rho_s + \delta \quad (N = 1000 \text{ i/s dans l'eau pour les sondes solo})$$

$\rho_s =$ densité apparente sèche)

III - DISPOSITIF EXPERIMENTAL (Fig. 1)

Un tube en aluminium de 2 mètres de longueur et 41/45 mm de diamètre fermé par un embout conique a été implanté verticalement dans le sol après forage d'un avant trou à la tarière. L'enfoncement a été fait manuellement à l'aide d'une masse jusqu'à 175 cm de profondeur. Une planche en bois posée sur la partie supérieure du tubage empêchait la déformation de ce dernier lors des martellements.

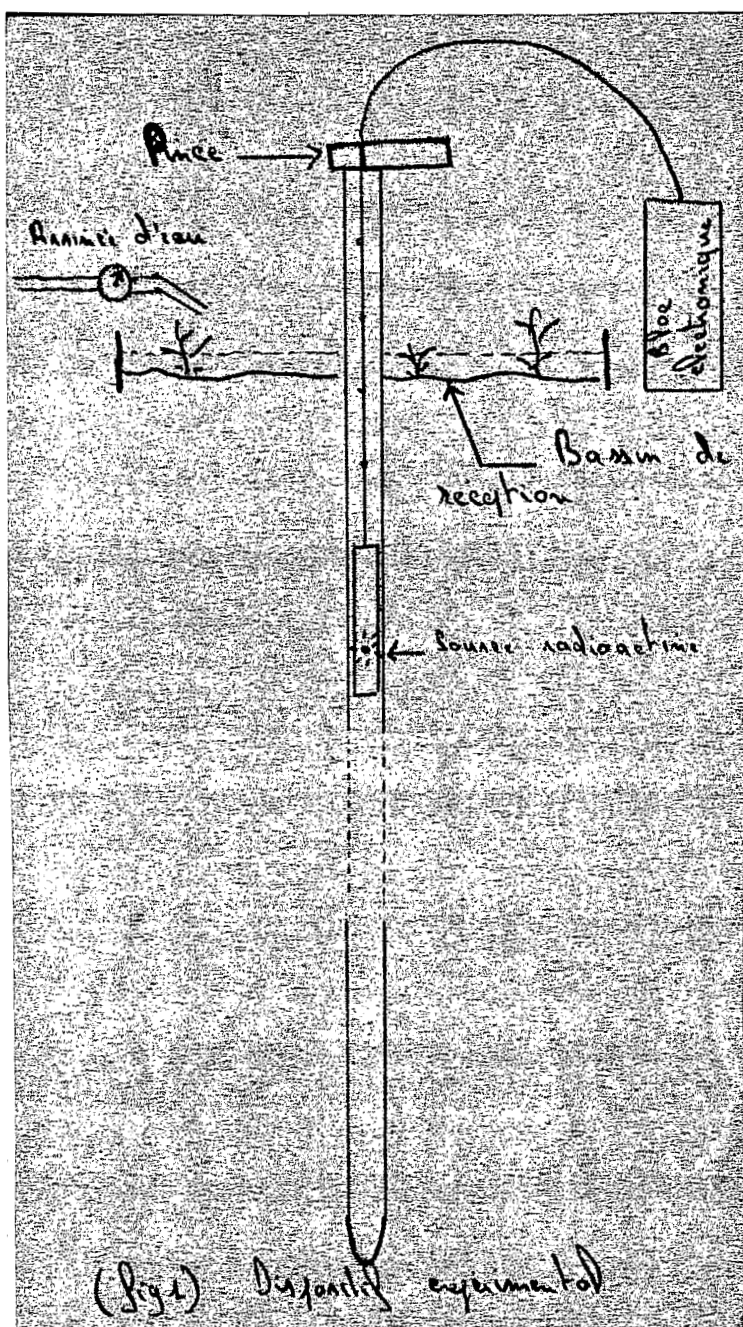
Un cône de terre fine de surface pulvérisée à la main est maintenu autour du tube durant la période d'enfoncement pour réduire au maximum les espaces libres pouvant résulter d'arrachements et pour colmater l'entonnoir de surface créé par la fréquence des sorties de la tarière.

Le tube en place, il restait une hauteur aérienne de 50 cm. Il a été hermétiquement fermé par un bouchon caoutchouc entre 2 mesures afin d'éviter les pénétrations d'eau (humidité-pluie).

Un seul anneau métallique d'un mètre carré de surface axé sur le tube a servi de bassin de réception durant les apports d'eau qui sont faits directement à partir d'une canalisation servant à l'irrigation. En fin d'infiltration, le sol est recouvert d'une toile plastique afin d'éviter toute évaporation. La parcelle d'essai est située sur une ancienne zone alluvionnaire de la Durance à 3 km du C.E.N. Le sol est de type brun calcaire à texture limono-argileuse et à structure polyédrique moyenne sur tout le profil. Dès la surface on note la présence de myceliums calcaires et à partir de 65 cm l'apparition de poupées calcaires (3 à 4 cm) dont le nombre va s'intensifiant jusqu'à 155 cm.

La tranche de sol 50-90 cm présente la particularité d'être sillonnée par un important réseau de galeries de vers de terre, parfois bouchées par des déjections.

Lors de notre expérimentation deux sondes de type solo ont été utilisées. La première partie des relevés a été exécutée avec une sonde solo 10 (source de 10^{14} C). A la suite de plusieurs pannes d'alimentation de cette dernière nous avons pu employer une sonde solo 20 (source de $40_{m\mu}$). Afin de vérifier le bon fonctionnement de ces sondes des mesures "point-eau" ($N = 1000$ impulsions par seconde pour les sondes solo) étaient effectuées toutes les heures dans un fût de 200 litres remplis d'eau dans lequel était immergé un tube aluminium, A l'intérieur du tube guide, la source était positionnée en profondeur grâce à des repères fixés tous les 10 cm sur le câble la reliant à l'appareil de lecture. Il est à signaler que le système d'entraînement du câble par molette crantée existant sur la solo 20 ne donne pas entière satisfaction. Il serait nécessaire de mettre au point une autre méthode afin de pouvoir positionner la sonde de façon précise.



IV - MESURES ET RESULTATS

1/ Etalonnage de la sonde

Lors du forage de l'avant trou à la tarière, des échantillons de sol ont été prélevés tous les 10 cm afin de déterminer leur humidité pondérale, puis l'humidité volumique. Aussitôt la pose du tube terminée un profil neutronique a été effectué. On détermine ainsi les couples (N_1Hv_1) du profil d'humidité initial (tableau a).

(Fig. 2)

N.Y.S.

400

300

200

100

ORDRE D'ETALONNAGE MOYENNE DU PROFIL

10%

20%

30%

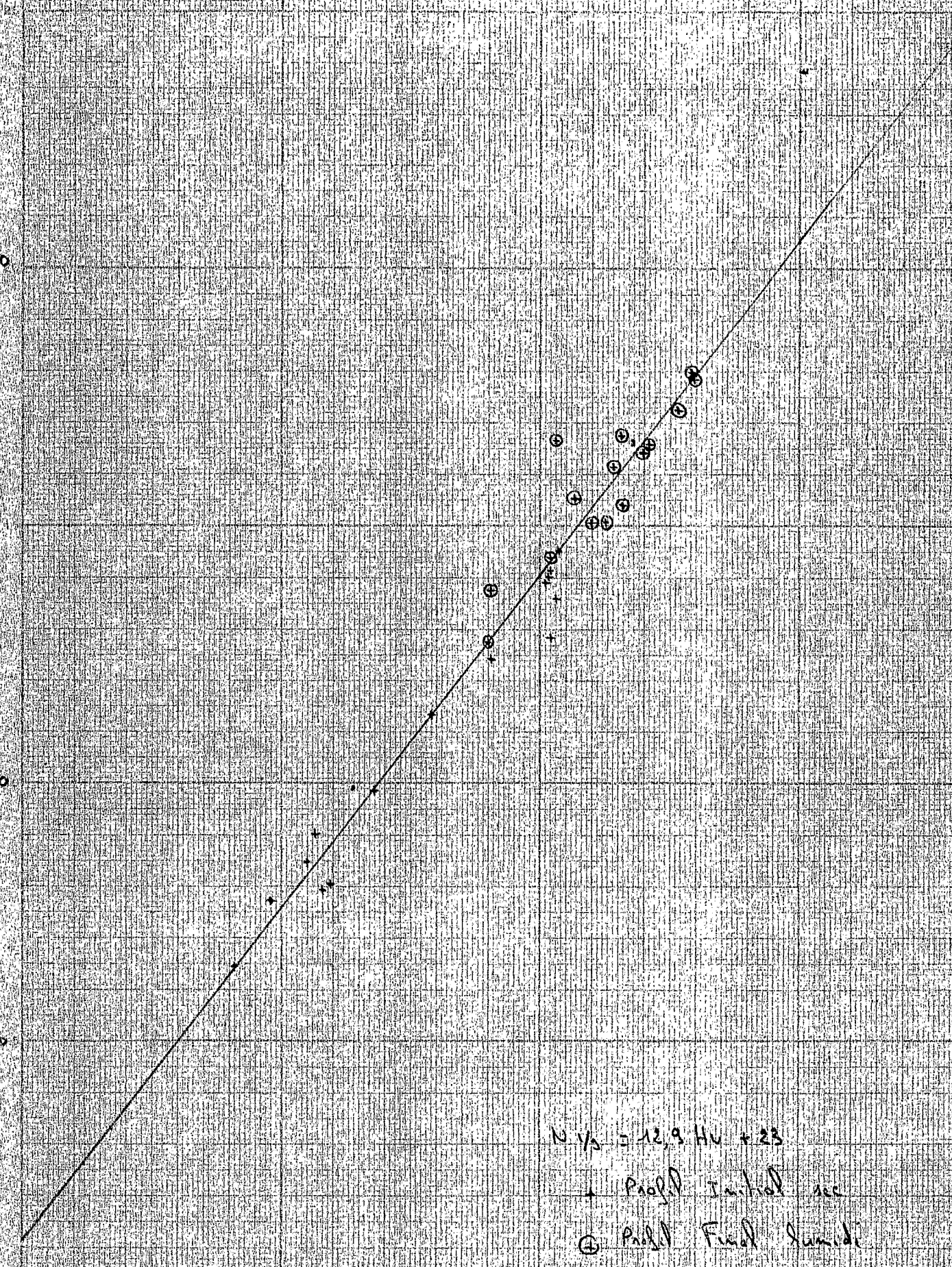
40%

$N.Y.S. = 12,9 HU + 23$

+ Profil Initial sec

⊕ Profil Final Humide

SCIENTIFIC SERVICE - BVA



En fin d'expérimentation et par la même méthode on a déterminé les couples (N_2Hv_2) du profil d'humidité final (tableau b). Une seule répétition a été faite à chaque stade d'humidité. Une fosse a été ouverte tangentiellement au tube. Elle a permis d'effectuer l'observation pédologique, la vérification de la bonne mise en place du tubage, l'interprétation de certaines irrégularités observées sur les profils neutroniques et la mesure du profil de densité de sol à l'aide de la méthode au cylindre.

Les densités apparentes ont été effectuées aux cotes 15, 35, 45, 65, 85 et 100 cm. Trois répétitions ont été faites sur chaque tranche du sol (Tableau c).

Profondeur/cm	-15	-25	-35	-45	-55	-65	-75	-85	-95	-105	-115	-125	-135	-145	-155
Hv1 %	8,2	9,6	11,6	11,9	11,0	11,3	13,6	15,8	18,1	20,4	20,6	20,2	20,3	20,4	20,7
N_1 i/s	129	154	159	161	169	180	197	228	248	257	272	278	280	283	291

Tableau (a) : Couples (N_1 Hv1) du profil d'humidité initiale

Profondeur/cm	-15	-25	-35	-45	-55	-65	-75	-85	-95	-105	-115	-125	-135	-145	-155
Hv2 %	18,0	21,3	24,0	23,2	22,0	20,4	18,1	22,5	22,8	25,3	25,9	25,8	24,2	23,1	20,6
N_2 i/s	255	311	328	308	302	288	285	301	323	345	358	360	343	336	334

Tableau (b) : Couples (N_2 Hv2) du profil d'humidité final

Profondeur/cm	-15	-35	-45	-65	-85	-100
Densité apparente moyenne	1,34	1,49	1,38	1,38	1,39	1,42

Tableau (c) : Mesures de densité apparente sèche

La droite d'étalonnage moyenne du sol est représentée (fig. 2). Son équation obtenue par régression linéaire est :

$$N = 12,9 \text{ Hv} + 23 \quad (\text{avec Hv en } \%).$$

2/ Cinétique d'infiltration (fig. 3 et 3 bis)

Un seul apport d'eau de 300 litres (volume contrôlé par un simple compteur d'eau) a été fait le 25 Septembre à partir de 13 h 40. Il a été arrêté à 17 h 00 après rupture en plusieurs points de la canalisation d'arrivée d'eau due au mauvais état de cette dernière. Le niveau n'ayant pas été maintenue constant dans le bassin de réception, il n'est possible de définir qu'un débit d'infiltration moyen de 90 mm/h ce qui laisse supposer une très bonne perméabilité.

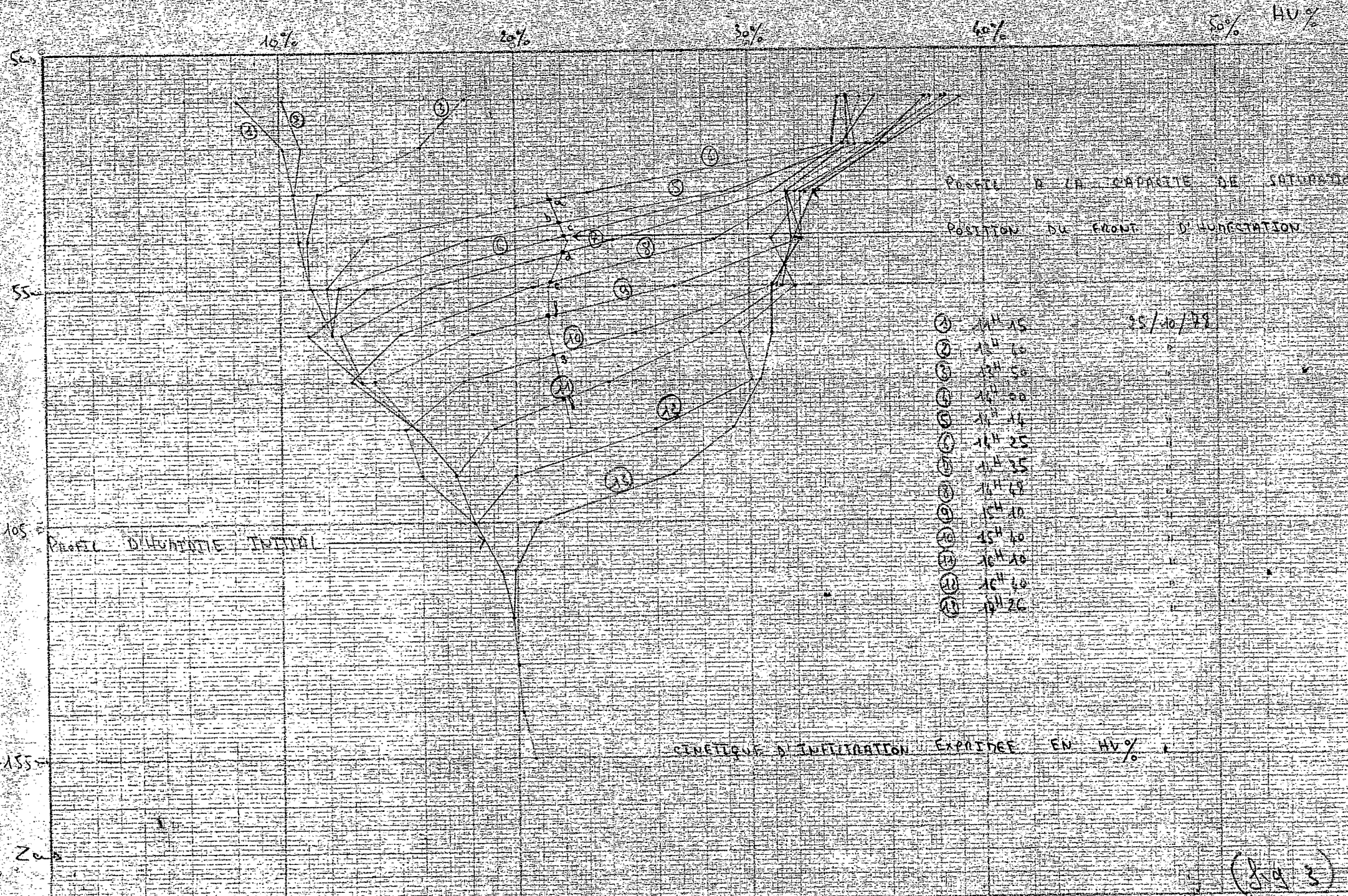
La succession des profils d'humidité relevée pendant la période d'infiltration est représentée (fig. 3).

Les mesures ont été effectuées toutes les dix à quinze minutes jusqu'au raccordement avec le profil initial d'humidité. Elles permettent :

- de préciser la position et la vitesse d'avancement du front d'humectation localisé au moment où la réhumectation est réalisée à 50 %
- de déterminer la capacité de saturation apparente définie par le profil d'humidité maximale.
- d'évaluer dans le cas de notre expérimentation les pertes par diffusion latérale dues à l'absence d'anneau de garde.

Position du front d'humectation

Graphiquement c'est "l'intersection entre le profil neutronique et un profil théorique médian entre le profil initial et celui à la capacité de saturation apparente" (Marcesse, 1973). Les points a, b, c, d, e, f (fig.3) déterminent les différentes positions du front d'humectation lors de l'infiltration. On lit en ordonnée les variations de côtes.



PROFIL DE LA CAPACITE DE SATURATION

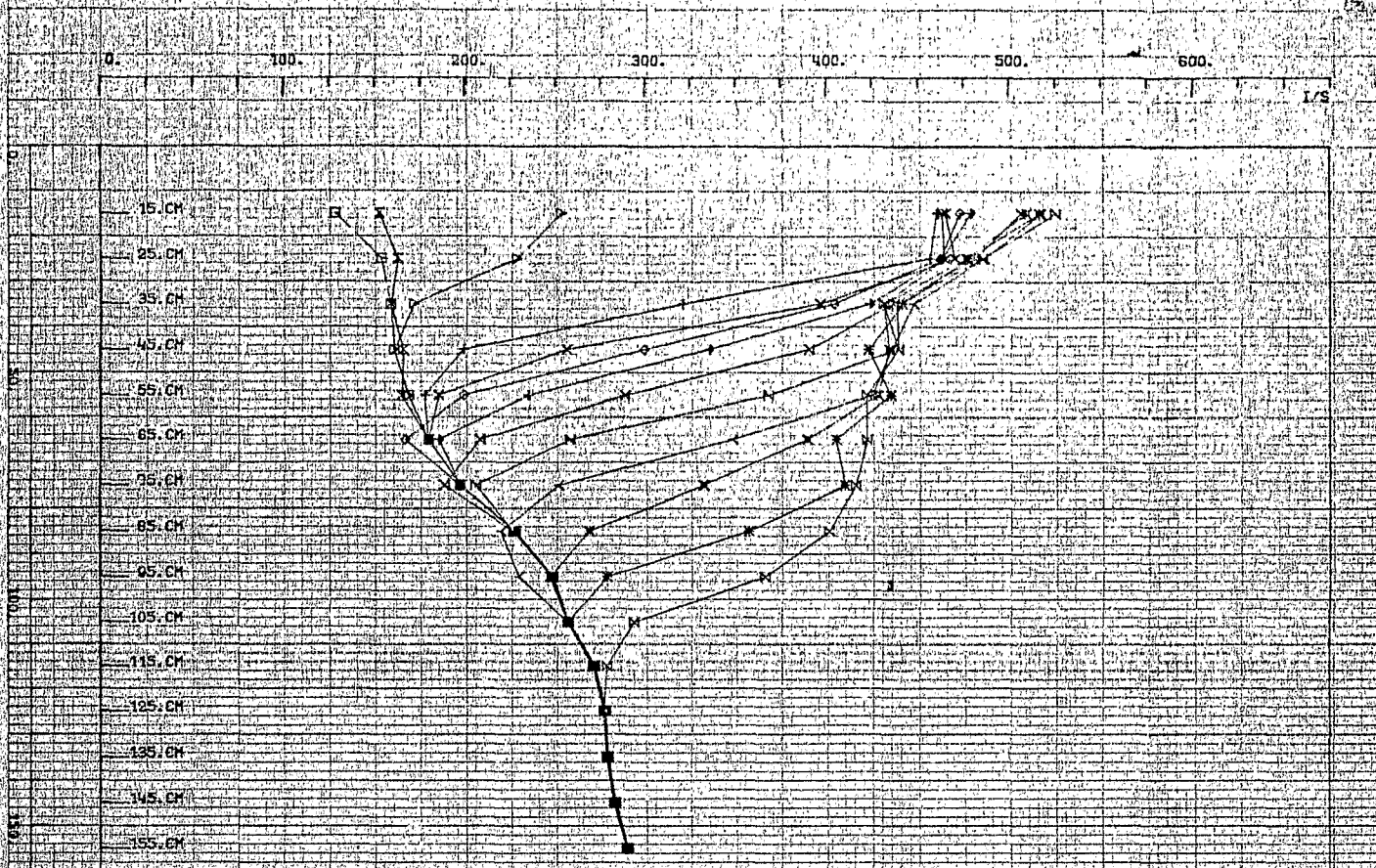
POSITION DU FRONT D'UNGSTATION

- ① 14 15
- ② 14 16
- ③ 14 18
- ④ 14 20
- ⑤ 14 22
- ⑥ 14 24
- ⑦ 14 25
- ⑧ 14 25
- ⑨ 14 25
- ⑩ 14 25
- ⑪ 14 25
- ⑫ 14 26

25/10/79

CINETIQUE D'INITIATION EXPERIEE EN HV%

(J. G. 3)



CINETIQUE D'INFILTRATION SOL CADRACHE STAGE DE SEPTEMBRE 1978

PROFILS NEUTRONIQUES OU HYDRIQUES

SYMBOLE	JOUR
□	268.47
×	268.51
△	268.58
+	268.59
×	268.59
◇	268.60
△	268.61
+	268.62
×	268.63
△	268.65
+	268.67
×	268.69
◇	269.23

CINETIQUE D'INFILTRATION EXPRISEE EN V_L/V

(Jug 3 h)

MUSCOURT

Vitesse d'avancement du front d'humectation

L'expression des variations de cote du front d'humectation en fonction du temps permet de définir sa vitesse d'avancement (fig. 4). Elle apparaît relativement homogène dans la tranche 35-80 cm oscillant entre 21 cm/h et 18 cm/h, si l'on considère que la charge d'eau en surface a peu varié.

Il n'est pas possible de la définir :

- pour la tranche de sol 15-35 cm par absence de profil neutronique dû à une panne de la sonde (solo 10) en début d'infiltration

- dans les horizons profonds où la capacité de saturation n'a pas été atteinte.

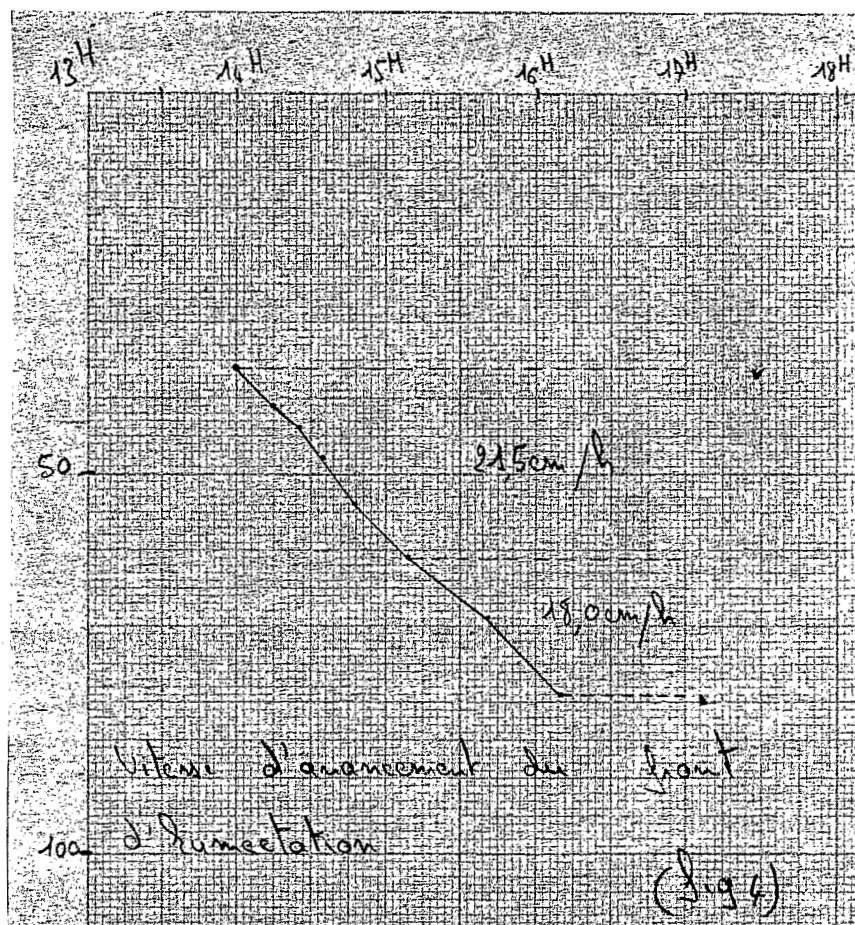
Capacité de saturation

Le profil d'humidité maximale est interprétable jusqu'à 80 cm, cote atteinte par le front d'humectation lorsque l'infiltration est arrêtée à la suite de la rupture de la canalisation d'arrivée d'eau. De 15 à 35 cm, il décroît régulièrement de 38 % Hv à 32 % Hv, puis se stabilise entre 30 et 32 % Hv de 35 à 80 cm. Cette augmentation de porosité en surface est liée au fait que la tranche 0-30 est un ancien horizon de labour.

Evaluation des pertes "diffusion latérale"

La variation du stock d'eau présent dans le sol peut être calculée à chaque instant et pour chaque tranche de sol directement à partir des données neutroniques (fig. 4 bis).

Soit $N = aHv + b$ l'équation de la droite d'étalonnage, N_1 la mesure au temps t_1 et N_2 au temps t_2



EVOLUTION DU STOCK HYDRIQUE PAR TRANCHE DE SOL EN CM

SYMBOLE	COTE	
	S.P.	INF.
○	0	65
□	65	100
△	100	150

SOMMES U 1/5 OU D (mm)

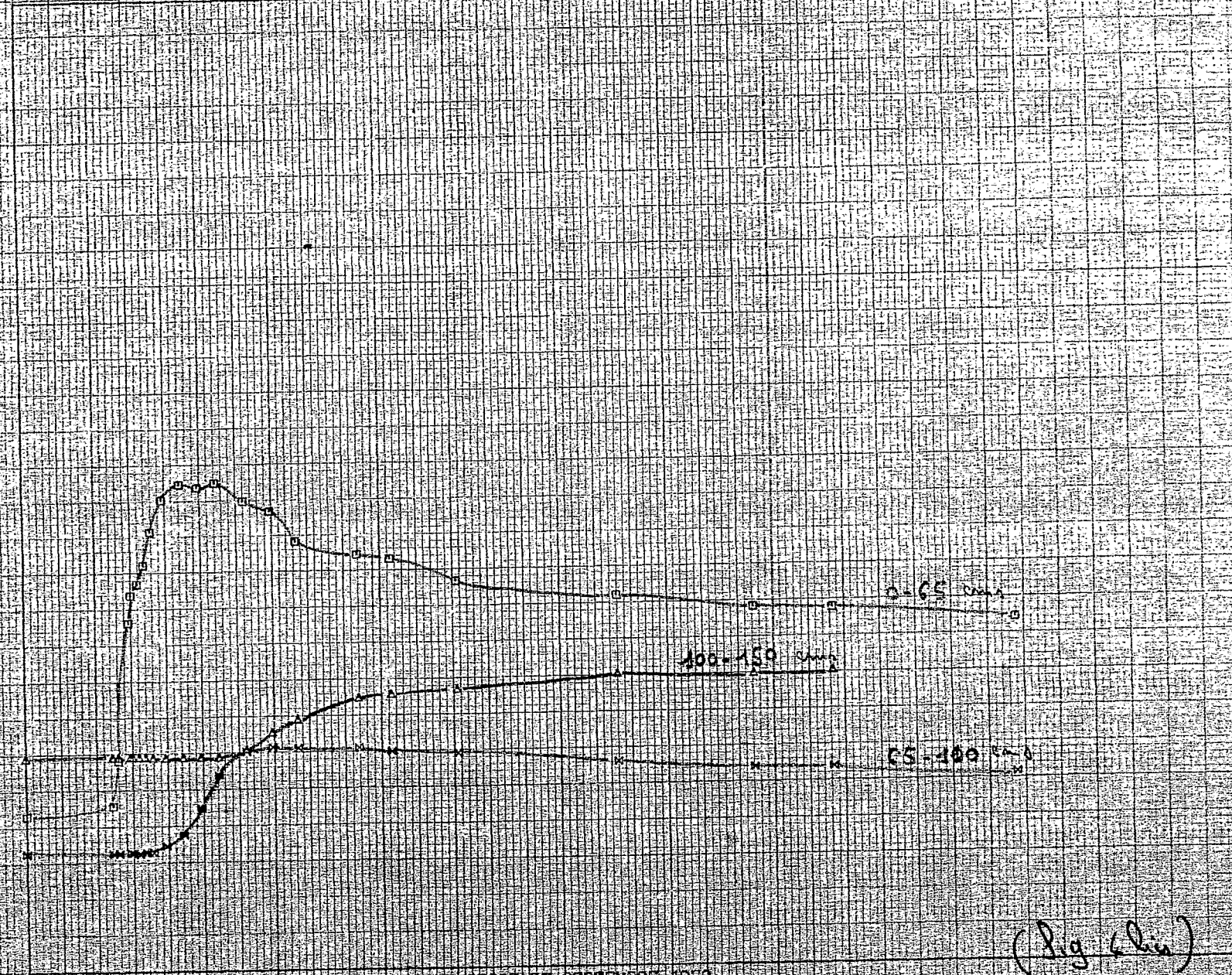
400.00

300.00

200.00

100.00

0.00



CINETIQUE D'INFILTRATION SOL CRAPACHE STAGE DE SEPTEMBRE 1978

(Fig. 6 bis)

$N_2 - N_1 = a (Hv_2 - Hv_1)$ (a : pente de la droite). On en déduit la variation d'humidité $Hv_2 - Hv_1 = \frac{N_2 - N_1}{a}$. La quantité d'eau en mm est exprimée par la relation :

$$Q \text{ (mm)} = \frac{L \text{ (cm)}}{10} (Hv_2 - Hv_1) \text{ (L profondeur en cm).}$$

Pour une tranche de sol de 10 cm, on a donc $Q \text{ (mm)} = Hv_2 - Hv_1$. Le volume d'eau de la tranche 125-135 n'ayant pas varié entre l'instant t_0 et t marquant le début et la fin de l'infiltration, il est possible, connaissant le volume d'eau infiltré, de déterminer les pertes par diffusion latérale pendant cette période.

La somme des variations d'humidité entre le profil initial et le profil d'humidité à l'instant t permet de calculer le volume d'eau infiltré réellement présent dans le sol. La différence avec le volume d'eau infiltré mesuré directement à la sortie de la canalisation exprime les pertes.

Profondeur/cm	0-10	-15	-25	-35	-45	-55	-65	-75	-85	-95	-105	-115	-125	-135	-145	-155
t_0 N_1	129	129	154	159	161	169	180	197	228	248	257	272	278	280	284	291
t N_2	464	464	465	432	440	423	423	417	402	367	294	279	277	279	283	290
$N_2 - N_1$	335	335	311	273	279	254	243	220	174	119	37	7	-1	-1	-1	-1
$Hv_2 - Hv_1$ en % (avec $a=12,9$)	26,0	26,0	24,1	21,2	21,6	21,2	18,8	17,0	13,5	9,2	2,9	0,5	-	-	-	-

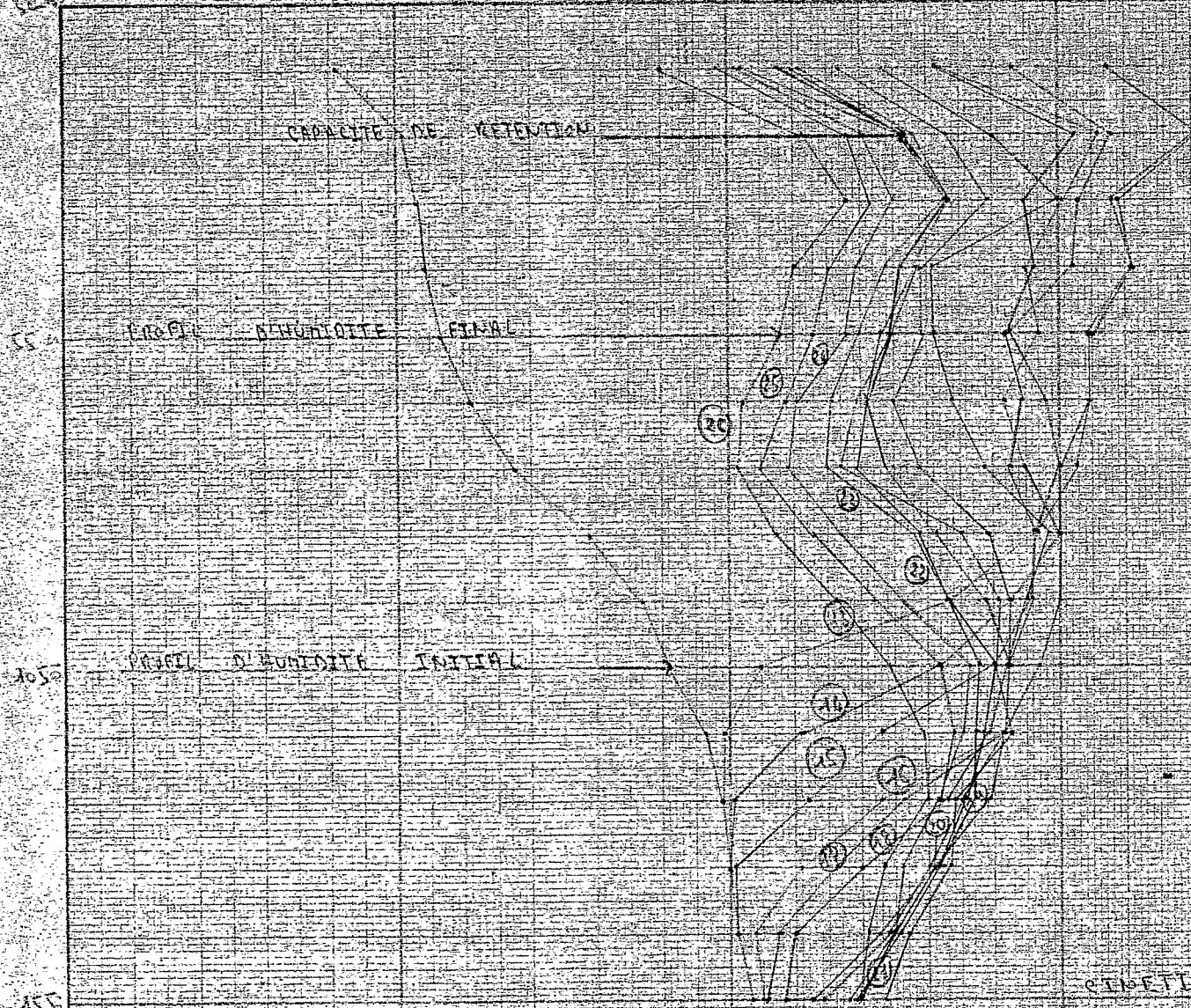
Le volume d'eau "retrouvé" dans le monolithe de sol défini par une surface de 1 m² et une profondeur de 125 cm est de 202 litres. Le volume d'eau infiltré étant de 300 litres, les transferts latéraux s'élèvent à 98 litres. Les mesures effectuées 1 heure après la fin de l'infiltration n'ont pas fait constater de pertes supplémentaires, ce qui tend à indiquer que les transferts latéraux sont surtout dû à une dispersion au niveau des horizons de surface plus secs et plus poreux.

3/ Cinétique de réessuyage (fig. 5) et (fig. 5 bis)

Les différentes phases de la cinétique de réessuyage sont mises en évidence par l'étude des modifications du stock d'eau en fonction du temps. On observe :

- une phase d'écoulement rapide qui correspond à une circulation d'eau gravitaire

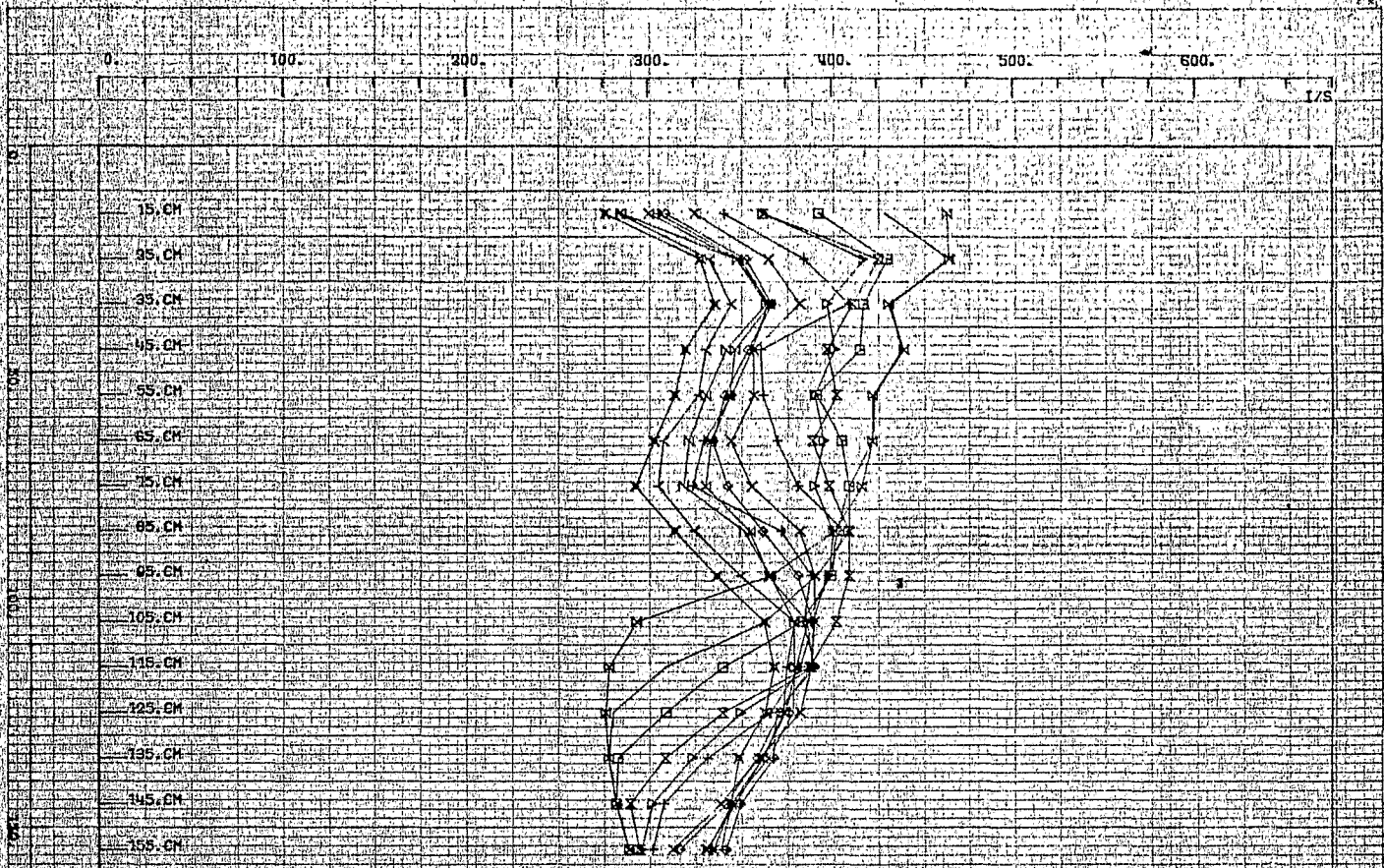
18 20 30 40 50



1	18h 20	25/10/78
2	18h 40	"
3	18h 50	"
4	19h 00	"
5	19h 10	"
6	19h 20	"
7	19h 30	"
8	19h 40	"
9	19h 50	25/10/78
10	20h 00	"
11	20h 10	"
12	20h 20	"
13	20h 30	"
14	20h 40	27/10/78
15	20h 50	"
16	21h 00	"
17	21h 10	"
18	21h 20	"
19	21h 30	"
20	21h 40	"

RESEAU DE TELECOMMUNICATIONS

(sig c)



CINETIQUE D'INFILTRATION SOL CADARACHE STAGE DE SEPTEMBRE 1973

PROFILS NEUTRONIQUES OU HYDRIQUES

SYMBOLE	JOUR
X	268.73
X	268.76
B	268.78
X	268.86
X	268.90
X	268.97
X	269.16
X	269.32
X	269.47
X	26.51
N	269.62
X	270.98
X	270.55

CINETIQUE DE RESSUYAGE (NVA)

(Fig 5 Rev)

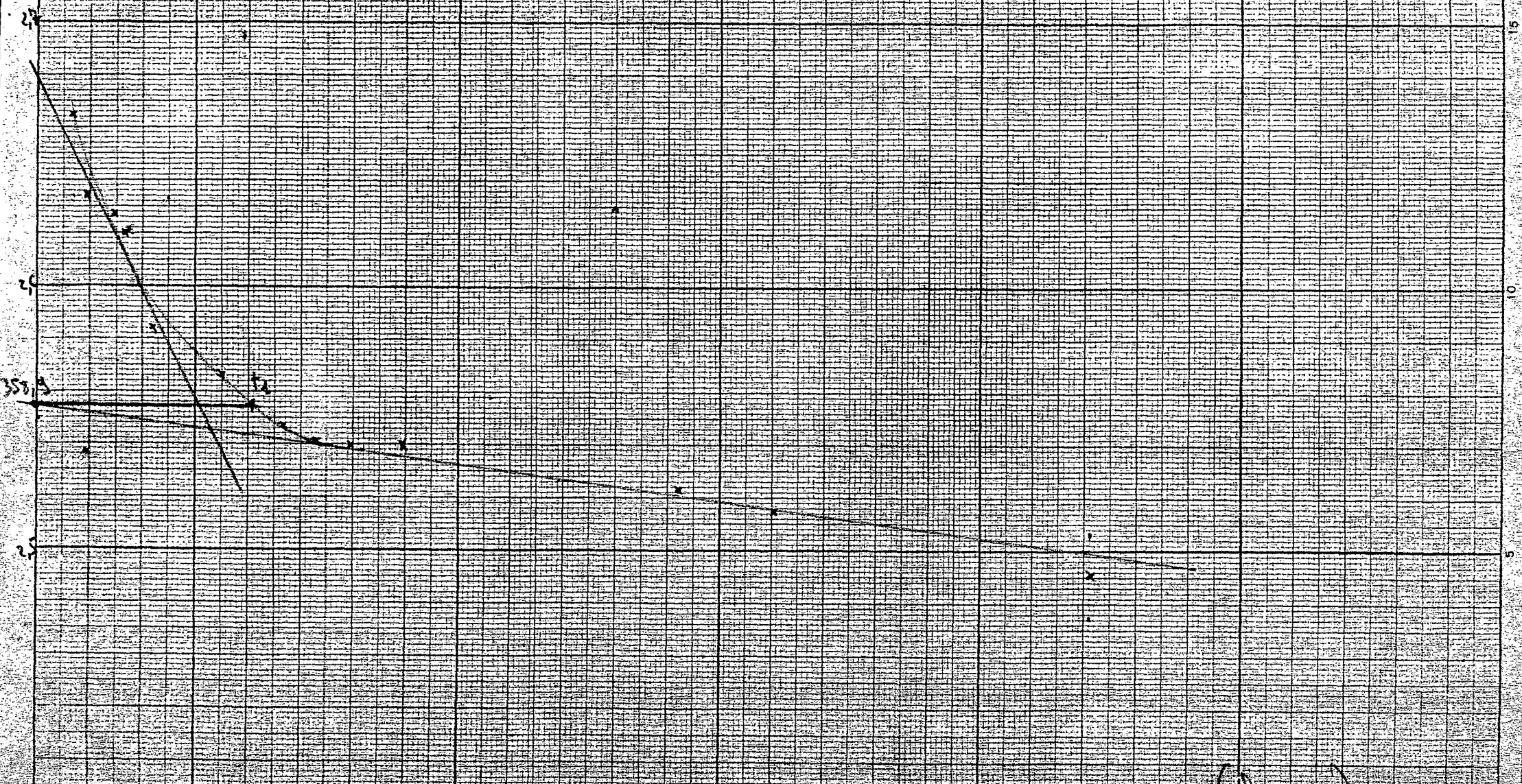
- une phase lente qui fait intervenir les forces capillaires et qui définit à son origine la capacité de rétention.

"Les taux de comptage neutronique sont répartis en fonction du temps en coordonnées semi-logarithmique de manière à faire ressortir sous forme linéaire, la cinétique lente. Pour chaque profondeur, l'ordonnée à l'origine de la droite est la capacité de rétention" (Marcesse 1973).

Les figures (6) et (7) donnent respectivement les capacités de rétentions des tranches 25 cm (25,5 % Hv) et 65 cm (24 % Hv) ainsi que le temps (t) à laquelle ces valeurs ont été atteintes, ici entre 5 et 6 h du matin le 26 Septembre soit une douzaine d'heures après le début du réessuyage. Le profil neutronique effectué à 7 h le 26 Septembre, confirme ces valeurs qui peuvent être obtenues pour chaque tranche de sol. Le passage rapide de la saturation à la rétention définit un très bon écoulement gravitaire donc une macroporosité importante déjà mise en évidence lors de l'infiltration (90 mm/h débit moyen d'infiltration).

L'étude des différences des profils de la période de réessuyage et du profil à la capacité de rétention permet de visualiser les variations de macroporosité du sol. Ces dernières suivent bien les variations de densité apparente excepté dans dans la tranche 55-95 cm où la présence de nombreuses galeries de vers de terre facilite la circulation de l'eau et accroissent la macroporosité.

log a N



CAPACITE DE RETENTION a 25 cm de profondeur

(Aug 6)

24

5.5.01

8

2

8

5

0

15

10

5

N. 20

27

26

25

24

CAPACITE DE RETENTION a 65cm/s de Prolambeau

30

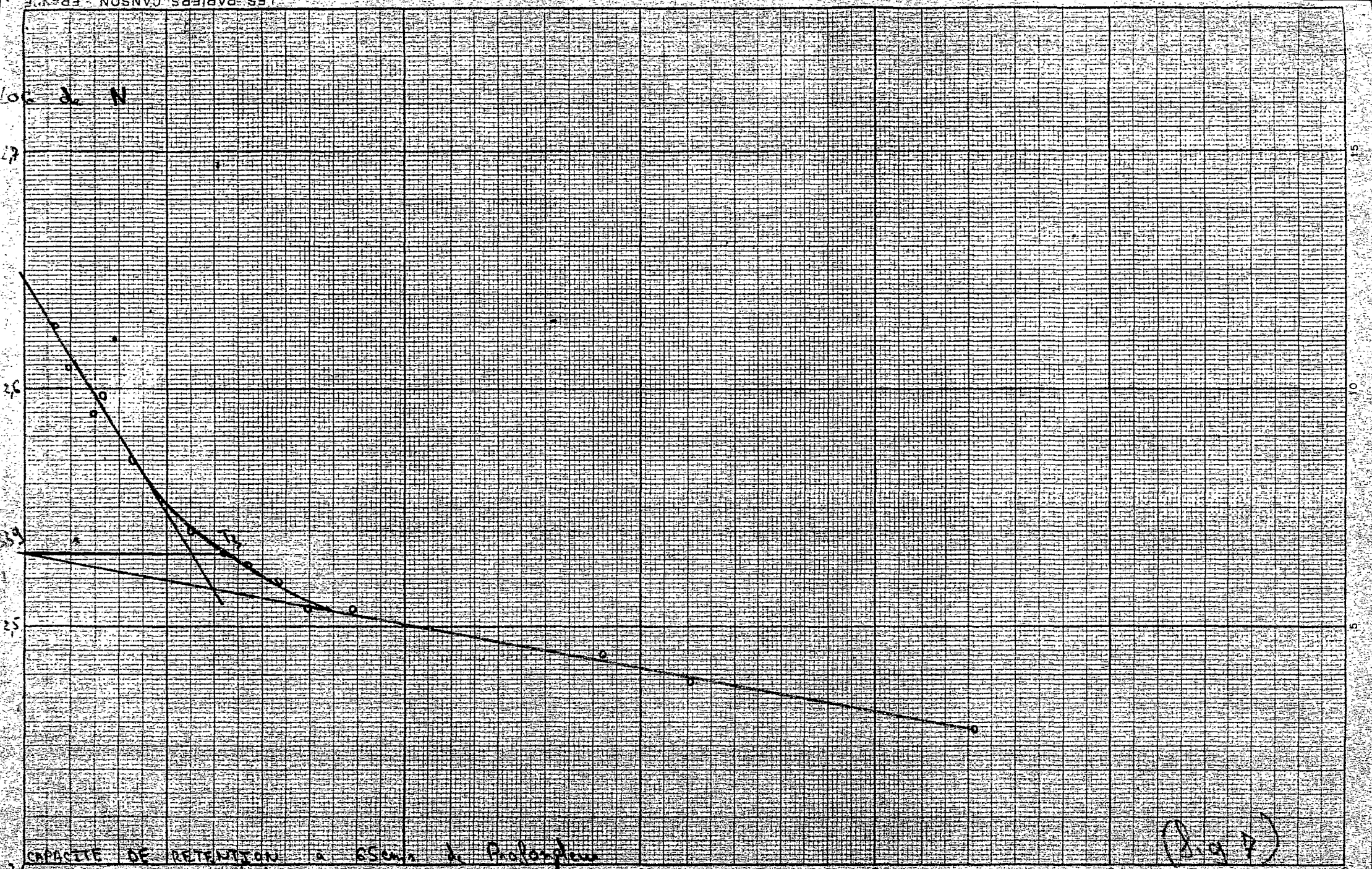
30 35 40 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 100

15

10

5

0



(2.9.7)

CONCLUSIONS -

Les résultats recueillis lors d'une cinétique d'infiltration-réessuyage effectuée en 1973 sur le même type de sol dans une parcelle voisine, ne sont pas toujours en concordance avec ceux de notre propre expérimentation.

On peut donner 2 raisons à la dispersion de nos résultats :

- le choix de l'étalonnage
- l'hétérogénéité du sol.

Nous n'avons pas pu étalonner notre sol au bloc graphite mais nous avons appliqué à notre expérimentation les coefficients d'absorption et de diffusion fournis par la première expérience de 1973.

Un gain de 4 à 8 % Hv par tranche de sol est obtenu par cette méthode qui apparaît l'étalonnage le plus sûr car elle fait le moins appel aux mesures "in situ", la variabilité de ces dernières étant très importantes à petite échelle.

L'hétérogénéité du sol joue également un rôle important lors des mesures neutroniques. Le volume exploratoire pris en compte par la sonde est très réduit, il ne dépasse pas 10 cm de rayon autour de la source radioactive. De faibles variations granulométriques ou une activité biologique différente, localisée autour du tube, peuvent entraîner d'importantes variations de mesure.

Le principe de la sonde à neutron est très séduisant pour l'étude des variations d'humidité du sol, toutefois lorsqu'il s'agit d'effectuer des mesures quantitatives d'humidité, il est nécessaire, si l'on veut éviter des erreurs importantes, de multiplier les sites de mesure et les prélèvements d'échantillons

4/ Mesures annexes (S. DOULBEAU)

Certains éléments présents dans le sol (même en trace) ont une influence importante sur l'étalonnage de la sonde, leur section efficace d'absorption étant relativement élevée. Le chlore est l'un de ces éléments ($\sigma_a = 33,3$ barn). Il est logique de penser qu'un tubage renfermant dans sa composition chimique du chlore ou un quelconque élément absorbant modifiera, pour une humidité donnée, la réponse de la sonde.

Le but de cette manipulation sera de connaître dans quelle proportion la nature du tube influe sur le comptage de la sonde.

Nous étudierons trois types de tubage chacun présentant un avantage particulier : le premier en aluminium, transparent aux neutrons - est celui pour lequel sont fournis les étalonnages de sol en bloc graphite, le second, en acier inoxydable, très résistant ; le troisième en poly vinyl chlorure P.V.C. type gaine PTT préféré par certains en raison de son coût très faible.

Pour les différents tubages, les relevés sont effectués à humidité volumique constante en chacun des points du profil hydrique, à des profondeurs identiques. La référence est exceptionnellement la surface du sol : deux planches de bois placées aux abords du tube. La hauteur aérienne comptée à partir des planches est soigneusement notée (pour chacun des tubes) car il est impératif d'être certain que l'on compare bien le même taux d'humidité d'un tube à l'autre et d'autre part que la réponse du sol aux neutrons sera identique.

Il convient, lorsque l'on ôte un tubage de faire très attention afin de perturber le sol le moins possible. En particulier, l'arrachage doit s'effectuer avec une légère rotation (pince pour les tubes Alu et Inox, à la main si possible pour les tubes P.V.C.) en restant bien verticale ; ceci semble évident mais n'est pas toujours commode à réaliser dans la pratique. En effet, en surface il se forme facilement (si l'on n'y prend garde) un cône qui interdit ensuite toute mesure significative jusqu'à -40 cm. Nous avons là encore maintenu un dôme de terre fine tout au long de l'implantation de chacun des tubes pour obtenir un bon contact sol/tube.

Les relevés de densités, les équations des courbes d'étalonnage neutronique aux différents horizons, la fosse pédologique ouverte à proximité, nous ont montrés un profil relativement homogène. Ainsi, une seule corrélation semble nécessaire, dans une première étude, pour l'ensemble du profil.

Dans la pratique, nous avons procédé ainsi :

La sonde utilisée est une "Solo 20" du même type que celle employée pour l'expérimentation précédente : infiltration/réessuyage. Toutes les mesures sont faites en temps long et le repérage des côtes (de mesures) s'effectue là encore sans l'aide de l'indicateur de profondeur fournie avec la sonde.

Une série de mesures est relevée en "sol sec" successivement avec un tubage Alu, Inox puis P.V.C. Avant et après chaque profil des mesures de "référence eau" sont faites avec le tubage étudié dans un fût de 200 litres d'eau la source positionnée à +20 du fond du fût.

Un avant trou est fait à la tarière puis, on introduit en force le premier tube. La série des relevés terminée on le retire en prenant toutes les précautions décrites au paragraphe précédent.

On implante ensuite le second tube (Inox) en prenant soin de bien positionner la profondeur des relevés successifs.

Lorsque les mesures "P.V.C. sont terminées, on remet en place le tube Alu afin de s'assurer par un profil de contrôle, que le sol n'a pas été perturbé par les mises en place successives de tubages et d'autre part qu'en chaque point du profil l'humidité n'a pas varié au cours du temps.

Une série de mesures, exactement identique quant au protocole, sera effectuée au cours de la phase de cinétique lente de réessuyage d'une expérimentation infiltration/réessuyage. Nous aurons ainsi une série de points de mesures correspondant à des teneurs en humidité volumique plus élevées.

Nous avons obtenu les résultats expérimentaux suivants :

Mesures "sèches" :

Tube Alu	Alu/val eau	Tube Inox	Inox/ val.eau Inox	Tube PVC	PVC/Val.eau PVC
109	109	95	112	96	113
146	146	126	149	128	150
150	150	135	160	135	159
151	151	137	162	137	161
164	164	146	173	146	172
183	183	158	187	163	192
203	203	181	214	182	214

Tableau 1

Références eau :

Tube Alu : 1008 - 994 - 997 - 1000 moyenne : 999

PVC : 853 - 849 - 855 - 849 moyenne : 851

Inox : 845 - 843 - 848 - 848 moyenne : 846

Mesures "humides"

Références eau :

Alu : 996 - 999 - 1000 - 1002 - 995 - 999 - 991 - 990 moyenne : 997

Inox : 837 - 837 - 841 - 835 - 842 - 840 - 834 - 837 moyenne : 838

PVC : 846 - 847 - 845 - 840 - 843 - 841 - 846 - 853 moyenne : 845

	Alu brut	Alu corrigé	Inox brut	N/eau Inox Inox corrigé	N/eau Alu Inox corrigé	PVC brut	N/eau PVC PVC corrigé	N/eau Alu PVC corrigé
15	255	255	232	276	232	233	275	233
25	310	310	292	347	292	283	334	283
35	327	327	290	345	290	296	349	296
45	307	307	284	338	284	282	333	282
55	301	301	264	314	264	265	313	265
65	287	287	245	292	245	250	295	250
75	284	284	245	292	245	243	287	243
85	300	300	259	308	259	251	296	251
95	322	322	278	330	276	274	323	274
105	344	344	292	347	292	292	345	292
115	357	357	299	356	299	302	356	302
125	359	359				299	353	299
135	342	342				296	349	296
145	335	335				288	340	288
155	333	333				283	334	283

Tableau 2

- Pour un tubage donné, chacun des comptages en I/S est rapporté :

1) A la moyenne des comptages de référence eau tube Alu

2) A la moyenne des comptages de référence eau de la nature du tubage étudié.

NB : Il est nécessaire de rapporter les mesures de terrain aux comptages de référence eau afin de palier aux dérives éventuelles de la sonde (électronique, température...). Il peut être commode, quelle que soit la nature du tubage utilisé, de rapporter à un comptage eau Alu dans la mesure où la sonde est réglée par le fabricant de manière à donner pratiquement 1000 I/S dans l'eau - avec un tel tube - ceci évite un calcul supplémentaire si l'on connaît le coefficient de passage des comptages obtenus avec le type de tube et les comptages Alu correspondant dans le sol.

Des résultats obtenus cf tableaux (1) et (2) , il ressort que pour la nature chimique et l'épaisseur des tubages Inox et PVC étudiés, les comptages en chacun des points du profil (à une humidité donnée) et les comptages de référence eau sont identiques (l'écart ne dépassant jamais l'erreur statistique due à la mesure neutronique elle-même soit $2\sqrt{N}$). Ceci nous a permis de calculer deux droites de corrélation communes.

$$N_{PVC}^{*(1)} / N_{H_2O\ Alu} = 0,84 N_{Alu} / N_{H_2O\ Alu} + 10 \quad r = 1,00$$

$$N_{PVC}^{*(1)} / N_{H_2O\ PVC}^{*(2)} = 0,989 N_{Alu} / N_{H_2O\ Alu} + 10,8 \quad r = 0,99$$

pour des comptages compris entre 100 et 360 I/S .

$$\frac{N_{H_2O\ PVC}}{N_{H_2O\ Alu}} = 0,8475 \quad \text{et} \quad \frac{N_{H_2O\ Inox}}{N_{H_2O\ PVC}} = 0,8405$$

Lors de notre étude, il n'est pas apparu de différence entre le rapport des comptages PVC ou Inox et Alu dans le sol et dans l'eau.

Si l'on considère un comptage Solo dans un tube Alu de 300 i/S d'après la figure (2) de l'étude précédente, cela correspond à un taux d'humidité volumique de 21,5 % alors que, pour la même humidité, la réponse de la sonde n'est que de 264 i/S dans un tube PVC.

$$N_{Alu} = 12,9 \quad H_{v1} + 23$$

$$N_{PVC} = 12,9 \quad H_{v2} + 23$$

$$N_{Alu} - N_{PVC} = 12,9 (H_{v1} - H_{v2})$$

$$300 - 264 = 12,9 \quad H_v$$

$$H_v = \frac{36}{12,9}$$

$$H_v = 2,77 \%$$

La différence de comptage fait apparaître une variation artificielle de près de trois pour cent d'humidité volumique sur 21,5 % d'humidité réelle. Soit une erreur relative de 12,8 %

Si l'on désire travailler de façon quantitative ou bien utiliser les courbes d'étalonnage neutronique du sol, il est nécessaire de tenir compte de la perte de comptage qui intervient lorsque l'on travaille en tube PVC ou Inox.

~~*(1) en Inox~~

*Le coefficient de passage $N_{PVC} = f(N_{Alu})$ est évidemment 1.

A perte d'information égale, seuls rentreront en ligne de compte pour le choix du tubage les critères suivants :

Inox : résistance importante aux "agressions" diverses (oxydation, chocs...) pourra être employée dans des terrains "caillouteux" par exemple mais son coût est élevé.

PVC : très bon marché mais relativement fragile lors de la mise en place.

L'Alu restant actuellement le type de tube le plus fréquemment utilisé : il présente un bon rapport "qualité-prix". Il est transparent aux neutrons, résistant, d'un coût moyen. Les étalonnages en bloc graphite sont fournis pour ce type de tubage.

Comparaison tube PVC, tube ALU

Courbe ① : $N_{PVC}/NH_2O_{PVC} = 0,983 \cdot N_{ALU}/NH_2O_{ALU} + 10,8$ $r = 0,83$

Courbe ② : $N_{PVC}/NH_2O_{ALU} = 0,84 \cdot N_{ALU}/NH_2O_{ALU} + 10,1$ $r = 1,00$

PVC

800

600

400

200

0

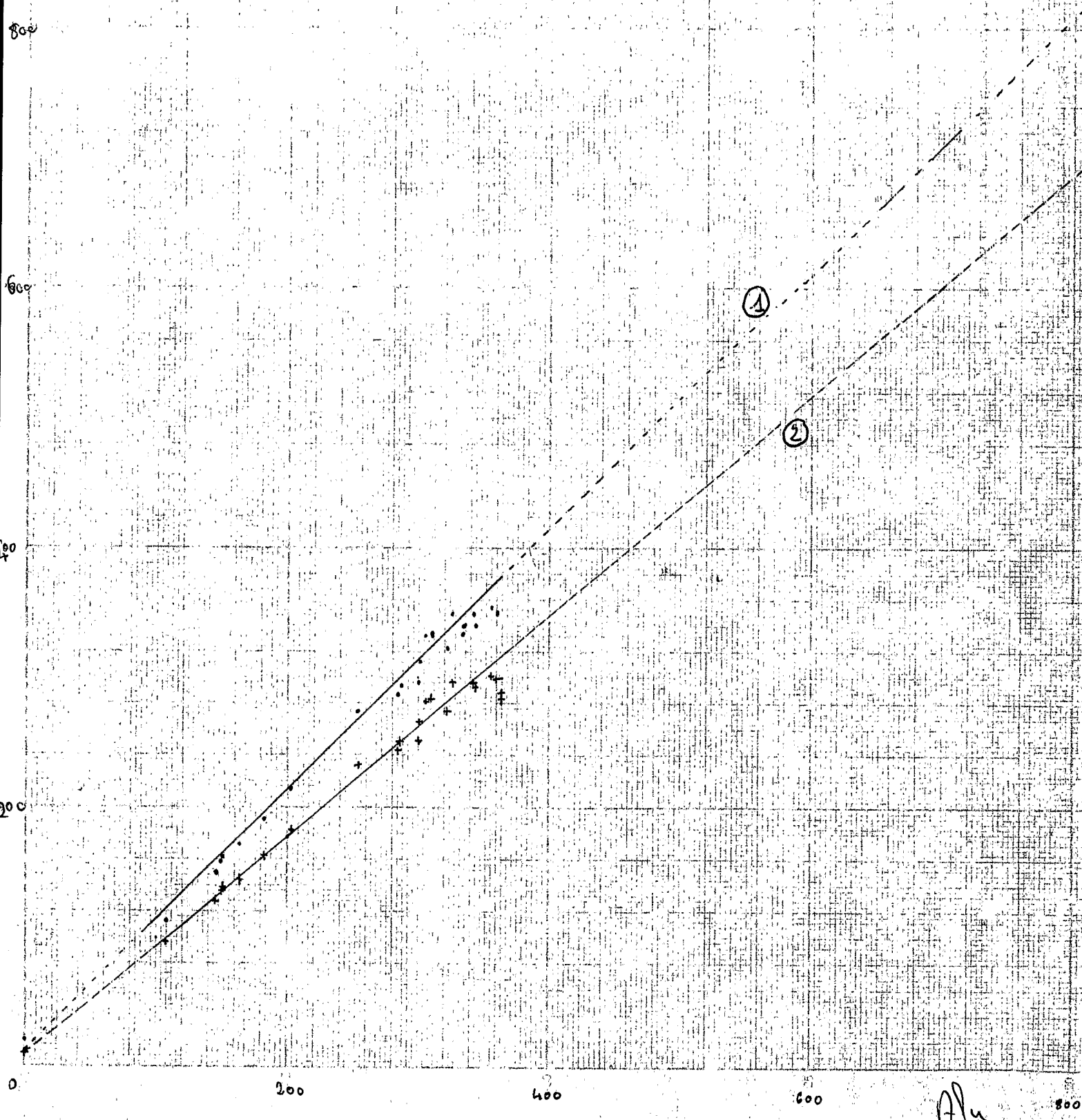
200

400

600

800

ALU



Comparaison tube Inox, tube ALU

Courbe ③ : $N_{INOX} / NH_2O_{INOX} = 0,989 N_{ALU} / NH_2O_{ALU} + 10,8$ $r = 0,99$

Courbe ④ : $N_{INOX} / NH_2O_{ALU} = 0,84 N_{ALU} / NH_2O_{ALU} + 10$ $r = 1,00$

INOX

300

600

400

200

0

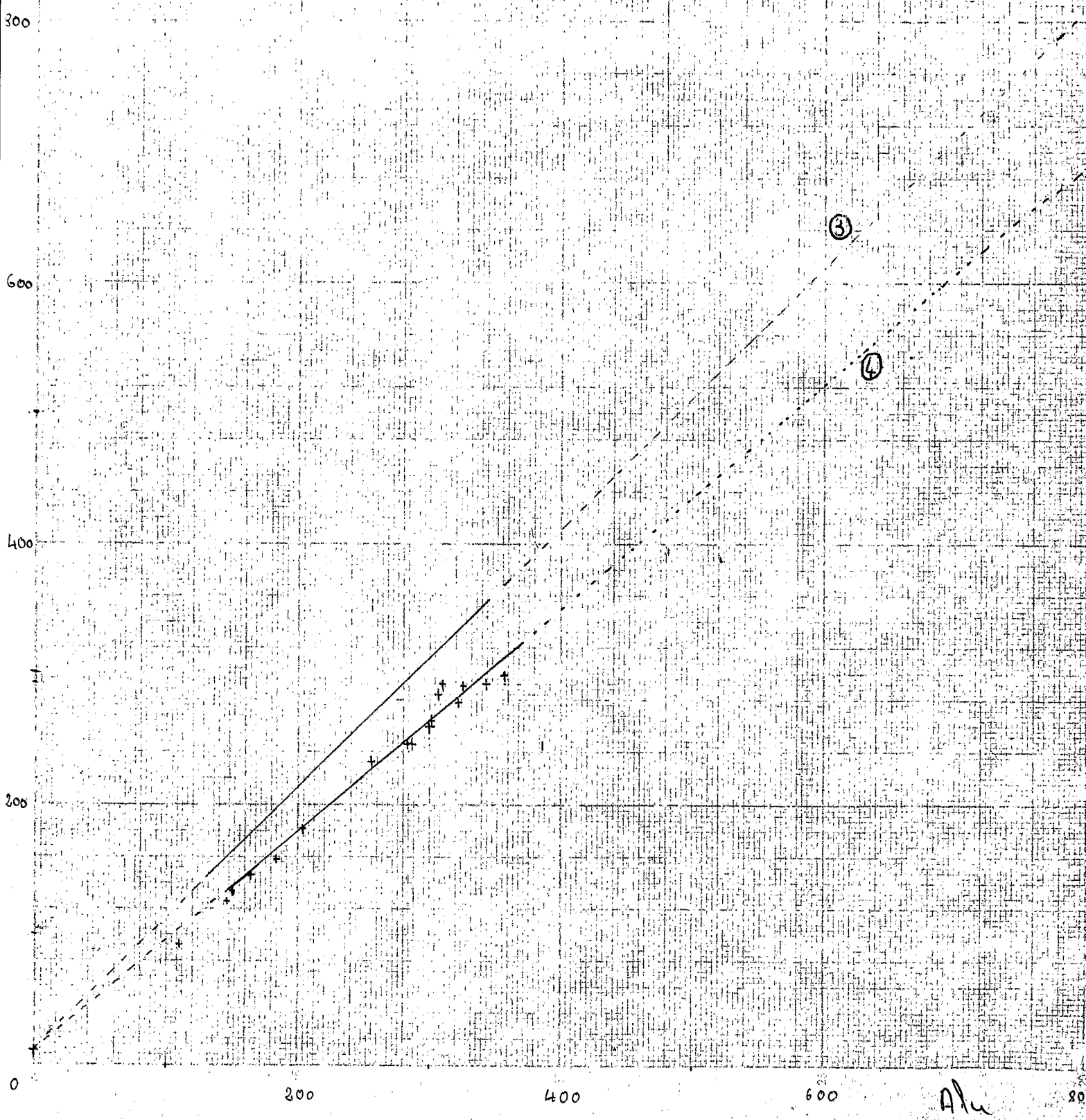
200

400

600

Alu

800



B/ CONTRIBUTION A L'ETUDE D'UNE METHODE DE FRACTIONNEMENT DE LA MATIERE ORGANIQUE

Le but principal de ce stage est la mise en évidence d'éventuels artefacts dus à une méthode de fractionnement sous eau de la matière organique d'un sol sableux après addition de paille de maïs marquée au ^{14}C .

En effet, lors de la mise au point de cette méthode à Cadarache en 1977 (FELLER-BRAUDEAU), les bilans de ^{14}C effectués après fractionnement (sans incubation) présentaient un déficit de 20 % en carbone. L'hypothèse d'une respiration entraînant un dégagement de ^{14}C lors de l'agitation sous eau avait été retenue pour expliciter cette perte.

Par ailleurs une augmentation de la radioactivité était observée sur l'ensemble des fractions obtenues. La paille broyée ajoutée n'ayant pas été définie granulométriquement, il était difficile de préciser si cette augmentation était due à une répartition granulométrique des pailles dans chaque fraction ou à une "humification" de la paille marquée au cours du traitement sous eau.

Nous avons essayé de répondre à ces questions en utilisant :

- un stérilisant pour bloquer l'activité microbienne lors des séparations sous eau
- des pailles granulométriquement définies (de taille supérieure à 2 mm) afin de contrôler la répartition du ^{14}C .

I - PROGRAMME DU STAGE (12 Octobre - 19 Novembre)

Les 2 premières semaines ont permis :

- de s'initier aux techniques de dosage du ^{14}C
- de se familiariser avec la méthode de fractionnement sous eau de la matière organique
- de mettre au point les appareils servant au dosage du carbone (Oxymat-caromat).

Les 3 autres semaines ont été essentiellement consacrées aux dosages et aux calculs des bilans de carbone sur les divers traitements.

II - LA METHODE

1/ Les traitements -

Le sol témoin (sol "Dior" de Bambej) préalablement tamisé à 2 mm à sec est débarrassé des résidus végétaux supérieurs à 2 mm qu'il contient. 50 g de sol sont échantillonnés auxquels on ajoute une quantité connue (environ 100 mg) de paille de maïs marquée ^{14}C ($34,7 \mu\text{Ci} \times \text{gr}^{-1}\text{C}$ sous forme de débris végétaux de taille supérieure à 2 mm (en général 4 ou 5 mm). Le sol et la paille sont intimement mélangés dans un flacon plastique d'1 litre juste avant le fractionnement décrit au paragraphe (II2).

Trois traitements sont effectués :

- paille seule sans sol
- paille + sol témoin sec
- paille + sol témoin à la capacité au champ, mis à incuber pendant 3 semaines à température ambiante.

Sur chaque traitement 3 échantillons sont fractionnés en présence d'eau distillée non stérilisée et 3 autres échantillons en présence d'eau distillée stérilisée par du formol à 6 ‰

2/ Le fractionnement

Il est schématisé (Fig. 1). 300 ml d'eau distillée (stérilisée ou non) sont ajoutés dans le flacon contenant la paille et le sol. On met à agiter pendant 1 heure avec trois billes de verre à l'agitateur rotatif. La totalité du mélange (sol + paille + eau) est ensuite passée sur une colonne de tamis 2mm/200 μ /50 μ .

La fraction supérieure à 2 mm ne comportant que des pailles marquées est mise à sécher sur le tamis directement sur plaque chauffante. Les fractions 2 mm/200 μ et 200 μ /50 μ , après plusieurs rotations énergiques du tamis sous l'eau sont reprises dans un bécher d'1 litre. Par agitation puis décantation on sépare les sables (fraction F) des matières organiques (fractions ML).

La fraction 0-50 après décantation (addition d'HCl) et centrifugation est récupérée sur filtre millipore (0,2 μ)

Toutes les fractions sont pesées, après passage à l'étuve à 70°.

Les eaux (agitation + lavage) sont conservées au frigidaire.

Ce descriptif fait apparaître 2 variantes par rapport à l'expérimentation de 1977

- Le temps d'agitation passe de 18 H à 1H car le poids de matière organique récupérée ne varie plus après 1H d'agitation. (Expérimentation effectuée à Dakar).
- Le tamisage à 100 μ est remplacé par un tamisage à 200 μ représentant une coupure granulométrique classique en science du sol : les sables fins.

3/ Le dosage du carbone

Le carbone total (12C + 14C) des diverses fractions est dosé par voie sèche ou carboxat. Le dosage du carbone total des fractions ML 200 et ML 50 (époids très faible) a été effectué sur un seul échantillon extrait séparément des traitements.

Les valeurs ainsi définies ont été appliquées de façon identique à chaque échantillon. Le carbone total des eaux n'a pas été dosé.

Le carbone 14 est dosé au scintillateur après passage à l'oxymat. Le ^{14}C transformé en $^{14}\text{CO}_2$ après combustion dans un four contenant du CuO est entraîné par un courant d'oxygène vers un condenseur où le mélange gazeux est piégé par un liquide scintillant. Le comptage est ensuite fait au scintillateur.

Plusieurs tests utilisant divers matrices (paille, sol) ont permis d'évaluer le rendement de l'oxymat à 98 % ce qui est très satisfaisant. Toutefois si cet appareil paraît parfaitement utilisable pour le dosage du carbone 14 des végétaux il n'en est plus de même pour le dosage du carbone des sols. En effet la position verticale du four ne permet pas de récupérer les échantillons comme dans le carboxymat et les résidus non brûlés de 3 ou 4 échantillons d'1 g suffisent à colmater le four qui doit être alors démonté entièrement.

Le ^{14}C des eaux a été dosé directement au scintillateur après addition de liquide scintillant (10 ml d'eau - 10 ml de liquide scintillant).

III - LES RESULTATS

1/ Traitement paille seule

Le traitement avait pour but de définir l'action de l'eau sur la paille marquée. Les 2 sous traitements "non stériles" et "stériles" sont menés de front; Les résultats apparaissent dans le tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1 -

Traitement	Poids des fractions	Cpm	$^{14}\text{C}/^{14}\text{C}$ total	Traitement	Poids des fractions	Cpm	$^{14}\text{C}/^{14}\text{C}$ total
Paille+eau stérile ML > 2mm (^{14}C ajouté)	99,3 mg	2 698 278	100 %	Paille+eau stérile ML > 2 mm (^{14}C ajouté)	105,2mg	2.858 599	100%
ML > 2mm (^{14}C récupéré)	78,2 mg	2 353 272	87,2 %	ML > 2mm (^{14}C récupéré)	79,2mg	2 312 392	80,9%
eau		856 312	13,2 %	eau		555 577	19,4%
<			100,4 %	<			100,3%
Paille+eau non stérile ML > 2mm (^{14}C ajouté)	102,5 mg	2 785 266	100 %	Paille+eau ML > 2mm (^{14}C ajouté)	92,9mg	2 524 371	100%
ML > 2mm (^{14}C récupéré)	82,2 mg	2 343 768	84,1%	ML > 2mm (^{14}C récupéré)	75,8 mg	2.132 766	84,5%
eau		424 120	15,6%	eau		380 640	15,1%
<			99,7 %	<			99,6%

On constate que :

- les bilans de ^{14}C sont voisins de 100 % dans ces 2 traitements.
- une part importante de la radioactivité se retrouve dans les eaux (13 % à 20 %). Elle est due au passage des hydrosolubles en solution.

En conséquence, le seul contact paille-eau n'entraîne pas de perte de ^{14}C , l'action microbienne (dégagement de $^{14}\text{CO}_2$) est négligeable, un traitement stérile n'est donc pas nécessaire. Toutefois, il appartient de récupérer la totalité des eaux d'agitation et de lavage si l'on désire effectuer des bilans corrects.

2/Traitement paille + Sol témoin sec

Les 2 sous-traitements sont notés NI (non incubé) et N1st (non incubé stérile). Les résultats apparaissent dans les tableaux (2) et (3)

- Poids des fractions - reproductibilité du fractionnement

Le bilan en poids des 2 sous-traitements oscille entre 98,5 % et 99,6 % et apparaît très satisfaisant. Il n'en est pas de même en ce qui concerne la reproductibilité du fractionnement. Les échantillons NI traités avec le souci d'utiliser un minimum d'eau de lavage (1 litre) présentent d'importantes variations de poids particulièrement dans les fractions F 200 et F 50. Un volume d'eau plus important (3 litres) et un tamisage plus énergique ont permis de réaliser une meilleure reproductibilité (moins de 2 % d'écart sur F 200, moins de 5 % sur F 50) sur la série d'échantillons N1st.

- Le carbone total

Le bilan en carbone total est compris entre 95 % et 101 % la répartition du carbone la plus significative est celle des échantillons N1st mieux fractionnés. Si l'on excepte la fraction $\text{ML} > 2 \text{ mm}$ qui correspond à la paille ajoutée, les fractions organiques ML 200, ML 50 FO-50 représentent respectivement en moyenne 10 %, 6 % et 36 % du carbone total; Les sables grossiers (F 200) ne contiennent plus que 3 % de carbone, par contre les sables fins (F 50) en renferment encore 18 % ce qui indique une mauvaise séparation matière organique-sable. Il apparaît en effet que la fraction importante de sables fins (72 %) contenue dans ce sol n'a pas permis une séparation plus poussée de F et ML 50.

La méthode de fractionnement sous eau a donc permis de concentrer 80 % du carbone organique dans 1/10 du poids de sol de départ, ce qui paraît satisfaisant compte tenu du peu d'expérience de l'opérateur sur ce type de séparation.

Tableau - 2

Fractions	pds des frac- en g	C‰	¹⁴ C / C total %	¹⁴ C CPM	¹⁴ C / ¹⁴ C total %	Dpm	Act; Spé. µc/gc
NI 1 sol de dép. ¹⁴ C ajouté	50 g 96,4 mg	1,90 0,81	70,1 29,9	2 375 007	100	3 089 234	34,67
ML > 2mm	75,4 mg	0,60	22,1	1 995 006	84,0		35,1
ML 200	0,10 g	0,30	11,0	3255	0,1	4309	
F 200	26,29	0,24	8,9	8071	0,3	11410	
ML 50	0,18	0,15	5,5	4.295	0,2	5618	
F 50	19,52	0,25	9,2	9525	0,4	12824	
F 0-50	3,09	1,03	38,0	66 541	2,8	89996	
∑ filtre eau(C, O1)		2,57		2 086 693	87,8		
∑ / ST	98,4 %		94,7%	5024	0,2	12 014	
NI 2 sol de dép. ¹⁴ C ajouté	50 g 98,2 mg	1,90 0,82	69,9 30,1	2 419 353	100	3 146 917	34,72
ML > 2 mm	74,9 mg	0,69	25,6	2 306 793	87,0	2 695 172	35,61
ML 200	0,08	0,24	8,8	1313	0,05	1817	
F 200	35,49	0,39	14,3	8340	0,3	12670	
ML 50	0,25	0,21	7,7	2982	0,1	3811	
F 50	11,14	0,16	5,9	3877	0,2	5904	
F 0-50	2,39	1,04	38,2	39 285	1,6	54169	
∑ filtre eau (O, O1)		2,73		2 162 590	89,2		
∑ / ST	98,6%		100,3%	12 054	0,5	28168	
NI 3 sol de dép. ¹⁴ C ajouté	50 g 107,0 mg	1,90 0,90	67,9 30,1	2 630 159	100	3 428 922	34,71
ML > 2mm	84,3 mg	0,76	27,1	2 265 281	859	2 904 705	34,84
ML 200	0,08 g	0,20	7,1	1021	0,04	1297	
F 200	29,98	0,36	12,9	3867	0,1	6775	
ML 50	0,13	0,11	3,9	2846	0,1	3728	
F 50	16,66	0,23	8,2	5914	0,2	8696	
F 0-50	2,75	1,01	36,1	48 826	1,8	66 921	
∑ filtre eau(O, O1)		2,67		2 327 755	88,1		
∑ / S/T	99,2 %		95,3%	11 759	0,4	2 7 398	
					88,5%		

Tableau - 3

Fractions	Pds des frac; en g	C%o	¹⁴ C / C total %	¹⁴ C CPM	¹⁴ C/ ¹⁴ C total	DPM	ACT; spé. µci/gc
NI 1 st							
Sol de départ	50 g	1,90	69,6				
¹⁴ C ajouté	0,092	0,83	30,4	2 499 916	100	3 299 889	36,20
		2,73	100				
ML > 2mm	0,0783	0,70	25,6	2 281 492	91,3		
ML 200	0,09 g	0,30	11,0	8 480	0,30		
F 200	10,85	0,10	3,7	1 009	0,04		
ML 50	0,17	0,14	5,1	2 251	0,10		
F 50	36,00	0,50	18,3	5 472	0,20		
F 0-50	2,59	1,01	37,0	25 345	1,01		
Σ	49,8g	2,75		2 324 049	92,6		
filtre eau(0,01)				5 313	0,20		
eau				90 172	3,6		
Σ /ST	99,4%		100,7%		96,4%		
NI 2 st							
Sol de départ	50 g	1,90	66,2				
¹⁴ C ajouté	107,7mg	0,97	33,8	2 926 532	100	3 804 491	35,7
		2,87	100				
ML > 2mm	91,1mg	0,78	27,2	2 506 890	85,7		
ML 200	0,08g	0,24	8,4	3 018	0,1		
F 200	10,16	0,08	2,8	1 168	0,03		
ML 50	0,24	0,20	7,0	3 715	0,1		
F 50	36,71	0,55	19,2	10 205	0,3		
F 0-50	2,55	1,00	34,8	38 851	1,3		
Σ	49,8g	2,85		2 563 847	87,5		
filtre eau(0,01)				5 506	0,2		
eau				386 399	13,2		
Σ /ST	99,4%	?	92,4%		100,9%		
NI 3 st							
Sol de départ	50 g	1,90	67,4				
¹⁴ C ajouté	101,5mg	0,92	32,6	2 758 059	100	3 585 476	35,7
		2,82	100				
ML > 2mm	83,2mg	0,72	25,5	2 361 382	85,6		
ML 200	0,09g	0,27	9,6	2 616	0,1		
F 200	10,48	0,06	2,1	1 443	0,05		
ML 50	0,20	0,17	6,0	3 110	0,1		
F 50	36,66	0,48	17,0	1 136	0,04		
F 0-50	2,43	0,96	34,0	40 580	1,5		
Σ	49,9g	2,66		2 410 267	87,4		
filtre eau(0,01)				9 971	0,3		
eau				327 733	11,9		
Σ /ST	99,6%		94,2%		99,6%		

- Le carbone 14

Les bilans de carbone 14 effectués sur l'ensemble Matière organique + Matière Minérale (ML > 2 mm + ML > 200 + ML 50 + F 200 + F 50 + FO-50) sont identiques dans les 2 sous traitements et varient entre 86 % et 93 %. Nous n'avons pu doser les eaux que sur le traitement stérile. Le bilan de ^{14}C oscille alors autour de 100 % sauf dans la première répétition (N1st1) où les eaux passées à l'évaporateur rotatif pour concentration sont moins radioactives que dans les autres échantillons. L'influence de l'évaporateur rotatif sur le ^{14}C n'a pu être clairement définie et devra faire l'objet d'une expérimentation complémentaire.

La radioactivité se répartit de façon équivalente dans les 2 sous traitements. Elle reste fortement localisée dans la fraction supérieure à 2 mm (84 % à 91 %) correspondant aux pailles ajoutées et en moindre partie dans les eaux. Les diverses autres fractions organiques et minérales ne représentent que 2 % du ^{14}C total. (Un essai de filtration des eaux sur millipore 0,01 μ n'a permis de récupérer que 0,5 % à 0,2 % de ^{14}C).

Les résultats montrent que :

- aucun phénomène de respiration pendant la période d'agitation et de lavage sous eau n'affecte la fraction ML > 2 mm. Son action éventuelle sur la fraction eaux n'a pas pu être mise en évidence.

- On ne note qu'un très faible passage du carbone 14 de la fraction supérieure à 2 mm vers les autres fractions solides. Les très faibles teneurs en ^{14}C alors observées sont dues essentiellement à une contamination lors du contact avec les eaux et non à un phénomène d'"humification" ou de division des pailles pendant le fractionnement.

3/ Traitement paille + sol incubé

Le fractionnement a été effectué lors des derniers jours de notre stage.

Les dosages ont été effectués par l'antenne ORSTOM. Les résultats carbone 14 sont représentés dans le tableau (4) et (5)

Les bilans de ^{14}C sont identiques dans les 2 sous traitements et varient autour de 60 % ce qui indique une perte de carbone sous forme de CO_2 lors de l'incubation d'environ 40 %. On note une augmentation de la radioactivité de l'ordre de 2 % dans les fractions ML 50 et ML 200. La fraction organo-minérale FO-50 s'enrichit de 5 % de ^{14}C par rapport au sol témoin sec. La radioactivité des eaux est en forte diminution, de l'ordre de 2,5 % à 4 % du carbone total. Les bilans en carbone total $^{12}\text{C} + ^{14}\text{C}$ sont assez dispersés (70 % à 87 %). Ils confirment toutefois les résultats de l'expérimentation de 1977 en manquant que

Tableau : - 4

Fractions	Pds de la fraction en g	C %	C/ C total en %	¹⁴ C CPM	¹⁴ C/ ¹⁴ C total
I 1 Sol de départ	50	1.90	53.7		
¹⁴ C ajouté	0.1833	1.64	46.3	4 552 622	
	50.1833	3.54	100		
ML 2mm	0.0858	0.77	21.75	2 041 587	44.8
ML 200	0.0680	0.20	5.65	108 562	2.4
F 200	9.180	0.07	1.98	18 094	0.4
ML 50	0.2762	0.27	7.63	101 787	2.2
F 50	37.62	0.37	10.45	130.429	2.8
F 0- 50	2.5896	1.08	30.51	282.096	6.2
Σ	49.8196	2.76	77.97		
Filtre eau 0.04 eau				774	
Σ /ST	99.28%			103.676	2.3
					61.2
I 2 Sol de départ	50	1.90	66.43		
¹⁴ C ajouté	0.1065	0.96	33.57		
	50.1065	2.86	100		
ML 2mm	0.0472	0.42	14.69	1.178 088	44.9
ML 200	0.0853	0.25	8.74	85 432	3.2
F 200	9.02	0.07	2.45	10 346	0.4
ML 50	0.2968	0.23	8.04	108 671	4.1
F 50	87.59	0.37	12.94	68 226	2.6
F 0-50	2.7103	1.14	39.86	142 479	5.4
Σ	49.7496	2.48	86.72		
Filtre eau 0.01 eau				524	
Σ /ST	99.29 %			65 967	2.5
					63.2
I 3 Sol de départ	50	1.90	65.52		
¹⁴ C ajouté	0.1110	1.00	34.48		
	50.1110	2.90	100		
ML 2mm	0.0423	0.38	13.10	1.068.559	41.7
ML 200	0.0550	0.16	5.52	82 611	3.2
F 200	9.04	0.06	2.07	10 315	0.4
ML 50	0.2192	0.23	7.93	57.490	2.2
F 50	37.74	0.40	13.79	76.424	3.0
F 0 50	2.7757	0.78	26.90	158 216	6.2
Σ	49.8722	2.01	69.31		
Filtre eau 0.01 eau				253	
Σ /ST	99.52 %			59 482	2.3
					59.0

Tableau :- 5

Fractions	Pds de la fraction en g	C %	C/G total en %	^{14}C GPM	$^{14}\text{C}/^{14}\text{C}$ total
I 1 st Sol de départ	50	1.90	66.90		
^{14}C ajouté	0.104	0.94	33.10	2 73 4 707	100
		2.84	100		
ML 2 mm	0.0510	0.46	16.20	1 254 317	45.9
ML 200	0.0899	0.27	9.51	77 945	2.9
F 200	10.03	0.07	2.46	13 049	0.5
ML 50	0.1845	0.23	8.10	40 819	1.5
F 50	56.65	0.35	12.32	65.787	2.4
F 0-50	2.8111	0.98	34.51	170.764	6.2
<	49.8165	2.36	83.10		
Filtre eau 0.01 eau </ST				1245 70 207	2.6 63.9
I 2 ST Sol de départ	50	1.90	65.74		
^{14}C ajouté	0.1100	0.99	34.26	2 710 070	100
		2.89	100		
ML 2 mm	0.0453	0.41	14.19	1 156 456	42.7
ML 200	0.0749	0.22	7.61	85 183	3.1
F 200	9.07	0.06	2.08	9 587	0.3
ML 50	0.4827	0.25	8.65	51.404	1.9
F 50	37.08	0.30	10.38	62.257	2.3
F 0-50	2.6963	1.08	37.37	159 678	5.9
<		2.32	80.28		
Filtre eau 0.01 eau </ST				1 478 105 697	3.9 60.1
I E ST Sol de départ	50	1.90	64.85		
^{14}C ajouté	0.1143	1.03	35.15	2.816 009	100
	50.1143	2.93	100		
ML 2 mm	0.0438	0.39	13.31	1.209 050	42.9
ML 200	0.0679	0.20	6.83	72 247	2.6
F 200	9.00	0.08	2.73	13 194	0.4
ML 50	0.279 1	0.30	10.24	67 001	2.4
F 50	37.85	0.30	10.24	84 557	3.0
F 0-50	2.5517	0.94	32.08	147 273	5.2
<	49.7925	2.21	75.43		
Filtre eau 0.01 eau </ST				399 25.585	3.0 59.5

les pailles marquées ajoutées se minéralisent plus rapidement que la matière organique du sol.

CONCLUSIONS-

Les différents résultats permettent de préciser les points suivants :

- Un traitement stérile n'est pas nécessaire lorsqu'il s'agit d'étudier les fractions organiques et organo-minérales après fractionnement.
- Il n'existe apparemment pas de phénomène "d'humification" ou de division des résidus végétaux pendant la séparation sous eau.
- Les bilans de ^{14}C doivent être effectués en tenant compte de l'activité des eaux d'agitation et de lavage.
- Dans le cas d'échantillons incubés il apparaît intéressant de pouvoir piéger le $^{14}\text{CO}_2$ dégagé afin d'effectuer des bilans corrects.

La méthode de fractionnement sous eau n'entraîne donc aucun artefact au niveau de la Matière Organique lorsque l'agitation sous eau ne dépasse pas 1 heure.

Le déficit de 20 % des bilans de ^{14}C effectué en 1977 était sans doute dû à un temps d'agitation sous eau trop élevée, entraînant comme dans le cas d'échantillons incubés, un dégagement de $^{14}\text{CO}_2$. Nous ne l'avons pas contrôlé. La répartition de la radioactivité observée dans les divers fractions lors de cette même expérience apparaît imputable à une répartition granulométrique de la paille marquée broyée et non pas à une transformation de celle-ci. La preuve nous en est surtout fournie par la très faible augmentation de radioactivité dans les différentes fractions de nos échantillons incubés pendant 3 semaines.

ANNEXE

1/ Dpm et Quenching

Afin d'évaluer la radioactivité réelle (Dpm) de nos échantillons, nous avons essayé de déterminer la valeur de l'efficacité du comptage et les corrections à apporter à nos résultats en fonction des variations du rapport de quenching (surtout pour les fractions dosées avec filtre millipore : filtration d'eau - récupération des argiles). A partir de ces données, nous avons également essayé de calculer l'activité spécifique des pailles de maïs marquées et comparé nos résultats avec les chiffres qui nous avaient été fournis.

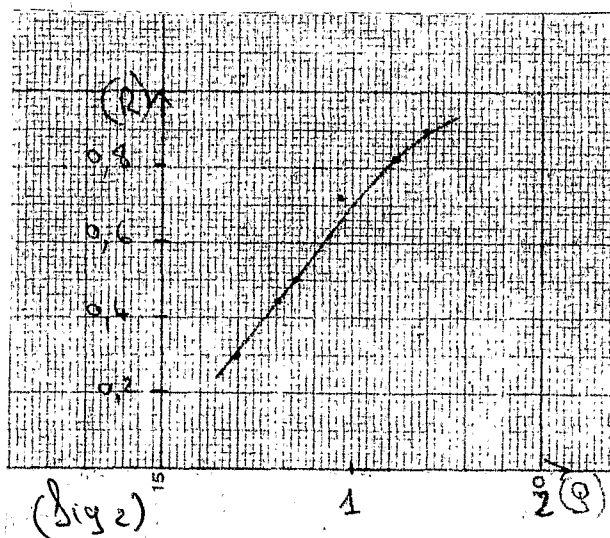
Nous avons passé à l'oxymat un échantillon standard (carbonate de sodium) de radioactivité connue en présence de filtre millipore qui nous était apparu, lors de notre expérimentation, un important agent "quenchant". Nous avons préparé les échantillons avec 100 μ l de solution standard dilués et successivement 0, 1/4, 1/2, 1, 1 1/4, 1 1/2, 2 filtres millipore. Les valeurs de quenching (Q) sont fournies directement par le compteur par la méthode de standardisation externe (comparaison de la radioactivité de l'échantillon à celle d'une source radioactive d'activité connue à travers ce même échantillon).

Les valeurs d'efficacité du comptage (E) sont calculées en effectuant le rapport : activité échantillon "quenché" mesuré au scintillateur (cpm)/valeur de l'échantillon standard (en Dpm).

La courbe de correction de quenching est représentée (Fig. 2) Les valeurs (Dpm) ont été calculées pour les échantillons NI (non incubés, non stériles) (tableau 2 et 3) et les ML > 2 mm des échantillons Nist (non incubé stérile)

A partir des valeurs (Dpm) et des taux de carbone des échantillons il est possible de définir l'activité spécifique ($1 \mu\text{Ci} = 2,2 \cdot 10^6 \text{ Dpm}$) des différentes fractions. Nous avons fait le calcul essentiellement pour la fraction ML > 2 mm

(tableaux 2 et 3). Nos résultats sont en concordance avec les chiffres fournis ($34,7 \mu\text{Ci/g}$). Les faibles écarts



observés proviennent en partie de l'imprécision des dosages du carbone au carmhomat (dosage au mg).

2/ Conservation des étalons radioactifs

Il apparaît nécessaire de souligner 3 points importants concernant l'utilisation des échantillons standard dilués.

- Une perte d'activité importante dans le temps (réduction de l'activité spécifique de 50 % après quelques jours à la température ambiante des étalons après dilution dans l'eau distillée (carbonate de sodium) ou dans l'hexane (acide benzoïque).
- L'importance du mode de conditionnement des étalons dilués, les pertes d'activité étant moins importantes dans un flaconnage en verre, que dans un flaconnage en plastique. (importance de l'échange isotopique entre le carbone des parois et le ^{14}C , perméabilité des parois à certains composés ?).
- La nécessité d'employer des étalons peu volatile lors du passage à l'oxymat une partie de l'échantillon étant soustraite au dosage à la suite d'explosions avant la fermeture du four.