

Utilisation de radiotraceurs en hydrologie souterraine (*),

par W. F. MAES, J. SOUFFRIAU, P. I. STANER et L. BAETSLÉ.

Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire.
Service Evacuation des Résidus, Mol (Belgique),
exploité par la S.A. BELGONUCLEAIRE.

INTRODUCTION.

Depuis quelques années la section d'études géo-hydrologiques du C.E.N. à Mol s'efforce de mettre au point des techniques fondamentales servant de base à la détermination *in situ* des caractéristiques d'un bassin hydrographique. Bien que la plupart des problèmes soulevés puissent être résolus par les techniques hydrologiques classiques, il est incontestable que l'utilisation de traceurs radio-actifs réduit non seulement le temps d'expérimentation, mais augmente considérablement l'exactitude des résultats obtenus. Il est donc recommandable d'opter pour cette dernière technique lors d'une étude poussée de problèmes hydrologiques, tels que les mouvements horizontaux de la nappe aquifère, la détermination en place de la perméabilité ou les caractéristiques dispersives d'un milieu poreux.

Ces buts essentiellement pratiques ne sont néanmoins pas réalisables sans une étude théorique préliminaire sur les phénomènes de migration des radiotraceurs dans le sol et l'indispensable mise au point de techniques adéquates.

La présente contribution donne ainsi le compte rendu des recherches effectuées par nos laboratoires dans cette branche de la géologie.

A. — CHOIX D'UN TRACEUR.

La nécessité d'utiliser des traceurs en hydrologie s'impose dès qu'on veut suivre, en détail, le mouvement des nappes d'eau dans leurs conditions naturelles. Il est bien évident que le traceur envisagé devra présenter certaines caractéristiques [1 à 4] dont les plus importantes sont :

— absence de tout effet de retardement ou de décomposition dans le sol, soit par adsorption, soit par réaction avec la phase liquide ou solide du milieu;

(*) Travail effectué sous contrat n° 002-63-10 WAS B avec la Communauté Européenne de l'Énergie Atomique.

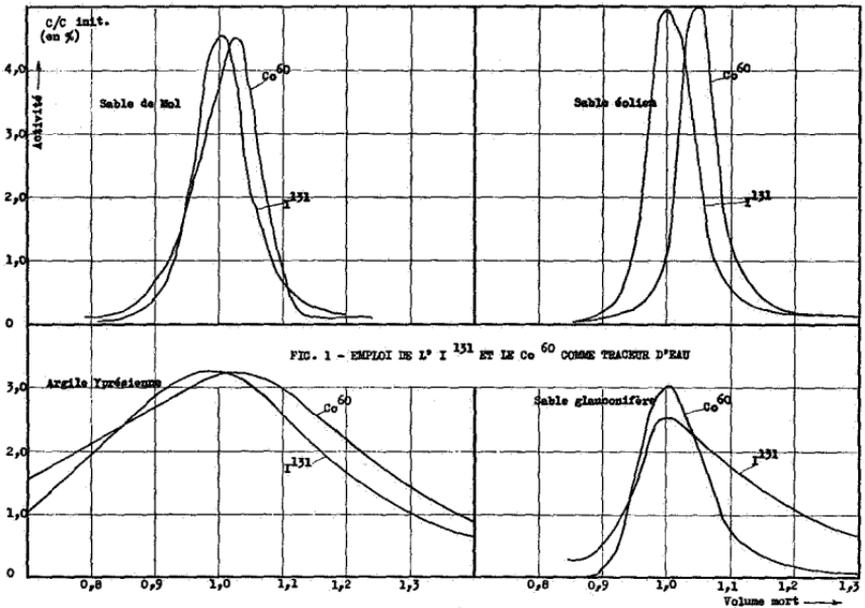
- facilité de détection, de préférence *in situ*, même en quantité très réduite;
- solubilité très grande dans le milieu à marquer;
- absence de tout effet de contamination de longue durée de la zone à explorer.

Les halogénés comme le NaCl, RbCl et LiCl ont été utilisés couramment [5] dans les techniques de traçage de l'eau. Leur détection par conductimétrie nécessite l'emploi de concentrations élevées engendrant des effets de diffusion moléculaire due au gradient de concentration. De plus, les sels subissent des effets de retardement par interaction avec les matériaux du sol. Les colorants organiques, la fluorescéine, la rhodamine B et le rose de pentacyl ont supplanté les sels mentionnés ci-avant grâce à leur détectabilité aisée dans des eaux naturelles à des concentrations de l'ordre du ppm. Néanmoins, par dispersion dans un milieu poreux, le facteur de dilution peut facilement atteindre 10^5 , ce qui porte la concentration originale à 10 g/l sauf si des méthodes onéreuses de détection sont envisagées [6].

Les méthodes de traçage à l'aide d'isotopes radio-actifs surclassent toutes les techniques développées jusqu'à présent à cause de la détectabilité très aisée et la concentration chimique négligeable des traceurs. Un problème bien délicat se pose pourtant quant à la sélection du radiotraceur approprié aux conditions expérimentales.

L'eau tritiée, d'un comportement chimique identique à celui de l'eau naturelle, ne présente aucun problème physico-chimique mais est malheureusement difficile à utiliser par suite de sa détection très onéreuse [7 et 8]. D'après les données recueillies en littérature [3, 9, 10 et 11] et d'après nos propres recherches, l'I¹³¹ sous forme de KI et le Co⁶⁰ sous forme de $\text{Co}(\text{CN})_6^{3-}$ semblent satisfaire aux conditions généralement rencontrées. D'une période respective de 8 jours et 5,3 ans, ils conviennent dans beaucoup de problèmes de traçage et présentent l'avantage d'émettre des rayons γ durs, ce qui facilite grandement leur dosage direct même en quantité très minime (de l'ordre de 10^{-5} μ Ci/cm³, soit environ 10^{-11} ppm).

Les résultats obtenus sur quelques sols typiques à l'aide des trois radiotraceurs mentionnés sont repris à la figure 1. Il en résulte que ces éléments ne subissent quasi pas de retardement vis-à-vis de l'eau percolée. Tout effet d'adsorption peut d'ailleurs être exclu en prétraitant le milieu poreux autour du point



d'injection par une très faible quantité de sel porteur inactif dissous dans un relativement grand volume d'eau du sol.

Toutes ces précautions permettent l'exécution des essais avec une concentration initiale de radiotracer ne posant pas de problèmes d'irradiation intolérable pour le personnel.

B. — TECHNIQUES D'INJECTION ET DE DÉTECTION DE RADIOTRACEURS DANS LA NAPPE AQUIFÈRE.

Les méthodes d'étude de l'écoulement de l'eau en milieu poreux, développées au C.E.N., consistent en l'injection d'une quantité très faible d'un traceur approprié, suivie, après quelque temps de l'échantillonnage de la nappe. Il est évident que la perturbation locale de la nappe durant toute l'opération doit être réduite au minimum et que la source d'activité injectée doit avoir une géométrie bien connue.

1. Techniques d'injection.

L'introduction dans la nappe aquifère du traceur à l'aide d'un tube crépiné, ou d'ampoules en verre, et la mise en place

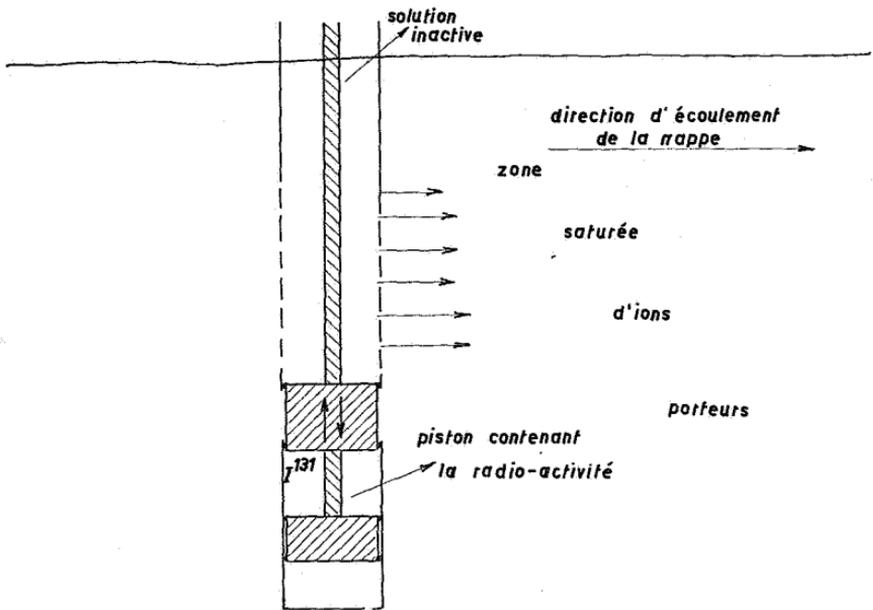


FIG. 2. — Appareillage d'injection de traceurs radio-actifs.

de solutions congelées avaient été expérimentées lors d'études préliminaires en nos laboratoires [12]. Cependant, ces méthodes créent une source de géométrie inconnue ou causent un dérangement local des lignes de courant.

Afin de remédier à ces inconvénients, nous venons de mettre au point un appareil injecteur de construction particulière (fig. 2). La cavité formée par un double piston, coulissant dans un cylindre en PVC de longueur appropriée, est remplie au moyen du même matériel que celui du milieu ambiant mais imbibé d'une solution radio-active. Pendant la mise en place à l'aide d'un puits tubé, foré à sec, les ouvertures rectangulaires dans les parois extérieures sont obturées par le piston supérieur (fig. 2). Ensuite, le tubage est retiré et après stabilisation de la nappe, le contenu est libéré, sans perturbation de l'écoulement normal, par alignement de la cavité par rapport aux ouvertures dans la paroi du cylindre.

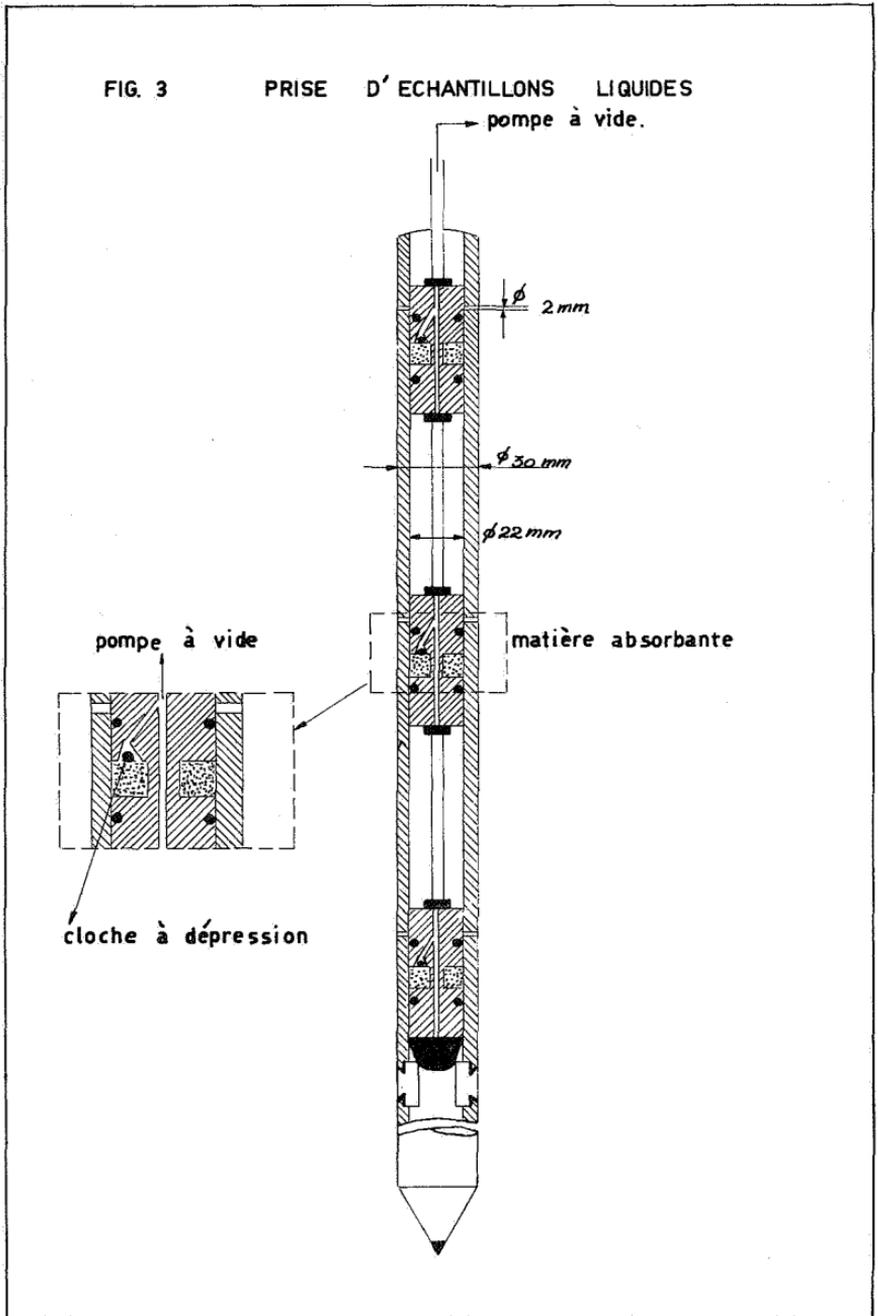
Afin d'annihiler tout effet d'adsorption du milieu, la section du tube contenant le piston d'injection est surmonté d'une partie crépinée par laquelle il est possible de présaturer le milieu ambiant à l'aide de sel porteur.

2. Méthodes d'échantillonnage.

a) Échantillonnage direct de la nappe aquifère. — Un appareil a été construit en vue de la prise simultanée de plusieurs échantillons d'eau en milieu sédimentaire non consolidé (fig. 3). Constituée de plusieurs parties cylindriques accouplées (\varnothing 2,5 cm, long. 50 cm), chaque section comprend un double piston coulissant dans le corps du cylindre. Après la mise en place de l'appareil, enfoncé dans le sol à l'aide d'un marteau à moteur, les orifices dans les parois du cylindre sont alignés avec les cavités dans les pistons. La matière hygroscopique (normalement du papier absorbant) contenue dans les cavités s'imbibe ainsi d'eau du sol. L'entrée des sédiments est entravée par un treillis à fines mailles en acier inoxydable. Un mince canal reliant les différents pistons permet d'appliquer un vide partiel qui accélère l'humidification de la matière hygroscopique; dans des sols à perméabilité peu élevée, l'application d'une dépression est nécessaire pour obtenir une infiltration suffisante de l'eau. Les chambres remplies, la contamination réciproque des différentes sections est empêchée par une minuscule soupape bloquant la conduite d'évacuation d'air.

b) Échantillonnage par sorption. — En vue de réduire les perturbations de la nappe au minimum, des techniques ont été mises au point afin de détecter des radiotraceurs dans la nappe aquifère par sorption sur une surface réactive. Deux types de réaction ont retenu l'attention; d'une part, la chimisorption sur des barres métalliques [13] et, d'autre part, l'échange anionique sur membranes échangeuses d'ions.

Pour suivre l'évolution à faible profondeur d'une nappe tracée à l'aide d' I^{131} il suffit d'entourer le point d'injection par un réseau de tiges de cuivre poli adsorbant les ions radio-actifs par un phénomène de chimisorption. Les tiges (\varnothing 3 mm), espacées de quelques centimètres, sont enfoncées directement dans la nappe à condition que celle-ci se trouve à faible profondeur. A grande profondeur, il faut une exécution plus robuste, par exemple des barres en acier inoxydable (\varnothing 5 mm) servant de support à de petits cylindres en cuivre. Après la détermination expérimentale du coefficient de corrélation, on peut déterminer de façon précise la concentration réelle des radio-éléments dans le milieu poreux. La méthode de chimisorption cuivre-halogénés s'est avérée utile pour l'étude du déplacement d'une nappe marquée à l' I^{131} dans les couches supérieures de la partie saturée



du sol. Néanmoins cette méthode est loin d'être universelle à cause de sa limitation à une gamme restreinte de radio-éléments et parce qu'une partie de l'activité fixée est abrasée lors de l'extraction des tiges. Ces deux inconvénients limitent les possibilités de cette méthode qui dépend essentiellement de la connaissance exacte du rapport entre l'activité en solution et sur la paroi métallique.

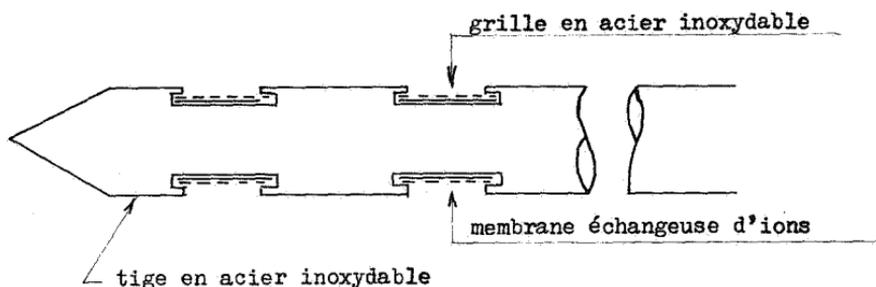


FIG. 4 A. — Détecteur à membranes.

Afin de généraliser le principe de détection par « sorption », nous avons mis au point un système constitué de barres en acier inoxydable (\varnothing 10 mm) munies de membranes échangeuses d'ions appropriées au traceur à détecter et protégées par un treillis en acier inoxydable (fig. 4 A). Comme décrit, la distribution de l'activité dans l'eau de la nappe se déduit facilement de l'activité fixée par simple comptage des membranes.

L'emploi de petits cylindres perforés et munis d'un treillis protecteur (fig. 4 B) permet l'utilisation d'échangeurs d'ions sous n'importe quelle forme. Ce développement de la technique de détection nous a permis d'effectuer des sondages d'activité jusqu'à 10 m de profondeur. De plus grandes profondeurs peuvent être atteintes à condition d'employer des sondes plus robustes.

L'avantage principal de ces dernières méthodes réside non seulement dans le fait d'être d'application générale, mais aussi d'empêcher le contact direct entre l'échangeur et la phase solide du sol, évitant ainsi les pertes par friction tout en permettant un contact parfait avec l'eau de la nappe.

c) Comptage direct. — La mesure de l'activité en place, à l'aide de tubes étanches en aluminium, est une méthode très directe et d'application générale pour des radio-éléments à

rayonnement γ dur. Mais l'implantation même pose, dans la plupart des cas, des problèmes très ardu. A cause des difficultés de mise en place des tubes, cette méthode n'offre pas les mêmes avantages que ceux décrits ci-avant.

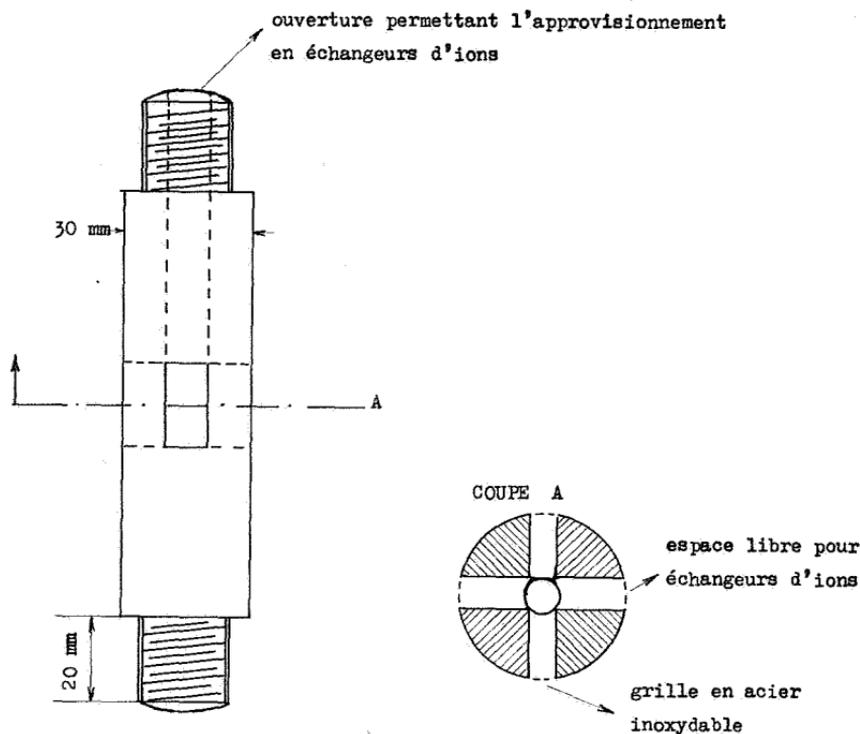
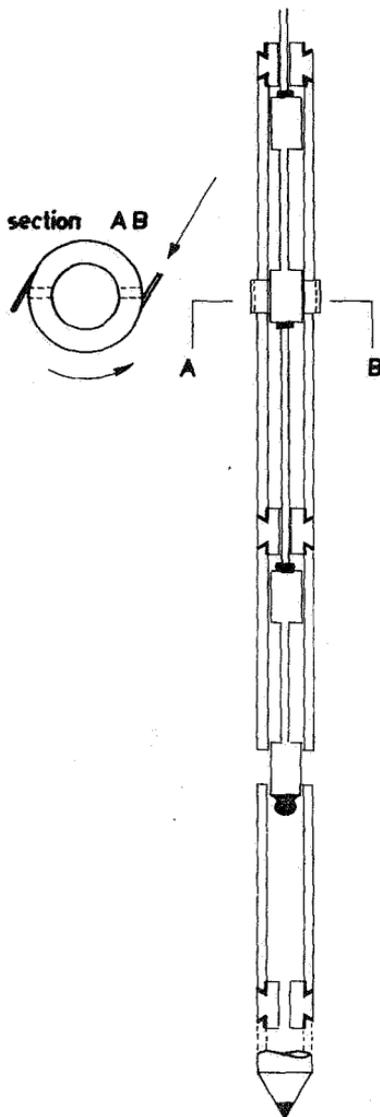


FIG. 4B. — Détecteur universel à poudre.

d) Prise d'échantillons de sable. — Dans certains cas, il s'avère impossible d'échantillonner la phase liquide par exemple dans la zone non saturée du profil et dans des couches d'argile plastique; dans ces deux cas, la radio-activité se trouvant dans le milieu poreux est intimement liée à la phase solide. Dans le but de détecter l'activité de ces milieux nous avons mis au point un échantillonneur multiple à palettes, de sédiments non consolidés, s'inspirant d'un appareil similaire développé par P. J. PARSONS [14]. La figure 5 en donne les caractéristiques les plus intéressantes.

FIG. 5 - ADAPTATION DU "COHESIONLESS SOIL SAMPLER,"
AUX TERRAINS ARGILEUX.



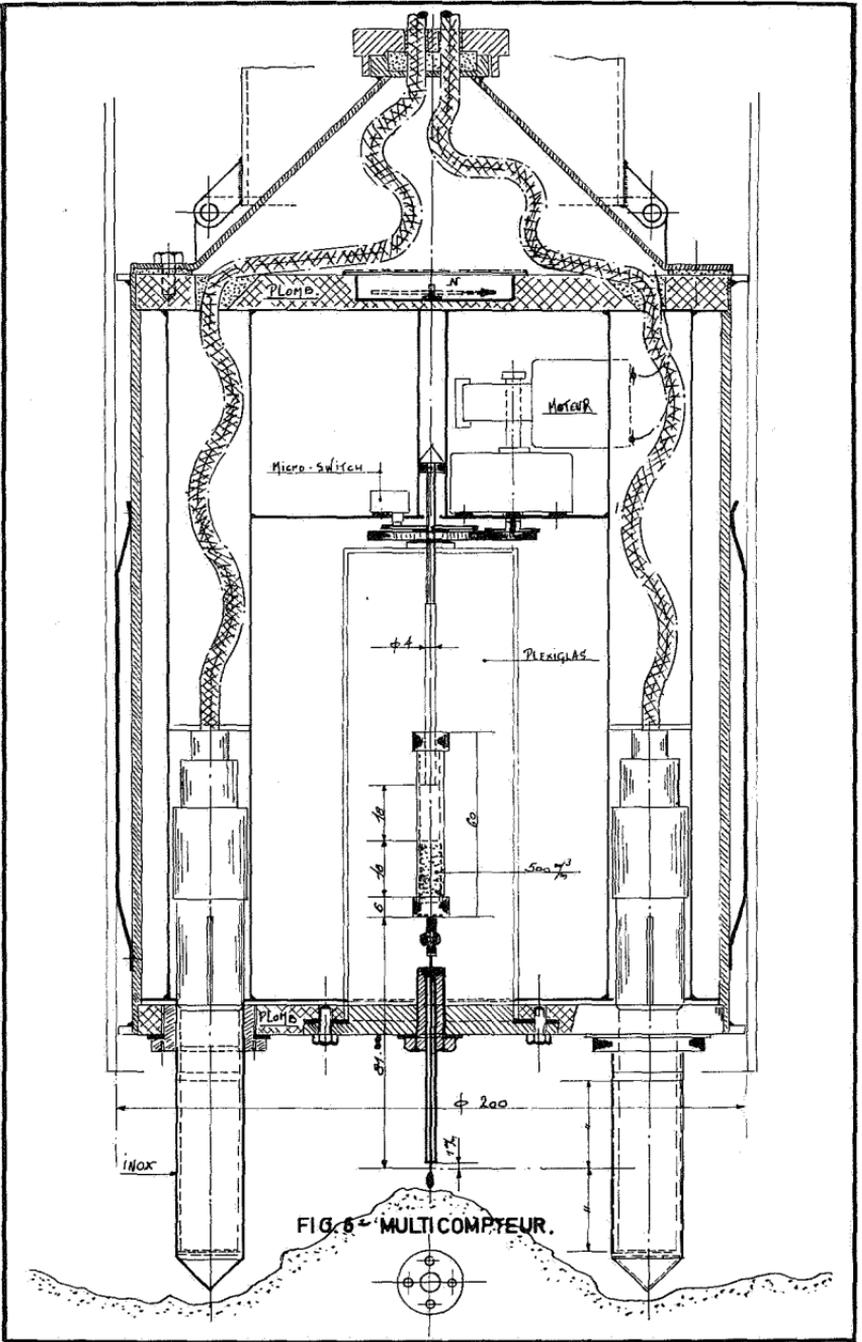


FIG. 6 - MULTICOMPEUR.

3. La méthode des multicompteurs.

Nos laboratoires viennent de mettre au point un appareil destiné à la mesure de la direction et de la vitesse d'écoulement sans prise d'échantillons [15]. A l'aide d'une seringue médicale, une quantité très réduite ($\pm 0,2$ ml) de traceur à haute activité spécifique (5 mCi/ml) est injectée dans le sol à distance égale de quatre tubes-compteurs disposés en carré. L'appareillage est placé dans une cloche étanche en aluminium percée au fond par une aiguille d'injection d'un diamètre de 0,9 mm et par les gaines des tubes-compteurs (fig. 6). Le tout est relié à la surface par les câbles électriques des tubes-compteurs et du moteur actionnant la seringue. La mise en place de la cloche se fait au moyen d'un puits tubé, creusé dans le sol jusqu'à la profondeur désirée.

L'appareil est alors enfoncé dans la partie non perturbée du profil à la base du forage. Ceci permet l'exécution des opérations dans un milieu identique à celui du terrain environnant. Après avoir retiré le tubage d'environ 50 cm, afin de libérer la cloche, le traceur est injecté et l'évolution de l'activité est enregistrée de façon continue par les tubes-compteurs (activité envers temps) (fig. 7). Il est évident que la migration de l'activité dans le sol ne peut provoquer qu'au maximum deux pics dans les quatre courbes enregistrées, les deux autres étant en régression dès le début.

Le rapport entre les temps écoulés depuis l'injection et le passage des pics dans les enregistrements, d'une part, et la direction de l'écoulement, d'autre part, est donné par la simple relation (fig. 7) :

$$\operatorname{tg} \varphi = \frac{t_3}{t_4}$$

où φ = angle entre la direction d'écoulement et la droite reliant le point d'injection au tube-compteur 4;

t_3 = temps de passage du pic au compteur 3;

t_4 = temps de passage du pic au compteur 4.

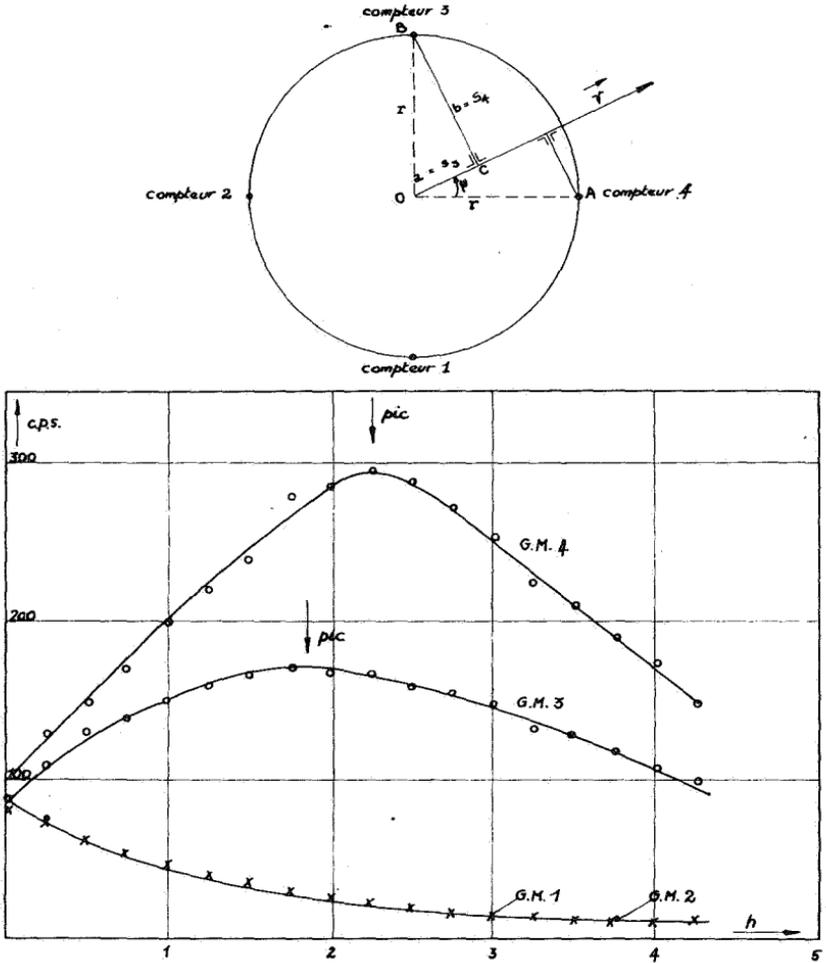
La vitesse d'écoulement est alors donnée par :

$$v = r \frac{\cos \varphi}{t_4}$$

où v = vitesse d'écoulement;

r = distance entre le point d'injection et les tubes-compteurs,

FIG. 7 - DETERMINATION GRAPHIQUE DE LA VITESSE ET DE LA DIRECTION DE L'EAU DANS LA NAPPE PHREATIQUE.



et aussi par

$$v = r \frac{\sin \varphi}{t_3}$$

Les essais préliminaires ont démontré que la précision obtenue, à l'aide de cette technique, équivaut à celle révélée par la méthode d'injection et d'échantillonnage.

C. — QUELQUES APPLICATIONS DIRECTES DES TECHNIQUES DÉVELOPPÉES.

1. Détermination de la vitesse et de la direction d'écoulement de la nappe.

Durant les années écoulées, nos laboratoires ont exécuté, dans des sols à granulométrie très variable (des argiles yprésiennes aux sables de Mol), des traçages de la nappe à l'aide de radio-éléments. A titre d'exemple, nous reprenons la description des méthodes développées dans ce champ d'application de la radiohydrologie.

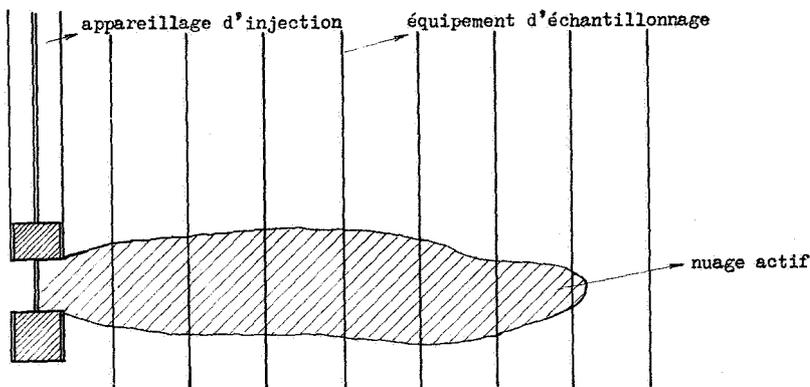


FIG. 8. — Localisation du nuage actif (coupe verticale).

Après présaturation du milieu poreux autour du point d'injection à l'aide d'une solution inactive dont la concentration est de l'ordre de quelques milligrammes par litre, 5 à 20 mCi d' I^{131} ou de Co^{60} sont introduits dans le sol à l'aide d'un appareil d'injection décrit ci-avant (fig. 8). Quelques jours après la mise en liberté de l'activité, le nuage actif est localisé par chimisorption sur des tiges en cuivre (temps de contact : 60 min) ou par échantillonnage direct de la nappe (fig. 8).

En vue de réduire le nombre de points d'échantillonnage, il s'avère intéressant de déterminer au préalable la direction générale de l'écoulement par mesure directe de l'activité dans quatre tubes étanches d'observation qui entourent à faible

mation n'est ainsi obtenue concernant l'évolution du nuage actif dans le temps, notamment la dispersion en milieu poreux et les tortuosités dans le sens de l'écoulement.

La technique d'injection et d'échantillonnage nous a permis de déterminer la vitesse et la direction d'écoulement de la nappe aquifère au site I du C.E.N. à Mol (fig. 10). Après la mise en place d'un piston injecteur, à environ 1 m dans la nappe (4 m de profondeur), le milieu ambiant est présaturé à l'aide d'une solution inactive de 200 ppm de KI. La solution

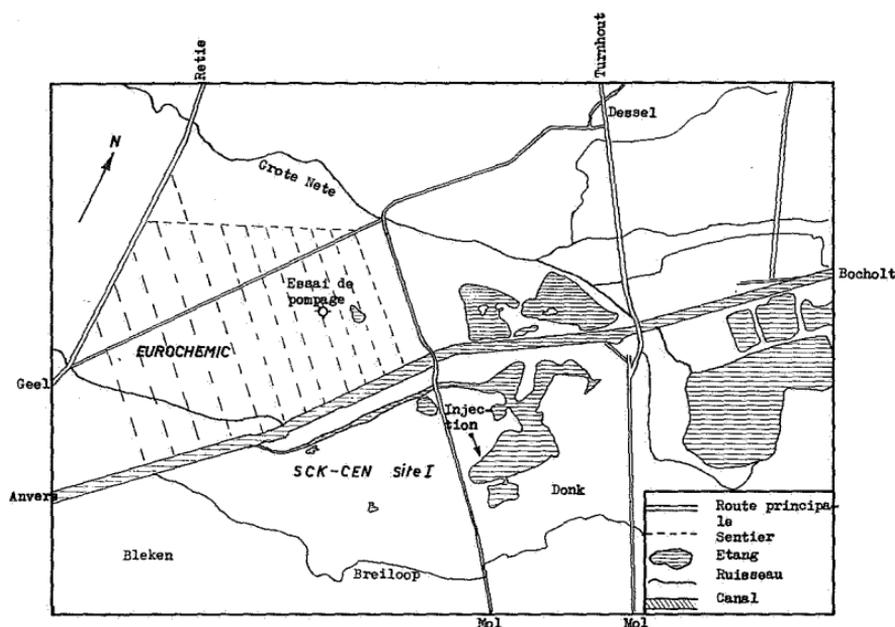


FIG. 10 - VUE GÉNÉRALE DU SITE EUROCHEMIC - CEN MOL

active (± 10 mCi/l) est alors mise en liberté et suivie à l'aide de quatre tubes d'observation étanches. Le nuage actif est échantillonné à l'aide de tiges en cuivre après 7, 10 et 16 jours. Les résultats ainsi obtenus sont repris à la figure 9. Il en résulte que pendant les périodes considérées le noyau du nuage s'est déplacé respectivement de 22, 35 et 50 cm, ce qui implique une vitesse journalière de 3,2; 3,3 et 3,1 cm.

Nous fondant sur nos résultats de laboratoire et nos expériences exécutées en nature, nous pouvons conclure que les

erreurs observées par application des techniques d'injection de radio-éléments ne dépassent guère 10 % aussi bien pour la vitesse que la direction d'écoulement de la nappe.

2. Détermination in situ du coefficient de perméabilité.

La connaissance exacte du coefficient de perméabilité est à la base de toute étude fondée sur les caractéristiques hydrologiques d'un bassin aquifère. L'essai de pompage, qui est une méthode macroscopique, fournit une valeur moyenne du coefficient de perméabilité de la zone entourant le point d'extraction d'eau. Cependant, cette technique, d'un dépouillement fastidieux, présente le désavantage d'être très onéreuse par suite de difficultés d'ordre pratique. Les conditions hydrologiques réduisent son applicabilité à des milieux poreux isotropes.

Par contre, l'emploi de radio-éléments fournit un outil excellent pour déterminer sur place la perméabilité d'un milieu poreux. En effet, le calcul du coefficient de perméabilité est basé sur la connaissance exacte du gradient hydraulique et la vitesse d'écoulement de l'eau à travers les interstices. En milieux poreux la vitesse est donnée par la relation [16] :

$$v = \frac{Q}{\sigma S}$$

où v = vitesse linéaire (L/T);

Q = débit (L³/T);

S = section envisagée (L²);

σ = porosité.

Le coefficient de perméabilité est lié à la vitesse et au gradient hydraulique par la loi de Darcy :

$$\bar{k} = v \cdot \sigma \frac{dx}{dh}$$

où \bar{k} = coefficient de perméabilité (L/T);

$\frac{dh}{dx}$ = gradient hydraulique.

Comme la vitesse d'écoulement de la nappe peut être déduite d'un essai d'injection et que la porosité est un paramètre aisément déterminé, il ne reste alors qu'à mesurer le gradient hydrau-

lique. A l'aide de trois piézomètres en bronze poreux [14], entourant radialement le point d'injection, cette opération ne présente aucune difficulté (fig. 11).

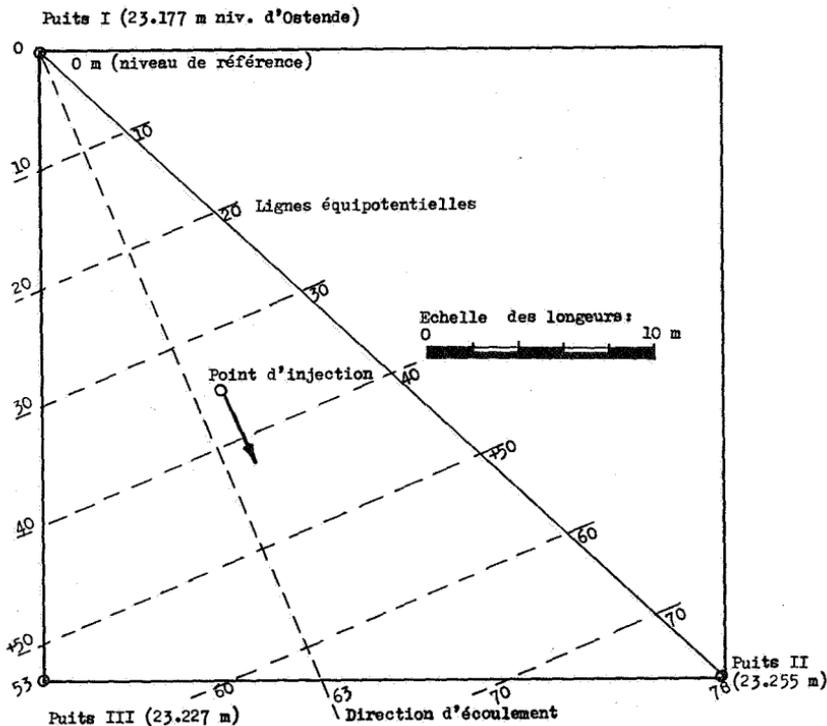


FIG. 11. — Détermination du gradient hydraulique à l'aide de trois piézomètres.

Il est évident que la détermination du coefficient de perméabilité à l'aide d'un radiotracteur est une méthode à application très rapide. Son avantage principal réside dans le fait que l'écoulement normal de la nappe n'est point perturbé, évitant ainsi d'accentuer l'anisotropie du milieu par changement artificiel du niveau piézométrique. De plus, les résultats dont le dépouillement ne présente aucune difficulté, sont d'une exactitude supérieure à ceux déduits d'un essai de pompage.

Un essai d'injection, exécuté au site Eurochemic à Mol (fig. 10 et 11), montrait une vitesse d'écoulement de la nappe de l'ordre

de 7,5 cm par jour. Compte tenu du gradient hydraulique ($= 2 \times 10^{-3}$) déterminé à l'aide de trois piézomètres (fig. 11), et de la porosité ($= 0,38$), on trouve une valeur du coefficient de perméabilité pour le sable blanc de Mol, variant entre 0,95 et 1,18 cm/min. Un essai de pompage exécuté au même endroit [17] donne lieu à des valeurs de 0,3 à 3,3 cm/min (moyenne pondérée 1,1 cm/min).

3. Quelques problèmes spécifiques concernant l'écoulement et l'alimentation des nappes.

Au moyen des techniques décrites ci-avant, il est possible de résoudre quelques problèmes spécifiques, tels que la détermination de l'existence de voies préférentielles en milieu poreux anisotrope ou l'échange d'eau entre deux aquifères. Puisque ces problèmes se présentent sous une forme très spécifique il est difficile de proposer une solution générale pour tous les cas envisagés.

Dans l'étude des caractéristiques dispersives du milieu, l'emploi de radiotraceurs est irremplaçable. En se fondant sur des techniques d'injection et d'échantillonnage consécutives, on déduit de la géométrie du nuage actif les données nécessaires à la détermination du coefficient de dispersion tant longitudinal que transversal.

Un problème très important en hydrologie et dont la solution pratique s'avère difficile, est celui de la détermination de la vitesse réelle d'infiltration d'eau de pluie en zone aérée ou la remontée de l'eau après l'évapo-transpiration. Plusieurs méthodes, tant théoriques que pratiques, ont été proposées sans donner de solution valable. Pour éviter toute cause d'erreurs, nous venons de mettre au point une technique basée sur l'emploi de radiotraceurs. Une mince couche de la partie supérieure du sol est humidifiée au préalable avec une solution du traceur approprié. Les mouvements verticaux de la précipitation dans la zone aérée sont alors suivis soit par comptage direct dans un tube d'observation étanche, soit par prise d'échantillons de sol selon les méthodes décrites ci-dessus (voir 2, *d*, p. 274). Cette dernière technique permet en même temps de déterminer l'humidité du milieu.

Finalement nous voudrions encore attirer l'attention sur les possibilités offertes par les radiotraceurs pour déterminer la structure verticale des bassins aquifères. En effet, puisque la

vitesse de propagation d'un radiotraceur est proportionnelle à la perméabilité du milieu, la technique d'injection permet de déterminer le rapport existant entre les coefficients de perméabilité des différentes zones du bassin.

Il est indiscutable que l'utilisation des radiotraceurs marque un pas en avant dans l'étude des problèmes envisagés. Par leur maniabilité et l'exactitude des résultats, ils sont devenus quasi indispensables en hydrologie contemporaine. De plus, ils offrent des perspectives nouvelles pour l'étude de problèmes jadis insolubles.

REMERCIEMENTS.

Les auteurs tiennent à exprimer leurs remerciements les plus vifs à M. E. SIMPSON, professeur à l'Université de Tucson-Arizona (U.S.A.) pour ses précieux conseils et sa collaboration très appréciée lors de la mise en route du programme de recherche, et à témoigner leur reconnaissance à M. P. DEJONGHE, chef de division au C.E.N., qui les a aidés de son appui dynamique et ininterrompu. Sans le dévouement de M^{lle} G. DE LEYN, de MM. J. GEBRUERS et K. VAN DE CRAEN, l'exécution pratique des techniques décrites n'aurait pu être réalisée.

CENTRE D'ÉTUDE DE L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE.

GROUPE D'ÉTUDES GÉO-HYDROLOGIQUES.

Mol-Donk, Belgique. Juillet 1964.

RÉFÉRENCES.

1. SCHÖLLER, H., 1962, Les eaux souterraines. Masson & Cie, Paris.
2. KAUFMAN, W. J. and ORLOB, G. T., 1956, Measuring Ground Water Movement with Radioactive and Chemical Tracers. (*J. A. W. W. A.*, **48** [5], pp. 559-572.)
3. HOURS, R., 1960, Application de la radioactivité à l'hydraulique souterraine. La houille blanche. (*Mém. VI^e Journ. Hydr.*, pp. 599-611.)
4. KAUFMAN, W. J. and TODD, D. J., 1955, Methods of Detecting and Tracing the Movement of Ground Water. (*Inst. Eng. Res.*, 93-1, Univ. Calif.)
5. SCHLICHTER, C. S., Field measurements of the Rate of Movement of Underground Water. (*U. S. G. S.*, Water-Suppl., Rap n° 140.)
6. TRILLAT, 1899, Essai sur l'emploi des matières colorantes pour les recherches d'eau Paris, Inst. Pasteur.
7. VON BUTTLAR, H. and WENDT, J., 1958, Ground Water Studies in New Mexico Using Tritium as a Tracer. (*Sec. U. N. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy*, 15/P, 1613-1614, Genève.)
8. I.A.E.A., 1962, Proceedings of the Symposium on the Detection and Use of Tritium in the Physical and Biological Sciences. Vienna.
9. HALEVY, E. and AL., 1958, Use of Radioisotopes in Studies of Ground Water Flow. (*Sec. U. N. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy*, 15/P, 1613-1614, Genève)
10. WENDT, J., 1960, Anwendung von Radioisotopen in der Praktischen Geologie. (*Kerntechnik*, **2**, pp. 1-9.)
11. DEGOT, B. et AL., 1963, Deux utilisations du Br⁸² en hydrodynamique souterraine. (*Proc. of Symp. Applied Radioisotopes in Hydrology*, Tokyo, 5-9 March 1963, pp. 321-345, I.A.E.A., Vienna.)
12. DEJONGHE, P. et AL., 1963, Mouvement de radio-éléments dans le sol. (*Proc. Conf. sur la rétention et la migration des ions radio-actifs dans les sols*, C.E.A., Saclay.)
13. SOUFFRIAU, J. et AL., 1961, The Copper-Rod Method for Measuring Ground Water Flow. (*Proc. Sec. Ground Disposal of Radioactive Waste Conf.*, Chalk River, p. 155.)
14. PARSONS, P. J., 1960, Sampling Devices for Water and Soil. (*Disposal of Radioactive Wastes*, pp. 329-338, I.A.E.A., Vienna.)
15. SOUFFRIAU, J. and BAETSLÉ, L., 1965, Determination of Hydraulic Characteristics of a cohesionless soil by means of the Multicounter Method. (*Nucl. Struct. Eng.*, **1**, pp. 338-341.)
16. TODD, D. K., 1960, Ground Water Hydrology. John Wiley & Sons, New York.
17. MAES, W. F. en AL., De permeabiliteit van de zanden van Mol. (En cours de publication.) (*Nat. Wet. Tijdschrift*.)