



utilisation des traceurs pour définir les périmètres de protection 2

prise en compte
des transferts hydrodispersifs
dans l'interprétation des traçages
et la délimitation des périmètres

rapport final



utilisation des traceurs pour définir les périmètres de protection 2

prise en compte
des transferts hydrodispersifs
dans l'interprétation des traçages
et la délimitation des périmètres

rapport final

J.-P. Sauty

avril 1987
87 SGN 287 EAU

R E S U M E

Une compilation des techniques à mettre en oeuvre pour délimiter les périmètres de protection des captages destinés à l'alimentation en eau potable a été réalisée à la demande du Ministère de l'Environnement. L'idée prévalant à la définition de ces périmètres est d'interdire toute action risquant de polluer la nappe, au moins sur une distance telle que le temps de transit des polluants soit assez long pour que ceux-ci soient dégradés avant d'atteindre le captage.

L'ampleur de la zone à protéger dépend de la vitesse de déplacement de l'eau vers le forage, des propriétés dispersives du milieu et des possibilités de fixation ou de destruction des polluants en cause par diverses réactions physico-chimiques.

Pour différentes configurations d'écoulement, des formules et abaques rassemblés dans le présent rapport permettent de délimiter les zones au voisinage des captages à l'intérieur desquelles les temps de transit des polluants sont suffisants pour assurer la protection du captage. Ces techniques font intervenir des paramètres à déterminer à partir d'expériences de traçage (porosité, dispersivité...). Les méthodes d'interprétation associées aux principales techniques de traçage sont exposées.

L'utilisation de traceurs fluorescents est fréquente parce que les produits sont peu coûteux et faciles à doser sur le site même ; en contrepartie, ils sont sujets à échanges physico-chimiques avec le terrain, d'où une modification des caractéristiques du transfert (fixation, retard...). Des traçages avec injection simultanée d'un traceur fluorescent et d'un traceur non réactif ont permis d'étudier leurs différences de comportement sur six sites.

Les progrès à venir dans la connaissance des phénomènes physico-chimiques divers régissant les échanges des polluants avec le milieu aquifère devraient permettre, dans le futur, une délimitation moins sommaire des périmètres, avec la prise en compte de la nature des produits nocifs susceptibles de polluer les eaux.

Nota Bene - Pour des raisons inhérentes aux matériels de typographie utilisés, la lettre grecque Pi sera alternativement représentée par les symboles suivants π et $\P$

SOMMAIRE

	Pages
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 - PRINCIPAUX MECANISMES DU TRANSFERT DES POLLUANTS EN NAPPE	5
1.1 - Phénomènes en cause	5
1.2 - Convection	5
1.3 - Dispersion	9
1.4 - Echanges physico-chimiques	13
CHAPITRE 2 - MESURE DES PARAMETRES DE TRANSFERT	15
2.1 - Mesures à effectuer	15
2.2 - Modalités de mise en oeuvre des traçages	16
2.3 - Identification par abaque des paramètres porosité et dispersivité	18
2.4 - Interprétation de traçages en écoulement radial	20
2.5 - Interprétation des traçages en écoulement naturel	21
2.6 - Comparaison des traçages à la rhodamine et à l'iodure de sodium	23
CHAPITRE 3 - DELIMITATION DES PERIMETRES DE PROTECTION	35
3.1 - Puits unique dans un aquifère au repos	36
3.2 - Puits unique et écoulement régional	39
3.3 - Puits à proximité d'un cours d'eau	41
3.4 - Batterie de puits alignés	46
CONCLUSION	48
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	49
ANNEXE 1 - Isochrones : nappe infinie initialement au repos, puits unique	51
ANNEXE 2 - Isochrones : nappe infinie en écoulement initial uniforme, puits unique	53
ANNEXE 3 - Captage en nappe alluviale ; part de l'alimentation venant du cours d'eau	59
ANNEXE 4 - Captage à proximité d'un cours d'eau temporairement pollué ; régime transitoire résultant de l'arrêt des prélèvements	69
ANNEXE 5 - Batterie de puits en ligne	79
ANNEXE 6 - Effet de retard sur le transfert des polluants sujets à l'échange	81
ANNEXE 7 - Transferts en écoulement uniforme suite à une injection localisée et brève	87
ANNEXE 8 - Transferts en écoulement radial	97
ANNEXE 9 - Détermination de la vitesse d'écoulement (amplitude, direction) connaissant les niveaux de nappe en trois points	107

LISTE DES FIGURES

	<u>Pages</u>
FIGURE 1 - Distinction entre lignes de courant et trajectoire en écoulement transitoire	6
FIGURE 2 - Isochrones issues d'une source de pollution possible	8
FIGURE 3 - Isochrones par rapport à un point d'eau à protéger	8
FIGURE 4 - Variabilité des vitesses à l'échelle des pores	10
FIGURE 5 - Schématisation simplifiée de la dispersion transversale à l'échelle des pores	10
FIGURE 6 - Effet des dispersions longitudinale et transversale en écoulement uniforme	10
FIGURE 7 - Développement tridimensionnel du panache de polluant tant que le substratum n'est pas atteint (d'après Université de Stuttgart, 1983)	12
FIGURE 8 - Transfert d'un polluant déversé en surface dans un aquifère limité latéralement	12
FIGURE 9 - Identification des paramètres par superposition sur l'abaque	19
FIGURE 10 - Traçage en écoulement radial - Schéma de principe	20
FIGURE 11 - Traçage en écoulement naturel	21
FIGURE 12 - Site n° 1 - Sables et graviers - Ecoulement uniforme Traçage sur 13 m - Facteur de retard rhodamine WT/iodure = 2,2	24
FIGURE 13 - Site n° 2 - Galets et graviers - Pompage à $6,25 \text{ m}^3/\text{h}$ - Injection simultanée dans 3 piézomètres situés à 15 m du pompage - Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 6,2	26
FIGURE 14 - Site n° 3 - Sables et graviers grossiers très perméables - Batterie de pompage et bassin de réinfiltration - Parcours sur 75 m - Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 1,5	28
FIGURE 15 - Site n° 4 - Sables glauconieux - Pompage à 95 l/h - Injection simultanée dans 2 piézomètres situés à 3 m du pompage - Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 1,6	30

FIGURE 16 - Site n° 5 - Sables fins à moyens - Pompage à 385 l/h - Injection simultanée dans le même piézomètre situé à 4 m du pompage - Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 0,25 non significatif, car le taux de restitution de la rhodamine est très faible, de l'ordre de 2 %, le reste étant fixé -au moins temporairement-	32
FIGURE 17 - Schémas hydrauliques traités	35
FIGURE 18 - Transfert du polluant vers un captage en écoulement radial	36
FIGURE 19 - Détermination de l'isochrone 10 j à partir de l'abaque de l'annexe 2	38
FIGURE 20 - Pompage à proximité d'un cours d'eau en présence d'une alimentation de côteau	42
FIGURE 21 - Batterie de puits alignés	46

INTRODUCTION

Le code de la Santé publique détermine les conditions de protection de la qualité des eaux autour des ouvrages de prélèvement : l'article L 20 prévoit de mettre en place deux périmètres, l'un de protection immédiate, l'autre de protection rapprochée et, le cas échéant, un troisième périmètre dit de protection éloignée (Person, 1983).

Le périmètre de protection immédiate est une zone de faible extension englobant le captage et qui a pour fonction d'empêcher la détérioration des ouvrages et d'éviter que des déversements ou des infiltrations d'éléments polluants se produisent à l'intérieur ou à proximité immédiate du captage.

Le périmètre de protection rapprochée est la partie essentielle de la protection prenant en considération :

- les caractéristiques du captage (mode de construction de l'ouvrage, profondeur, débit) ;
- la vulnérabilité de la ressource exploitée (nature des terrains de couverture, circulation de l'eau etc.) ;
- les risques de pollutions (recensement des points d'émissions possibles et de la nature des polluants, vitesses de transfert et concentrations, moyens de préventions, délais d'alarme, modes d'interventions).

Ce périmètre définit une enveloppe de protection, délimitée en fonction des risques proches du point de prélèvement.

Le périmètre de protection éloignée prolonge éventuellement le périmètre de protection rapprochée.

La mise en place de ces périmètres constitue une entrave à l'éventuelle activité économique locale ; leur extension doit être estimée au plus juste pour trouver un compromis entre l'impact économique et une protection satisfaisante de la ressource exploitée pour la distribution d'eau potable.

L'idée prévalant généralement à la définition de ces périmètres, est d'interdire les risques de pollution de la nappe sur l'aire d'alimentation du captage, au moins sur une distance telle que le transit des polluants éventuels soit assez long pour que ceux-ci puissent être dégradés par action bactérienne, échanges physico-chimiques ou autres. On cite généralement, et de façon assez arbitraire, une durée minimale de 10 jours pour ce transfert.

En fait, nombre de produits véhiculés par l'eau souterraine sont susceptibles de réagir avec les bactéries ou la matrice rocheuse ou même avec les autres ions en solution, de façon variable (cf. rapport 85 SGN 490 EAU réalisé dans le cadre de la présente étude). Pour bien faire, il serait nécessaire de réaliser des expériences sur échantillons ou mieux, in situ. Actuellement, cette approche est coûteuse et seulement réalisée au stade de la recherche (par exemple travaux entamés par le BRGM et le Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble (CENG) sur le site expérimental de Balloy (Seine-et-Marne)).

Bien que très critiquable du point de vue théorique, la seule méthode pratique réside encore actuellement dans la protection des zones pour lesquelles le transit jusqu'au captage reste inférieur à un seuil de quelques jours : zones dont l'aire est délimitée par une isochrone (cf. définition § 1.2). Elle repose tout de même sur la constatation que vis-à-vis du nombre de produits, le séjour dans les eaux souterraines est purificateur, que ce soit à la suite d'actions bactériologiques, de fixations d'ions ou autre ; et cet effet est d'autant plus marqué que le séjour est long.

En attendant que la connaissance des phénomènes hydrogéochimiques progresse (et soit accompagnée de méthodes de mesure efficaces et peu coûteuses pour la détermination de paramètres nombreux), autant effectuer le plus soigneusement possible la détermination des "isochrones" entourant le captage ainsi que des paramètres dispersifs et éventuellement de coefficients de retard permettant de prendre en compte, quoique de façon souvent très sommaire, certains aspects des échanges.

Les différents paramètres du transfert hydrodispersif sont introduits dans des formules et abaques utilisés pour définir l'aire d'alimentation du captage et les temps de transit entre les différents points de cette aire et le forage d'exhaure. Ils autorisent également l'évaluation de la menace d'une pollution à partir d'un cours d'eau voisin alimentant la nappe.

Toutefois, les ordres de grandeur de ces paramètres physiques varient fortement d'un aquifère à un autre, et même au sein d'un aquifère donné. La réalisation de prévisions présentant un minimum de fiabilité repose donc sur l'obtention de mesures de terrain :

- . connaissance de la piézométrie et réalisation d'essais de débit pour l'hydrodynamique,
- . mise en oeuvre de traçages pour mesurer les vitesses effectives et les coefficients de dispersion.

Il est à remarquer que les captages d'alimentation en eau potable (AEP) de quelque importance sont généralement équipés d'un ou plusieurs piézomètres satellites et font l'objet d'un pompage d'essai de plus ou moins longue durée : toutes les conditions sont alors réunies pour réaliser à moindre frais un traçage en écoulement radial convergent. Le traceur est injecté dans le piézomètre satellite, et des échantillons d'eau sont prélevés sur le débit d'exhaure durant le pompage d'essai alors que matériel, main d'oeuvre et force motrice sont disponibles.

A la demande du Ministère de l'Environnement, nous avons donc réuni dans le présent rapport, les éléments permettant la détermination des périmètres de protection suivant les techniques disponibles par la prise en compte des transferts hydrodispersifs :

- rappel des mécanismes en jeu,
- mesures des paramètres de transfert, avec notamment l'interprétation des traçages et comparaison des traçages à la rhodamine et à l'iodure de sodium,
- délimitation des périmètres dans différentes conditions d'écoulement.

Les justifications théoriques des techniques utilisées ont été mises en annexes.

Un second rapport, réalisé dans le cadre de la même étude, propose une bibliographie sur la rétention des ions : "Modélisation de la rétention des ions dans les terrains saturés" par **Lallemand-Barrès** (1985).

CHAPITRE 1 - PRINCIPAUX MECANISMES DU TRANSFERT DES POLLUANTS EN NAPPE

1.1 - PHENOMENES EN CAUSE

Suite au déversement d'une substance polluante en milieu aquifère, l'extension du panache susceptible de se développer dépend principalement des phénomènes suivants :

- l'écoulement naturel de l'eau du milieu aquifère implique, par convection, l'entraînement du produit,
- au sein de la formation aquifère, la variabilité des vitesses de l'eau se traduit par la dispersion longitudinale et transversale du panache au cours de sa propagation. Celui-ci a tendance à s'étaler longitudinalement le long de la trajectoire médiane du panache, et latéralement transversalement à cette trajectoire,
- enfin, les phénomènes d'échanges entre le produit entraîné par l'eau en écoulement, et les phases immobiles dans le milieu aquifère, c'est-à-dire l'eau liée et les particules rocheuses peuvent ralentir considérablement l'évolution du panache liée aux seuls phénomènes cinématiques.

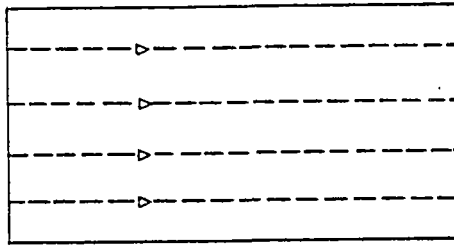
Absorption et désorption du produit par ces phases immobiles contribuent alors à accroître l'extension temporelle de la pollution.

1.2 - CONVECTION

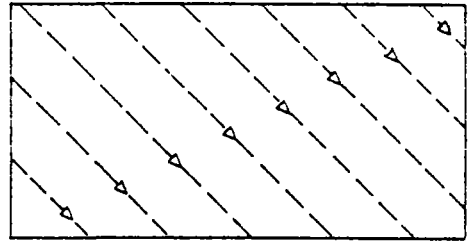
On entend par là l'entraînement des particules par l'écoulement de la nappe ; celui-ci peut être :

- .soit naturel (écoulement régional souvent assimilé à un écoulement uniforme à l'échelle d'un captage et de son environnement) ; certains auteurs parlent alors d'advection, par analogie avec le panache d'une fumée d'usine, entraîné par le vent,
- .soit provoqué par des pompes ; on parle alors de convection forcée,
- .soit de façon plus générale, la superposition des deux.

La vitesse de déplacement des particules d'eau coïncide en ce qui concerne la direction, avec la vitesse de Darcy, mais son intensité est plus grande avec un rapport de proportionnalité inverse d'un paramètre dit porosité cinématique.



Lignes de courant pour $t < T$



Lignes de courant pour $t > T$

Figure 1a - Hypothèse sur l'évolution du champ des vitesses

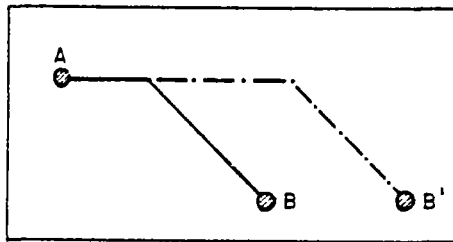


Figure 1b - Trajectoire de deux particules lâchées en A à des instants différents
Positions respectives à une même date

Date de départ $T - \tau$: arrivée en B à l'instant $T + 3\tau$
Date de départ $T - 3\tau$: arrivée en B' à l'instant $T + 3\tau$

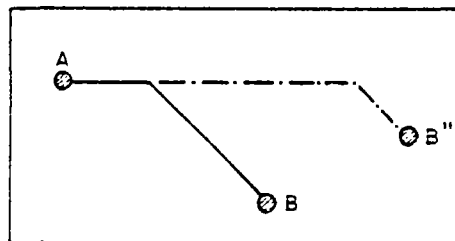


Figure 1c - Déplacement de deux particules lâchées en A à des instants différents
Positions respectives après un trajet de même durée

Date de départ $T - \tau$: arrivée en B
Date de départ $T - 3\tau$: arrivée en B''
après une durée de transit de 4τ

Figure 1 - Distinction entre lignes de courant et trajectoire
en écoulement transitoire

En effet, la vitesse de Darcy, égale au produit de la perméabilité par la pente de la nappe :

$$V = K i = K \text{ grad } H \quad (1)$$

(en valeurs absolues)

représenté en réalité le flux (débit par unité de section d'aquifère : $\text{m}^3/\text{s}/\text{m}^2$), à travers la section totale (pores + phase solide).

Bien entendu, l'eau ne circule que dans les pores ; de plus, au voisinage des grains, une portion des zones en eau ne participe pas ou très peu au mouvement (eau immobile). Pour simplifier, seule une fraction de la porosité totale ϕ est traversée par l'eau mobile, et la vitesse effective des particules d'eau (ou vitesse moyenne de pore) est :

$$u = V/\omega = K i/\omega \quad (2)$$

avec ω , porosité cinématique ($\omega < \phi$).

Ce paramètre peut différer notablement de la porosité totale : dans un sable très argileux par exemple, il peut ne représenter que quelques % de la porosité totale. Or, il conditionne directement le temps de transfert depuis différents points de la nappe jusqu'au puits de pompage. Il est donc important d'en avoir une estimation ; c'est un des rôles principaux du traçage.

- Lignes de courant, trajectoires, isochrones

Les lignes de courant sont des courbes qui, à un instant donné, sont tangentes en tout point au vecteur vitesse alors que les trajectoires correspondent au chemin parcouru par une particule au cours du temps.

En régime hydraulique permanent, ces deux familles de courbes sont confondues. En régime transitoire, le champ des vitesses évolue dans le temps, et chaque trajectoire est constituée d'une succession de portions de lignes de courant ; elle dépend à la fois de son point de départ, et de la date de départ (exemple : figure 1). Sauf indication contraire, nous nous placerons dans l'hypothèse d'un écoulement hydraulique permanent.

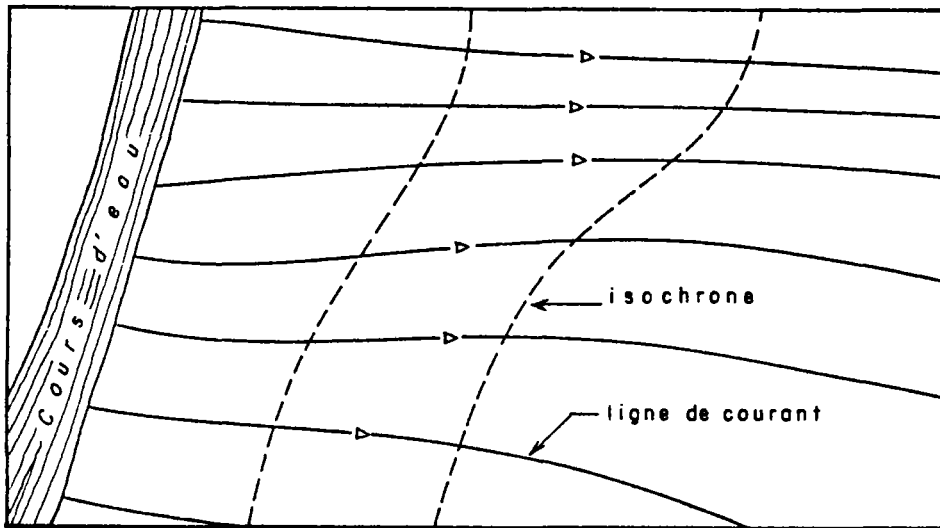


Figure 2 - Isochrones issues d'une source de pollution possible

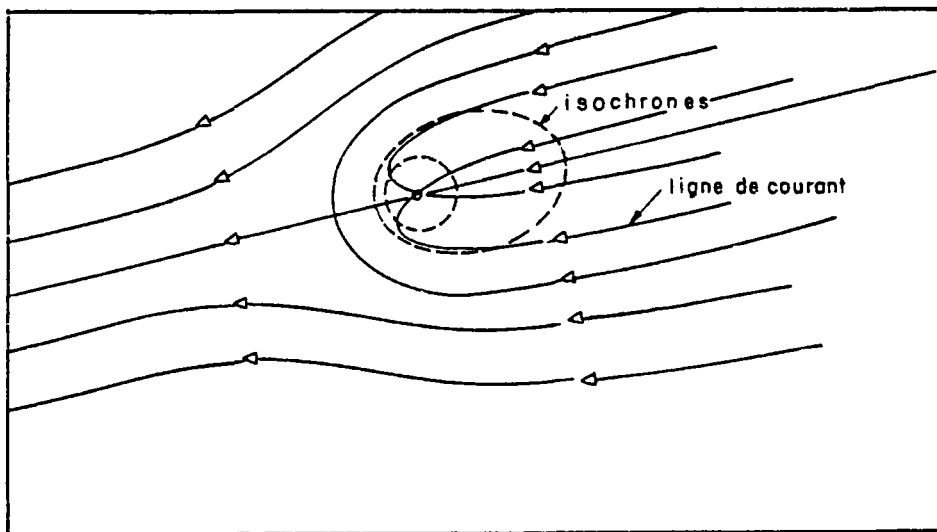


Figure 3 - Isochrones par rapport à un point d'eau à protéger

Une autre famille de courbes est celle des **isochrones**, qui peuvent être définies de deux façons suivant que l'on considère une pollution issue d'une source potentielle ou au contraire un point d'exhaure à protéger.

Dans le premier cas (fig. 2), les isochrones représentent le lieu des points qui pourront être atteints après une même durée de transfert τ , à partir d'une source de pollution (point de déversement, berge d'un cours d'eau...).

Dans le second cas (fig. 3), c'est le lieu des points dont les particules parviendront au captage après un parcours de durée τ . La détermination de ces lignes s'effectue alors en remontant le courant.

On remarquera que, contrairement aux équipotentiels, deux isochrones successives sont d'autant plus éloignées que les lignes de courant se resserrent.

1.3 - DISPERSION

La dispersion des particules injectées résulte de l'hétérogénéité des vitesses : deux trajectoires proches peuvent être parcourues à des vitesses très sensiblement distinctes. Il s'ensuit que deux particules lâchées initialement en deux points voisins sur deux trajectoires qui se séparent puis se rapprochent ultérieurement, passent au nouveau point de jonction à des dates sensiblement différentes : il s'agit là de **dispersion longitudinale**.

A l'échelle des pores (ordre du mm ou moins), ceci s'explique par la variabilité des vitesses au sein de chaque interstice ouvert et par la tortuosité des lignes de courant autour des particules solides (fig. 4).

A l'échelle de la nappe, la variabilité des vitesses résulte d'hétérogénéités locales des perméabilités ; la dispersion qui en découle est généralement d'un ou plusieurs ordres de grandeur supérieure à celle qui est due à la variation des vitesses au sein des pores et, a fortiori, par rapport à la diffusion moléculaire.

Transversalement, c'est-à-dire dans un plan perpendiculaire à la direction d'écoulement, le contournement des obstacles conduit en quelque sorte les trajectoires à se diviser successivement (fig. 5) ; en conséquence, certaines particules initialement voisines s'écartent progressivement (dispersion transversale).

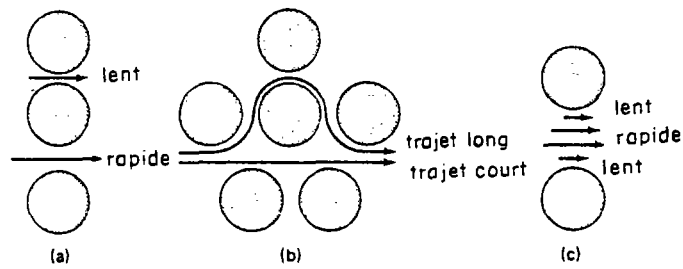


Figure 4 - Variabilité des vitesses à l'échelle des pores

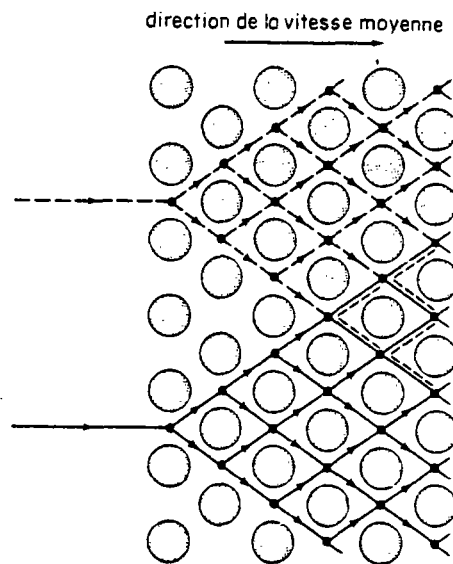


Figure 5 - Schématisation simplifiée de la dispersion transversale à l'échelle des pores

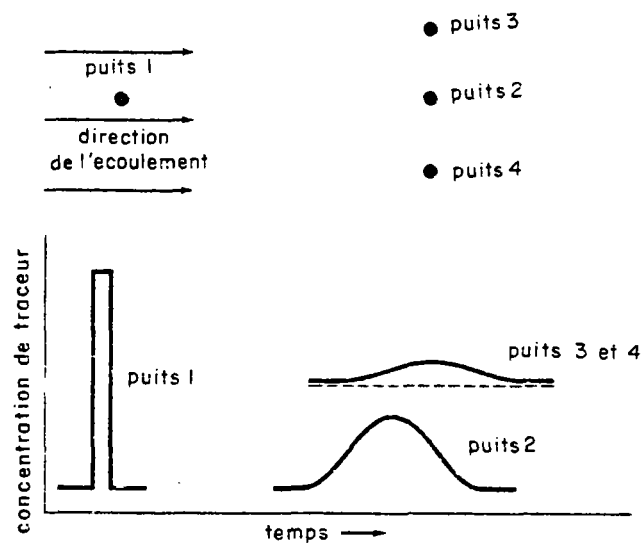


Figure 6 - Effet des dispersions longitudinale et transversale en écoulement uniforme

Dans un aquifère formé de dépôts alluviaux, la perméabilité verticale est généralement inférieure à la perméabilité horizontale et la dispersion transversale verticale est également sensiblement plus faible que la dispersion transversale horizontale (fig. 6-7-8).

La formulation du flux dispersif ϕ_D est controversée mais, dans la pratique, on est contraint, faute de mieux, de supposer qu'elle est conforme à la loi de Fick (valable pour la diffusion moléculaire) :

$$\phi_D = - \bar{D} \text{ grad } C = - \begin{vmatrix} D_L & 0 & 0 \\ 0 & D_{T1} & 0 \\ 0 & 0 & D_{T2} \end{vmatrix} \cdot \text{grad } C \quad (3)$$

c'est-à-dire

$$\begin{aligned} \phi_L &= - D_L \frac{\partial C}{\partial x} && \text{dans la direction de l'écoulement} \\ \phi_T &= - D_T \frac{\partial C}{\partial y} && \text{dans la direction normale à l'écoulement} \end{aligned} \quad (4)$$

D_L et D_T , mesurés en m^2/s , sont les coefficients de dispersion longitudinale et transversale. On admet qu'ils sont proportionnels à la vitesse effective locale u :

$$\begin{aligned} D_L &= \alpha_L u \\ D_T &= \alpha_T u \end{aligned} \quad (5)$$

Ces coefficients α_L et α_T , mesurés en m , sont les dispersivités longitudinale et transversale ; ce sont des paramètres intrinsèques du milieu aquifère, qui ne dépendent pas de la vitesse d'écoulement.

- Effet d'échelle des hétérogénéités

On s'aperçoit bien souvent que des traçages réalisés sur un même site à des distances différentes conduisent à identifier des dispersivités d'autant plus fortes que l'éloignement du point de prélèvement par rapport au point d'injection est grand. En fait, la loi de Fick (Eq. 3) n'est bien représentative du phénomène que si la distance parcourue est supérieure à l'échelle des hétérogénéités de perméabilité : sur

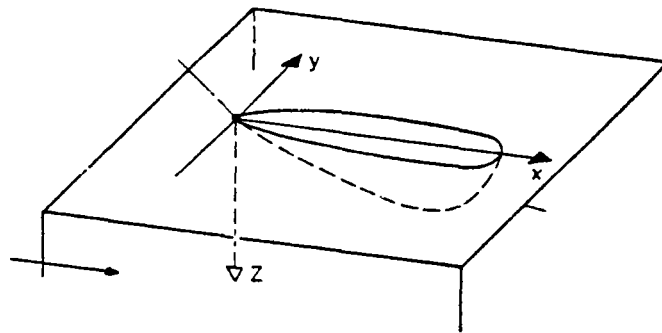


Figure 7 - Développement tridimensionnel du panache de polluant
tant que le substratum n'est pas atteint
(d'après Université de Stuttgart, 1983)

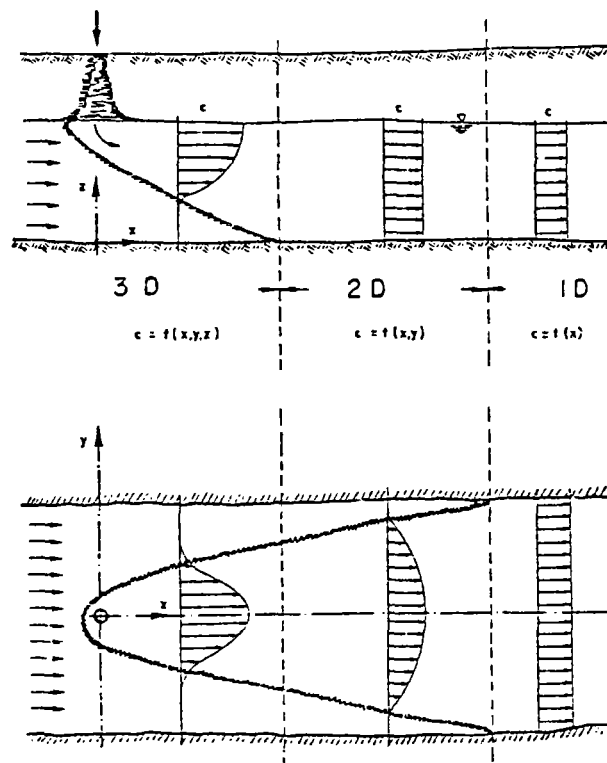


Figure 8 - Transfert d'un polluant déversé en surface dans un aquifère
limité latéralement
Schématisation des 3 phases du transfert : tridimensionnel,
bidimensionnel, monodimensionnel (d'après Université de
Stuttgart, 1983)

cette distance, on parvient à une homogénéité statistique du milieu. L'interprétation (Sauty, 1977) d'expériences réalisées sur le terrain (Gaillard, 1975) aussi bien que des études théoriques (Gelhar et al., 1981) basées sur une répartition statistique tridimensionnelle des perméabilités indiquent que pour un terrain donné, les coefficients de dispersivité se stabilisent au-delà d'une distance qui dépend de la structure du milieu. La loi de Fick constitue dans ces conditions une approximation valable qui est confirmée par la forme des courbes de restitution d'un traceur ; celles-ci prennent alors une allure conforme à la théorie. Cette stabilisation peut très bien être remise en cause sur une distance supérieure, si celle-ci englobe des hétérogénéités de perméabilité à une échelle plus grande.

Il est donc important de bien examiner l'échelle à laquelle les mesures de dispersion seront réalisées par traçage par rapport aux distances sur lesquelles on veut exploiter ces paramètres.

Dans le cas d'un captage AEP, le traçage est réalisé sur une distance de l'ordre du mètre ou de quelques décamètres ; la dimension du périmètre de protection n'est guère plus grande en général. Par ailleurs, la validité de la détermination de la dispersivité à partir du traçage, sera confirmée au vu de la forme de la courbe de restitution.

1.4 - ECHANGES PHYSICO-CHIMIQUES

Le polluant dont on cherche à prévoir le comportement, ou le traceur utilisé pour mesurer les paramètres de transfert peuvent être sujets à échanges physico-chimiques divers, tels que : échange d'ions, adsorption-désorption, précipitation-dissolution, ou simplement à échanges par diffusion entre eau mobile et eau immobile. L'action de microorganismes joue par ailleurs un grand rôle sur le transfert de polluants organiques avec dégradation du polluant initial, mais souvent mise en solution de nouveaux produits, également toxiques.

Les lois d'échanges présentent une complexité variable, mais lorsque l'on peut admettre la réalisation instantanée d'un équilibre linéaire et réversible - concentration dans la phase immobile proportionnelle à la concentration dans la phase en mouvement -, le transfert se trouve simplement affecté d'un retard. En effet (Ann. 6), à partir du "coefficient de partage K_d " (rapport des concentrations dans les deux phases liquide et solide), les résultats des transferts ne prenant pas en compte les échanges peuvent être appliqués directement, en modifiant uniquement les échelles des temps et des concentrations.

L'évolution réelle sera obtenue en affectant à l'instant t les résultats calculés sans échanges à l'instant t' tel que :

$$t = R t' \quad (6)$$

où R est le coefficient de retard avec :

$$R = 1 + \frac{1 - \omega}{\omega} \rho_s K_d > 1 \quad (7)$$

avec ω porosité cinématique (sans dimension)
 ρ_s masse volumique du solide (kg m^{-3})
 K_d coefficient de partage ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$),

tel que :

$$S = K_d C \quad (8)$$

avec

S concentration de la phase solide (kg kg^{-1})
 C concentration de la phase liquide (kg m^{-3})

Inversement, les concentrations réelles C correspondant à l'injection d'une masse donnée de soluté, seront déduites des valeurs C' calculées sans échange, en les divisant par ce même coefficient de retard :

$$C = C'/R \quad (9)$$

Si les échanges ne sont pas totalement réversibles, une partie du soluté pourra rester fixée, du moins pour des conditions physico-chimiques externes (notamment pH, Eh) inchangées.

Si l'équilibre n'est pas rapidement atteint, il convient de prendre en compte une cinétique qui se traduit par une déformation de la courbe de restitution avec notamment une décroissance beaucoup plus lente des concentrations à la suite d'une pollution temporaire. Ce type de loi est généralement très mal connu ; si bien que dans la pratique, faute de mieux, on a souvent recours à la notion de K_d et de coefficient de retard. Il conviendra toutefois, lorsque l'on utilise ces paramètres, identifiés dans des conditions très différentes de celles qui régnaient lors des mesures, de s'assurer que leur application ne conduit pas à des conclusions exagérément optimistes (concentrations calculées faibles et vitesses de transfert lentes).

CHAPITRE 2 - MESURE DES PARAMETRES DE TRANSFERT

2.1 - MESURES A EFFECTUER

2.1.1 - HYDRODYNAMIQUE

Le relevé des niveaux de la nappe dans les forages permet l'établissement d'une carte piézométrique à partir de laquelle on définit les directions d'écoulement ou même les lignes de courant.

La mise en oeuvre d'essais de pompage détermine les valeurs locales des paramètres hydrodynamiques et notamment des perméabilités dont la connaissance jointe à celle des niveaux permet d'évaluer la répartition des flux appelés couramment vitesses de Darcy, mais non pas de connaître la vitesse de déplacement de l'eau.

Si de plus on a une idée des conditions aux limites, notamment débits d'alimentation, le calage d'un modèle mathématique permet de vérifier la cohérence de l'ensemble des données et d'en réaliser la synthèse.

2.1.2 - HYDROCINETIQUE

La réalisation d'un traçage artificiel par injection d'un fluide dont les propriétés sont différentes de celles de l'eau en place (la plupart du temps un soluté chimique), avec mesure des modifications des propriétés de l'eau en aval, après un parcours souterrain plus ou moins long permet d'accéder aux propriétés hydrodispersives : vitesse de propagation et diffusion du produit (étalement spatial des concentrations). Certains traceurs ne sont pas, du moins pour certains types de terrains, sensibles à des réactions diverses qui pourraient se traduire par des fixations ou des retards de transfert. On les qualifie de traceurs parfaits. L'interprétation de la date d'apparition au(x) point(s) d'observation permet de déterminer la vitesse de transfert, d'où la porosité cinématique qui servira ensuite à prévoir vitesses de déplacement des particules à partir des vitesses de Darcy, même dans d'autres configurations d'écoulement. Enfin, l'étalement de la courbe de restitution permet d'accéder à la valeur locale de la dispersivité.

A noter que la connaissance des lois d'échanges d'un traceur imparfait (face à un terrain donné) tel que Rhodamine WT dans un sable peu argileux (pas trop sinon le traceur est fixé), permettrait l'identification des paramètres porosité et dispersivité par analyse de la courbe de restitution. Dans ces conditions, des traceurs fluorescents moins coûteux et plus faciles à détecter pourraient être utilisés.

2.1.3 - ECHANGES

L'étude des interactions peut être réalisée par essais de transfert du fluide à étudier sur des échantillons de roche prélevés sur le terrain avec les réserves évidentes sur la représentativité de ceux-ci par rapport au milieu naturel (Lallemand-Barrès, 1985). Ces lois dépendent non seulement de la substance étudiée, mais aussi des autres composants de la solution, et de la nature de la roche. Des essais sur le site même, avec les produits réels à étudier, sont idéals du point de vue de la connaissance des phénomènes en cause, mais bien évidemment peu recommandables lorsqu'il s'agit de polluants.

Dans la pratique courante, ces expérimentations sur les interactions sont rares parce que coûteuses, si bien que l'on a souvent recours faute de mieux, à des coefficients de retard et éventuellement à des coefficients de rétention.

2.2 - MODALITES DE MISE EN OEUVRE DES TRACAGES

2.2.1 - ECOULEMENT ENTRE PUIITS D'INJECTION ET PUIITS DE PRELEVEMENT

Les conditions les plus courantes sont l'écoulement naturel de la nappe et l'écoulement forcé vers un puits en pompage. Dans le premier cas, un forage est utilisé pour l'injection et plusieurs forages alignés perpendiculairement à la direction présumée de l'écoulement sont mis en place pour assurer la récupération du traceur alors qu'une erreur directionnelle de 10 à 20° est courante, et suffit à rendre le traçage ininterprétable lorsqu'on ne dispose que d'un seul forage d'observation implanté sur l'axe présumé de l'écoulement (cf. annexe 7, paragraphe 7).

L'écoulement forcé vers un puits de pompage est, pour des raisons de commodité, le plus recommandable dans le cas d'un captage d'AEP : forage généralement équipé de un ou plusieurs piézomètres qui peuvent servir à la (ou les) injection(s), pompe en fonctionnement et personnel sur place lors des essais de débit. De plus, les conditions d'écoulement vers le captage sont bien celles pour lesquelles on désire étudier les modalités de transfert de substances véhiculées par l'eau.

2.2.2 - CONDITIONS D'INJECTION

On s'efforce, dans la mesure du possible, d'injecter une certaine masse de traceur rapidement et sur la totalité de la hauteur aquifère. L'injection d'un flux continu se pratique surtout en laboratoire ; sur le terrain, la quantité de substance traçante et les difficultés de régulation éliminent pratiquement cette façon de faire. L'injection peut être achevée très rapidement si l'on provoque une surpression dans le forage ; mais celle-ci modifie temporairement les écoulements au voisinage du forage. Quand cela est possible, on préfère laisser la pression du forage s'équilibrer avec la nappe et laisser le traceur disparaître, entraîné par l'écoulement de la nappe à travers les crépines du forage d'injection vers le puits de pompage. Si l'on désire obtenir les caractéristiques moyennes sur la totalité de la hauteur aquifère, on réalise une circulation de l'eau du forage en boucle fermée au moyen de tubes souples et d'une pompe de surface si la profondeur du niveau le permet ; l'eau du forage est ainsi homogénéisée.

2.2.3 - PRELEVEMENTS

Il est utile d'avoir a priori une idée de la vitesse de transfert entre le point d'injection et le point de prélèvement, afin de prévoir une fréquence judicieuse pour les prélèvements. L'utilisation d'un traceur fluorescent avec analyse en continu sur l'eau d'exhaure, présente l'avantage de donner cette information en direct ; sinon, il faut travailler "en aveugle", avec un intervalle régulier et limiter ensuite le nombre d'analyse en ne traitant, par exemple, qu'un échantillon sur dix. Cette pratique permet de détecter la période sensible, puis d'affiner ensuite localement la définition de la courbe de restitution par des analyses à une fréquence plus rapprochée. Il est indispensable de ne pas avoir de contact avec les échantillons après avoir manipulé la solution-mère (produit injecté). Compte tenu de la très grande différence des concentrations, une contamination est en effet très probable. Si possible, deux personnes distinctes pratiqueront ces deux opérations.

2.3 - IDENTIFICATION PAR ABAQUE DES PARAMETRES POROSITE ET DISPERSIVITE

Les abaques (Ann. 7, fig. A.7.2 et Ann. 8, fig. A.8.2) établis dans l'hypothèse d'un traceur parfait (pas de rétention) fournissent l'évolution des concentrations réduites (échelle linéaire) :

$$C_R = C/C_{\max}$$

en fonction du temps réduit (échelle logarithmique)

$$t_R = u t/x \quad (t, \text{ temps réel, mesuré depuis la date d'injection et } x \text{ distance entre point d'injection et point de prélèvement}).$$

pour différentes valeurs du paramètre

$$P = r/\alpha$$

L'utilisation de ces nombres adimensionnels a l'avantage d'aboutir à un réseau de courbes qui dépend du seul paramètre P.

Les concentrations observées sur le puits d'observation sont reportées sur un calque (fig. 9) avec même échelle de concentration, et même module logarithmique. Le module des abaques en annexe mesure 18 cm et l'échelle des concentrations compte 10 cm pour une concentration réduite variant de 0 à 1 (Bloc précis n° 2018).

Le calque est ensuite superposé à l'abaque ; on le fait glisser sur l'axe des temps jusqu'à trouver la meilleure coïncidence entre l'ensemble des points de mesure et une courbe du réseau ou une courbe intermédiaire entre deux courbes du réseau.

On note alors le paramètre P de la courbe élue, et le temps de transfert réel t_c correspondant à l'unité sur l'échelle t_R de l'abaque.

On en tire :

- | | |
|---------------------------------|---|
| - la dispersivité longitudinale | $\alpha_L = P.x$, et |
| - la porosité | $\omega = V t_c/x$ en écoulement uniforme |
| | $\omega = Q t_c / (\pi R^2/h)$ en écoulement radial |

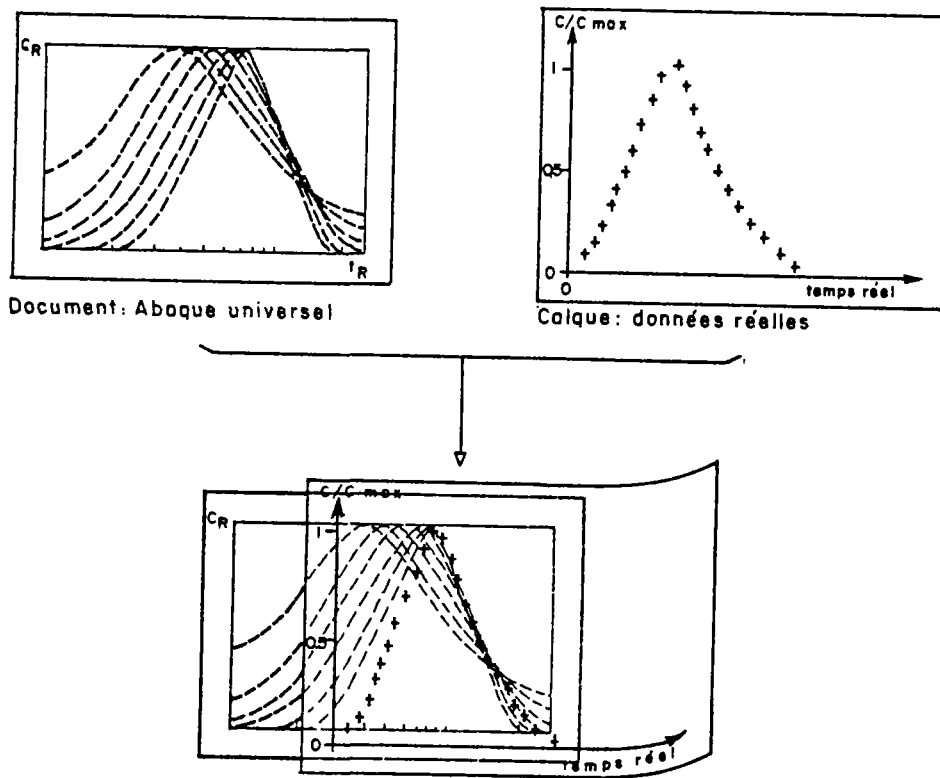


Figure 9 - Identification des paramètres par superposition sur l'abaque

Remarque 1 - Si les concentrations avant traçage ne sont pas nulles ("bruit de fond" C_0), il convient de n'étudier que les fluctuations par rapport à cette valeur :

$$C_R = (C - C_0) / (C_{\max} - C_0)$$

Remarque 2 - La normation des concentrations par la valeur du pic $C_{\max}$ a l'avantage de conduire à une identification par glissement suivant une seule direction, plus pratique que les abaques bilogarithmiques, plus encombrants et qui requièrent un calage dans deux directions et accroissent artificiellement l'importance visuelle des faibles concentrations. Ceux-ci sont toutefois nécessaires si accidentellement on ne dispose pas de point de mesure au voisinage du pic (Sauty, 1977).

2.4 - INTERPRETATION DE TRACAGES EN ECOULEMENT RADIAL

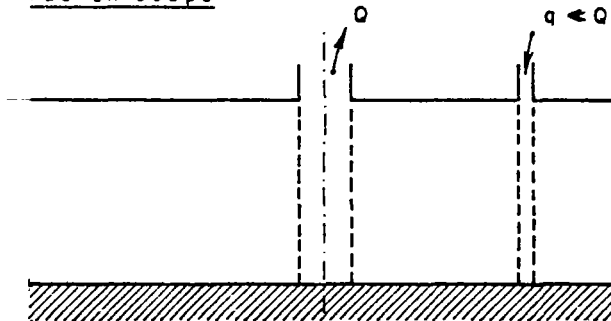
Rappelons que ces traçages supposent l'établissement d'un écoulement permanent convergent vers un puits de captage (fig. 10). Le traceur est injecté sans modification locale des pressions dans un piézomètre latéral.

Pour interpréter les concentrations mesurées en sortie du puits d'exhaure, la technique du paragraphe 2.3 est appliquée en utilisant l'abaque (Ann. 8, fig. A.8.2).

Dans le cas où le captage est situé dans une nappe à écoulement régional non négligeable, une correction est nécessaire pour prendre en compte la trajectoire réelle (Ann. 2). La formule pour passer à la porosité ω' prenant en compte l'effet régional (Ann. 2, fig. A.2.1) s'écrit :

$$\omega' = \omega \frac{\pi (x^2 + y^2) h / Q}{x/V - \frac{Q}{2\pi V^2 h} \ln \left[\cos \left(\frac{2\pi V h}{Q} y \right) + \frac{x}{y} \sin \left(\frac{2\pi V h}{Q} y \right) \right]}$$

Vue en coupe



Vue en plan horizontal

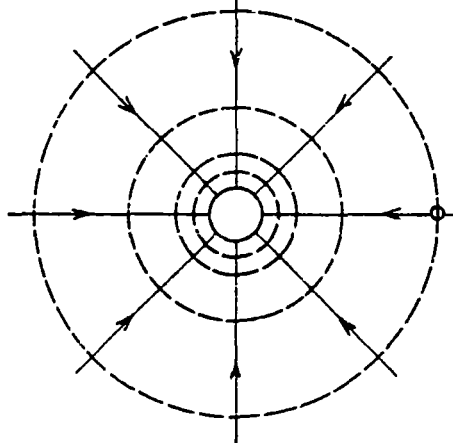


Figure 10 - Traçage en écoulement radial - Schéma de principe

- Dispersivité transversale

La connaissance des concentrations en un point intermédiaire entre l'injection de traceur et le puits d'exhaure (à l'aide d'un forage utilisé uniquement pour le prélèvement d'échantillons), suffit théoriquement pour déterminer la dispersion transversale, mais l'interprétation nécessite l'usage d'un modèle mathématique et sort donc du cadre des techniques présentées ici.

2.5 - INTERPRETATION DES TRACAGES EN ECOULEMENT NATUREL

L'interprétation peut être réalisée soit par calage automatique sur ordinateur, soit à l'aide d'abaques. Ce dernier mode de détermination demande quelques hypothèses simplificatrices complémentaires.

La direction de l'écoulement ne coïncide jamais exactement avec l'axe du dispositif. Soit Y l'écart perpendiculairement à cet axe, au niveau de la ligne de prélèvement (fig. 11). Les inconnues à déterminer à partir des courbes de restitution sont les dispersivités α_L et α_T , la porosité ω et cet écart Y .

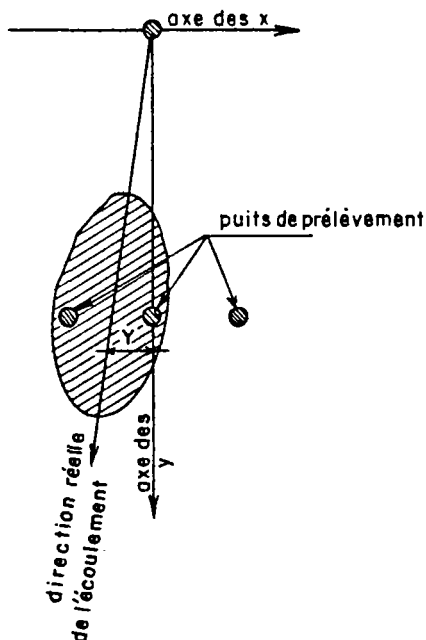


Figure 11 - Traçage en écoulement naturel

La forme des courbes permet de déterminer la dispersivité longitudinale ; leur position par rapport au temps permet de définir la vitesse de transfert (et la porosité si l'on connaît la vitesse de Darcy à partir de la piézométrie et de la perméabilité). Enfin, l'analyse de la restitution sur 3 points de mesure fournit

l'ensemble des paramètres α_L , α_T , ω , Y dans l'hypothèse d'un transfert conservatif, c'est-à-dire en l'absence complète de fixation (Sauty, 1977, Ann. 5, III). En fait, cette technique est un peu complexe et nous nous contenterons ici d'analyser les résultats sur le piézomètre qui donne la plus grande amplitude de variation et qui sera supposé implanté sur l'axe de l'écoulement. En effet, l'allure des courbes et les temps de transfert varient peu transversalement, même pour un écart angulaire de 10° à 15° entre l'axe du dispositif et l'erreur induite sur la détermination de α et ω est faible.

Par contre, l'amplitude des concentrations varie de façon plus sensible. La connaissance de leurs valeurs en 3 points situés approximativement sur une perpendiculaire à l'axe d'écoulement (fig. 11) fournit théoriquement la dispersivité transversale (à condition que les courbes de concentration y soient interprétables). Or, ces mesures sont nécessaires dans la pratique : incertitude sur la direction de l'écoulement, et risque de "ne rien voir" si les prélèvements sont effectués dans un seul forage situé sur l'axe présumé de l'écoulement. La comparaison des paramètres P identifiés sur les 3 forages, ainsi que des amplitudes des pics de concentration observés fournit des méthodes complémentaires pour déterminer la direction d'écoulement (écart Y) et de la dispersivité transversale α_T (Sauty, 1977).

Une méthode simplifiée consiste à identifier $y_R = y/\sqrt{\alpha_L \alpha_T}$ d'où α_T à partir de l'amplitude des pics ou des dates de passage des pics (équations (13) à (15) de l'Annexe 7) après avoir identifié $x_R = x/\alpha_L$ (d'où α_L) sur le forage le plus central.

Si les dates de passage des pics sont nettement distinctes, l'équation

$$t_{R_{max}} = \sqrt{1 + \left(\frac{2}{X_R}\right)^2 + \frac{y_R}{X_R}} - \frac{2}{X_R}$$

avec $x_R = x/\alpha_L$ et $y_R = y/\alpha_L \alpha_T$

fournit une évaluation directe de y_R , pour chaque puits d'observation, sachant que $t_{R_{max}}$ est la date adimensionnelle correspondant au pic de la courbe de restitution observée, après calage sur l'abaque.

Dans le cas contraire, il est possible (Ann. 7, § 9) de calculer α_T à partir des amplitudes maximales C_{max1} , C_{max2} et C_{max3} sur 3 forages dont les distances sur l'axe y sont d_{12} et d_{13} :

$$\alpha_T = \frac{1}{\alpha_L} \left[\frac{C(d_{12} - d_{13})}{4 x_R t_{R_{max}}} \right]^2 \left[\frac{\ln(C_{max1}/C_{max3})}{d_{13}} - \frac{\ln(C_{max1}/C_{max2})}{d_{12}} \right]^{-1}$$

2.6 - COMPARAISON DES TRACAGES A LA RHODAMINE ET A L'IODURE DE SODIUM

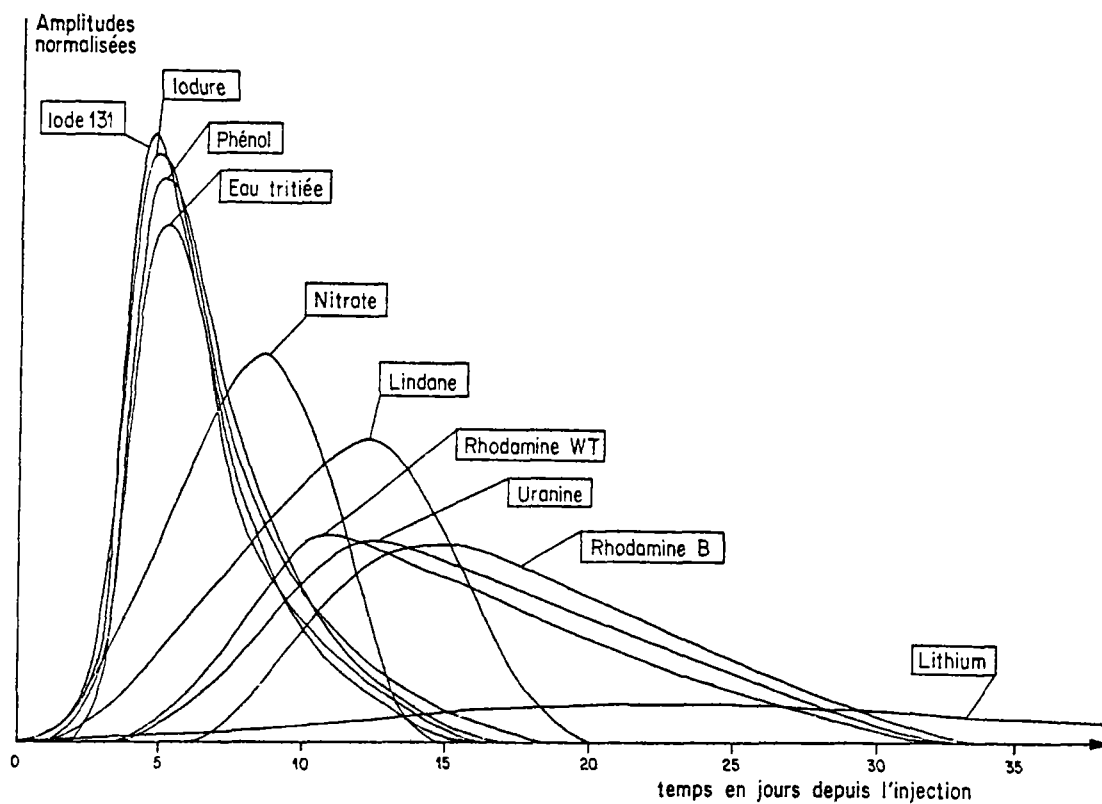
Les traceurs fluorescents ont l'avantage d'être peu coûteux à l'achat ; leurs concentrations sont faciles à mesurer. Les fluorimètres permettent même une interprétation instantanée et la production d'un historique de concentrations continu. Par contre, ils ont l'inconvénient de réagir avec le sol et ce, d'autant plus que celui-ci est argileux : le transit du traceur est alors retardé (coefficient de retard correspondant à une réaction d'équilibre instantané) ; de plus, la courbe de restitution présente dans ce cas une traînée caractéristique d'un échange réversible certes, mais avec une cinétique plus lente que celle de sa fixation.

Afin de quantifier l'ordre de grandeur de ces interactions, nous avons procédé à des traçages comparatifs entre un traceur fluorescent : la rhodamine WT et un ou plusieurs bons traceurs, dont l'iodure de sodium. Dans tous les cas, la réalisation des traçages a été effectuée par l'équipe du Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble.

2.6.1 - SITE N° 1 (fig. 12)

Dans un aquifère homogène d'alluvions sableuses (sable fin à moyen avec graviers) de 3 à 4 mètres d'épaisseur en charge sous plusieurs mètres d'argile et soumis à un écoulement uniforme contrôlé artificiellement, une dizaine de substances en solution ont été injectées dans un forage et observées par prélèvements dans un piézomètre situé 13 m en aval (Gaillard, 1976).

Une série de 5 traceurs ont un comportement identique de "traceur parfait", sans interaction avec le terrain : iodure de sodium (iode naturel et iode 131), phénol et eau tritiée. Les traceurs fluorescents : rhodamine WT, uranine et rhodamine B parviennent avec un retard important. La rhodamine WT est la moins retardée ; le facteur de retard correspondant est de 2,2.



**Figure 12 - Site n° 1 - Sables et graviers - Ecoulement uniforme
Traçage sur 13 m - Facteur de retard rhodamine WT/iodure = 2,2**

2.6.2 - SITE N° 2 (fig. 13)

Une station de traçage a été implantée dans une terrasse alluviale formée d'éléments grossiers : galets et graviers reposant sur une couche d'argile sableuse. La nappe est libre, avec une épaisseur en eau de l'ordre de 3 m au moment des essais. Elle est soumise à un écoulement régional dont la "vitesse de Darcy" vaut 3.10^{-6} m/s.

La station de traçage comporte un puits central soumis à un pompage à débit constant de $6,25 \text{ m}^3/\text{h}$ et plusieurs piézomètres équidistants situés à 15 m du puits central. Simultanément, un traceur différent a été injecté dans chacun de ces piézomètres, notamment iodure de sodium et rhodamine WT.

L'interprétation des courbes de restitution (concentration des différents traceurs) dans les eaux pompées, conduit à identifier les paramètres suivants par un schéma d'écoulement radial corrigé des effets de l'écoulement régional :

Traceur	Porosité x facteur retard ωR	Dispersivité
Na I	7,1 %	8,8 m
Rhodamine WT	44 %	1,5 m

Le facteur de retard est ici de 6,2.

La faible valeur de la dispersivité identifiée à partir de la rhodamine WT provient du fait que l'on a interprété sur la montée et le pic, mais pas sur la traînée de la courbe (pour laquelle on n'a d'ailleurs que très peu de points de mesure).

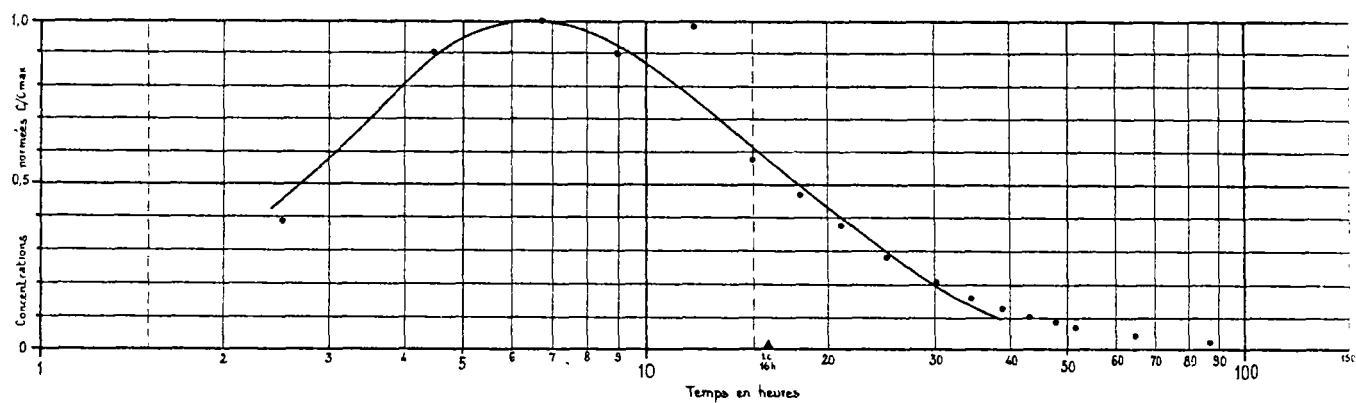


Figure 13-1 - Iodure de sodium

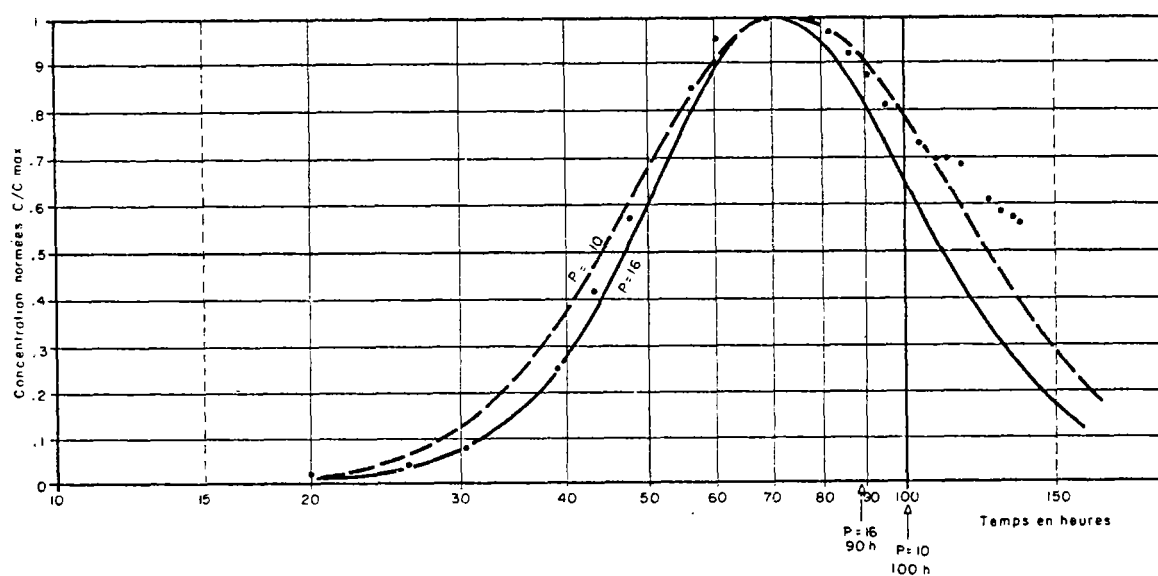


Figure 13-2 - Rhodamine WT

Figure 13 - Site n° 2 - Galets et graviers - Pompage à $6,25 \text{ m}^3/\text{h}$ -
 Injection simultanée dans 3 piézomètres situés à 15 m du pompage
 Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 6,2

26.3 - SITE N° 3 (fig. 14)

Un champ de captage situé dans un aquifère alluvial composé de sables et graviers grossiers très perméables est rechargé artificiellement par un bassin d'infiltration dont le débit atteint jusqu'à 50 000 m³/j. Deux campagnes de traçages ont été réalisées avec déversement simultané d'iodure de sodium et de rhodamine WT dans le bassin, au niveau de la pompe d'alimentation, d'où une homogénéisation immédiate. La courbe de restitution du traceur est analysée dans un forage implanté à 75 m du bassin. L'interprétation en schéma d'écoulement monodimensionnel conduit à l'identification des paramètres suivants pour la 1ère campagne :

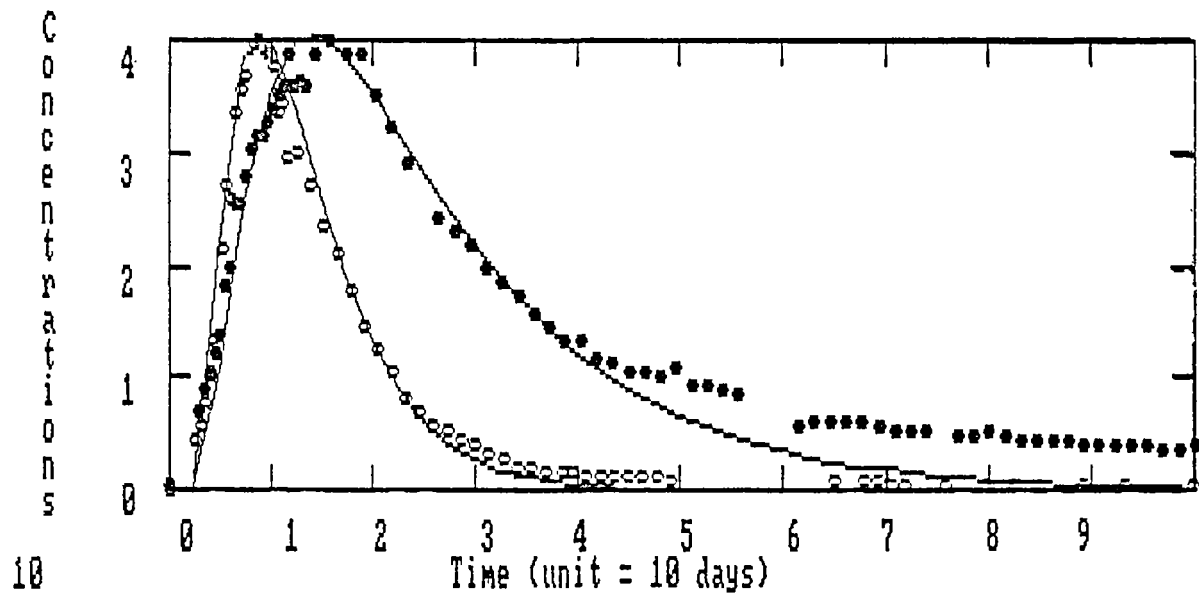
Traceur	Porosité x facteur retard wR	Dispersivité
Na I	0,2 %	11 m
Rhodamine WT	0,3 %	18 m

Le facteur de retard de la rhodamine WT par rapport à l'iodure de sodium est ici de 1,5.

Les résultats de la seconde campagne sont :

Traceur	Porosité x facteur retard wR	Dispersivité
Na I	0,15 %	10 m
Rhodamine WT	0,22 %	17 m

Le facteur de retard est également de 1,5.



□ Iodure de sodium

■ Rhodamine WT

Figure 14 - Site n° 3 - Sables et graviers grossiers très perméables -
Batterie de pompage et bassin de réinfiltration - Parcours sur 75 m -
Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 1,5

2.6.4 - SITE N° 4 (fig. 15)

Une station expérimentale de traçage a été mise en place dans un aquifère libre constitué de sables glauconieux sur 7,8 m d'épaisseur avec passées argileuses vers la base. Durant le traçage, les écoulements ont résulté du pompage dans un puits central au dispositif, avec un débit de 95 l/h superposé à un écoulement régional très lent de 2,4 m/an (vitesse de Darcy). Le milieu étant très peu perméable, l'injection est effectuée dans des piézomètres situés à 3 m du puits de pompage ; l'interprétation prend en compte la vitesse de l'écoulement naturel (vitesse de Darcy de 2,4 m/an) qui, quoique très lente, n'est pas négligeable compte tenu de la faible valeur du débit. Les paramètres suivants ont été identifiés :

Traceur	Porosité x facteur retard wR	Dispersivité
Na I	5 %	0,23 m
Rhodamine WT	8 %	0,22 m

Le facteur de retard est de 1,6 ; il n'est pas élevé malgré la présence d'argile dans l'aquifère ; il faut toutefois remarquer que le milieu est très hétérogène et que les deux traceurs, injectés par deux piézomètres distincts, n'ont vraisemblablement pas rencontré des conditions similaires de transfert.

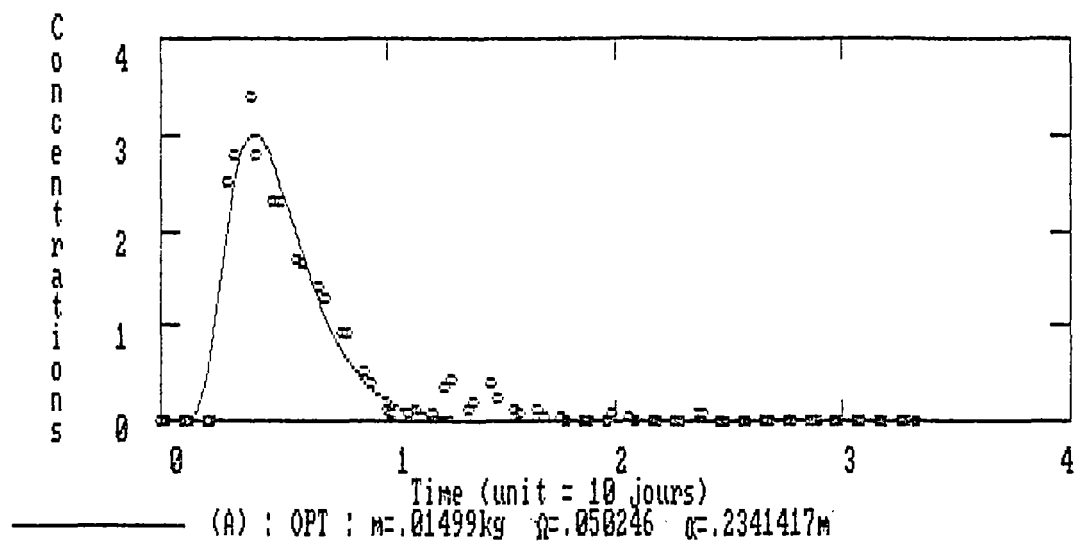


Figure 15-1 - Iodure de sodium

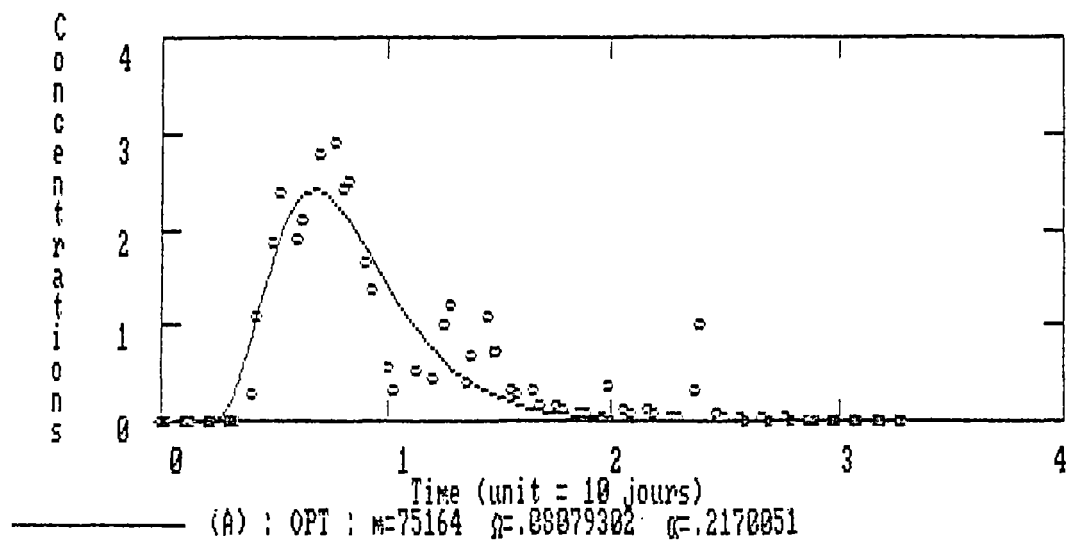


Figure 15-2 - Rhodamine WT

Figure 15- Site n° 4 - Sables glauconieux - Pompage à 95 l/h -
 Injection simultanée dans 2 piézomètres situés à 3 m du pompage -
 Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 1,6

2.6.5 - SITE N° 5 (fig. 16)

Une station expérimentale de traçage a été mise en place dans une nappe de faible épaisseur et composée de sables fins à moyens sur 5 m d'épaisseur situés entre 2 couches d'argile. L'épaisseur aquifère est de 8 m, pour une épaisseur en eau initiale de 5 m. Durant le traçage, les écoulements ont résulté de la combinaison d'un pompage de 385 l/h et d'un écoulement régional de 3,8 m/an. Iodure de sodium et rhodamine WT ont été simultanément injectés dans un même piézomètre situé à 4 m du puits central.

Alors que Na I passe dans la nappe avec une vitesse en accord avec le bilan des débits pompés, la disparition de la rhodamine est apparemment 4 fois plus rapide. La restitution de Na I semble normale, alors que la rhodamine arrive de façon quasi-instantanée pour disparaître de façon aussi rapide et fluctuer ainsi pendant la première vingtaine de jours, pour ne plus paraître ensuite.

De façon générale, la vitesse de transfert des traceurs, entre forage d'injection et puits d'exhaure, est anormalement lente : l'interprétation du traçage au Na I conduit alors à une porosité cinématique moyenne de 60 % obtenue dans un schéma monocouche (81 % et 14 % en schéma bicouche) ; la rhodamine WT conduirait (avec une très grande imprécision) à 25 %.

En fait, ces résultats ne sont pas comparables, car la rhodamine est absorbée en majeure partie : restitution de l'ordre de 2 %, alors que celle du Na I dépasse 70 %. Le départ rapide de la rhodamine pourrait fort bien correspondre à une fixation sur la matrice solide dès le passage dans le massif filtrant, que l'on peut considérer en libre connexion, à travers les fentes des crépines, avec le forage lui-même : la célérité de disparition de la rhodamine ne correspond pas, en effet, à une vitesse de nappe plus élevée, puisqu'on doit bien admettre cette vitesse identique pour les deux traceurs.

Par ailleurs, les fluctuations rapides de la rhodamine correspondent de fait à une très faible part de la masse injectée, et le premier pic de la rhodamine, quasi-instantané, se retrouve (à une échelle semblable) sur Na I. En effet, les taux de restitution sont dans un rapport approximatif de 3 % (2,3 % / 72,6 %) ; or, si l'on décompose la restitution de Na I en une courbe lisse continue, à laquelle s'ajoutent de petites variations, la masse en transit représentée par ces dernières ne constitue également qu'un très faible pourcentage et permet de retrouver les fluctuations observées sur la rhodamine.

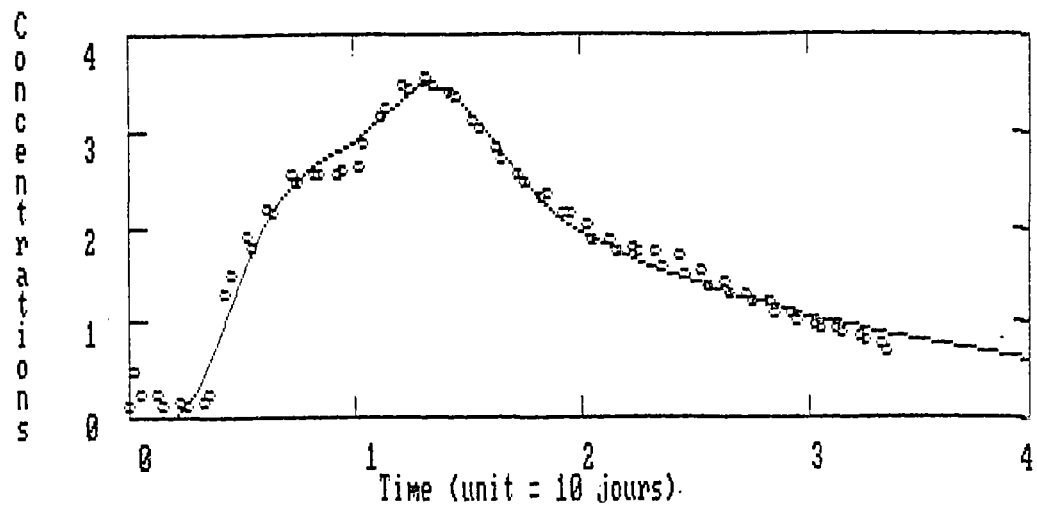


Figure 16-1 - Iodure de sodium

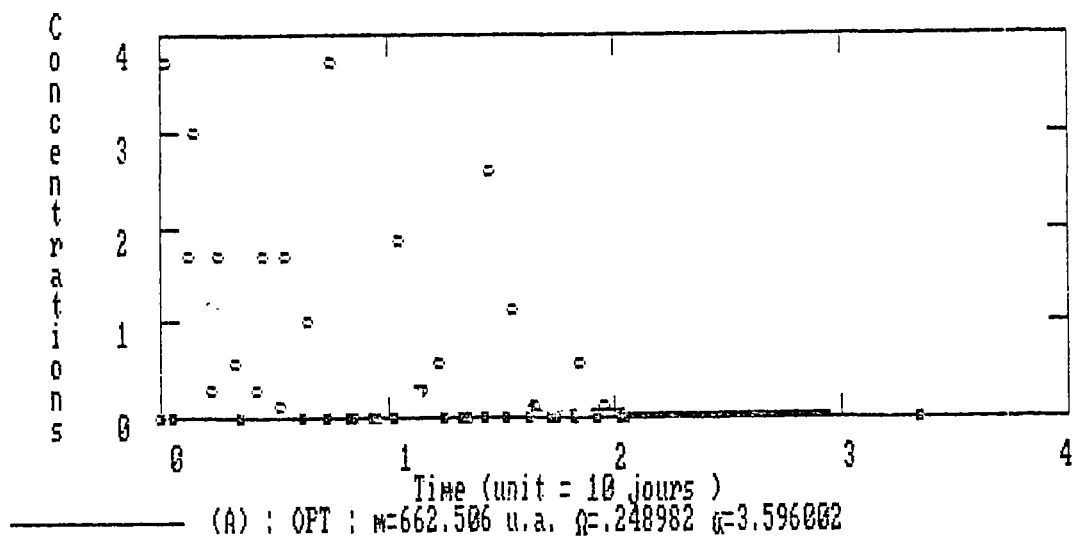


Figure 16-2 - Rhodamine WT

Figure 16 - Site n° 5 - Sables fins à moyens - Pompage à 385 l/h -
 Injection simultanée dans le même piézomètre situé à 4 m du pompage -
 Facteur de retard rhodamine WT/iodure de sodium = 0,25 non significatif,
 car le taux de restitution de la rhodamine est très faible, de l'ordre de 2 %,
 le reste étant fixé -au moins temporairement-

Il semblerait qu'un cheminement préférentiel de faible débit mais très rapide, court-circuite le transfert entre les deux forages. La majeure partie de la rhodamine serait piégée dès sa sortie du forage, mais une faible part transiterait par ce chenal à vitesse rapide, conjointement à une portion également faible de Na I.

Après une vingtaine de jours de fonctionnement, la rhodamine étant fixée, plus aucune pulsion ne parviendrait au puits d'exhaure..

2.6.6 - SITE N° 6 - ECOULEMENT RADIAL

Une parcelle expérimentale d'environ 2,5 hectares permet d'accéder à un aquifère libre composé de sables et graviers sur une épaisseur d'environ 6 m sous la surface topographique. Le substratum, de plus faible perméabilité, est constitué d'une puissante couche de craie. L'épaisseur mouillée de cette formation sableuse varie entre 3 et 5 m au cours du cycle hydrologique annuel.

Des traçages en écoulement radial convergent ont été effectués vers un puits pompé à raison de 2,8 m³/h. Dans un même piézomètre situé à 7,1 m du forage d'exhaure, ont été simultanément injectés : zinc EDTA considéré comme bon traceur et la rhodamine WT.

La courbe de restitution du zinc EDTA a les caractéristiques classiques d'un schéma bicouche interprétable sans difficulté majeure. Par contre, la rhodamine WT est fortement absorbée et retardée ; à tel point qu'il n'est pas possible de caractériser sa vitesse de transfert, les mesures ayant dû être arrêtées à une date où la restitution de la rhodamine est encore en phase croissante.

2.6.7 - SITE N° 6 - ECOULEMENT NATUREL

Sur la même parcelle que le site n° 6, mais en écoulement naturel (pas de pompage), des traçages ont été simultanément réalisés et les courbes d'évolution observées dans plusieurs piézomètres situés en aval sur une période de 6 mois.

Une dose de rhodamine WT et de zinc EDTA a été injectée dans un second piézomètre situé à 7,80 m du puits de pompage, mais dans une direction perpendiculaire à celle du piézomètre précédent.

Les concentrations en ces deux produits sont observées sur des piézomètres situés à une vingtaine de mètres et une cinquantaine de mètres en aval. Rhodamine WT et zinc EDTA montrent des fluctuations simultanées de concentration, mais avec une arrivée plus rapide pour la rhodamine. Plus loin en aval, les effets dus à des cheminements différents s'estompent (dépassement de l'échelle locale d'hétérogénéité) et la rhodamine semble se comporter comme un bon traceur, en tous cas, meilleur que le zinc EDTA. On peut regretter que le traceur accompagnant la rhodamine ne soit pas l'iodure de sodium, car pour d'autres raisons, l'iodure a dû être injecté dans un piézomètre différent et l'hétérogénéité locale est telle qu'on ne peut comparer iodure et rhodamine qui transitent dans des milieux différents.

En conclusion, on note un assez bon comportement pour la rhodamine qui, cette fois, ne traverse pas la zone argileuse dans laquelle elle avait été injectée lors du traçage précédent (§2.6.6)

2.6.8 - CONCLUSIONS

Les retards de la rhodamine WT par rapport à l'iodure de sodium sont très variables, apparemment en fonction de la proportion des argiles mais aussi de leur nature :

- facteur de retard faible mais non assimilable à l'unité dans les terrains sableux bien perméables (R de l'ordre de 1,5),
- facteur dépassant 6 dans les essais effectués,
- quand la proportion d'argile est plus forte, l'adsorption est telle que la courbe de restitution est difficilement interprétable.

La mise en oeuvre d'un traçage radial vers un puits en pompage présente l'avantage de permettre un contrôle du taux de restitution du traceur au puits d'exhaure. Si celui-ci est faible (< 10 % par exemple), il conviendra d'être circonspect face aux paramètres fournis par l'interprétation (facteur de retard, dispersivité), puisqu'on analyse le transfert sur une faible portion du traceur injecté.

CHAPITRE 3 - DELIMITATION DES PERIMETRES DE PROTECTION

Nous cherchons ici à fournir les éléments techniques pour l'évaluation du périmètre à protéger en tant que lieu des points tels qu'une particule qui, après avoir transité dans la nappe, parvient au puits d'exhaure après une durée de transfert inférieure à un temps défini comme critère (cf. isochrones, § 1.2). Nous examinons l'influence des différents modes de transfert examinés au Chapitre 1, pour les schémas d'écoulement suivants (fig.17) :

- a puits dans un aquifère d'extension infinie, naturellement au repos
- b puits dans un aquifère d'extension infinie, soumis à un écoulement régional
- c puits dans un aquifère d'extension semi-infinie avec proximité d'un cours d'eau et alimentation latérale
- d batterie de puits en ligne.

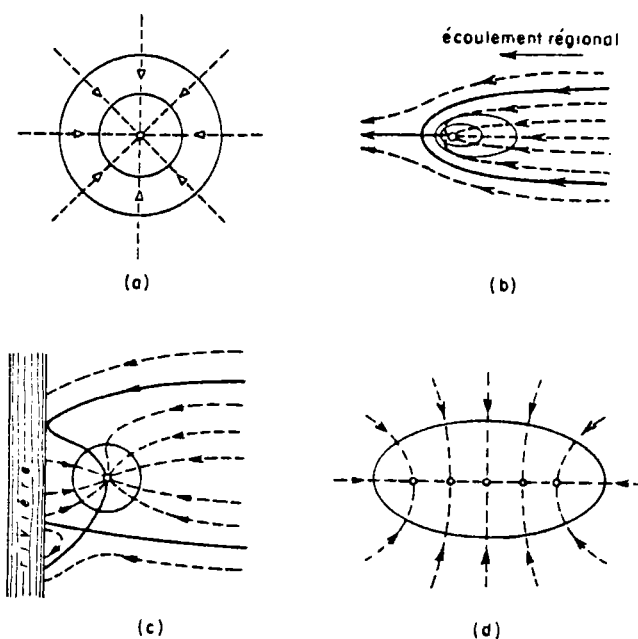


Figure 17- Schémas hydrauliques traités

3.1 - PUIITS UNIQUE DANS UN AQUIFERE AU REPOS

3.1.1 - Du seul fait de la convergence de l'eau vers le puits en pompage au débit Q , une particule parvient au puits après un temps de transit :

$$t = \frac{\omega \pi r^2 h}{Q} \quad (10)$$

avec :

t : temps de transit (s)

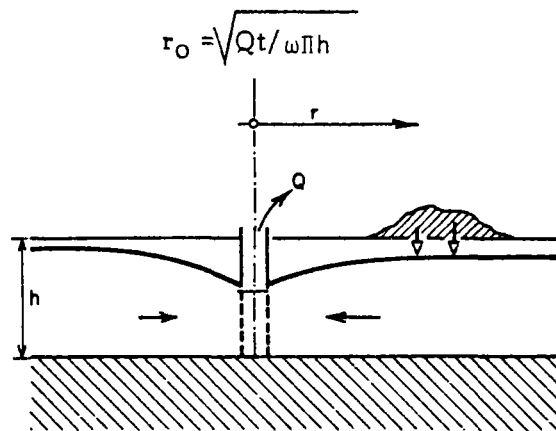
r : distance au puits du point de déversement (m)

h : épaisseur aquifère (m)

ω : porosité cinématique (sans dim.)

Q : débit d'exhaure (m^3/s)

L'isochrone est donc constituée par un cercle (Ann. 1), de rayon :

$$r_0 = \sqrt{Qt / \omega \pi h} \quad (11)$$


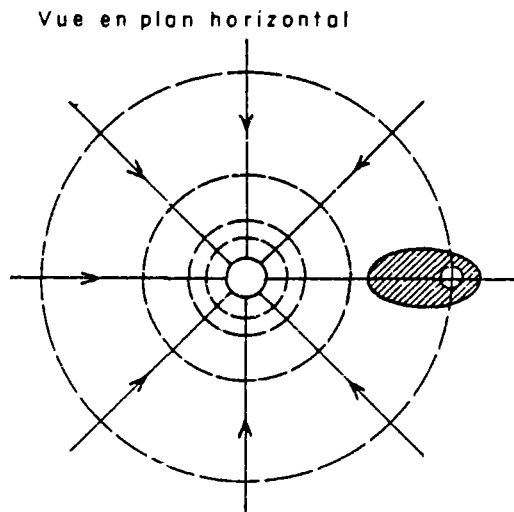


Figure 18- Transfert du polluant vers un captage en écoulement radial

3.1.2 - La dispersion latérale se traduit par un étalement transversal de la tache de soluté ; cependant, les filets liquides voisins convergent vers le puits à la même vitesse si bien que, en ce qui concerne la qualité des eaux d'exhaure (qui résultent du mélange de tous les filets liquides), la dispersion latérale est sans effet.

3.1.3 - La dispersion longitudinale entraîne un étalement des courbes :

3.1.3.1 - Dans le cas d'une pollution brève (que l'on assimilera à une injection instantanée), l'évolution des concentrations pourra être évaluée à l'aide de l'abaque de l'Annexe 8 (fig. A.8.2), qui fournit l'évolution de la concentration réduite

$$C_R = C/C_{\max} \quad (12)$$

en fonction du temps réduit

$$t_R = \frac{Q}{\pi r^2 h \omega} t \quad (13)$$

pour différentes valeurs du paramètre

$$P = r/\alpha \quad (14)$$

avec α dispersivité longitudinale (m)

ou bien à partir de la formule approchée (Ann. 9 : éq 12) :

$$C_R = C/C_{\max} = t_R^{-1,5} \exp \left[- \frac{P}{4t_R} \left(1 - t_R \right)^2 \right] / t_{R_{\max}}^{-1,5} \exp \left[- \frac{P}{4t_{R_{\max}}} \left(1 - t_{R_{\max}} \right)^2 \right] \quad (15)$$

avec

$$t_{R_{\max}} = \sqrt{1 + (3/P)^2} - (3/P) \quad (16)$$

Connaissant la concentration maximale à partir de l'abaque 4 de l'Annexe 8, on en déduit la concentration réelle $C = C_R C_{\max}$.

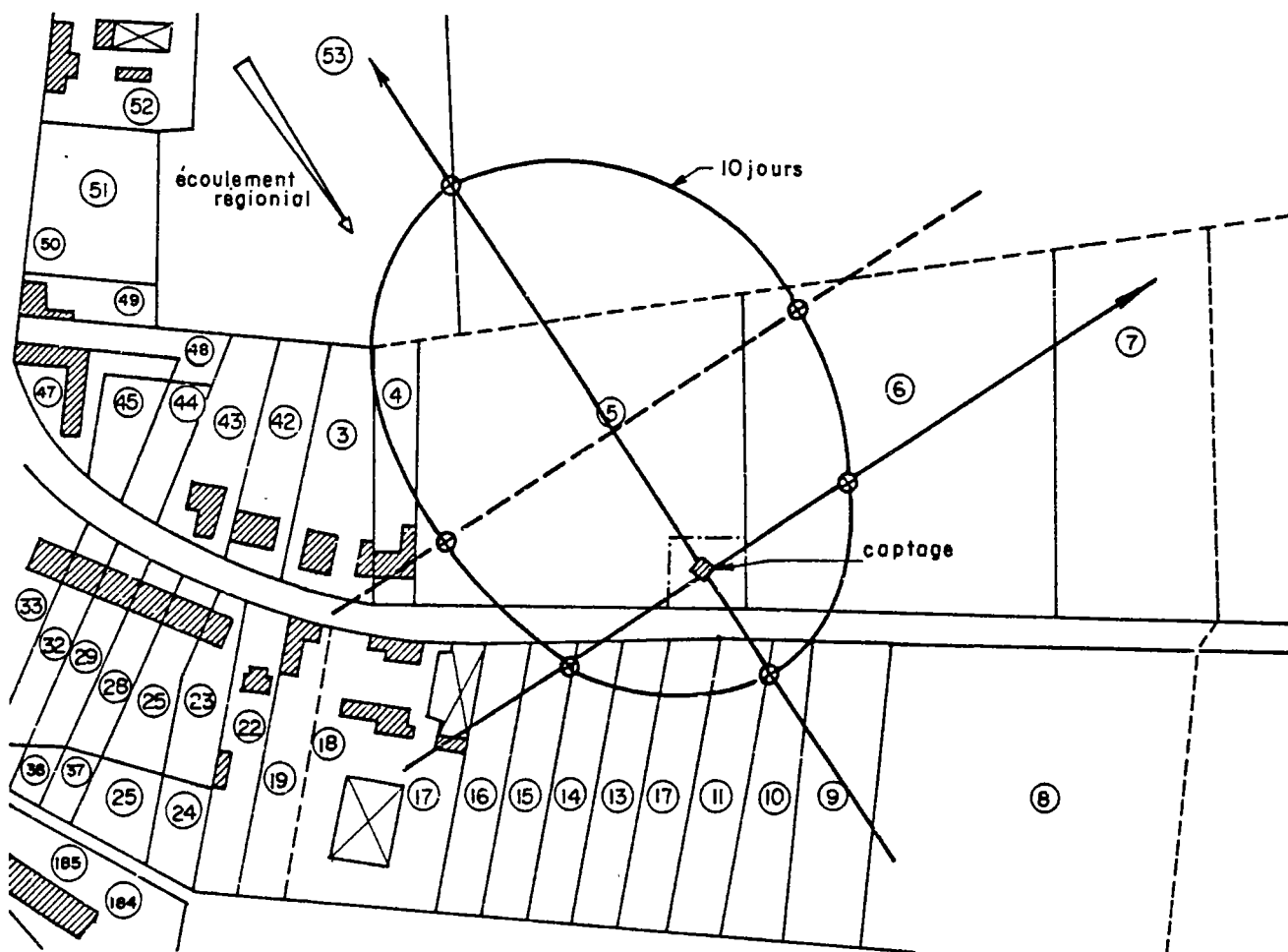
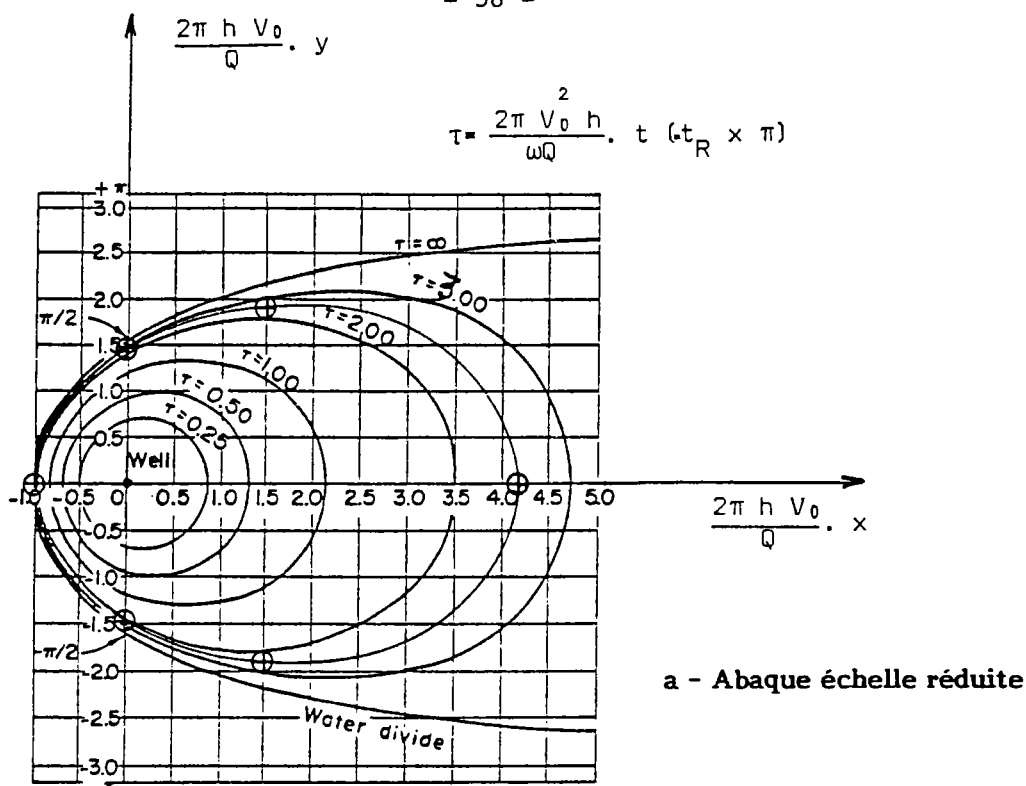


Figure 19 - Détermination de l'isochrone 10 j à partir de l'abaque de l'Annexe 2

3.1.3.2 - Si la pollution est continue, on utilisera l'abaque de la figure A.8.4, (Ann. 8), ou bien la formule approchée :

$$C/C_o = 0,5 \left\{ \operatorname{erfc} \frac{\sqrt{P}(1-t_R)}{2\sqrt{t_R}} + \exp(P) \cdot \operatorname{erfc} \frac{\sqrt{P}(1+t_R)}{2\sqrt{t_R}} \right\} \quad (17)$$

avec

C_o = flux massique de soluté diversé (kg/s)/débit du puits (m^3/s)

3.1.4 - Un coefficient de retard et un taux d'adsorption peuvent être pris en compte aisément par réduction des concentrations et accroissement du temps de transfert (cf. 1.3). Si les échanges sont franchement non instantanés ou non linéaires, des relations plus complexes doivent être prises en compte et nécessitent une modélisation mathématique sur ordinateur.

3.2 - PUIITS UNIQUE ET ECOULEMENT REGIONAL

3.2.1 - TRANSFERT CONVECTIF

La configuration de l'isochrone est liée à la vitesse d'écoulement (direction et intensité); ce vecteur est donc à déterminer en priorité. La connaissance de la perméabilité et du niveau de la nappe en 3 points suffisent pour calculer le module et l'angle de la vitesse de Darcy V à l'aide des formules (1) et (2) de l'Annexe 9 ; les paramètres porosité, vitesse, épaisseur de la nappe et débit d'exploitation permettent de définir l'isochrone sur l'abaque et de la reporter sur la carte d'implantation du captage.

Voyons sur un exemple la procédure de réalisation avec les paramètres suivants :

transmissivité	: $T = 300 \text{ m}^2/\text{h}$
épaisseur de nappe	: $h = 10 \text{ m}$
porosité cinématique	: $\omega = 11\%$
pente de l'écoulement régional	: $i = 2.10^{-3}$ (2 m par km)
direction de l'écoulement	: (fig. 11)
débit d'exploitation	: $600 \text{ m}^3/\text{h}$, 8 h/j
durée transit recherchée	: 10 j
(isochrone)	

La première étape consiste à calculer le temps adimensionnel (Ann. 2) :

$$\tau = \frac{2\pi}{\omega Q} V^2 h t = \frac{2\pi}{\omega Q} \frac{T^2 i^2}{h} t \quad (18)$$

$$\tau = \frac{2\pi}{0,11 \times 600 \times 8/24} \frac{300^2 (2.10^{-3})^2}{10} 10 \times 24 = 2,47 \quad (19)$$

On trace ensuite l'isochrone correspondant sur l'abaque (Ann. 2, fig. A.2.2), par interpolation entre les isochrones $\tau = 2$ et $\tau = 3$.

Enfin, on reporte quelques points X_i Y_i caractéristiques de cette courbe de l'abaque sur la carte d'implantation, dans les axes x , y , respectivement parallèle et perpendiculaire au vecteur vitesse, après calcul des coordonnées en vraie grandeur :

$$x_i = \frac{Q}{2\pi h V} X_i = \frac{Q}{2\pi T i} X_i \quad (20)$$

$$y_i = \frac{Q}{2\pi T i} Y_i \quad (21)$$

Par exemple :

$$\left\{ \begin{array}{ll} X_1 = 4,2 & Y_1 = 0 \\ X_2 = -1 & Y_2 = 0 \\ X_3 = 0 & Y_3 = \pm 1.5 \\ X_4 = 1,5 & Y_4 = \pm 1.9 \end{array} \right. \quad \left\{ \begin{array}{ll} x_1 = 223 \text{ m} & y_1 = 0 \\ x_2 = -53 \text{ m} & y_2 = 0 \\ x_3 = 0 & y_3 = \pm 80 \text{ m} \\ x_4 = 80 \text{ m} & y_4 = \pm 101 \text{ m} \end{array} \right.$$

L'isochrone est alors tracée manuellement à partir de ces points ; ceux-ci peuvent être calculés en plus grand nombre si l'on désire une précision supérieure, mais compte tenu de l'incertitude sur les paramètres et la délimitation grossière du périmètre qui devra respecter le cadastre, la présente détermination est en générale très suffisante.

3.2.2 - Dispersion

Les écoulements à proximité du forage peuvent être considérés comme axisymétriques. On utilise alors la même procédure qu'au § 2.1.3, en corrigeant toutefois le temps de transfert t_c depuis le point de coordonnées x, y jusqu'au puits, soit à partir de l'abaque (cf. § 2.1), soit à partir de la formule de l'Annexe 2.

$$\left\{ \begin{array}{l} X = \frac{2 \pi T i}{Q} x \\ Y = \frac{2 \pi T i}{Q} y \end{array} \right. \quad (22)$$

d'où

$$Z = \text{Artg} (Y/X) = \text{Artg} (y/x) \quad (23)$$

$$\tau = X + \ln (\sin Z / \sin (Y + Z)) \quad (24)$$

et

$$t_c = \frac{w Q}{2 \pi V^2 h} \tau = \frac{w Q h}{2 \pi T^2 i^2} \tau \quad (25)$$

Sur une distance très supérieure ($\tau > 10$), on utilise les expressions établies pour l'écoulement uniforme (Ann. 7).

3.2.3 - ECHANGES

Les remarques concernant les échanges sont les mêmes qu'au paragraphe 3.1.4.

3.3 - PUIITS A PROXIMITE D'UN COURS D'EAU

3.3.1 - TRANSFERT CONVECTIF EN REGIME PERMANENT AVEC ALIMENTATION DE COTEAU

En présence d'un apport latéral (déversement de nappe de coteau, par exemple), le puits P n'est alimenté qu'en partie par l'eau en provenance du fleuve. En cas de pollution de ce dernier, il est important de connaître le taux d'alimentation par le cours d'eau et le temps de transit entre la berge et le puits qui permettront de

calculer la dilution des eaux polluées et la date d'arrivée de la pollution. Ces paramètres, étudiés dans l'Annexe 3, dépendent du débit de pompage, de la distance d de l'ouvrage au cours d'eau, et de la vitesse de l'écoulement latéral (intensité V et direction α).

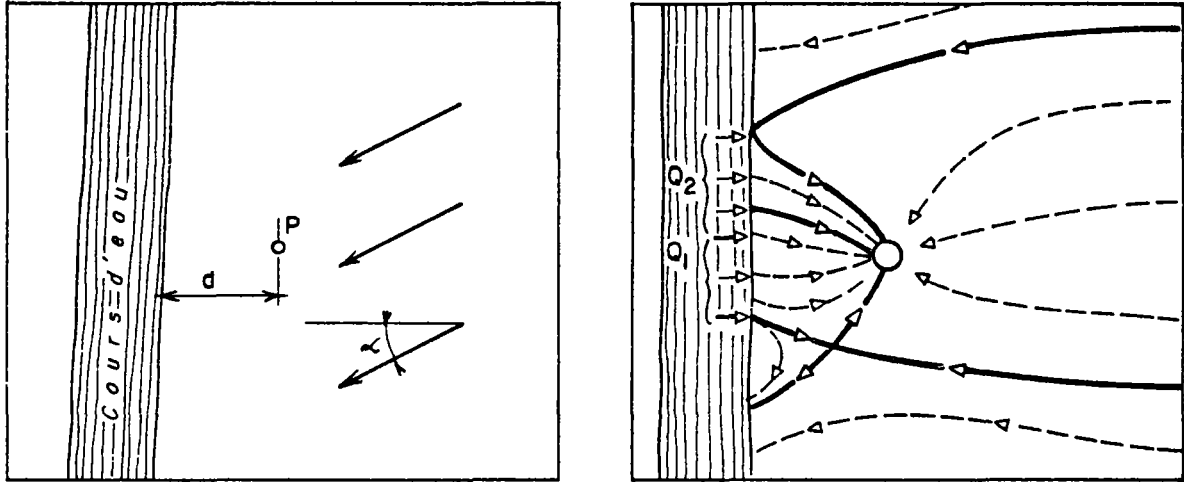


Figure 20- Pompage à proximité d'un cours d'eau en présence d'une alimentation de côteau

L'abaque (Ann. 3, fig. A.3.5) permet de calculer la proportion q d'eau en provenance du cours d'eau, en fonction de l'angle α et du paramètre adimensionnel :

$$Q_R = \frac{Q}{h d V} \quad \left(Q_D = \frac{Q_R}{2\pi} = \frac{Q}{2\pi h d V} \right)$$

Ce taux q peut être calculé avec plus de précision à l'aide des formules de l'Annexe 3 :

$$q = (Q_1 + Q_2)/Q$$

avec

$$\begin{cases} Q_1 = \psi(X_{A'}, Y_{A'}) - \psi(X_A, Y_A) \\ Q_2 = \psi(0, Y_T) - \psi(X_{A'}, Y_{A'}) & \text{si } Q_D/\cos \alpha > 0,5 \\ Q_2 = 0 & \text{si } Q_D/\cos \alpha < 0,5 \end{cases}$$

avec

ψ , X_A , Y_A , $X_{A'}$, $Y_{A'}$, Y_T donnés respectivement par les formules (7), (13), (14), (15) et (22) de l'Annexe 3.

Le temps de percée t_p ou temps de transfert le long de la ligne de courant la plus courte entre le cours d'eau et le puits, est le temps nécessaire pour qu'une pollution issue du cours d'eau parvienne au puits (le débit de celui-ci est supposé maintenu constant). Il peut être calculé directement pour une alimentation latérale perpendiculaire au cours d'eau :

$$\alpha = 0^\circ$$

$$t_p = \frac{w d}{V} \left(1 - \frac{2 Q_D}{\sqrt{2 Q_D - 1}} \operatorname{Arctg} \frac{1}{\sqrt{2 Q_D - 1}} \right)$$

avec

$$Q_D = \frac{Q}{2 \pi h d V} > 0,5$$

Si $Q_D \leq 0,5$, le puits ne reçoit pas d'eau en provenance du cours d'eau.

Dans le cas inverse, où la nappe est alimentée par le cours d'eau, avec un écoulement perpendiculaire aux berges

$$\alpha = 180^\circ$$

$$t_p = \frac{w d}{V} \left(1 + \frac{2 Q_D}{\sqrt{2 Q_D + 1}} \operatorname{Arth} \frac{1}{\sqrt{2 Q_D + 1}} \right)$$

Mais dans tous les cas, la date de percée peut être calculée à l'aide de l'abaque (Ann. 3, fig. A.3.6) :

$$t_p = \frac{2 \pi}{3} \frac{w d^2 h}{Q} f(Q_{R,a})$$

La fonction f doit être interpolée sur l'abaque en fonction des valeurs de :

$$Q_R = \frac{Q}{h d V} = 2 \pi Q_D \text{ et de } \alpha$$

Cas particulier : absence d'alimentation latérale ($V = 0$)

d'où

$$t_p = \frac{2 \pi}{3 \omega} \frac{d^2 h}{Q}$$

3.3.2 - TRANSFERT CONVECTIF TRANSITOIRE APRES L'ARRET DU POMPAGE

Au cas où le transit entre le cours d'eau et le forage serait jugé insuffisant pour "filtrer" la pollution, on peut envisager d'arrêter les prélèvements tant que la qualité du cours d'eau est par trop perturbée. Un régime transitoire se développe après l'arrêt du pompage, durant lequel le cône de dépression se comble progressivement. Au début, au moins, subsiste une alimentation (décroissante avec le temps) de la nappe par la rivière ; elle contribue à combler le cône piézométrique créé par le puits avant l'arrêt du pompage, l'alimentation latérale de la nappe apportant le complément.

Quand on se place dans l'hypothèse d'une pérennité de la pollution après un séjour même relativement long en aquifère (cette hypothèse diffère de celle qui préside habituellement à la définition des périmètres de protection, mais est malheureusement justifiée pour certains polluants), il est intéressant de connaître le volume d'eau contaminé pénétrant dans la nappe.

Les abaques établis par J.P. Bouchard dans le cadre d'une étude pour le Ministère de l'Environnement (Ann. 4), permettent de calculer le volume d'eau transitant de la rivière dans la nappe à partir du moment de l'arrêt du pompage. Ils prennent en compte une alimentation latérale de coteau et un colmatage du lit du cours d'eau (perte de charge supplémentaire due au dépôt d'alluvions fines). Nous nous intéresserons au volume total : le volume infiltré se stabilise en effet quand il y a alimentation de coteau qui finit par inverser le débit.

Si l'arrêt du pompage coïncide exactement avec le passage de la pollution dans le cours d'eau, la connaissance du volume V_{TOT} indiqué par l'asymptote des courbes suffit. Par contre, si l'alerte anticipe l'arrivée du front pollué (détection amont), la partie transitoire des courbes $V(t)$ fournit le volume ayant pénétré la nappe entre l'arrêt des pompes et le début de la pollution : ce volume doit être retranché du volume total pour fournir le volume d'eau polluée ayant effectivement pénétré la nappe. Dans le cas inverse (arrêt tardif des pompes), le volume pollué sera calculé en additionnant à V_{TOT} un volume correspondant au débit d'alimentation du captage à partir du cours d'eau en régime permanent (cf. 3.3.1).

Reprenant l'exemple présenté par J.P. Bouchard, nous avons les paramètres suivants :

$$\begin{array}{lll} T = 10^{-2} \text{ m}^2/\text{S} & S = 0,15 & Q_P = 80 \text{ m}^3/\text{h} = 2,22 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3/\text{S} \\ D = 40 \text{ m} & A = 20 \text{ m} & Q_X = 6 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{S} = (19 \text{ m/an}) \times (10 \text{ m d'épaisseur}) \end{array}$$

- 1 - Proportion d'alimentation par la rivière en régime permanent :
les paramètres de l'abaque étant

$$Q_X D/D_P = 6.10^{-6} \cdot 40/2,22.10^{-2} = 0,01$$

et

$$A/D = 0,5$$

on en déduit que (cf. construction sur l'abaque)

$$Q_R/Q_P = 0,715 \quad \text{d'où} \quad Q_R = 80 \times 0,715 = 57 \text{ m}^3/\text{h}$$

- 2 - Temps nécessaire après l'arrêt du pompage pour que l'infiltration cesse :
la courbe $Q_X D/Q_R = 0,01$ de l'abaque (Ann. 4, fig. A.4.3) est stabilisée
pour :

$$t_R = \frac{4 t T}{D^2 S} = 4,2$$

d'où

$$t = \frac{4,2 \cdot 40^2 \cdot 0,15}{4 \cdot 10^{-2}} = 2,52 \cdot 10^5 \text{ s} = 70 \text{ h}$$

Le volume total injecté pendant cette durée serait tel que :

$$4 \frac{V_{\text{tot}} T}{S Q_P D^2} = 6,2$$

d'où le volume total :

$$V_{\text{tot}} = \frac{6,2 \cdot 0,15 \cdot 2,22 \cdot 10^{-2} \cdot 40^2}{4 \cdot 10^{-2}} = 826 \text{ m}^3.$$

- 3 - Si l'arrêt du pompage coïncide avec l'arrivée d'une pollution de la rivière
durant au moins 70 h, alors 826 m^3 d'eau polluée ont pénétré dans
l'aquifère.

- 4 - Si la pollution survient 20 h après l'arrêt des pompes et dure 12 h, on
calcule les temps réduits t_{R1} , et t_{R2} correspondant à 20 h et 32 h :

$$t_{R1} = 12 \quad t_{R2} = 19 ;$$

le volume d'eau infiltré est obtenu en déterminant sur le diagramme (Ann. 4, fig. A.4.3), les volumes correspondants :

$$V_{a1} = 4,25 \text{ et } V_{a2} = 5,1$$

d'où le volume d'eau polluée qui s'infiltré entre la 20ème et la 32ème heure après l'arrêt du pompage :

$$\Delta V = (V_{a2} - V_{a1}) \cdot \frac{S Q_p D^2}{4 T} = (5,1 - 4,25) \cdot \frac{0,15 \cdot 2,22 \cdot 10^{-2} \cdot 40^2}{4 \cdot 10^{-2}}$$

$$\Delta V = \underline{113 \text{ m}^3}$$

- 5 - Si la pollution est détectée avec retard : arrêt des pompes 24 h après le début d'une pollution d'une semaine, le volume d'eau pollué ayant pénétré dans l'aquifère proviendra :

du débit en régime permanent pendant 24 h :

$$57 \text{ m}^3/\text{h} \times 24 \text{ h} = 1368 \text{ m}^3,$$

augmenté du volume total après arrêt des pompes : 826 m³.

Donc, $1368 + 826 = 2194 \text{ m}^3$ d'eau polluée auront envahi l'aquifère.

3.4 - BATTERIE DE PUITS ALIGNÉS

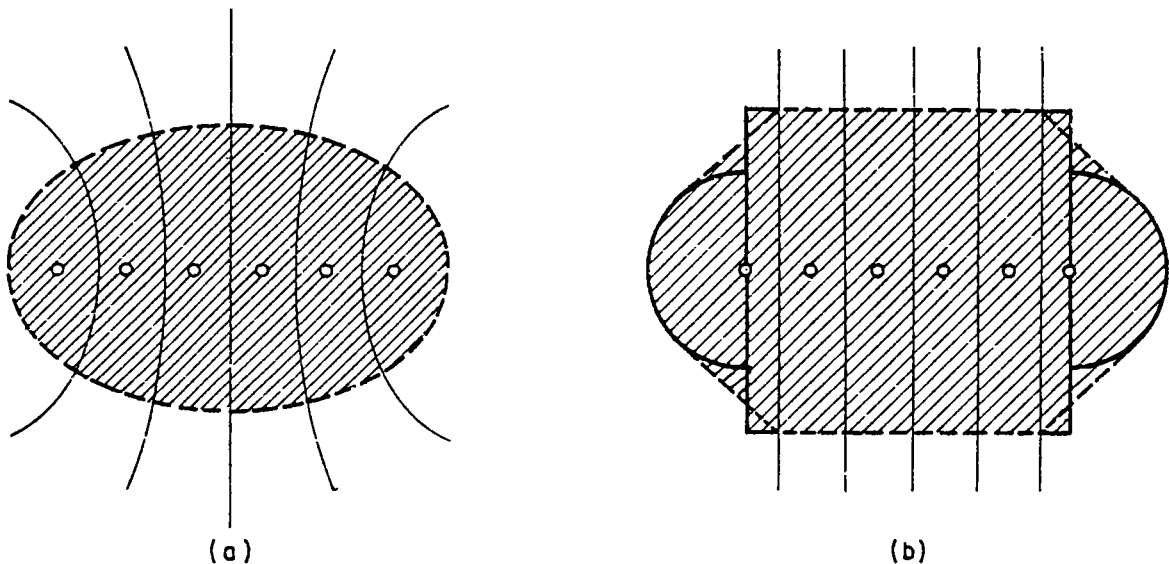


Figure 21 - Batterie de puits alignés

a - isochrone idéale

b - isochrone approchée

Les aires hachurées de (a) et (b) sont rigoureusement égales

Nous proposons d'approcher l'isochrone t_0 par une série de rectangles* pour les puits intérieurs et des demi-cercles pour les deux puits extrêmes. La surface globale sera fermée par des segments de droite tangents aux cercles.

La longueur des rectangles est :

$$L = Q t_0 / \omega d h,$$

avec d espacement de deux forages voisins.

Le rayon du cercle est :

$$R = \sqrt{Q t_0 / \pi \omega h}$$

Remarque - Le périmètre est calculé en supposant que l'écoulement est :

- entre les puits, un écoulement parallèle (perpendiculairement à la ligne de puits) ; le volume d'eau représenté par chaque rectangle est égal au volume pompé par un puits pendant le temps t_0 :

$$\omega L d h = Q t_0$$

- à l'extérieur, pour un débit moitié des puits périphériques, un écoulement axisymétrique autour de ces forages ; le volume d'eau représenté par chaque demi-cercle est égal à la moitié du volume pompé par les puits extrêmes pendant le temps t_0 :

$$\omega \pi R^2 / 2 = Q t_0 / 2$$

* Approximation valable à 5 % près dès que la distance de l'isochrone aux forages dépasse le double de l'espacement des puits (Ann. 5).

CONCLUSION

Nous avons vu dans ce rapport différentes formules et abaques, utilisés pour délimiter les périmètres de protection, essentiellement à partir de considérations sur les temps de transfert.

Il est important de suivre les progrès de l'hydrogéochimie dans les années à venir, pour prendre en compte les conséquences des lois d'échange sur la délimitation des périmètres ; il est toutefois évident que ces lois seront différentes pour chaque produit ou mélange de produits véhiculé par l'eau et pour chaque type de roche aquifère, et que la détermination expérimentale des paramètres de ces lois sera une opération coûteuse. Ceci dit, de simples indications d'ordres de grandeur seront précieuses et permettront une approche un peu moins rustique que celle des seules "isochrones" non différenciées par produit polluant.

L'utilisation de marqueurs fluorescents permet des mesures plus rapides et moins coûteuses des paramètres de transfert, mais ces traceurs sont sujets à échanges physico-chimiques ; ils sont très sensibles à de faibles variations des composants fins (teneur et nature), difficilement appréciables. Le traçage en écoulement radial permet, par le contrôle des taux de restitution, une estimation de l'importance des interactions, donc de la validité des paramètres identifiés par des schémas qui négligent ces échanges.

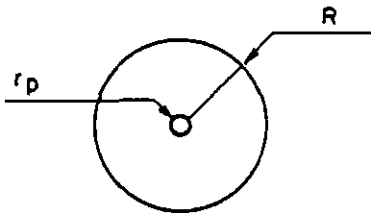
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bouchard (J.P.), 1985.- Sûreté des captages d'eau souterraine à proximité des rivières.- La Houille Blanche, n° 1, 1985, p. 53-71.
- Gaillard (B.), 1976.- Méthode de traceurs pour la détermination des paramètres de transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères.- Grenoble, thèse d'Université.
- Demassieux (L.), 1975.- Détermination des temps moyens de transfert de l'eau vers quelques dispositifs de captages par puits.- Bull. BRGM (2), III, 2-1975, p. 185-196.
- Gelhar (L.W.), Axness (C.L.), 1981.- Stochastic analysis of macrodispersion in three-dimensionally heterogeneous aquifers.- Rapport New Mexico Institute of Mining and Technology, H-8.
- Lallemand-Barrès (A.), 1985.- Utilisation des traceurs pour définir les périmètres de protection. 1 - Modélisation de la rétention des ions dans les terrains saturés.- Revue bibliographique.- Rapport BRGM 85 SGN 490 EAU.
- Person (J.), 1983.- Protection des captages d'eaux destinés à l'alimentation humaine.- Rapport BRGM 83 SGN 233 ENV.
- Sauty (J.P.), 1977.- Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçage.- Thèse Doct. Ing., Univ. Grenoble.
- Sauty (J.P.), Ausseur (J.Y.), 1985.- L'exploitation hydrothermique des nappes par pompe à chaleur eau-eau.- La Houille Blanche, n° 3/4-1985, p. 289-298.
- Sauty (J.P.), Thiery (D.), 1975.- Note technique n° 6 aux géologues agréés en matière d'eau et d'hygiène publique : utilisation d'abaques pour la détermination des périmètres de protection.- Rapport BRGM 75 SGN 430 AME.

ANNEXE 1

ISOCHRONES : NAPPE INFINIE INITIALEMENT AU REPOS - PUITS UNIQUE

$$t = \int_{r_o}^R dr / v(r) \text{ avec } v = -K \nabla H = -K \nabla \left[\frac{Q}{2 \pi T} \text{Log}(r/R) \right]$$



$$v = \frac{-Q}{2 \pi r h}$$

$$t = - \frac{2 \pi h}{Q} \int_R^{r_p} r dr = \frac{\pi h}{Q} (R^2 - r_p^2)$$

si le rayon r_p du puits est négligeable ($r_p^2 \ll R^2$), alors :

$$t = \frac{\pi h R^2}{Q}$$

Vérification : volume pompé = $Qt = \pi R^2 h$.

L'isochrone $t = t_o$ est un cercle de rayon

$$R_o = \sqrt{Q t_o / (\pi h)}$$

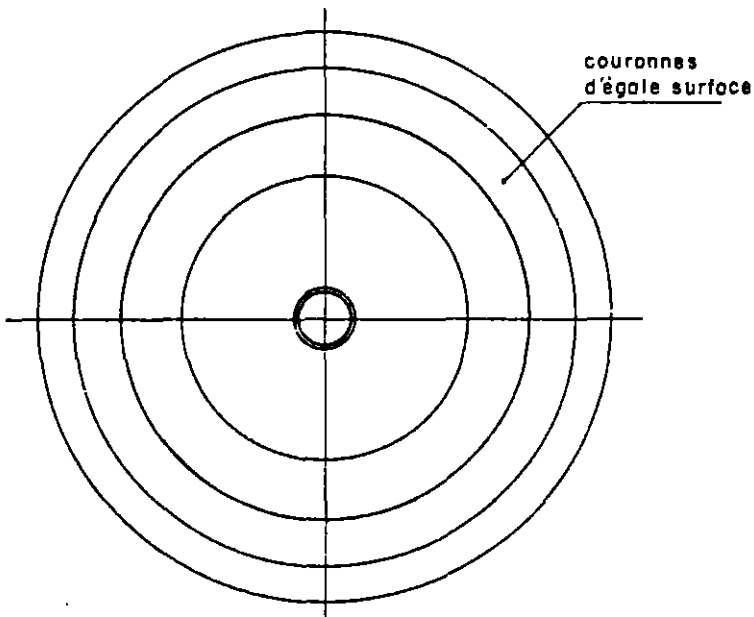


Figure A.1.1 -

ANNEXE 2

ISOCHRONES : NAPPE INFINIE EN ÉCOULEMENT INITIAL UNIFORME PUITS UNIQUE

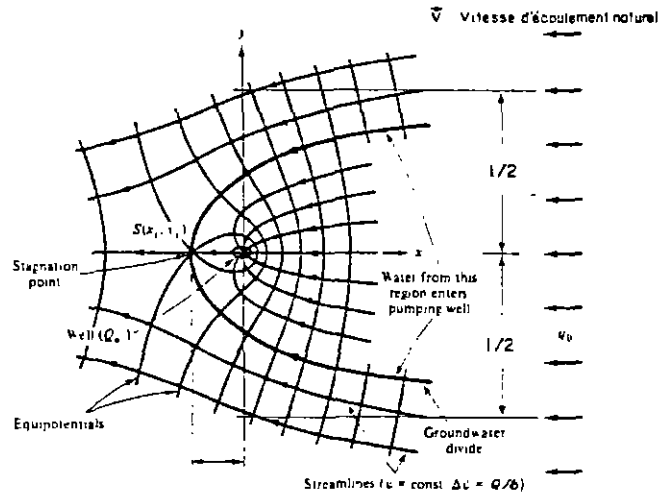


Figure A.2.1 - Pompage par un puits unique dans une nappe infinie en écoulement uniforme. Réseau des lignes de courant (d'après Bear, 1979)

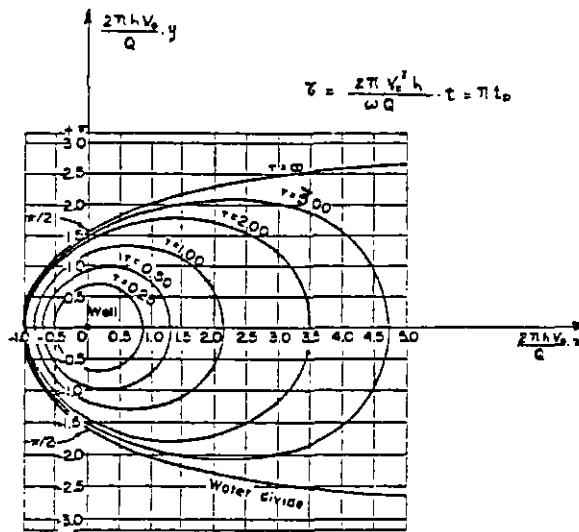


Figure A.2.2 - Pompage par un puits unique dans une nappe infinie en écoulement uniforme - Cartographie des isochrones (Bear, 1972)

Le potentiel complexe s'écrit, dans le système d'axes de la figure A.1.1 :

$$W(z) = \frac{Q}{2 \pi K h} \ln(z) + \frac{V}{K} z + \text{cste avec } z = x + iy \quad (1)$$

d'où le potentiel piézométrique Φ et les fonctions de courant :

$$\Phi(x, y) = \frac{Q}{4 \pi K h} \ln(x^2 + y^2) + \frac{V}{K} x + \text{constante} \quad (2)$$

$$\Psi(x, y) = \frac{Q}{2 \pi K h} \arctan(y/x) + \frac{V}{K} y + \text{constante} \quad (3)$$

d'où la vitesse :

$$V = - \frac{K}{w} \nabla \Phi \quad (4)$$

$$V_x = - \frac{Q}{2 \pi w h} \frac{x}{x^2 + y^2} + \frac{V}{K} \quad (5)$$

$$V_y = - \frac{Q}{2 \pi w h} \frac{y}{x^2 + y^2} \quad (6)$$

Les calculs sont plus concis en variables adimensionnelles ; d'autre part, ils donnent directement les expressions à utiliser pour construire des abaques universels. Nous choisirons :

- a - comme longueur de référence : $l/2$ = moitié de la largeur de la zone d'appel, c'est-à-dire la demi-largeur du front d'alimentation produisant le débit pompé Q :

$$h l V = Q$$

d'où

$$x_R = \frac{x}{l/2} = \frac{2 V h}{Q} x; \quad y_R = \frac{2 V h}{Q} y \quad (7)$$

- b - comme temps de référence : le quotient de la longueur de référence $l/2$ par la vitesse de déplacement des particules, V/ω :

$$t_R = \frac{\frac{l}{2}}{V/\omega} = \frac{2 V^2 h}{W Q} t \left(= \frac{2 T^2 i^2}{\omega Q h} t \right) \quad (8)$$

- c - comme potentiel de référence, le produit de la longueur de référence par V/K :

$$\Phi_R = \frac{\Phi}{(l/2) \cdot (V/K)} = \frac{2 K h}{Q} \Phi \quad (9)$$

$$\Psi_R = \frac{2 K h}{Q} \Psi \quad (10)$$

Reportant (7) (8) et (10) dans (3), on obtient l'expression de la fonction de courant en variables réduites :

$$\Psi_R = \frac{1}{\pi} \text{Arctan}(y_R/x_R) + y_R \quad (11)$$

1 - Trajectoire distincte de l'axe de x ($y \neq 0$)

Nous allons calculer les temps de déplacement d'une particule en étudiant l'équation horaire de sa projection sur l'axe des y :

$$\frac{dy}{dt} = Vy = - \frac{Q'}{2 \pi \omega h} \frac{y}{x^2 + y^2} \quad (12)$$

d'où

$$\frac{dy_R}{dt_R} = - \frac{1}{\pi} \frac{y_R}{x_R^2 + y_R^2} \quad (13)$$

Le temps de transit recherché provient de l'intégration de (13) le long d'une ligne de courant ($\Psi_R = \text{constante}$) :

$$\text{Arctan}(Y_R/x_R) = \pi (\Psi_R - y_R) \quad (14)$$

$$x_R = Y_R \cotan \pi (\Psi_R - Y_R) \quad (15)$$

En reportant (15) dans (13) :

$$dt_R = - \pi y_R \frac{1 + \cotan^2 \pi (\Psi_R - Y_R)}{Y_R^2} dY_R \quad (16)$$

$$dt_R = - \frac{n y_R dy_R}{\sin^2 \left[n (\psi_R - y_R) \right]} \quad (17)$$

sachant que

$$\left(\int \frac{x dx}{\sin^2 x} = -x \cotg x + \ln (\sin x) + \text{constante} \right)$$

le temps de transit de x_{R0} , y_{R0} jusqu'au puits vaut :

$$t_R = - \int_{y_{R0}}^0 \frac{n y_R dy_R}{\sin^2 \left[n (y_R - \psi_R) \right]} \quad (18)$$

On pose $z = n(Y_R - \psi_R)$, d'où

$$t_R = - \int \frac{(\psi_R + z/n) dz}{\sin^2 z} = -\psi_R \int \frac{dz}{\sin^2 z} - \frac{1}{n} \int \frac{z dz}{\sin^2 z} \quad (19)$$

$$t_R = - \left[\psi_R \cotg z - \frac{z}{n} \cotg z + \frac{1}{n} \ln (\sin z) \right]$$

$$t_R = - \left[y_R \cotg \left[n (y_R - \psi_R) \right] + \frac{1}{n} \ln \sin \left[n (y_R - \psi_R) \right] \right]_{y_{R0}}^0$$

$$t_R = - y_{R0} \cotg \left[n (y_{R0} - \psi_R) \right] - \frac{1}{n} \ln \frac{\sin \left[n (\psi_R - y_{R0}) \right]}{\sin n \psi_R} \quad (20)$$

D'après l'équation (11) de la ligne de courant :

$$n (y_R - \psi_R) = - \text{Artg} (y_R / x_R) \quad (21)$$

donc, en écrivant y_{R0} au lieu de y_R pour simplifier les écritures :

$$\boxed{t_R = x_R + \frac{1}{n} \ln \frac{\sin \left[\text{Artg} (y_R / x_R) \right]}{\sin \left[\text{Artg} (y_R / x_R) + n y_R \right]}} \quad (22)$$

ou encore, avec $\theta = \text{Artg} (Y_R / X_R)$:

$$t_R = x_R - \frac{1}{n} \ln \frac{\sin \theta \cos n y_R + \cos \theta \sin n y_R}{\sin \theta} \quad (23)$$

$$t_R = x_R - \frac{1}{\pi} \ln \left[\cos \pi y_R + \frac{\sin \pi y_R}{\operatorname{tg} \theta} \right] \quad (24)$$

$$t_R = x_R - \frac{1}{\pi} \ln \left[\cos \pi y_R + \frac{x_R}{x_R} \sin \pi y_R \right] \quad (25)$$

2 - Trajectoire confondue avec l'axe des x

L'intégration directe en suivant la vitesse V_x cette fois donne le même résultat que le passage à la limite ($y_R \rightarrow 0$) de l'équation (25) :

$$t_R = x_R - \ln (1 + \pi x_R) \quad (26)$$

Isochrones réelles

En fonction des variables réelles, les équations (25) et (26) des isochrones s'écrivent :

$$t = \frac{w}{V} x - \frac{wQ}{2\pi V^2 h} \ln \left[\cos \left(\frac{2\pi V h}{Q} y \right) + \frac{x}{y} \sin \left(\frac{2\pi V h}{Q} y \right) \right] \quad (27)$$

qui devient:

$$t = \frac{w}{V} x - \frac{wQ}{2\pi V^2 h} \ln \left[1 + \frac{2\pi V h}{Q} x \right], \text{ lorsque } y = 0 \quad (28)$$

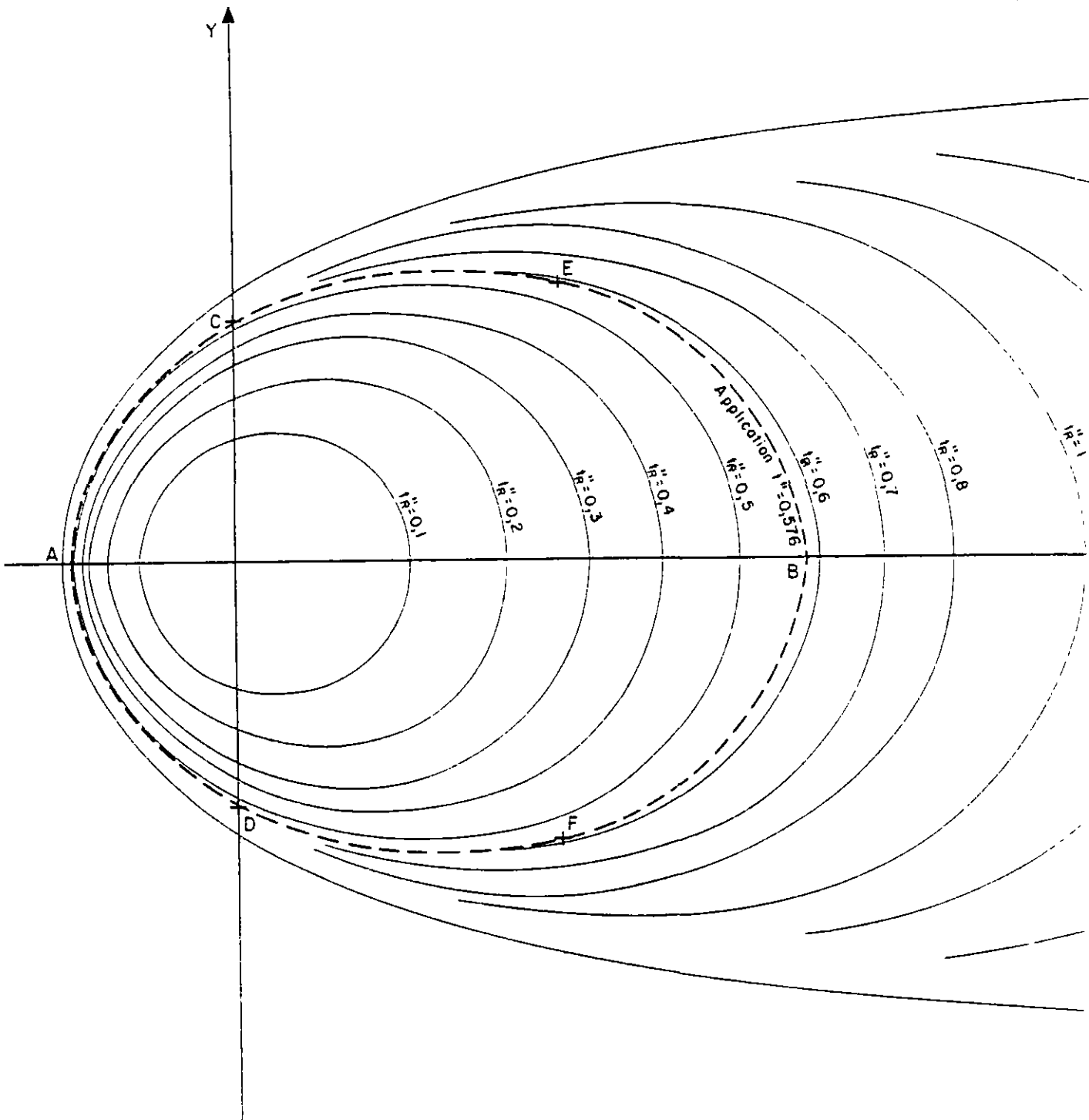
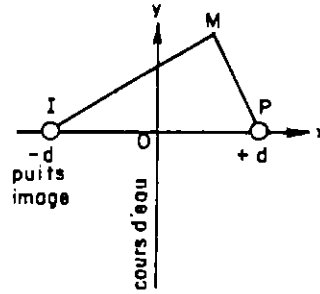


Figure A.2.3 - Pompage pour un puits unique dans une nappe infinie
en écoulement uniforme : abaque fournissant les
isochrones (Sauty, Thiéry, 1975)

ANNEXE 3

CAPTAGE EN NAPPE ALLUVIALE PART DE L'ALIMENTATION VENANT DU COURS D'EAU

$$w(z) = -\frac{V e^{-i\alpha}}{K} z + \frac{Q}{2\pi K h} \ln \frac{z+d}{z-d} \quad (1)$$



$$\left\{ \begin{array}{l} \phi = -\frac{V}{K} (x \cos \alpha + y \sin \alpha) + \frac{Q}{4\pi K h} \ln \frac{(x+d)^2 + y^2}{(x-d)^2 + y^2} \end{array} \right. \quad (2)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \psi = +\frac{V}{K} (x \sin \alpha - y \cos \alpha) + \frac{Q}{2\pi K h} \operatorname{Arg} \frac{2dy}{d^2 - x^2 - y^2} \end{array} \right. \quad (3)$$

$$W = w \cdot (K/Vd); \Phi = \phi \cdot (K/Vd); \Psi = \psi \cdot (K/Vd); X = x/d; Y = y/d; Q_D = \frac{Q}{2\pi h d V} \quad (4)$$

$$W(Z) = -Z e^{-i\alpha} + Q_D \operatorname{Ln} \frac{Z+1}{Z-1} \quad (5)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \phi = -(X \cos \alpha + Y \sin \alpha) + \frac{Q_D}{2} \ln \frac{(X+1)^2 + Y^2}{(X-1)^2 + Y^2} \end{array} \right. \quad (6)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \psi = (X \sin \alpha - Y \cos \alpha) + Q_D \operatorname{Arg} \frac{2Y}{1 - X^2 - Y^2} \end{array} \right. \quad (7)$$

- Taux de recyclage = $q = (Q_1 + Q_2)/Q$

= (flux ψ_1 entre puits et puits image (limité par lignes à point d'arrêt)
+ flux ψ_2 entre ligne tangente au cours d'eau et ligne à point d'arrêt)/ Q

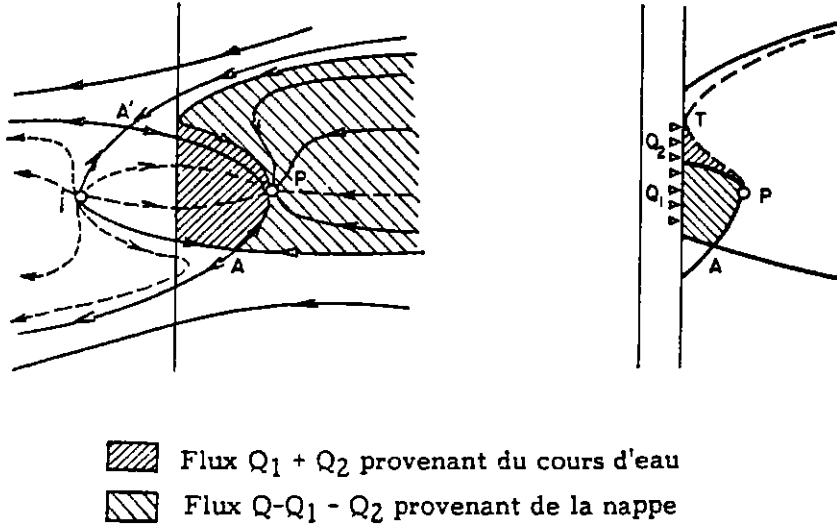


Figure A.3.1 - Alimentation d'un puits partagée entre un cours d'eau et un écoulement latéral - Schéma de principe

- Calcul du débit Q_1

$$Q_1 = \psi(A) - \psi(A') = \text{différences entre fonctions de courant en A et A'} \quad (9)$$

La position des points d'arrêt (vitesse nulle), est telle que

$$\left(\frac{dw}{dz} \right)_{z=z_A} = 0 \quad \text{donc} \quad \left(\frac{dW}{dZ} \right)_{Z=Z_A} = 0 \quad (10)$$

$$\frac{dW}{dZ} = -e^{-i\alpha} + Q_D \left(\frac{1}{Z+1} - \frac{1}{Z-1} \right) = -e^{-i\alpha} - \frac{2Q_D}{Z^2-1} \quad (11)$$

nul pour :

$$Z_A = \pm \sqrt{1 - 2Q_D e^{i\alpha}} \quad (12)$$

soit

$$\left\{ \begin{array}{l} X_A = + \sqrt{\frac{1}{2} \left[1 - 2 Q_D \cos \alpha + \sqrt{1 - 4 Q_D \cos \alpha + 4 Q_D^2} \right]} \end{array} \right. \quad (13)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} Y_A = - \sqrt{\frac{1}{2} \left[-1 + 2 Q_D \cos \alpha + \sqrt{1 - 4 Q_D \cos \alpha + 4 Q_D^2} \right]} \end{array} \right. \quad (14)$$

et $X_{A'} = - X_A \quad Y_{A'} = - Y_A \quad (15)$

$$Q_1 = \psi(X_A, Y_A) - \psi(X_{A'}, Y_{A'}) \quad (16)$$

avec ψ selon équation (A3.7)

- Calcul du débit Q_2

$$Q_2 = \psi(T) - \psi(A') \quad (17)$$

où

$\psi(T)$ est la ligne de courant tangente au cours d'eau (représenté par l'axe des y).

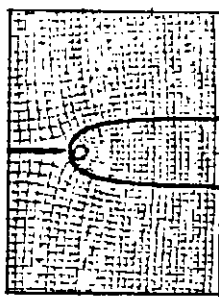
Au point T, le vecteur vitesse coïncide avec l'axe des y, donc :

$$X = 0 \quad \text{et} \quad \partial \phi / \partial X = 0 \quad (18)$$

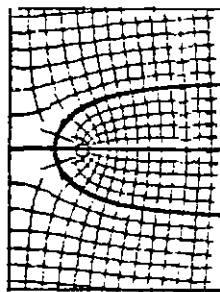
or,

$$\partial \phi / \partial X = - \cos \alpha + \frac{Q_D}{2} \left[\frac{2(X+1)}{(X+1)^2 + Y^2} - \frac{2(X-1)}{(X-1)^2 + Y^2} \right] \quad (19)$$

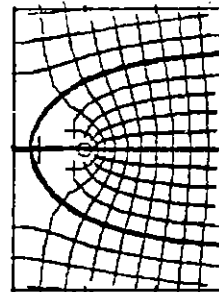
$$\partial \phi / \partial X = - \cos \alpha + 2 Q_D \frac{1 - X^2 + Y^2}{(1 - X^2 - Y^2)^2 + 4 Y^2} \quad (20)$$



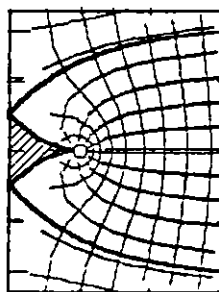
$Q_R = 1$ $R = 0 \%$



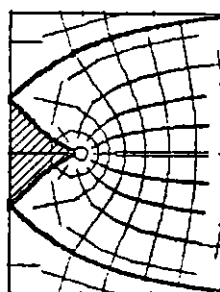
$Q_R = 2$ $R = 0 \%$



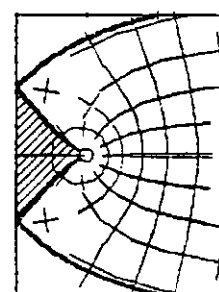
$Q_R = 3$ $R = 0 \%$



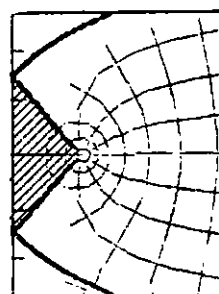
$Q_R = 4$ $R = 5 \%$



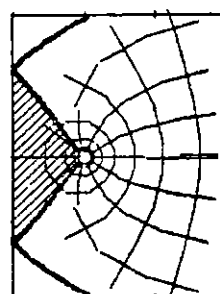
$Q_R = 5$ $R = 11 \%$



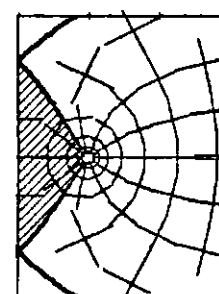
$Q_R = 6$ $R = 17 \%$



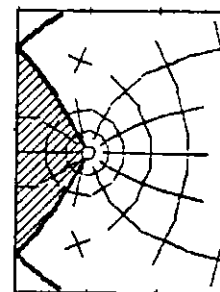
$Q_R = 7$ $R = 22 \%$



$Q_R = 8$ $R = 26 \%$

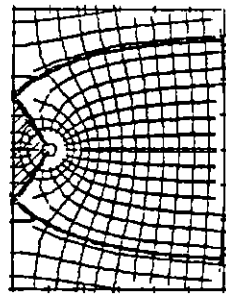


$Q_R = 9$ $R = 29 \%$

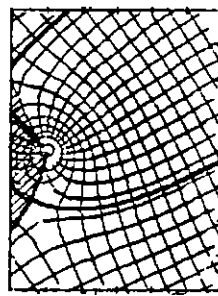


$Q_R = 10$ $R = 33 \%$

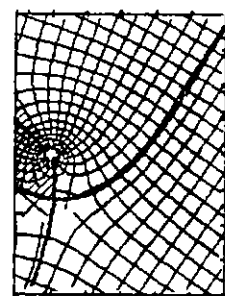
Figure A.3.2 - Schémas d'écoulement et taux d'alimentation par le cours d'eau pour $\alpha = 0^\circ$ (d'après Sauty, Ausseur, 1985)



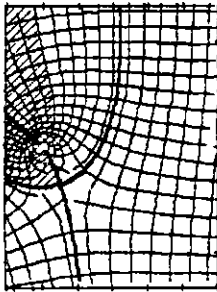
$\alpha = 0^\circ$ $R = 33 \%$



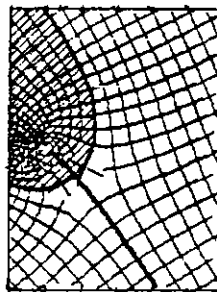
$\alpha = 30^\circ$ $R = 34 \%$



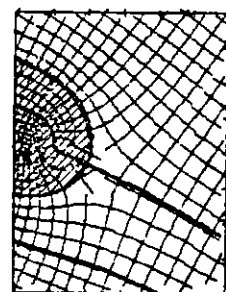
$\alpha = 50^\circ$ $R = 38 \%$



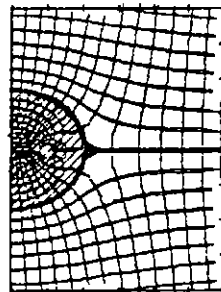
$\alpha = 90^\circ$ $R = 47 \%$



$\alpha = 120^\circ$ $R = 61 \%$



$\alpha = 150^\circ$ $R = 79 \%$



$\alpha = 180^\circ$ $R = 100 \%$

Figure A.3.3 - Schémas d'écoulement et taux d'alimentation pour
(d'après Sauty, Ausseur, 1985)

$$Q_R = 10 \quad (Q_D = 5/\pi)$$

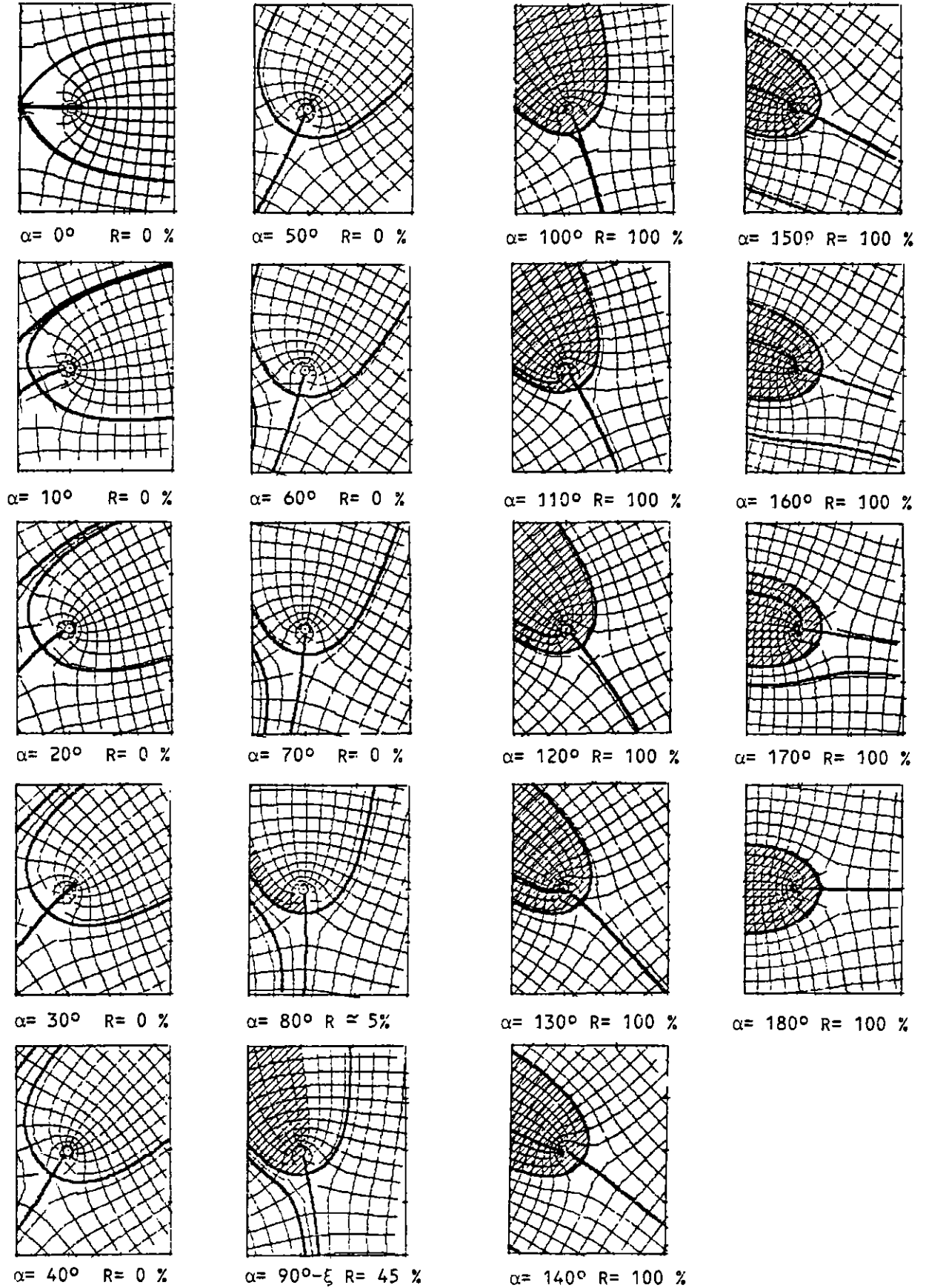


Figure A.3.4 - Schémas d'écoulement et taux d'alimentation pour
(d'après Sauty, Ausseur, 1985) $Q_R = 1$ ($Q_D = 0,5$)

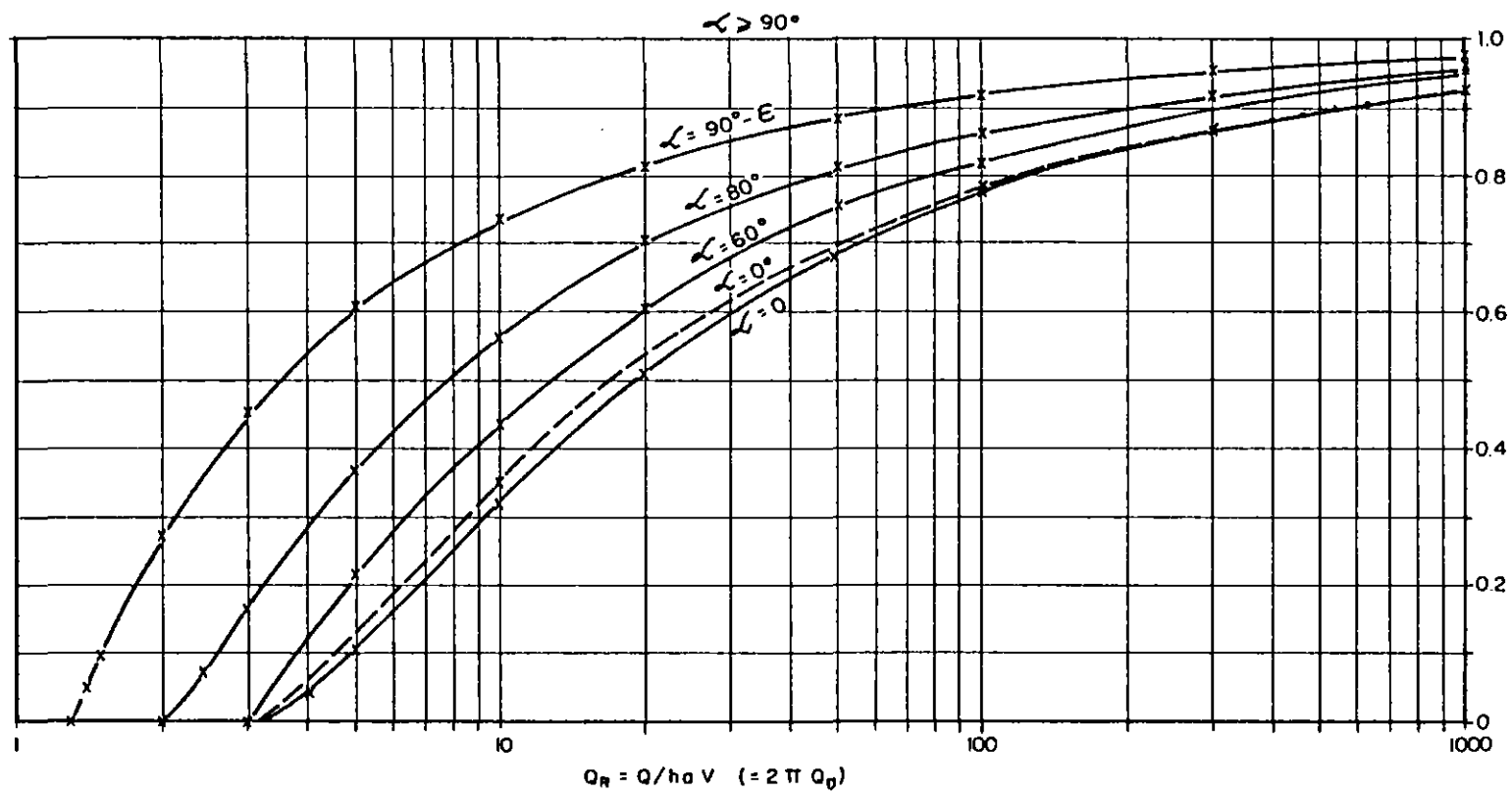


Figure A.3.5 - Taux de l'eau pompée en provenance du cours d'eau

d'où

$$0 = (\partial\phi / \partial X)_{X=0} = -\cos \alpha + 2 Q_D / (1 + Y^2) \quad (21)$$

$$Y_T = \sqrt{\frac{2 Q_D}{\cos \alpha} - 1} \quad (22)$$

qui n'a de solution que

$$\text{si } Q_D / \cos \alpha > 0,5 \quad (23)$$

et

$$\begin{cases} Q_2 = \psi(O, Y_T) - \psi(X_{A'}, Y_{A'}) & \text{si } Q_D / \cos \alpha > 0,5 \\ Q_2 = 0 & \text{si } Q_D / \cos \alpha \leq 0,5 \end{cases} \quad (24)$$

- Temps de transit minimal entre le cours d'eau et le puits

Le temps de transit sur la ligne la plus courte permet de calculer le début de l'arrivée au puits d'une pollution issue du cours d'eau. Ce temps est obtenu par intégration du vecteur vitesse, ce qui, dans le cas général, requiert l'utilisation d'un ordinateur. Par contre, si l'alimentation est perpendiculaire à la berge ($\alpha = 0$ ou 180°), le calcul de ces temps par intégration du vecteur vitesse peut être effectué directement :

$$t_p = \frac{2\pi}{3w} \frac{d^2 h}{Q} f(Q_R, \alpha)$$

si $\alpha = 0^\circ$,

$$f(Q_R, 0) = 1 - \frac{2 Q_D}{\sqrt{2 Q_D - 1}} \operatorname{Artg} \frac{1}{\sqrt{2 Q_D - 1}}$$

si $\alpha = 180^\circ$,

$$f(Q_R, 180) = 1 - \frac{2 Q_D}{\sqrt{2 Q_D + 1}} \operatorname{Arth} \frac{1}{\sqrt{2 Q_D + 1}}$$

et, pour toutes valeurs de α ,

un abaque (fig. A.3.6) a été construit par ordinateur. Il fournit $f(Q_R, \alpha)$ en ordonnée à partir de $Q_R = Q/(h\alpha V)$ en abscisse et de l'angle α qui paramètre les courbes.

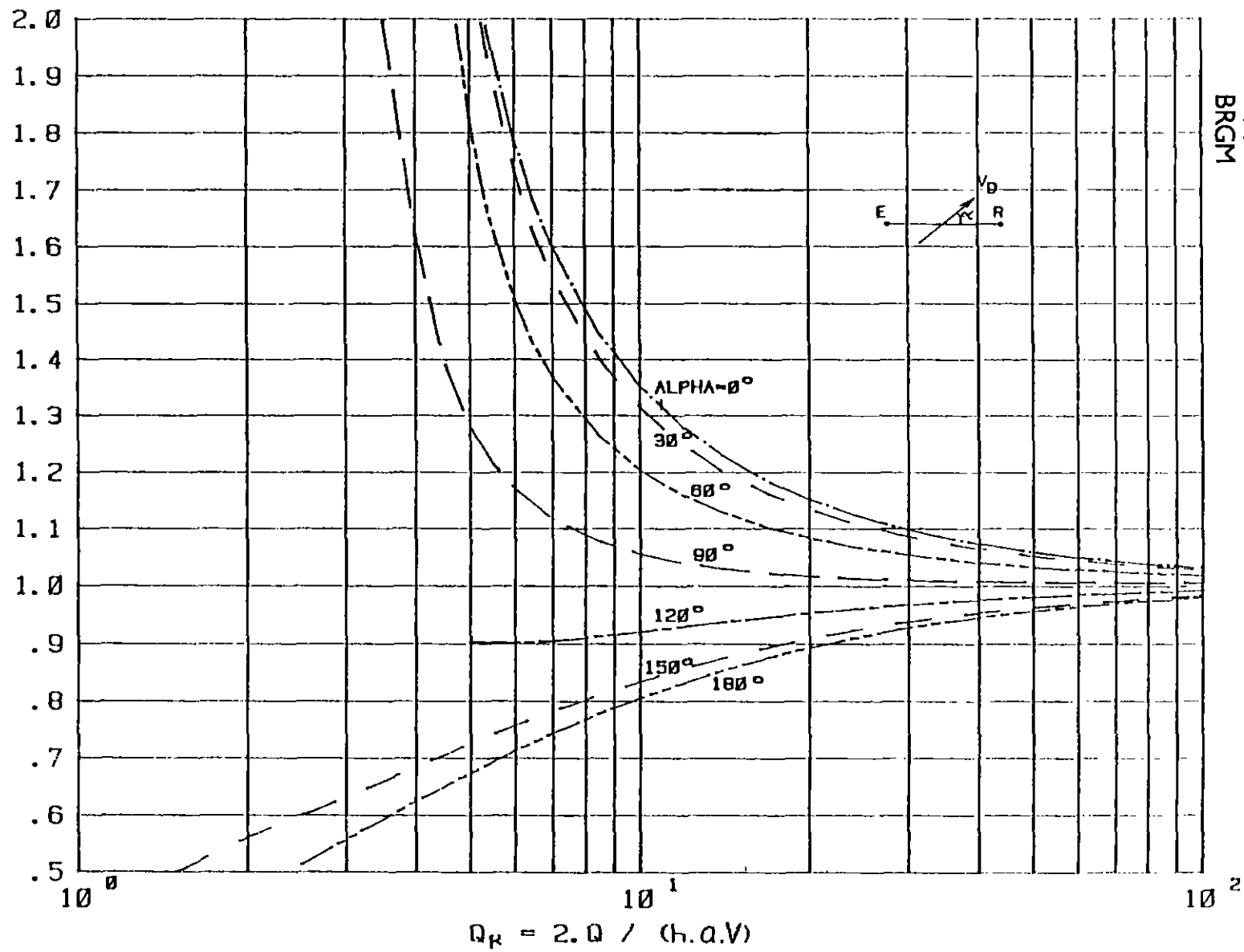


Figure A.3.6 - Influence de l'écoulement régional sur la date de percée
(en fonction de Q_R et de α)

ANNEXE 4

CAPTAGE A PROXIMITE D'UN COURS D'EAU TEMPORAIREMENT POLLUE REGIME TRANSITOIRE RESULTANT DE L'ARRET DES PRELEVEMENTS

Ce problème a été étudié par le Laboratoire National d'Hydraulique de Chatou (Bouchard, 1985), à la demande du Ministère de l'Environnement.

L'auteur prend en considération le cas d'un forage dans une nappe alluviale, avec une alimentation latérale qui, en l'absence de pompage, serait drainée par le cours d'eau. Trois séries d'abaques ont été établies à partir de simulations sur modèle numérique :

- temps durant lequel l'eau de la rivière continue à alimenter la nappe, après l'arrêt du pompage ;
- évolution des débits $Q(t)$ pénétrant dans la nappe durant cette période(*) ;
- volume total d'eau de rivière pénétrant dans la nappe durant cette période :

$V(t)$ est obtenu par intégration de $Q(t)$
en fonction des paramètres suivants :

- perméabilité et emmagasinement de la nappe ;
- colmatage du lit du cours d'eau ;
- condition d'alimentation par les côteaux (débit et direction).

Nous reproduisons ici les abaques fournissant l'évolution du volume d'eau de rivière pénétrant dans l'aquifère après l'arrêt du pompage : en cas d'arrêt tardif, il est utile de connaître le volume d'eau ayant pénétré et, partant, le volume d'aquifère contaminé. Dans le cas où l'arrêt du pompage précède l'arrivée de la pollution, il est possible d'exploiter cet abaque pour évaluer le volume d'eau résiduel pénétrant après l'arrêt des pompes. De plus, dans le cas d'un débit de côteau non nul, on peut lire sur ces abaques le temps nécessaire pour que le flux d'échange nappe-rivière s'inverse.

* Le débit calculé par J.P. Bouchard est différent de celui calculé (en régime permanent) dans l'annexe 3 où nous nous intéressons au débit de rivière parvenant au puits. Ici, il s'agit du débit franchissant la berge, dont une partie peut dans certains cas retourner au cours d'eau (Ann. 3, fig. A.3.3-A.3.4).

Ces abaques fournissent le volume adimensionnel : $V_a = 4 \frac{V T}{S Q_p D^2}$

en fonction du temps réduit :

$$t_r = 4 \frac{t T}{D^2 S}$$

pour différentes valeurs du débit réduit :

$$Q_R = Q_x D / Q_p$$

et du coefficient de colmatage

$$A/D = \frac{K}{K_c} \frac{\epsilon}{D}$$

avec

Q_p	Débit de pompage initial au puits	m^3/s
D	Distance du puits à la berge	m
T	Transmissivité de la nappe	m^2/s
S	Coefficient d'emmagasinement	
Q_x	Alimentation naturelle de la nappe par unité de longueur Q_x : composante suivant la perpendiculaire à la rivière, Q_y : composante parallèle	m^2/s
A	Coefficient de colmatage exprimé en épaisseur de terrain environnant, si ϵ et K_c sont l'épaisseur et la perméabilité de la frange colmatée, et K la perméabilité de l'aquifère, A est défini par $A = K \cdot \epsilon / K_c$	m
t	Temps compté depuis l'arrêt du pompage	s
Q_r	Débit d'infiltration d'eau de rivière dans la nappe	m^3/s
t_0	Temps d'annulation du débit d'infiltration tel que $Q_r(t_0) = 0$	m
V	Volume d'eau infiltrée intégré depuis l'instant $t = 0$	m^3/s

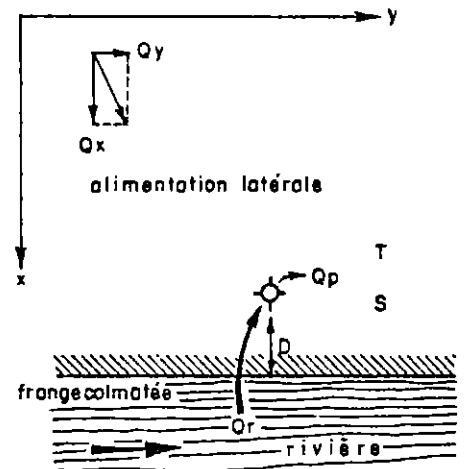


Figure A.4.1 -

Remarque - Le débit Q_r est le débit total sortant de la rivière. En régime permanent, il est généralement égal au débit de rivière pompé par le puits. La seule différence (Ann. 3, fig. A.3.1) est la portion de débit qui dans certains cas sort de la rivière pour y retourner.

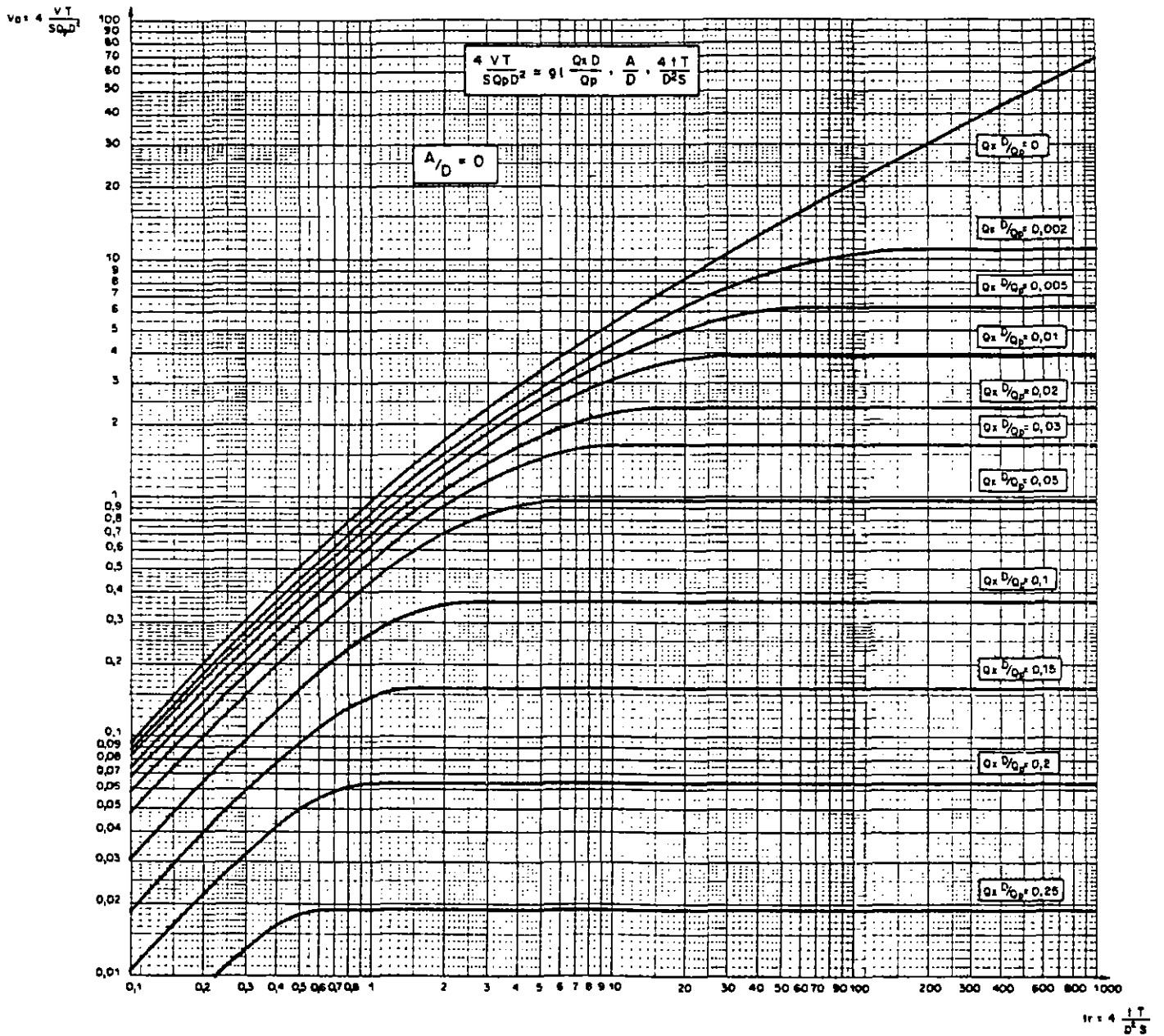


Figure A.4.2 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1985) -
Absence de colmatage ($A = 0$)

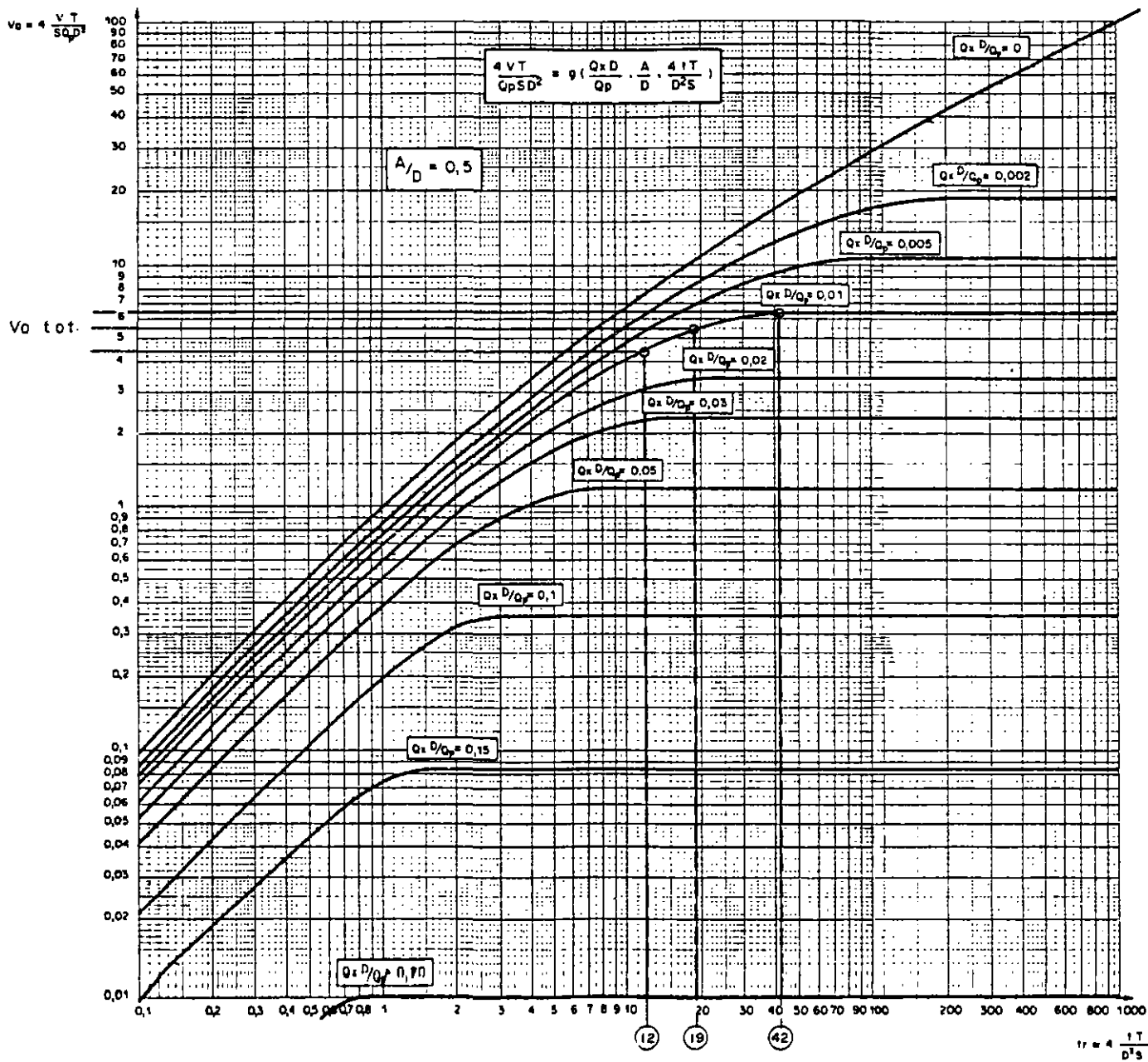


Figure A.4.3 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1985) -

Coefficient de colmatage $A/D = 0,5$

Les tracés en tireté correspondent à l'exemple
d'application du § 2.3.2

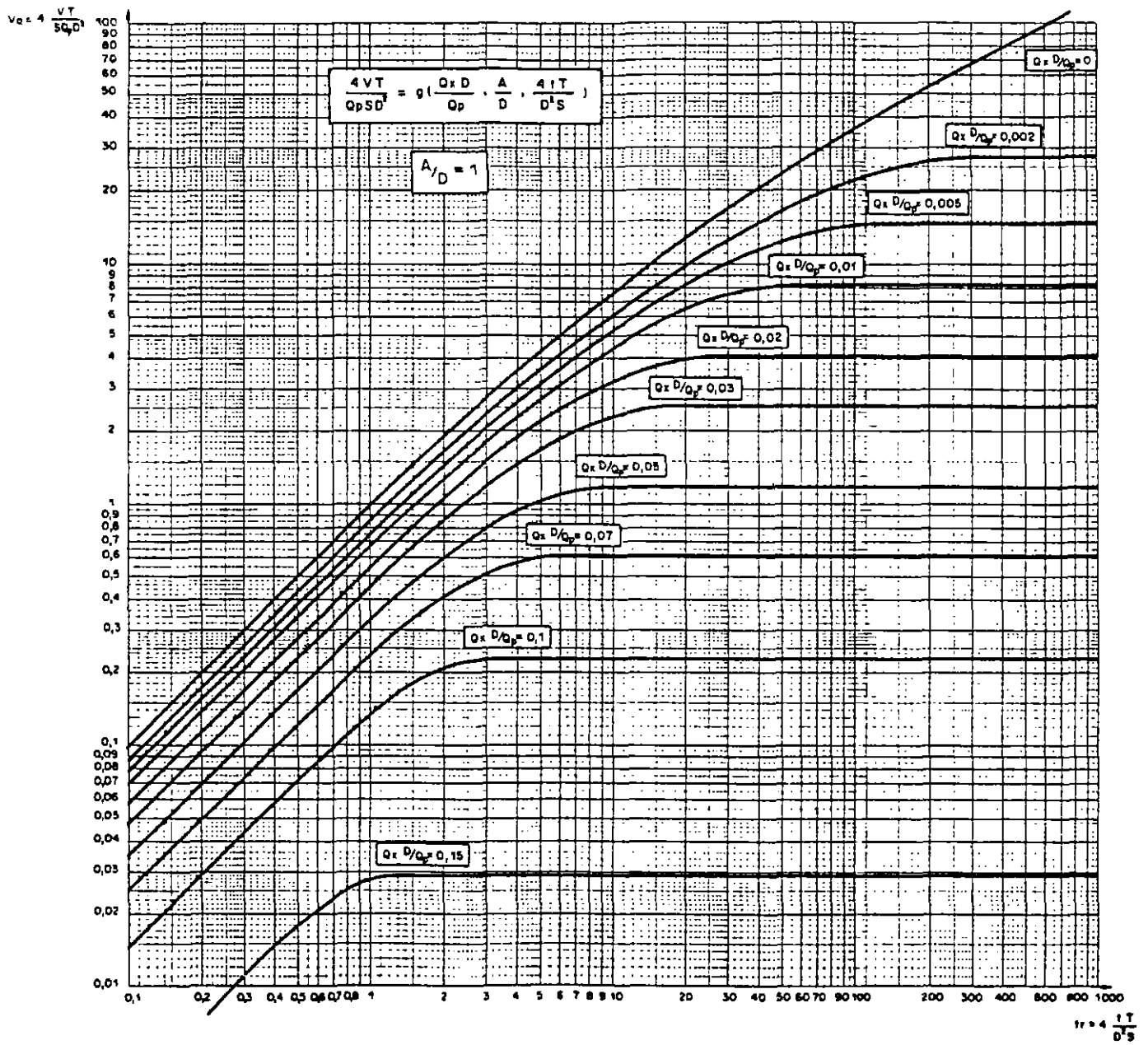


Figure A.4.4 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1975) -
Coefficient de colmatage $A/D = 1$

$$V \approx 4 \frac{VT}{5Q_p D^2}$$

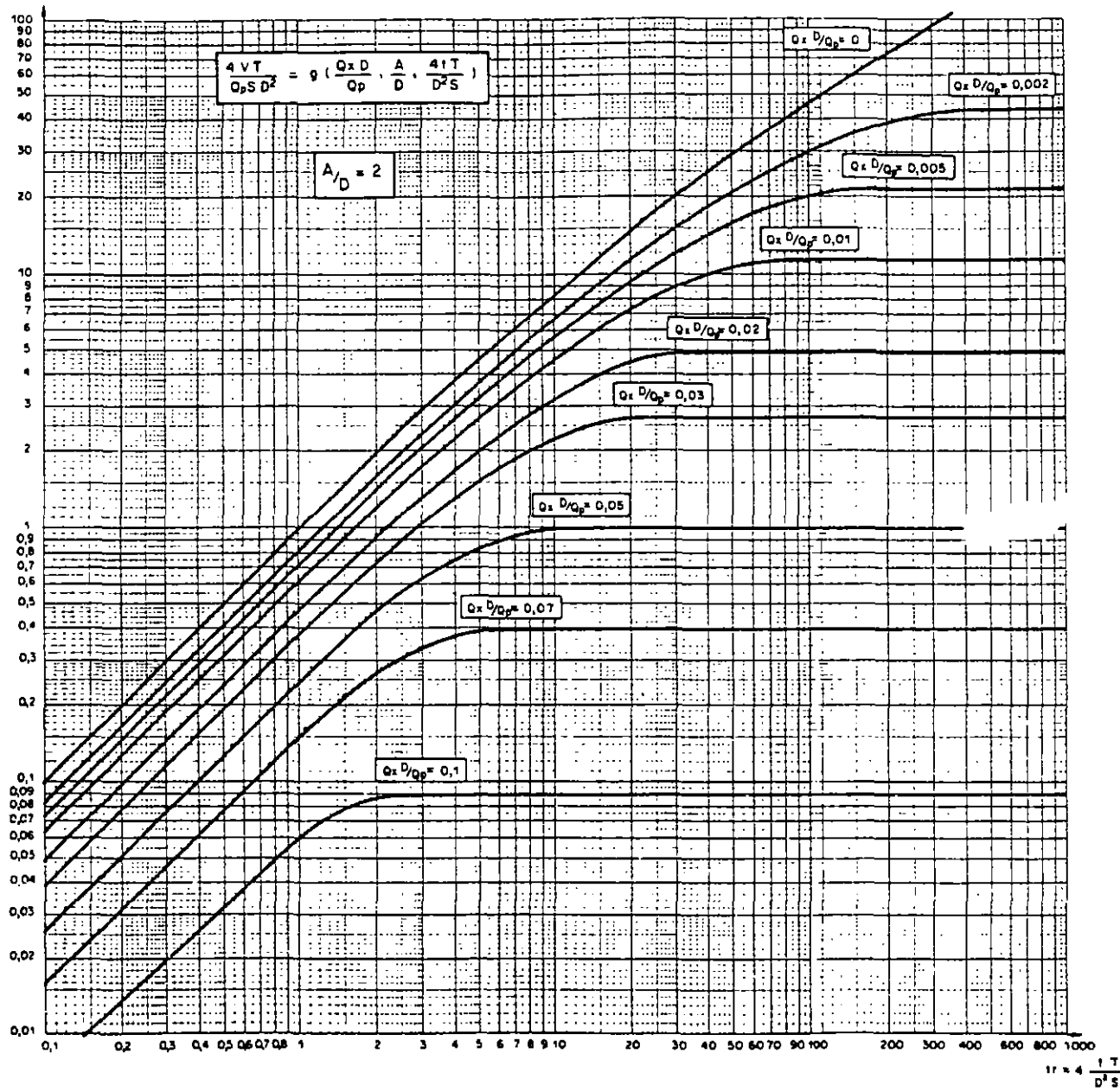


Figure A.4.5 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1975) -
Coefficient de colmatage $A/D = 2$

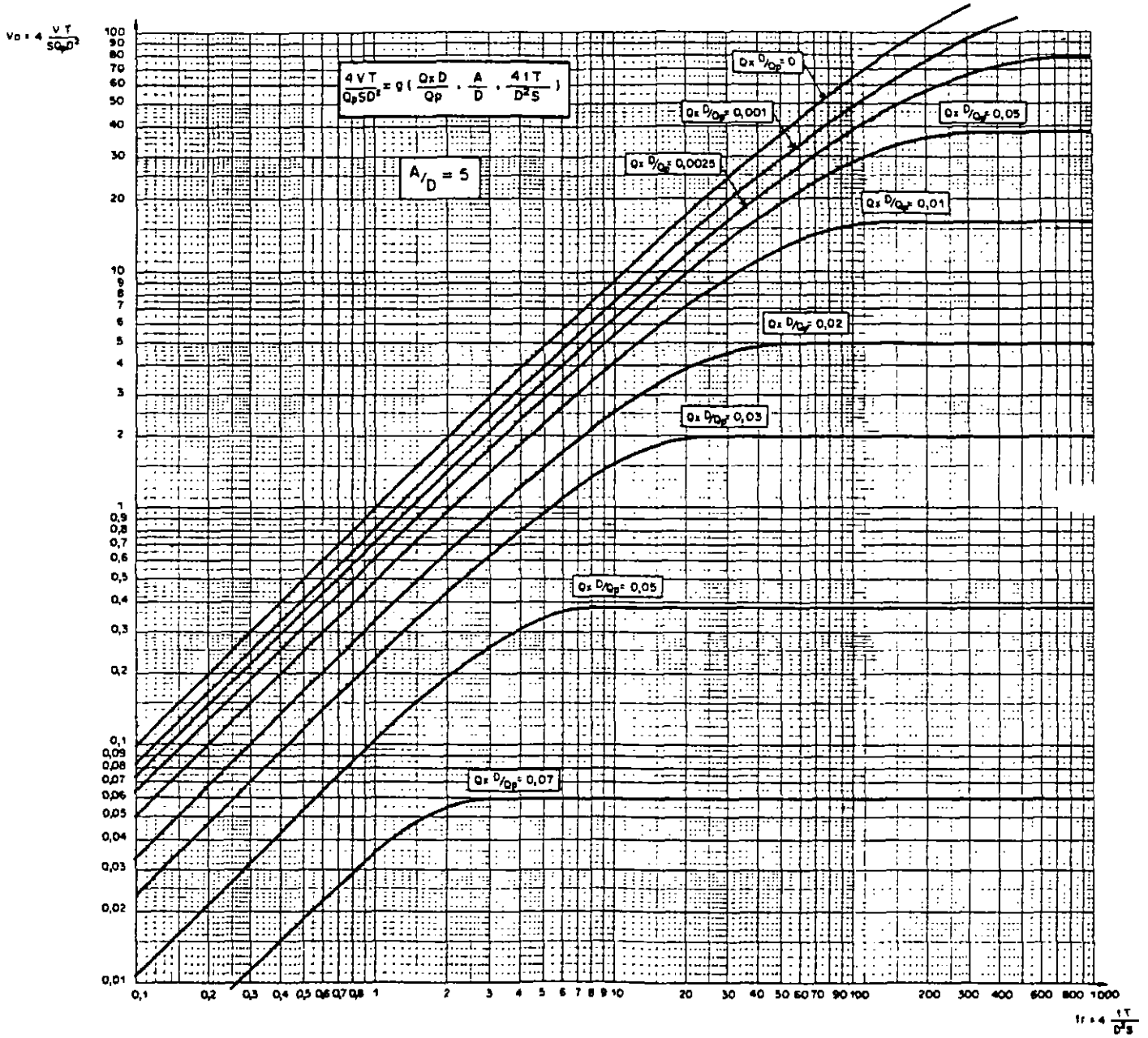


Figure A.4.6 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1975) -
Coefficient de colmatage $A/D = 5$

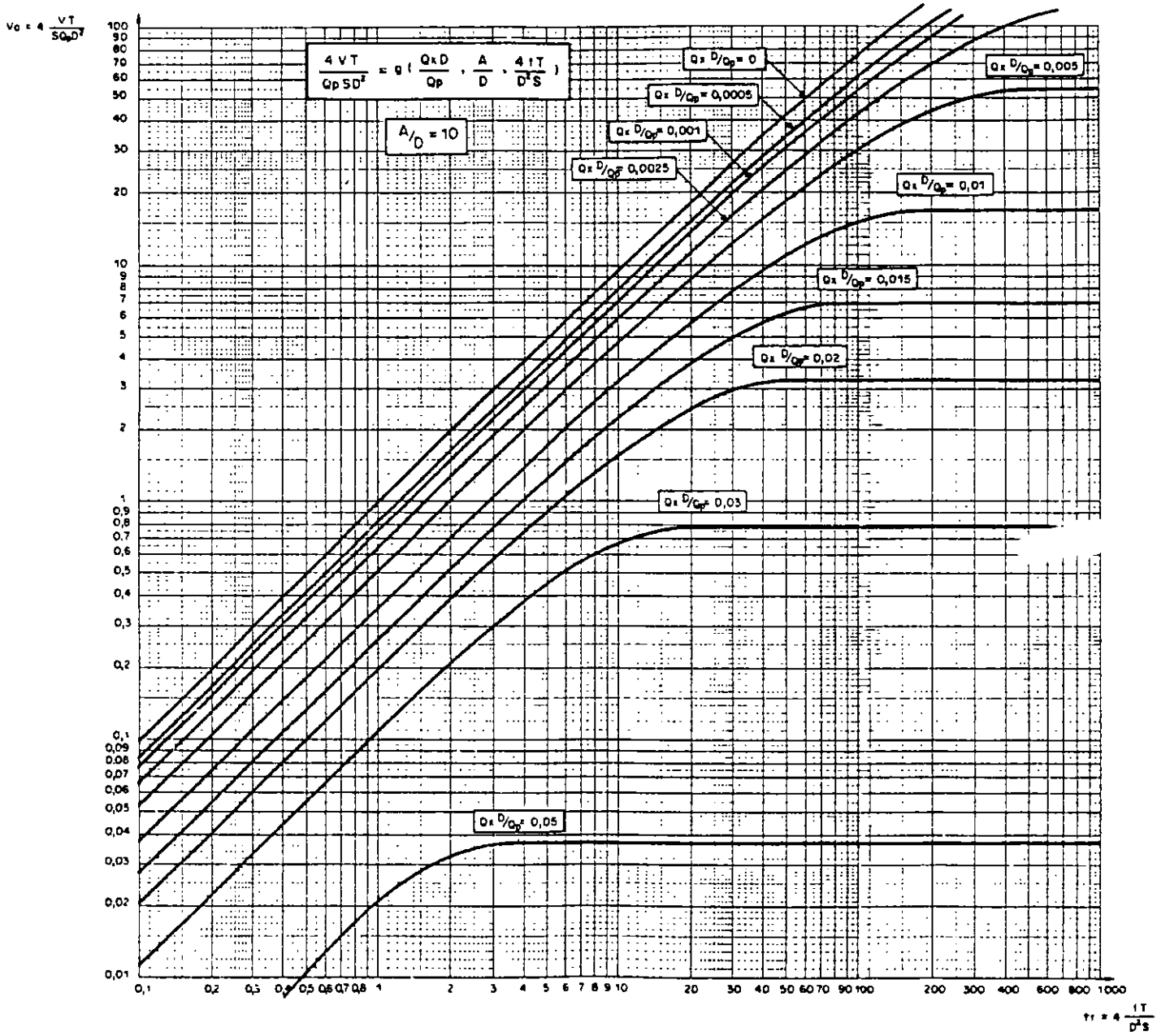


Figure A.4.7 - Evolution du volume infiltré (d'après Bouchard, 1975) -
Coefficient de colmatage $A/D = 10$

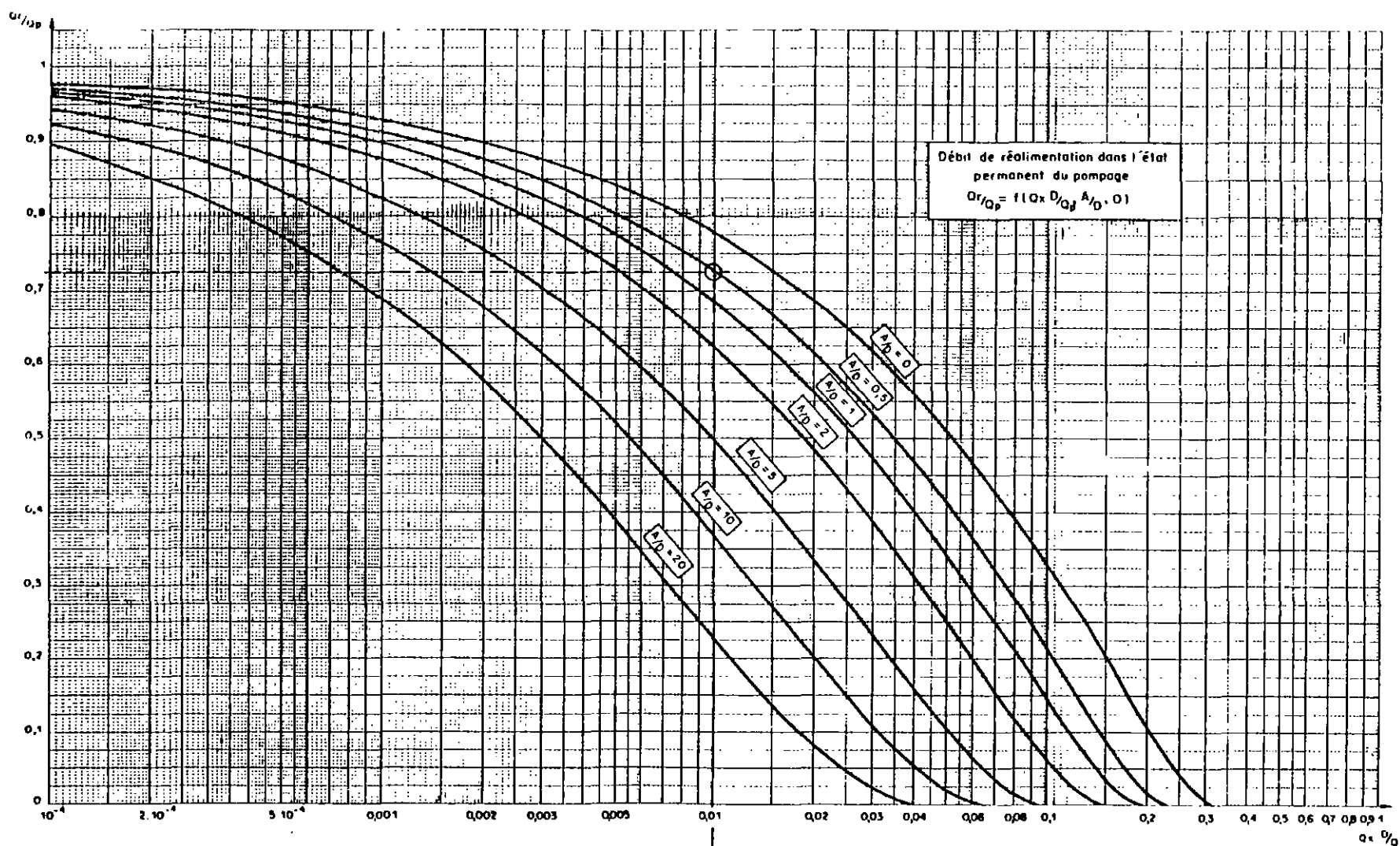


Figure A.4.8 - Proportion du débit pompé en provenance de la rivière en régime permanent -
 (d'après Bouchard, 1985)

ANNEXE 5

BATTERIE DE PUIITS EN LIGNE

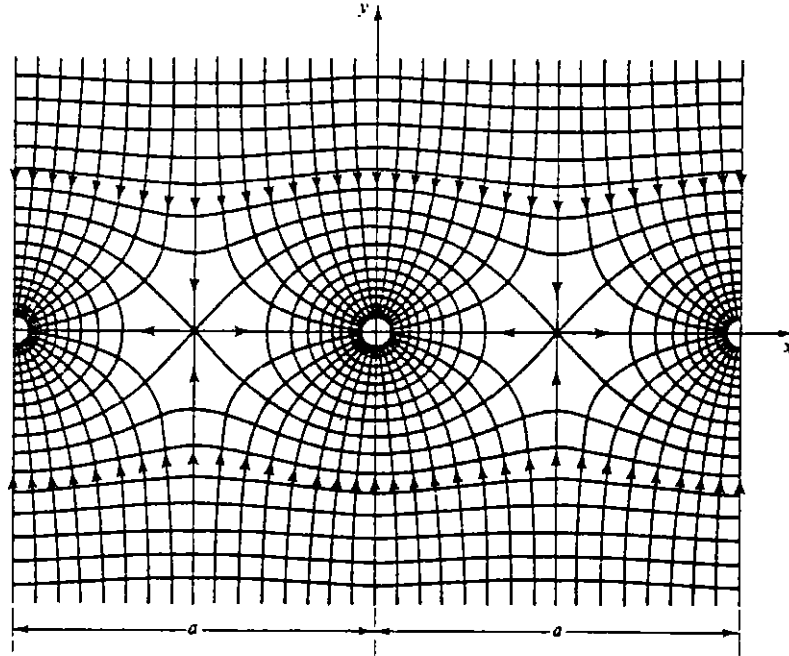


Figure A.5.1 - Ecoulement vers une ligne infinie de puits
(d'après Bear, 1978)

On connaît l'équation du potentiel d'écoulement vers une batterie de puits arrangés en nombre infini sur une ligne (Muskat, 1946) :

$$\phi(x, y) = \frac{Q}{4\pi T} \ln \frac{\operatorname{ch}\left(2\pi \frac{y-R}{a}\right) - \cos\left(2\pi \frac{x}{a}\right)}{\operatorname{ch}\left(2\pi \frac{y+R}{a}\right) - \cos\left(2\pi \frac{x}{a}\right)} \quad (1)$$

On constate sur la figure A.5.1 que dès que l'on s'éloigne sur l'axe des y (axe perpendiculaire à la ligne de puits), d'une longueur égale à la mi-distance entre deux puits, l'écoulement est pratiquement parallèle à cet axe y. Les vitesses ponctuelles d'écoulement vers le puits peuvent donc être approchées par la vitesse moyenne $\bar{v}$:

$$\bar{v} = \frac{Q}{2dh} \text{ et } \bar{i} = \frac{l}{v/w} = \frac{2wdhl}{Q}$$

avec

- Q débit d'un ouvrage
d distance entre deux puits voisins
h épaisseur de l'aquifère
ω porosité

En fait, les vitesses ponctuelles sont sous-estimées sur l'axe des écoulements et surestimées le long des axes de partage des eaux. Pour des raisons de sécurité, il est intéressant de connaître le temps de transfert le long des lignes les plus rapides (Demassieux, 1975) :

$$V = -K(d\phi/dy)_{x=0} = -\frac{Q}{2Kh d} \coth(\pi y/d)$$

et

$$t = \int_0^l \frac{\omega}{V} dy = \frac{2\omega d h l}{Q} \ln \left[\coth(2\pi l/d) \right]$$

$$t = \frac{d}{2\pi l} \tilde{t} \ln \left[\coth(2\pi l/d) \right]$$

L'erreur commise en assimilant t au temps moyen F, est :

l/d	1	2	5	1	2	5	10	20
$t/\tilde{t} = \text{Ln}[\coth(2\pi l/d)]/(2\pi l/d)$	0.295	0.510	0.780	0.890	0.945	0.978	0.989	0.995

Elle n'est donc que de 11 % pour une distance égale à l'intervalle entre deux puits voisins.

ANNEXE 6

EFFET DE RETARD SUR LE TRANSFERT DES POLLUANTS SUJETS A L'ECHANGE

RESUME

Lorsqu'un soluté en transfert dans une nappe est soumis à échanges approximativement instantanés linéaires et réversibles, il est possible de simuler son déplacement à l'aide des formules et modèles ne prenant pas en compte les échanges (modèles Piston Diffusion).

La transposition est immédiate ; il suffit en effet de multiplier les temps par un facteur de retard R et de diviser les concentrations obtenues par ce même facteur.

INTRODUCTION

Comment adapter les résultats des simulations de transfert de soluté (modèle ou formules), ne prenant pas en compte les échanges, lorsque ceux-ci ne sont pas négligeables ?

Dans le cas d'échanges instantanés linéaires et réversibles, qui se traduisent par un coefficient de partage entre concentrations dans les phases liquides et solides (coefficient Kd), cette adaptation peut être simplement réalisée par modification des échelles des temps et des concentrations.

1 - HYPOTHESES

Ces influences sont évaluées avec les **hypothèses** suivantes :

- * validité de la loi de Fick pour la diffusion (= dispersion cinétique + diffusion moléculaire) :

$$\text{div} (w \overrightarrow{D} \text{ grad } C - C \overrightarrow{V}) = w \frac{\partial C}{\partial t} + (1 - w) \rho_S \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1)$$

avec $\vec{\bar{D}} = \vec{\bar{D}_m} + \vec{\bar{\alpha}} \vec{u}$

* existence d'un coefficient de partage instantané :

$$S = K_d C \quad (2)$$

avec

ω porosité cinématique

$\vec{\bar{D}}$ tenseur de dispersion ($m^2 s^{-1}$)

$\vec{\bar{D}}_m$ tenseur de diffusion moléculaire (isotrope) ($m^2 s^{-1}$)

$\vec{\bar{\alpha}}$ tenseur de dispersivité (m)

C concentration dans la phase liquide ($kg m^{-3}$)

S concentration dans la phase solide ($kg kg^{-1}$)

V vitesse de Darcy ($m s^{-1}$)

$u = V/\omega$ vitesse effective ou moyenne de pore ($m s^{-1}$)

ρ_S masse volumique de la phase solide ($kg m^{-3}$)

2 - MODIFICATION DE L'EDP

Par élimination de S entre (1) et (2) et remplacement de V par ωu , l'équation aux dérivées partielles (EDP) s'écrit :

$$\text{div} (\omega \vec{\bar{D}} \overrightarrow{\text{grad}} C - C \omega \vec{u}) = \omega \frac{\partial C}{\partial t} + (1 - \omega) \rho_S K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3)$$

$$\boxed{\text{div} (\vec{\bar{D}} \overrightarrow{\text{grad}} C - C \vec{u}) = (1 + \frac{1 - \omega}{\omega} \rho_S K_d) \frac{\partial C}{\partial t} = R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial t'}} \quad (4)$$

avec

R facteur de retard : $R = 1 + \frac{1 - \omega}{\omega} \rho_S K_d$

$t' = t/R$, échelle des temps modifiée

L'EDP est donc la même qu'en l'absence d'échanges, à condition de modifier l'échelle des temps $t' = t/R$.

L'évolution réelle sera obtenue en affectant à l'instant $t = R t'$ les résultats calculés sans échange à l'instant t' .

3 - CONSERVATION D'UNE MASSE INJECTEE m

La conservation d'une masse m injectée dans un aquifère, d'extension horizontale infinie, s'écrit :

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{z_1}^{z_2} \left[w C + (1 - w) \rho_S S \right] dx dy dz = m \quad (5)$$

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{z_1}^{z_2} \left[w + (1 - w) \rho_S K_d \right] C dx dy dz = m \quad (6)$$

$$\boxed{w R \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{z_1}^{z_2} C(x, y) dx dy dz = m} \quad (7)$$

L'amplitude est donc la même pour la nouvelle variable :

$$C' = R C \quad (8)$$

La concentration réelle C sera obtenue en divisant la valeur C' calculée sans échanges, par le coefficient de retard R.

4 - VERIFICATION SUR UN EXEMPLE

Prenons l'exemple de l'injection rapide (DIRAC) d'une masse m dans un aquifère homogène d'épaisseur constante h, et soumis à un écoulement uniforme parallèle à l'axe des x. L'équation (4) se simplifie :

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (9)$$

On sait qu'en l'absence d'échanges, les concentrations suivent la loi :

$$C(x, y, t) = \frac{m/h}{4 n w \sqrt{D_L D_T}} \frac{1}{t} \exp - \left[\frac{(x - u t)^2}{4 D_L t} + \frac{y^2}{4 D_T t} \right] \quad (10)$$

Nous allons démontrer qu'une solution de la forme :

$$C = \frac{K}{t'} \exp - \left[\frac{(x - u t)^2}{4 D_L t'} + \frac{y^2}{4 D_T t'} \right] \quad (11)$$

vérifie bien l'équation (4), et déterminer K pour que l'équation (7) soit également vérifiée :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = K \left\{ - \frac{1}{t'^2} + \frac{x^2 - u^2 t'^2}{4 D_L t'^3} + \frac{y^2}{4 D_T t'^3} \right\} \exp - [] \quad (12)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{K}{t'} \left\{ -\frac{x - ut'}{2 D_L t'} \right\} \exp - [] \quad (13)$$

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{K}{t'} \left\{ -\frac{1}{2 D_L t'} + \frac{(x - ut')^2}{4 D_L^2 t'^2} \right\} \exp - [] \quad (14)$$

$$\frac{\partial C}{\partial y} = \frac{K}{t'} \left\{ -\frac{y}{2 D_T t'} \right\} \exp - [] \quad (15)$$

$$\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = \frac{K}{t'} \left\{ -\frac{1}{2 D_T t'} + \frac{y^2}{4 D_T^2 t'^2} \right\} \exp - [] \quad (16)$$

d'où

$$\begin{aligned} & D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} = \\ & \left. \begin{aligned} & K \left\{ \frac{-1}{2 t'^2} + \frac{x^2 + u^2 t'^2 - 2 u x t'}{4 D_L t'^3} \right\} \exp - [] \\ & + K \left\{ \frac{-1}{2 t'^2} + \frac{y^2}{4 D_T^2 t'^3} \right\} \exp - [] \\ & + K \left\{ \frac{2 u t' x - 2 u^2 t'^2}{4 D_L t'^3} \right\} \exp - [] \end{aligned} \right| \begin{aligned} & = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \\ & + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \\ & - u \frac{\partial C}{\partial x} \end{aligned} \\ & = K \left\{ \frac{-1}{2 t'^2} + \frac{x^2 + u^2 t'^2}{4 D_L t'^3} + \frac{y^2}{4 D_T^2 t'^3} \right\} \exp - [] = \frac{\partial C}{\partial t} \end{aligned} \quad (17)$$

L'équation (7) est bien vérifiée.

- Calcul de K

$$w R h \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} C(x, y) dx dy = m$$

$$m = w R h \int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} \frac{K}{t'} \exp - \left[\frac{(x - ut')^2}{4 D_L t'} + \frac{y^2}{4 D_T t'} \right] dx dy \quad (18)$$

$$m = w R h \frac{K}{t'} \left\{ \int_{-\infty}^{+\infty} \left[\exp - \frac{(x - ut')^2}{4 D_L t'} \right] dx \right\} \cdot \left\{ \int_{-\infty}^{+\infty} \left[\exp - \frac{y^2}{4 D_T t'} \right] dy \right\} \quad (19)$$

$$\text{or} \quad \int_{-\infty}^{+\infty} \exp \left(-\frac{y^2}{a} \right) dy = \sqrt{\pi a} \quad (20)$$

d'où

$$m = w R h \frac{K}{l'} \sqrt{\pi 4 D_L t'} \sqrt{\pi 4 D_T t'} = 4 \pi w R h K \sqrt{D_L D_T} \quad (21)$$

et

$$K = \frac{m / h}{4 \pi w R \sqrt{D_L D_T}} \quad (22)$$

La solution au transfert avec échanges instantanés linéaires et réversibles dans ce type d'écoulement est donc :

$$C = \frac{m / h}{4 \pi w R \sqrt{D_L D_T}} \exp - \left[\frac{(x - u t / R)^2}{4 D_L t / R} + \frac{y^2}{4 D_T t / R} \right] \quad (23)$$

Elle se déduit bien de la solution du même problème sans échange, en y introduisant les temps réels divisés par le facteur de retard R ; et les concentrations obtenues sont affaiblies dans le rapport R.

Remarque - Pour une condition à la limite à concentration imposée (exemple : cours d'eau pollué alimentant la nappe), l'échelle des concentrations est la même qu'en l'absence d'échanges ; par contre la masse transitant dans l'aquifère est plus élevée.

ANNEXE 7

TRANSFERTS EN ECOULEMENT UNIFORME SUITE A UNE INJECTION LOCALISEE ET BREVE

Extension transversale d'une pollution ponctuelle
Interprétation d'un traçage en écoulement naturel

1 - CONDITIONS DE VALIDITE DU SCHEMA

Le schéma bidimensionnel d'une injection localisée et brève dans une nappe en écoulement uniforme, sous-entend que les conditions suivantes sont, au moins approximativement, vérifiées :

- le flux de solution pénétrant dans la nappe est faible devant le débit de celle-ci, afin de ne pas perturber sensiblement son écoulement qui doit rester uniforme
- la distance du lieu d'injection aux points d'observation des concentrations est suffisamment grande pour que la totalité de la hauteur aquifère soit concernée par un soluté déversé dans la partie supérieure de la nappe. Dans le cas d'un traçage, on s'efforce d'injecter le traceur sur toute la hauteur d'un forage à pénétration totale
- la durée de l'injection est faible devant la durée du transfert au point considéré. S'il n'en est pas ainsi, les réponses à une injection brève présentées ici, devront être convoluées en fonction de la loi réelle d'entrée.

2 - ROLE DE LA DISPERSION TRANSVERSALE

En l'absence de dispersion transversale, le soluté se déplacerait dans l'axe du forage d'injection (écoulement monodimensionnel dans le tube de courant s'appuyant sur le contour du forage).

En fait, les gradients transversaux vont tendre à étaler latéralement les concentrations de traceur ; et, comme on le verra sur les expressions analytiques, les courbes de restitution s'en trouveront notablement modifiées.

vue en plan horizontal

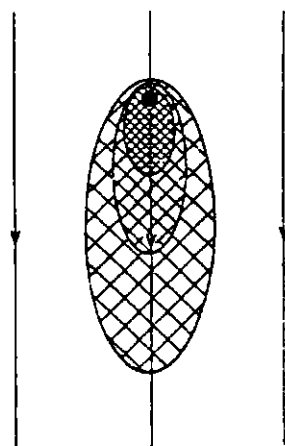


Figure A.7.1 -

Pour interpréter un traçage réalisé par injection au moyen d'un forage unique dans une nappe en écoulement uniforme, il conviendra donc d'utiliser le schéma bidimensionnel et non celui à une dimension comme cela s'est couramment pratiqué dans le passé : sa mise en oeuvre n'est pas plus complexe et les résultats sont en accord avec la théorie.

3 - EQUATION AUX DERIVEES PARTIELLES ET CONDITIONS AUX LIMITES

L'équation différentielle décrivant les transferts convectifs et diffusifs (modèle dit piston-diffusion sans terme d'échange), s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} \quad (1)$$

Si, de plus, $D_L = \alpha_L u$ et $D_T = \alpha_T u$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \alpha_L u \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \alpha_T u \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2)$$

L'épaisseur aquifère n'intervient pas dans l'équation différentielle, à ceci près que le flux des termes sources ou puits (flux de traceur imposé en entrée ou sortie) doit être rapporté à l'épaisseur unitaire d'aquifère.

Les conditions initiales et aux limites sont les suivantes :

- concentration initiale C_0 ; un changement d'origine sur les concentrations permet de se ramener à $C_0 = 0$
- le milieu considéré est infini et les concentrations non modifiées sur les limites où $C(t) = C_0 = 0$, quelque soit t .

4 - REPONSE A UNE INJECTION BREVE

L'injection consiste en l'introduction d'une masse m de traceur par unité d'épaisseur aquifère pendant un temps très bref devant la durée du transfert entre le point d'injection et le point de prélèvement.

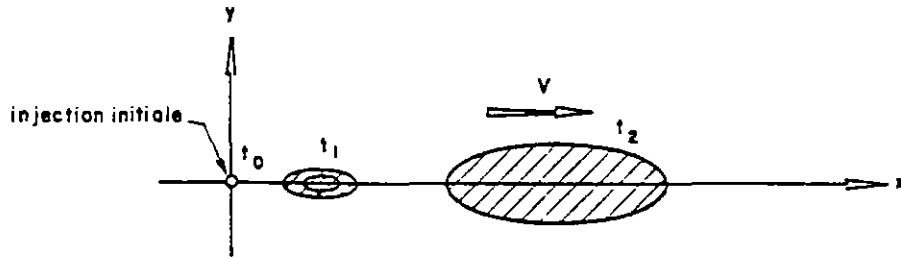


Figure A.7.2 - Ecoulement bidimensionnel, migration de la tache après une injection brève

Mathématiquement, elle est équivalente à l'introduction d'une impulsion de DIRAC en $x = 0$, $y = 0$, $t = 0$, dans un milieu à concentration initiale nulle.

Comme les échanges entre phase mobile et phase immobile sont négligeables, la masse de traceur contenue dans le fluide moteur doit être conservée :

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \int_{-\infty}^{+\infty} w \cdot C(x, y, t) dx dy = m/h \quad \text{masse injectée par unité d'épaisseur} \quad (3)$$

L'équation :

$$C(x, y, t) = \frac{m/h}{4\pi w u \sqrt{\alpha_L \alpha_T}} \frac{1}{t} \cdot \exp - \left[\frac{(x - ut)^2}{4\alpha_L ut} + \frac{y^2}{4\alpha_T ut} \right] \quad (4)$$

satisfait à la fois à l'équation aux dérivées partielles (1) et à la condition (3).

5 - FORME ADIMENSIONNELLE DE LA REPONSE A UNE INJECTION BREVE

Le nombre de paramètres intervenant dans l'équation 4 est élevé (m , h , w , u , α_L , α_T). Un choix judicieux de groupements adimensionnels peut le réduire à 3, permettant ainsi la réalisation d'abaques. Ces paramètres sont les suivants

La distance longitudinale est rapportée à la dispersivité longitudinale :

$$x_R = \frac{x}{\alpha_L} \quad (\text{en particulier au point } x = X, x_R = \frac{X}{\alpha_L} = P) \quad (5)$$

L'expression des réponses à une injection continue ou à une impulsion est simplifiée si l'on rapporte la distance transversale à $\sqrt{\alpha_L \alpha_T}$

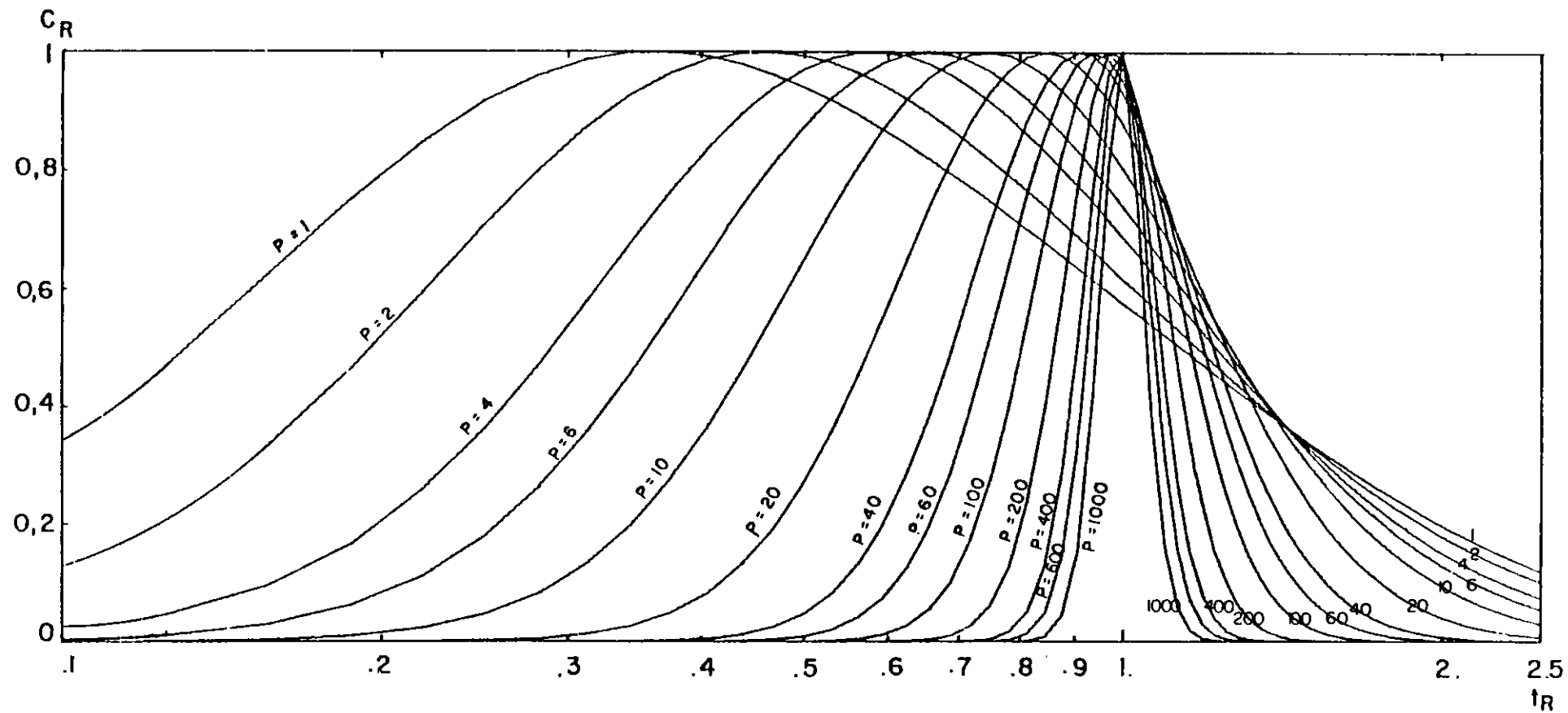


Figure A.7.3 - Abaque pour une injection instantanée dans un écoulement bidimensionnel
Réponse sur l'axe

$$y_R = \frac{y}{\sqrt{a_L a_T}} \quad (6)$$

Le temps de référence est pris égal à la durée t_c du transfert par convection le long de l'axe des écoulements entre le point d'injection $x=0$ et le point de prélèvement $x=X$ (si celui-ci est sur l'axe ; sinon, sa projection orthogonale sur l'axe) :

$$t_R = \frac{t}{t_c} = \frac{u t}{X} \quad (7)$$

Ces trois variables, avec P , nombre de Péclet, permettent de décrire l'équation aux dérivées partielles qui devient :

$$\frac{1}{P} \frac{\partial C}{\partial t_R} = \frac{\partial^2 C}{\partial x_R^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y_R^2} - \frac{\partial C}{\partial x_R} \quad (8)$$

Une quatrième variable, C_R , concentration réduite, permet de normer la condition d'injection. Pour simplifier les abaques représentatifs, la concentration est rapportée à l'amplitude du maximum de la courbe de restitution :

$$C_R = \frac{C}{C_{max}} \quad (9)$$

La figure A.7.3 présente l'abaque de C_R en fonction de t_R pour différentes valeurs de x_R ; le prélèvement étant supposé réalisé sur l'axe.

En variables réduites, l'équation de la courbe de restitution devient :

$$C_R(x_R, y_R, t_R) = \frac{K''}{t_R} \exp - \left[\frac{x_R}{4} \frac{(1 - t_R)^2}{t_R} + \frac{y_R^2}{4 x_R t_R} \right] \quad (10)$$

$$K'' = t_{Rmax} \exp \left[\frac{x_R}{4} \frac{(1 - t_{Rmax})^2}{t_{Rmax}} + \frac{y_R^2}{4 x_R t_{Rmax}} \right] \quad (11)$$

$$t_{Rmax} = \sqrt{1 + \left(\frac{2}{x_R} \right)^2 + \left(\frac{y_R}{x_R} \right)^2} - \frac{2}{x_R} \quad (12)$$

6 - AMPLITUDE DU PIC DE LA COURBE DE RESTITUTION

D'autre part, la figure A.7.4 donne l'amplitude relative du pic de la courbe de restitution, en fonction de x_R et de y_R :

$$C_{max}(x_R, y_R) = k \cdot f(x_R, y_R) \quad (13)$$

$$k = \frac{m/h}{4\pi\omega\alpha_L\sqrt{\alpha_L d_T}} \quad (14)$$

$$f(x_R, y_R) = \frac{1}{x_R t_{Rmax}} \exp - \left[\frac{x_R}{4} \cdot \frac{(1 - t_{Rmax})^2}{t_{Rmax}} + \frac{y_R^2}{4 x_R t_{Rmax}} \right] \quad (15)$$

C'est la fonction $f(x_R, y_R)$ qui est cartographiée sur l'abaque de la figure (en repères logarithmiques).

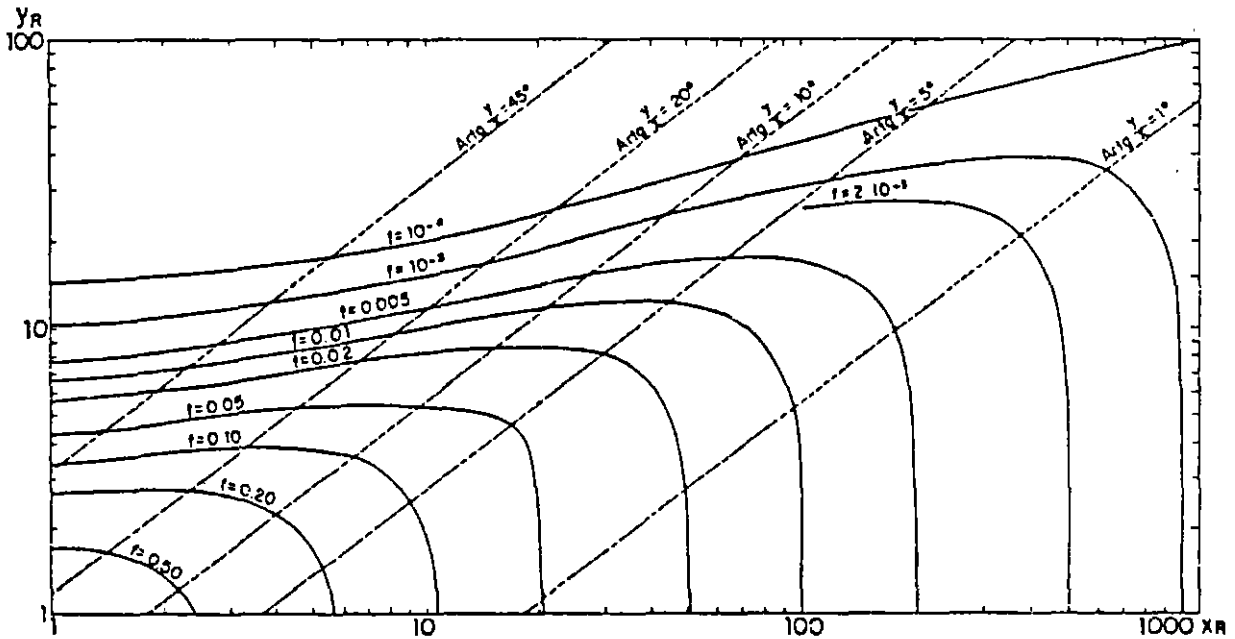


Figure A.7.4 - Injection instantanée dans un écoulement bidimensionnel uniforme
Amplitude relative du pic de la courbe de restitution en fonction
de x_R et y_R repérés par des graduations logarithmiques

7 - INFLUENCE DE L'ELOIGNEMENT A L'AXE DE L'ECOULEMENT SUR L'AMPLITUDE DE LA REPONSE A UN TRACAGE

La figure A.7.4 met cette influence en relief. On notera, sur ces abaques, le tracé des courbes $\theta = \text{constante}$ (θ : écartement angulaire par rapport à l'axe). Elles ont pour équation :

$$y_R = \left(\sqrt{\frac{\alpha_L}{\alpha_T}} \cdot \text{tg} \theta \right) \cdot x_R \quad (16)$$

Dans le plan x_R, y_R repéré par des axes logarithmiques, ce sont des droites parallèles (entre elles et à la première bissectrice si les modules logarithmiques sont identiques sur les deux axes).

Elles ont été tracées dans une hypothèse moyenne $\frac{\alpha_L}{\alpha_T} = 10$. Si l'anisotropie du tenseur de dispersion est différente, l'ensemble de ces droites doit subir une translation uniforme.

Dans cette hypothèse $\frac{\alpha_L}{\alpha_T} = 10$, la variation d'amplitude de la réponse en fonction de l'erreur angulaire θ est la suivante :

Si le rapport (α_L/α_T) prend une autre valeur que 10 ou 20, le tableau reste valable à condition d'y modifier les valeurs de θ de telle sorte qu'elles soient dans le rapport $(\alpha_L/\alpha_T)^{-\frac{1}{2}}$.

$P = x_R$	θ (α_L/α_T = 10)	y_R	$f(x_R, \theta)$	Rapport à la valeur sur l'axe $R = f(x_R, \theta)/f(x_R, 0^\circ)$		θ (α_L/α_T = 20)
10	0	0	0,110	1	= 100 %	0°
	5°	2,7	0,089	0,80	= 80 %	3,5°
	10°	5,6	0,046	0,41	= 41 %	7,1°
	20°	11,5	0,005	0,046	= 4,6 %	14,4°
	45°	32	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$		35,3°
100	0°	0	0,010	1	= 100 %	0°
	1°	5,4	0,0094	0,085	= 8,5 %	0,7°
	5°	27	0,0016	0,015	= 1,5 %	3,5°
	10°	55	$7,6 \cdot 10^{-6}$	$6,8 \cdot 10^{-5}$		7,1°

8 - EXTENSION TRANSVERSALE D'UNE POLLUTION

Plus que de prévoir la carte des concentrations à un instant futur donné (photographie de la pollution), on cherche à saisir pour chaque point menacé, quelle sera l'ampleur maximale de la pollution (pic de concentration), et à quel moment elle prendra place.

L'équation (18) fournit directement l'amplitude du pic ; l'équation (17) permet de calculer la date correspondante :

$$\Rightarrow t_{max} = \frac{x}{u} t_{Rmax} = \frac{x}{u} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{2}{x_R} \right)^2 + \left(\frac{y_R}{x_R} \right)^2} - \frac{2}{x_R} \right] \quad (7) + (12)$$

$$t_{max} = \frac{x}{u} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{2 a_L}{x} \right)^2 + \left(\frac{y}{x} \right)^2 \frac{a_L}{a_T}} - 2 \frac{a_L}{x} \right] \quad (17)$$

$$C_{max} = \frac{m/h}{4 \pi w u \sqrt{a_L a_T}} \frac{1}{t_{max}} \exp - \left[\frac{(x - u t_{max})^2}{4 a_L u t_{max}} + \frac{y^2}{4 a_T u t_{max}} \right] \quad (18)$$

9 - DETERMINATION APPROCHEE DE LA DISPERSIVITE TRANSVERSALE

L'interprétation des formes des courbes de restitution sur des forages approximativement implantés suivant une perpendiculaire à l'axe de l'écoulement permet l'identification de la direction effective de l'écoulement et de la dispersivité transversale. La technique demande l'utilisation d'abaques un peu plus complexes que ceux présentés ici (Sauty, 1977).

Pour des raisons de simplicité, nous allons exposer une méthode approchée, exploitant les pics de concentration observés sur 3 forages, alignés sur une droite approximativement perpendiculaire à la direction de l'écoulement.

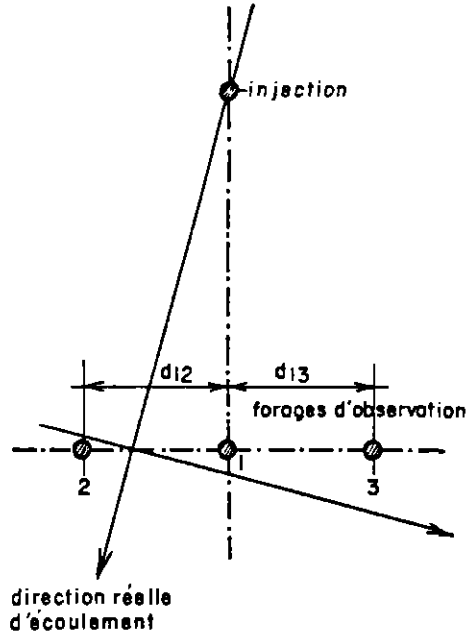


Figure A.7.5 - Directions relatives du dispositif de mesures et de l'écoulement de la nappe

Les équations (13) (14) (15) peuvent être mises sous la forme :

$$C_{\max} = a \exp - \left[(b + C y_R^2) \right] \quad (19)$$

où b c sont connus

Le rapport des concentrations maximales sur 2 forages voisins s'écrit :

$$C_{\max 1} / C_{\max 2} = \exp \left[C \left(y_{R1}^2 - y_{R2}^2 \right) \right] \quad (20)$$

d'où

$$\frac{1}{c} \ln \left(C_{\max 1} / C_{\max 2} \right) = y_{R1}^2 - y_{R2}^2 = \left(y_1^2 - y_2^2 \right) / \sqrt{a_L a_T} \quad (21)$$

Or la distance algébrique $d_{12} = y_1 - y_2$ entre les 2 forages voisins est connue ; d'où :

$$2 y_1 - d_{12} = y_1 + y_2 = \frac{\sqrt{a_L a_T}}{C d_{12}} \ln \left(C_{\max 1} / C_{\max 2} \right) \quad (22)$$

de même

$$2 y_1 - d_{13} = y_1 + y_3 = \frac{\sqrt{a_L a_T}}{C d_{13}} \ln \left(C_{\max 1} / C_{\max 3} \right)$$

Système de deux équations linéaires en y_i et α_T ; par soustraction :

$$d_{12} - d_{13} = \sqrt{\alpha_T} \frac{\sqrt{\alpha_L}}{C} \left[\frac{\text{Ln} \left(C_{\max 1} / C_{\max 3} \right)}{d_{13}} - \frac{\text{Ln} \left(C_{\max 1} / C_{\max 2} \right)}{d_{12}} \right] \quad (24)$$

et. finalement :

$$\alpha_T = \frac{C^2 (d_{12} - d_{13})^2}{\alpha_L} \cdot \frac{1}{\frac{\text{Ln} \left(C_{\max 1} / C_{\max 3} \right)}{d_{13}} - \frac{\text{Ln} \left(C_{\max 1} / C_{\max 2} \right)}{d_{12}}} \quad (25)$$

avec

$$C = \frac{1}{4 \times R \times t_{R \max}}$$

ANNEXE 8

TRANSFERTS EN ECOULEMENT RADIAL

1 - CONDITIONS DE VALIDITE DU SCHEMA

Par le terme radial, nous désignons, comme c'est la coutume, un écoulement qui est en fait **axisymétrique** dans l'espace à trois dimensions : écoulement à symétrie de révolution autour de l'axe d'un puits.

Si les vitesses sont constantes sur chaque verticale, l'écoulement est entièrement défini par sa projection horizontale. Dans ce cas, un écoulement axisymétrique autour d'un axe vertical devient radial si on le considère dans le plan horizontal.

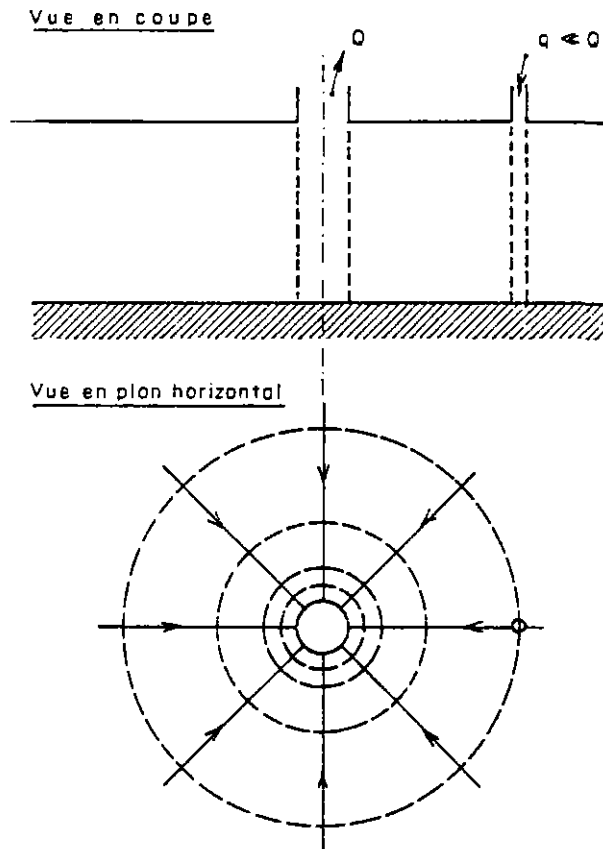


Figure A.8.1 - Schéma du dispositif de traçage en écoulement radial convergent

L'écoulement radial résulte du pompage dans un puits. A l'échelle considérée, les conditions aux limites doivent être suffisamment éloignées, l'écoulement régional faible et les hétérogénéités ainsi que l'anisotropie éventuelle peu marquées pour ne pas perturber l'axisymétrie de l'écoulement. La substance dont on étudie la propagation est injectée latéralement avec un flux suffisamment faible pour ne pas modifier non plus le champ des vitesses.

Ce schéma s'applique essentiellement pour interpréter les tracages dits " en écoulement radial convergent " avec injection rapide du traceur par un piézomètre latéral, sans toutefois créer de surpression à l'injection. C'est l'écoulement de la nappe à travers le piézomètre qui élimine le traceur en un temps de l'ordre de 1 heure alors que l'apparition à l'exhaure dans le puits central n'apparaît qu'à l'issue de un à plusieurs jours de pompage ; (dans le cas où les 2 durées seraient plus voisines, on pourrait encore utiliser la réponse impulsionnelle présentée ici mais à condition de la convoluer par la loi d'entrée (ce qui pour une utilisation pratique, signifie l'utilisation d'un ordinateur).

Ce schéma peut également être appliqué au cas d'une pollution à proximité d'un captage. Les concentrations calculées dans la nappe seraient alors variables sur la hauteur (plus forte en partie haute), puisque, à faible distance, le polluant n'aurait pas le temps de diffuser sur la totalité de la couche aquifère ; par contre, les concentrations au puits devraient être les mêmes.

2 - EQUATION AUX DERIVEES PARTIELLES

La combinaison de la loi de Fick (flux diffusif proportionnel au gradient) et de l'équation de continuité conduit, pour un écoulement piston-diffusion sans échanges, à l'équation :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial r} + D_L \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{D_T}{r^2} \frac{\partial^2 C}{\partial \theta^2} \quad (1)$$

avec

$$D_L = \alpha_L |u| \quad D_T = \alpha_T |u| \quad (2)$$

- Elimination du terme transversal

Quand l'écoulement est radial convergent (injection dans le piézomètre), le traceur va se disperser latéralement, mais les particules de traceur passées dans un tube de courant voisin vont se trouver entraînées vers le puits d'exhaure dans les mêmes conditions : la dispersion transversale n'apporte pas de retard à la date d'arrivée au puits central. Ce fait peut être facilement mis en évidence sur l'équation (1) à l'aide du changement de variable :

$$\bar{C}(r, t) = \frac{1}{2\pi} \int_0^{2\pi} C(r, \theta, t) d\theta \quad (3)$$

qui représente la concentration moyenne à la distance r du puits. A la distance R du centre, correspondant à la position du piézomètre d'injection, cette concentration est donnée par le rapport du flux massique injecté au débit total pompé.

Dans ces conditions, l'équation (1) s'écrit :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = -u \frac{\partial \bar{C}}{\partial r} + |u| \frac{\partial}{\partial r} \left(\alpha_L \frac{\partial \bar{C}}{\partial r} \right) \quad (4)$$

ou encore, avec α_L uniforme :

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = -\frac{A}{r} \frac{\partial \bar{C}}{\partial r} + \alpha_L \frac{|A|}{r} \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial r^2} \quad (5)$$

avec :

$$A = \frac{Q}{2\pi h\omega} \quad (6)$$

Q = débit du puits central (< 0 en pompage : écoulement convergent).

h = épaisseur aquifère

ω' = porosité cinématique

α = dispersivité longitudinale.

- Choix des variables sans dimension

L'examen de l'équation différentielle (5) met en évidence la dépendance de la concentration C vis-à-vis des deux variables indépendantes, r et t , et des trois paramètres α , A et ε (ainsi que des deux conditions aux limites notées C_L).

$$C = C(r, t, \alpha, A, \varepsilon, C_L) \text{ avec } C_L(t) = \text{concentration sur la limite amont} \quad (7)$$

Distance réduite

On choisit $r_R = \frac{r}{\alpha}$ où α , coefficient de dispersivité, a la dimension d'une longueur. (8)

Temps réduit

La durée de référence a été prise égale au temps t_C de transfert entre le puits central et le piézomètre périphérique (distance R), par convection pure :

$$t_C = \frac{w \pi R^2 h}{Q} = \frac{R^2}{2A} \quad (9)$$

D'où l'expression du temps réduit :

$$t_R = \frac{t}{t_C} = \frac{2At}{R^2} = \frac{Q}{\pi R^2 h w} t \quad (10)$$

L'équation (5), transposée en fonction de ces variables réduites, s'écrit :

$$\frac{2}{P} \cdot \frac{\partial C}{\partial t_R} = - \frac{\partial C}{\partial r_R} + \frac{\partial^2 C}{\partial r_R^2} \quad (11)$$

avec $P = R/\alpha$ nombre de Péclet = $(r_R)_{r=R}$

La courbe de restitution $C(t_R)$, obtenue pour $r_R = P$, ne dépend que du paramètre P ainsi, bien entendu, que des conditions aux limites.

3 - REPONSE A UNE IMPULSION DANS UN ECOULEMENT CONVERGENT

3.1 - ABAQUE

Le puits central est soumis à un pompage continu à débit constant. On introduit une masse m de traceur dans le piézomètre satellite. Cette masse passe rapidement dans l'écoulement qui ne doit pas être sensiblement perturbé par la surcharge éventuellement nécessaire à l'injection du traceur.

La figure A.8.2 présente les courbes de restitution au puits central pour des injections à différentes distances réduites $\frac{r}{\alpha}$. Elle a été réalisée à l'aide d'un modèle numérique.

3.2 - COMPARAISON ENTRE IMPULSION EN ECOULEMENT CONVERGENT ET LA DERIVEE DE LA REPONSE A UN ECHELON EN ECOULEMENT MONODIMENSIONNEL UNIFORME

Les écarts entre la courbe de restitution à une injection brève en écoulement radial convergent et la dérivée de la réponse à un échelon imposé dans un écoulement monodimensionnel à vitesse uniforme sont rapportés figure A.8.3.

La courbe correspondante a pour équation :

$$C_R = \frac{K}{t_R^{1,5}} \exp \left[- \frac{P}{4t_R} (1 - t_R)^2 \right] \quad (12)$$

avec :

$$K = t_{Rmax}^{1,5} \exp \left[- \frac{P}{4t_{Rmax}} (1 - t_{Rmax})^2 \right] \quad (13)$$

où

$$t_{Rmax} = \sqrt{1 + \left(\frac{3}{P} \right)^2} - \frac{3}{P} \quad (14)$$

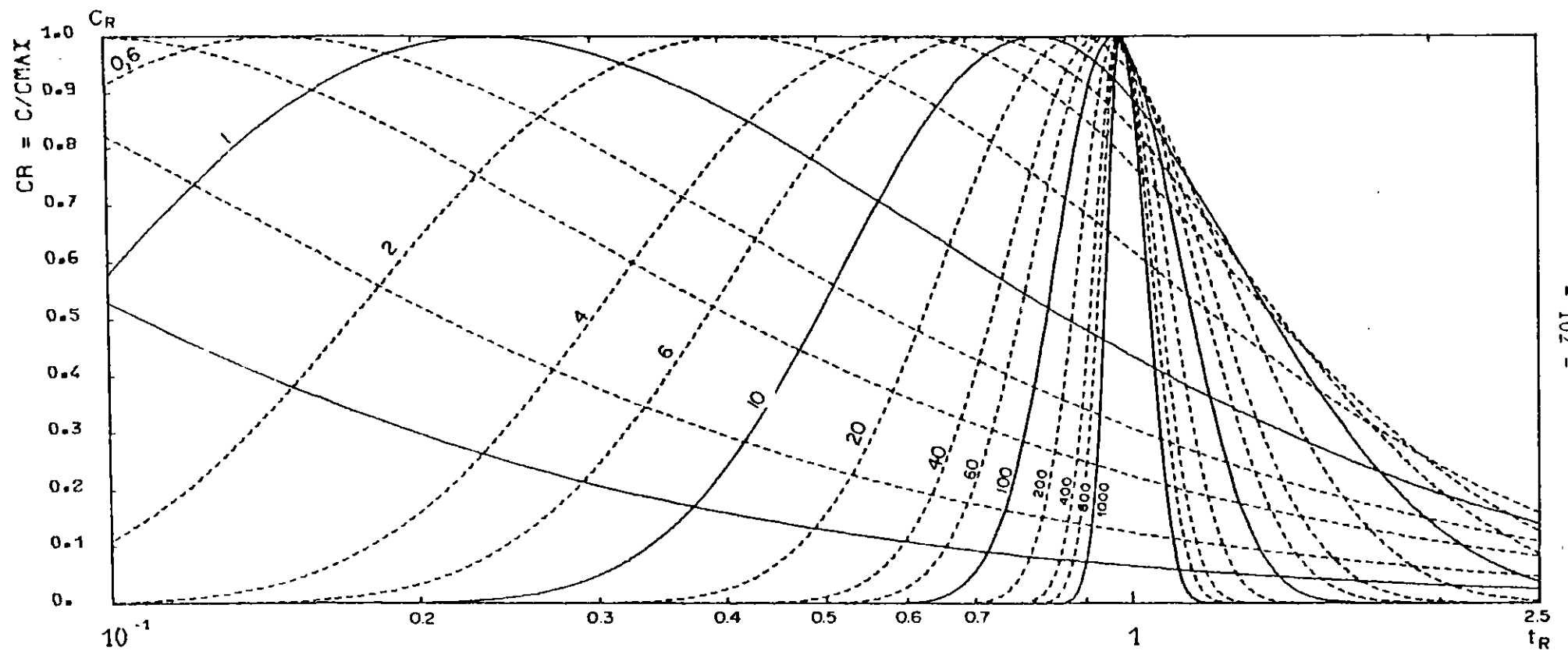


Figure A.8.2 - Abaque pour une injection instantanée dans un écoulement convergent

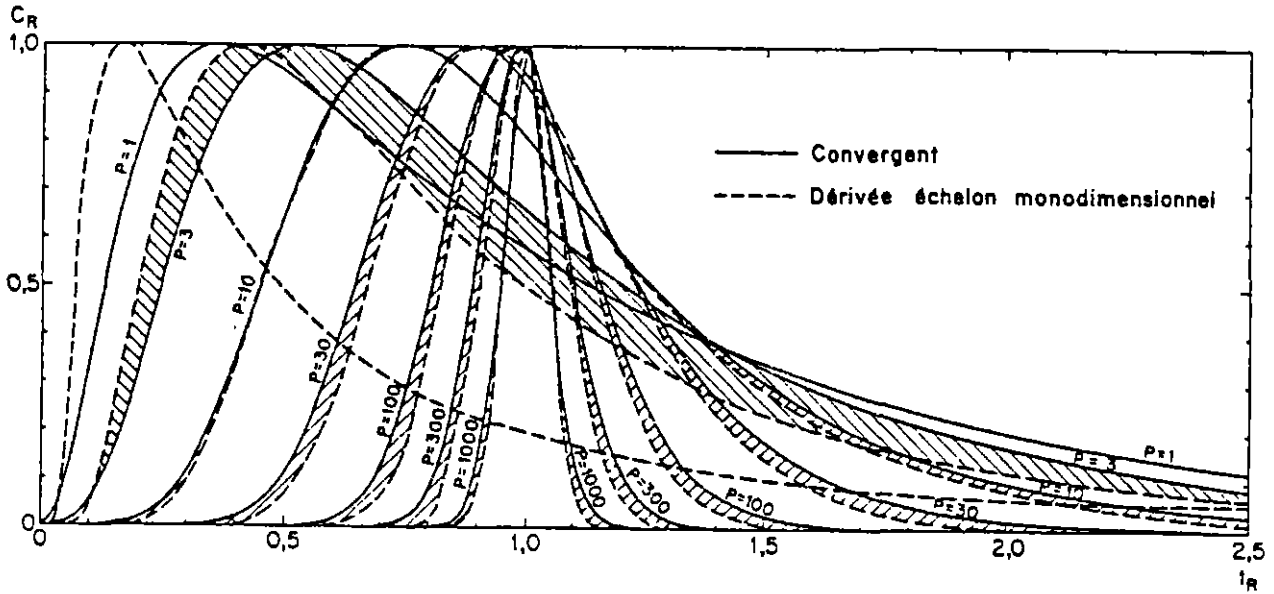


Figure A.8.3 - Impulsion brève en écoulement convergent : comparaison avec la dérivée de la réponse à l'échelon en écoulement monodimensionnel

Pour une valeur du paramètre P supérieure à 3, l'expression (12) fournit donc une formulation approchée de l'évolution des concentrations relatives $C_R = C/C_{\max}$, aisément exploitable sur une calculatrice programmable ; l'amplitude réelle est calculée à partir de $C_{\max}$ (cf. A.8.3).

On observe une très bonne concordance tant que $P > 3$.

3.3 - COMPARAISON A L'ECHELON IMPOSE EN ECOULEMENT MONODIMENSIONNEL UNIFORME

Les écarts entre la restitution d'une injection continue en écoulement radial convergent et celle d'un échelon imposé en écoulement monodimensionnel uniforme (champ de vitesse uniforme et absence de dispersion transversale) sont mis en évidence par la figure A.8.4.

La courbe de restitution a pour équation dans ce dernier cas :

$$C_R = 0,5 \left(\operatorname{erfc} \frac{\sqrt{P}(1-t_R)}{2\sqrt{t_R}} + \exp(P) \cdot \operatorname{erfc} \frac{\sqrt{P}(1+t_R)}{2\sqrt{t_R}} \right)$$

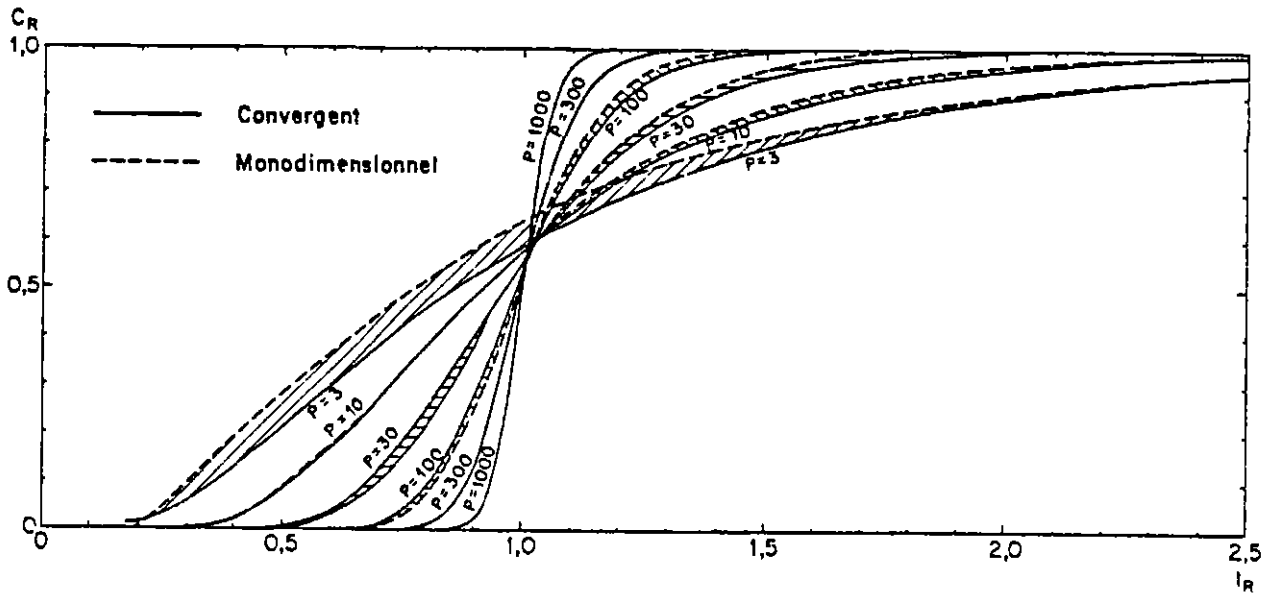


Figure A.8.4 - Injection continue en écoulement convergent : comparaison avec l'échelon monodimensionnel

On observe une très bonne concordance tant que $P > 3$.

4 - CALCUL DE LA CONCENTRATION MAXIMALE

Dans tous les cas, le pic de concentration est calculé dans l'hypothèse d'un schéma hydrodispersif pur. En réalité, des phénomènes destructeurs ou retardateurs tels que l'adsorption auront tendance à réduire l'amplitude réelle du pic. Cette évaluation va donc dans le sens de la sécurité ; elle est d'autant plus conservative que le comportement du produit étudié est éloigné de celui d'un traceur parfait.

La valeur du maximum de concentration est déduite des simulations numériques :

$$C_{max} = \frac{m}{\pi R^2 h u} \cdot f(P) \quad \text{avec} \quad f(P) = \frac{1}{\int_0^\infty C_R dt_R} \quad (15)$$

avec

- m : masse de soluté injectée
- R : distance entre points d'injection (axe du puits en écoulement divergent) et de mesure (axe du puits en écoulement convergent)
- h : épaisseur de l'aquifère
- w : porosité cinématique
- P : nombre de Péclet (rapport R/α , avec α : dispersivité)
- f(P) : fonction du nombre de Péclet, obtenue par intégration numérique et représentée par la figure A.8.5.

4.1 - EXEMPLE D'APPLICATION

A 25 m d'un captage, 10 kg de substance nocive sont déversés de façon quasi-instantanée dans un aquifère de 3 m d'épaisseur, et pour lequel une expérience de traçage a indiqué une dispersivité de 3 m et une porosité efficace de 15 %. Le débit est suffisamment important pour qu'à 25 m de l'axe du puits, l'écoulement puisse encore, avec une bonne approximation, être considéré comme radial.

$$C_{\max} = \frac{10}{\pi \cdot 25 \cdot 3 \cdot 0,15} f(25/3) = 0,011 \cdot f(8,3)$$

La courbe de la figure A.8.5 indique que $f(8,3) = 1,03$; d'où :

$$C_{\max} = 0,012 \text{ kg/m}^3 = 0,012 \text{ g/l}$$

$C_{\max} \leq 10^{-2} \text{ g/l}$

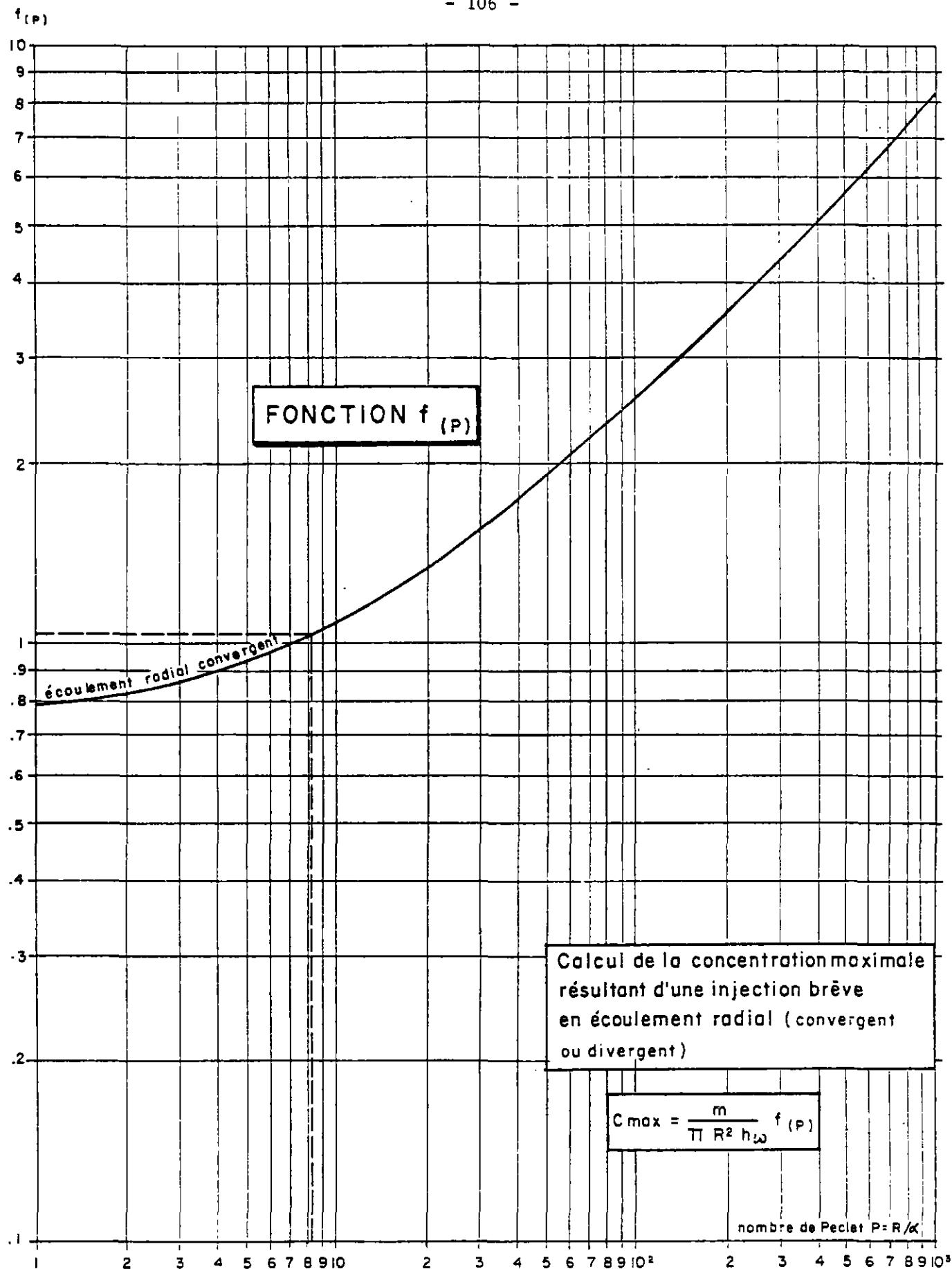


Figure A.8.5 -

ANNEXE 9

DETERMINATION DE LA VITESSE D'ECOULEMENT (AMPLITUDE, DIRECTION)

CONNAISSANT LES NIVEAUX DE NAPPE EN TROIS POINTS

(d'après J.P. Sauty : BRGM-SGN/EAU/NT/84/29)

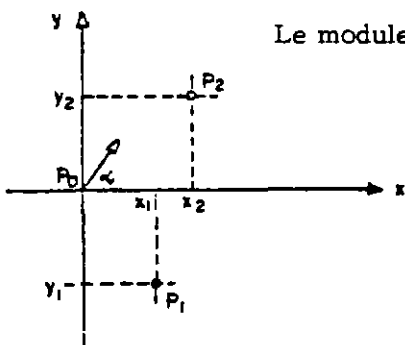
1 - POSITION DU PROBLEME

Calculer la vitesse de Darcy au point P_0 connaissant les niveaux piézométriques H_0, H_1, H_2 en P_0 et 2 points voisins P_1 et P_2 .

2 - SOLUTION CALCULEE

Soit (x_1, y_1) et (x_2, y_2) , les coordonnées de P_1 et P_2 dans un repère orthonormé dont l'origine est en P_0 .

Le module du vecteur vitesse vaut :



$$V = Ki = K \frac{\sqrt{(y_1 h_2 - y_2 h_1)^2 + (x_2 h_1 - x_1 h_2)^2}}{|x_1 y_2 - x_2 y_1|} \quad (1)$$

Son angle avec l'axe x est :

$$\alpha = \text{Arctg} \frac{x_2 h_1 - x_1 h_2}{y_1 h_2 - x_2 h_1} \quad (2)$$

avec :

$h_1 = H_1 - H_0$, et

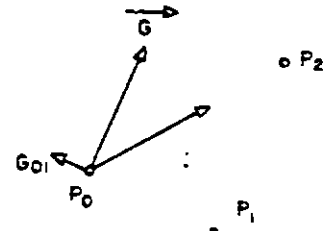
$h_2 = H_2 - H_0$

et K perméabilité

Remarque - Ces formules donnent l'angle de la vitesse à 1° près ; on situera son sens d'orientation en fonction des charges H_0, H_1, H_2 (vers les niveaux piézométriques décroissants).

3 - CONSTRUCTION GRAPHIQUE

Le vecteur gradient G est construit à partir de ses composantes G_{01} et G_{02} sur les axes $P_0 P_1$ et $P_0 P_2$.



$$G_{01} = \frac{H_0 - H_1}{\text{distance } P_0 P_1} \quad \begin{array}{l} \text{de } P_0 \text{ vers } P_1 \quad \text{si } H_0 > H_1 \\ \text{de } P_0 \text{ vers l'extérieur} \quad \text{si } H_0 < H_1 \end{array}$$

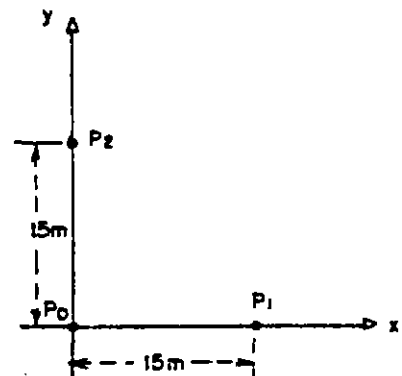
$$G_{02} = \frac{H_0 - H_2}{\text{distance } P_0 P_2}$$

Le vecteur gradient G s'obtient par construction du parallélogramme sur $P_0 G_{01}$, et $P_0 G_{02}$, et $V = K G$

4 - EXEMPLE 1

$$\begin{cases} H_0 = 29,17 \\ H_1 = 29,22 \\ H_2 = 29,19 \end{cases} \quad \begin{cases} h_1 = H_1 - H_0 = 0,05 \\ h_2 = H_2 - H_0 = 0,02 \end{cases}$$

$$x_1 = 15 ; y_1 = 0 ; x_2 = 0 ; y_2 = 15$$



$$i = K \frac{\sqrt{(0,15 - 0,02 \cdot 15)^2 + (0,02 \cdot 0 - 15 \cdot 0,05)^2}}{15 \cdot 15 - 0 \cdot 0}$$

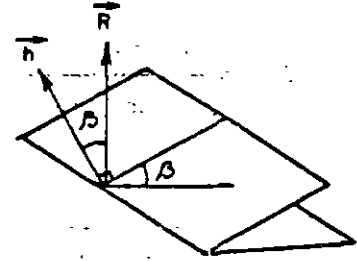
$$i = \frac{\sqrt{(0,3)^2 + (0,75)^2}}{225} = 0,00359 = 3,6 \cdot 10^{-3}$$

$$\alpha = \text{Arctg} \frac{0,05 \cdot 0 - 15 \cdot 0,02}{0 \cdot 0,02 - 0,05 \cdot 15} = \text{Arctg} \frac{2}{5} = 21,8^\circ$$

JUSTIFICATION DES FORMULES DU § 2.

La surface piézométrique assimilée à un plan passant par $(0, 0, 0)$, (x_1, y_1, h_1) (x_2, y_2, h_2) , a pour équation :

$$\begin{vmatrix} x & y & h \\ x_1 & y_1 & h_1 \\ x_2 & y_2 & h_2 \end{vmatrix} = 0$$



soit

$$x(y_1 h_2 - h_1 y_2) + y(h_1 x_2 - x_1 h_2) + h(x_1 y_2 - y_1 x_2) = 0$$

Vecteur normal au plan n

$$\begin{vmatrix} y_1 h_2 - h_1 y_2 \\ h_1 x_2 - x_1 h_2 \\ x_1 y_2 - y_1 x_2 \end{vmatrix}$$

Soit $\vec{k}$ le vecteur unitaire vertical : $\vec{k} (0, 0, 1)$

$$|\vec{n}| |\vec{k}| \cos \beta = \vec{n} \cdot \vec{k} = x_1 y_2 - y_1 x_2$$

$$\cos \beta = \frac{x_1 y_2 - y_1 x_2}{\sqrt{(y_1 h_2 - h_1 y_2)^2 + (h_1 x_2 - x_1 h_2)^2 + (x_1 y_2 - y_1 x_2)^2}}$$

$$i = |\operatorname{tg} \alpha| = \sqrt{\frac{1}{\cos^2 \alpha} - 1} = \sqrt{\frac{(y_1 h_2 - h_1 y_2)^2 + (h_1 x_2 - x_1 h_2)^2 + (x_1 y_2 - y_1 x_2)^2}{(x_1 y_2 - y_1 x_2)^2} - 1}$$

$$i = \frac{\sqrt{(y_1 h_2 - h_1 y_2)^2 + (h_1 x_2 - x_1 h_2)^2}}{|x_1 y_2 - y_1 x_2|}$$

L'angle avec Ox est celui de la projection horizontale de n :

$$\alpha = \operatorname{Artg} \frac{h_1 x_2 - x_1 h_2}{y_1 h_2 - h_1 y_2}$$

