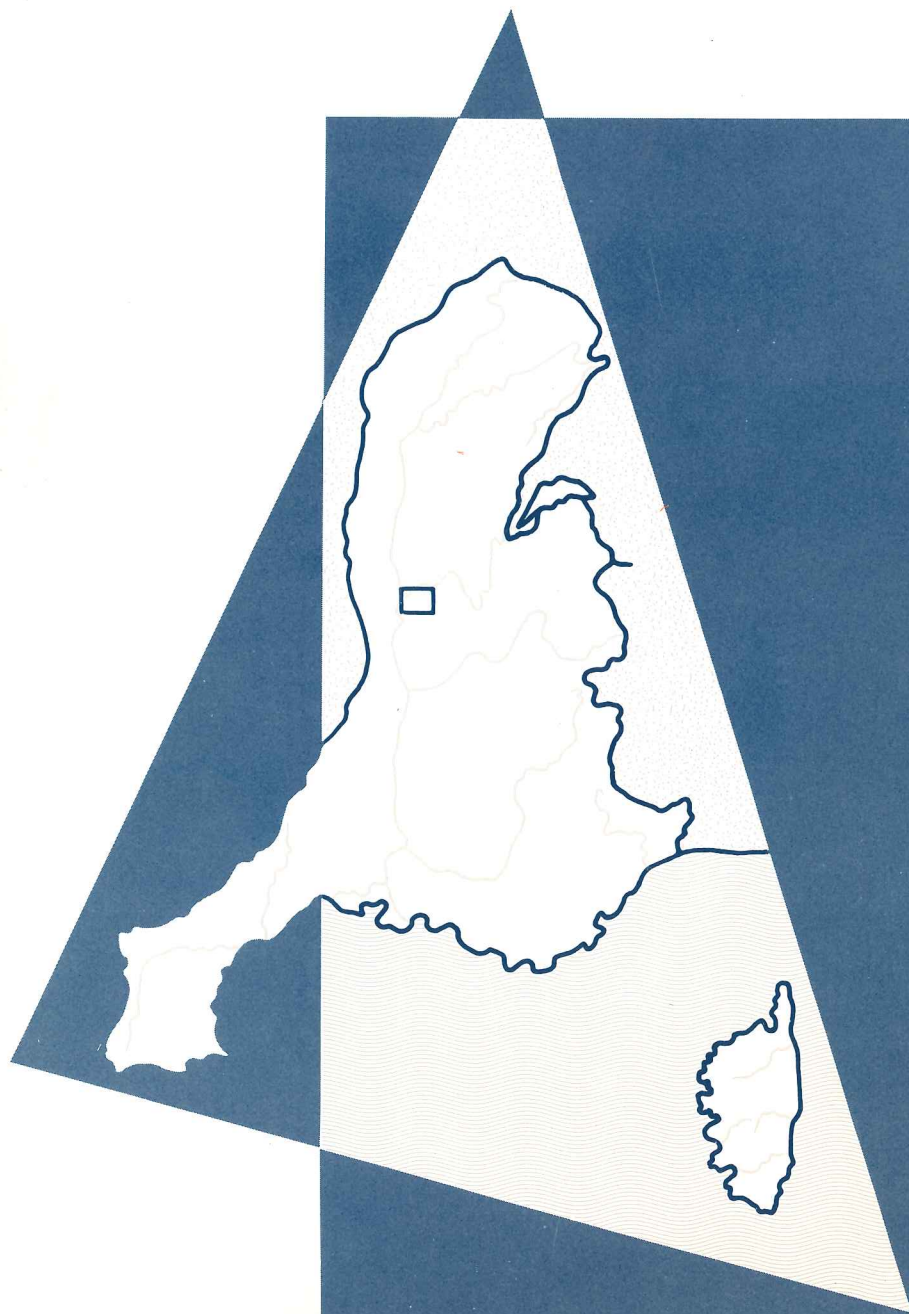


AGENCE DE BASSIN
RHONE MEDITERRANEE CORSE

**PROTECTION
DES NAPPES ALLUVIALES
CONTRE LA POLLUTION**

**SITE ALLUVIAL
DE L'EST LYONNAIS**



AVANT-PROPOS

ET

CONCLUSIONS PRINCIPALES DE L'ETUDE

Le présent dossier a été établi par Mr GLEIZES, Ingénieur en Chef du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Directeur Adjoint de l'Agence de Bassin RHONE MÉDITERRANEE CORSE, à partir des études confiées aux organismes cités dans le texte ainsi qu'à la Division «Eaux Souterraines» de l'Agence, dirigée par Mr BUSSE, Ingénieur Hydrogéologue.

BUT DE L'ETUDE :

Comme le souligne le Livre Blanc du Bassin RHONE-MEDITERRANEE-CORSE, les nappes alluviales constituent l'élément le plus intéressant pour l'alimentation humaine et la plupart des grandes agglomérations du bassin en sont tributaires de ce point de vue. C'est en particulier le cas de LYON, NICE, GRENOBLE, DIJON, NIMES, PERPIGNAN, AVIGNON, VALENCE, BEZIERS. Mais les plaines alluviales qui dominent les nappes sont également très favorables aux implantations industrielles, urbaines et agricoles, toutes implantations qui comportent des risques graves de pollution.

Il s'agit de risques nombreux et variés tels que la rupture de réservoirs de stockage ou de transport, des fuites sur des canalisations de toutes sortes, le rejet volontaire ou non de liquides en puits perdus, l'épandage d'engrais ou de pesticides, des accidents, etc. . . Le caractère le plus souvent insidieux des risques encourus rend particulièrement vulnérables les réserves alluviales qui sont pourtant recherchées en raison de leur protection naturelle contre les pollutions.

La réglementation permet, en principe, de s'assurer contre la contamination des eaux destinées à l'alimentation humaine. C'est ainsi que les périmètres de protection institués par la loi du 16 Décembre 1964 — définissent des zones où sont réglementés ou interdits toutes activités, dépôts et installations de nature à nuire directement ou indirectement à la qualité des eaux. Mais la mise en oeuvre de la réglementation est délicate, car s'il est facile d'interdire ce n'est pas sans conséquences économiques ; quant à stipuler des règles, cela suppose une connaissance précise des phénomènes de propagation de la pollution.

On en est souvent réduit à des interdictions ou à des prescriptions sommaires parfois trop rigoureuses, parfois trop libérales. La protection n'est ainsi pas nécessairement assurée ; un mécontentement naît des refus opposés à de nombreuses demandes d'installations ou il est passé outre aux interdictions et les implantations interdites voient le jour de façon anarchique.

C'est dans le but de dégager une méthode d'étude des risques de pollution des nappes alluviales, de mettre au point un système de surveillance de ces risques et de la qualité de l'eau, enfin de rechercher un mode d'appréciation quantitative des flux polluants susceptibles de parvenir à un captage, que l'AGENCE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE a entrepris dès son premier programme d'intervention, une étude de la protection des nappes alluviales. Le problème nous est apparu complexe et les études ne sont pas achevées. Il nous a semblé possible, cependant, d'en faire un bilan, car dès maintenant des applications sont possibles.

LOCALISATION :

Nous avons fait choix du site alluvial de l'Est Lyonnais pour servir de support à l'étude méthodologique projetée. Il s'agit du site alluvial le plus important du bassin tant du point de vue de la ressource qu'il représente que de l'usage qui en est fait.

Le programme d'équipement de ce site conduit à un prélèvement de 500.000 m³ d'eau par jour avec un débit de pointe de 10 m³/s pour 700 000 habitants. Le plan de l'an 2000 du service des eaux de la Communauté Urbaine de LYON prévoit un prélèvement journalier de 1.000.000 m³ et un débit de pointe de 20 m³/s. Il s'agit donc d'un site d'une importance considérable.

Sa situation aux portes de l'agglomération lyonnaise qui empiète de plus en plus sur la plaine située en amont du Pont Poincaré le rend vulnérable. Déjà les captages les plus en aval, ceux de SAINT-CLAIR, ont dû être abandonnés. Au Sud-Est les zones industrielles se développent entre l'Isle d'Abeau – Satolas et Bron – Saint-Priest. Au Nord-Est, le département de l'Ain désire un développement industriel débouchant sur le Rhône et la zone industrielle de la plaine de l'Ain (Loyettes) devrait accueillir des industries chimiques, pétrochimiques et peut être une raffinerie de pétrole. Les communes limitrophes de LYON à urbanisation et industrialisation plus ou moins récentes sont à la limite des captages. Le développement des voies routières et de la construction entraînent une exploitation massive des réserves de graviers, ce qui augmente la vulnérabilité de la nappe. Seul le projet de zone de loisirs de Miribel-Jonage donne une certaine garantie.

Tous les problèmes évoqués ci-dessus se trouvent donc réunis sur ce site avec une particulière acuité.

ORIENTATION GENERALE - CONSISTANCE DE L'ETUDE :

La protection de la nappe suppose en premier lieu une maîtrise des apports polluants éventuels, donc une connaissance des risques de pollution. Nous avons, pour cette raison, effectué un inventaire des sources de pollution chronique ou accidentelle.

Mais le milieu constitué par une nappe alluviale se caractérise par son étendue et la lenteur des circulations. Par ailleurs, il s'agit d'un milieu hétérogène. La direction d'écoulement, la profondeur de l'eau, les cheminements ne sont pas constants. La pollution peut parvenir directement à la nappe ou seulement après franchissement des terrains de couverture. Il en résulte que le devenir d'une pollution et sa probabilité d'apparition avec une intensité donnée dépendent de lois de propagation nécessairement complexes.

Il était, en conséquence, nécessaire d'avoir d'une part une bonne connaissance des terrains, du réservoir alluvial et de l'eau, d'autre part une connaissance des phénomènes de propagation.

Le nombre de paramètres intervenant dans ces phénomènes ne permet pas d'études uniquement théoriques à partir de lois physiques. Il faudrait, en effet, consentir des simplifications plus importantes encore que celles faites habituellement en hydraulique souterraine. Il était indispensable de recourir pour une grande part à l'expérimentation.

Toutefois, l'expérimentation en matière de pollution d'eaux souterraines présente elle aussi bien des difficultés dues en particulier aux temps de propagation élevés, à l'importance de la dilution, à l'impossibilité de procéder à des injections de produits polluants, (sauf à prendre des précautions limitant l'intérêt de la méthode), au coût de la création de points d'observation ou d'injection, aux interférences entre phénomènes d'origines naturelle et artificielle . . .

Nous rendrons compte dans une première partie des résultats de l'étude du site en envisageant successivement le milieu alluvial, les sources de pollution et la qualité de l'eau telle qu'elle apparaît actuellement.

La deuxième partie sera ensuite consacrée aux phénomènes de propagation étudiés à travers la bibliographie, les expérimentations, et des recherches théoriques.

On trouvera en annexe une liste des rapports publiés en cours d'étude ou utilisés spécialement pour les besoins de l'étude, des documents cartographiques à grande échelle (1/50.000) et des exemples de documents d'enquête.

CONCLUSIONS PRINCIPALES :

Nous donnons ci-après les conclusions que les études entreprises permettent de dégager du point de vue de la protection des captages de la Communauté Urbaine de LYON.

Qualité de l'eau :

Elle est actuellement satisfaisante malgré un environnement inquiétant. De fortes teneurs en nitrates, dépassant fréquemment 40 mg/l, se trouvent dans l'ensemble de la plaine. Des valeurs importantes des teneurs en chlorures, sodium, potassium, calcium, sulfates se rencontrent épisodiquement, en particulier au voisinage des captages.

Cependant, grâce à une alimentation induite par les eaux du Rhône qui représente de 70 à 90% des apports, les captages eux-mêmes sont peu influencés par ces teneurs.

La présence de substances toxiques dans la nappe est rare et les valeurs atteintes sont à la limite des seuils de sensibilité analytique. Des contaminations bactériennes se manifestent çà et là dans la plaine, sans effet sur les captages.

Vulnérabilité de la nappe :

La nappe est particulièrement fragile dans la partie occidentale de l'île de Miribel-Jonage, c'est-à-dire à proximité des captages. La couverture argileuse est absente dans ce secteur et la profondeur n'est que de quelques mètres (1 à 5 m). De nombreuses gravières la mettent d'ailleurs à l'air libre.

Des zones bien protégées apparaissent, non seulement sur les collines glaciaires, mais également dans les parties amont des couloirs fluvio-glaciaires et sur un plateau situé entre PUSIGNAN et JONAGE.

Il est à noter que l'épaisseur de la zone non saturée, en l'absence de protection argileuse, n'est pas une protection à l'égard de pollutions importantes. Les temps de transfert n'y sont, en effet, que de l'ordre d'une journée.

Risques de pollution :

Ils sont nombreux notamment dans la zone la plus vulnérable proche des captages et dans la partie aval des couloirs fluvio-glaciaires. Il s'agit essentiellement de gravières transformées en décharge, de zones industrielles et urbaines mal ou non assainies avec injection à la nappe et de quelques stockages dangereux sans précautions particulières.

Risques de propagation :

Le couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU (le plus oriental) alimente dans sa totalité la plaine alluviale et toute pollution peut être transmise par là aux captages.

Le couloir de CHASSIEU, plus à l'Ouest, bien que d'un débit 2 à 3 fois supérieur, est moins dangereux dans la mesure où son écoulement souterrain est dévié vers le Sud-Ouest avant de parvenir dans la zone des captages.

Une dilution importante est due à l'apport du Rhône. Cet avantage serait, bien entendu, un inconvénient en cas de pollution très importante du fleuve.

On peut estimer, par ailleurs, qu'une même masse de pollution dans la nappe du couloir de MEYZIEU aurait une incidence 20 fois plus forte que dans le Rhône.

Propositions pour une protection des captages :

1) Les constatations faites sur la qualité conduisent à proposer une surveillance semestrielle sur le réseau de points de prélèvement déjà en place, en portant une attention particulière à la « barrière » de « multitubes » implantée près des captages.

Deux « barrières » de surveillance seraient, en outre, à mettre en place dans les couloirs fluvio-glaciaires, au moins dans celui de MEYZIEU entre approximativement AZIEU et PUSIGNAN, pour contrôler des pollutions venant de l'amont.

2) Une équipe de contrôle des pollutions disposant des résultats des enquêtes déjà réalisées devrait être chargée de visiter en permanence les établissements industriels, de surveiller les zones de décharges et de suivre les dispositifs de prélèvements à prévoir, en plus du réseau général, à proximité des canalisations (égouts, transports d'hydrocarbures).

Elle devrait être dotée de moyens d'intervention en cas d'accident de transport ou de rupture de canalisation et de stockage.

3) Des projets d'aménagements internes des établissements industriels, du point de vue des manutentions et des stockages, sont à établir et à mettre en oeuvre en fonction des observations faites au cours des études et selon les constatations de l'équipe de surveillance. Une priorité serait à donner à la partie occidentale de l'île de Miribel-Jonage et à l'aval du couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU.

De même, les réseaux de canalisation dans ces mêmes zones seraient à aménager pour limiter les risques de fuites et permettre leur surveillance.

4) Il semble possible d'autoriser des assainissements et épurations sans réseau collectif au Sud du canal de Jonage, mais toutefois avec une densité moindre à l'aval du couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU.

5) Des études (conduites notamment par M. EMSELLEM) permettent de prévoir le devenir d'une pollution soluble non dégradable en donnant un ordre de

grandeur des teneurs en aval du point de rejet. Certains calculs peuvent être faits dès maintenant pour une source ponctuelle et une strate horizontale homogène.

En outre, le procédé mis au point, par injection de saumure, pour tester la dispersion in situ, permet de recueillir les données nécessaires aux calculs, ce qui permettrait d'étendre progressivement ces moyens sur l'ensemble de la plaine de LYON.

6) Les phénomènes d'absorption sont mal connus. S'ils sont peu importants vis-à-vis de pollutions massives, il serait cependant intéressant de connaître les quantités que pourraient absorber les différents horizons en ce qui concerne les micropolluants (ions métalliques notamment) ou les nitrates (en zone non saturée surtout). Des recherches avec expérimentation seraient utiles sur ce point.

PREMIERE PARTIE

ETUDES D'ENSEMBLE CONSACREES AU SITE ALLUVIAL DE L'EST LYONNAIS

Après une brève introduction précisant la situation géographique de la zone étudiée, cette première partie comportera trois chapitres concernant successivement :

- La connaissance du milieu alluvial, c'est-à-dire du réservoir, de ses caractéristiques géologiques et de ses caractéristiques hydrauliques ;

- La connaissance des risques de pollution, chronique ou accidentelle en vue de leur contrôle éventuel ;

- La connaissance de la qualité de l'eau pour en définir l'état actuel et en assurer la surveillance ultérieure.

Les moyens mis en oeuvre pour l'acquisition de ces connaissances seront décrits chaque fois et feront éventuellement l'objet d'un sous chapitre distinct.

INTRODUCTION

SITUATION GEOGRAPHIQUE : (Cf. Carte n° 1 p. 13).

A 17 km en amont de LYON, après son confluent avec l'Ain, le Rhône voit sa vallée s'élargir et atteindre jusqu'à 6 km. Il se divise en deux branches ; l'une, en rive gauche, est le canal de Jonage implanté à la limite Sud de la vallée et construit pour alimenter la centrale hydro-électrique de CUSSET ; l'autre, en rive droite, partage la plaine alluviale dans sa partie amont mais en constitue à l'aval la limite Nord-Ouest avant d'être rejointe par le canal de Jonage.

Les deux canaux délimitent entre eux une île, dite de VAULX-en-VELIN, ou de MIRIBEL-JONAGE, parcourue par de nombreuses «Lônes», bras morts et anciennes boucles ramifiées parmi lesquels se distingue un ancien chenal principal appelé le «Vieux Rhône». C'est à l'extrémité aval de cette île, inondable par grandes crues, que se situent les zones de captage actuelles de l'agglomération lyonnaise.

La surface topographique de cet ensemble est plane, faiblement inclinée vers l'Ouest-Nord-Ouest avec une dénivelée maximale de l'ordre de 15 m sur 16 km .

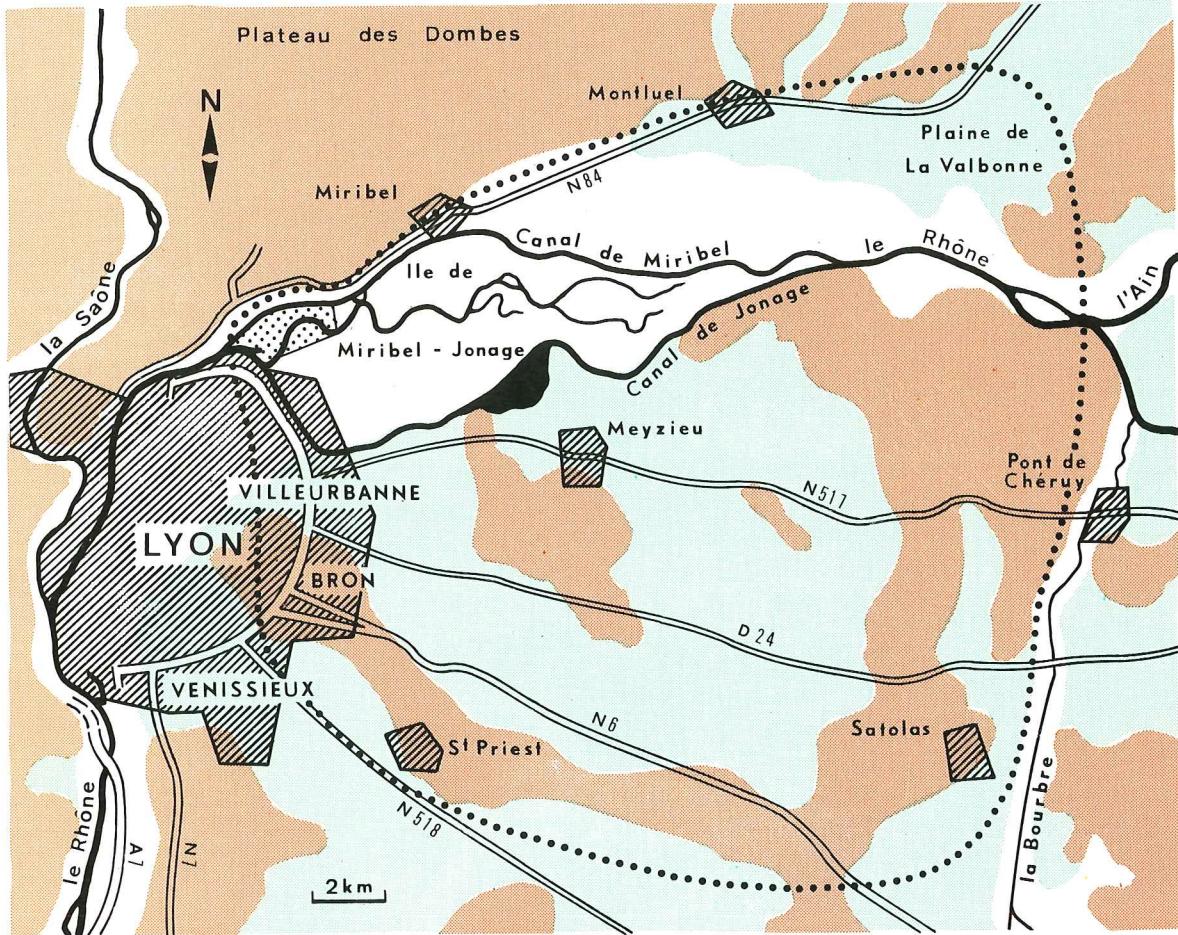
Au Nord-Est, la plaine alluviale s'étend en rive droite du Canal de MIRIBEL sur 5 km au plus, jusqu'au pied du relief constitué par la Côtière des Dombes qui la domine d'environ 100 m.

A l'Ouest et à l'Est, la plaine se resserre étroitement. Il faut noter cependant le couloir d'alluvions fluvio-glaciaires constituant la plaine de la Valbonne, orienté Nord-Est-Sud-Ouest et séparé de la vallée de l'Ain par un dépôt morainique.

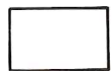
Au Sud, le canal de Jonage suit le pied d'un relief dit «Balmes Viennoises» à la limite Nord de la zone appelée «Plaine de LYON». Il s'agit d'une plaine formée d'alluvions fluvio-glaciaires déposée entre de légers bombements morainiques et présentant une déclivité soit vers l'île de MIRIBEL-JONAGE, soit vers l'aval de LYON. Seule la partie correspondant à la première déclivité nous intéresse ici.

CARTE 1

SITUATION GEOGRAPHIQUE



Zone des captages actuels de la communauté urbaine de LYON



Alluvions modernes



Alluvions fluvio-glaciaires



Moraines glaciaires (loess sur le plateau des Dombes)



Limite du site étudié

CHAPITRE I

CONNAISSANCE DU MILIEU ALLUVIAL

Comme nous l'avons souligné dans la note introductive, l'apparition d'une substance polluante dans un captage est déterminée par une succession de phénomènes largement influencés par les caractéristiques du terrain. La connaissance de ces caractéristiques est donc indispensable.

Cela est vrai d'un point de vue strictement géologique. La nature et l'épaisseur des couches superficielles en font des obstacles plus ou moins efficaces à la migration des polluants. Les couches profondes conditionnent les écoulements de la nappe et les mélanges d'eaux de diverses origines. Les terrains traversés arrêtent, absorbent ou rejettent des substances en suspension et en solution dans l'eau.

Cela est vrai également d'un point de vue hydraulique. Le transfert des polluants en phase liquide dépend des caractéristiques hydrodynamiques des différentes couches. Leur miscibilité, leur dispersion en dépendent aussi. Les directions générales d'écoulement et leur vitesse, la profondeur de la nappe et ses variations, les relations entre eaux de surface et eaux souterraines sont autant d'éléments à connaître.

C'est essentiellement de ces deux points de vue que les études correspondantes ont été conduites. Nous examinerons successivement :

– Les études effectuées :

Sans en faire une énumération exhaustive, nous en situerons l'importance et en donnerons les principales caractéristiques dans la mesure où elles nous paraissent avoir un intérêt d'ordre méthodologique en précisant :

- leur orientation générale.
- le réseau d'observation.
- les mesures piézométriques.
- les études géophysiques.

– Les résultats acquis :

- le réservoir (structure – remplissage – protection),
- la nappe (surface piézométrique – axes d'écoulement – vitesses – relations avec les eaux de surface).

- En conclusion, une zonation sommaire des risques de propagation d'une pollution éventuelle en ne tenant compte que des données relatives au réservoir, à la nappe et aux eaux de surface.

1 – ETUDES EFFECTUEES :

1.1) Orientation générale :

Les études d'acquisition de la connaissance du milieu ont fait tout particulièrement l'objet d'une coordination en raison de leur intérêt pour différents organismes. Certaines avaient d'ailleurs été réalisées entièrement par les Géologues de la Faculté des Sciences de LYON, le Bureau de Recherches Géologiques et Minières et par divers bureaux d'études. Nous ne les citerons pas ici. Nous rappellerons simplement qu'une première synthèse en avait été faite en 1965 par le B.R.G.M.

L'abondance des études entreprises depuis a justifié l'établissement d'une nouvelle synthèse en 1973 (Système Aquifère de l'Est Lyonnais – Synthèse des connaissances – Rapport 73 S.G.N. 199 JAL) confiée au B.R.G.M. par le Ministère du Développement Industriel et Scientifique et par le Service Régional de l'Équipement Rhône-Alpes.

Dans le cadre de son programme, l'AGENCE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE a été amenée à participer à ces études en faisant effectuer des compléments :

– soit pour étendre à l'ensemble de la zone une connaissance jusque là partielle : perméabilité – piézométrie – substratum ;

– soit pour acquérir une connaissance détaillée de secteurs restreints en vue d'essais ou expérimentations : sondages - coupes géologiques - enregistrements limnigraphiques – levés piézométriques précis.

La liste de ces études est donnée en annexe 1.

1.2) Réseau d'observation : (Cf. Carte n° 2 p. 21).

Partant d'une centaine de points existant à l'origine, il a été nécessaire de constituer un réseau d'environ 500 points d'observations comportant plus de 200 piézomètres, 250 puits recensés, en service ou non, et 50 échelles limnimétriques.

Tous les points ont été rattachés au nivellement général de la France pour permettre leur exploitation par des mesures piézométriques. Une fiche signalétique, conforme au type B.R.G.M., a été établie pour chacun d'eux et donne la position exacte du point ainsi que ses caractéristiques principales (diamètre, profondeur, accessibilité, état, etc. . .).

Des points d'un type particulier ont été créés pour permettre des observations à des niveaux différents de la nappe, en particulier du point de vue de la qualité, de façon à identifier le plus exactement possible les différentes couches. Ces points –qualifiés de multitubes– sont décrits en Annexe 28.

L'ensemble a été entretenu par l'AGENCE après la fin des études pour maintenir en état un réseau de surveillance. Il faut noter la difficulté de la maintenance dans une zone soumise fréquemment à des actes de vandalisme et à des travaux. L'équipement doit être conçu en conséquence.

1.3) Mesures piézométriques :

Elles représentent une part importante des études.

Une première série, comportant 12 campagnes sur les alluvions modernes, a été exécutée entre le 26 Juin 1967 et le 20 Novembre 1969 à l'initiative des Services du Ministère de l'Équipement et de l'AGENCE. Elle avait été confiée au B.R.G.M. qui en a étudié l'ensemble des résultats et rédigé une «note de synthèse résumant les principaux enseignements tirés des observations piézométriques – (Rapport 71 S.G.N. 129 JAL)».

Elle avait pour but l'étude de l'écoulement superficiel et souterrain dans l'île de MIRIBEL-JONAGE de façon à mettre en évidence les relations entre les eaux souterraines et de surface, et en particulier les relations éventuelles entre le canal de Jonage et la nappe.

Une deuxième série a ensuite permis de suivre les fluctuations de niveau à l'occasion des diverses campagnes de prélèvements relatées au Chapitre III. Confiée à la Compagnie Générale des Eaux et à la Société Anonyme Française d'Étude et de Gestion (SAFEGE), elle a comporté 5 campagnes en Mai et Septembre 1970, Mai et Septembre 1971 puis Octobre 1972. La zone étudiée avait été étendue à la plaine fluvio-glaciaire au Sud du Canal de Jonage.

Des études de détail avec enregistrement limnigraphique ou mesures rapprochées ont en outre été effectuées dans la zone de jonction du couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU avec les alluvions modernes.

1.4) Etudes géophysiques :

Une étude de 1.000 sondages électriques (dont 800 effectués à cet effet) a été confiée à la Compagnie de Prospection Géophysique Française sur la totalité de la plaine. Plusieurs objectifs ont été poursuivis :

- connaissance de l'ensemble du substratum,
- connaissance de la couverture argileuse et des intercalations d'argile à l'intérieur du réservoir,
- établissement d'une carte des perméabilités.

L'étalonnage nécessaire à l'interprétation des sondages comporte l'exécution de 40 sondages mécaniques et l'examen de 145 coupes géologiques.

Enfin, une centaine d'essais de pompage ont permis d'établir une relation entre la résistivité des terrains et leur perméabilité.

Nous citerons pour mémoire quelques essais ponctuels de mise en évidence de l'hétérogénéité des terrains, essais plus largement évoqués dans la deuxième partie.

2 – RESULTATS ACQUIS :

2.1) Réservoir :

2.1.1) Géologie :

La région étudiée est toute entière située dans une zone si caractéristique de l'histoire des grandes glaciations qu'elle en constitue le type pour les géologues lyonnais. La complexité des phénomènes en cause ne permet pas d'en donner une interprétation sûre dans le détail, mais on peut en schématiser cependant l'essentiel.

La plaine et les collines de l'Est Lyonnais sont dans la zone de comblement miocène dans laquelle s'est creusée la vallée du Rhône recouverte ensuite par les transgressions glaciaires qui atteignirent également les terrains pliocènes du plateau des Dombes. Des moraines glaciaires de divers types (frontales – latérales ou sous-glaciaires) recouvrent encore les hauteurs et une partie du plateau des Dombes où s'est ajouté du loess.

Les transgressions et régressions successives ont provoqué le creusement et le comblement des zones basses, comblement par des éléments de nature variable selon la localisation des chenaux et moraines. Des éléments parfois fins, sableux ou argileux, parfois grossiers ont ainsi recouvert la molasse miocène.

Ce serait l'origine des digitations, dites collines glaciaires et couloirs fluvio-glaciaires, caractéristiques de l'Est Lyonnais jusqu'à la plaine de La Valbonne. Les couloirs ont été en outre comblés massivement, lors de la fonte générale des glaciers, par des alluvions grossières.

Le Rhône, par ses divagations ultérieures, a creusé puis comblé sa vallée entre deux terrasses fluvio-glaciaires. En aval de La Boisse, en rive droite, la terrasse disparaît, au pied de la Côtère des Dombes, sous des éboulis et des cônes de déjection. Des lambeaux d'alluvions fluvio-glaciaires subsistent parfois sous le comblement d'alluvions modernes.

212) Le substratum :

On ne peut le définir avec rigueur si ce n'est comme le mur apparent des terrains les plus aquifères. Pratiquement, il se manifeste par un contraste de perméabilité. C'est sur cette base qu'il a été reconnu, à l'aide d'une étude géophysique étalonnée sur des coupes géologiques.

C'est ainsi qu'ont été exécutés des sondages électriques puis tracées des courbes résistivité – longueur de ligne. La nature des terrains laissait prévoir la forme de ces courbes qui présentent un maximum. Les terrains superficiels ont en effet une résistivité faible de même que le substratum imperméable conducteur. Les alluvions intermédiaires ont une résistivité beaucoup plus importante faisant croître la résistivité totale apparente tant qu'elles sont sèches, la présence de l'eau ayant au-delà un effet contraire.

L'interprétation exigeait la connaissance directe, en certains points, du substratum et du niveau hydrostatique. On ne connaissait bien les deux que dans une quinzaine de cas. Il en résulte une imprécision de l'ordre de 15 % sur les valeurs de résistivité attribuées aux alluvions saturées.

Quelques difficultés se sont manifestées en outre pour distinguer les alluvions récentes peu perméables d'une couche molassique perméable.

Le résultat de ces investigations complétant les connaissances antérieures est le suivant :

L'ossature molassique, présente partout, constitue souvent le substratum. Ce dernier a alors un caractère très relatif avec une perméabilité environ 100 fois plus faible que les alluvions qui le surmontent (10^{-4} m/s contre 10^{-2} m/s). Il contient une ressource en eau utilisable et la surface de la nappe est parfois située au-dessous.

Cependant un niveau argileux, de perméabilité nettement plus faible (10^{-9} m/s), recouvre souvent la molasse et constitue une limite hydraulique plus efficace. Cette argile tapisse ainsi le fond des couloirs fluvio-glaciaires et une grande partie de la zone des alluvions modernes.

Il arrive enfin (en rive droite du canal de Miribel notamment) que le substratum apparent soit une argile morainique recouvrant un dépôt fluvio-glaciaire. Au-delà du substratum apparaît alors un deuxième niveau susceptible d'être un excellent aquifère.

Localement les caractéristiques ci-dessus peuvent avoir une importance pour la protection des captages ; mais pour l'étude des propagations dans l'ensemble de la plaine, il est sans doute plus utile d'examiner le relief du substratum.

Sur la carte n° 3 ci-après (p. 27) les courbes de niveau les plus marquantes ont été figurées, des couleurs faisant ressortir les zones comprises respectivement entre les cotes 160-180 et 180-200 m (N.G.F.).

On y constate que d'un relief peu accentué dans la partie aval de l'île de MIRIBEL-JONAGE, le substratum se creuse en chenaux étroits et parfois profonds vers l'amont.

Le surcreusement le plus important apparaît en amont du barrage de Jons avec une fosse plus profonde que la cote 150 m (N.G.F.). Le chenal se prolonge vers l'Ouest en rive droite du Canal de Miribel puis oblique vers le Sud-Ouest en deux bras parallèles. Ces deux chenaux ainsi que deux de même direction passent sous le canal de Miribel et aboutissent dans la zone élargie qui s'étend en aval de BALAN.

En rive gauche, aux deux couloirs de CHASSIEU et MEYZIEU correspondent des axes bas avec rétrécissement des chenaux dans la partie aval. On note un approfondissement important sous le Grand Large en direction du Nord-Est venant rejoindre les chenaux issus de la rive droite du Canal de Miribel. On note également que le haut du couloir de MEYZIEU est séparé de l'aval par un haut fond et que le substratum y est incliné vers le couloir de CHASSIEU ainsi prolongé en amont vers l'Est.

Enfin un plateau apparaît entre PUSIGNAN et JONAGE, à la cote moyenne de 190 m (N.G.F.) ; sa partie Est est inclinée vers un dernier chenal de rive gauche, au niveau du « musoir », qui rejoint le chenal principal.

2.1.3) Remplissage :

L'histoire de la formation des alluvions de l'Est Lyonnais explique leur hétérogénéité dominée cependant par l'abondance d'éléments grossiers et très grossiers.

L'épaisseur est bien entendu variable mais toujours importante dans l'île de MIRIBEL-JONAGE, en rive droite du Canal de Miribel et dans les parties médianes des couloirs fluvio-glaciaires. Elle atteint 37,5 m dans la dépression en amont du pont de Jons ; 20 à 30 mètres dans les dépressions du substratum entre THIL et POLLET ; 15 à 20 mètres à l'Ouest de l'île de MIRIBEL-JONAGE dans la zone des captages actuels de la Communauté Urbaine de LYON ; 10 à 15 m dans la partie orientale de l'île.

Dans les alluvions fluvio-glaciaires, l'épaisseur est plus variable. Souvent supérieure à 30 m dans les zones médianes, elle dépasse 60 m dans l'axe du couloir de MEYZIEU mais n'excède pas 10-15 m sur le plateau PUSIGNAN-JONAGE.

La nature des alluvions varie avec l'époque, la localisation des dépôts ou leur remaniement ultérieur. Les coupes géologiques reproduites ci-après (Fig. 1 et 2 p. 33 et 35) donnent quelques exemples de variations. Leur emplacement est repéré sur la carte du substratum (Cf. carte 3 p. 27). L'aspect homogène du terrain surmontant le plateau PUSIGNAN-JONAGE se retrouve rarement. Des intercalations argileuses nettes sont également rares. Le plus souvent on observe des proportions plus ou moins grandes d'élément grossier, de sable ou d'argile ; une situation fréquente est celle de zone à blocs très grossiers (jusqu'à 40 cm) en surface et à la base.

Mais l'hétérogénéité dans le sens horizontal comme dans le sens vertical est irrégulière. On ne peut évoquer une stratification ou une zonation. Des couches d'épaisseur et d'étendue variables, se présentant comme des «nuages», sont la caractéristique de ces terrains. La série de 18 coupes de terrain, à proximité des captages de CREPIEUX, en est une illustration (Cf. Fig. 2 p. 35).

Il en résulte la présence très aléatoire de zones nettement moins perméables, parfois épaisses, au sein de la masse alluviale, susceptibles de freiner la propagation d'une pollution, mais difficiles à localiser. Un essai de détermination de ces «lentilles» a été fait ; il en est rendu compte ci-après.

Par ailleurs, la perméabilité et la vitesse de propagation présentent des variations importantes le long d'une verticale. Des méthodes pour déceler ces variations ou pour s'en abstraire ont été étudiées. Elles seront évoquées dans la deuxième partie du présent rapport.

2.1.4) Protection :

La présence d'argile sur une épaisseur importante pouvant assurer une protection, au moins en ralentissant la progression des pollutions, on a cherché à la mettre en évidence soit en surface soit en profondeur.

En surface, la connaissance des sols permet de savoir que les alluvions modernes (Ile de MIRIBEL-JONAGE et rive droite du Canal de Miribel) sont couvertes d'un limon argilo-sableux formant une pellicule irrégulière, de moins d'un mètre d'épaisseur en général. Elle est souvent absente à l'Est de VAULX-en-VELIN dans l'Ile de MIRIBEL-JONAGE où de nombreux affleurements des graviers constituent des garennes stériles (voir à ce sujet la carte schématique contenue dans le rapport n° 2 du B.R.G.M. consacré en 1966 à la connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de LYON – Etude préliminaire de l'Ile de VAULX-en-VELIN).

Dans les couloirs fluvio-glaciaires, l'aval est encore moins bien protégé. Seules les parties amont et bien entendu les collines glaciaires comportent une couverture argileuse appréciable.

Les mesures électriques ont été utilisées pour préciser les épaisseurs et la répartition des lambeaux de couverture les plus importants. L'interprétation des sondages par la Compagnie de Prospection Géophysique Française est fondée sur les différentes résistivités caractéristiques suivantes :

- terre végétale : de 30 ohm-mètres pour les argiles à 500 pour les limons secs,
- sables-galets-graviers : 1.000 à 5.000 ohm- mètres en zone non saturée – 200 à 800 en zone saturée.
- argile ou molasse : 40 à 200 ohm-mètres.

La détermination de l'épaisseur de la couche de surface était relativement aisée et les résultats sont connus à 0,5 m près. Elle a permis d'établir une carte où ne figurent toutefois que les couvertures argileuses d'épaisseur supérieure à 2 m. La faible densité des points de mesure (maille de 500 m) ne permet pas une localisation très précise. Nous ne retiendrons pour cette raison, pour dresser une carte de vulnérabilité, que les zones d'une superficie supérieure à 1 km². Cependant un extrait de la carte de couverture est donné ci-après (Fig. 3 p. 37) pour la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE.

On distingue sur cet extrait des épaisseurs de 2 à 4 m en bordure du Grand Large – au Nord-Est et au Sud de VAULX-en-VELIN – au Sud et au Nord des captages de la boucle de CREPIEUX.

Quelques lambeaux argileux apparaissent par ailleurs en rive droite du canal de Miribel à la pointe occidentale (triangle d'environ 1,5 km²) et à l'Est de NIEVROZ (zone allongée de direction Sud-Ouest - Nord-Est et d'une surface de 1 km²).

Mais c'est surtout en rive gauche du Rhône et du Canal de Jonage qu'apparaissent les couvertures les plus importantes : le long des deux collines glaciaires limitant le bassin versant de GRENAY à BRON et de GRENAY à l'Ouest d'ANTHON (sur 13 à 15 km de long et 1 à 2 km de large) ; à l'intérieur d'un périmètre DECINES-CHARPIEU – CHASSIEU – GENAS – AZIEU – MEYZIEU – DECINES-CHARPIEU, un peu plus de 10 km² séparent les deux couloirs de CHASSIEU et MEYZIEU ; deux zones allongées au Sud-Est de PUSIGNAN et entre PUSIGNAN et JANNEYRIAS, de 2 km² chacune ; enfin environ 15 km² en 3 zones à l'intérieur du périmètre JONAGE – BIANE – VILLETTE D'ANTHON – JANNEYRIAS.

Dans toutes ces zones de rive gauche, l'épaisseur de la couche superficielle est souvent supérieure à 4 m (sur 80 % au moins de la surface) sauf au Sud-Est de PUSIGNAN où l'épaisseur de 4 m est rarement atteinte ; 10 à 30 % de la surface montrent même des épaisseurs de plus de 10 m.

Des intercalations d'argile existent également en profondeur et ont fait l'objet d'une recherche par les mêmes méthodes. La localisation est alors beaucoup plus difficile car ces formations interviennent dans les résistivités observées par le rapport de leur épaisseur à leur résistivité et non directement par l'une de ces deux grandeurs. Seuls des étalonnages nombreux peuvent permettre de choisir parmi les solutions, théoriquement en nombre infini, qui correspondent aux mesures.

On a pu cependant distinguer des zones dans lesquelles :

– soit les alluvions sont entièrement colmatées, les résistivités étant faibles sur toute la hauteur, nappe comprise,

– soit les alluvions sèches ont des résistivités basses (1.000 ohm mètres environ) et sont argileuses,

– soit des épaisseurs de 5 à 10 m au moins présentent des résistivités plus faibles correspondant à des intercalations argileuses. La carte établie par la Compagnie de Prospection Géophysique Française comporte dans ce dernier cas le toit et le mur de chaque lentille. Une épaisseur inférieure à 5 m ne pourrait être mise en évidence.

Comme pour la carte de la couverture de surface, nous avons reproduit (Fig. 4 p. 39) un extrait concernant la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE. Il n'y apparaît que des zones très limitées, essentiellement d'intercalations argileuses et exceptionnellement d'alluvions sèches argileuses sur toute leur hauteur.

Dans l'ensemble de la région étudiée trois zones notables de colmatages intégraux apparaissent : un trapèze de 1 km² entre SAINT-PRIEST et BRON, deux zones allongées en forme de croissant, l'une ouverte vers le Sud-Ouest, au Sud-Est de MEYZIEU sur 0,4 km², l'autre ouverte vers le Sud-Est, à l'Est de JONAGE, la plus importante sur 5 km².

Les zones d'alluvions sèches argileuses sont négligeables.

Des lentilles argileuses importantes n'apparaissent qu'à l'Est et surtout au Sud-Est : 1,5 km² sur 5 à 13 m d'épaisseur entre BALAN et le Rhône, une bande étroite de direction Nord-Sud à l'Est de la ligne VILLETTE D'ANTHON – JANNEYRIAS sur 7 à 8 km² et 5 à 15 m d'épaisseur. Enfin l'extrémité amont des couloirs fluvioglaciers comporte une grande masse argileuse, de forme irrégulière, couvrant une surface d'environ 30 km² sur 5 à 20 m d'épaisseur.

FIGURE 1

COUPES GEOLOGIQUES TYPES

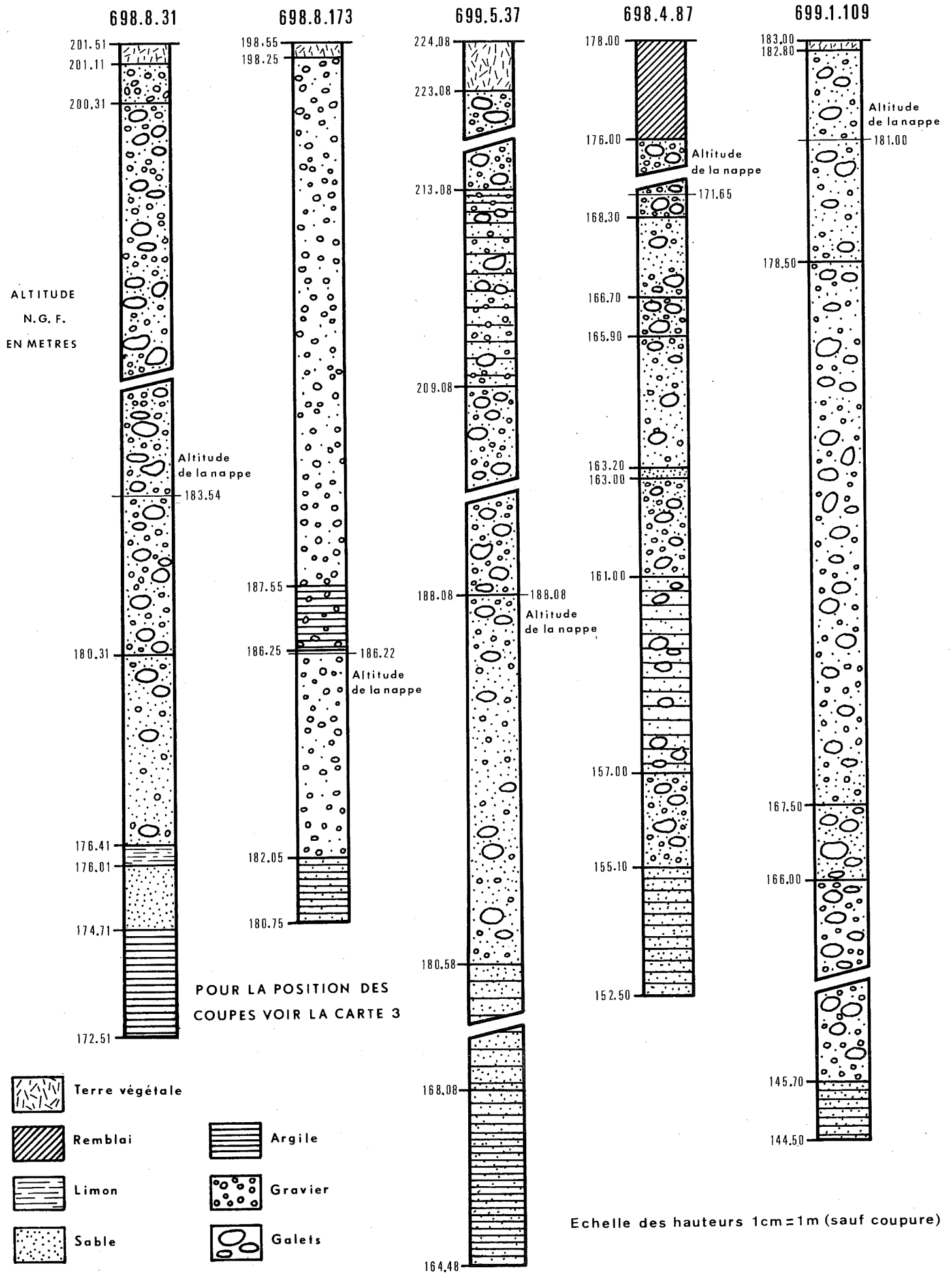


FIGURE 2

COUPE GEOLOGIQUE

(le long de la barrière de multitubes)

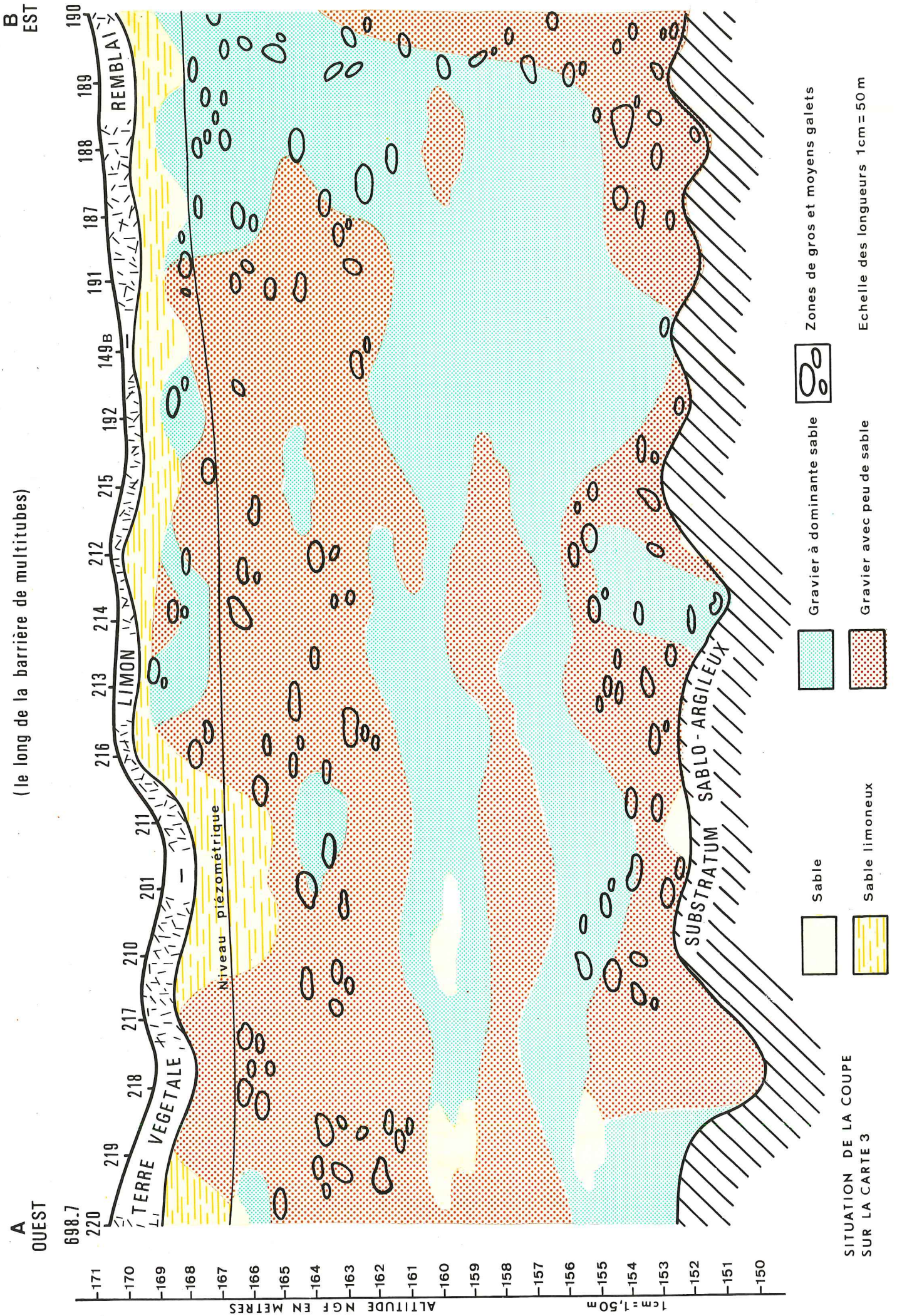
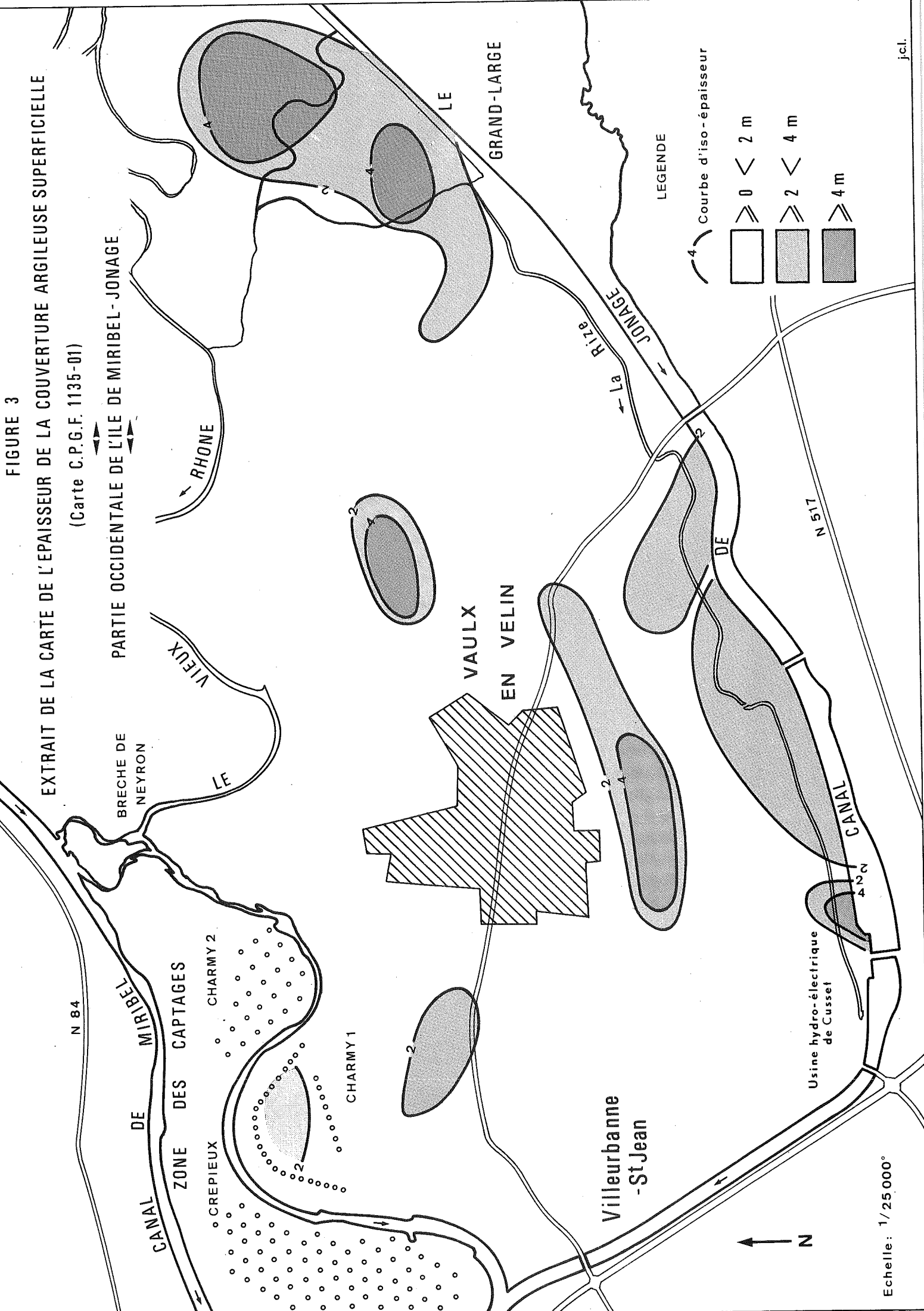


FIGURE 3

EXTRAIT DE LA CARTE DE L'ÉPAISSEUR DE LA COUVERTURE ARGILEUSE SUPERFICIELLE

(Carte C.P.G.F. 1135-01)

PARTIE OCCIDENTALE DE L'ÎLE DE MIRIBEL - JONAGE



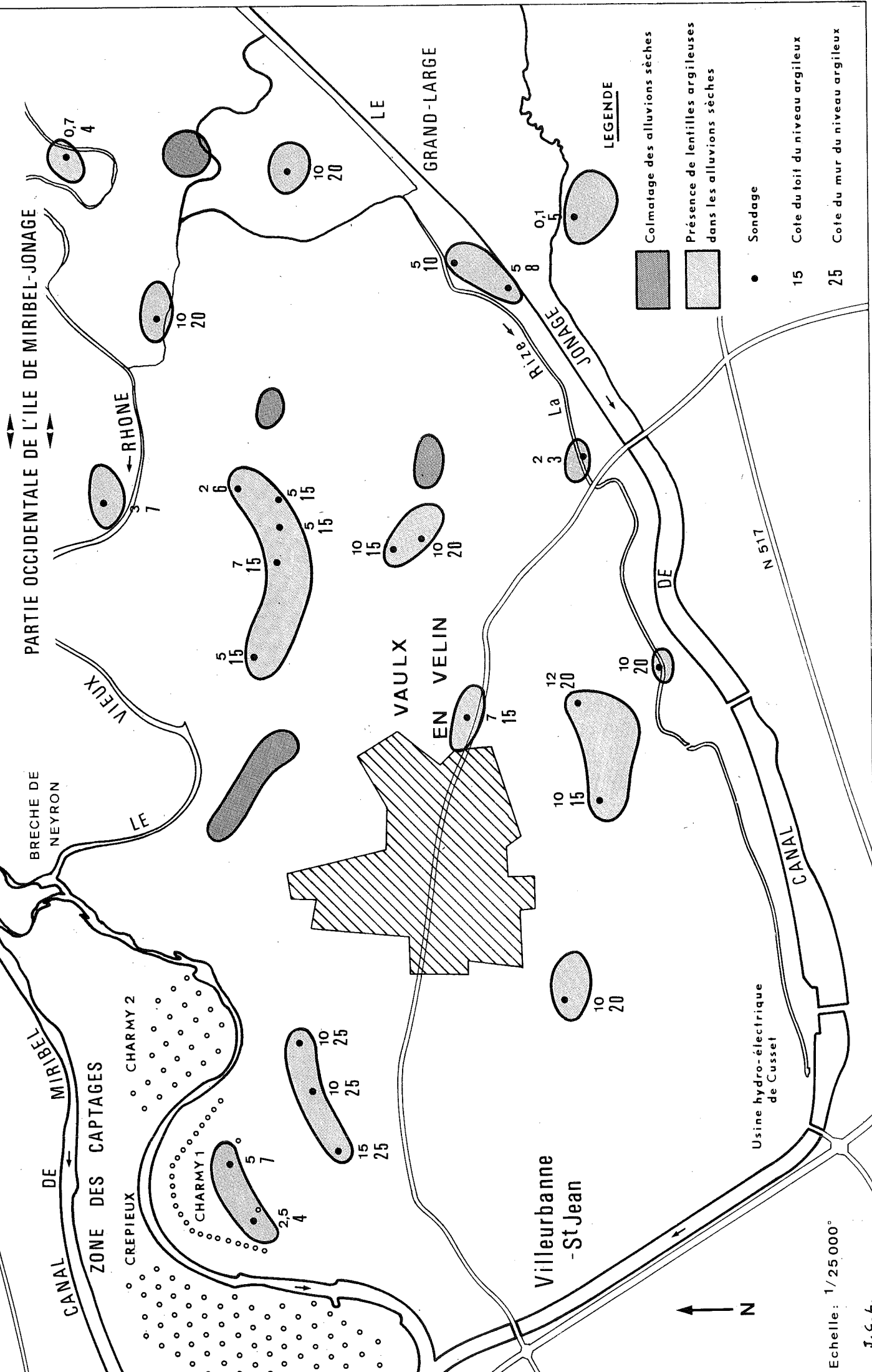
Echelle: 1/25 000°

j.c.l.

FIGURE 4

EXTRAIT DE LA CARTE DES ZONES D'INTERCALATION ARGILEUSE

(Carte C.P.G.F. 1135-03)



N 84

BRECHE DE NEYRON

ZONE DES CAPTAGES

CHARMY 2

CREPIEUX

CHARMY 1

VAUX EN VELIN

Villeurbanne - StJean

Usine hydro-électrique de Cusset

LEGENDE

- Colmatage des alluvions sèches
- Présence de lentilles argileuses dans les alluvions sèches
- Sondage
- 15 Cote du toit du niveau argileux
- 25 Cote du mur du niveau argileux

Echelle: 1/25 000°

J.C.L.

2.1.5) Carte de vulnérabilité :

La carte n° 4 donnée en annexe 2 constitue une synthèse des deux séries de recherches sur la protection en surface et en profondeur par des couches argileuses. Nous n'y avons retenu que les zones où la propagation de la pollution est freinée d'une façon importante et sûre grâce à la présence reconnue sur une grande surface (d'au moins 1 km²) d'une couche argileuse d'au moins 2 m d'épaisseur en couverture ou d'au moins 5 m d'épaisseur en intercalation dans les alluvions sèches.

On constate qu'outre les parties amont des couloirs fluvio-glaciaires et les collines glaciaires de bordure Est et Sud, des îlots d'importance moyenne apparaissent entre les couloirs de CHASSIEU et MEYZIEU, à proximité de PUSIGNAN sur une surface plus faible qu'a priori on aurait pu prévoir, et dans la zone PUSIGNAN-JONAGE-JANNEYRIAS. De petits îlots apparaissent enfin en rive droite du canal de Miribel.

2.2) La nappe :

Comme le réservoir, c'est du point de vue de son rôle dans les phénomènes de propagation qu'elle doit être examinée. Nous envisagerons successivement : la surface piézométrique, les compartiments et directions d'écoulements – les perméabilités et les vitesses – les relations avec les eaux de surface.

2.2.1) Surface piézométrique :

Des 12 relevés piézométriques effectués de Juin 1967 à Novembre 1969 et des 5 relevés effectués de Mai 1970 à Octobre 1972, nous avons extrait les deux cartes reproduites en annexes 3 et 4 à l'échelle du 1/50.000. La première (carte n° 5) correspond à une position haute (Mai 1970), la seconde (carte n° 6) à une position basse (Octobre 1972). Cette dernière couvre la zone située en rive droite du canal de Miribel non comprise dans les relevés antérieurs ; ses principales courbes piézométriques sont reproduites en outre sur la carte n° 3 du substratum (Cf. p 27 ci-avant).

La comparaison des deux cartes montre que l'allure générale de la nappe est peu affectée par les variations de niveau, bien qu'elles correspondent

à la plus forte amplitude observée en dix ans. Le battement est de l'ordre de 1,5 à 2 m[®] dans la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE et de 0,5 m dans la partie orientale. Négligeable dans la partie amont de l'axe des couloirs fluvio-glaciaires, il atteint 3 à 5 m sous les collines glaciaires.

L'ensemble est drainé soit par le canal de Miribel, soit par le Vieux Rhône, des inversions se produisant localement en fonction du niveau du fleuve. Le canal de fuite de l'usine hydroélectrique de CUSSET, prolongement du canal de Jonage, joue le plus souvent aussi un rôle de drain.

2.2.2.) Compartiments et directions d'écoulement :

Les courbes isopièzes et les axes de drainage permettent de distinguer différents compartiments d'écoulement.

Il faut noter à ce sujet que le canal de Jonage ne constitue pas une limite hydraulique. Il coïncide simplement avec la zone des raccordements entre les alluvions fluvio-glaciaires et les alluvions modernes. La nappe ne présente pas de discontinuité à ce raccordement où toutefois les différences de perméabilité et de niveau se traduisent localement par un talus piézométrique et des émergences.

Couloirs fluvio-glaciaires :

Au Sud du canal de Jonage, la nappe s'écoule en deux flux légèrement divergents et séparés par une ligne de crête de direction générale Sud-Est – Nord-Ouest. A l'aval, la ligne de crête correspond à l'alignement de collines (de DECINES-CHARPIEU à GENAS-AZIEU) ; elle se prolonge vers l'amont au-dessus du haut-fond du substratum situé au Nord de SAINT-LAURENT-de-MURE.

Le compartiment Ouest a la forme d'un triangle très allongé dont GRENAY est le sommet. L'écoulement s'y resserre au droit de GENAS, mais moins que ne le laisse prévoir le substratum. Il s'infléchit plus nettement vers l'Ouest, dans la partie aval, en période de nappe haute.

Le deuxième compartiment est plus vaste. Il comprend une première zone parallèle au premier compartiment mais assez largement étalée vers l'amont et présentant un étranglement entre AZIEU et PUSIGNAN. Une deuxième zone très large rejoint la première à l'aval de PUSIGNAN ; elle correspond au plateau, déjà signalé, du substratum ; l'écoulement y est Est-Ouest.

Il est à remarquer que dans la partie Est du deuxième compartiment, ainsi que dans les collines glaciaires, la nappe a fréquemment son toit dans le substratum molassique. Il existe alors de petites nappes perchées localement, isolées de la nappe molassique sauf à se raccorder avec elle aux limites. Deux forages voisins, mais de profondeur inégale, permettent parfois de distinguer les deux niveaux correspondants.

Le figuré des courbes isopièzes rend compte de cette situation ; les traits interrompus correspondent à la nappe molassique, souvent supposée mais parfois effectivement observée ; les traits pleins correspondent aux niveaux supérieurs des nappes locales.

Ile de MIRIBEL-JONAGE :

La direction générale des écoulements est dans le prolongement de celle observée dans les deux couloirs fluvio-glaciaires. A l'Est, au droit du couloir de MEYZIEU, elle est Sud-Est-Nord-Ouest, plus proche de la direction Nord-Nord-Ouest d'abord, pour s'orienter ensuite de plus en plus vers l'Ouest. Dans la partie occidentale, elle est franchement Est-Ouest.

Mais la zone de transition entre ces deux directions se déplace vers l'Est en période de «nappe haute». Il faut préciser que la notion de «nappe haute» est sans doute mal appropriée à la situation ; si, en effet, dans les couloirs sud cette expression correspond à une recharge d'ensemble de la nappe ; dans l'Ile, les variations du niveau du Rhône ont une influence locale très importante. C'est ainsi que le canal de Miribel draine, dans sa partie amont, lorsque son niveau est bas, infléchissant vers le Nord la direction de l'écoulement. En période de crue, il alimente la nappe sur toute sa longueur, le Vieux Rhône devenant axe de drainage, et l'écoulement entre Canal de Miribel et Vieux Rhône, dans la partie centrale de l'Ile, prend la direction du Sud-Ouest.

On remarque enfin l'influence nette des captages de la Communauté Urbaine de LYON qui provoque une dépression de la surface piézométrique et une alimentation permanente par le Canal de Miribel.

Rive droite du Canal de Miribel :

L'écoulement s'y fait en direction du Sud-Ouest, la direction générale étant très peu modifiée par l'alimentation à partir du Rhône, permanente en amont du barrage de Jons, temporaire, en hautes eaux, en aval de ce barrage.

2.2.3) Perméabilité :

Les diverses campagnes de prélèvements effectuées dans la plaine de LYON ont été mises à profit pour pratiquer des essais de pompage desquels a été déduite, chaque fois que cela était possible, une valeur approchée de la perméabilité. Les pompages avaient été confiés à la Compagnie Générale des Eaux, l'interprétation en a été faite par le B.R.G.M.

Les essais ont été conduits par paliers entrecoupés de remontées pour s'assurer du bon fonctionnement des ouvrages. Les interprétations ont été rendues délicates en raison de la pénétration partielle des puits dans l'aquifère car le plus souvent ce sont des puits à usage domestique ou industriel qui ont été utilisés. Le crépinage était souvent inexistant et de toute façon mal connu. Dans certains cas, l'effet de capacité des ouvrages était important.

Les données recueillies ont été exploitées systématiquement par calcul sur ordinateur couplé avec une table traçante fournissant des diagrammes normalisés.

Compte tenu des ouvrages utilisés, les calculs ont été faits par les méthodes de THEIS – HANTUSH ou FORCHEIMER selon le type de puits et parfois simultanément.

Résultats des mesures directes :

90 essais ont pu être interprétés avec une précision acceptable. Le choix des points de mesure n'ayant pas été libre mais résultant seulement de l'existence d'un certain nombre d'ouvrages plus ou moins exploitables, les valeurs trouvées ne peuvent fournir une représentation des perméabilités de l'ensemble des terrains. Néanmoins, on peut constater que ces valeurs se répartissent selon la nature des terrains en deux groupes de perméabilité :

– de 10^{-2} à 10^{-4} m/s pour les alluvions modernes et fluvio-glaciaires (65 valeurs de moyenne 9.10^{-3} m/s) ;

– de 10^{-4} à 10^{-7} m/s pour les ouvrages forés dans les terrains glaciaires (22 valeurs de moyenne 10^{-6} m/s) ;

3 valeurs égales à 10^{-4} m/s correspondent en outre à des terrains molassiques.

Le premier groupe s'oppose donc au second par une perméabilité 10.000 fois plus grande, les terrains molassiques offrant une perméabilité 100 fois plus forte que les seconds et 100 fois plus faible que les premiers.

Un examen plus détaillé du premier groupe montre enfin que les alluvions fluvio-glaciaires sont plus perméables en moyenne que les alluvions modernes. La moyenne pour ces derniers est, en effet, de $4,5 \cdot 10^{-3}$ m/s (31 valeurs), la perméabilité variant de 10^{-2} m/s au voisinage du Grand Large à $8 \cdot 10^{-4}$ m/s à l'extrémité orientale de l'île de MIRIBEL-JONAGE ; elle est de $5 \cdot 10^{-3}$ m/s à proximité des captages actuels.

Pour les alluvions fluvio-glaciaires la moyenne est en revanche de $9,2 \cdot 10^{-3}$ m/s pour 34 valeurs, soit une perméabilité moyenne double. Les valeurs sont en outre plus homogènes et varient de $1,1 \cdot 10^{-2}$ m/s à $7 \cdot 10^{-3}$ m/s sans que l'on puisse mettre en évidence des corrélations entre ces variations et les différentes zones fluvio-glaciaires.

Mesures géophysiques – Carte de perméabilité :

Un essai de cartographie des perméabilités a enfin été tenté par la Compagnie de Prospection Géophysique Française. La comparaison des résultats ci-dessus et des résistivités des terrains correspondants a permis d'établir une corrélation entre la perméabilité et la valeur du rapport résistivité apparente des terrains saturés/résistivité de l'eau saturante. F désignant ce rapport, la relation est la suivante :

$$K \text{ m/s} = 5 \cdot 10^{-7} F^{2,8}$$

La figure 5 (p. 47 ci-après) représente cette relation qui ne semble valable que dans un domaine restreint d'alluvions comparables. On constate, en effet, qu'elle donnerait des perméabilités fortes dans des terrains réputés imperméables comme les collines glaciaires. On peut penser que pour des terrains à très forte résistivité lorsqu'ils sont secs, la résistivité apparente lorsqu'ils sont saturés dépend uniquement de celle de l'eau et que le rapport F est alors fonction de l'indice de vide. Pour des terrains de nature semblable, l'indice de vide est en relation avec la granulométrie, ce qui conduit à une relation perméabilité-indice de vide.

L'augmentation de perméabilité avec la valeur de F signifie que la perméabilité est d'autant plus forte que l'indice de vide est faible, ce qui peut paraître paradoxal sauf à considérer d'une part une influence de l'hétérogénéité et d'autre part une invasion plus fréquente par des dépôts argileux des couches à fort indice des vides.

La répartition des terrains selon leur perméabilité déduite des sondages électriques est conforme à celle qui résulte des mesures directes. On constate que les perméabilités inférieures à 10^{-3} m/s sont rares en-dehors des buttes glaciaires. On les rencontre dans des zones localisées de la plaine alluviale entre le Grand Large et MIRIBEL et entre THIL et LA BOISSE.

Dans les alluvions, on distingue comme précédemment une zone, au Nord du canal de Jonage, de perméabilité moyenne $2 \cdot 10^{-3}$ m/s, et au Sud du Canal de Jonage une zone de perméabilité supérieure à $5 \cdot 10^{-3}$ et parfois 10^{-2} m/s.

Les valeurs trouvées fournissent donc des moyennes plus fortes que celles déduites des seuls résultats d'essais. La figure 6 (p. 49 ci-après) est un extrait, concernant la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE, de la carte des perméabilités déduite de la géophysique. La carte n° 7 (annexe 5) donne la répartition générale des perméabilités en considérant 3 classes de terrains de perméabilité :

$$\begin{aligned} K &\geq 5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s} \\ 10^{-3} \text{ m/s} &\leq K < 5 \cdot 10^{-3} \text{ m/s} \\ K &< 10^{-3} \text{ m/s} \end{aligned}$$

En outre, sont figurés des terrains dont la perméabilité ne peut être donnée, qu'ils soient probablement indurés ou que la puissance des alluvions saturées soit négligeable.

Remarques sur la représentativité des mesures de perméabilité :

Les valeurs obtenues soit par essai de pompage, soit par mesure géophysique sont, on l'a vu, imprécises en raison des méthodes employées. Une précision meilleure serait de peu d'intérêt. Il faut en effet remarquer qu'il s'agit de valeurs moyennes, sur la hauteur de l'aquifère.

L'hétérogénéité des terrains, la présence de couches de natures diverses font que la perméabilité horizontale, déjà différente de la perméabilité verticale, est aussi variable d'une «strate» à une autre. Quelques mesures faites à des niveaux nettement distincts et bien repérés ont montré des variations de perméabilité pouvant atteindre des rapports de 1 à 10 ou 1 à 100 à l'intérieur des alluvions modernes ou fluvio-glaciaires.

Du point de vue de la propagation des pollutions, il est plus important de connaître les valeurs extrêmes que les valeurs moyennes. Il n'est donc pas indispensable de rechercher une bonne précision en ce qui concerne ces dernières.

FIGURE 5

RELATION ENTRE LA PERMEABILITE ET LA RESISTIVITE

(Extrait du rapport C.P.G.F. 1003-04)

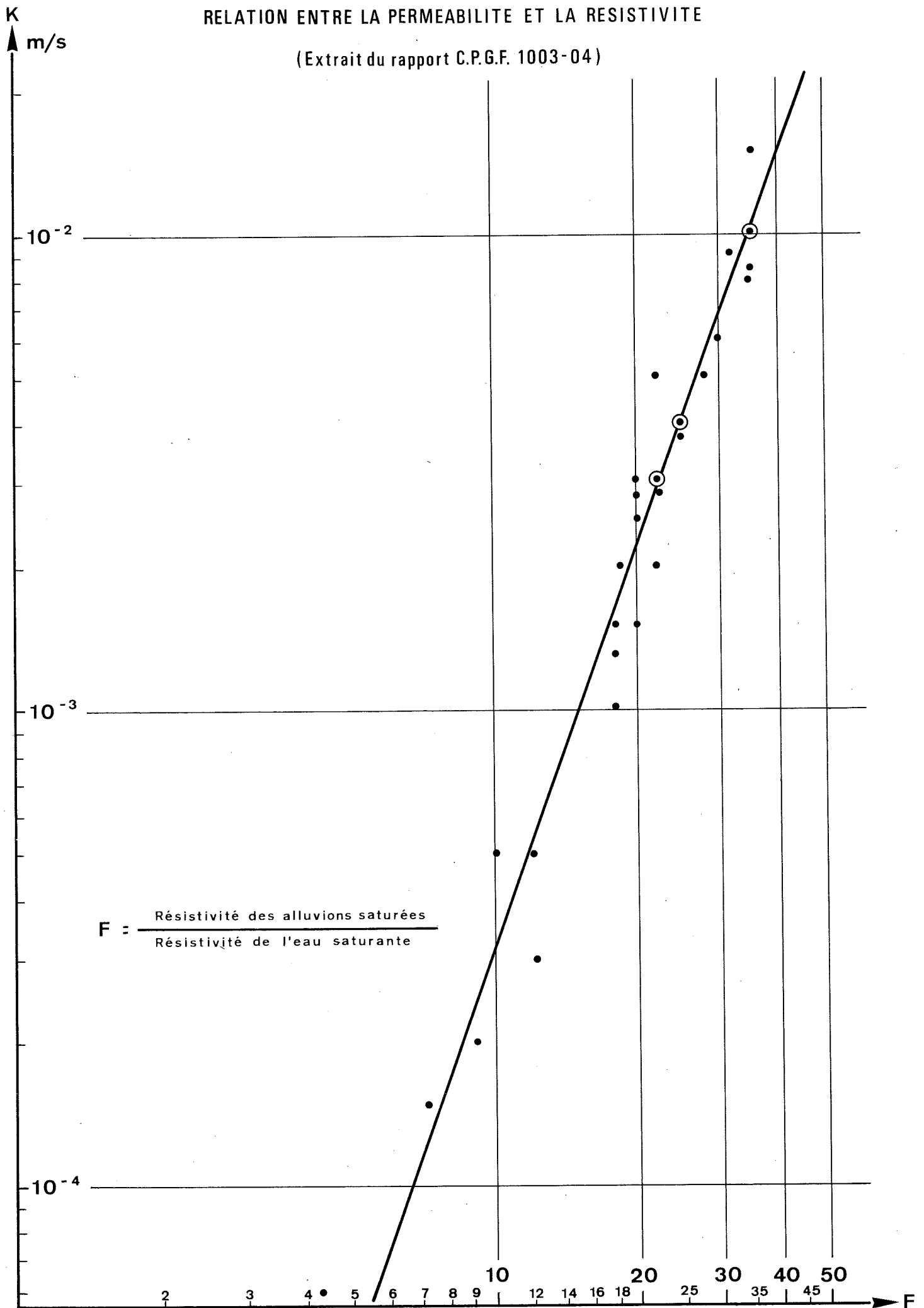
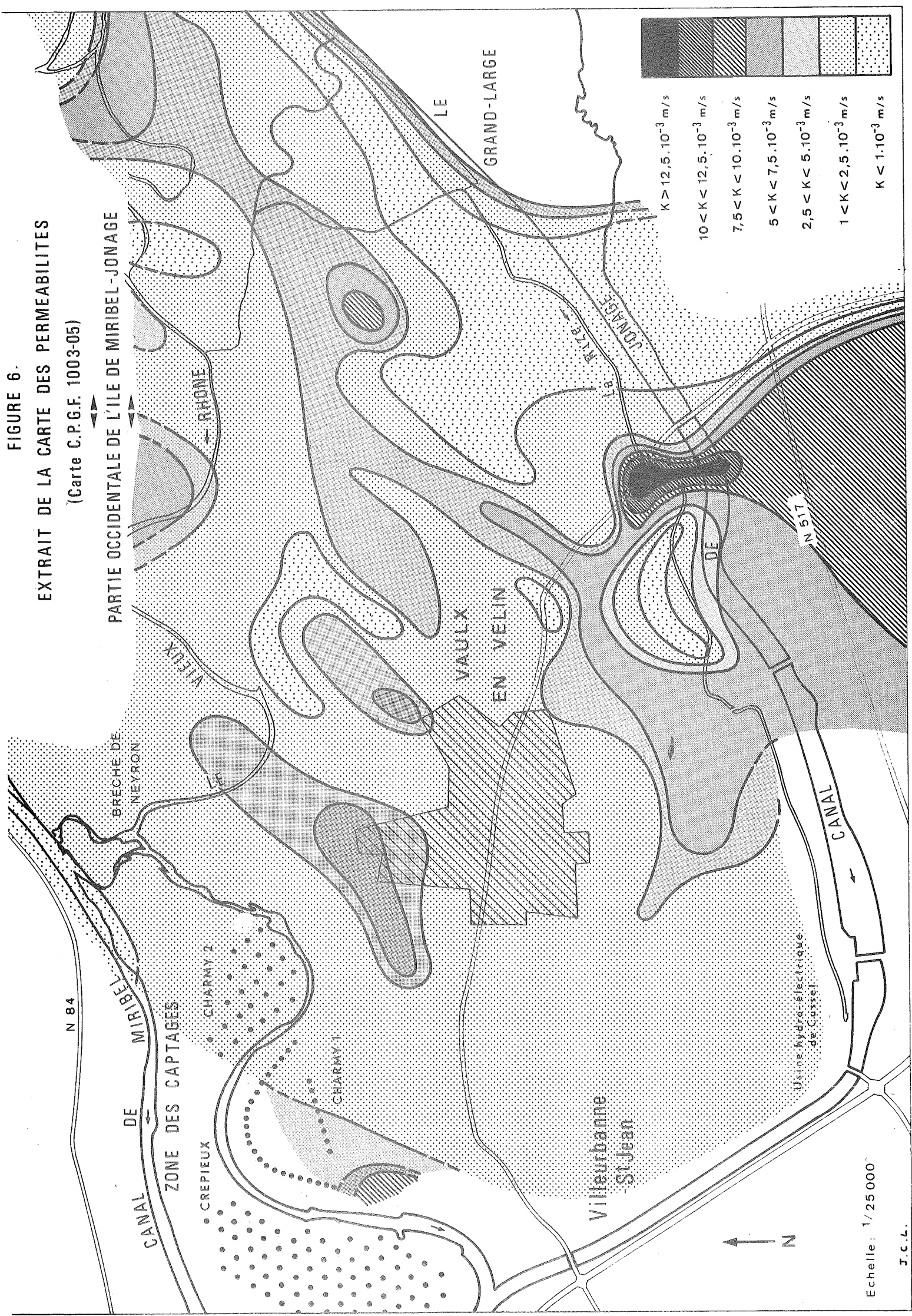


FIGURE 6.

EXTRAIT DE LA CARTE DES PERMEABILITES

(Carte C.P.G.F. 1003-05)

PARTIE OCCIDENTALE DE L'ILE DE MIRIBEL-JONAGE



Echelle: 1/25000

J.C.L.

2.2.4) Vitesse :

La connaissance des perméabilités et des pentes de la surface piézométrique permet de déterminer les vitesses moyennes de propagation de la nappe. Les valeurs obtenues varient, en se limitant aux terrains de perméabilité supérieure à 10^{-3} m/s, de 0,3 m à 4,5 m/jour.

Les vitesses les plus élevées (supérieures à 3 m/j) correspondent à la partie amont des couloirs fluvio-glaciaires et dans leur axe où se conjuguent les perméabilités les plus fortes et des pentes moyennes.

Les zones aval présentent au contraire des vitesses inférieures à 2 m/j. Dans la plaine de rive droite du canal de Miribel, l'île de MIRIBEL-JONAGE et le plateau PUSIGNAN-JANNEYRIAS, elles sont inférieures à 1 m/jour (0,3 m/j pour l'île de MIRIBEL-JONAGE).

Mais comme pour les perméabilités, il s'agit de valeurs moyennes sur la hauteur de l'aquifère. Une pollution introduite sur toute cette hauteur apparaîtra beaucoup plus rapidement à l'aval que ne le laisse prévoir la vitesse moyenne.

Au cours d'un essai de coloration en vue de rechercher les liaisons couloirs fluvio-glaciaires – alluvions modernes, le B.R.G.M. a mis en évidence des vitesses de l'ordre de 13 à 15 m/j à l'Est du Grand Large, soit 20 fois plus environ que la vitesse moyenne calculée.

De même, les vitesses mesurées à l'occasion des études particulières des phénomènes de dispersion dont il sera fait état plus loin sont toujours supérieures à celles calculées et atteignent de 7 à 13 m/jour. Et il s'agit de vitesses moyennes mesurées par injection de traceurs. Il est certain que les vitesses par strates sont très dispersées autour de ces moyennes comme le montre le tableau suivant :

On constate que les vitesses, comme les perméabilités varient dans des rapports de 1 à 10 et même de 1 à 100 pour un même site selon la profondeur. Il existe des couches où la circulation est privilégiée et facilite la transmission des pollutions. Les variations de vitesse avec la profondeur en un point sont plus importantes que les variations d'un point à un autre.

Site	N° des strates	Epaisseur des strates (m)	Vitesses par strate (m/jour)	Perméabilité (10^{-3} m/s)
- 1 - Alluvions modernes	1	5,5	7,9	4,0
	2	7,5	3,9	2,0
	3	2,0	17,7	9,0
- 2 - Alluvions modernes (VAULX-en-VELIN)	1	4,0	0,7	0,50
	2	7,0	1,3	1,0
	3	6,0	14,3	11,0
	4	2,0	42,3	32,0
- 3 - Alluvions Fluvio-glaciaires (Aval couloir MEYZIEU)	1	5,8	24,6	5,0
	2	10,2	0,5	0,1
	3	2	24,6	5,0
	4	1	49,2	10,0
- 4 - Alluvions modernes (Grand Large)	1	8,5	0,8	0,5
	2	2,8	3,1	2,0
	3	3,0	1,5	1,0
	4	2,0	24,8	16,0
	5	1,0	85,1	55,1

La connaissance des vitesses moyennes, calculées à partir des pentes et des perméabilités ne présente donc qu'un intérêt restreint et il était indispensable de procéder à des études et des expérimentations permettant de connaître les vitesses par des mesures, tant en valeur moyenne qu'en valeur par strate.

Cependant, l'hétérogénéité longitudinale des terrains leur donne une structure non stratifiée mais lenticulaire. Une couche à grande vitesse peut donc se prolonger par une couche moins rapide.

2.2.5) Relations eaux de surface — eaux souterraines :

Les compartiments d'écoulement situés au Sud du Canal de Jonage ne possèdent pas de cours d'eau permanent. Ils sont alimentés par les précipitations et par un écoulement souterrain interne au substratum molassique dont la zone d'alimentation déborde largement le périmètre étudié. Ce dernier apport semble cependant négligeable.

En revanche, des cours d'eau venant du Nord traversent la plaine MIRIBEL-LA VALBONNE et, bien entendu, les canaux de MIRIBEL et de JONAGE, ainsi que les boucles du Vieux Rhône intéressent l'île de MIRIBEL-JONAGE.

Cours d'eau issus de la Côtière des Dombes :

Le Cotey coule vers le Sud à travers la plaine de rive droite au niveau de DAGNEUX. Il est perché sur le terrain et son débit décroît tout le long de son cours par infiltration. Pour un débit de 100 à 500 l/s, les pertes sont de 20 à 130 l/s. Il rejoint cependant une lône proche du Canal de Miribel à la hauteur de NIEVROZ.

La Sereine, parallèle et proche du Cotey à l'origine, se ramifie en fossés collecteurs d'eaux usées et pluviales dans l'agglomération de MONTLUEL. Une branche Est, dont le débit varie de 50 à 300 l/s achève son cours à l'Ouest de NIEVROZ dans une zone marécageuse après avoir contribué à des irrigations et des infiltrations. Une branche Ouest, alimentée surtout par des égouts, rejoint le canal de Miribel après avoir traversé LA BOISSE ; elle porte de 100 à 800 l/s sans perte notable et sans influence sur le niveau de la nappe.

Canal de Miribel et Rhône en amont de JONS :

Le barrage de JONS maintient le niveau du Rhône à une cote supérieure à celle de la surface de la nappe. Il en résulte une alimentation permanente de la nappe, en amont sur 1500 m de longueur. La direction générale de l'écoulement limite latéralement l'effet de cette alimentation, mais tout prélèvement dans cette zone contribuerait à la renforcer.

Comme nous l'avons déjà indiqué, à l'aval du barrage et en amont de la brèche dite de NEYRON, le rôle normal du canal de Miribel est celui d'un drain. Il alimente cependant la nappe en hautes eaux localement, l'influence de ce renversement étant plus marquée dans l'île de MIRIBEL-JONAGE qu'en rive droite. La brèche de THIL dérive en hautes eaux une partie du débit vers le Vieux Rhône.

En aval de la brèche de NEYRON, le canal de Miribel alimente en permanence la nappe dans l'île de MIRIBEL-JONAGE. La brèche de NEYRON constitue une dérivation permanente du canal vers le Vieux Rhône.

Vieux Rhône et Lônes :

Ces anciens lits du Rhône intéressent les deux rives du canal de Miribel. Leur rôle vis-à-vis de la nappe est souvent confus.

En rive droite, la lône du Grand Gravier, à l'Est de BALAN, draine la nappe en permanence. Les autres n'ont pas un rôle constant mais il semble que l'aval de la lône de LA CHAUME (ou grande Lône) alimente la nappe après avoir reçu un certain nombre d'égouts de la région de BALAN.

Dans l'île, le lacis de lônes et le Vieux Rhône dont le chenal est toujours en eau ont essentiellement un rôle de drainage vis-à-vis de la nappe, des débordements de la brèche de THIL ou des émergences du couloir de MEYZIEUX. Toutefois, ce rôle est inversé à l'aval du point d'arrivée du débit de la brèche de NEYRON. Sous l'effet des captages, en effet, le Vieux Rhône alimente la nappe dans ce secteur et lui fournit l'eau du canal de Miribel.

Canal de Jonage et Rize :

Dans toute sa partie amont, il constitue le bief d'alimentation de l'usine hydroélectrique de CUSSET et domine donc la plaine de l'île de MIRIBEL-JONAGE. Il ne participe que faiblement et localement à l'alimentation de la nappe

au droit de Jonage et du Grand Large, ainsi qu'en amont immédiat de l'Usine de CUSSET où la nappe est dominée de plus de 10 m.

Des essais de traçage effectués par le B.R.G.M. au débouché du couloir de MEYZIEU ont mis en évidence l'étanchéité de la cuvette et montré que la nappe fluvioglacière se raccordait à la nappe des alluvions modernes nettement en-dessous du canal.

L'examen des analyses physico-chimiques confirme que l'influence du canal de Jonage est mineure.

Enfin, la Rize, canal parallèle au Canal de Jonage sur sa rive droite, joue un rôle de drain du Grand Large à DECINES puis domine la nappe de 1,5 à 2 m sans jouer un rôle important. Des relevés piézométriques et des analyses physico-chimiques faites régulièrement au débouché du couloir de DECINES ont montré que la Rize ne joue pas le rôle d'une barrière hydraulique et ne modifie pas les caractéristiques de l'eau de la nappe.

2.2.6) Essai de synthèse sur les écoulements souterrains :

On peut considérer que la nappe de la plaine de LYON est constituée de plusieurs compartiments partiellement convergents et dont les débits peuvent être grossièrement estimés.

Une coupe transversale du couloir fluvioglacière de DECINES-CHASSIEU (entre SAINT-PIERRE et AZIEU) montre que la section des alluvions mouillées est d'environ 70.000 m² dont 55.000 présentent une perméabilité moyenne de $7,5 \cdot 10^{-3}$ m/s, le reste étant de perméabilité nettement plus faible ou indurée. La pente dans l'axe du thalweg piézométrique étant de $2,75 \cdot 10^{-3}$, on en déduit que le débit souterrain est de l'ordre de 1,1 m³/s, cette valeur représentant un maximum.

De même le couloir de MEYZIEUX aurait, entre AZIEU et PUSIGNAN, un débit maximum de 400 l/s (55.000 m² de section mouillée — perméabilité de $7,5 \cdot 10^{-3}$ m/s — pente : 10^{-3}).

Dans l'île de MIRIBEL-JONAGE, on a estimé également l'écoulement dans la direction Sud-Est — Nord-Ouest à l'aval du Grand Large. Sur 85.000 à 100.000 m² de section mouillée, pour une perméabilité de 2 à $3 \cdot 10^{-3}$ m/s et une pente de $1,3 \cdot 10^{-3}$, le débit serait de 220 à 400 l/s.

Il est du même ordre de grandeur dans le compartiment de rive droite du canal de Miribel.

Si l'on se place du point de vue de l'alimentation des captages actuels de la Communauté Urbaine de LYON, on constate qu'ils sont placés à l'aval des différents compartiments dans la zone de convergence des écoulements naturels. Les ordres de grandeur des débits indiqués ci-dessus ainsi que l'allure des courbes piézométriques montrent que :

– le compartiment de rive droite du canal de Miribel concerne peu les captages même si l'on tient compte du cône d'appel des ouvrages ;

– le débit du compartiment constitué par l'île de MIRIBEL-JONAGE est dans sa partie centrale du même ordre de grandeur et probablement inférieur au débit du couloir de MEYZIEU. La direction générale de l'écoulement est telle que toute pollution intéressant ce couloir et supposée répartie dans sa section transversale peut parvenir dans la zone des captages avec une concentration bien entendue inférieure mais de peu ;

– En revanche, le couloir de DECINES-CHASSIEU a un débit nettement plus important alors que dans l'île de MIRIBEL-JONAGE, il n'y a certainement pas d'augmentation de débit vers l'aval en l'absence de pompage. La direction générale des écoulements permet de penser que seule une partie du débit du couloir de DECINES-CHASSIEU intéresse la zone des captages, même en tenant compte de l'appel dû aux pompes et dont l'influence apparaît nettement sur les cartes piézométriques. Une pollution régulièrement répartie dans une section transversale du couloir de DECINES-CHASSIEU doit, en conséquence, parvenir aux captages avec une concentration très nettement plus faible.

Il est évident qu'aux compartiments d'eaux souterraines s'ajoute un «compartiment» d'eau de surface constitué essentiellement par les eaux du Rhône et plus particulièrement par les infiltrations induites par les pompes eux-mêmes. En ce qui concerne les captages actuels, des comparaisons d'analyses physico-chimiques de l'eau pompée et des eaux prélevées d'une part dans le Rhône, d'autre part dans la nappe, ont montré que 90 % de l'eau fournie par certains puits provenaient du Rhône lui-même. Cette observation est en harmonie avec le fait que les captages sont à même de prélever plus de 10 m³/s dans une nappe dont les apports locaux sont compris entre 0,5 et 1,5 m³/s. Des précisions sur ces comparaisons sont données plus loin (Chapitre III).

Sur la carte n° 8. (p 57) sont figurés les axes et compartiments d'écoulement, leur débit et les zones d'infiltration d'eaux de surface.

2.3) Profondeur de la nappe :

Des relevés piézométriques et des données du nivellement de la surface du sol, on a extrait une carte de la profondeur moyenne de la nappe, dont nous avons vu qu'elle varie peu. Cette carte est donnée en annexe 6 (Carte n° 9) à l'échelle de 1/50.000.

On y constate que la nappe est très proche du sol dans l'île de MIRIBEL-JONAGE où sa profondeur excède rarement 4 m et dans la partie occidentale seulement ; ailleurs elle est comprise entre 2 et 3 m.

En rive droite du canal de Miribel, les profondeurs sont à peine supérieures dans la partie occidentale (4 à 5m) et s'étagent de 1 à 5 m dans la partie orientale.

En revanche, les compartiments Sud ont une nappe plus profonde de plus de 5m et le plus souvent de 10 m. Des profondeurs de 30 à 40 m sont atteintes en amont du couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU, dans sa partie axiale.

3 – CONCLUSION – ZONATION SOMMAIRE DES RISQUES DE PROPAGATION D'UNE POLLUTION :

Sans considérer ici toute la complexité des phénomènes de propagation tels qu'ils seront examinés dans la deuxième partie de ce dossier, il est néanmoins possible de classer sommairement les différents secteurs de la zone dont une partie au moins des eaux souterraines est susceptible d'atteindre les captages actuels de la Communauté Urbaine de LYON. Ce classement peut, en effet, se faire de trois points de vue :

- pouvoir d'arrêt ou de ralentissement des propagations,
- temps de propagation,
- dilution.

3.1) Pouvoir d'arrêt

La présence d'une couverture argileuse ou d'une intercalation peu perméable conduit nécessairement à penser que des pollutions dégradables ne pourront atteindre la nappe sous réserve bien entendu que la couche protectrice soit d'une épaisseur suffisante.

Des pollutions non dégradables peuvent également être arrêtées par adsorption dans des terrains peu perméables. L'adsorption n'est pas nécessairement définitive, mais pour de faibles quantités l'arrêt peut être total.

Enfin, l'épaisseur des alluvions non saturées, à condition qu'elle soit la aussi suffisante, permet une dégradation et une certaine absorption avant que les polluants atteignent la nappe.

En fonction des documents établis en ce qui concerne la vulnérabilité et la profondeur de la nappe, nous avons retenu :

. deux classes de pouvoir d'arrêt : important et faible. Il serait illusoire de nuancer au-delà de deux classes ;

. trois classes de profondeur de nappe : faible de 0 à 5 m, moyenne de 5 à 20 m et forte au-delà de 20 m.

REMARQUE :

Il est à remarquer que la notion de pouvoir d'arrêt est relative aux terrains surmontant la nappe. Elle a donc un caractère général pour la zone étudiée. Au contraire, les notions de temps de propagation et de dilution ci-après sont nécessairement relatives à des parcours de l'eau souterraine et sont alors particulières à telle ou telle zone de captage par rapport à une origine possible de la pollution. Nous serons ainsi amenés à caractériser certaines zones par référence aux captages de la Communauté Urbaine de LYON.

3.2) Temps de propagation

Nous avons vu que les vitesses étaient très hétérogènes le long des filets liquides comme sur les verticales à l'écoulement. Il n'est pas possible de dresser une carte des vitesses fondée sur la connaissance des perméabilités et des pentes de la surface piézométrique. Nous nous limiterons donc à une indication prudente d'une zone dont on peut penser que tous les points sont à moins de 30 jours d'écoulement des captages de la Communauté Urbaine en admettant que les vitesses puissent atteindre les valeurs maximales relevées lors des essais. Nous retiendrons en outre, de la même façon, le temps minimal séparant le débouché des couloirs fluvio-glaciaires des mêmes zones de captages.

Par ailleurs, la configuration des écoulements permet de penser qu'une pollution se propageant depuis l'amont des compartiments Sud serait contrôlable au niveau des étranglements que présentent les couloirs fluvio-glaciaires et peut être maîtrisable, quoique vraisemblablement pour une dépense importante, par exemple en réalisant des pompages.

Nous considérerons de ce point de vue deux classes :

- . possibilité d'un contrôle de propagation.
- . impossibilité d'un contrôle de propagation.

3.3) Dilution

Les connaissances des débits sont très imprécises. Nous savons cependant que le couloir fluvio-glaciaire de CHASSIEU a un écoulement au moins deux fois plus important que celui de MEYZIEU et que seule une partie de ses eaux se dirige vers la zone de captages de CREPIEUX, puisque le débit dans l'île de MIRIBEL-JONAGE (à distance des captages) est du même ordre de grandeur que dans le

couloir de MEYZIEU. Ce dernier, en revanche, semble se répartir dans la totalité de l'île bien en amont des captages.

On peut en conclure que deux pollutions de même masse déversées dans les couloirs de MEYZIEU et CHASSIEU n'auraient pas la même incidence sur les captages, la première pouvant induire une concentration plus de 10 fois supérieure à la seconde. Le couloir de MEYZIEU présenterait ainsi un risque de pollution bien supérieur à celui de CHASSIEU.

De même, une pollution de même importance déversée dans le Rhône, suffisamment en amont pour que le mélange soit réalisé serait au moins 200 fois plus diluée que dans la nappe du couloir de MEYZIEU du fait des débits d'étiage du Rhône. L'importance de l'alimentation induite à partir du Rhône ramènerait à 20 l'importance relative de la nappe de MEYZIEU par rapport au canal de Miribel ; le faible rôle du canal de Jonage rend pratiquement négligeable la pollution qu'il pourrait apporter.

3.4) Conclusions :

Nous avons reporté les éléments ci-dessus sur la carte n° 10 donnée en annexe 7. On obtient ainsi un classement dont l'intérêt sur le plan quantitatif est limité. Il permet cependant de mettre en évidence des zones beaucoup plus vulnérables que d'autres. Comme on pouvait le prévoir, l'île de MIRIBEL-JONAGE et notamment sa partie occidentale est particulièrement vulnérable et siège de risque de pollution des captages. Au contraire, les couloirs fluvio-glaciaires et surtout celui de CHASSIEU apparaissent comme moins dangereux.

Nous comparerons ce classement, d'une part avec l'inventaire des sources de pollution, d'autre part avec l'état actuel de la nappe, ce qui permettra d'attirer l'attention sur les dangers les plus graves et de vérifier éventuellement les dommages déjà subis par la nappe (Chapitres II et III).

CHAPITRE II

CONNAISSANCE DES RISQUES DE POLLUTION

Dans la plaine alluviale du Rhône, dans les digitations fluvio-glaciaires, le long des voies de communication qui relie LYON à BOURG, GENEVE ou GRENOBLE, l'urbanisation est fortement développée, la proximité de l'agglomération lyonnaise en étant un facteur puissant. VAULX-en-VELIN, DECINES-CHARPIEU, MEYZIEU, SAINT-PRIEST, BALAN, MIRIBEL sont, parmi d'autres, en cours d'extension et leurs limites tendent à se confondre.

Au développement urbain, plus ou moins ordonné ou plus ou moins anarchique, se juxtapose un développement industriel. Aux établissements déjà anciens et parfois importants s'ajoutent des zones industrielles de création récente.

Enfin, le site alluvial, riche en graviers, situé dans une région où la construction de bâtiments est en plein essor comme l'est celle des voies de communication, ne pouvait que devenir un lieu d'implantation de gravières. Ces exploitations ne constituent pas nécessairement, en théorie, une nuisance pour la qualité des eaux souterraines. Mais en fait elles en deviennent systématiquement une en raison d'habitudes déplorable prises par les particuliers et même parfois par des services de nettoyage qui trouvent naturel de transformer en décharge les excavations abandonnées.

La nappe est donc entourée de risques ; ces risques ont été inventoriés et nous en dresserons un bilan sommaire ; il n'est pas utile de le détailler, car il est constitué par une masse importante de documents qu'il faut sans cesse mettre à jour. Les éléments du bilan présenté ici ont été réunis en 1970 et ont fait l'objet d'un rapport diffusé aux autorités concernées. Ils ne sont rappelés dans le cadre du présent rapport qu'à titre d'exemple et pour situer l'importance des problèmes. Ils serviront également de base pour une comparaison avec d'une part la zonation des risques de propagation, et d'autre part les résultats des mesures de la qualité des eaux souterraines.

Nous nous limiterons, en outre, à la rive gauche du canal de Miribel qui a fait l'objet d'enquêtes réalisées directement par l'AGENCE. La rive droite a été étudiée du même point de vue par le Bureau d'Études Techniques pour l'Urbanisme et l'Équipement (B.E.T.U.R.E.) agissant pour le compte de la Société d'Équipement de l'Ain et les Services de l'Équipement.

1 – POLLUTION URBAINE :

120.000 habitants environ résident à l'intérieur du périmètre étudié, répartis dans 16 communes. Les enquêtes auprès des services municipaux ont montré qu'environ un tiers de cette population n'était pas raccordée à des égouts communaux qui, par ailleurs, n'existent pas partout ; 9 communes seulement sont pourvues –au moins partiellement– d'un réseau d'assainissement.

La carte n° 11 donnée en annexe 8 montre la répartition des différents modes d'assainissement. On y constate qu'une superficie importante de zones d'habitations était en 1970 assainie par des installations individuelles, tout en étant parfois dotée d'un plan d'urbanisme prévoyant une desserte par un réseau de collecte.

C'est ainsi que la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE, proche des captages de la Communauté Urbaine de LYON (VAULX-en-VELIN – VILLEURBANNE) n'était desservie que pour le tiers de sa superficie, le reste devant l'être seulement à terme. Cette proportion était de 50 % à DECINES-CHARPIEU – dans la partie aval du couloir de CHASSIEU– et de 75 % à MEYZIEU dans la partie aval du couloir.

Des zones d'habitation dont la desserte n'était pas prévue au plan d'urbanisme apparaissent à l'amont du couloir de CHASSIEU, à JONAGE, PUSIGNAN et divers points des collines glaciaires.

Les stations d'épuration sont rares et on note que de nombreux rejets sont faits, en l'absence de collecteurs naturels ou artificiels, directement dans le terrain proche des exutoires des réseaux existants.

Toutefois, 80 % des effluents recueillis sont acheminés vers les réseaux de l'agglomération lyonnaise et un projet général de collecte de l'Est Lyonnais avec traitement par des stations d'épuration proches du Rhône a été établi. Une collecte des eaux de PUSIGNAN – JONAGE et de l'aéroport de SATOLAS avec épuration et rejet au canal de Jonage a été financée en 1973.

En ce qui concerne la rive droite du Canal de Miribel, la situation est différente du fait de la présence d'eaux de surface. MIRIBEL et MONTLUEL rejettent au canal. BALAN – DAGNEUX – LA BOISSE rejettent dans des lînes ou des ruisseaux, mais ces derniers s'infiltrent pour une grande part dans le terrain alluvial.

2 – POLLUTION INDUSTRIELLE :

2.1) Processus d'enquête :

Un recensement des établissements industriels a permis d'en dénombrer environ 450 dont 50 en rive droite du canal de Miribel. Après classement, en fonction de l'activité exercée et de la taille, des enquêtes sommaires (par téléphone) ou des visites rapides ont été faites dans une cinquantaine d'entre eux.

Des enquêtes plus approfondies ont été entreprises dans une centaine d'établissements (dont 30 par le B.E.T.U.R.E. —en rive droite du canal de Miribel—). On s'est attaché au cours de ces enquêtes à étudier la pollution normalement produite, les emplois de l'eau et les modes de rejets. En ce qui concerne ces derniers, les rejets en puits perdus ont été plus spécialement examinés en notant les produits polluants susceptibles d'y être contenus.

Les risques de pollution accidentelle ont été également relevés en fonction des conditions de manutention, de transport et de stockage de produits. La nature des produits stockés, leur volume, les réservoirs de stockage, les cuvettes de rétention, la nature des sols au voisinage des stocks ont été inventoriés, en recherchant en outre les dispositifs permettant de déceler des fuites éventuelles.

Tous les renseignements ont été rassemblés sous forme de dossiers d'établissements et de fiches plus ou moins élaborées selon l'importance ou la complexité de chaque cas. Un plan donne, en général, l'emplacement des différents ateliers, des canalisations, des points de rejets et des aires de stockages. Des fiches sont consacrées respectivement aux activités — aux circuits de l'eau — aux points de prélèvements et rejets — aux stockages.

On trouvera en annexe 9 un dossier type donné à titre d'exemple.

L'ensemble de ces dossiers constitue un fichier qui devrait servir de base à un contrôle permanent des risques de pollution grâce à la mise en évidence des points à surveiller.

2.2) Résultats :

La centaine d'établissements objets d'une enquête représente un effectif total d'environ 12.000 salariés. Un classement des activités exercées en fonction du nombre des salariés donne les résultats suivants :

- Mécanique générale : 25 %
- Transformation des matières plastiques et caoutchouc : 15 %
- Textile (y compris fabrication de viscose) : 15 %
- Matériel électrique : 10 %
- Bâtiments et Travaux Publics : 8 %
- Chimie : 5 %
- Peintures et vernis : 5 %
- Alimentation : 3 %
- Meubles : 3 %
- Services et divers : 11 %

Les réseaux d'assainissement des zones industrielles sont, comme pour les zones d'habitations, rares et incomplets. La zone industrielle de SAINT-PRIEST n'était pratiquement pas desservie en 1970 ; il en était de même de celles de DECINES, SAINT-BONNET et SAINT-LAURENT-de-MURE. Seule la zone industrielle de MEYZIEU, partiellement équipée, rejetait des eaux, non épurées, au canal de Jonage.

Cependant, les deux tiers du débit total rejeté et évalué à 500 l/s environ, sont envoyés dans un réseau d'égout, en particulier dans celui de l'agglomération lyonnaise. Le reste est rejeté dans le canal de Jonage, le canal de Miribel ou des lônes, ou encore dans les cours d'eau de la rive droite du canal de Miribel dont on sait qu'ils alimentent la nappe en s'y perdant.

Il faut ajouter enfin qu'une part, des effluents est rejetée en puits perdus, notamment dans la région de MEYZIEU, ou infiltrée par un réseau souterrain d'injection. La moitié des entreprises visitées dispose ainsi de puits perdus.

Si l'on tient compte, d'une part de la nature et de la quantité des effluents rejetés en égout ou dans les canaux de Jonage et de Miribel, d'autre part de l'ensemble des activités exercées, on constate que le plus souvent les eaux susceptibles de rejoindre la nappe proviennent, soit d'installations sanitaires comportant des ouvrages d'épuration, soit de circuits de refroidissement ou de collecte d'eaux pluviales.

Toutefois, quelques sources de pollution plus importantes existent dans les secteurs chimie – textiles (teintures et apprêts) et mécanique générale (quelques ateliers de traitement de surface).

Par ailleurs, presque tous les établissements possèdent des réserves de produits pétroliers, très importantes pour quelques uns et, dans quelques branches d'activité, il s'y ajoute des réserves de matières premières liquides ou solides dont certaines sont toxiques.

Pour s'en tenir aux réserves de produits liquides, on a dénombré dans les établissements visités plusieurs centaines de réservoirs de produits pétroliers totalisant plus de 7.000 m³ de fuel, gas-oil, essence ou huile dont un de 2.500 m³ et un de 1.700 m³. 5.500 m³ de solvant, alcool, acide et divers produits organiques sont également en réserve dont deux établissements disposant chacun de 700 m³ de réserve et un disposant de 2.700 m³.

Si les stockages les plus importants sont organisés pour une détection facile de fuites éventuelles et une rétention étanche de ces fuites, il existe de nombreux réservoirs de quelques dizaines de mètres cubes à même le sol où des fuites ne seraient décelables que par baisse du niveau du stock. Des produits en fûts sont également parfois stockés sur des aires non étanches et sans capacité de rétention.

Les principaux résultats des enquêtes ont été reportés sur la carte n° 12 donnée en annexe 10. On y trouve en particulier les zones industrielles et leur caractéristique principale liée aux activités plus ou moins polluantes, les conditions de collecte et de rejet, ainsi que les risques dus à la présence de certains produits soit en stock, soit dans les rejets.

On peut y constater que des zones sensibles comme la partie occidentale de l'île de MIRIBEL-JONAGE ou la partie aval des couloirs fluvio-glaciaires sont également celles qui portent le plus de risques.

3 – GRAVIERES ET DECHARGES :

140 gravières ont été recensées parmi lesquelles 50 ont été étudiées plus spécialement. Un fichier a été établi selon le modèle reproduit en annexe 11.

On peut affirmer que la totalité de ces gravières ont été transformées en lieux de décharges – essentiellement de matériaux de démolition – mais aussi d’emballages, d’ordures ménagères, ou de produits industriels. On en dénombre une vingtaine relativement importantes sur le territoire de la seule commune de VAULX-en-VELIN.

Le volume total des dépôts de toute sorte peut être évalué à plus de 1.000.000 de m³ d’après les volumes comblés. Des décharges municipales ont été exploitées dans des anciennes carrières dont certaines depuis 1930. La plupart ont été abandonnées grâce à la mise en oeuvre d’une collecte acheminant les ordures vers le centre d’incinération de la Communauté Urbaine de LYON. Elles ont cependant reçu pendant plusieurs années les ordures rejetées par plus de 50.000 habitants au rythme de plus de 10.000 t/an.

Les conditions d’exploitation sont le plus souvent très mauvaises, qu’il s’agisse de décharges clandestines ou non. Certaines gravières sont en eau et on peut y voir des rejets d’hydrocarbures.

Il s’y ajoute des décharges sur des terrains plats – souvent marécageux – comme celle organisée par la Ville de LYON sur le territoire de la Commune de GENAS qui a reçu plus de 500.000 m³ de matériaux. Là les conditions d’exploitation sont celles d’un contrôle à peu près normal. Des industries ont également organisé des décharges de résidus souvent minéraux et inertes mais solubles à VAULX-en-VELIN notamment.

Mais on a vu également des dépôts «spontanés» d’origines diverses dans les abords immédiats de la station de pompage de CREPIEUX.

La carte n° 11 (annexe 8) comporte les implantations des principales décharges et gravières recensées.

4 – CONCLUSION :

La comparaison des cartes des sources de pollution (cartes n° 11 et 12) avec la carte des risques de propagation (carte n° 10) montre que l'implantation des premières n'est pas un facteur favorable à la protection de la nappe et des captages actuels de la Communauté Urbaine de LYON, bien au contraire.

En effet, si les nuisances les plus graves semblent évitées, le grand nombre de stockages rudimentaires, de puits perdus et de «gravières-décharges» entraînent une dissémination de risques mineurs mais insidieux, dont la localisation se trouve précisément dans les secteurs les plus sensibles de la nappe.

Quels que soient les résultats des mesures de qualité, il paraît indispensable de :

– procéder à une surveillance constante de ces risques ; la mise en place d'une cellule de surveillance des décharges industrielles dans le département du Rhône constitue un moyen efficace de cette surveillance ;

– mettre en oeuvre une politique de réduction des risques par des aménagements internes des établissements industriels et une amélioration de la collecte des eaux usées ; des études sont à faire cas par cas ;

– organiser l'urbanisation, l'industrialisation et l'exploitation des matériaux de carrière en fonction de la sensibilité de la nappe. L'aménagement de la zone de loisirs de MIRIBEL-JONAGE peut être un élément favorable à la protection de la nappe. De même, nous avons suggéré, à l'occasion de l'enquête ouverte en 1971 sur la zone spéciale de recherches et d'exploitation de carrières de sables et graviers d'alluvions dans la région lyonnaise que soient exclues du périmètre de cette zone les alluvions modernes de l'île de MIRIBEL-JONAGE et de la rive droite du canal de Miribel, afin que ne soient pas facilitées l'ouverture et l'exploitation de carrières dans une région où la nappe est sensible.

CHAPITRE III

CONNAISSANCE DE LA QUALITE DE L'EAU

La nappe alluviale du Rhône est menacée en de nombreux points par les eaux de surface qui l'alimentent plus ou moins régulièrement, par la présence de substances polluantes dans ou sur le terrain qui la domine, par des infiltrations provoquées d'effluents urbains ou industriels, par des gravières enfin où l'eau souterraine est mise au contact de déchets divers. Des pollutions ont été constatées en plusieurs points de captages domestiques ou communaux ; des hydrocarbures ont été décelés pendant plusieurs mois dans le puits de CHASSIEU et on se souvient de la pollution des captages de la Ville de LYON par le passage dans le Rhône des boues de fond du barrage de VERBOIS.

Il a paru nécessaire de procéder à une enquête générale sur la qualité de l'eau de la nappe et des compartiments qui l'alimentent pour connaître, éventuellement, les pollutions actuelles et les comparer aux risques inventoriés. Ces mesures de qualité pouvaient également permettre, en les répétant, de suivre une évolution, de déceler une propagation et d'en reconnaître alors les modalités. Elles devaient donner de plus l'état initial nécessaire à toute surveillance ultérieure destinée à déceler des anomalies.

Nous examinerons successivement :

– les moyens mis en oeuvre :

- . Réseau général de prélèvements.
- . Barrière de contrôle — Points de prélèvements à niveaux séparés.
- . Campagnes de prélèvements.

- les résultats obtenus :
 - . Qualité de l'eau de la nappe.
 - . Evolution.
 - . Etudes particulières.

- et en conclusion, les possibilités d'interprétation.

1 – MOYENS MIS EN OEUVRE :

1.1) Réseau général :

Il a été décrit au chapitre I. Nous en rappellerons ici la consistance en précisant les éléments qui ont une incidence du point de vue prélèvement. Le réseau complet, étendu à la rive droite du canal de Miribel comportait :

- 160 puits non équipés de moyens de pompage, dont 21 d'une profondeur supérieure à 30 m ;
- 105 puits équipés en service ou non ;
- 215 piézomètres d'une profondeur inférieure à 8 m ;
- 12 piézomètres allant au-delà de 8 m ;
- 50 points d'eau de surface.

L'accessibilité des points de prélèvements était le plus souvent aisée et dans la grande majorité des cas, il était possible d'en approcher avec un véhicule léger.

Les volumes d'eau contenue dans les puits au repos sont compris, en général, entre 0,2 et 3 m³ – cependant une vingtaine sont compris entre 3 et 17 m³ et deux atteignent 120 m³.

Les piézomètres ont un diamètre intérieur de 33 mm sauf une quinzaine dont le diamètre est de 100 mm.

Les fiches signalétiques avaient toutes été complétées par des indications sur l'environnement du point d'eau pour que soit repérée toute source particulière de pollution.

1.2) Barrière de contrôle – Points de prélèvements à niveaux séparés (“Multitubes”) :

La structure localement multicouche du réservoir alluvial nous a conduits à rechercher un dispositif de prélèvement permettant de connaître la qualité de l'eau à différentes profondeurs, le long d'une même verticale.

Les points du réseau général sont, soit des puits, soit des piézomètres crépinés sur une faible partie de leur hauteur. Les prélèvements que l'on y fait ne sont donc représentatifs que d'un niveau particulier, sauf à pomper longuement, mais de toute façon sans possibilité de localiser l'origine d'une pollution.

Nous avons, après avoir examiné les possibilités de réalisation de points de prélèvements à niveaux séparés, mis au point un système décrit plus en détail dans la deuxième partie et que nous appellerons ici “multitubes”.

Le coût élevé de ces ouvrages (15 à 20 000 F) pour des profondeurs de 15 à 25 m, ne permet pas de les utiliser couramment. Ils sont à réserver à des secteurs où une surveillance est à exercer, à une proximité telle des ouvrages de captage qu'une détection à plusieurs niveaux soit indispensable.

C'est ainsi qu'en accord avec les services du Ministère de l'Équipement et avec leur concours financier une barrière constituée d'une vingtaine de multitubes a été mise en place par le B.R.G.M. à l'amont immédiat des zones de captages de la Communauté Urbaine de LYON.

Son emplacement figure sur la carte n° 2 donnée au chapitre I ci-dessus. Elle constitue une fermeture de la boucle du Vieux Rhône qui contient les captages de CHARMY, avec un espacement d'environ 80 m.

1.3) Campagnes de prélèvements :

- Campagnes d'ensemble :

Les campagnes de prélèvements de Mai et Septembre 1970 ont porté sur 400 points d'eau. Deux autres, en Mai et Septembre 1971, ont porté sur une centaine de points seulement, choisis d'après les résultats des campagnes précédentes. Une dernière enfin, en Octobre 1972, a porté sur les cent points, augmentés de 150 en rive droite du Canal de Miribel, non comprise jusque-là dans les observations.

A chaque campagne a été associé un relevé piézométrique.

● Modalités de prélèvements :

Il était nécessaire de procéder rapidement à chaque opération. Chacune devait être effectuée dans un délai maximal d'un mois, 3 jours étant réservés au relevé piézométrique au milieu des campagnes de prélèvements. Afin de réduire le coût des opérations sans nuire à la représentativité des prélèvements, une étude préalable a été faite pour observer l'évolution, en fonction du temps, de la qualité de l'eau prélevée lors d'un pompage continu. Un compromis a été adopté en admettant qu'il fallait, avant d'effectuer un prélèvement, avoir évacué un volume d'eau égal au moins à une fois et demie le volume contenu dans l'ouvrage au début du pompage.

Les dispositions suivantes ont été retenues :

– tous les prélèvements sont effectués par pompage sauf pour les piézomètres de profondeur supérieure à huit mètres où l'on utilise une soupape ;

– pour les puits en service, on laisse écouler l'eau pendant dix minutes à compter du début du pompage avant le prélèvement ;

– pour les puits non en service, on effectue le prélèvement après écoulement de 1,5 fois le volume contenu dans chaque ouvrage ;

– dans les piézomètres, on ne prélève qu'après obtention de l'eau claire.

● Réalisation de prélèvements :

Les campagnes, confiées à la Compagnie Générale des Eaux et à la Société Anonyme Française d'Etudes et de Gestion, ont été faites par 5 équipes de deux hommes :

– 2 équipes pour les piézomètres, munies d'un véhicule léger, d'une pompe à main et d'une soupape ;

– 2 équipes pour les puits de moins de 30 m, avec un véhicule du type "estafette", une pompe immergée, un groupe électrogène portatif et un compteur volumétrique ;

– 1 équipe pour les puits de plus de 30 m, dotée d'un matériel du même type mais plus lourd (groupe électrogène sur remorque, treuil de manoeuvre de la pompe).

Les temps de prélèvements par ouvrage ont été les suivants en moyenne :

- piézomètre de moins de 8 mètres : 20 minutes ;
- piézomètre de plus de 8 mètres : 90 minutes ;
- puits équipé : 20 minutes ;
- puits non équipé : 60 minutes dans les alluvions modernes
1 heure à 4 heures dans les alluvions
fluvio-glaciaires

● Confection des échantillons :

La confection des échantillons, variable selon les points, comportait :

– un échantillon de deux litres pour les éléments minéraux fondamentaux placé dans un flacon en matière plastique préalablement rincé avec l'eau à prélever ;

– un échantillon de 0,5 litre pour les éléments métalliques, placé dans un flacon fourni, ainsi que les suivants, par le laboratoire ;

– un échantillon de 1 litre contenant 50 ml de lessive de soude pour les cyanures ;

– un échantillon de 0,5 litre pour les phénols, stabilisé par du sulfate de cuivre et de l'acide orthophosphorique ;

– un échantillon de 1 litre destiné à la recherche des hydrocarbures et un autre pour le dosage des détergents ;

– un échantillon en flacon stérile pour les analyses bactériologiques, transporté en glacière à la température de 4 à 6°.

● Analyses :

L'analyse des éléments minéraux fondamentaux a été faite sur l'ensemble des points.

Les analyses bactériologiques et la recherche des éléments toxiques ou indésirables n'ont porté que sur un nombre limité de points, choisis en fonction des résultats de l'inventaire des pollutions.

Les échantillons étaient remis chaque soir au laboratoire chargé des analyses — dans un délai maximal de huit heures pour la bactériologie.

C'est le Laboratoire Régional d'Hygiène Appliquée de l'Institut Pasteur de LYON qui a procédé à toutes les déterminations.

Tous les résultats ont été transmis au Service Géologique d'Alsace Lorraine sous la forme de bordereaux de transfert en vue d'une exploitation mécanographique qui a fourni :

- des tableaux de résultats ;
- des calculs de rapport entre teneurs en différents ions ;
- des analyses statistiques avec calcul de moyennes et d'histogrammes de valeurs pour différentes zones ;
- des corrélations ;
- des diagrammes SCHOELLER BERKALOFF pour chaque analyse, ainsi que des diagrammes de PIPER.

— CAMPAGNES SPECIALES :

Le programme que nous nous étions fixé en accord avec les administrations intéressées comportait, après examen des résultats des campagnes complètes, les campagnes réduites évoquées ci-avant, et permettant de suivre l'évolution de la qualité ainsi que des campagnes spéciales destinées à étudier des points particuliers autour d'une pollution remarquable pour en suivre le cheminement avec plus de détail.

Il n'a pas été possible, en fonction des résultats généraux, de concevoir de telles campagnes. Il nous a semblé, en effet, que les faits observés étaient trop confus pour qu'une analyse dans le temps et l'espace ait quelque chance de succès.

Nous avons cependant retenu trois projets pour une mise en oeuvre immédiate :

- étude de la propagation de la pollution due à la vidange du barrage de VERBOIS, par prélèvements et analyses dans les puits de captage de la Communauté Urbaine de LYON ;

- étude de la propagation de la pollution en aval d'une décharge à l'aide de vingt points d'observations et 18 mois de mesures bimensuelles ;

- étude de l'influence de la Rize pendant un an, au même rythme, sur une vingtaine de points également.

Ces deux dernières zones d'études spéciales figurent sur la carte n° 2 du réseau d'observations au chapitre I

2 – LES RESULTATS OBTENUS :

2.1) Qualité de l'eau de la nappe :

2.1.1) Présentation des résultats d'ensemble :

Nous ne développerons pas de commentaires sur l'ensemble des teneurs, leur répartition géographique ou leur évolution dans l'espace, car il n'était pas dans notre intention de procéder à une étude géochimique. Nous ne visions qu'à établir un "point zéro" et à reconnaître des pollutions éventuelles.

Il est bon cependant de donner une vue de la totalité des résultats ; nous l'avons fait en juin 1971 en diffusant aux différents services concernés une série de 14 diapositives reproduisant chacune une carte consacrée à un élément ou un groupe d'éléments et accompagnée d'un commentaire. Nous rappellerons les conventions adoptées alors pour représenter les résultats des 2 campagnes de 1970.

Le nombre de points de mesure — pour la plus grande partie des éléments mesurés — permettait, en principe, de tracer des courbes d'égales teneurs. Nous avons cependant estimé que cette représentation n'aurait pas de sens. En effet, les points de prélèvements ne constituent pas un échantillon suffisamment représentatif dans la mesure où l'on a dû utiliser des ouvrages existants, surtout dans les zones de grande profondeur de la nappe, pour éviter des dépenses trop importantes de création de points d'eau. En outre, pour les éléments toxiques ou indésirables, la représentativité est faussée, du fait que les points de prélèvements ont été choisis volontairement en raison de leur proximité de sources de pollution.

Enfin, les résultats eux-mêmes révèlent des anomalies que seule une densité beaucoup plus importante de points d'observations permettrait d'interpréter par des courbes d'égales valeurs.

Nous avons retenu, en conséquence, un procédé différent consistant à définir des classes de teneurs en tenant compte de la courbe des valeurs classées pour chaque élément. Chaque point est ensuite repéré sur la carte selon son appartenance à l'une des classes ainsi définies.

Le système de repérage adopté en 1971 utilisait les couleurs du spectre entre le bleu et le rouge, le bleu correspondant aux plus faibles teneurs.

On a ainsi établi une carte pour chacun des paramètres suivants :

— Conductivité — titre alcalimétrique complet — chlorures — sulfates — nitrates — titre hydrotimétrique — sodium — potassium — coliformes — détergents — hydrocarbures.

Une carte a été établie, en outre, pour chacun des groupes de paramètres suivants :

(Chrome — phénols — cyanures) - (Arsenic — cadmium — plomb — cuivre) - (Fluorures — zinc — fer — manganèse).

On trouvera, à titre d'exemple, en annexe 12, la carte n° 13, relative aux nitrates, établie lors de la campagne de mai 1970.

Pour les campagnes de 1971 et 1972, le même principe a été retenu, mais les couleurs ont été remplacées par des signes conventionnels en noir et blanc, permettant une reproduction plus aisée.

14 cartes (n° 14 à 41) de ce type sont données en annexe 13. Elles correspondent aux campagnes de mai 1970 et octobre 1972 pour les conductivités — titres hydrotimétriques — titre alcalimétrique complet — chlorures — sulfates — nitrates — sodium — potassium — détergents — hydrocarbures — coliformes — toxiques.

2.1.2) Minéralisation et ions minéraux fondamentaux :

La minéralisation est bien représentée globalement par la conductivité, dont la valeur dominante (près de 60 % des valeurs) se situe entre 400 et 600 micromho/cm. Il s'agit donc d'une minéralisation moyenne.

Les valeurs les plus faibles se trouvent, en général, dans les alluvions modernes et plus particulièrement dans la région de JONS, de CHARMY et le long du canal de JONAGE à partir du Grand Large.

Des minéralisations excessives ou très importantes (supérieures à 800 micromho/cm) apparaissent autour de VAULX-en-VELIN — CHARMY — GENAS et en différents points épars. Elles représentent 10 % des valeurs observées.

Le titre alcalimétrique complet et la dureté totale ont également des valeurs moyennes. 40 % des valeurs sont comprises entre 20 et 25°, 30 % entre 25 et 30° pour le T.A.C. et 40 % entre 25 et 30°, 25 % entre 30 et 40° pour le T.H.

Les variations géographiques sont analogues à celles de la conductivité, des valeurs importantes étant observées :

- pour le T.A.C. : 10 % supérieures à 30 °
- pour le T.H. : 10 % supérieures à 40 °

Les sulfates peuvent être d'origine naturelle et participent en partie à la minéralisation. 81 % des valeurs sont comprises entre 10 et 30 mg/l dont 39% entre 20 et 30 mg/l, ces dernières se rencontrant surtout dans l'île de MIRIBEL-JONAGE et représentant une valeur déjà élevée. Mais 7 % des valeurs dépassent 100 mg/l. Deux valeurs exceptionnelles dépassent même 250 mg/l, la région de VAULX-en-VELIN - CHARMY étant la plus riche de ce point de vue.

Les chlorures sont des témoins de pollution, leur présence dans les eaux naturelles étant fort limitée (à 10 ou 15 mg/l loin des sources). Si 76 % des valeurs sont inférieures à 20 mg/l dont 40 inférieures à 10 mg/l, on observe 10 % de valeurs supérieures à 50 mg/l dont 5 % au-dessus de 200 mg/l, ce qui est considérable. C'est encore la région de VAULX-en-VELIN qui apparaît comme la plus fortement marquée.

Les nitrates sont eux aussi des signes de pollution. L'importance des valeurs trouvées en moyenne est traduite par le classement suivant :

- inférieures à 10 mg/l : 22 %
- comprises entre 10 et 20 mg/l : 14 %
- comprises entre 20 et 30 mg/l : 12 %
- comprises entre 30 et 45 mg/l : 26 %
- supérieures à 45 mg/l : 26 %

Les points à fortes teneurs sont assez également répartis avec toutefois une plus grande densité dans la région de VAULX-en-VELIN et une moindre dans le reste des alluvions modernes.

Sodium et potassium : pour le sodium 14 % des valeurs excèdent 20 mg/l dont 2,5 % 50 mg/l, pour le potassium 7,5 % excèdent 20 mg/l dont 2,5 % 50 mg/l. Il n'y a aucune particularité de répartition à signaler.

2.1.3) Présence de coliformes :

Il s'agit de la seule recherche faite des germes tests de pollution bactérienne. On constate que si toutes les eaux de surfaces prélevées contiennent plus de 1 000 coliformes/ml, en revanche presque toutes les eaux souterraines en contiennent moins de 2. Une quinzaine de points seulement font apparaître des teneurs supérieures à 100/ml.

2.1.4) Éléments toxiques ou indésirables :

Quelques points isolés font apparaître des teneurs en détergents supérieures à 100 microgrammes/litre.

Les hydrocarbures sont un peu plus fréquents quoique rarement mesurables : 40 points présentent des traces, une quinzaine ont des teneurs supérieures à 400 microgrammes/litre.

Les autres éléments recherchés (chrome, phénol, cyanure, arsenic, cadmium, plomb, cuivre, fluorures, zinc, fer, manganèse) ne sont pas décelés en général au-dessus du seuil de sensibilité analytique.

On observe toutefois une présence de chrome et de cuivre dans les eaux du canal de JONAGE. Il en est de même pour les fluorures et le zinc dans les eaux du RHONE.

Dans la nappe, du plomb a été observé en un point, à la teneur faible de 24 microgrammes/litre. Du cuivre en un point différent est trouvé à la teneur de 33 microgrammes/litre.

On trouve également dans la nappe :

- des fluorures à des teneurs de 150 à 250 microgrammes/litre en quelques points (zones de captages notamment) ;
- le zinc qui atteint 150 microgrammes en un seul point ;
- du manganèse qui atteint en un point la teneur de 350 microgrammes/litre.

Notons enfin que certains éléments trouvés à l'état de trace lors d'une campagne ne se décèlent plus à la campagne suivante.

2.1.5) Conclusions :

Il apparaît que l'eau de la nappe de LYON est d'une minéralisation moyenne, surtout dans les alluvions modernes, et du même ordre de grandeur que celle du RHONE lui-même ; les teneurs en sulfate sont en moyenne relativement élevées, dans les alluvions modernes, comme dans l'eau du RHONE. Un grand nombre de points présentent des teneurs très élevées en chlorures. Les nitrates enfin sont à des teneurs fortes sur l'ensemble de la nappe.

Des zones où tous les paramètres sont élevés apparaissent, dans les régions de VAULX-en-VELIN, CHARMY et GENAS en particulier. Cependant, bien que ces teneurs atteignent la barrière de contrôle proche des captages de CHARMY, ces derniers ne présentent pas les mêmes caractéristiques.

Des zones à faible minéralisation apparaissent en revanche, d'une part à proximité du RHONE, dans la région de JONS, dans l'île de MIRIBEL-JONAGE le long du canal de JONAGE, et dans le région de CHARMY-CREPIEUX, d'autre part, dans les alluvions fluvio-glaciaires autour des collines.

2.2) Evolution :

Une comparaison des cartes ou des moyennes des teneurs obtenues lors des deux premières campagnes générales de 1970 montre que le titre alcalimétrique complet et la dureté totale varient peu globalement. Il en est de même pour les chlorures.

Une tendance très nette à la baisse apparaît pour les nitrates.

Au contraire, le sodium, le potassium et surtout les sulfates accusent des augmentations sauf toutefois dans quelques secteurs, notamment dans les parties aval des couloirs fluvio-glaciaires où l'on constate une diminution de tous les paramètres.

Les campagnes suivantes n'ayant porté que sur un nombre restreint de points, il est difficile de poursuivre la comparaison d'ensemble. Cependant, on peut constater, pour un certain nombre de points communs aux différentes campagnes des variations de sens contraire. En particulier, les nitrates augmentent en général de septembre 1970 à mai 1971, puis s'abaissent à nouveau.

Mais il faut remarquer que si les variations de la moyenne établie pour l'ensemble des points ou pour des zones restreintes sont faibles, il se produit des variations par point qui se compensent, deux points voisins pouvant évoluer en sens contraire.

Les variations de chaque point ont été suivies sur des graphiques construits sur une fiche où était reportée la totalité des observations. On constate sur ces graphiques qu'aucune loi générale ne se dégage à première vue. De nombreux cas sont observés. On trouvera ci-après trois fiches correspondant à des points où l'évolution est peu marquée. Dans cette catégorie, on trouve des variations minimales sur tous les paramètres ou des fluctuations concernant les éléments les plus représentatifs de la minéralisation comme le calcium, les bicarbonates ou les sulfates (fig. 7 et 8 p.83 et 85). Enfin, des variations relativement rapides apparaissent assez fréquemment sur les nitrates (fig. 9 p. 87).

FIGURE 7

GRAPHIQUE DES VARIATIONS DE TENEURS

Point N° 698 - 3 - 18 Piézomètre à Miribel

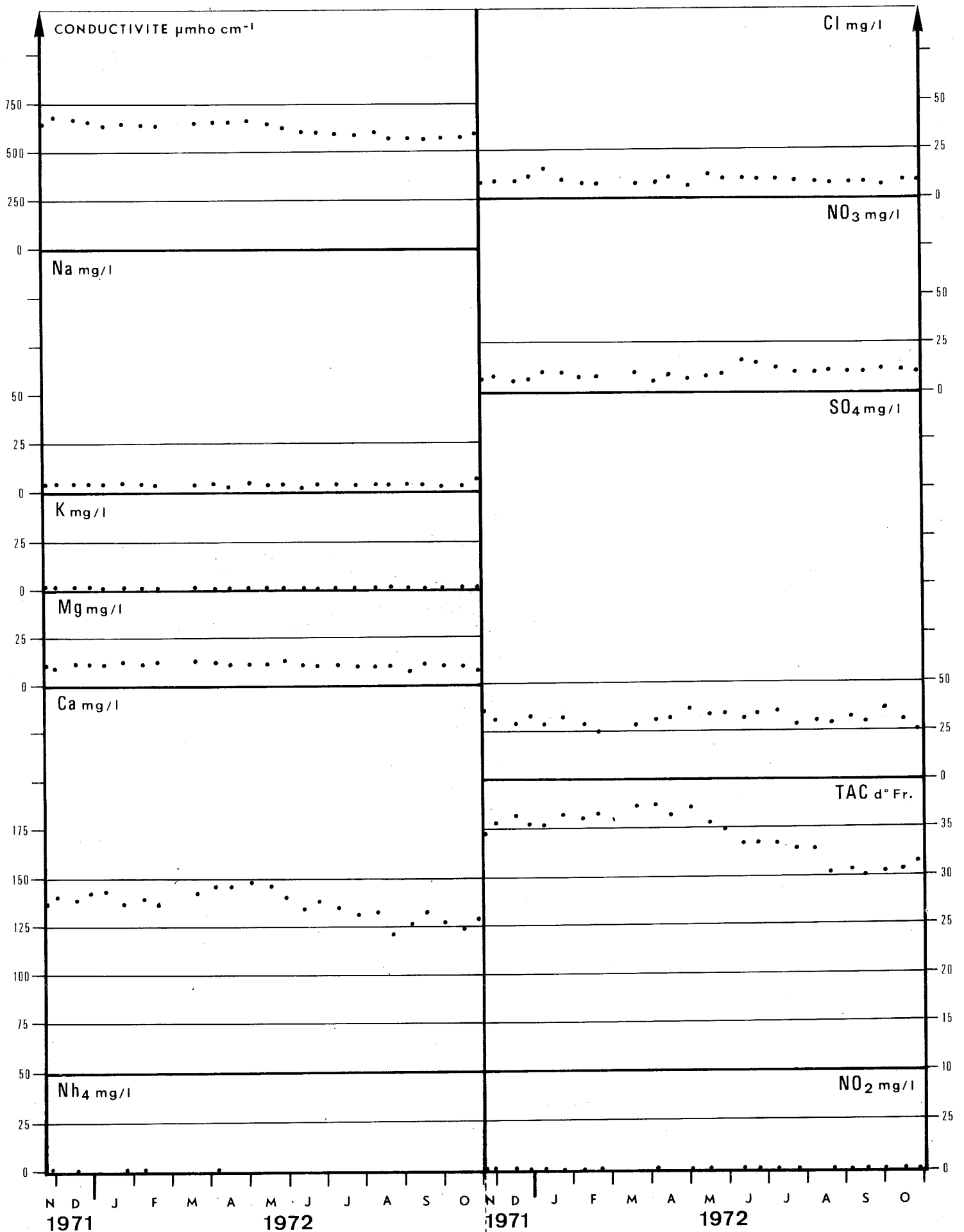


FIGURE 8

GRAPHIQUE DES VARIATIONS DE TENEURS

Point N° 698 - 8 - 108 Piézomètre à Meyzieu

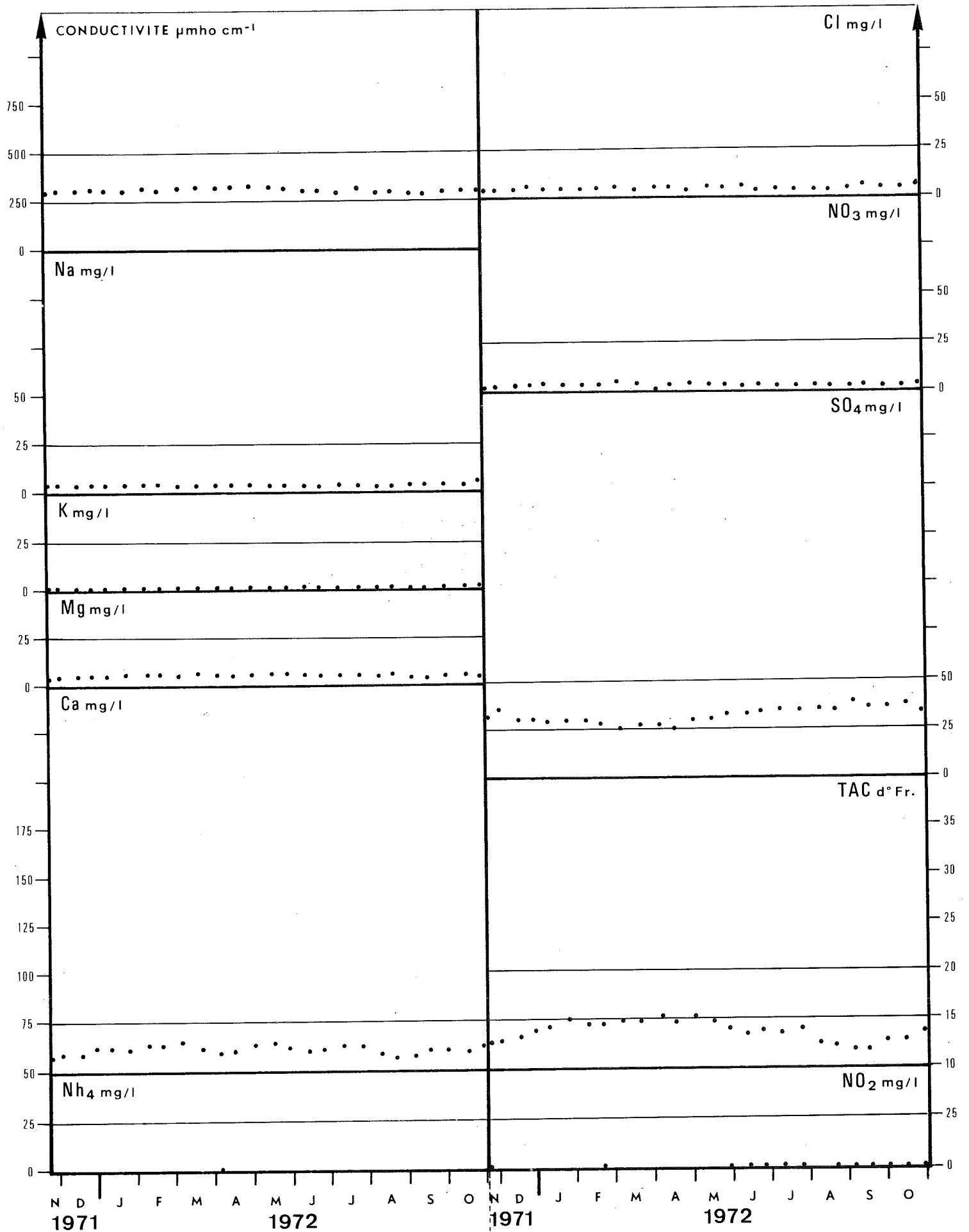
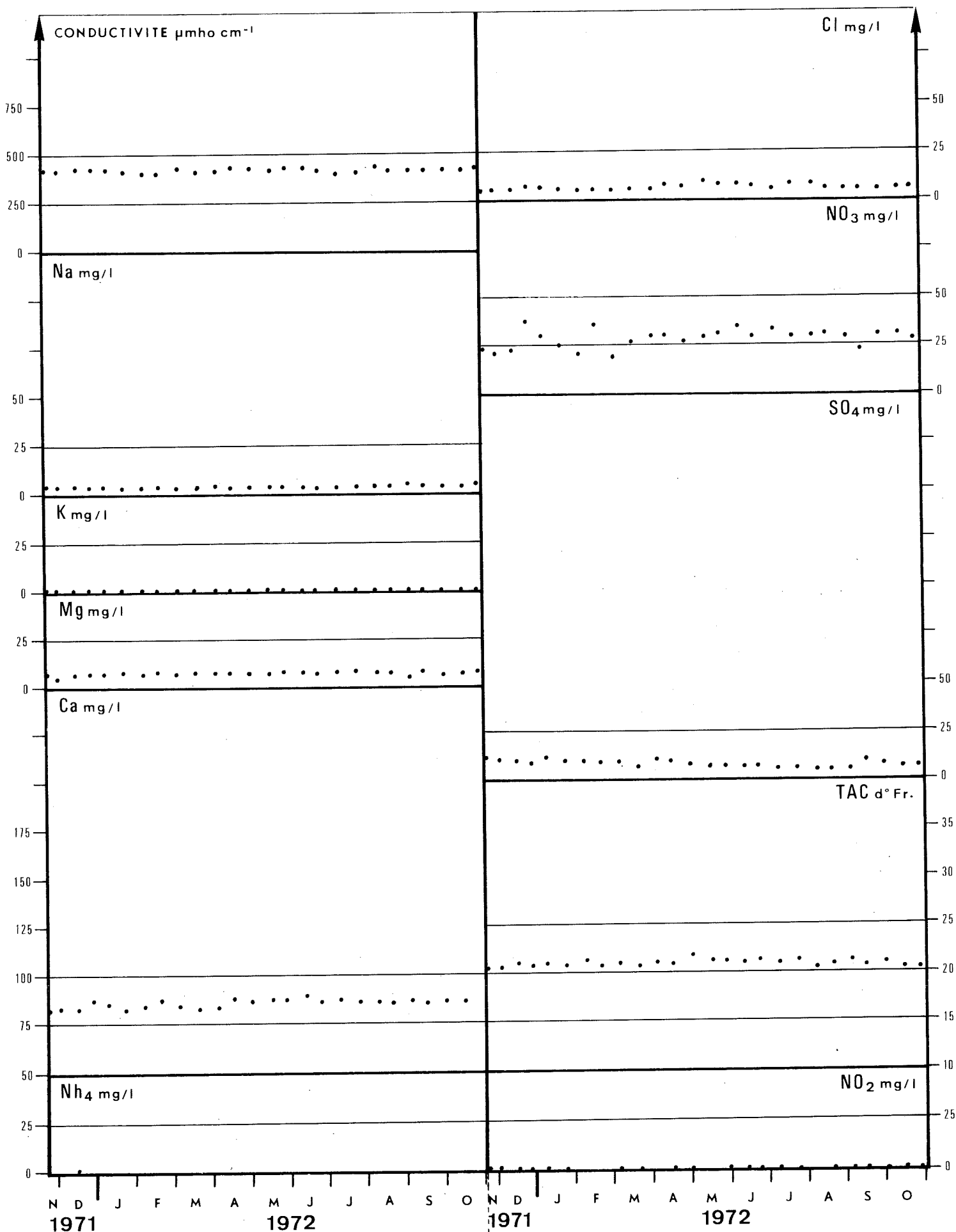


FIGURE 9

GRAPHIQUE DES VARIATIONS DE TENEURS

Point N° 699 - 5 - 38 Forage à Pusignan



Les trois fiches présentées ici correspondent à des points où des observations, exceptionnellement, ont été faites tous les quinze jours pendant un an. Les valeurs trouvées lors des campagnes générales ne modifient pas leur classement en une catégorie où les variations sont faibles.

Le tableau suivant donne au contraire les valeurs trouvées en des points choisis parmi ceux où les variations sont les plus marquées et affectent des ions comme le sodium, le potassium, les chlorures et les nitrates. On y observe selon les points :

– 698 – 8 – 20 : une augmentation continue des nitrates qui atteignent la valeur très importante de 232 mg/l en octobre 1972, alors que le TAC décroît de 27,5 à 21° ;

– 699 – 5 – 11 : une augmentation des nitrates et des chlorures ;

– 698 – 8 – 42 : des variations importantes et concomitantes sur tous les ions et en particulier une pointe forte en mai 1971 en sodium et chlorures, alors que sulfates et nitrates diminuent. A noter les valeurs importantes de teneur en potassium qui atteint 37 mg/l ;

– 698 – 7 – R 81 : ce sont les sulfates ici qui varient le plus et atteignent 210 mg/l – les nitrates évoluant en sens inverse ;

– 698 – 7 – 63 : calcium – chlorures – nitrates – sulfates – TAC présentent des variations importantes ;

– 698 – 7 – 67 : aux fortes valeurs de mai 1970 succèdent des valeurs en baisse d'une façon générale ;

– 698 – 7 – 55 : le même phénomène est ici nettement plus accentué, les nitrates, chlorures et sulfates passant respectivement de 205 à 16 – de 87 à 50 et de 435 à 65 mg/l.

Il faut remarquer que les points présentant des variations importantes et de sens divers sont nettement plus nombreux dans le secteur de VAULX-en-VELIN qu'ailleurs.

		TENEURS EN mg/l (TAC en d ⁰ français)						
		Sodium	Potassium	Calcium	T.A.C.	Chlorures	Nitrates	Sulfates
698-8-20 Piézomètre VAULX-en- VELIN	Mai 1970	5,4	1,5	127	27,5	8,5	40	32
	Sept. 1970	4,8	1,4	127	27,0	7,8	56	27
	Mai 1971	3,8	1,2	120	23,5	10,6	65	32
	Sept. 1971	4,0	1,0	123	23	10,3	62	38
	Oct. 1972	6,9	1,2	122	21	18	232	35
699-5-11 Puits com- munal PUSIGNAN	Mai 1970	6,4	1,7	113	23,5	13	40	22,5
	Sept. 1970	6,4	2,1	120	25,5	13	45	25
	Mai 1971	5,6	1,4	116	22,5	16	56	17,5
	Sept. 1971	6,0	2,0	120	23,5	17,5	60	20
	Oct. 1972	9,2	1,2	118	22	23	53	20
698-8-42 Puits GENAS	Mai 1970	75	25	150	32,5	128	65	48
	Sept. 1970	54	34	123	31	50	75	55
	Mai 1971	156	37	154	40	239	51	50
	Sept. 1971	62	35	126	32	63	95	56
	Oct. 1972	34	24	106	25,5	38	85	40
698-7-R81 Piézomètre VAULX-en- VELIN	Mai 1970	10	6	136	23,5	20	30	130
	Sept. 1970	15	12	162	29,5	27	38	140
		20(1)	12,5(1)	173(1)	25(1)	37,5(1)	20 (1)	210(1)
	Mai 1971	18	10	163	26	32	42	156
	Sept. 1971	16	7,5	157	29,5	30	38	80
	Oct. 1972	18	7,5	140	27,5	27	38	87
698-7-63 Piézomètre VAULX-en- VELIN	Mai 1970	17,5	2,5	183	24,5	95	30	130
	Sept. 1970	12,5	3	126	23	45	25	80
	Mai 1971	15	3,5	170	26	60	37	125
	Sept. 1971	11	3,5	127	24	20	30	80
698-7-67 Puits VAULX-en- VELIN	Mai 1970	35	8	153	31	36	33	115
	Sept. 1970	6	2	90	22	7,5	3	35
	Mai 1971	4	1,5	85	20	8	11	22,5
	Sept. 1971	5	1,5	95	20,5	8	2,5	50
	Oct. 1972	7	1,5	90	20,5	12,5	5	35
698-7-55 Puits VAULX-en- VELIN	Mai 1970	45	5	345	39	87	205	435
	Sept. 1970	20	3	176	32	30	20	100
	Mai 1971	19	2	179	30,5	45	35	110
	Sept. 1971	18	1,5	165	27	35	17	127
	Oct. 1972	23	1,5	150	32	50	16	65

(1) Valeurs mesurées en Février 1971 - hors campagne générale.

2.3) Etudes particulières :

Barrière de contrôle – multitubes :

La barrière de contrôle a été décrite plus haut. Elle figure sur la carte n° 2 (p. 21) du réseau. Rappelons qu'elle constitue une fermeture de la boucle de CHARMY dans laquelle a été établi un champ de captage de la Communauté Urbaine de LYON.

Elle comporte 19 "multitubes" numérotés de S_1 à S_{19} , de l'Est vers l'Ouest, à 80 mètres les uns des autres. Il était intéressant d'examiner la qualité de l'eau prélevée par ces dispositifs de contrôle et de voir si le fait de prélever à différents niveaux présentait un intérêt.

Comme on peut le constater sur les cartes de la qualité, les multitubes ont fourni des prélèvements dont les teneurs sont, sauf pour les nitrates, comparables à celles rencontrées dans la région de VAULX-en-VELIN. Les teneurs en nitrates sont un peu moins élevées.

On peut constater également que les captages, très proches, fournissent une eau nettement moins minéralisée.

Nous avons examiné l'ensemble des valeurs obtenues aux différents niveaux des multitubes. Les tableaux ci-après donnent ces valeurs pour les multitubes S_4 - S_5 et S_{18} et S_{19} , pour les différents niveaux 1, 2, 3, 4, numérotés dans l'ordre croissant à partir du niveau le plus élevé, pour chacune des campagnes de prélèvements et pour 8 paramètres : calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorures, sulfates, bicarbonates (1970 seulement) et nitrates.

On peut remarquer que le multitube S_{19} fournit des valeurs plus faibles que le S_{18} situé à 80 m ; les multitubes S_4 et S_5 donnent des valeurs comparables et légèrement plus faibles en général que S_{18} mais plus fortes que S_{19} .

TENEURS en mg / l

Point n° S₄ (698 - 7 - 187)

Campagne	Niveaux	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
Mai 1970	1	120	9,9	10,8	2,5	19,5	41	329	25
	2	117	10,4	10,8	3,1	19,9	41	332	23
	3	118	10,8	12,8	3,1	20,2	46	336	26
	4	124	10,4	12,8	4,8	20,6	48	345	26
Sept. 1970	1	118	10,6	11	3,5	19,2	44	329	31
	2	118	10,8	12	3,1	21,3	43,5	330	31
	3	116	10,7	11,6	3,2	20,9	40	329	25
	4	112	11,2	11,8	3,6	20,2	38	329	23
Mai 1971	1	123	11	11	5	22	60		34
	2	122	11	12	4,5	22	50		32,5
	3	115	11	12,5	4,5	22	45,5		30
	4	120	11	13,5	4	23	47,5		25
Sept. 1971	1	110	10	11	3	21,5	50		30
	2	127	10	11	3	21,5	50		32
	3	112	10	11	2,5	24	50		25
	4	113	10	11	3	22,5	45		25
Oct. 1972	1	118	11,8	14,9	2,3	26	39		19
	2	113	12,3	17,2	1,9	30,2	37		21
	3	116	11,9	16,1	2,3	28,7	39		22
	4	117	11,6	14,9	2,7	28	42		25

Point n° S₅ (698 - 7 - 191)

Campagne	Niveaux	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
Mai 1970	1	116	8	9,8	1,3	16,3	39	332	16
	2	117	7	10,6	2,9	18,1	35	326	27
	3	72	3,6	3,1	3,3	3,5	14	226	2,8
	4	84	9,9	12,8	4,6	19,2	30	275	13
Sept. 1970	1	119	10,5	11,6	3,4	20,6	43,5	323	31
	2	119	10,5	11	3,5	19,9	43	323	31
	3	115	10,5	11,6	3,6	21,3	84	275	25
	4	116	10,7	10,4	3,7	20,9	40	336	21
Mai 1971	1	106	10,5	12,5	5	21,5	46		30
	2	108	11,5	11	3,5	21	48		32
	3	105	11	11,5	3,5	23	44,5		27
	4	97,5	10,5	12,5	5	25	44,5		58
Sept. 1971	1	115	10,5	12	3	21,5	50		28
	2	100	9	11	3,5	22	50		30
	3	105	10	11,5	3,5	23	45		26
	4	83	10,5	11,5	3	22,5	42,5		26
Oct. 1972	1	112	9,8	14,2	1,9	24	35		19
	2	113	10,4	15,6	2,3	23,2	37		21
	3	120	10,8	14,7	2,7	28	41		25
	4			non prélevé					

TENEURS en mg / l

Point n° S₁₈ (698 - 7 - 219)

Campagnes	Niveaux	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
Mai 1970	1	161	10,6	14,8	9	15,3	170	329	33
	2	179	12,8	21,2	15	19,9	215	336	16
	3	157	12,6	19,8	9	27	145	342	31
	4	153	12,2	19	7,4	26,6	125	348	36
Sept. 1970	1	164	12,2	17,6	13	19,8	150	378	26
	2	153	11,9	18	13	21,6	130	360	24
	3	149	12,2	20	11,5	24,0	125	342	28
	4	135	11,5	18,4	7,4	28,4	100	317	28
Mai 1971	1	130	10,5	12,5	10	30	95		35
	2	125	11,5	15,5	10,5	28	100		25
	3	125	11	15	9,5	28	87		38,5
	4	103	12,5	13,5	7,5	26	82		37,5
Sept. 1971	1	72	5	4	1,5	3	35		5
	2	154	10,5	17,5	9,5	28	137		30
	3	120	10,5	13	7,5	24,5	115		32,5
	4	117	10,5	13	6	25,5	110		30
Oct. 1972	1	non prélevé							
	2	154	11,1	23	10,5	37	137		30
	3	135	10,1	19,3	7,8	29,6	104		32
	4	130	10,9	19,3	7,4	29,6	101		33

Point n° S₁₉

Campagnes	Niveaux	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
Mai 1970	1	393	38,1	19,2	3,4	54,2	1056	415	44
	2								
	3	non prélevé							
	4	91	9,3	10,8	3,2	14,3	50	287	1,8
Sept. 1970	1	96	7	6,4	4,6	6	66	256	0,8
	2	86	5,8	5,2	3,7	4,6	40	239	0,4
	3	85	6,1	5,0	3,5	5,6	42	250	0,8
	4	100	9,2	9	2,6	9,2	39	305	0,4
Février 1971	1	82,5	5	6	7,5	7	61		3
	2	110	5	6	5	7,5	49		0,5
	3	77	5	7,5	5	10	70		5
	4	49	6,5	5	2,5	7,5	29		0,5
Sept. 1971	1	130	7,5	5	2,5	5	60		
	2	97	7	5,5	3	7,5	52,5		
	3	87,5	6,5	5	2,5	8	52		
	4	85	7,5	6,5	3	10	37,5		
Oct. 1972	1	non prélevé							
	2	104	7,9	10,1	4,3	13	68		10
	3	111	7,7	11,9	4,3	15,6	75		12
	4	128	10,8	12,9	3,9	18,6	70		14

D'un niveau à l'autre, on observe parfois des écarts importants. Pour S₁₉ - S₁₈ et 2 fois pour S₅ le niveau 4, correspondant au mur de la nappe, présente des teneurs en calcium plus faibles que dans la zone de battement (niveau 1), de 20 à 40 %, mais ce rapport s'inverse en Septembre 1971 pour S₁₈ ; on constate d'ailleurs pour S₁₈ que toutes les valeurs du niveau 1 sont exceptionnellement faibles en Septembre 1971.

Les sulfates pour S₁₈ et S₁₉ varient beaucoup et dans des sens différents.

Enfin, des valeurs très fortes sont observées en Mai 1970 sur S₁₉ au niveau 1 pour tous les paramètres avec plus 1 g/l de sulfates, 192 mg/l de sodium et 38 mg/l de potassium.

Des accidents du même type se produisent en d'autres points de la barrière. On a observé sur le tube S₆, au niveau 4,70 mg/l de sodium et 100 de chlorure en Mai 1970, ces valeurs passant respectivement à 118 et 192 mg/l en Septembre 1970, puis 150 et 243 mg/l en Février 1971 pour redescendre à 85 et 153 mg/l en Mai 1971, puis 10 et 20 mg/l en Septembre 1971.

Nous avons examiné l'ensemble des valeurs trouvées en 1970 pour cinq paramètres importants : teneurs en calcium, sodium, sulfates, chlorures et nitrates. Nous ne donnerons pas les courbes de valeurs classées qui en résultent, mais pour situer l'étendue des variations, on trouvera dans le tableau ci-dessous pour chacun des quatre niveaux et pour chacun des cinq paramètres, d'une part les valeurs maximales et minimales atteintes en 1970, d'autre part l'intervalle constitué par les 3èmes valeurs classées en partant de la plus forte et de la plus faible ; cet intervalle, permettant d'exclure les valeurs exceptionnelles, comprend 85 % des valeurs.

	NIVEAU 1 (zone de battement de la nappe)		NIVEAU 2		NIVEAU 3		NIVEAU 4 (Mur de la nappe)	
	Valeurs extrêmes	Intervalle 85 %	Valeurs extrêmes	Intervalle 85 %	Valeurs extrêmes	Intervalle 85 %	Valeurs extrêmes	Intervalle 85 %
Calcium	96,4 393	108 178	86,4 179	106 176	72 178	96 159	84 153	91,4 152
Sodium	6,4 192	8 18	5,2 21,2	9 19	5 20	10 19,8	3,1 118	10,4 22
Sulfates	34 1056	39 200	29 215	35 200	14 200	36 190	30 180	35 170
Chlorures	6 54,2	14,3 26,9	5,6 26,6	17,5 25,9	3,5 27	17 26,6	9,2 192	17,7 28,4
Nitrates	0,8 44	14 38	0,4 38	13 37	0,8 36	14 34	0,4 38	11 37

Comparées aux valeurs trouvées pour toute la plaine alluviale, on peut considérer qu'elles sont plus groupées et moins élevées, sauf en ce qui concerne les sulfates.

Il semble qu'il y ait une légère tendance à une diminution des valeurs pour les niveaux les plus profonds sauf pour le sodium.

On remarque, enfin, si l'on considère les trois valeurs les plus faibles et les trois valeurs les plus fortes relevées à chaque campagne et à chaque niveau, que 72 % des valeurs faibles sont trouvées dans les multitubes S_1 à S_8 , dont 67 % dans $S_1, S_2, S_5, S_6, S_7, S_8$. Ces multitubes ne comportent pratiquement jamais de valeurs figurant parmi les plus fortes, sauf S_3 et S_6 , ce dernier étant le siège des valeurs exceptionnelles en chlorures et sodium signalées plus haut. Enfin, le tube S_{19} comporte 16 % des valeurs faibles.

88 % des valeurs minimales sont donc rencontrées aux extrémités de la barrière, c'est-à-dire dans les multitubes les plus proches du Rhône. Cette disposition n'a bien entendu rien de surprenant en raison de la dépression induite par les captages. Cependant, il est à remarquer qu'elle est fortement dissymétrique puisque à l'Ouest un seul multitube bénéficie d'eau moins chargée, pour huit à l'Est.

Au contraire, 70 % des valeurs maximales sont rencontrées dans les multitubes S_{13} à S_{18} . Une exception est à faire pour les nitrates dont les maximales se trouvent dans les multitubes S_7 à S_{10} .

● Origine de l'eau prélevée dans les captages - Rhône ou nappe ?

La connaissance des concentrations en différents éléments de l'eau du Rhône, de la nappe ou des captages permet de calculer la proportion d'eau qui, dans les captages, provient de l'une ou l'autre de ces origines. Si R, N, C désignent respectivement les concentrations dans le Rhône, la nappe et les captages, la proportion d'eau provenant du Rhône, p, est :

$$p = \frac{C - N}{R - N}$$

Nous avons utilisé les mesures faites en 1970 pour effectuer le calcul de p. Six puits du champ de captage de Charmy I étaient compris dans les campagnes de prélèvements, dont 4 situés à la périphérie du champ à 100 m environ des rives du Vieux Rhône (Puits n° 1 - 9 - 17 et 24) et 2 situés à la limite sud du champ à 500 m environ du Vieux Rhône.

Les caractéristiques de la nappe ont été prises égales à la moyenne des intervalles 85 % donnés ci-dessus pour la barrière de contrôle située au Sud du champ, à moins de 100 m des puits 17 et 24.

En ce qui concerne le Rhône, ce sont les mesures faites hebdomadairement au Pont Poincaré (à 4 km en aval des champs de captage) que nous avons considérées mais en utilisant les valeurs de la première quinzaine d'Août pour les puits éloignés, celles de la deuxième quinzaine pour les puits rapprochés.

Les résultats sont rassemblés dans le tableau ci-après. On y remarque que les puits proches du Rhône ont des valeurs voisines mais nettement différentes de celles observées dans les deux autres puits. Il a paru ainsi légitime de considérer les moyennes correspondant à ces deux groupes.

Teneurs mesurées en mg/l					
	Calcium	Sodium	Chlorures	Sulfates	Nitrates
Puits n° 1	57,8	3,4	5	29	2,4
9	64,2	3,4	4,9	32	3,2
17	60,4	4,2	6,7	29	3,4
24	60,4	3,6	6,0	28	2,4
27	90,8	7,0	12,4	40	13,0
31	89,4	6,4	7,4	65	7,0
<u>Moyennes :</u>					
Puits 1 à 24	60,7	3,65	5,65	29,5	2,85
Puits 27 et 31	90,1	6,7	9,9	52,5	10
Rhône 15-31/8	50,5	3,05	3,55	35	1,4
Rhône 1-15/8	46,4	3,2	4,25	32	3,6
Nappe	134	14,5	21,7	113	24,75

Les valeurs de p exprimées en % sont :

	<u>Calcium</u>	<u>Sodium</u>	<u>Chlorures</u>	<u>Nitrates</u>
Puits 1 à 24	87	94	88	93
Puits 27 et 31	50	69	67	63

Les pourcentages obtenus à partir des chlorures, sodium et nitrates sont relativement proches et l'on peut admettre que l'eau des puits 1 à 24 provient pour 90 % au moins du Rhône ; celle des puits 27-31 n'en proviendrait que pour 65 %.

Le calcium donne des résultats plus éloignés des trois autres paramètres et les sulfates ne permettent aucun calcul pour les puits proches du Rhône, l'eau du fleuve étant intermédiaire entre celle des puits et celle de la nappe.

Il faut remarquer que si les trois premiers paramètres varient peu en fonction des phénomènes naturels dans le Rhône, il n'en est pas de même pour les deux autres, et plus particulièrement pour les sulfates. En effet, le calcium est en proportion plus importante dans les apports du bassin Jurassique que dans ceux du bassin Alpin. Les sulfates à l'inverse proviennent surtout du bassin Alpin et sont fournis par les crues du haut bassin. Il en résulte que des variations de débit de l'Ain ou du haut Rhône modifient rapidement les teneurs en sulfates et calcium de l'eau. Au contraire, chlorures, sodium et nitrates ne varient pas systématiquement avec le débit.

Le choix des dates des prélèvements de comparaison a donc une importance plus grande pour le calcium et les sulfates, et rend ici le calcul impossible pour les sulfates. Un examen de la série des mesures de l'été 1970 montre, d'ailleurs, que la valeur la plus faible obtenue pour les sulfates est de 28 mg/l le 4 Août 1970, seule valeur hebdomadaire plus faible que celle obtenue dans les puits ; 30 mg/l sont dépassés du 9 juin au 28 juillet (moyenne : 34,6 mg/l) et du 11 août au 29 septembre (moyenne 35,5 mg/l) ; alors que du 24 mars au 2 juin la moyenne était de 21,8 mg/l.

Cette observation suggère que le temps de passage du Rhône vers les puits est au moins d'un mois.

● Jonction du couloir de CHASSIEU et des alluvions modernes :

Le passage du fluvio-glaciaire au moderne par-dessous le canal de Jonage et la présence de la Rize, cours d'eau longeant le canal sur la rive droite, paraissent justifier une étude précise de piézométrie et d'analyses pour déceler éventuellement le passage ou l'arrêt de pollutions provenant du couloir de CHASSIEU.

Cette étude n'a mis en évidence aucune particularité du point de vue hydraulique, la Rize paraissant dominer d'environ 1,5 m le niveau de la nappe.

La comparaison des analyses reportées sur des diagrammes de SCHOELLER-BERKALOFF a montré que des faciès d'eau observés dans le couloir de CHASSIEU en amont immédiat du canal de Jonage ne se retrouvaient pas en aval où l'on constate que la qualité de l'eau est très semblable à celle du canal lui-même.

La zone étudiée en détail ne s'étend pas suffisamment vers l'aval pour que l'on puisse déduire de ces observations autre chose que la confirmation d'une alimentation locale de la nappe par des infiltrations du canal de Jonage. On ne peut en déduire, en particulier, que la Rize ou le canal jouerait un rôle de «barrière» hydraulique.

3 – POSSIBILITES D'INTERPRETATION ET CONCLUSIONS :

Une contamination certaine de la nappe apparaît en ce qui concerne les ions minéraux fondamentaux et notamment les nitrates qui sont fréquemment à des teneurs élevées ; les sulfates, chlorures, ions, (sodium, potassium et calcium) sont à des valeurs fortes ou excessives en des points isolés, mais plus spécialement dans la zone proche des captages, notée plus avant comme la plus vulnérable.

Les études particulières ont montré que l'apport d'eau du Rhône était suffisamment important pour que la qualité de l'eau prélevée soit relativement peu affectée par ces contaminations malgré leur proximité.

Les variations observées dans le temps et l'espace ne permettent pas de déceler de propagation nette de flux polluant. Il est par ailleurs difficile de rattacher l'observation de la qualité à l'inventaire des sources de pollution sauf à remarquer globalement la coïncidence des anomalies les plus importantes dans la région de VAULX-en-VELIN ou de DECINES-CHARPIEU avec la présence de gravières-décharges et d'implantations urbaines ou industrielles.

Nous avons essayé d'interpréter les analyses en considérant non plus les éléments séparément mais les diagrammes de SCHOELLER-BERKALOFF qui définissent un faciès de minéralisation. Trois familles de diagramme ont paru se dégager et correspondre à des types de pollution qui, du point de vue minéral, peuvent être désignés par leur dominante :

- chlorurée – sodique
- chlorurée – potassique
- sulfatée – calcique

La carte n° 42 en annexe donne la répartition des points rattachés à l'une ou l'autre de ces familles. Les autres points, ne correspondant à aucune des trois familles, n'ont pas été retenus sur cette carte.

La présence de sources éventuelles de pollution nous a conduits à comparer les diagrammes des effluents correspondants avec les familles.

Il semble que :

– le diagramme des eaux vannes (fig. 10 p. 99) et des effluents de décharge à prédominance d'ordures ménagères (fig. 11 p.101) s'apparente à la famille chlorurée-sodique.

– le diagramme des effluents de stabulation (purin) s'apparente à la famille chlorurée-potassique (fig. 12 p. 103).

– le diagramme des décharges à prédominance de déchets de construction s'apparente à la famille sulfatée-calcique (fig. 13 p. 105).

La répartition des points appartenant à chaque famille comparée avec les sources de pollution possibles montre que les décharges se traduisent par une altération de la qualité de la nappe spécialement dans la partie occidentale de l'île de Miribel-Jonage et dans le couloir de MEYZIEU. Les rejets d'effluents urbains ne sont pas mis en évidence sauf peut-être à l'Ouest de VAULX-en-VELIN ou très localement autour de rejets isolés. Les pollutions dues à des rejets de stabulation se trouvent essentiellement à la périphérie en zone rurale et dans des secteurs peu sensibles du point de vue de la propagation.

FIGURE 10

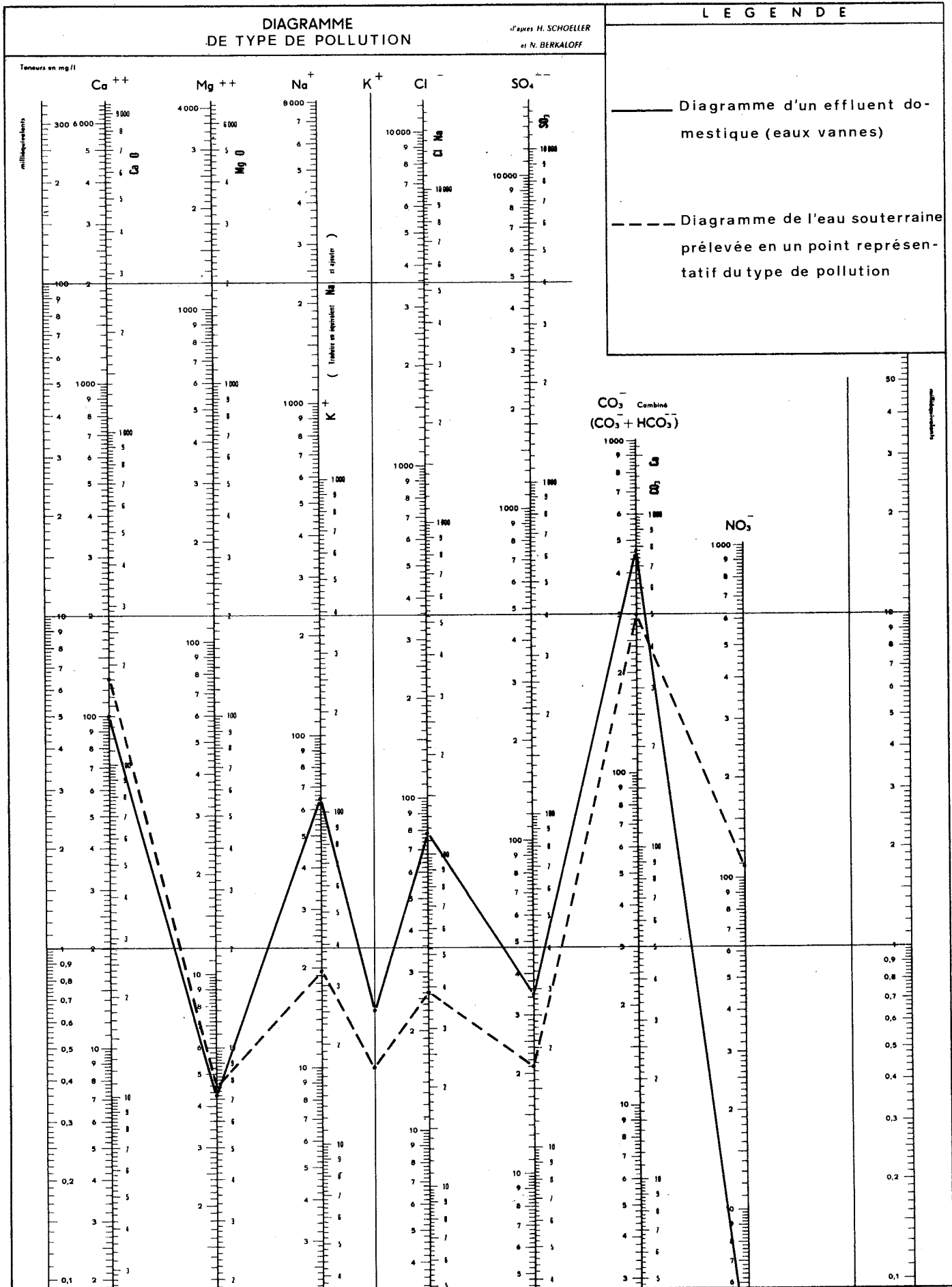


FIGURE 11

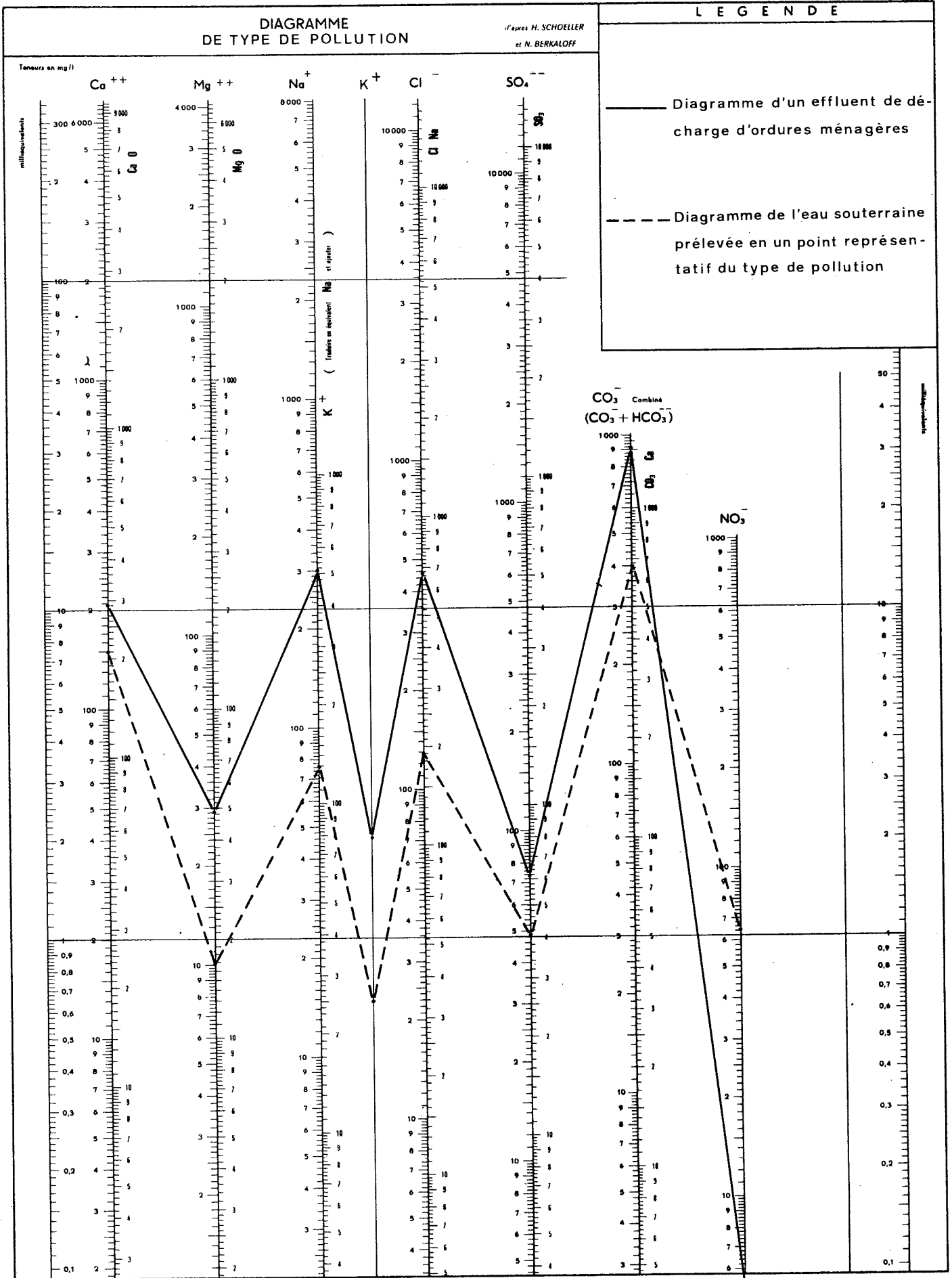


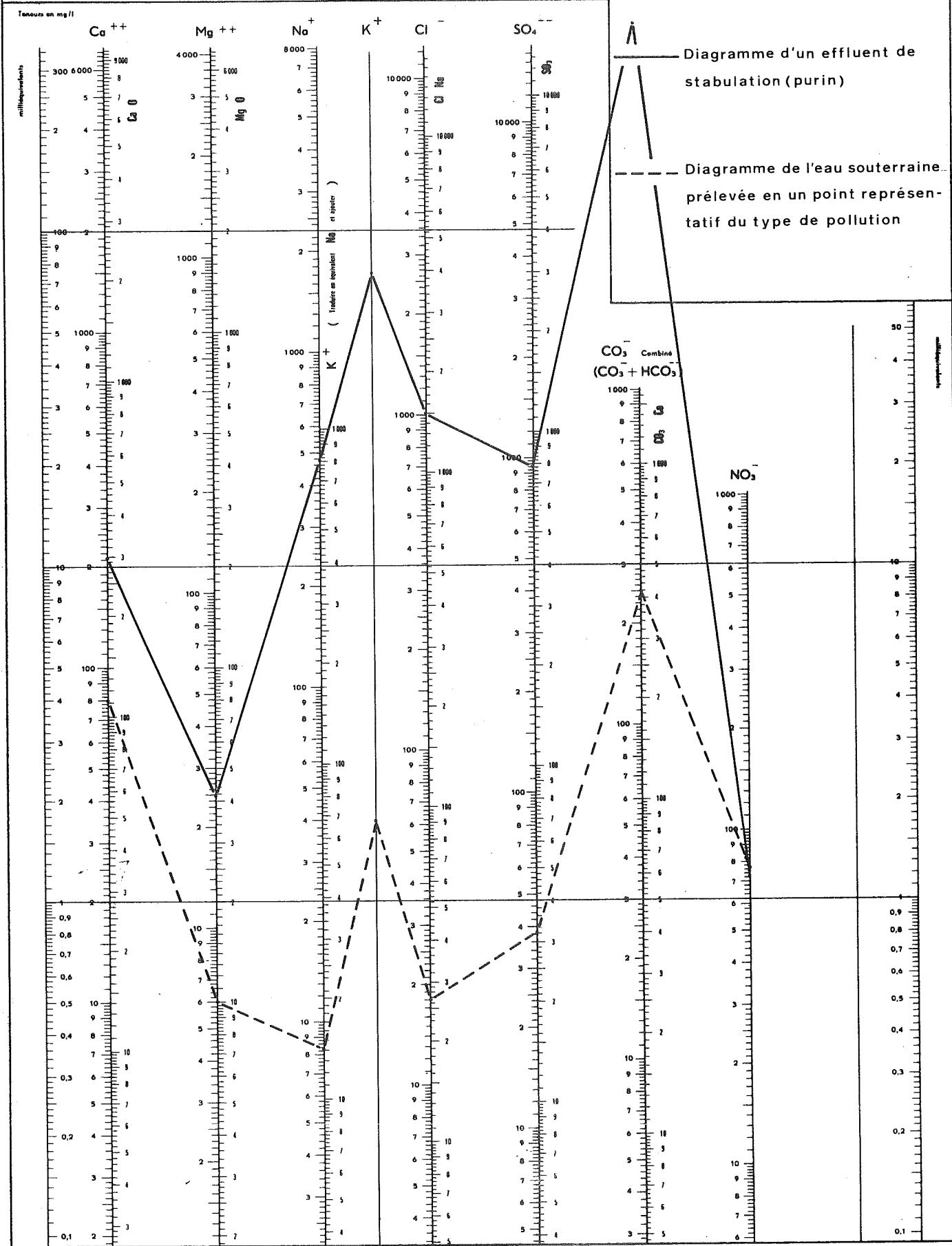
FIGURE 12

DIAGRAMME DE TYPE DE POLLUTION

d'après H. SCHOELLER
et N. BERKALOFF

LEGENDE

— Diagramme d'un effluent de stabulation (purin)
- - - Diagramme de l'eau souterraine prélevée en un point représentatif du type de pollution



DEUXIEME PARTIE

LES PHENOMENES DE PROPAGATION

Comme nous l'avons précisé dans la note introductive au présent dossier, il nous avait paru nécessaire de procéder à une étude bibliographique sur la migration des polluants en milieu poreux. Le Service Géologique d'Alsace Lorraine (S.G.A.L.) avait déjà entrepris un important travail sur ce sujet en 1969 et 1970 à la demande du Secrétariat Permanent pour l'Étude des Problèmes de l'Eau. Nous lui avons demandé un complément et une mise à jour en 1972 en mettant l'accent sur les techniques d'études des phénomènes de propagation en même temps qu'il poursuivait sa première étude, dans le domaine des ordures ménagères.

Nous reprenons ici une partie des résultats rassemblés par le S.G.A.L. en présentant également des essais et études expérimentales sur la propagation de substances dissoutes en milieu saturé et non saturé, ainsi que des observations faites à l'occasion sur des propagations de pollution dans la nappe de LYON.

Nous envisagerons successivement les phénomènes généraux de propagation et les propagations de divers types de polluants.

CHAPITRE IV

LES PHENOMENES GENERAUX DE PROPAGATION

1 – DESCRIPTION DES PHENOMENES :

1.1) Mise en mouvement des polluants :

Une substance polluante ne se propagera que dans la mesure où bien entendu elle aura pu être mise en mouvement, ce qui suppose la présence d'une phase liquide. Il résulte de cette remarque que le déplacement, à travers la zone non saturée notamment, dépend de la forme de la pollution.

Elle pourra se présenter sous la forme liquide (hydrocarbures, pesticides, produits chimiques, etc ...) et se déplacer alors spontanément par gravité.

Elle pourra se présenter également sous la forme solide et être entraînée par des infiltrations ou un ruissellement : dépôts d'ordures ménagères, de déchets industriels ou de matériaux de construction, retombées de fumée ou poussières, engrais ...

Elle peut, plus rarement, être sous forme gazeuse (dégagements de dépôt d'ordures).

Mais le plus souvent, on a affaire à des effluents aqueux contenant des matières en solution, en émulsion ou en suspension (sels dissous, détergents, huiles, bactéries, matières en suspension ...).

La mise en mouvement de la pollution dépendra, en outre, de son mode d'émission qui peut être :

- un rejet liquide caractérisé par un puisard, puits perdu, fossé ou plateau absorbant,
- une infiltration d'eau superficielle à partir d'une rivière polluée,
- une fuite de canalisation,
- une infiltration par les pluies (engrais ou pesticides, fumées et poussières, dépôts divers),
- un rejet accidentel massif par rupture de canalisation, accident de stockage ou renversement d'une citerne de transport.

Il faut noter que le déplacement se fait en mouillant le terrain. Selon l'humidité du terrain, on aura donc, pour de faibles apports d'eau polluée, des avancées et des rétentions successives, et des dilutions à chaque nouvelle infiltration. La mise en mouvement sera d'autant plus efficace et durable que le terrain sera préalablement humide.

1.2) Le transfert des polluants :

En traversant les terrains non saturés et saturés, les charges polluantes subissent des transformations pouvant aller jusqu'à la disparition du polluant (bactéries et virus), des freinages et arrêts, et une dispersion qui peut aller jusqu'à rendre indétectables certaines substances dont la dilution est trop forte.

1.2.1) Filtration :

C'est un des premiers phénomènes à intervenir. Selon les dimensions respectives des pores du terrain et des substances en suspension, ces dernières sont arrêtées plus ou moins rapidement et en général il suffit de quelques mètres de trajet pour que l'essentiel des matières en suspension soit éliminé de la phase liquide.

1.2.2) Adsorption :

Les matières dissoutes peuvent être adsorbées dans les terrains dont les constituants offrent une grande surface spécifique. En pratique, ce phénomène

offre peu d'intérêt car d'une part les terrains sont d'autant plus adsorbants qu'ils sont peu perméables, d'autre part il y a souvent rejet ultérieur des substances adsorbées.

1.2.3) Echange d'ions :

Certaines substances, notamment les argiles et l'humus peuvent échanger des ions avec ceux contenus dans l'eau. Ce sont essentiellement des colloïdes électronégatifs qui interviennent et peuvent fixer des cations.

1.2.4) Précipitation :

Sous l'influence de variation de ph, rh, température, au cours du transfert, certains sels précipitent et sont arrêtés par filtration ensuite.

1.2.5) Dégradation :

Les phénomènes précédents sont en général réversibles et ne provoquent qu'un arrêt momentané si les apports polluants sont importants ou si les conditions du milieu sont instables.

Il se produit aussi des phénomènes de dégradation, irréversibles, sous l'effet de la matière vivante contenue dans les sols. L'activité microbienne est en particulier très intense dans les premières dizaines de centimètres du sol ; elle est intensifiée par la présence d'une couverture végétale.

1.2.6) Zone saturée - Zone non saturée :

Nous verrons plus en détail ci-après les questions relatives à ces deux zones et notamment le phénomène de dispersion en milieu saturé.

Notons toutefois ici que les phénomènes précédents (filtration - adsorption - échange d'ions - précipitation - dégradation) sont peu marqués en zone saturée où la dispersion constitue l'essentiel de l'appauvrissement - en teneur - au cours du transfert.

Il en résulte que lorsqu'une nappe est polluée, il est possible par des pompages alternatifs, non seulement de recueillir une partie du polluant, mais également de favoriser sa dégradation par l'aération qui se produit dans la zone de battement.

Il s'avère enfin que la zone de transition entre les deux zones, où l'eau remonte par capillarité est fréquemment le lieu d'extension horizontale de la pollution si la densité du liquide polluant est proche de celle de l'eau de la nappe.

2 – PROPAGATION DE SUBSTANCES DISSOUTES EN ZONE NON SATURÉE :

2.1) Résultats de l'étude bibliographique :

Nous avons vu que les principaux phénomènes décrits ci-dessus sont plus spécialement marqués en zone non saturée. La recherche bibliographique ne donne que peu d'indications quantitatives sur ces phénomènes.

L'adsorption physique est régie par l'équation d'adsorption de GIBBS, et dépend de la capillarité et de l'encombrement stérique des ions ou molécules par rapport à l'espacement interatomique de l'adsorbant.

Les énergies en jeu sont faibles et les liaisons facilement rompues. Des phénomènes de chimisorption peuvent également apparaître, liés à la présence d'électrolyte et faisant intervenir des énergies de liaison plus fortes, rendant irréversible la rétention. Ils dépendent de la charge ionique de l'élément considéré et de l'encombrement stérique de sa forme solvatée.

La rétention par échange d'ions avec les argiles est fonction de la nature des argiles. Certaines ne fixent les cations qu'en bordure des feuillets élémentaires qui les constituent (Kaolinite-Illite) et retiennent moins que d'autres dont les feuillets agissent également par leur surface (Montmorillonite - Vermiculite). C'est ainsi que la capacité d'échange mesurée en milli-équivalents gramme de cation par 100 grammes d'argile est de :

- 3 à 15 pour la Kaolinite
- 10 à 40 pour l'Illite
- 80 à 150 pour la Montmorillonite
- 100 à 150 pour la Vermiculite

Cette capacité est de 300 à 400 pour les acides humiques.

Les phénomènes d'adsorption et de rétention ont été principalement étudiés sur le plan expérimental pour surveiller et prévenir la contamination radioactive, c'est-à-dire en cherchant à connaître les capacités de rétention vis-à-vis de doses données de radioactivité. Il a été ainsi constaté que des doses de quelques micro-curies étaient adsorbées presque en totalité sur les 5 à 30 premiers centimètres de sol, mais que des circonstances particulières pouvaient s'y opposer. En particulier les gels successifs de l'hiver empêchent un limon d'exercer sa capacité de rétention et la limite à 50 %.

Sur le plan théorique, des essais de modèles mathématiques ont été faits sans grand succès.

De nombreuses recherches restent donc à faire pour que soient connues avec un ordre de grandeur satisfaisant les lois d'appauvrissement d'un polluant au cours de sa traversée de la zone non saturée. Nous avons dans le cadre de nos études simplement demandé au Centre d'Etudes Nucléaires de GRENOBLE de procéder à des mesures des temps de transfert en divers points de la plaine de LYON.

2.2) Mesures de temps de transfert :

Les mesures avaient pour but de connaître les temps de transfert à travers la zone non saturée et d'apprécier l'influence sur ce temps, de l'épaisseur et de la nature des terrains traversés. Elles n'ont pu être menées à bien que dans un nombre limité de cas et ont surtout permis de mettre au point un dispositif de mesure.

Le principe de la mesure était de simuler un rejet permanent par une infiltration d'eau, d'injecter un traceur, instantanément, dans le débit infiltré et de déterminer les variations de la concentration du traceur dans la nappe à partir d'un prélèvement continu effectué dans un forage voisin du point d'infiltration.

L'infiltration a été faite au fond de souilles de 0,8 à 1,2 m de profondeur et de 0,80 m de diamètre permettant d'éliminer l'effet de la couche superficielle du sol. Pour connaître cet effet, des épandages ont également été effectués à partir d'une cuvette aménagée sur le sol. Les débits infiltrés ont été limités par les possibilités d'absorption du terrain et n'ont pas dépassé 2,6 m³/h. On les a volontairement fait varier pour certains essais jusqu'à 70 l/heure par souille.

Le traceur utilisé a été variable :

- Brome 82 et Iode 131,
- Iodure de sodium,
- Uranine - Rhodamine - Fluorescéine.

Dans presque tous les cas, le débit de prélèvement dans le forage était utilisé pour alimenter l'infiltration. Les taux de traceurs récupérés ont confirmé que ce recyclage ne présentait pas d'inconvénient pour la validité de la mesure.

Les dispositifs infiltration-prélèvement ont varié selon les sites et ont comporté :

. Site de CHASSIEU (Gravières des Grandes Brosses) :

1 forage de prélèvement

2 souilles d'injection : l'une à 3,00 m, l'autre à 7,5 m du forage, dans des directions faisant entre elles un angle de 45°.

Hauteur de zone non saturée : 9 m.

. Site de VILLEURBANNE :

1 souille d'injection et 7 piézomètres de prélèvement situés à des distances de 4,8 à 6 m, de la souille et répartis autour de cette dernière.

Hauteur de zone non saturée : 4,2 m.

. Site du Grand Large et Site de MEYZIEUX :

3 souilles d'injection à 3-4 m d'un forage de prélèvement et situées aux sommets d'un triangle équilatéral centré sur le forage

Hauteur de zone saturée : 1,00 m au Grand Large - 16 m à MEYZIEUX

. Site de VAULX-en-VELIN :

Cuvette de 2 m² et souille à 4,8 m du forage de prélèvement

Hauteur de zone saturée : 4,2 m

Les essais ont comporté selon les cas – des infiltrations successives à débit croissant pour déceler une éventuelle influence de la valeur du débit – des infiltrations précédées d'un rejet plus ou moins abondant pour déceler l'influence d'une «saturation» préalable du terrain, mais dans tous les cas l'injection du traceur n'a eu lieu qu'après établissement d'un régime permanent d'infiltration.

Les courbes donnant en fonction du temps, soit la concentration en traceur, soit le taux d'activité dans le prélèvement permettent de déterminer le temps d'apparition du traceur et le temps correspondant au maximum de teneur en traceur. La première de ces données nous paraît la plus importante du point de vue du transfert de pollution.

Nous donnons ci-après les résultats obtenus en ce qui concerne les deux durées. Pour chaque site, seule la moyenne des résultats obtenus à partir des différentes souilles a été reportée dans le tableau. Cela est justifié par la relativement

faible dispersion et le manque de précision des mesures. Nous donnons toutefois, à titre d'exemple, les valeurs trouvées pour le site de VILLEURBANNE et les temps d'apparition :

<u>N° du piézomètre</u>	<u>Temps d'apparition en heures</u>
A ₁	6,50
A ₂	4,20
A ₃	6,20
B ₁	8,20
B ₂	6,20
B ₃	8,20
B ₄	6,20

Cette dispersion faible montre que les trajets sont équivalents quelle que soit la direction.

SITE	CHASSIEU		VILLEURBANNE		GRAND LARGE			Meyzieux	VAULX-en-VELIN	
	1	2	1	2	1	2	3		1	2
Quantité d'eau infiltrée avant le marquage (m ³)	8	42	0,1	10	0,6	8,5	13	32,5	6,2	29
Débit d'infiltration (m ³ /h)	2,6	2,6	0,4	à 1,3	0,2	0,2	1,4	0,8	0,4	0,35
Temps d'arrivée (heure)	4,8	3,6	6,45	5,20	2,30	2	2	16	27	13
Temps correspondant au maximum (heure)	8,6 (17,5)	6,4 (13)	16,45	15	7,30	6	4,30	45	70	36,30
Hauteur traversée (m) (compte tenu de la profondeur des souilles)	8	8	3,2	3,2	0,2	0,2	0,2	15	4,2	3,2

On constate que les temps d'arrivée, comme les temps moyens sont plus faibles lorsque les quantités d'eau injectées préalablement sont plus fortes, ce qui confirme l'observation rapportée plus haut que la pollution se déplace plus rapidement dans un sol préalablement humide et d'autant plus que l'humidité est forte.

Les temps figurant entre parenthèses pour CHASSIEU correspondent à un deuxième maximum des courbes. L'existence de ces deux maximums indique que le traceur a pu suivre deux trajets dont le plus court pourrait être une infiltration le long du forage. Il n'était malheureusement pas possible d'éloigner plus les souilles d'injection sans rendre impossible l'interprétation des mesures. Ces premiers résultats nous ont cependant incité à des précautions plus grandes en ce qui concerne l'étanchéité.

En outre, toutes les courbes obtenues montrent des irrégularités qui semblent traduire des cheminements complexes liés à la structure stratifiée des alluvions.

On peut noter que dans l'ensemble les temps de transfert sont courts et de l'ordre du mètre/heure pour les épaisseurs importantes.

L'essai 1 de VAULX-en-VELIN correspond à l'épandage. La différence du temps d'arrivée avec l'essai 2 correspond à la traversée de la couche argileuse qui se fait donc à une vitesse de l'ordre de la dizaine de centimètres par heure.

On peut donc conclure que le pouvoir de freinage de la couche argileuse superficielle est 10 fois supérieur à celui des alluvions non saturées, mais que le temps de transfert total à travers la zone non saturée est négligeable par rapport au temps de transfert en zone saturée lorsque les captages sont à plusieurs centaines de mètres des sources polluantes.

L'épaisseur des alluvions non saturées n'est donc pas un facteur fondamental de la protection de la nappe.

3 – TRACEURS

Les essais précédents et la recherche bibliographique ont permis d'étudier l'intérêt des différents traceurs.

On peut préciser, à ce sujet, que les traceurs organiques fluorescents tels que l'uranine, la fluoréscéine ou la rhodamine sont intéressants par les faibles teneurs (dilution à 10^7 et 10^{10}) qui permettent leur mesure, mais ils sont facilement adsorbés pendant les trajets.

Les traceurs salins peuvent également être adsorbés par échanges d'ions mais l'iodure de sodium s'est révélé très commode pour les essais.

Les traceurs radioactifs permettent des mesures in situ et sont particulièrement sensibles. Des injections de faibles doses suffisent, mais ils sont soumis comme les traceurs salins à des échanges d'ions. En outre, il n'est pas facile, du point de vue de la sécurité et de la réglementation, d'utiliser des éléments à longue durée de vie ; or l'emploi d'éléments à vie courte rend les calculs plus complexes.

4 – ÉTUDE DE LA PROPAGATION DE SUBSTANCES DISSOUTES EN ZONE SATURÉE :

Les substances dissoutes sont en mouvement dans la même direction d'ensemble et avec la même vitesse que l'eau qui les contient. Elles subissent, en outre, des phénomènes d'échange avec les matériaux alluvionnaires qui affectent leur masse et des phénomènes de dispersion qui modifient leur concentration et font légèrement diverger leur direction par rapport au mouvement d'ensemble.

La recherche bibliographique confiée en 1972 au Service Géologique d'Alsace Lorraine avait, en particulier, pour but une synthèse de ces différents aspects de la migration de polluants en milieu poreux et de leur technique d'étude. Nous en donnons ci-après les principaux résultats.

Nous rendrons compte ensuite de l'expérimentation qu'il nous a paru nécessaire d'entreprendre sur le problème particulier de la dispersion, problème sans doute le plus complexe.

Enfin, nous évoquerons les possibilités d'application de cette étude à la protection des captages de la région Lyonnaise.

4.1) Principaux résultats de la recherche bibliographique :

4.1.1) Direction d'écoulement :

Ce facteur important de la propagation ne présente pas de difficultés théoriques particulières, mais pose des problèmes pratiques pour son étude « in situ ».

On peut utiliser des mesures piézométriques à condition de disposer d'un réseau d'observations suffisamment dense. Avec une maille de 500 à 1.000 m on ne peut espérer une précision supérieure à 20°.

L'injection d'un traceur dans un puits et l'observation de son passage dans une série de points concentriques, réduite éventuellement à deux piézomètres, peut donner de bons résultats.

Enfin, l'injection dans un seul puits d'un traceur peut suffire. On localise la zone d'adsorption préférentielle dans la direction de l'écoulement à l'aide d'une sonde sensible. La précision obtenue reste de l'ordre de 20°.

4.1.2) Vitesse d'écoulement :

Elle peut se déduire de la pente (i) de la nappe et de la perméabilité (K) ($V = Ki$), mais diverses méthodes de mesure in situ ont été mises au point :

4.1.2.1) A l'aide de deux ou plusieurs puits :

Un traceur est injecté dans un puits et on en mesure la concentration à divers intervalles de temps par des prélèvements effectués en aval. Pour ce type de mesures, les traceurs radioactifs sont de plus en plus employés en raison de leur facilité de détection aux très basses teneurs.

4.1.2.2) Des méthodes n'utilisent qu'un seul puits :

– soit en injectant une faible quantité de traceur que l'on reprend ensuite par pompage après un temps ayant permis au traceur de se déplacer sous l'action de l'écoulement naturel. Il faut disposer d'un puits à pénétration totale et injecter le traceur sur toute la hauteur du puits. On a :

$$q t = \pi r^2 h p \quad \text{et} \quad V = r/T$$

q = débit de pompage

t = temps d'apparition du traceur dans le puits, compté à partir du début du pompage

h = puissance de l'aquifère

p = porosité effective

T = temps écoulé entre l'injection et le début du pompage

r = distance à laquelle s'est propagé le traceur

V = vitesse naturelle de l'eau.

r doit être petit devant h.

t doit être pris égal de préférence au temps correspondant à la récupération de 50 % de la quantité totale du traceur récupéré pour corriger l'influence de l'adsorption. Le temps d'injection du traceur doit être court et la vitesse de l'eau négligeable devant celle engendrée par le pompage.

– soit par dilution dans un seul puits.

On mesure la dilution d'un traceur injecté dans un volume limité d'un forage et entraîné par le mouvement général de l'eau à travers ce volume. La vitesse v est donnée par :

$$v = \frac{V}{St} \log_n \frac{C_0}{C} \quad \text{où}$$

S = section diamétrale de la chambre d'injection

V = volume de la chambre d'injection

C_0 = concentration en traceur au temps t_0

C = concentration en traceur au temps t

4.1.3) Echanges dans le milieu souterrain :

Ces phénomènes multiples : adsorption physique, chimiosorption, échange d'ions, précipitation chimique, précipitation colloïdale ont une influence relativement limitée dans la propagation en zone saturée. Leur importance est plus grande en zone non saturée.

4.1.4) Dispersion :

Ce phénomène est sous la dépendance, d'une part, de la dispersion mécanique ou convection qui ne dépend que de la nature du milieu poreux et de l'écoulement, d'autre part, de la diffusion moléculaire due à l'agitation thermique.

L'équation dont la résolution est la plus utilisée pour décrire le phénomène est :

$$\operatorname{div} \rho \bar{K} \operatorname{grad} \left(\frac{C}{\rho} \right) - \operatorname{div} (VC) = \frac{\delta C}{\delta t}$$

où : C représente la concentration, \bar{K} le tenseur de dispersion, t le temps, V la vitesse de pore, ρ la masse volumique du mélange.

Des recherches ont été effectuées en laboratoire et sur le terrain. Les résultats en sont malheureusement limités en raison de la complexité de l'écoulement naturel et des difficultés d'expérimentation.

En particulier, l'importance de la dispersion transversale est mal connue, certaines expériences montrant une dispersion transversale importante, avec

des angles de dispersion voisins de 30° ; d'autres expériences donnent au contraire des dispersions transversales faibles.

4.2) Expérimentation entreprise dans la plaine de Lyon :

Ce dernier problème paraissant fondamental pour la précision de la propagation des pollutions, une série d'expérimentations a été entreprise et sa direction confiée à M. EMSELLEM, Directeur du Centre d'Informatique Géologique de l'École Nationale Supérieure des Mines de PARIS, assisté de divers laboratoires et organismes :

- Commissariat à l'Énergie Atomique (M. GUIZERIX)
- Laboratoire de Radiogéologie du Bassin d'Aquitaine (Professeur LEVEQUE)
- Service Géologique d'Alsace Lorraine et B.R.G.M. (Service Jura-Alpes).

4.2.1) Généralités sur le programme mis en oeuvre :

Le but principal en était la recherche d'une méthode de détermination des paramètres permettant de prévoir la dispersion d'une substance soluble injectée dans la zone saturée.

Des hypothèses simplificatrices tenant compte notamment de la morphologie du terrain ont été formulées.

Le milieu alluvionnaire, bien connu par des coupes géologiques, montre une stratification lui donnant un caractère multicouche. Cette disposition a été prise en compte en admettant que l'on pouvait étudier une série de couches à l'intérieur desquelles l'équation évoquée plus haut, réduite dans un plan horizontal, s'écrivait :

$$\frac{\delta}{\delta x} \left(\alpha_L |v| \frac{\delta c}{\delta x} \right) + \frac{\delta}{\delta y} \left(\alpha_T |v| \frac{\delta c}{\delta y} \right) - \frac{\delta (vc)}{\delta x} = \frac{\delta c}{\delta t}$$

où : v est la vitesse de pore, α_L et α_T les coefficients intrinsèques de dispersion longitudinale et transversale.

Le programme a comporté ensuite une détermination de la meilleure procédure de collecte des paramètres de terrain apparaissant dans l'équation.

Diverses méthodes ont été testées in situ à cet effet, en distinguant les méthodes convenant a priori aux paramètres locaux : coefficients de dispersion par strate (vitesse de pores) et aux paramètres globaux (vitesse moyenne et coefficients de dispersion moyens sur la hauteur de l'aquifère).

La procédure la plus efficace a ensuite été employée seule sur une série de sites expérimentaux.

Les résultats obtenus ont permis de caler des modèles mathématiques représentatifs de chacun des sites étudiés.

4.2.2) Méthode par traçage radioactif sur simple puits (Professeur LEVEQUE) :

Une série de mesures a d'abord été faite à partir de traceurs naturels. Des mesures d'activité en radon, en tritium et en carbone 14 ont permis de délimiter les différentes couches de terrain par détection des zones les plus perméables (radon) et des couches contenant des eaux d'âges différents (tritium et carbone 14).

En outre, une injection de Brome 82 sur toute la hauteur de l'aquifère, suivie d'un pompage, a permis, par mesure de la radioactivité en fonction du temps et de la profondeur, d'obtenir une indication quantitative sur la répartition par strates des coefficients de dispersion longitudinaux et des vitesses de pore.

Les mesures ont rendu compte de la structure multicouche lenticulaire connue par ailleurs.

4.2.3) Méthode par traçage double puits (Centre d'Etudes Nucléaires de GRENOBLE - MM. GUISEIX & MOLINARI)

Une charge d'iodure de sodium (200 g) est injectée instantanément dans un puits sur toute la hauteur de l'aquifère grâce à un système de recirculation. 7 piézomètres disposés à des distances de 6 à 12 m du forage à l'aval permettent de suivre l'évolution dans le temps des concentrations en iodure. On obtient ainsi une vitesse moyenne d'écoulement. Une injection radioactive de 2 m Ci (Iode 131) a été également pratiquée.

Des dispositifs de recirculation avaient été prévus sur tous les piézomètres, mais des venues de sable ont détérioré les pompes. Un seul piézomètre a été maintenu en recirculation. Les autres ont fait l'objet de prélèvements à deux niveaux (-6 et -12m).

Les vitesses moyennes observées ont varié de 6 m/j à 23 m/j selon les forages et les profondeurs. Pour le piézomètre situé dans l'axe de l'écoulement la vitesse moyenne est de 7 m/j.

Un essai de mesure de vitesse locale a, en outre, été fait par mesure de la dilution dans le forage d'injection. Le résultat obtenu est faible : 2,5 m/j et difficilement interprétable, l'hétérogénéité de terrain ne permettant pas d'expliquer toute la différence avec les mesures à distance.

Il faut noter, qu'à l'initiative du C.E.N.G., un nouvel essai, par dilution, a été effectué fin 1972, sur deux autres sites, en limitant la hauteur d'injection à 50 cm environ grâce à un appareil mis au point par le C.E.N.G., cet essai étant destiné à expérimenter l'appareillage. Les vitesses mesurées sur toute la hauteur de l'aquifère varient de 4 à 20 m/j.

4.2.4) Mesures géophysiques Service Géologique d'Alsace Lorraine et B.R.G.M. Service Jura-Alpes :

Nous décrivons plus en détail ces mesures dont le principe a été retenu en définitive pour la poursuite du programme de collecte de données.

Initialement, il ne s'agissait que de rechercher la direction générale d'écoulement afin d'implanter les piézomètres nécessaires aux mesures en double puits. On a constaté lors de la mise en œuvre que les mesures électriques permettaient également de préciser les concentrations en traceur et de déterminer les paramètres recherchés.

4.2.4.1) Principe et dispositif de mesure :

L'injection d'une saumure saturée en Chlorure de sodium, en accroissant la conductivité de l'eau, modifie les résultats des mesures électriques faites au sol. Les modifications observées permettent de suivre l'évolution de la zone contaminée.

Un certain nombre de précautions sont à prendre :

- il faut, bien entendu, une bonne connaissance de l'état initial ;
- l'écoulement naturel ne doit pas être perturbé d'une façon sensible par l'injection. On a pu constater par la suite par des observations de détail qu'il se produisait une diffusion vers l'amont témoignant d'une légère charge locale ;
- l'injection doit être très régulière.

Le schéma de principe du dispositif d'injection mis au point par le Service Géologique d'Alsace-Lorraine est donné ci-après (fig. 14 p 125).

Les mesures électriques ont comporté lors des différents essais :

- des sondages électriques,
- des mesures de résistivité sur un dispositif rectangle,
- des mesures de résistivité sur un dispositif double dipole,
- des mesures de potentiel par mise à la masse.

Un exemple de l'ensemble du système de mesures est donné également ci-après (fig. 15 p 127).

Il faut noter l'importance du choix d'une longueur de ligne adaptée à l'exploration du niveau aquifère.

4.2.4.2) Exécution des mesures :

Avant l'injection, on effectue un sondage électrique, une mesure de résistivité et une mise à la masse sur la maille d'électrodes.

Des mesures de résistivité sont ensuite faites pendant l'injection toutes les 3 heures, l'injection étant arrêtée pendant la mesure. Un sondage électrique et une mise à la masse sont effectués au milieu et à la fin de l'injection à titre de contrôle.

Après l'injection (d'une durée de 40 à 250 heures selon les sites) on procède une ou deux fois par jour à des mises à la masse et à des mesures de résistivité sur les points utiles du dispositif rectangle.

On effectue, en outre, quelques prélèvements dans les piézomètres situés dans la zone d'essais.

4.2.4.3) Résultats obtenus :

La figure 16 (p 129) reproduit une série de cartes représentant pour 4 sites étudiés les courbes d'isoécart entre les résistivités apparentes mesurées avant et après injection de saumure. La mesure après injection correspond à la fin de l'opération dont la durée est précisée pour chaque site. Les résultats de la mise à la masse sont également reproduits pour les mêmes sites.

Les écarts maximaux de mesure de résistivité varient de 5 à 15 % selon les sites, au voisinage du point d'injection. On peut considérer que les écarts supérieurs ou égaux à 2 %, atteints à des distances de 10 à 50 m du forage d'injection, sont encore significatifs.

Ces courbes permettent de mettre en évidence la zone d'extension de la saumure injectée, la direction générale de propagation, la répartition des concentrations en saumure et la vitesse de déplacement.

Les déformations des courbes équipotentielles (mise à la masse) révèlent l'existence d'un axe d'écoulement qui confirme la direction générale observée sur les courbes d'isoécart.

Les vitesses moyennes déduites des mesures sont comprises entre 6 m/j (site 1) et 15 m/j (site 3).

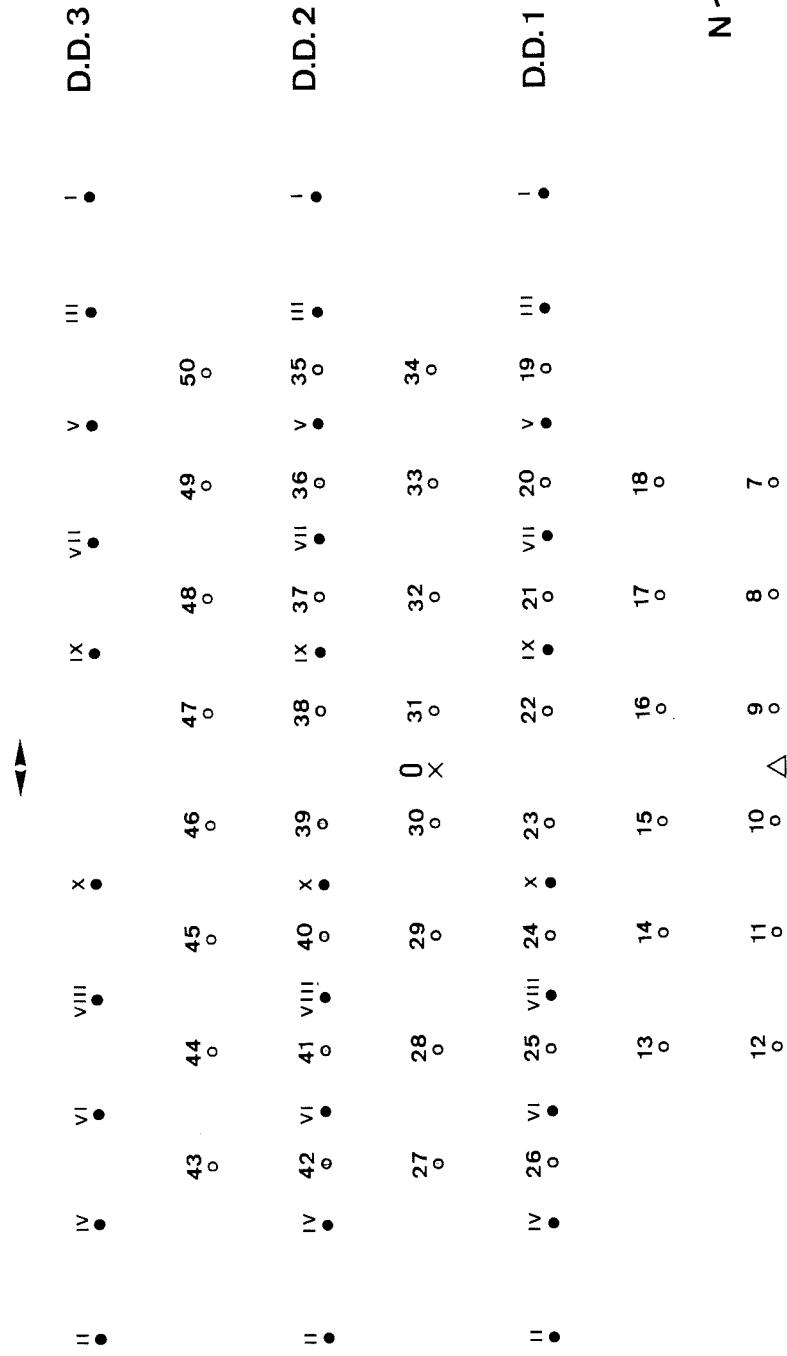
Une mesure de plus grande précision faite autour du forage du site 4 a mis en évidence une propagation de la saumure jusqu'à 5 m en amont témoignant d'un écoulement peut-être radial. Ce résultat rend plus difficile l'interprétation d'ensemble et montre l'importance des précautions à prendre pour injecter la saumure avec une pression minimale.

Sur un cinquième site correspondant à une zone de décharge très polluée, on a essayé, sans injection, de suivre la propagation de la pollution due à la décharge. L'interprétation s'en avère très délicate. Une étude sur le même site par prélèvements sur un réseau de piézomètres est relatée par ailleurs.

Enfin, quelques mesures de contrôle par prélèvements dans les piézomètres existants sur les différents sites n'ont pas permis une interprétation convenable, les ouvrages n'étant pas prévus pour un prélèvement sur toute la hauteur de l'aquifère.

FIGURE 14

ETUDE DE LA PROPAGATION DES SUBSTANCES DISSOUTES EN ZONE SATURÉE
 MESURES GÉOPHYSIQUES
 DISPOSITIF DE MESURE



LEGENDE

- 0 X Centre du dispositif AB (piquet rouge)
- △ Forage
- 5 0 Point d'application de la valeur de résistivité (rectangle AB)
- D.D.1 0 Point d'application de la valeur de résistivité (profil dispositif double dipole)

Echelle : 1/200

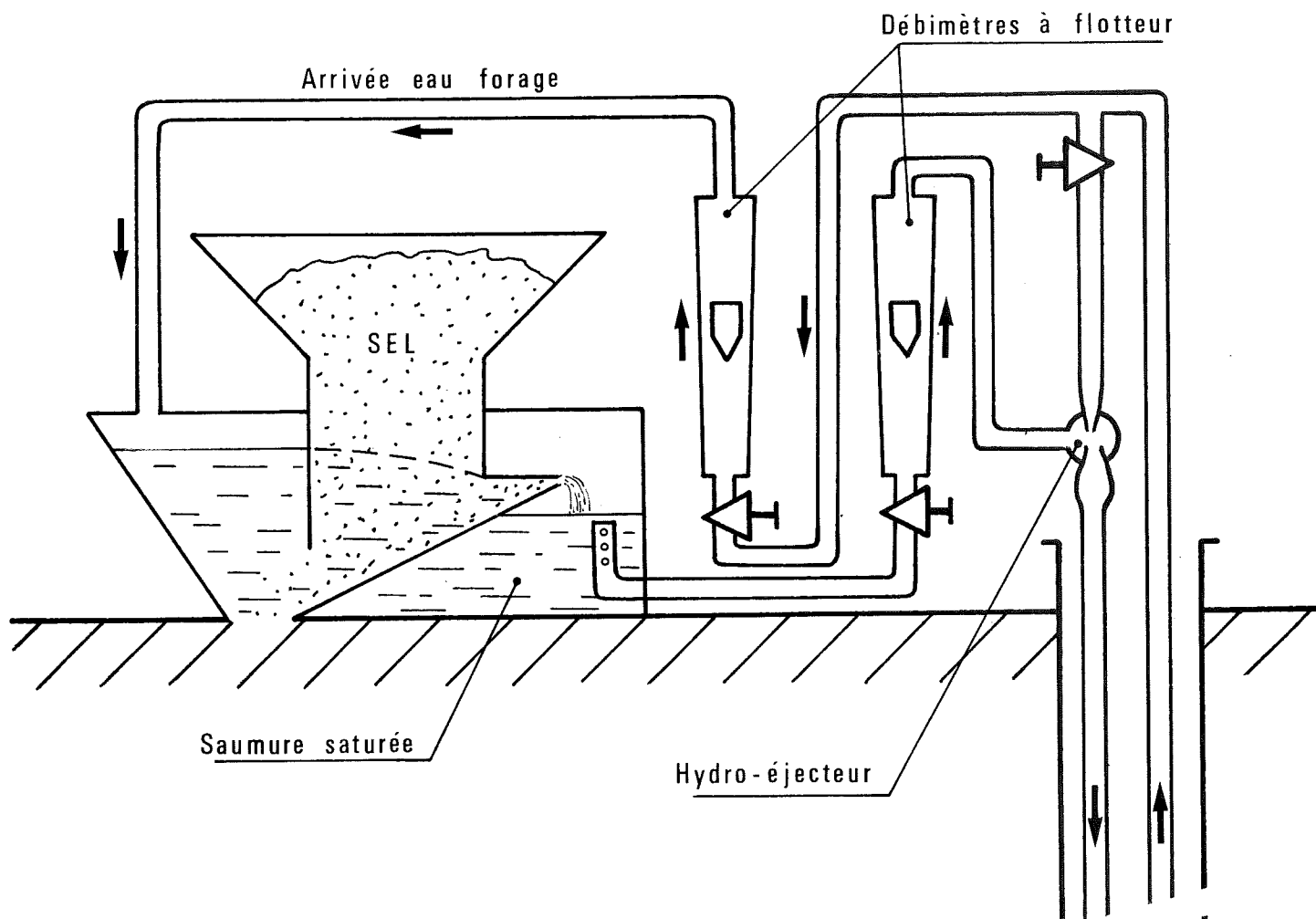


FIGURE 15

ETUDE DE LA PROPAGATION
DES SUBSTANCES DISSOUTES EN ZONE SATURÉE

MESURES GEOPHYSIQUES

DISPOSITIF D'INJECTION - SCHEMA DE PRINCIPE

Colonne d'injection

Pompe

4.2.4.4) Interprétation - Modèle :

Le Centre d'Informatique Géologique de l'École Nationale Supérieure des Mines de PARIS a utilisé les cartes de variations de la résistivité supposées proportionnelles aux variations de concentration. Les variations de résistivité étant inférieures à 15 %, cette hypothèse est admissible.

Le calage du modèle est obtenu en écrivant que l'équation de dispersion admet une solution de la forme :

$$C = (C_1 - C_0) f(x, t) + C_0$$

C_0 étant la concentration initiale et C_1 la concentration au puits d'injection, supposée constante.

Les concentrations étant les valeurs moyennes par couche, il est d'abord fait une hypothèse en ce qui concerne la position, l'épaisseur et la perméabilité de chaque strate. Les niveaux les plus perméables sont supposés au voisinage du substratum, ce qui est conforme aux connaissances que l'on a sur la nappe, notamment d'après les exploitants de la région.

On se fixe ensuite un coefficient de dispersion longitudinale et transversale par strate, les valeurs de ces coefficients étant prises égales à un multiple d'un coefficient unitaire. La constante de multiplication est prise égale à 1 pour le coefficient de dispersion longitudinale, inversement proportionnelle à la perméabilité pour le coefficient de dispersion transversale.

Le calage a été fait ensuite en modifiant les coefficients unitaires sur chaque site.

Les résultats obtenus sont reproduits dans le tableau ci-après. La précision des résultats est de 20 % pour les coefficients.

Site	Strates	Epais- seurs	Perméa- bilité	Vitesse moyenne	Vitesses par strate	Coefficient de dispersion longitudinale intrinsèque (mètre)	Coefficient de dispersion transversale intrinsèque (mètre)
N°	N°	mètres	mètres/sec.	mètres/jour	mètres/jour		
1	1	5,5	0,0040	7,2	7,9	12,00	7,00
	2	7,5	0,0020		3,9		14,00
	3	2,0	0,0090		17,7		3,11
2	1	4,0	0,0005	9,6	0,7	8,00	1,000
	2	7,0	0,0010		1,3		0,500
	3	6,0	0,0110		14,3		0,045
	4	2,0	0,0325		42,3		0,015
3	1	5,8	0,0050	13,00	24,6	5,00	0,290
	2	10,2	0,0001		0,5		14,500
	3	2,0	0,005		24,6		0,290
	4	1,0	0,1		49,2		0,145
4	1	8,5	0,0005	9,00	0,8	7,00	1,000
	2	2,8	0,0020		3,1		0,250
	3	3,0	0,0010		1,5		0,500
	4	2,0	0,0160		24,8		0,031
	5	1,0	0,0551		85,1		0,009

(Les strates sont ordonnées de la surface vers le fond).

4.3) Conclusions et possibilités d'application à la protection de captages

4.3.1) Etude de la dispersion au voisinage d'un foyer de pollution :

L'expérimentation et les calculs conduits par le centre d'Informatique Géologique ont permis, à partir d'une mesure géophysique autour d'un seul puits, de construire un modèle prévisionnel de la dispersion d'une pollution.

Il faut souligner l'intérêt, sur le plan méthodologique, du processus utilisé. Malgré la structure feuilletée du terrain et la diffusion inégale qui en résulte, une mesure globale qui ne rend compte que d'un phénomène moyen peut être exploitée dans un système de calcul qui permet de revenir au terrain stratifié.

Le modèle mis au point tient compte de deux facteurs habituellement négligés dans les études de ce type ; la stratification du milieu et la dispersion transversale ; et ces deux facteurs apparaissent après les essais comme particulièrement importants.

La méthode permet donc de prévoir avec une bonne précision le cheminement en fonction du temps et de l'espace ainsi que la répartition d'une substance dissoute introduite dans la nappe, au voisinage de son point d'injection. Il suffit d'une injection de traceur en un puits unique, ce qui présente l'avantage d'être plus souple, moins coûteux et plus sûr que la méthode d'observation de puits multiples.

Pratiquement, la mise en œuvre de la méthode mise au point par M. ENSELLEM et ses collaborateurs comporte :

- un stade expérimental : coupes géologiques - injection de traceur en puits unique - mesures géophysiques ;
- un stade de calcul avec, d'une part, un modèle de feuilletage restituant les strates du terrain, d'autre part, un modèle feuilleté de dispersion.

Les calculs permettent d'établir des abaques de concentration donnant les modalités de propagation de la pollution.

4.3.2) Modèle étendu à des zones plus vastes :

Il semble possible d'utiliser les résultats obtenus sur chaque site pour construire un modèle de propagation sur l'ensemble d'une région.

Différentes étapes sont envisagées à cet effet :

– 1 - Sur une zone contenant les sites étudiés, une extension de chaque modèle, par analogie fondée sur la géologie et la piézométrie autour de chaque site, permet d'obtenir une couverture de la totalité de la zone contenant les sites par juxtaposition des modèles. Un modèle moyen équivalent peut ensuite être construit.

– 2 - A défaut d'études locales de dispersion, une extension peut être ensuite faite à des zones semblables à la précédente, le calage des modèles moyens par zone se faisant à partir de la pollution existante.

– 3 - De même, une dernière étape analogue à la première permet de construire sur les zones un modèle régional.

Dans le cas de la région lyonnaise, objet des premières études, aucune expérience complémentaire n'est envisagée a priori. Bien entendu, si des mesures géophysiques pouvaient être faites sur de nouveaux sites, la précision des calculs serait améliorée et il serait bon, de toute façon, d'envisager de telles mesures pour la vérification des modèles de zones ou du modèle régional.

Un examen critique de toutes les informations disponibles sur la pollution actuelle est nécessaire.

L'exploitation des modèles permettra d'obtenir :

– des cartes des zones sensibles à la pollution : carte de distribution de vitesses et de coefficients de dispersion ;

– abaques de concentration permettant de prévoir les modalités de propagation de la pollution.

4.4) Abaques de dispersion horizontale

L'équation donnée au paragraphe 421 ci-avant a été étudiée par M. EMSELLEN dans les cas du régime permanent et du régime transitoire. Avec les notations indiquées ci-après les solutions qu'il a établies sont les suivantes :

Notations :

x, y : coordonnées d'un point du plan horizontal rapporté à un système d'axes rectangulaires dont l'axe des x a son origine au point d'injection d'une pollution, sa direction étant celle de propagation de la nappe,

T : Durée d'injection,

A_L et A_T : coefficients intrinsèques de dispersion longitudinale et transversale,

U : vitesse de la nappe,

$D = U A_L$: dispersion longitudinale,

q : débit injecté par unité de hauteur = largeur du front polluant x vitesse,

C_0 : concentration du polluant à l'injection,

C : concentration en x, y,

on pose
$$k^2 = \frac{A_T}{A_L}$$

$$R^2 = x^2 + \frac{y^2}{k^2}$$

$$z = \frac{4 DT}{R^2}$$

$$w = \frac{R}{2 A_L}$$

Solution en régime transitoire :

$$C(x, y, T) = 0,08 C_0 \frac{q}{RD} F(z, w) e^{-\frac{x}{2 A_L}}$$

Solution en régime permanent :

$$C(x, y) = 0,08 C_0 \frac{q}{kD} e^{-\left(\frac{R-x}{2 A_L}\right)} [2 e^w \cdot K_0(w)]$$

$F(z, w)$ et $K_0(w)$ sont des fonctions tabulées.

M. EMSELLEN a en outre calculé et tracé les courbes de variation de $F(z, w)$ et de $2 e^w K_0(w)$, courbes reproduites ci-après (p 135 et 137).

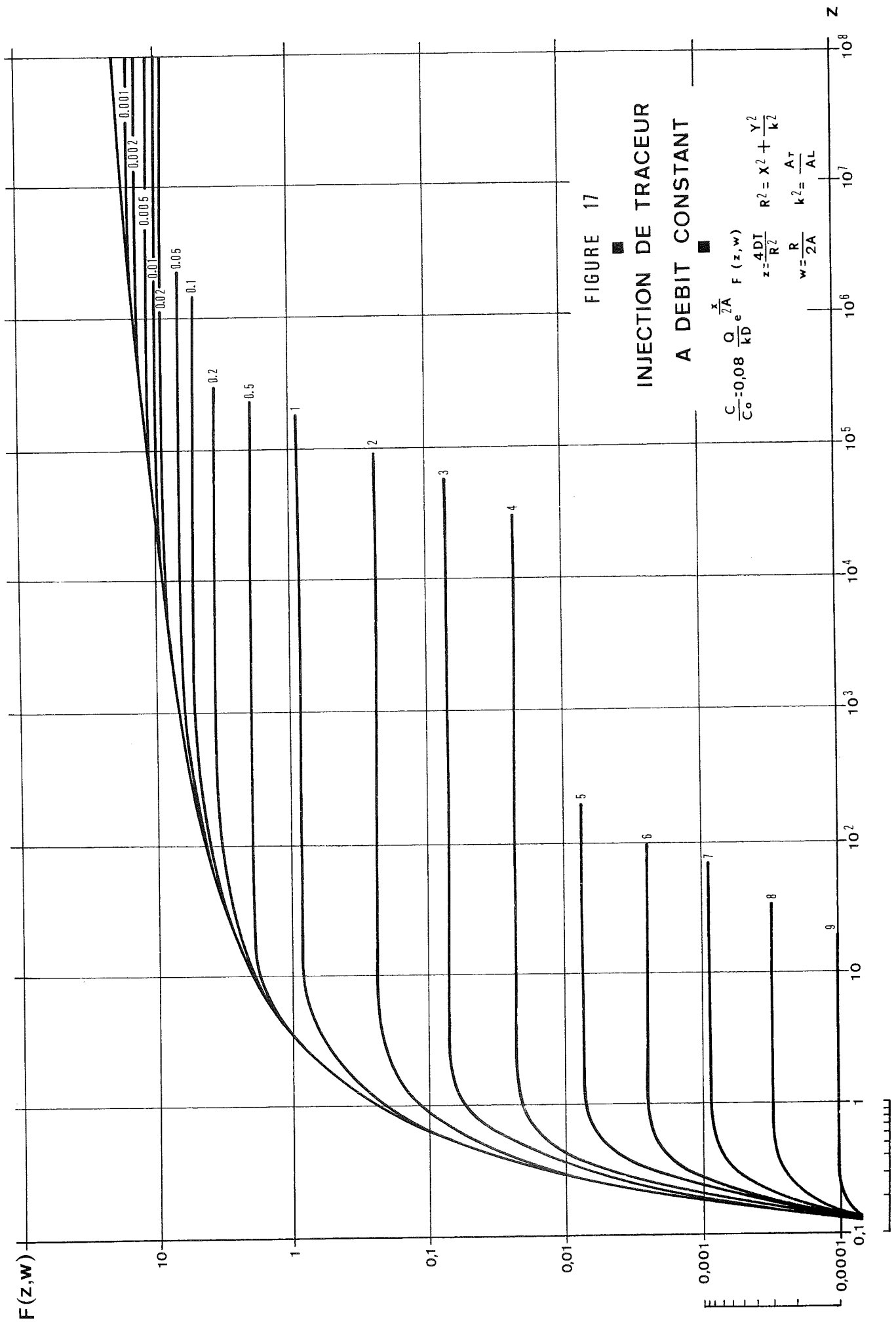
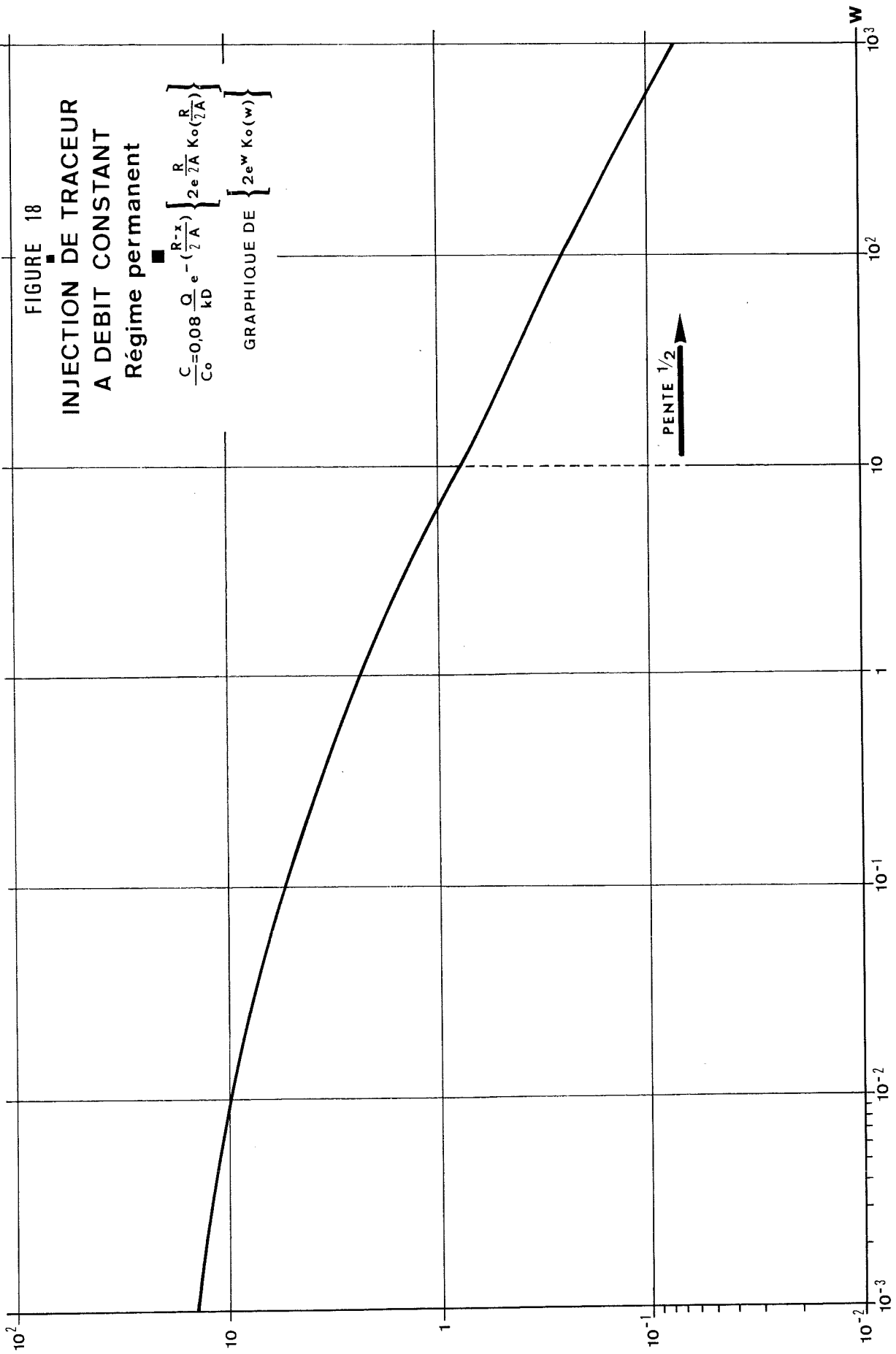


FIGURE 17
 INJECTION DE TRACEUR
 A DEBIT CONSTANT

$$\frac{C}{C_0} = 0,08 \frac{Q}{kD} \frac{x}{7A} e^{\frac{x}{7A}} F(z,w)$$

$$z = \frac{4DT}{R^2} \quad R^2 = X^2 + \frac{Y^2}{k^2}$$

$$w = \frac{R}{2A} \quad k^2 = \frac{A_T}{AL}$$



Exemple numérique dans le cas du régime permanent :

Supposons l'injection d'un débit constant de 1 g/s d'un polluant dans un puits de 15 m de hauteur mouillée et de 1 m de diamètre. Le débit traversant le puits, pour une perméabilité de 10^{-2} m/s et une pente de 10^{-3} est de $1,5 \cdot 10^{-4}$ m³/s.

En régime permanent la concentration de l'eau ayant traversé le puits tend vers le rapport du «débit» en masse au «débit» en volume, soit ici $C_0 = 1$ g/s $1,5 \cdot 10^{-4}$ m³/s = 6,7 g/l.

Nous retiendrons pour A_L et A_T respectivement 10 m et 1 m.

$$U \# 1 \text{ m/jour}$$

$$q = 1 \text{ m} \times 1 \text{ m/jour} = 1 \text{ m}^2/\text{j}$$

$$D = U A_L = 10 \text{ m}^2/\text{j}$$

$$k^2 = \frac{A_T}{A_L} = \frac{1}{10}$$

La solution donnée ci-dessus s'écrit :

$$C = C_0 \frac{0,08 \times 1}{\frac{1 \times 10}{\sqrt{10}}} e^{-\left(\frac{R-x}{20}\right)} \left[2 e^{\frac{R}{20}} K_0\left(\frac{R}{20}\right) \right]$$

On obtient les résultats suivants pour les valeurs de C/C_0 le long de l'axe des x :

x (m)	C/C ₀	x (m)	C/C ₀
10	0,077	150	0,021
20	0,058	200	0,020
30	0,051	300	0,015
40	0,042	500	0,013
50	0,038	1.000	0,009
75	0,032	2.000	0,006
100	0,028	4.000	0,004
		10.000	0,003

et pour les valeurs $x = 10$ m et $x = 100$ m en faisant varier y

$x = 10$ m		$x = 100$ m	
y (m)	C/C_0	y (m)	C/C_0
0	0,077	0	0,0278
1	0,074	5	0,0258
2	0,065	10	0,0202
3	0,056	15	0,0149
4	0,046	20	0,0100
5	0,038	25	0,0062
6	0,031	30	0,0034
7	0,026	40	0,0010
8	0,022	50	0,0003
9	0,018		
10	0,015		
15	0,006		
20	0,002		

Ainsi à 100 m de l'injection dans l'axe de l'écoulement, la concentration serait de 186 mg/l, à 20 m de l'axe pour la même valeur de x , 67 mg/l et à 40 m de l'axe moins de 7 mg/l.

CHAPITRE V

PROPAGATION DE DIVERS TYPES DE POLLUANTS

1 – HYDROCARBURES :

Sans examiner toutes les propriétés physiques des hydrocarbures, il est bon d'en rappeler quelques-unes qui ont un rôle important du point de vue du comportement de ces substances.

Leur densité, pour les plus courants, varie de 0,7 à un peu moins de 1.

Leur viscosité est inférieure à celle de l'eau (1, 1 cp pour l'essence 0,4 cp pour l'hexane - 0,7 cp pour le benzène), mais les huiles sont plus visqueuses que l'eau : 15 à 18 cp pour les huiles de transformateurs - 115 à 660 cp pour les huiles de machines.

La solubilité dans l'eau est faible en général, mais atteint 5 mg/l pour les huiles lourdes - 20 mg/l pour le fuel - 100 à 200 mg/l pour l'essence et 800 mg/l pour le benzène.

Enfin les hydrocarbures donnent à l'eau un goût et une odeur désagréables, le seuil d'odeur se situant plus bas que celui du goût. Il est de 1 mg/l pour les huiles de moteur, mais de 0,1 mg/l pour le white spirit et de 0,0005 mg/l pour le fuel diesel.

1.1) Propagation en zone non saturée :

L'infiltration dépendra des caractéristiques physiques de l'hydrocarbure (densité, viscosité) et de l'hydrogéologie du terrain (porosité, teneur en eau). La propagation en zone non saturée sera compliquée du fait que trois phases y sont en présence : l'eau, l'hydrocarbure et l'air.

1.1.1) Déplacement et saturation résiduelle :

En-dessous d'une certaine teneur, un fluide ne peut se déplacer dans une matrice poreuse : environ 20 % pour l'air et 40 % pour l'eau. Cette teneur est appelée «saturation résiduelle» ou «capacité de rétention», et varie en fonction de la porosité. Les valeurs suivantes sont données :

<u>Nature du fluide</u>	<u>Saturation résiduelle % du volume des pores</u>	<u>Terrains</u>
Mazout	2,5 %	Limon loessique
Fuel	10 %	Pierre ponce
Pétrole brut	0,5 à 6 %	Silt
Mazout	5 %	Terrain à forte teneur en eau

1.1.2) Perméabilité :

La perméabilité d'un milieu pour un fluide diminue lorsque ce dernier est en présence d'un autre fluide. Ainsi la perméabilité aux hydrocarbures d'un terrain diminue très vite avec l'augmentation de sa teneur en eau.

Les résultats de mesures sur un terrain de granulométrie très fine (du type silt sablo-argileux) indiquent que l'essence s'y propage plus vite que l'eau, 2 à 16 fois, et plus probablement 3 fois, même pour de très fortes teneurs en eau : 80 à 90 % du volume poreux.

Les hydrocarbures ne se propageraient moins vite que l'eau que dans des terrains à plus forte granulométrie (sable moyen) et ayant des teneurs en eau non négligeables, ainsi qu'en témoignent les mesures en laboratoires suivantes :

Type de sol	Terrain (g/cm ³)	m %	Teneur en eau		Perméabilité m/s			
			% Poids	% Volume	Eau	Essence	Fuel	
I Sable moyen d10 = 0,21 d60 = 0,50	1,75	34,0	0,2	0,35	1,8	2,0	0,8	} x10 ⁻⁴ m/s
			18,2	31,8	1,8	0,06	0,04	
II Limon sableux d10 = 0,003 d60 = 0,043	1,899	30,0	0,9	1,7	1,3	49,7	19,4	} x10 ⁻⁹ m/s
			14,0	26,4	1,3	29,0	32,0	
			15,5	29,3	1,3	1,8	1,7	

1.1.3) Mode d'imprégnation du terrain :

Dans un terrain homogène la zone imprégnée devient piriforme, la partie la plus étalée étant vers le bas.

Des études d'infiltration de 100 l de mazout et de pétrole, dans un terrain sablo-graveleux stratifié, ayant des perméabilités de $2 \cdot 10^{-4}$ et $2 \cdot 10^{-3}$ m/s ont donné les résultats suivants :

– dans les couches perméables l'infiltration est verticale, certaines zones très perméables n'étant même pas imprégnées, au sein même de la masse polluée;

– dans les horizons moins perméables c'est l'extension horizontale qui prédomine (la capillarité y étant plus forte que la gravité) ;

– la surface extérieure de la zone imprégnée est plus grande (dentelures) pour l'hydrocarbure le moins visqueux (mazout) ;

– en raison de l'accroissement du volume de la zone imprégnée jusqu'à l'équilibre avec la saturation résiduelle du terrain, les teneurs initiales diminuent.

L'infiltration de pluie sur une zone imprégnée d'hydrocarbures peut chasser une partie de ceux-ci, en raison de la plus grande absorption de l'eau par le terrain.

1.1.4) Dégradation biologique :

La décomposition des hydrocarbures est 100 fois moins lente dans des conditions aérobies qu'anaérobies. Cette décomposition présente une oxydation chimique et une dégradation biologique. Cette dernière est favorisée par une forte oxydation et par la présence de sels nutritifs dans le sol. La décomposition donne finalement du gaz carbonique et de l'eau.

Des essais en laboratoire sur la décomposition d'un effluent phénolé, par des microorganismes de la famille des Pseudomonadacées, ont donné une élimination voisine de 100 %.

Ce rendement passe à 90 % lorsque l'effluent phénolé contient d'autres matières organiques dégradables (égout urbain).

1.2) Propagation en zone saturée :

Dans la propagation en zone saturée, il convient de distinguer la migration des hydrocarbures en tant que phase et le déplacement des éléments solubles libérés.

1.2.1) Propagation et frange capillaire :

Les hydrocarbures ayant traversé la zone non saturée sont arrêtés par la frange capillaire, sur laquelle ils flottent en se propageant horizontalement dans une zone à 75 - 90 % en eau.

Lorsque le volume infiltré est important, il fait pression sur la frange capillaire et incurve même la surface de la nappe en formant une lentille qui est alors en contact direct avec les eaux souterraines.

Cette position d'équilibre en forme de lentille est atteinte d'autant plus vite que l'hydrocarbure est moins visqueux.

1.2.2) Propagation et substances tensio-actives :

Les substances tensio-actives qui favorisent l'extension des hydrocarbures sous forme de films minces sur les plans d'eaux superficielles (irisations caractéristiques) ne peuvent agir dans la nappe, du fait des variations de hauteurs de la frange capillaire et de l'adsorption par le terrain.

1.2.3) Conséquence des battements de nappe :

Lors d'un abaissement de la nappe, la zone de concentration des hydrocarbures au niveau de la frange capillaire suit la baisse de cette dernière. Lorsque la nappe remonte, la plus grande partie des hydrocarbures reste en place, entrant ainsi en contact direct avec les eaux souterraines. Cette conséquence des variations de niveau a été mise en évidence tant en laboratoire qu'«in situ», mais joue peu sur la propagation des hydrocarbures.

1.2.4) Exemple de pollution de la nappe :

Deux cas de pollution de nappe ont été étudiés in situ, l'un avec déversement de 3 570 l de fuel en zone non saturée, l'autre de 3 000 l dans la nappe même.

La propagation maximale du fuel est voisine dans les 2 cas :

- dans le premier (3 570 l) : 20 mètres après 4 mois
- dans le second (3 000 l) : 17 mètres après 4 mois

Mais l'extension de la phase au niveau de la nappe est nettement plus importante après le passage en zone non saturée : 470 m², qu'en cas de déversement direct : 290 m².

L'épaisseur de fuel au-dessus du niveau de la nappe est deux fois plus forte dans le premier cas (1 m) que dans le second (0,50 m), l'enfoncement sous le niveau hydraulique étant voisin dans les 2 cas : 2 m dans le premier et 1,85 m dans le second.

1.3) Propagation en zone saturée des éléments solubles :

La pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures provient de la mise en solution au contact de la nappe, des composés, les plus volatils. Avec le temps, les produits peu volatils s'oxydent et s'aromatisent, augmentant ainsi leur odeur et leur pouvoir de dissolution, et occasionnant une persistance importante de la pollution.

1.3.1) Exemple de pollution :

Dans le premier cas, cité plus haut, la propagation maximale des éléments solubles est plus faible (100 m en 4 mois) que dans le second cas (170 m en 4 mois). Ce fait est à rapprocher de ce que l'oxydation a eu lieu dans le premier cas (passage dans la zone non saturée aérobie), et non dans le second (mise en contact direct avec la nappe, en milieu anaérobie).

Après deux ans, la pollution a régressé de moitié : 50 mètres dans le premier cas et 80 mètres dans le second.

D'autres chiffres de distances parcourues sont cités :

- 700 m en 4, 5 ans, dans du sable fin, par de l'essence;
- plus de 6 km en 40 ans, dans du sable, par des goudrons.

1.3.2) Persistance de la pollution :

Des observations faites sur des infiltrations accidentelles dans la nappe montrent que l'essence persiste de 10 à 15 ans, et les huiles plus de 20 ans.

D'autres cas indiquent une persistance de 50 ans pour un résidu de goudrons à ANDERNACH, et de plus de 70 ans pour du Kérosène à LANGEEOG.

1.3.3) Meilleurs traceurs :

Les meilleurs traceurs de la pollution soluble sont les concentrations en phénols et en nitrites, ainsi que l'odeur et le goût.

Il est à noter que l'oxygène dissous, l'oxydabilité au permanganate et les teneurs en nitrates n'ont pas permis d'interprétation valable. De même, il n'a pas été possible d'exploiter les mesures d'hydrocarbures par absorption dans l'ultra-violet, ni celles obtenues par spectroscopie dans l'infra-rouge.

1.4) Moyens de lutte contre la pollution par hydrocarbures :

La lutte contre la pollution prend deux aspects différents, suivant qu'il s'agit :

- de pollution massive et localisée, d'origine accidentelle,
- de pollution chronique et étalée.

Dans le premier cas, il s'agit d'intervenir le plus rapidement possible, et dans le second de prévenir le plus efficacement possible.

1.4.1) Intervention en cas d'accident :

Lorsque la pollution est peu étendue et que la profondeur de la nappe est faible, le plus efficace est :

– l'excavation des terres polluées qui sont soit stockées en lieu sûr, soit de préférence calcinées dans un brûleur (dans un four mobile d'incinération par exemple), puis remises en place ultérieurement,

– le pompage, l'adsorption (par des produits spéciaux) ou le brûlage de ce qui flotte à la surface de la nappe.

Dans le cas de pollutions massives, étendues, où l'intervention n'a pas été immédiate, et lorsque la nappe est profonde, il peut être moins onéreux de forer des puits dans la zone polluée pour pomper le mélange eau-hydrocarbure, avec séparation et récupération de la phase hydrocarbure, puis rejet (à l'égout par exemple) de l'eau polluée, lorsqu'elle a retrouvé une teneur admissible. On peut récupérer par pompage de 20 à 90 % du volume infiltré en enfermant la zone polluée dans une enceinte souterraine étanche (palplanches, etc ...) et en provoquant des infiltrations d'eau, avec tensio-actifs, sur la zone d'épandage.

Lorsqu'un puits de captage est pollué, on peut jumeler l'intervention sur la source de pollution avec un traitement de l'eau du captage par des filtres au carbone actif. En cas d'insuccès, on pourra pomper au maximum dans l'ouvrage de captage jusqu'à la purification complète de l'eau prélevée, ce qui pourra durer de 35 jours à 22 semaines.

1.4.2) Prévention et protection :

La prévention intervient aux différents stades d'utilisation des hydrocarbures.

Dans les raffineries plusieurs mesures ont été mises au point. Il faut noter la nécessité de prévoir autour de la raffinerie un mur d'enceinte étanche descendant jusqu'au niveau minimum de la nappe, ou jusqu'à une couche imperméable, les mesures de sécurité contre l'incendie prévoyant l'infiltration rapide des hydrocarbures dans le terrain naturel.

Le même souci d'étanchéité renforcée doit intervenir au niveau du stockage industriel, comme le long du trajet des oléoducs, notamment lorsque ceux-ci traversent des cours d'eau ou passent à l'amont phréatique immédiat de zones de captage.

La multiplication récente des points de stockages souterrains appartenant à des particuliers (chauffage de l'habitat) nécessite une stricte application de la réglementation, qui pourrait bénéficier des progrès effectués au niveau des raffineries (recherche de matériau étanche, inaltérable et ininflammable).

2 – DÉTERGENTS :

Les détergents peuvent présenter une toxicité à haute dose (irritation gastro-intestinale - dermatose), mais à faible dose (2 mg/l) ils peuvent être la cause d'un mauvais goût en raison de la présence d'adjuvants parfumés. Sans adjuvant, ils communiquent un goût à l'eau à partir de 50 mg/l.

2.1) Propagation en zone non saturée :

Les détergents ont un diamètre moléculaire de 1 millimicron seulement (la molécule d'eau : 0,4 millimicron), contre 18 à 30 pour les virus et 1.000 pour les bactéries. Les détergents se déplacent donc très facilement dans les milieux poreux.

Adsorption :

L'adsorption des détergents sur les argiles est négligeable. Mais la présence de matières organiques accroît la fixation : 50 % mélangés à de la boue retiennent 50 à 90 % des A.B.S. Cependant, le pourcentage d'A.B.S. retenu dans le sol diminue avec le temps, allant même jusqu'au rejet. Ainsi 80 % des produits adsorbés sont restitués à la suite d'un lessivage par des eaux infiltrées exemptes de détergents.

Dégradation biologique :

L'appauvrissement en détergents est surtout dû à la biodégradation biologique. La prolifération biologique étant prépondérante dans les matières organiques des premiers décimètres du sol, c'est à ce niveau que se fera l'essentiel de la biodégradation. Par exemple de 0 à 38 cm, la concentration a baissé de 9,4 à 1,6 mg/l au centre d'un lysimètre, pour passer à 0,3 mg/l à 178 cm (sortie). Sur 183 g de détergents qui sont passés dans ce lysimètre, 8 g sont ressortis (4,5 %), 1 à 7 g sont restés dans le sol (0,5 %) et 95 % ont été dégradés.

Exemple de pollution :

Le cas de pollution de la vallée de SANTA ANNA, en aval de la ville de SAN BERNARDINO est un exemple caractéristique.

La plupart du temps, la rivière SANTA ANNA est uniquement constituée par les eaux résiduaires (4 à 5,4 mg/l d'A.B.S.) provenant de quatre stations d'épuration. Le lit de la rivière présente des matières organiques et des bactéries.

Sous le lit de la rivière 67 % des détergents sont dégradés après avoir traversé 3 m de sol, et 80 % avant d'atteindre la nappe, profonde de 20 à 30 m. L'adsorption est pratiquement nulle.

2.2) Propagation en zone saturée :

La présence de détergents dans les eaux usées augmente le débit dans les terrains dont la perméabilité est supérieure à 10^{-4} m/s, et le diminue dans ceux où elle est inférieure à 5.10^{-5} m/s.

Dans une nappe réalimentée par des canaux d'irrigation contenant 1 à 3 mg/l d'A.B.S., on a observé des teneurs de 0,2 mg/l jusqu'à 700 m, et des concentrations de 0,1 mg/l, et moins, de 700 à 2 500 m.

A 3 200 m d'une batterie de puits d'injection (teneur moyenne de 0,31 mg/l d'A.B.S.) on a trouvé des pointes de 0,11 mg/l et des concentrations moyennes de 0,02 mg/l.

Dans l'exemple de la vallée de SANTA ANNA cité plus haut, l'infiltration dans le lit de la rivière commence dès le point de rejet (20 % au bout de 2,2 km) et est de 95 % au bout de 9,6 km. Dans ces conditions, l'extension de la zone aquifère polluée a 20 km de long sur 5 km de large. Verticalement les teneurs sont les mêmes à la surface de la nappe que 30 à 40 m plus bas. L'adsorption est pratiquement inexistante. La biodégradation est très faible dans la nappe, où l'on observe encore des teneurs de 1,5 à 2,5 mg/l à plusieurs kilomètres du point d'infiltration.

En zone saturée, les détergents sont très stables.

3 – PESTICIDES :

L'action de ces produits étant cumulative, les doses dangereuses pour l'homme sont très faibles et mal connues.

La propagation dépend, en particulier, de la solubilité et de la dégradabilité biologique des pesticides.

Solubilité des pesticides :

La plupart des pesticides (composés organiques) ne sont pas ou sont peu solubles dans l'eau, ce qui nécessite l'usage de solvants (souvent aromatiques) et de tensio-actifs.

Le degré de solubilité dans l'eau est fonction de l'utilisation des pesticides. Les insecticides et fongicides devant avoir une bonne persistance, les organo-chlorés sont donc très peu solubles : 0,01 à 10 mg/l. Les herbicides organo-phosphorés qui doivent être véhiculés par la sève ont une solubilité moins faible : 20 à 2 000 mg/l. Les herbicides aquatiques doivent être très solubles : 35 000 mg/l pour le sel de sodium du 2, 4 – D.

Fixation des pesticides :

Mis à part les herbicides aquatiques, les pesticides étant très peu solubles peuvent être facilement fixés par la couche supérieure du terrain au moment de l'infiltration. Dans un sol morainique, pauvre en humus, portant des vignobles et traité depuis onze ans avec 10 kg/an/ha de simazine, la teneur maximale (0,9 ppm) était à 15 cm de profondeur, et la présence des pesticides n'allait pas au-delà de 35 cm.

Adsorption biologique :

Des essais en laboratoire avec des dérivés du 2, 4 – D, montrent qu'il n'y a que très peu d'adsorption sur les argiles. Cette adsorption est en moyenne de 1 microgramme/g pour des concentrations de 1 ppb.

Les algues adsorbent beaucoup plus d'organo-chlorés que la benthonite (10 à 50 fois plus pour le D.D.T.) et ce, de façon inversement proportionnelle à leur solubilité.

Dégradation biologique :

Les organo-chlorés (D.D.T., B.H.C.) ne sont pratiquement pas dégradables

biologiquement et peuvent persister dans les sols plusieurs années. Ils sembleraient moins difficilement dégradés en milieu anaérobie qu'aérobie. Mais ils se transforment en d'autres produits plus stables (heptachlore époxyde par exemple). Dans la plupart des cas le produit de dégradation est moins toxique que le pesticide initial.

Les organo-phosphorés, en raison de leur apport en sels nutritifs, sont plus facilement biodégradés. En laboratoire, le parathion est décomposé à 90 % en trois semaines dans un sol biologiquement actif (alors qu'il demeure intact au bout de la même période dans un sol stérile). Dans un sol naturel de verger le parathion a persisté au moins neuf mois.

Dégradation chimique :

Les pesticides organo-chlorés sont très difficilement hydrolysables, à l'inverse des organo-phosphorés ou des composés nitrés (aliments biologiques). La période (1/2 vie) de ces derniers est de quelques jours à quelques heures, le parathion étant l'un des organo-phosphorés les plus résistants avec une période de 120 jours dans l'eau. Les produits de cette dégradation sont le plus souvent moins dangereux.

Exemples de pollution :

La pollution due à l'infiltration d'épandages agricoles semble peu importante en raison de la très faible solubilité des pesticides et de leur fixation dans la zone non saturée. Dans un sol de verger de pêchers de 14 ha, du parathion persistait au moins neuf mois avec des concentrations allant jusqu'à 0,4 ppm ; l'eau de source tribulaire des infiltrations sur ce verger n'en contenait que 1,2 ppb.

Les cas de forte pollution cités dans la littérature sont dus à des rejets d'usine de pesticides. A DENVER, COLORADO, U.S.A., les eaux polluées ont parcouru 5,5 km, en sept à huit ans, en contaminant environ 17 km².

4 – BACTÉRIES ET VIRUS

4.1 Bactéries

Le principal groupe de bactéries est celui des Coliformes qui comprend : Escherichia Coli (intestins humains et animaux), et d'autres Coliformes dont l'origine fécale est moins caractéristique (Citrobacters, Klebsiella, Enterobacters). Les I.A.C. (intermédiaires aérogènes-cloacées) peuvent avoir une double origine : fécale ou végétale. On trouve 10^6 à 10^{10} Coliformes par gramme de matière fécale humaine.

Les entérocoques (*Streptococcus faecalis*) sont le signe d'une pollution fécale et récente.

Les bactériophages peuvent être caractéristiques de pollution par Coliformes (*E. Coli* notamment).

Les I.A.C. ont une durée de vie plus grande que les autres Coliformes fécaux et peuvent être donc caractéristiques d'une pollution ancienne lorsqu'ils sont en majorité. Ils sont plus résistants à la chloration des eaux.

Escherichia Coli et *aérobacter aérogène* ont survécu dans le sol plus de 4 ans, *Salmonella typhosa* ne survivant que 29 à 58 jours. Une moyenne de 60 - 100 jours semble valable en climat tempéré.

De telles différences dans les observations proviennent de ce que le temps de survie des bactéries est étroitement lié aux conditions du milieu. La présence de produits nutritifs (phosphates des détergents), un pH neutre ou alcalin et de basses températures favorisent la survie des bactéries. Par contre, on n'observe pas de survie lorsque le pourcentage de saturation tombe au dessous de 2 ou 3 %.

4.2) Virus

Les virus comprennent surtout la famille des virus entériques : hépatiques, poliomyélitiques, coxsackies, écho, qui sont au nombre de 10^4 à 10^6 par gramme de matière fécale humaine, soit 10.000 fois moins que les bactéries.

Tous ces virus (mis à part les virus hépatiques) sont observés dans les eaux d'égouts.

Les virus résistent mieux que les bactéries aux traitements des eaux (chloration, ozonation).

4.3) Propagation en zone non saturée

Les bactéries, en raison de leur grosseur relative (diamètre de 0,1 à 10 microns) sont rapidement fixées par le terrain, la filtration la plus efficace se faisant dans les sables limoneux. Il en résulte un colmatage par lit bactérien.

Aux mécanismes physiques de fixation s'ajoutent des phénomènes de destruction des bactéries, occasionnés par :

- les modifications du milieu auxquelles les bactéries s'adaptent mal : variation de température, oxygénation et nitrification
- l'agression par des microorganismes propres au milieu.

Plusieurs études ont été effectuées aux U.S.A. sur des épandages en bassins d'infiltration. Les principaux résultats ci-dessous ont été consignés par ROMERO (1970).

La fixation des bactéries dans un sol est d'autant plus rapide que la granulométrie est plus fine. Le matériau le plus efficace est celui constitué de grains de sable très fins à fins avec une forte teneur en argile.

Un grand nombre de bactéries sont efficacement éliminées à travers 1 m environ de sable fin (grains inférieurs à 0,2 mm), et leur migration dans ce matériau ne doit pas excéder une dizaine de mètres.

L'élimination des bactéries ne dépend que de la distance parcourue et non de l'intensité de la pollution des eaux usées.

Les virus, d'un diamètre de 5 à 50 millimicrons, sont fixés moins facilement dans les pores du terrain.

4.4) Propagation en zone saturée

Les bactéries atteignant la nappe à travers la zone non saturée demeurent pratiquement en réserve dans la frange capillaire lorsque le niveau hydraulique s'abaisse. Une remontée de ce dernier les met à nouveau en mouvement.

Les bactéries se déplacent dans le sens d'écoulement de l'eau. Elles sont surtout localisées à la surface.

La filtration des eaux polluées par le terrain forme, à la longue, des lits bactériens qui freinent et vont jusqu'à arrêter la migration de la pollution.

Avant cette formation ou en son absence, les bactéries peuvent migrer assez loin dans la nappe : 90 m à 150 m. Dans un cas de pollution par canaux d'irrigation alimentant la nappe avec de l'eau de rivière polluée (10 000 à 100 000 bactéries par ml et des détergents ABS), il a été observé 10 à 20 bactéries/ml de 10 à 300 m des canaux, 0 à 10 bactéries/ml de 300 à 1 200 m, et 0 au-delà. Dans un terrain de sable fin, la migration des bactéries ne devrait pas aller au-delà d'une cinquantaine de mètres.

L'Institut de Recherches Hydrotechniques de BUCAREST a conduit, de 1961 à 1964, des études en laboratoire et sur le terrain sur la vitesse comparée de l'eau et des bactéries. Celles-ci vont 5 fois moins vite (0,26 m/j pour 1,28 m/j) dans une nappe en régime naturel, et 2/3 fois moins vite (1 m/j pour 1,5 m/j) en régime d'exploitation.

Les virus peuvent se propager sur des distances de 30 à 360 m au lieu de 20 à 120 m pour les bactéries. C'est du moins ce qui résulte de quelques observations, mais les études sur cette question sont encore trop peu nombreuses.

4.5) Observations faites lors de la vidange du Barrage de VERBOIS

4.5.1) Les opérations de vidange

Le barrage suisse de VERBOIS sur le Rhône fait l'objet d'une vidange périodique pour éviter son comblement par des dépôts solides. L'opération complète demande quelques jours et comporte : un lâcher des eaux de la retenue de GENISSIAT - la vidange du Barrage de VERBOIS - une chasse par un lâcher d'eau retenue préalablement dans le Lac Léman.

Les dépôts ainsi entraînés sont constitués de matériaux alluvionnaires apportés par des affluents du Rhône ; ils contiennent aussi des sédiments organiques dus aux rejets industriels et urbains. Le passage du flux de vidange et de chasse s'accompagne en conséquence d'une charge polluante importante dont le passage est visible bien à l'aval de LYON. Elle se manifeste dans le Rhône par une baisse du taux d'oxygène, des taux élevés de matières en suspension, matières organiques, dérivés azotés, bactéries, et par une mortalité de poissons.

En 1966, une pollution des captages de la Communauté Urbaine de LYON avait été observée (matières humiques notamment). Les services chargés de la police des eaux, ainsi que l'INSTITUT PASTEUR DE LYON, ont procédé, lors

de chaque vidange, à une observation des effets sur les eaux superficielles. En 1969 et 1972, l'AGENCE DE BASSIN RHONE-MÉDITERRANÉE-CORSE a été associée à ces observations et a pris en charge celles concernant les captages de la Communauté Urbaine.

Les opérations ont eu lieu du 2 au 9 Juillet 1969 et du 29 Juin au 6 Juillet 1972. En Juillet 1969, on a essayé de voir dans quelle mesure les captages étaient influencés par la pollution. En 1972, les efforts ont porté sur l'évaluation des temps de transfert.

4.5.2) Le flux polluant

Nous avons reporté sur la figure 19, (p 159) les courbes les plus caractéristiques de la pollution observée dans le Rhône au passage de la vidange et de la chasse en 1972. On remarque que la teneur en ammonium marque très nettement le passage de la chasse.

Les autres éléments manifestent des variations importantes, mais plus dispersées. On peut penser, notamment pour la pollution bactérienne, que les fluctuations de débits entraînent des remises en suspension de dépôt tout le long du cours du Rhône.

4.5.3) Pollution des captages

En 1969, seules des déterminations du nombre d'Escherichia Coli avaient été faites dans les eaux des captages. On a constaté que :

— la pollution dans le Rhône avait atteint 86 000 E.C./100 ml pendant environ 24 heures et qu'elle était restée comprise entre 2 000 et 5 000 E.C./100 ml pendant une semaine, alors que le taux moyen est de 700 ;

— les puits de la zone de SAINT-CLAIR (aval immédiat du Pont Poincaré, dont l'alimentation est partiellement artificielle), ont présenté des taux de 100 à 600 E.C./100 ml pendant 3 jours ;

— les puits de la zone du Grand Camp (amont du Pont Poincaré) ont pendant les mêmes 3 jours atteint 20 à 30 E.C./100 ml pour ceux situés en bordure du Rhône et ceux bénéficiant d'une alimentation artificielle ;

— les zones amont, de CREPIEUX et CHARMY, n'ont présenté aucun signe de pollution par Escherichia Coli.

En 1972, les observations n'ayant porté que sur les puits de CREPIEUX et CHARMY, les Escherichia Coli, non décelés en 1969, n'ont pas été recherchés. On a déterminé, en revanche, les teneurs en Coliformes et en germes totaux qui nous ont semblé susceptibles d'être de meilleurs traceurs de la pollution bactérienne (cf. figures 20 à 22, p 161 à 165).

Les teneurs en coliformes dans le Vieux Rhône ont atteint plusieurs valeurs élevées le 28 Juin (15 000/100 ml), les 3 et 9 juillet (35 000 et 20 000/100 ml). On a observé des valeurs inhabituelles, mais cependant faibles dans les 4 puits de CREPIEUX suivis pendant la campagne le 5 juillet : 2, 4, 6 et 45 contre 0 les autres jours à deux exceptions près (2 le 11 juillet sur un puits et 4 le 6 juillet sur un autre). Les deux puits observés à CHARMY donnent des résultats différents. Du 29 Juin au 10 Juillet, les valeurs non nulles sont fréquentes (70 % des valeurs mesurées) dont des pointes à 60, 100 et 130/100 ml.

En ce qui concerne les germes totaux, compris entre 1 000 et 10 000/100 ml dans le Vieux Rhône en dehors du passage de la pollution due aux opérations de vidange, ils sont compris entre 10 000 et 100 000/100 ml pendant les opérations et atteignent 150 000/100 ml le 3 juillet, 350 000/100 ml le 9 juillet.

Les puits de CREPIEUX sont atteints par la pollution, les teneurs passant de la fourchette 0-100/100 ml à 100-1 000/100 ml - ceux de CHARMY passant de 0-100/100 ml à 100-3 000/100 ml.

On peut donc conclure que si la pollution bactérienne est réduite dans des proportions considérables, dans des rapports de 100 à 1 et même de 1 000 à 1, des passages exceptionnels dans le Rhône peuvent cependant contaminer les captages.

4.5.4) Vitesse de propagation

Les résultats obtenus ne permettent pas de conclure sur les temps de propagation. En effet, si les maximums, très isolés, observés pour les Coliformes sur les puits de CREPIEUX semblent décalés de près de 48 heures par rapport aux pointes relevées dans le Rhône, l'examen d'ensemble des autres courbes (Coliformes à CHARMY - Germes totaux à CREPIEUX et CHARMY) montre une réaction très rapide des captages, les décalages n'étant que de quelques heures.

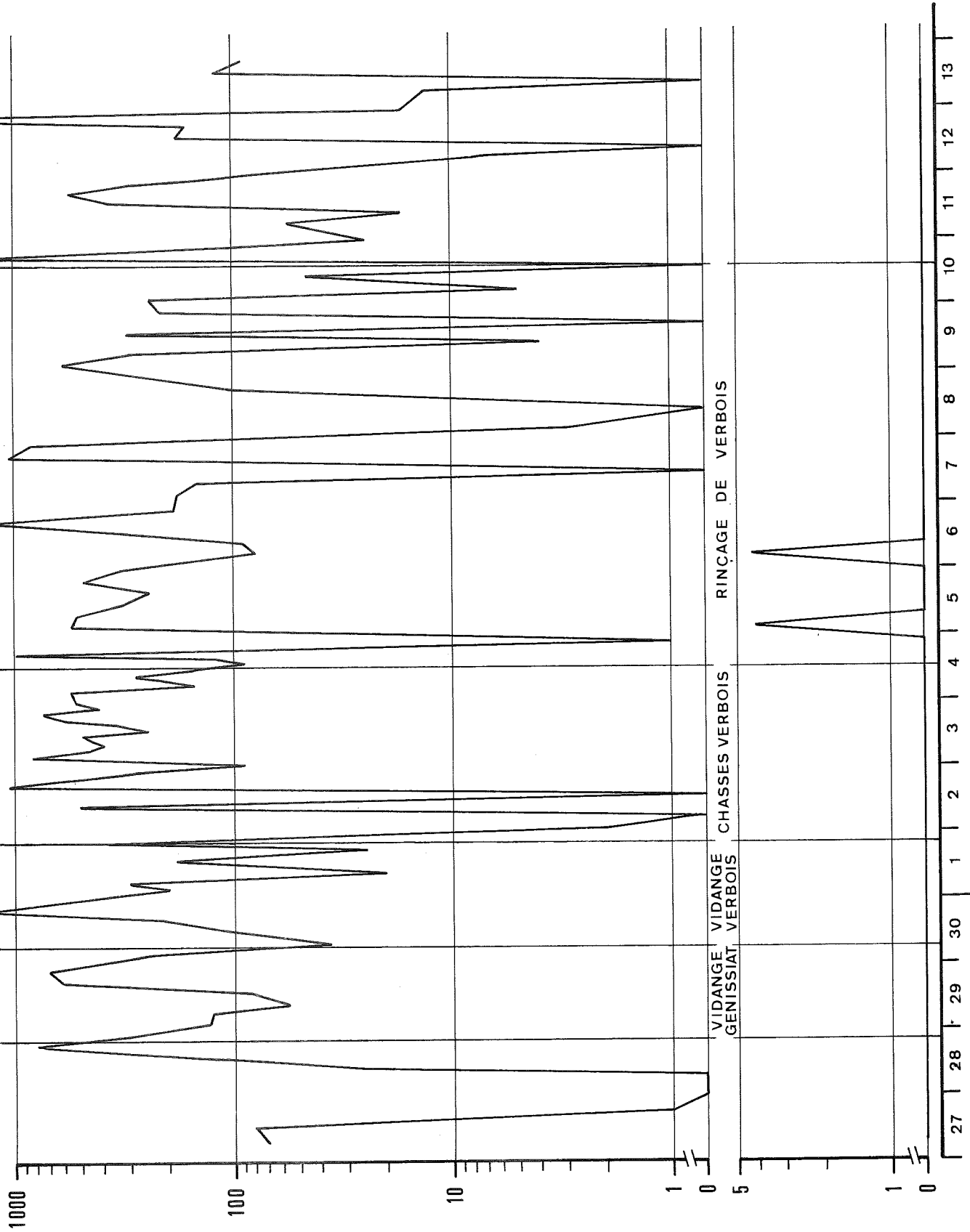
FIGURE 20

POLLUTION BACTERIENNE INDUITE DANS LES CAPTAGES
PAR LE FLUX POLLUANT DE VERBOIS

PUITS D16

Germes totaux
à 20°C./100ml

Coliformes/100ml



JUIN

JUILLET

FIGURE 21
 POLLUTION BACTERIENNE
 INDUITE DANS LES CAPTAGES
 PAR LE FLUX POLLUANT DE VERBOIS

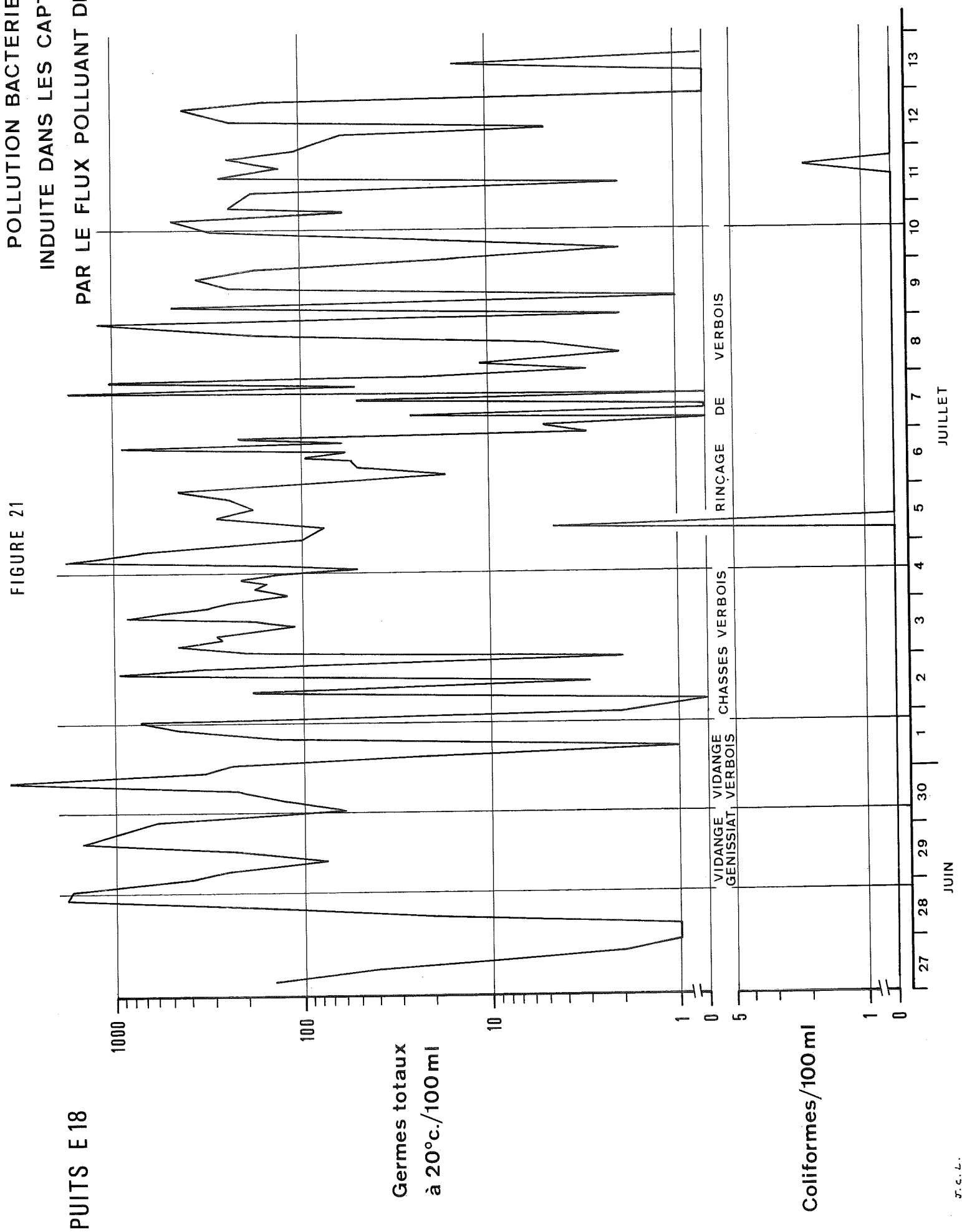


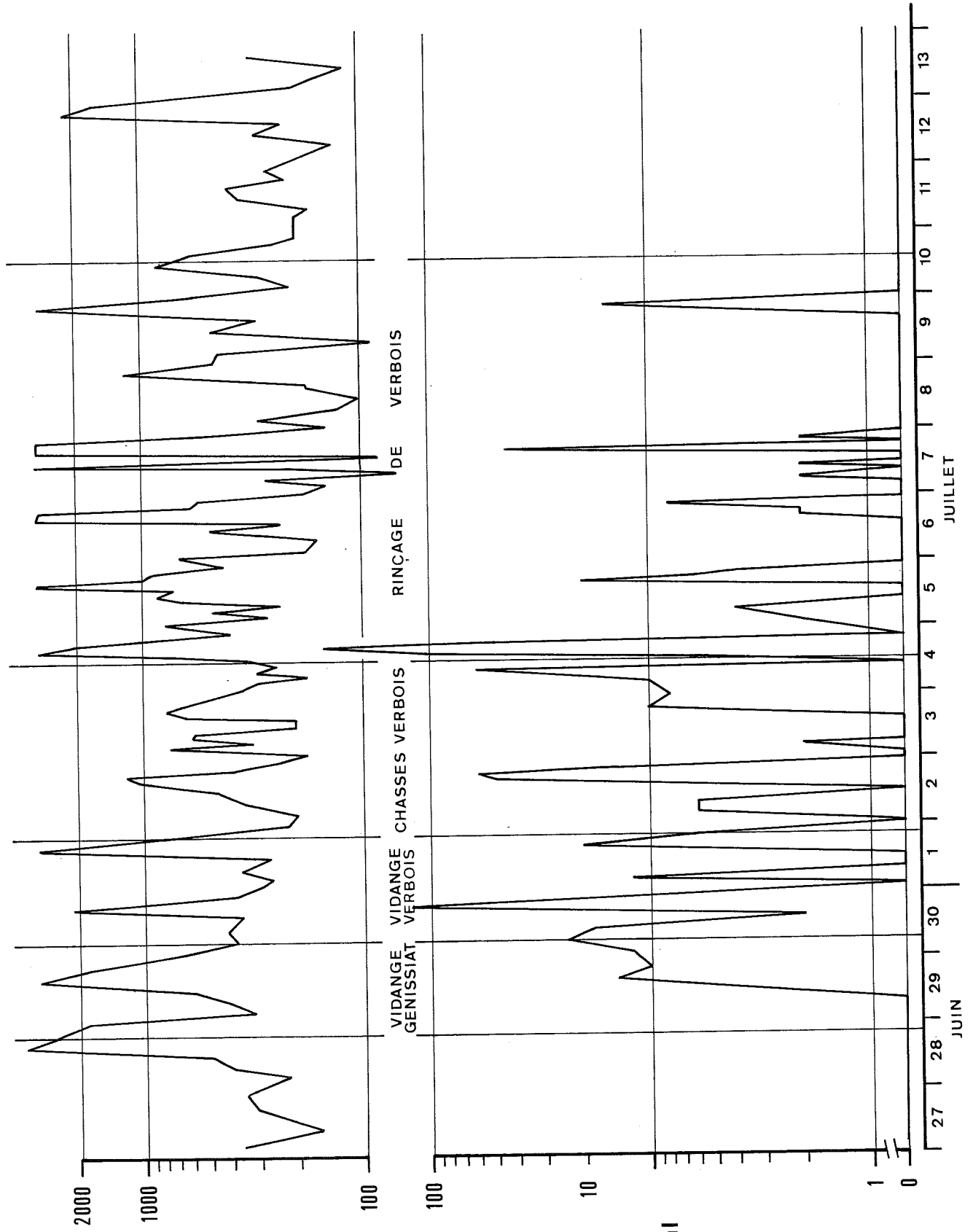
FIGURE 22

POLLUTION BACTERIENNE INDUITE DANS LES CAPTAGES
PAR LE FLUX POLLUANT DE VERBOIS

PUITS CH 12

Germes totaux
à 20°C./100 ml

Coliformes/100 ml



5 – SUBSTANCES DISSOUTES

L'essentiel du chapitre précédent (Propagation en zone saturée et en zone non saturée) était consacré à ces substances. Nous rappellerons seulement ici, pour diverses origines des substances dissoutes, leurs caractéristiques générales et les observations faites en développant plus largement les aspects concernant les effets des dépôts d'ordures ménagères.

Les substances dissoutes peuvent être d'origine artificielle, (rejets liés à l'activité humaine), mais peuvent également provenir de l'entraînement par l'eau des matériaux constitutifs des roches.

5.1) Apports par les eaux superficielles

Il est bien entendu impossible de distinguer, dans ces eaux, l'origine des substances dissoutes.

Nous avons vu que la teneur en sulfates du Rhône, relativement élevée, permet à ces sels d'être un traceur de l'eau de surface lorsque la nappe n'est pas soumise à des apports polluants directs.

Les observations faites lors du passage de la pollution due aux opérations de vidange de la retenue de VERBOIS ont permis d'examiner les effets de la pollution du Rhône par des substances dissoutes (cf. fig. 23 p 169). Nous avons constaté que les matières oxydables, mesurées par l'oxydabilité au permanganate présentaient des variations rapides et importantes pendant toute la durée des opérations. Mais, alors que dans le Vieux Rhône les opérations de vidange se traduisent par une évolution de l'oxydabilité entre les valeurs 1 - 1,8 mg/l contre 0,7 - 1, en dehors des opérations dans les captages, ces deux plages de variation sont respectivement : 0,2 - 0,4 et 0 - 0,2.

L'effet de filtre joué par le terrain vis-à-vis de ce type de pollution est donc relativement faible.

Les ions NH_4 qui manifestent une pointe très nette entre 0,5 et 1,5 mg.l, les 1,2 et 3 juillet, n'apparaissent pas dans les puits. Il est probable que l'ammonium est adsorbé par échange d'ions pendant le transfert.

Les nitrites n'atteignent pas dans les puits des teneurs permettant une comparaison avec le flux polluant.

Enfin, les nitrates atteignent des teneurs du même ordre de grandeur que dans le Vieux Rhône. On constate sur la figure 24 (p 171) que les variations dans les puits de CHARMY (C H 12 et 18), les puits de CREPIEUX (E 18 et 19) et le Vieux Rhône sont très voisines et accusent un décalage de l'ordre de 5 à 6 heures entre les puits et le Vieux Rhône.

FIGURE 23

PROPAGATION DU FLUX DE VIDANGE DU BARRAGE DE VERBOIS

SITUATION DES POINTS DE MESURE

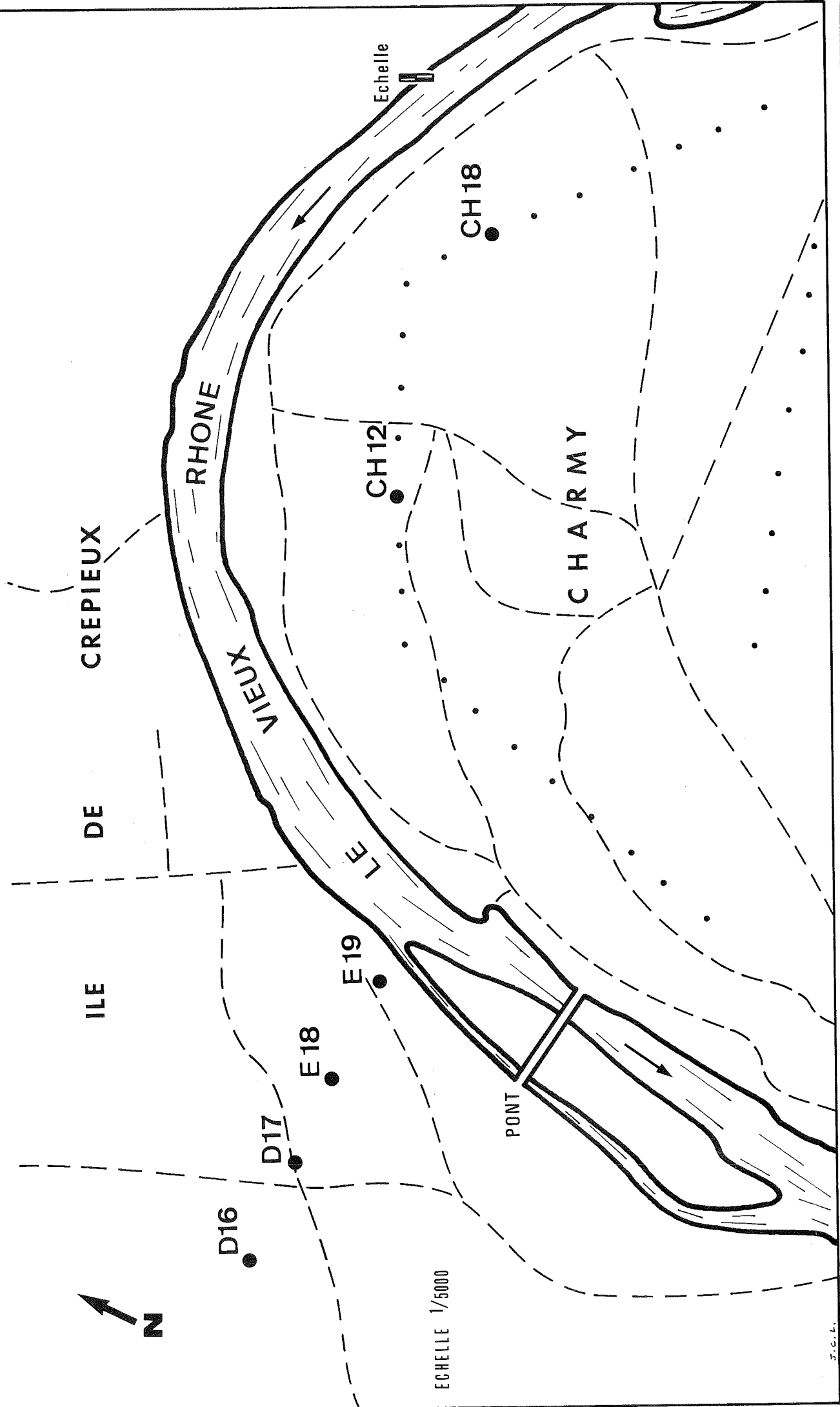
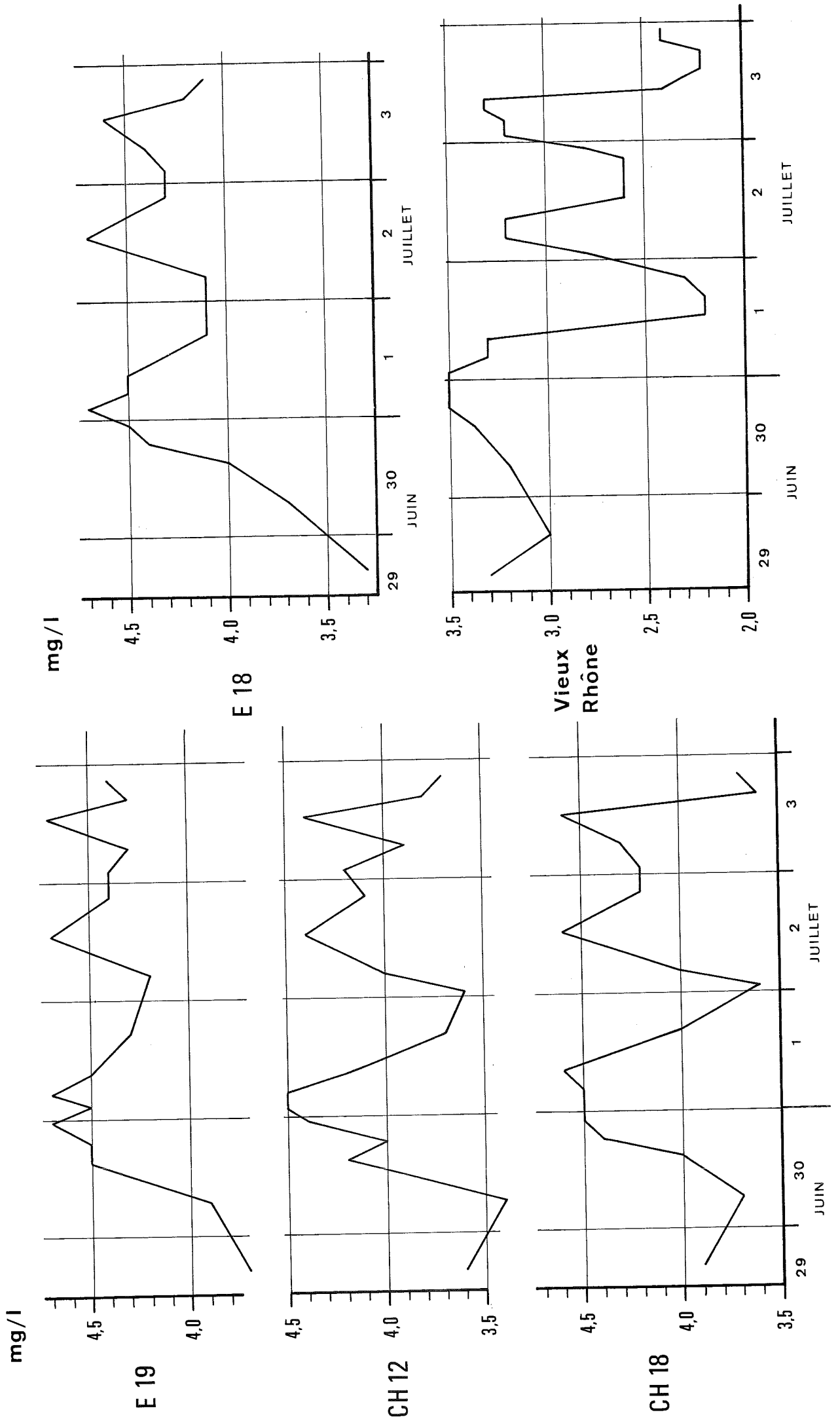


FIGURE 24

PROPAGATION DES NITRATES PENDANT LA CHASSE DE VERBOIS



5.2) Apports minéraux et organiques d'origine rurale

La pollution rurale, outre celle due aux puits perdus, a pour cause la pollution animale, et celle due à l'utilisation des engrais agricoles.

Pollution animale (Exemple de pollution tiré de la bibliographie) :

Sur des alluvions (limons et graviers) de 5 mètres d'épaisseur, où la nappe est à 2,4 m de profondeur, est entassé le fumier de 65 bovins.

L'azote à 90 % sous forme de nitrates a été observé jusqu'à 20 m à l'amont et 180 m à l'aval du fumier.

Il a été calculé que pendant 5 mois ont percolé sous le fumier 2 kg d'azote par tête de bétail, pour 16,8 kg d'azote soluble (surtout de l'urée) entassé pendant la même période par bovin.

L'explication de cette différence est que l'urée est facilement décomposée en ions ammonium qui sont fixés dans le sol par échange de cations. Sous le fumier, en milieu anaérobie, la nitrification est inhibée. Celle-ci n'est possible que sur les bords du fumier où les nitrates gagnent la nappe.

Pollution par engrais - Sources de pollution (Exemple de pollution) :

Les engrais les plus fréquemment utilisés en agriculture, notamment dans les zones de culture intensive, sont les nitrates.

Dans les eaux souterraines allemandes de la région du Rhin et de Hesse Rhénane, on a trouvé des valeurs maxima allant de 250 à 500 mg/l de nitrates. Les plus fortes teneurs existent dans les petits bassins versants utilisés sur presque toute leur surface en monoculture (légumes, fruits, houblon, vigne), et où la pluviométrie n'est pas abondante. Les vignobles reçoivent 1 770 kg par an par ha de nitrates. Ceux-ci, répandus en période sèche, ne s'infiltrent qu'aux premières pluies d'automne en provoquant des pointes de 20 à 200 mg/l qui s'atténuent en fin de saison pluvieuse.

Dégradation biologique :

La dégradation biologique dans le sol réduit notablement le passage des nitrates dans la nappe. Dans des échantillons de milieu poreux stérilisés, chlorures et nitrates percolent à 100 %, mais dans des échantillons non stériles les nitrates ne passent plus qu'à 60 % (et les chlorures toujours à 100 %).

5.3) Pollution minérale d'origine industrielle

Une pollution industrielle importante par substances minérales solubles est due aux saumures résultant de la dissolution de poches dans le sel gemme (aux fins de stockage, de résidus d'extraction des mines de potasse, de l'exploitation des soudières, et parfois de l'infiltration du sel répandu sur les routes en hiver).

Exemple de pollution par saumures :

Aux mines de potasse d'Alsace (SGAL 1961 - 1970) les rejets se font soit en terrils, soit dans les eaux de surface.

Les rivières diluent les saumures, mais polluent la nappe dans les zones d'alimentation naturelle ou induite (principalement les alluvions bordant les cours d'eau). Ainsi, les puits de la ville de COLMAR, prélevant entre 8 et 28 m, et contenant moins de 20 mg/l de chlorures avant 1921, ont atteint 50 à 60 mg/l entre 1921 et 1936, puis 130 à 150 mg/l entre 1953 et 1960, et 150 à 200 mg/l en 1969. Cette pollution ne semble pas affecter toute l'épaisseur alluviale (de 50 m à 200 m en bordure du Rhin) : en 1969, entre 60 et 90 m de profondeur, la teneur moyenne en chlorures était de 113 mg/l.

Sous les terrils, les argiles des résidus n'ont pas joué le rôle colmatant que l'on escomptait et l'infiltration de la pluie entraîne dans la nappe un lessivat atteignant 20 à 35 g/l de chlorures. Ces saumures s'enfoncent en une colonne presque verticale jusqu'au substratum au niveau duquel elles tendent à se déplacer dans le sens de la nappe.

On peut citer également la pollution de la nappe de la Saône et du Doubs dans la région de TAVAUX par les terrils d'exploitation de soudières. Le B.R.G.M. a procédé à une étude détaillée du phénomène.

5.4) Pollution d'origine urbaine - Dépôts d'ordures ménagères

Les rejets d'effluents urbains sont, bien entendu, à l'origine de pollution des nappes en y apportant des substances minérales et organiques en suspension ou en solution, des graisses et hydrocarbures, des détergents, des bactéries et virus et tout ce qu'un réseau d'égout peut collecter en zone urbaine.

Les dépôts d'ordures ménagères peuvent également polluer les nappes par les eaux qui s'infiltrent à travers la masse avant de s'infiltrer ou du fait de leur mise en décharge dans d'anciennes gravières, cas malheureusement fréquent dans la plaine alluviale du Rhône. C'est cet aspect de la pollution urbaine que nous examinons ici.

5.4.1) Résultats de l'étude bibliographique :

La recherche ci-après ayant été effectuée directement par l'AGENCE, les documents consultés sont cités à la fin du présent paragraphe ; les références entre parenthèses dans le texte renvoient à cette liste de la documentation consultée.

I – Influence des dépôts d'ordures ménagères sur la qualité des eaux souterraines :

De nombreuses recherches ont été effectuées sur des décharges d'ordures et même sur des réservoirs expérimentaux conçus à cet effet. Les principaux résultats de ces expériences font l'objet de ce chapitre.

1) L'infiltration :

Les eaux météoriques s'infiltrent lentement dans les dépôts d'ordures ménagères spongieux et non saturés d'humidité. Il faut environ 110 mm de pluie par mètre d'épaisseur de dépôt pour provoquer la première percolation (1). En Angleterre, pour une pluviométrie annuelle de 630 mm, il percolait environ 250 mm, soit 340 l/tonne d'ordures stockées sur 1,50 m d'épaisseur (1). La température à 0,70 m de profondeur atteint en quelques jours 50°C et plus, produisant une évaporation intense (3). Dans un bac rempli d'ordures ménagères sur une hauteur de 2,30 m, il fallut verser l'équivalent de 380 mm de pluie en trois semaines pour que le liquide percolant atteigne la base de la cuve ; une fois les ordures saturées, le volume du percolat était égal au tiers du volume d'eau apporté, la différence est attribuée aux pertes par évaporation (4).

2) Pollution de l'eau ayant traversé la décharge :

L'effluent recueilli à la base des dépôts d'ordures ménagères est assez chargé en substances organiques, mais peu contaminé au point de vue bactériologique.

Il convient de distinguer les dépôts en eau des dépôts hors d'eau, puisque dans le second cas la fermentation aérobie est possible au moins dans les couches supérieures.

Dans un dépôt hors d'eau (1) à travers lequel il percolait 250 mm d'eau par an, la pollution totale produite par 250 kg d'ordures (quantité éliminée annuellement par un habitant) était la suivante :

D.B.O. ₅	: 0,6 kg (effluent domestique D.B.O. 20 kg/hab/an)
C organique total	: 0,4 kg
Azote ammoniacal	: 0,1 kg
Sulfates	: 0,2 kg
Chlorures	: 0,2 kg

WEAVER (U.S.A.) (5) mentionne que par lessivage continu d'un dépôt d'ordures de 1 000 m³ on extrait en moins d'une année :

1,25 t de Na + K	soit environ 1,25 kg/hab/an
0,8 t de Ca + Mg	soit environ 0,8 kg/hab/an
0,74 t de Chlorures	soit environ 0,74 kg/hab/an
0,2 t de Sulfates	soit environ 0,2 kg/hab/an
3,25 t de Bicarbonates	soit environ 3,25 kg/hab/an

Le dépôt en milieu humide communique plus de pollution à l'eau que le dépôt hors d'eau. On peut comparer (1) les quantités totales de matières organiques extraites des ordures dans les deux cas. Les chiffres donnés dans le tableau N °. 1 ci-après sont exprimés en kg par 100 tonnes d'ordures pour l'ensemble de la période de stockage.

TABLEAU N ° 1

DÉPOT	Période	D.B.O. ₅	Oxydabilité au permanganate en 4 heures	Carbone organique	N Organique + N Ammoniacal
Hors d'eau	28 mois	226	34	148	40
En eau	18 mois	468	54	258	44
Rapport	$\frac{\text{Dépôt humide}}{\text{Dépôt sec}}$	2,1	1,6	1,7	1,1

Il convient de préciser qu'à la fin de la période de mesures, le dépôt en eau donnait encore un percolat plus pollué que celui du dépôt hors d'eau. Pourtant la tendance des analyses mensuelles était assez nettement décroissante pour permettre de penser qu'il ne restait pas une grande quantité de matières facilement extractibles dans le dépôt. Des analyses du dépôt lui-même à la fin de l'expérience l'ont montré.

La concordance des rapports entre les dépôts secs et humides n'est pas du tout absolue, mais elle paraît suffisamment serrée pour justifier la conclusion générale que la matière organique extraite d'un dépôt stocké dans l'eau est environ double de celle provenant d'un dépôt hors d'eau.

3) Zone influencée par la décharge

Les substances dissoutes contenues dans l'effluent suivent le courant principal de l'eau souterraine et contournent avec celui-ci les zones présentant une moindre perméabilité.

La pollution organique et bactériologique est fortement réduite par l'effet de filtration des sols sablonneux.

La réduction de la pollution organique mesurée à BUSHEY (1) figure ci-après :

TABLEAU N ° 2

Epaisseur de la couche de sable traversée	Pourcentage de réduction		
	D.B.O. ₅	Carbone organique total	Azote organique
1,8 m	55	55	60
3,65 m	50	45	55
5,5 m	75	55	60
7,3 m	85	65	60

Le tableau N° 3 (p 179) rassemble les principaux résultats des analyses des pollutions organiques et minérales causées par un dépôt d'ordures de 4 ha (8). La décharge étudiée était composée d'ordures ménagères, de décombres et des rejets d'une usine de récupération d'huiles usagées. Ces ordures étaient déposées dans une gravière dont le fond était par endroit à trois mètres sous le niveau de la nappe.

Sous les dépôts et immédiatement en aval se forme une zone de réduction, qui dans ce cas, s'étendait jusqu'à 70 à 120 m en aval de la limite du dépôt. L'oxydation des matières organiques consomme d'abord l'oxygène dissout dans l'eau souterraine, puis réduit complètement les nitrates et en partie des sulfates. Cette zone se caractérise également par l'apparition d'ammoniaque et de fer bivalent, et par une augmentation de la température de l'eau.

La diminution très importante des teneurs en nitrates s'explique surtout par l'action bactérienne. Les bactéries réduisent les nitrates en nitrites qui à leur tour sont réduits en partie en azote élémentaire qui se dégage dans le sol.

A cette zone de réduction, succède une zone transitoire dans laquelle apparaît déjà quelquefois de l'oxygène et la transformation des ions Fe^{++} en Fe^{+++} hydroxide.

L'étendue de la zone de réduction dépend essentiellement de la charge organique de l'eau ayant traversé le dépôt, du mouvement de la nappe et de l'aération des couches supérieures.

TABLEAU N ° 3

	Amont (35 m)	10 m aval	20 m aval	30 m aval *	50 m aval	80 m aval	130 m aval	160 m aval
Résidu sec à 180° C mg/l	maxi. 675 mini. 327	2 977 1 123	2 378 949	4 538 949	1 353 423	958 415	1 043 337	625 344
Oxydabilité au per- manganate mg/l	maxi. 13 mini. 3	630 79	560 62	670 92	110 19	183 13	50 6	14 5
Oxygène dissous mg/l	maxi. 10,5 mini. 5,1 moy. 7,7	- - -	- - -	n.d. n.d. n.d.	- - -	1,4 n.d. 0,27	6,9 0,8 1,7	- - -
Nitrates mg/l	maxi. 62 mini. 16 moy. 37	- - -	- - -	12 n.d. 1,4	- - -	0,8 n.d. 0,5	1,6 n.d. 0,4	- - -
Ammoniaque mg/l	maxi. 0,12 mini. n.d. moy. 0,02	- - -	- - -	94 7,3 51	- - -	3,4 0,9 1,5	2,1 n.d. 0,3	- - -
Sulfates mg/l	maxi. 103 mini. 71 moy. 87	1 242 33 -	960 11 -	1 562 14 630	189 15 -	125 3 38	118 23 71	83 64 -
Fer bivalent mg/l	maxi. 0,05 mini. n.d. moy. 0,006	- - -	- - -	421 9,6 17,2	- - -	16,9 2,0 7,4	0,26 n.d. 0,02	- - -
Température ° C	maxi. 14,2 mini. 9,5 moy. 10,8	- - -	- - -	25,1 9,6 17,2	- - -	15,6 9,8 11,9	17,2 9,7 11,5	- - -

(*) Ce point n'est pas situé sur la même radiale que les autres.

Dans le réservoir hors d'eau de BUSHEY (1), au début de la percolation un très grand nombre de germes pathogènes, de l'ordre de 1 000.000 par ml, était présent dans l'eau ayant traversé le dépôt. Ce nombre diminue rapidement avec le temps : un an après la mise en dépôt le nombre d'E. Coli et de streptocoques fécaux n'est plus que de un par ml, et un an plus tard ils ont disparu.

Le passage de cette eau polluée à travers 7,3 m de sable réduit le nombre de «coli-aérogènes» d'au moins quatre puissances de 10. La même réduction s'applique aux E. Coli et aux streptocoques fécaux. Même 1,8 m de sable réduit les quantités de deux puissances de 10. Donc, si l'eau provenant d'un dépôt d'ordures traverse l'équivalent de 7,5 m de sable avant d'atteindre une source d'alimentation en eau potable, il est peu probable qu'il y ait une contamination bactérienne importante.

L'aptitude des ordures ménagères à polluer l'eau diminue rapidement avec le temps. Le tableau N° 4 ci-dessous rassemble les principaux résultats d'analyses effectuées à BUSHEY (1) de l'eau ayant percolé dans un réservoir contenant des ordures ménagères. La quantité d'ordures stockées représentait la production annuelle de 360 personnes.

TABLEAU N° 4 – EVOLUTION DE LA POLLUTION AVEC LE TEMPS

	D.B.O. ₅ kg	Carbone organique kg	Azote ammoniacal kg	Azote organique kg
1ère année Juin 1954-Juin 1955	167	96	16,2	3,6
2ème été Juin 1955-Oct. 1955	7	6	2,2	0,4
2ème hiver Oct. 1955-Mars 1956	28	23	7,9	1,1
3ème été Mars 1956-Oct. 1956	0,4	4	2,9	0,4
3ème hiver Oct. 1956-Fév. 1957	0,9	5	1,6	0,4
TOTAL	203,3	134	30,8	5,9

4) Méthode d'étude de l'influence d'un dépôt d'ordures ménagères sur les eaux souterraines :

Il convient de savoir d'abord si la décharge n'a reçu que des ordures ménagères, et sinon, l'origine, la nature et l'importance des autres matériaux qui y sont déposés.

Il sera nécessaire de connaître la pluviométrie locale, la géologie du site et la direction principale d'écoulement de la nappe.

On cherchera également la position du toit de la nappe par rapport à la base du dépôt, car les risques de contamination sont beaucoup plus importants lorsque les ordures sont immergées de façon continue ou intermittente. Si on manque d'information, il pourra être nécessaire d'effectuer un sondage à l'intérieur de la décharge.

On effectuera des prélèvements de l'eau de la nappe à l'aval hydrogéologique du dépôt d'ordures ainsi qu'en amont. A l'amont, le point de prélèvement sera à une distance de 50 à 100 m du dépôt (si la décharge est très importante, plusieurs points-amont seront nécessaires). A l'aval, les points de prélèvement seront implantés sur une ou plusieurs lignes parallèles à la direction de l'écoulement souterrain. Une seule ligne de points suffirait lorsque l'étendue de la décharge ne dépasse pas 5 ha, deux lignes seraient nécessaires pour des superficies de 5 à 20 ha, et trois lignes pour les décharges encore plus importantes. Si la vitesse de déplacement de l'eau souterraine est inférieure à 5 m/j la zone d'étude ne devrait pas dépasser 200 m à l'aval du dépôt – points situés par exemple à 20, 50, 100 et 200 m du dépôt ; si cette vitesse est supérieure à 5 m/j on surveillera la zone atteinte par l'eau en 40 jours après son contact avec les ordures.

Les prélèvements seront effectués après pompage d'une heure.

Afin d'évaluer l'étendue de la zone polluée, les analyses porteront sur les éléments suivants : D.B.O.5, D.C.O., sulfates, chlorures, azote ammoniacal, nitrates, dureté totale et Escherichia Coli.

II – Mesures permettant de réduire le risque de contamination des eaux souterraines :

Les conditions géologiques dans lesquelles sont effectuées les décharges d'ordures ménagères influent d'une manière importante sur la destruction des ordures et sur la possibilité de pollution des eaux souterraines.

Il semble que les exploitations à fond perméable, s'il existe une assise suffisante entre la nappe et le substratum de la décharge, se présentent dans les conditions les plus intéressantes, l'eau ne stagne pas à la base du dépôt, ce qui permet à la fermentation aérobie de s'effectuer normalement.

Les dépôts, sur formations fissurées ou dans l'eau sont beaucoup moins favorables, ils peuvent néanmoins être utilisés moyennant certaines précautions.

1) Dépôts sur formations fissurées (1) :

a) Réutilisation de sites «sûrs» - Il est établi que les ordures ménagères perdent en deux ans la majeure partie de leur pouvoir polluant. Cela permet de reprendre des ordures stockées dans un site «sûr» depuis plus de deux ans, de les déposer définitivement en un lieu qui aurait été dangereux pour des ordures fraîches et de réutiliser le site «sûr», et cela peut-être plusieurs fois. Il serait prudent d'éviter de placer le dépôt final sur des formations fissurées à peu de distance d'un point de captage.

b) Traitement de la base du dépôt - Il est évident que si la base du dépôt est rendue étanche, par un corroi d'argile par exemple, le percolat ne pourra pas pénétrer dans le sol. Il faudra le collecter et l'épurer avant de le rejeter. L'épuration biologique est possible.

c) Traitement de la surface du dépôt d'ordures - Si l'eau n'atteint pas les ordures, il ne pourra y avoir de percolation. Pour cela, on pourrait couvrir le dépôt d'un matériau imperméable, de l'argile par exemple, et modeler la surface pour faciliter le ruissellement.

Les ordures ménagères peuvent absorber et retenir une grande partie des précipitations ; la percolation ne se produit qu'après plusieurs mois. Il s'ensuit qu'une décharge contrôlée sera un procédé efficace si elle est réalisée suffisamment rapidement pour garantir qu'aucune percolation ne traverse une couche avant la mise en place de la suivante, et qu'une couverture imperméable soit posée peu après le stockage de la dernière couche.

d) Dépôt permettant l'aération du percolat – Au fond d'un des réservoirs expérimentaux de BUSHEY, on plaça une couche de 0,90 m d'empierrement moyen, ce filtre était recouvert d'une couche de 0,90 m d'ordures ménagères. La différence entre l'effluent de ce réservoir et celui d'un témoin était très importante. La D.B.O. et la teneur en ammoniacque étaient considérablement réduites et la diminution du nombre des bactéries pathogènes était encore plus remarquable.

En pratique, l'utilisation d'un tel système de stockage dépend sans doute des circonstances. Si l'épaisseur définitive du dépôt doit être importante, l'aménagement d'une couche d'aération de 0,6 à 0,9 m ne représentera pas un coût excessif. Cette couche serait constituée d'un matériau suffisamment résistant à l'écrasement pour supporter le poids du dépôt (mâchefer, gravier ou pierre concassée).

2) Décharges dans l'eau :

Le déversement direct des ordures ménagères dans l'eau, présente des inconvénients. En effet, la fermentation aérobie, début normal de la destruction de

ces ordures, ne peut se faire, et il s'établit une fermentation anaérobie pouvant entraîner une pullulation des bactéries nitro- et sulforéductrices. Des recherches effectuées en Angleterre, il résulte que le développement de ces bactéries est très ralenti par une acidification de l'eau.

Les inconvénients de l'anaérobiose sont en partie supprimés en effectuant en un temps minimum le remblaiement des fonds en eau. Il faut pour cela les compartimenter par des digues et recevoir un tonnage important d'ordures ménagères, permettant de constituer très vite un étage hors d'eau. A EGHAM (Grande Bretagne) (7) l'eau du compartiment recevant les ordures était aérée artificiellement, mais les résultats ne furent pas satisfaisants.

III – Documentation consultée :

- (1) Pollution of Water by Tipped Refuse
Ministry of Housing and Local Government - London 1961
- (2) Traitement et évacuation des ordures ménagères et des boues d'égout
Troisième Congrès International du GIROM – Trente – 1965
- (3) Les conditions géologiques des décharges contrôlées d'ordures ménagères
par le Pr. R. ABRARD – Techniques et Sciences Municipales - Nov. 1963
- (4) State Water Pollution Control Board, California – Report on the investigation
of travel of pollution – 1954
- (5) WEAWER - Groundwater Contamination (U.S.A.) 1961
- (6) ALBINET – La pollution des eaux souterraines B.R.G.M. Oct. 1963
- (7) J.F. FURNESS. Egham continous wet pit tipping tests. Municipal Journal
May 1956
- (8) F. NORING – G. FARKASDI – A. GOLWER – K.H. KNOLL –
G. MATTHESS und W. SCHNEIDER
Über Abbauvorgänge von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von
Abfall deponien
Wasser und Abwasser – Heft 6 – Feb. 1968

5.4.2) Observation de la propagation de la pollution à l'aval d'une décharge communale :

Un emplacement de décharge permettant de comparer la propagation à l'aval d'un site présentant des conditions variées du point de vue de l'oxygénation a été retenu pour une étude détaillée de la pollution de la nappe.

I – Méthode employée (voir fig. 25 p 185) :

La zone d'étude a été équipée :

- d'un piézomètre à l'amont de la décharge
- à l'aval immédiat :
 - . d'un multitube
 - . d'un sondage profond jusqu'au substratum
 - . de trois piézomètres.
- à 100 m à l'aval, d'une première ligne de 3 piézomètres renforcée par 5 autres en cours d'études avec un intervalle de 25 m entre chaque point d'eau ;
- à 250 m à l'aval, d'une seconde ligne de 7 piézomètres espacés de 50 m, 2 piézomètres complémentaires ont été intercalés en cours d'étude, suivant l'axe de propagation maximale.

Vingt sept campagnes de mesures piézométriques et de prélèvements pour analyses (faites par l'INSTITUT PASTEUR de LYON) ont été exécutées bimensuellement de Novembre 1971 à fin octobre 1972.

II – Piézométrie : (voir fig. 25 p 185) :

Une des cartes piézométriques les plus régulières, celle du 25.1.1972, met en évidence une légère divergence des filets liquides. Cette divergence est constante durant la période des observations. Les niveaux de tous les points d'eau varient de façon identique dans l'espace et le temps.

La comparaison des variations de niveau avec le bilan précipitation-évapotranspiration montre une bonne concordance des deux phénomènes (l'évapotranspiration étant calculée suivant la méthode de THORNTHWAITE).

On observe, toutefois, que certaines pluies servent à réhumidifier la zone non saturée sans provoquer de remontée de la nappe.

FIGURE 25
POLLUTION PAR UNE DECHARGE

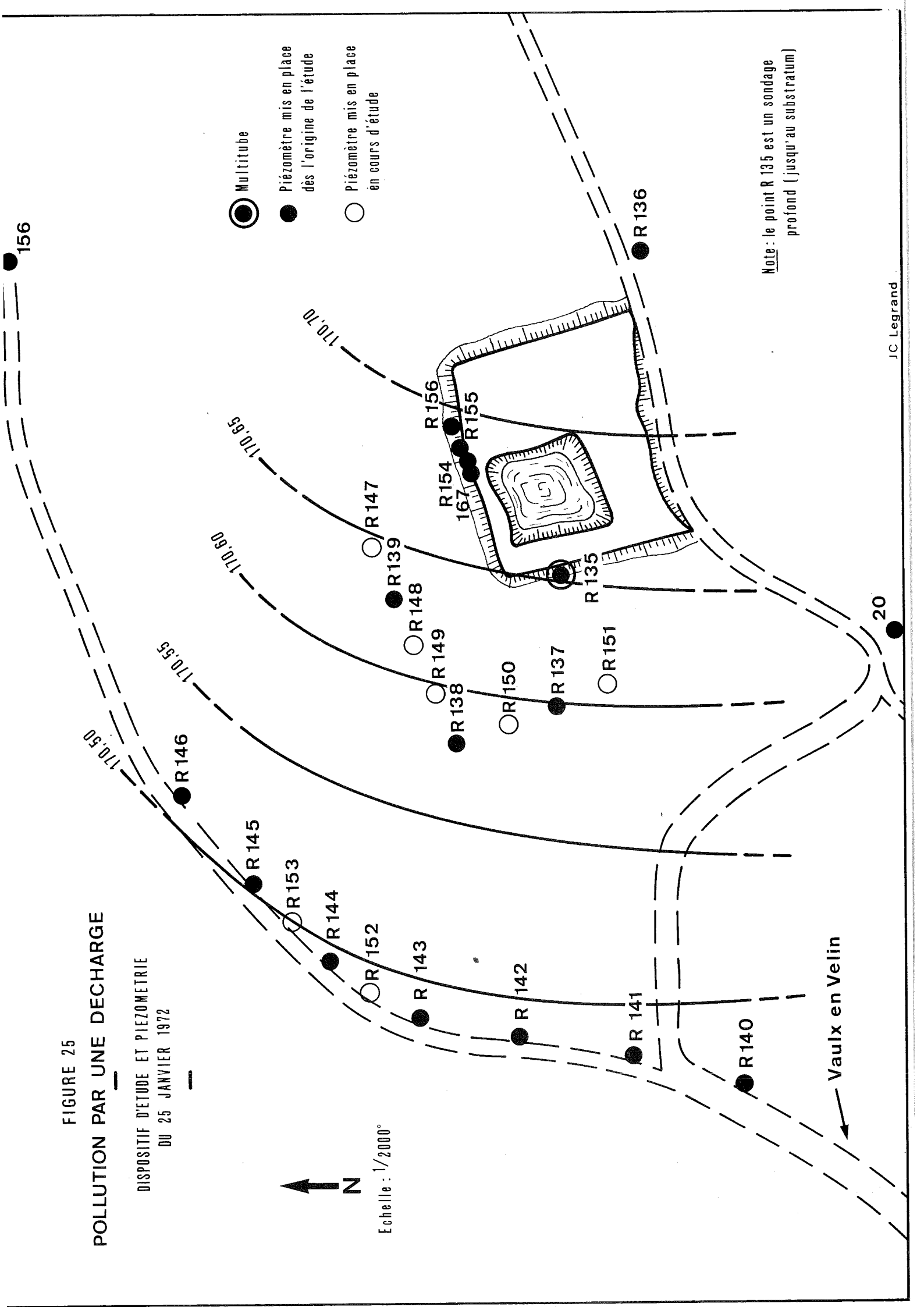
DISPOSITIF D'ETUDE ET PIEZOMETRIE
 DU 25 JANVIER 1972



Echelle : 1/2000°

- Multitube
- Piézomètre mis en place dès l'origine de l'étude
- Piézomètre mis en place en cours d'étude

Note : le point R 135 est un sondage profond (jusqu'au substratum)



III – Types de pollution :

Le site étudié présente les deux types de pollution propres aux décharges :

– au Nord, dans la zone non aérée, une pollution chlorurée sodique caractéristique d'une décharge à prédominance d'ordures ménagères, en service depuis une trentaine d'années,

– au Sud, dans la zone encore en eau et aérée, une pollution temporaire sulfatée calcique, caractéristique de déchets de construction (plâtras).

En règle générale, afin de mettre en évidence l'apport polluant, nous n'avons retenu des valeurs analysées que la différence avec les teneurs amont.

La grande majorité des points ne présentant que de faibles variations saisonnières (dues à l'apport printanier de NO_3 : vraisemblablement engrais azoté), les comparaisons ont été faites sur les moyennes des campagnes.

Les valeurs (en me) ainsi obtenues ont été reportées sur les figures 26 (p 189), pour le point aval immédiat de la pollution chlorurée sodique et 27 (p 191) pour la pollution sulfatée calcique.

CONCLUSION :

La partition de la décharge en deux zones distinctes permet de confirmer que les pollutions induites par des ordures ménagères et par des déchets de construction peuvent être qualifiées respectivement de chlorurée sodique et de sulfatée calcique.

On observe nettement une zone de réduction à l'aval immédiat de la décharge d'ordures ménagères, qui se manifeste par un abaissement spectaculaire de la teneur en nitrates, compensé par des apparitions de nitrites et d'ammonium ; les teneurs en azote total sont relativement plus faibles qu'en amont, ce qui laisse supposer un dégagement d'azote élémentaire.

Les teneurs en ions Ca et CO_3H sont dans cette zone plus faibles que le laisseraient prévoir les apports polluants. La teneur en Ca baisse en effet légèrement, celle en CO_3H augmente peu et les teneurs en Cl, Na, K augmentent très fortement, alors que ces derniers ions dans les apports sont en quantité inférieure ou égale à celle des premiers.

Par voie de conséquence, les meilleurs traceurs de la pollution sont dans l'ordre d'intérêt : NH_4 , K, Na, Cl.

L'extension de la zone polluée organiquement à l'aval de la décharge serait d'environ 300 mètres et celle influencée d'une façon significative par les sels dissous serait de 1 à 2 km pour le Cl et Na et 500 m pour K.

Nous avons pu constater, à l'aval de la zone en eau, des teneurs en Cl, Na et K 3 à 5 fois plus faibles qu'ailleurs, celles de NH_4 étant 10 fois plus faibles qu'en aval de la zone sèche. Un phénomène local d'aération et de dilution en eau libre intervient peut-être.

L'observation de la propagation d'une pollution massive et de courte durée de la décharge par des plâtras, a permis de calculer la vitesse locale de la nappe : 0,6 m/jour (ce qui correspond à une perméabilité du même ordre de grandeur que celle calculée par essai de pompage).

FIGURE 26

COMPARAISON DES TENEURS
EN AVAL (R156) PAR RAPPORT AU POINT DE REFERENCE (R 136)

POLLUTION CHLORUREE-SODIQUE

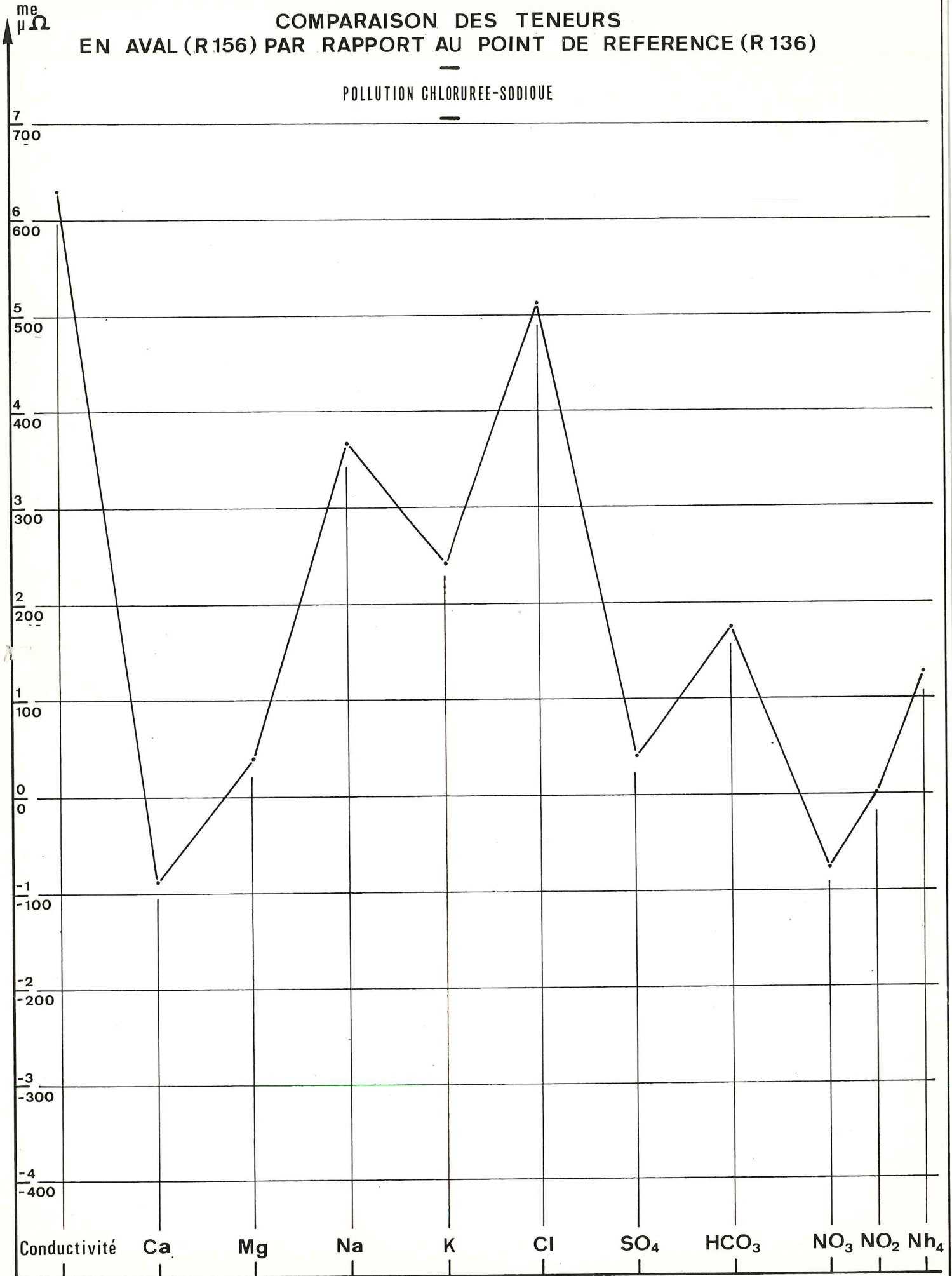


FIGURE 27

COMPARAISON DES TENEURS
EN AVAL (R135) PAR RAPPORT AU POINT DE REFERENCE (R136)

POLLUTION SULFATEE-CALCIQUE

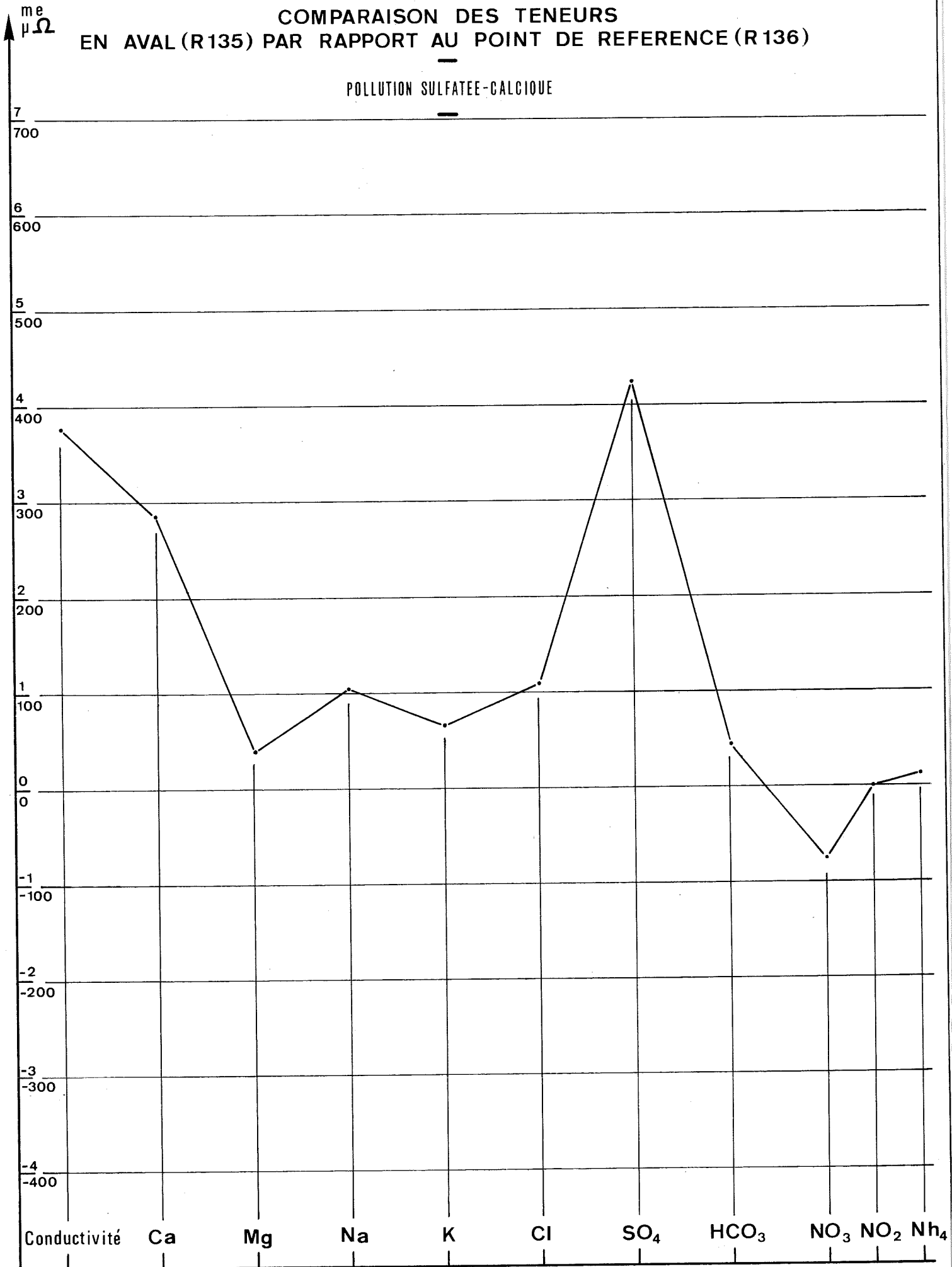


TABLE DES MATIERES

I – AVANT PROPOS ET CONCLUSIONS PRINCIPALES DE L’ETUDE	p.	1
II – PREMIERE PARTIE – ETUDES D’ENSEMBLE CONSACREES AU SITE ALLUVIAL DE L’EST LYONNAIS		
. Introduction		11
. Chapitre I – Connaissance du milieu alluvial		
1) Etudes effectuées		
1-1 Orientation générale		17
1-2 Réseau d’observation		17
1-3 Mesures piézométriques		18
1-4 Mesures géophysiques		19
2) Résultats acquis		
2-1 Le réservoir		23
2-2 La nappe		41
2-3 La profondeur de la nappe		59
3) Conclusion ; Zonation sommaire des risques de pollution		
3-1 Pouvoir d’arrêt		60
3-2 Temps de propagation		61
3-3 Dilution		61
3-4 Conclusions		62
. Chapitre II – Connaissance des risques de pollution		
1) Pollution Urbaine		65
2) Pollution Industrielle		
2-1 Processus d’enquête		66
2-2 Résultats		66
3) Gravières et Décharges		69
4) Conclusions		70
. Chapitre III – Connaissance de la qualité de l’eau		
1) Moyens mis en oeuvre		
1-1 Réseau général		73
1-2 Barrière de contrôle multitubes		74
1-3 Campagne de prélèvements		74

2) Résultats obtenus	
2-1 Qualité d'eau de la nappe	p. 78
2-2 Evolution	82
2-3 Etudes particulières	90
3) Possibilités d'Interprétation et Conclusions	97

III – DEUXIEME PARTIE – LES PHENOMENES DE PROPAGATION

. Chapitre IV – Les Phénomènes généraux de propagation

1-1 Mise en mouvement des polluants	109
1-2 Le transfert des polluants	110
2) Propagation de substances dissoutes en zone non saturée	
2-1 Résultats de l'étude bibliographique	112
2-2 Mesures du temps de transfert	113
3) Traceurs	
4) Etude de la propagation de substances dissoutes en zone saturée	
4-1 Principaux résultats de la recherche bibliographique	117
4-2 Expérimentation entreprise dans la plaine de Lyon	120
4-3 Conclusions et possibilités d'application à la protection des captages	132
4-4 Abaques de dispersion horizontale Exemple numérique	133

. Chapitre V – Propagation de divers types de polluants

1) Hydrocarbures	
1-1 Propagation en zone non saturée	142
1-2 Propagation en zone saturée	144
1-3 Propagation en zone saturée des éléments solubles	146
1-4 Moyens de lutte contre la pollution par les hydrocarbures	147
2) Détergents	
2-1 Propagation en zone non saturée	149
2-2 Propagation en zone saturée	150
3) Pesticides	151
4) Bactéries et Virus	
4-1 Bactéries	153
4-2 Virus	153
4-3 Propagation en zone non saturée	154

4-4 Propagation en zone saturée	p. 154
4-5 Observations faites lors de la vidange du barrage de VERBOIS	155

5) Substances dissoutes

5-1 Apports par les eaux superficielles	167
5-2 Apports minéraux et organiques d'origine rurale	173
5-3 Pollution minérale d'origine industrielle	174
5-4 Pollution d'origine urbaine - Dépôts d'ordures ménagères	175