



HAL
open science

La Pollution dans la nappe des formations quaternaires de l'est de Lyon (France)

Jean François Busse

► **To cite this version:**

Jean François Busse. La Pollution dans la nappe des formations quaternaires de l'est de Lyon (France). Géologie appliquée. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, 1980. Français. NNT: . tel-00759327

HAL Id: tel-00759327

<https://theses.hal.science/tel-00759327>

Submitted on 30 Nov 2012

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

205.142
1980
115/1
Double
THESE PRÉSENTÉE
A L'UNIVERSITÉ SCIENTIFIQUE
ET MÉDICALE DE GRENOBLE

205142
1980
115/1

Lo Recteur de l'Académie Lyonnaise
Pour obtenir le titre de
DOCTEUR ES-SCIENCES NATURELLES

**La pollution dans la nappe des formations quaternaires
de l'Est de LYON (France).**

par Jean-François BUSSE

Tome I : Texte

BIBLIOTHÈQUE
INTERUNIVERSITAIRE
GRENOBLE - SCIENCES

Soutenue le 29 septembre 1980 devant la Commission d'Examen

R. BARBIER	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Président
R. MICHEL	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Examineur
J. SARROT-REYNAULD	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Examineur
G. CASTANY	Conseiller de Direction au Service Géologique National	Examineur
L. DAVID	Professeur à l'Université Claude Bernard de Lyon	Examineur
N. MONGEREAU	Professeur à l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon	Examineur

THESE PRÉSENTÉE
A L'UNIVERSITÉ SCIENTIFIQUE
ET MÉDICALE DE GRENOBLE

205142
1980
115/1

Pour obtenir le titre de
DOCTEUR ES-SCIENCES NATURELLES

BIBLIOTHÈQUE
INTERUNIVERSITAIRE
GRENOBLE - SCIENCES

**La pollution dans la nappe des formations quaternaires
de l'Est de LYON (France).**

par Jean-François BUSSE

Tome I : Texte

T. 80/453

Soutenue le 29 septembre 1980 devant la Commission d'Examen

R. BARBIER	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Président
R. MICHEL	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Examineur
J. SARROT-REYNAULD	Professeur à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble	Examineur
G. CASTANY	Conseiller de Direction au Service Géologique National	Examineur
L. DAVID	Professeur à l'Université Claude Bernard de Lyon	Examineur
N. MONGEREAU	Professeur à l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon	Examineur

R E S U M E

La région étudiée borde le Rhône, à l'amont immédiat de Lyon (à l'Est de cette ville) et couvre une superficie de 280 km², dont 50 km² d'alluvions modernes et 80 km² d'alluvions fluvio-glaciaires et 100 km² de collines glaciaires.

A la suite d'un bilan des connaissances actuelles sur la pollution des eaux souterraines (bilan qui constitue la première des trois parties de ce mémoire) nous avons orienté nos recherches sur la pollution chronique de nature chimique. Cette pollution est en effet la moins étudiée. Elle est pourtant la plus communément répandue, la plus variée, la plus dispersée, et elle a une incidence notable sur l'ensemble des ions minéraux fondamentaux.

La deuxième partie de notre mémoire a pour objet l'étude du milieu propagateur des polluants et la recherche de l'identification de la pollution de son origine à la nappe.

Parmi les moyens mis en oeuvre pour étudier le milieu propagateur figurent en particulier : un réseau d'observations piézométriques de 575 points d'eau, un réseau de prélèvements pour analyses de 480 points, une étude géophysique reposant sur 1 000 sondages électriques, 145 sondages mécaniques et 105 pompages d'essai. Des "nappes en dômes" ont été mises en évidence dans les collines glaciaires. Les coefficients de perméabilité observés sont de 1 à 5 10^{-3} m/s dans les alluvions modernes, de 5. 10^{-3} à 2. 10^{-2} m/s dans les alluvions fluvio-glaciaires et souvent de l'ordre de 10^{-5} m/s dans les formations glaciaires.

A l'aide des diagrammes Schoeller-Berkaloff nous avons réussi à identifier 6 types de pollution chronique : les 3 types caractéristiques de pollution organique humaine, de pollution organique provenant de stabulation et de pollution par décharges à plâtras dominants et les 3 types mixtes de pollution par produits industrialisés, de pollution organique modérée et de pollution diffuse. Nous avons pu ainsi établir de véritables "cartes d'identité" de la pollution, qui permettent de détecter, au vu d'une simple analyse chimique de l'eau souterraine, la source inconnue de contaminations clandestines de la nappe. La pollution chronique, malgré son caractère varié et dispersé, affecte néanmoins sensiblement la qualité chimique des eaux souterraines : sur 400 points, 48 % présentent des teneurs excessives en titre hydrotimétrique (de 31° à 60°) et 25 % offrent des valeurs en NO₃ supérieures à la limite de potabilité (de 45 mg/l à 215 mg/l).

La troisième partie est intitulée "Propagation et épuration naturelle de la pollution".

La vitesse de déplacement vertical des polluants infiltrés en zone non saturée a été mesurée in situ. Dans la zone saturée, les vitesses effectives moyennes (cartographiées sur 1 000 points) ont été comparées avec les vitesses de déplacement mesurées in situ par "géophysique sur saumure" et par "traceurs sur multipuits".

Dans un cas de réalimentation induite, la contamination chimique de l'eau de zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées a été beaucoup plus rapide que supposé.

Pour étudier la répartition verticale de la pollution chimique au cours de sa propagation, nous avons mis au point un dispositif de prélèvements sélectifs à différentes profondeurs de la nappe : "le multitube". La répartition homogène des apports polluants (venus de la surface) sur toute l'épaisseur de la nappe n'est effective que sur une distance relativement très importante.

En ce qui concerne l'épuration naturelle de la pollution chimique, il est souvent admis que c'est dans les terrains argileux que la nappe est le plus à l'abri de la pollution. Nous avons obser-

vé qu'au contraire la pollution chimique est plus importante dans les formations glaciaires que dans les alluvions fluvioglaciales et modernes. Dans les alluvions modernes on observe aussi une dilution par des apports d'eau superficielle moins minéralisée. D'autre part la drainance ascendante de la nappe molassique vers les eaux souterraines circulant dans les alluvions fluvioglaciales a été mise en évidence par la datation au tritium et au radiocarbone.

Pour étudier la propagation et l'épuration naturelle de la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères nous avons comparé de façon originale, sur un même site, d'une part une zone de gravière en eau entièrement remblayée par les ordures ménagères et d'autre part une zone où seule la partie amont de la gravière a été comblée par les dépôts. Nous pouvons ainsi confirmer que pour accélérer l'épuration naturelle de la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères il convient de mettre la nappe à l'air libre à l'aval de cette décharge, de façon à accroître l'oxygénation et la dilution des eaux souterraines contaminées.

Des conclusions d'ensemble précisent les apports sur les méthodes de recherche ainsi que tous les résultats obtenus qui peuvent être généralisés aux nappes d'autres formations quaternaires et notamment aux nappes alluviales menacées par les mêmes types de pollution.

T A B L E D E S M A T I E R E S

RESUME 3

AVANT - PROPOS 17

INTRODUCTION GENERALE 19

P R E M I E R E P A R T I E

BILAN DES CONNAISSANCES ACTUELLES SUR LA POLLUTION

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE 27

Ch. I. MECANISMES DE LA PROPAGATION DE LA POLLUTION 29

1. Généralités 29
2. Mécanismes de la migration et de l'évolution des polluants en milieu non saturé 33
3. Mécanismes de la propagation et de l'évolution des polluants en milieu saturé 37
4. Conclusion 43

Ch. II. POLLUTION PAR LES IONS MINERAUX FONDAMENTAUX 45

A. Pollution par les ions minéraux fondamentaux d'origine domestique 45

1. Les eaux domestiques 46
2. Les dépôts d'ordures ménagères 46

B. Pollution par les ions minéraux fondamentaux d'origine agricole 55

1. Pollution animale 55
2. Pollution par engrais 56

C. Pollution par les ions minéraux fondamentaux d'origine industrielle 57

1. Sources de pollution 57
2. Exemple de pollution par saumures 57

D. Conclusions 59

Ch. III.	<u>POLLUTION PAR LES SUBSTANCES TOXIQUES ET INDESIRABLES</u>	61
	1. Solubilité	61
	2. Normes de potabilité	62
	3. Sources de pollution	64
	4. Exemple de pollution	65
	5. Conclusion	66
Ch. IV.	<u>POLLUTION PAR LES HYDROCARBURES</u>	67
	1. Définition	67
	2. Propriétés physiques	68
	3. Sources de pollution	70
	4. Propagation en zone non saturée	71
	5. Propagation en zone saturée	76
	6. Propagation en zone saturée des éléments solubles	78
	7. Moyens de lutte contre la pollution par les hydrocarbures	80
	8. Conclusion	83
Ch. V.	<u>POLLUTION PAR LES DETERGENTS</u>	85
	1. Définition - Classification	85
	2. Toxicité - Inconvénients - Normes	87
	3. Sources de pollution	88
	4. Propagation des détergents en zone non saturée	88
	5. Propagation des détergents en zone saturée	89
	6. Conclusion	90
Ch. VI.	<u>POLLUTION PAR LES PESTICIDES</u>	91
	1. Définition - Classification	91
	2. Toxicité et normes	93
	3. Sources de pollution	94
	4. Propagation des pesticides en zone non saturée	94
	5. Propagation des pesticides en zone saturée	96
	6. Conclusion	98
Ch. VII.	<u>POLLUTION PAR LES SUBSTANCES RADIOACTIVES</u>	99
	1. Définition	99
	2. Toxicité	100
	3. Normes	101
	4. Sources de pollution	101
	5. Propagation en zone non saturée	102
	6. Propagation en zone saturée	103
	7. Protection	103
	8. Conclusion	104
Ch. VIII.	<u>POLLUTION BIOLOGIQUE</u>	105
	1. Définition	105
	2. Propagation en milieu non saturé	107
	3. Propagation en milieu saturé	108
	4. Détermination des périmètres de protection	109
	5. Conclusion	110
	<u>CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE</u>	113

D E U X I E M E P A R T I E

LE MILIEU PROPAGATEUR ET L'IDENTIFICATION DE LA POLLUTION

	<u>INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE</u>	119
Ch. I.	<u>CADRE DES RECHERCHES ENTREPRISES</u>	121
	A. <u>Cadre géographique</u>	121
	1. Géographie physique	121
	2. Géographie humaine	123
	3. Résumé	125
	B. <u>Cadre géologique</u>	126
	1. Histoire géologique des formations rencontrées	126
	2. Grandes divisions géologiques	129
	C. <u>Connaissances antérieures</u>	131
	1. Connaissances géologiques antérieures	131
	2. Connaissances hydrogéologiques antérieures	132
	D. <u>Programme des études</u>	135
	1. Inventaire des sources de pollution	137
	2. Mesures piézométriques	137
	3. Prospection géophysique	139
	4. Prélèvements, analyses, traitement des résultats	140
	5. Vitesse de propagation de la pollution en zone non saturée	143
	6. Etude in situ de la dispersion de la pollution	144
	7. Un dispositif spécifique de contrôle de la pollution en profondeur : "le multitube"	146
	8. Contamination de l'eau de zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées	146
	9. Propagation et autoépuration de la pollution chimique à l'aval d'une décharge communale	147
	10. Etude sur la propagation de la pollution à l'aval du couloir de Décines	148
	11. Détermination de l'âge des eaux souterraines au Tritium	148
Ch. II.	<u>LE MILIEU PROPAGATEUR DE LA POLLUTION</u>	151
	A. <u>Entraînement de la pollution dans la zone non saturée par les infiltrations provenant des précipitations atmosphériques</u>	152
	B. <u>Propagation de la pollution dans la zone non saturée</u>	154
	1. Couverture d'argile superficielle	154
	2. Influence de la nature des terrains traversés	155
	3. Importantes intercalations locales d'argile	156
	4. Influence de l'épaisseur des terrains traversés	156
	5. Conclusion	158

C.	<u>Contact de la pollution avec la nappe</u>	159
1.	Les couloirs fluvio-glaciaires	159
2.	Les alluvions modernes	160
3.	Les collines glaciaires	160
4.	Conclusion	161
D.	<u>Propagation de la pollution dans la zone saturée</u>	162
1.	Forme et nature du substratum	162
2.	Perméabilité du milieu aquifère	165
3.	Limites et directions de propagation de la pollution	170
4.	Divergence des filets liquides et épaisseur des alluvions saturées	176
5.	Débits de la nappe	177
Ch. III.	<u>IDENTIFICATION DE LA POLLUTION : DE SON ORIGINE A LA NAPPE</u>	179
A.	<u>Les sources de pollution</u>	180
1.	Inventaire des sources de pollution potentielles	180
2.	Caractères chimiques typiques des sources de pollution inventoriées	183
B.	<u>Les points de prélèvement et leur environnement polluant</u>	189
1.	Points de prélèvements à environnement protégé	189
2.	Points de prélèvements à environnement d'habitat	190
3.	Points de prélèvements à environnement de fermes	190
4.	Points de prélèvements à environnement d'industries	191
5.	Points de prélèvements à environnement de décharges	191
6.	Conclusion	191
C.	<u>Recherche et identification de la pollution dans la nappe</u>	193
1.	Type-base de nappe	193
2.	Type-base influencé par le Rhône	195
3.	Type caractéristique de pollution organique d'origine humaine	198
4.	Type caractéristique de pollution organique provenant de stabulation	200
5.	Type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants	202
6.	Type mixte de pollution par produits industrialisés	204
7.	Type mixte de pollution organique modérée	206
8.	Type mixte de pollution diffuse	208
9.	Carte des types d'eau et de pollution	210
10.	Stabilité des types de pollution	211

Ch. IV.	<u>PANORAMA DE LA QUALITE DE LA NAPPE</u>	217
A.	<u>Graphiques des teneurs</u>	218
B.	<u>Graphiques des rapports ioniques par type</u>	223
C.	<u>Coliformes, détergents, hydrocarbures, toxiques et indésirables</u>	226
D.	<u>Conclusion</u>	228

TROISIEME PARTIE

LA PROPAGATION ET L'EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION

	<u>INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE</u>	231
--	--	-----

Ch. I.	<u>VITESSES DE PROPAGATION ET DISPERSION DE LA POLLUTION</u>	233
A.	<u>Vitesse de déplacement des polluants dans la zone non saturée</u>	234
1.	Observations sur un front de carrière de graviers	235
2.	Etalement du flux d'eau d'infiltration autour du point de rejet	235
3.	Risques de court-circuit le long du tube de sondage	236
4.	Description du dispositif expérimental mis en place	236
5.	Vitesse de déplacement à travers une couche d'argile superficielle	237
6.	Vitesse de déplacement à travers des alluvions modernes gravelo-sableuses	238
7.	Vitesse de déplacement à travers les alluvions fluvio-glaciaires	239
8.	Conclusion	239
B.	<u>Vitesse de progression des polluants dans la zone saturée</u>	241
1.	Carte des vitesses effectives	241
2.	Comparaison de deux méthodes de mesure - par traçage - des vitesses de déplacement	243
3.	Méthode de "dilution sur puits unique"	248
4.	Conclusion	249
C.	<u>Dispersion</u>	251
1.	Forme du panache de dispersion	251
2.	Coefficients de dispersion longitudinale et transversale	252
3.	Conclusion sur la dispersion	253

Ch. II.	<u>CONTAMINATION RAPIDE DE ZONES DE CAPTAGE A PARTIR D'EAUX SUPERFICIELLES POLLUEES</u>	255
A.	<u>Vidange du barrage de Verbois en 1969</u>	256
1.	La pollution du Rhône	257
2.	Influence de la pollution bactériologique du Rhône sur les zones de captage	259
B.	<u>Vidange du barrage de Verbois en 1972</u>	264
1.	La pollution du Vieux-Rhône	264
2.	Propagation de la pollution dans la nappe alluviale	268
3.	Conclusions	274
Ch. III.	<u>REPARTITION VERTICALE DE LA POLLUTION AU COURS DE SA PROPAGATION</u>	279
A.	<u>Mise au point d'un dispositif de prélèvement spécifique : le "multitube"</u>	280
1.	Points de prélèvements ordinaires et leurs inconvénients	280
2.	Procédés actuels de prélèvement sélectif et leurs inconvénients	281
3.	Dispositif mis au point et problèmes à résoudre	284
4.	Description du dispositif mis au point	288
B.	<u>La barrière de contrôle par multitubes à Charmy</u>	298
1.	Situation	298
2.	Aperçu général de la coupe hydrogéochimique des types de pollution	299
3.	Coupe hydrogéochimique des ions caractéristiques	300
C.	<u>Conclusion du chapitre III</u>	303
Ch. IV.	<u>EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE</u>	307
A.	<u>Rôle de la zone non saturée dans l'épuration naturelle de la pollution chimique</u>	308
1.	Baisse des teneurs entre les sources polluantes et la nappe polluée	308
2.	Variation saisonnière des apports polluants de la nappe	312
3.	Incidence de l'épaisseur non saturée et des intercalations argileuses	313
B.	<u>Rôle de la zone saturée dans l'épuration naturelle de la pollution chimique</u>	315
1.	Epuration naturelle dans les collines glaciaires et les couloirs fluvio-glaciaires	316
2.	Epuration naturelle dans les alluvions modernes	319
3.	Mélange de l'eau de la nappe avec celle du Rhône	321
4.	Cas particulier de mélange avec les eaux de surface de la Rize	325
5.	Détermination de l'âge des eaux souterraines au tritium et au radiocarbone	326

C.	<u>Conclusions du chapitre IV</u>	335
Ch. V.	<u>PROPAGATION ET EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE A L'AVANT D'UNE DECHARGE COMMUNALE</u>	339
A.	<u>Aménagement du site étudié</u>	341
B.	<u>Résultats hydrogéologiques</u>	342
1.	Nature du terrain aquifère	342
2.	Direction d'écoulement de la nappe	343
3.	Précipitations atmosphériques et fluctuations de la nappe	343
C.	<u>Types de pollution et variations saisonnières</u>	345
1.	Types de pollution	345
2.	Variations saisonnières	346
D.	<u>Intenses phénomènes de réduction</u>	347
1.	Intense réduction de NO ₃	347
2.	Importante réduction de SO ₄	348
3.	Importante réduction de HCO ₃	349
4.	Intense baisse en Ca	349
5.	Explication proposée	350
E.	<u>Influence de la gravière en eau : épuration</u>	350
1.	Forte atténuation de la réduction de NO ₃	351
2.	Forte atténuation du solde négatif de Ca	351
3.	Baisse des teneurs	352
4.	Dilution	353
F.	<u>Meilleurs traceurs ioniques et limites de la pollution</u>	354
1.	Meilleurs traceurs ioniques	355
2.	Limites de la pollution	355
G.	<u>Conclusion du chapitre V</u>	356

C O N C L U S I O N S G E N E R A L E S

<u>CONSISTANCE DES ETUDES ET TRAVAUX</u>	363
<u>CONCLUSIONS GENERALES DE LA DEUXIEME PARTIE</u>	369
A. <u>Conduite de l'enquête sur les diverses sources de pollution</u>	370
B. <u>Etude du milieu propogateur de la pollution</u>	373
C. <u>Identification de la pollution</u>	376
D. <u>Qualité de la nappe</u>	382
E. <u>Conclusions plus strictement régionales</u>	382
<u>CONCLUSIONS GENERALES DE LA TROISIEME PARTIE</u>	389
A. <u>Vitesses de propagation et dispersion</u>	390
B. <u>Contamination de l'eau de zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées</u>	396
C. <u>Répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation</u>	401
D. <u>Epuration naturelle de la pollution chimique</u>	404
E. <u>Moyens de lutte contre la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères</u>	412

B I B L I O G R A P H I E

A mon Père et à ma Mère.

A V A N T - P R O P O S

Il m'est très agréable de pouvoir exprimer ici ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont aidé à élaborer le présent mémoire et spécialement à MM. les Professeurs R. BARBIER, R. MICHEL et J. SARROT-REYNAULD, qui ont accepté d'en superviser la rédaction définitive.

Ils ont été mes maîtres à l'Université de Grenoble, lors de ma licence de Géologie et de mon Diplôme d'Etudes Supérieures (spécialisé en Hydrogéologie). Ultérieurement, alors que je désirais préparer une thèse de docteur ès-Sciences, c'est M. le Professeur BARBIER qui m'a conseillé d'exploiter dans ce sens - avec l'aimable autorisation de M. J-L. LACROIX, alors Directeur de l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse - les recherches hydrogéologiques que j'effectuais à l'époque, au sein de cet organisme, dans l'Est lyonnais.

C'est à cette occasion que j'ai eu la chance de bénéficier de l'expérience de M. le Professeur L. DAVID, enseignant à l'Université "Claude Bernard" de Lyon, sur les formations glaciaires de cette région, et que j'ai pu faire l'agréable connaissance de M. le Professeur N. MONGEREAU, enseignant à l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Par la suite, M. le Professeur L. DAVID, malgré ses tâches très accaparantes, a eu la gentillesse de continuer à me donner ses avis et je lui en suis particulièrement reconnaissant.

Je dois aussi remercier tout spécialement M. G. CASTANY, Conseiller de Direction au Service Géologique National, qui - en dépit des charges que lui occasionne sa Présidence de l'Union Internationale des Hydrogéologues - a accepté de me prodiguer ses conseils, en me faisant largement profiter de sa longue pratique de l'Hydrogéologie.

Enfin, c'est un plaisir pour moi d'exprimer ma gratitude à Melle A. FAYOLLAT qui a exécuté avec sa gentillesse et sa rapidité coutumières une "première frappe" impeccable. Et que dire à Melle C. LOUVAT et à Mme M. COUTURIER-BARDIN, qui ont modifié leur programme de vacances pour pouvoir assurer, en temps voulu, la mise en forme et la dactylographie définitive du texte.

Le lecteur de ce mémoire pourra s'étonner de ce que les expérimentations qui y sont décrites et les résultats qui y sont consignés datent de plusieurs années déjà. C'est que de graves ennuis de santé, séquelles d'un séjour prolongé en région tropicale, m'ont malheureusement tenu à l'écart de toute activité suivie, pendant une assez longue période. Mais en mettant récemment à jour mes études bibliographiques sur les problèmes qui sont ici traités, j'ai pu fort heureusement vérifier que les résultats présentés dans ce mémoire restent toujours valables et actuels.

I N T R O D U C T I O N

G E N E R A L E

B U T D E S R E C H E R C H E S

E N T R E P R I S E S

L'aquifère quaternaire de l'Est lyonnais intéresse trois grandes formations géologiques : les alluvions modernes, les alluvions fluvio-glaciaires et les moraines glaciaires. Ces dernières présentent de très faibles ressources (en eau souterraine) exploitables. En revanche les nappes alluviales constituent des ressources en eau d'une importance primordiale, encore insuffisamment exploitées en France, mais auxquelles il doit être fait de plus en plus appel (CASTANY G., 1977). Or, ces nappes sont menacées par la pollution résultant de l'extension croissante des zones urbaines et industrielles. Il est donc nécessaire d'étudier scientifiquement et avec précision les mécanismes de la pollution, si l'on veut sauvegarder au mieux les ressources en eau potable, sans pour autant entraver l'essor urbain et industriel.

Avantages des nappes alluviales

Les eaux souterraines, lorsqu'elles sont naturellement filtrées et épurées dans les alluvions, présentent des garanties de qualité supérieures aux eaux de surface.

Ces ressources sont appréciables non seulement sur le plan qualitatif, mais aussi d'un point de vue quantitatif. Elles peuvent fournir des débits permanents de plusieurs mètres cubes par seconde à plusieurs dizaines de mètres cubes/seconde, dans le cas de nappes puis-

santes, comme celle des alluvions rhodaniennes de l'Est lyonnais. A titre indicatif, on estime qu'il faut 1 m³/s pour subvenir aux besoins de 100.000 habitants en milieu urbain et industrialisé. Certaines nappes alluviales peuvent donc assurer l'alimentation en eau potable d'agglomérations de l'ordre du million d'habitants.

Les nappes d'alluvions sont largement répandues dans tout le Sud-Est de la France. Elles longent notamment les vallées de la Saône, du Doubs aval, du Rhône, du Drac, de la Romanche, de la Durance, du Var aval, de l'Hérault, de l'Aude, du Têt, etc... C'est pourquoi la plupart des grandes agglomérations de ces régions font appel à ce type d'eau souterraine pour leur alimentation en eau potable ; citons du N au S : Dijon, Lyon, Grenoble, Valence, Avignon, Nîmes, Nice, Béziers, Perpignan.

Pollution croissante des nappes alluviales

Mais ces importantes ressources en eau potable sont de plus en plus menacées par la pollution. En effet, les plaines alluviales sont des lieux privilégiés non seulement pour l'implantation de zones de captage, mais aussi pour la construction des zones urbaines et industrielles. Pour ces dernières, les plaines présentent les avantages d'un sol naturellement plat, de la proximité des grandes voies de communication (fluviales, routières, ferroviaires) et du voisinage des grands axes d'énergie (lignes électriques, oléoducs, qui empruntent de préférence le tracé des vallées).

Il résulte de l'urbanisation et de l'industrialisation des plaines alluviales un accroissement des ressources de pollution pour leurs eaux souterraines :

- infiltrations occultes d'eaux usées de toute nature dans le sol : fuites de réseaux d'assainissement, de cuves à vidange, de cuves à mazout, d'installations industrielles, usage (interdit) de puits perdus, etc...

- dépôts d'ordures dans d'anciennes gravières, souvent en eau, qui sont nombreuses à proximité des grandes agglomérations.

Il convient aussi de noter qu'une partie de ces plaines reste encore attachée à sa première vocation : l'agriculture. En ce domaine, l'usage de plus en plus intensif des fertilisants

chimiques et des pesticides fait, lui aussi, peser des menaces sur la qualité des eaux souterraines.

Etude scientifique de la pollution dans la nappe alluviale de l'Est lyonnais

Une protection absolument rigoureuse des eaux souterraines alluviales exigerait la mise en place d'une réglementation tellement draconienne, qu'elle menacerait gravement l'essor économique des zones urbaines et industrielles. Une cohabitation de ces dernières avec les zones de captage est donc inévitable sur les plaines alluviales. C'est pourquoi il faut organiser cette coexistence sur les bases d'une connaissance scientifique très précise des sources, de la propagation et de l'évolution des pollutions. C'est le moyen le plus raisonnable de sauvegarder les nappes alluviales et les zones de captage qui y prélèvent l'eau potable.

La nappe des alluvions de l'Est lyonnais est un exemple typique du problème soulevé. Elle est située à la périphérie d'une grande agglomération, ce qui en fait un site largement exploité par les captages d'eau potable. Elle est menacée par les risques de pollution que font peser sur elle une urbanisation et une industrialisation envahissantes.

Etude orientée sur la pollution chimique de nature chronique

A la fin du bilan des connaissances actuelles sur la pollution, nous avons constaté que la pollution chimique de caractère exceptionnel (accidents, contaminations spectaculaires) a fait l'objet de nombreuses études. Il n'en va pas de même pour la pollution chimique banalement chronique, provoquée quotidiennement par les zones urbaines et rurales non assainies (rejets d'eaux usées, effluents de stabulation etc.). Les seules études vraiment exhaustives que nous avons trouvées sur la pollution chronique concernent son aspect bactériologique, c'est pourquoi nous ne nous attarderons pas sur ce sujet. Les polluants chimiques bien spécifiques, comme les toxiques et les indésirables, les hydrocarbures,

les pesticides ont fait, eux aussi, l'objet d'études détaillées. Mais l'incidence de la pollution chimique de nature chronique sur l'ensemble des ions minéraux fondamentaux n'a pas été étudiée systématiquement (mis à part le cas des dépôts d'ordures ménagères). L'objet de notre étude est donc la pollution chimique de nature chronique la plus commune, la plus quotidienne et son incidence sur les ions minéraux fondamentaux.

Etude-pilote. Conclusions généralisables

Nous avons donc voulu faire de nos recherches sur la "pollution et sa propagation dans la nappe des alluvions quaternaires de l'Est lyonnais" une étude-pilote qui puisse donner des indications sur les méthodes utilisables pour d'autres travaux du même type.

Nous nous proposons d'obtenir, à l'occasion de cette étude d'un cas concret, des résultats et des conclusions généralisables à d'autres nappes alluviales menacées par les mêmes types de pollution.

P R E M I E R E P A R T I E

B I L A N D E S

C O N N A I S S A N C E S A C T U E L L E S

S U R L A P O L L U T I O N

I N T R O D U C T I O N

Avant d'exposer les résultats de nos travaux, il convient de situer ceux-ci dans le contexte des études déjà effectuées par ailleurs sur la pollution des eaux souterraines. Nous devons donc effectuer un bilan des connaissances actuelles sur la pollution et ses conditions de propagation.

Nous allons tout d'abord commencer par rappeler tous les acquis sur les mécanismes de la propagation et l'évolution des polluants, tant en milieu non saturé que saturé.

Puis nous passerons successivement en revue les phénomènes de pollution dus :

- aux ions minéraux fondamentaux ;
- aux substances toxiques et indésirables ;
- aux hydrocarbures ;
- aux détergents ;
- aux pesticides ;
- aux substances radioactives ;
- aux bactéries et aux virus.

Dans cette première partie, consacrée au bilan des connaissances actuelles, nous devons beaucoup aux cinq études bibliographiques publiées par le Service géologique d'Alsace et de Lorraine (SIMLER L., BABOT Y., 1969 a, 1969 b, 1970 ; BABOT Y., GRAFF D., SIMLER L., SOMMELET H., 1972 ; BABOT Y., BARRES M., 1972).

C h a p i t r e I

M E C A N I S M E S D E L AP R O P A G A T I O N D E L A P O L L U T I O N

Ce chapitre sera consacré aux généralités sur la pollution et à l'étude des mécanismes de la propagation et de l'évolution des polluants en milieu non saturé, puis en milieu saturé.

1. GENERALITES

Nous étudierons successivement :

- la définition de la pollution ;
- les sources de pollution ;
- la mise en phase liquide des polluants ;
- les traceurs utilisés pour l'étude de la propagation de la pollution.

1.1. Définition de la pollution

La pollution peut être définie par rapport aux normes de potabilité. Mais celles-ci sont variables d'un pays à l'autre

et relatives aux qualités physico-chimiques des eaux naturellement disponibles suivant les régions. Ce n'est pas cet aspect que nous retiendrons.

Nous appellerons pollution tout changement des caractéristiques initiales d'une eau, dû à une intervention extérieure, humaine, qu'elle soit de nature domestique (eaux usées, ordures ménagères), industrielle ou agricole.

1.2. Sources de pollution

Les sources de pollution peuvent être soit chroniques, soit accidentelles. L'introduction des polluants peut être ponctuelle ou généralisée.

Les pollutions accidentelles, fréquentes avec les hydrocarbures, sont spectaculaires car massives et localisées.

Mais la pollution chronique, plus lente et plus diffuse, n'en finit pas moins par constituer, à la longue, un danger aussi grave. Cette pollution peut être due :

- aux épandages superficiels d'eaux usées ménagères ou aux infiltrations directes par puits perdus d'eaux vannes (W.C.), ce qui est fréquent bien que strictement interdit par la loi ;
- aux fuites provenant de fosses à vidanger non étanches ou d'égouts défectueux, tant en zone urbaine qu'industrielle ;
- aux infiltrations provenant de dépôts d'ordures ménagères et de décharges industrielles ;
- aux rejets d'effluents industriels ;
- aux épandages d'engrais et de pesticides et aux effluents d'élevage en zone agricole ;
- etc...

Les rivières contaminées peuvent constituer des sources de pollution pour la nappe lorsqu'elles l'alimentent naturellement ou la rechargent sous l'action d'ouvrages d'art (barrages, canaux, pompes importants entraînant une alimentation induite). Un écran protecteur plus ou moins efficace peut être constitué par le colmatage du lit de la rivière. L'importance de ce colmatage dépend de la régularité du régime du cours d'eau, de la lenteur de

l'écoulement, du caractère minime des variations de niveaux et du débit solide des eaux de surface.

1.3. Mise en phase liquide de la pollution

La pollution peut se présenter à l'origine sous phase liquide, solide ou gazeuse mais elle ne pourra atteindre l'eau souterraine que sous forme liquide ou de soluté (solution vraie, émulsion ou suspension).

La plupart des polluants se présentent sous forme liquide (eaux résiduaires domestiques ou industrielles).

Les polluants solides les plus courants sont les dépôts de déchets. Ils peuvent être soit lessivés par la pluie ou les eaux de ruissellement, soit placés en contact direct avec la nappe (par exemple, dépôts d'ordures dans d'anciennes gravières en eau).

Les polluants gazeux, s'ils sont très solubles, peuvent parvenir à la nappe par infiltration de l'eau de pluie (par exemple, les dégagements gazeux dans les dépôts d'ordures). A ce sujet il convient aussi de noter, en zone urbaine, l'importance des polluants contenus dans l'air et dissouts dans l'eau de pluie.

1.4. Traceurs

Le traçage de l'eau souterraine a débuté par l'utilisation de colorants, tels que la fluorescéine. Mais ces derniers sont actuellement de plus en plus supplantés par les traceurs radioactifs.

Les qualités d'un bon traceur sont sa sensibilité de détection et sa persistance due à son inaltérabilité.

Les traceurs organiques fluorescents tels que l'uranine ou fluorescéine (DOSCH F., 1967), décelable à l'oeil jusqu'à des dilutions de 10^{-7} et mesurable jusqu'à 10^{-10} (MOLINARI J., 1969), sont très sensibles en concentrations infimes, mais sont facilement adsorbés dans les milieux poreux chargés en argiles. Un autre colorant fluorescent utilisé comme traceur dans les eaux souter-

raines est la Rhodamine Wt (la Rhodamine B étant réservée aux eaux de surface).

Les traceurs salins seront influencés par les échanges cationiques. On utilisera donc les anions ou des complexes de grande stabilité comme les chlorures de sodium et de potassium (LALLEMAND-BARRES A., 1969) ou le chrome-EDTA (KNUTSON G., 1967).

Les traceurs radioactifs sont très sensibles. Les quantités à injecter sont très faibles : entre 0,01 et 60 millicuries (BONNET M. et al., 1970), ce qui présente l'avantage de ne pas perturber l'écoulement naturel en milieu saturé. L'identification du traceur se faisant au niveau de l'atome, les conséquences d'interaction avec le milieu sont considérablement réduites.

Les isotopes radioactifs artificiels les plus utilisés comme traceurs sont l'iode 131 et le brome 82, notamment dans les expériences de traçage avec des vitesses souterraines élevées (KNUTSON G., 1967).

Par ailleurs l'usage des isotopes naturels de l'eau ou contenus dans l'eau se répand de plus en plus. Les isotopes naturels de l'eau sont l'oxygène-18 et le deutérium, tous deux stables, ainsi que le tritium, seul isotope radioactif de la molécule d'eau. Le rapport oxygène-18 sur oxygène-16 permet de déceler l'origine juvénile ou météorique de sources, notamment en montagne. L'étude de l'amortissement dans la nappe des variations saisonnières de concentration en oxygène-18 permet de dater les eaux souterraines, comme dans le cas de la source karstique de Saint-Genis, dans les Hautes-Alpes (TRON L., MARCE A., OLIVE P., SARROT-REYNAULD J., JAMIER D., 1975). Le rapport de l'oxygène-18 avec le deutérium permet de détecter les eaux ayant subi une forte évaporation. Le tritium est maintenant souvent utilisé pour dater les nappes souterraines ou peu profondes (OLIVE P., 1970).

Parmi les nombreux isotopes naturels contenus dans l'eau, le carbone -14 est utilisé pour dater les nappes profondes. Mais son usage peut présenter des imprécisions ; aussi tente-t-on de plus en plus souvent de corriger ces dernières en analysant le rapport carbone-13 sur carbone-12 (JAMIER D., VIAL R., 1978). Deux autres isotopes naturels contenus dans l'eau : l'azote-15 et le soufre-34, sont de plus en plus fréquemment utilisés pour recher-

cher l'origine de pollutions par les nitrates et par les sulfates. La connaissance du rapport azote-15 sur azote-14 permet notamment de distinguer l'azote provenant des engrais artificiels et celui apporté par les eaux usées (LETOLLE R., 1974 ; MARIOTTI A., LETOLLE R., 1977). De même l'étude du rapport soufre-34 sur soufre-32 est instructive. C'est ainsi que l'on peut différencier le soufre ayant subi une activité bactérienne (sources sulfureuses) de celui provenant de la dissolution des évaporites ou de rejets d'usines chimiques (BOSCH B., CORDEAU J.Y. et F., FOURNEAUX J.C., MARCE A., SARROT-REYNAULD J., 1972).

Le problème du choix des traceurs en milieu saturé semble actuellement résolu en faveur de l'iode naturelle et de l'iode 131 -injectées sous forme d'iodure de Na- ainsi qu'en faveur de l'eau tritiée. Par contre, les traceurs fluorescents présentent des retards et des rétentions importantes (GAILLIARD B., 1976).

Notons enfin que lorsque certains traceurs non radioactifs donnent des rendements trop faibles, il est possible d'abaisser leur seuil de détection en activant dans une pile atomique les échantillons d'eau marqués et prélevés c'est l'analyse par activation neutronique. Ainsi le seuil de sensibilité à l'analyse du chrome EDTA peut être abaissé de 10^{-6} à 10^{-8} et même 10^{-9} (LUMU, 1976).

2. MECANISMES DE LA MIGRATION ET DE L'EVOLUTION DES POLLUANTS EN MILIEU NON SATURE

Les polluants, après leur mise en soluté, migrent et évoluent en zone non saturée, depuis la surface du sol jusqu'à celle de la nappe. Cette migration et cette évolution des solutés, entraînés par l'eau souterraine, sont régies par la conjonction de cinq phénomènes (CASTANY G., 1978) :

- la convection, étudiée par l'Hydrodynamique (avec comme base la loi de DARCY) et caractérisée par la vitesse effective, avec une direction moyenne de l'écoulement à l'échelle macroscopique.

pique ;

- la dispersion cinématique ou mécanique, étudiée par l'Hydrocinématique et caractérisée par la vitesse de déplacement, avec des trajectoires d'écoulement tortueuses, à l'échelle microscopique ;

- la diffusion moléculaire, due à l'agitation des molécules (mouvement brownien) ;

- les interactions du soluté et du milieu poreux : adsorption-désorption, échanges d'ion :

- des réactions chimiques et organiques : précipitation colloïdale et chimique, biodégradation.

Les deux premiers phénomènes (convection et dispersion) seront étudiés de manière plus approfondie dans le cadre du milieu saturé.

Nos études bibliographiques ne nous ont rien apporté de particulier sur la diffusion moléculaire. Pourtant cette dernière semble avoir une importance beaucoup plus grande qu'on ne le pense généralement (communication orale de M. GUIZERIX J., Juillet 1980). Nous retiendrons ici-même, pour un examen plus détaillé, les deux derniers phénomènes énumérés ci-dessus.

2.1. Adsorption physique

Dans l'adsorption, on distingue parfois adsorption physique et adsorption chimique ou chimisorption (MOLINARI J., 1969, 1975).

Selon ROCHON J. (1978) " lors d'une chimisorption, il y a réaction chimique entre l'adsorbat et les "particules" d'adsorbant avec formation de nouveaux composés... La chimisorption n'a pas lieu aux faibles températures, car elle requiert une énergie d'activation considérable et il n'y a pas lieu de la considérer plus longuement. "

L'adsorption physique des solutions peut être divisée en deux types : l'adsorption moléculaire de substances non électrolytiques et l'adsorption d'électrolytes. L'adsorption moléculaire dépend essentiellement de la nature du solvant, de la température, de la distribution des pores et de la surface. L'adsorption

d'électrolytes est très spécifique et a lieu quand la surface de l'adsorbant est chargée (tapissée d'ions ou de molécules polaires). La surface chargée adsorbe des ions inversement chargés par attraction électrostatique. D'autres ions demeurent à proximité des ions adsorbés, formant une double couche électrique. Lors d'une adsorption physique, l'adsorbat a tendance à occuper toute la surface de l'adsorbant sans changer de nature chimique. Le processus inverse de cette adsorption est la désorption qui, comme une diffusion, tend à amener le système biphasique à une distribution uniforme. L'adsorption physique est de ce fait un processus réversible (ROCHON J., 1978).

Le pouvoir adsorbant d'un sol est fonction de sa surface spécifique. Celle des argiles, par exemple, est très grande (quelques dizaines de m^2/g) et un sol auquel on a ajouté des matières organiques adsorbe 10 à 100 fois plus qu'auparavant : les grandes possibilités d'adsorption des argiles sont limitées par leur faible perméabilité.

2.2. Echange d'ions

Soit un électrolyte adsorbé à la surface d'un solide. Lorsqu'une autre solution électrolytique vient au contact de cet adsorbant, il se produit spontanément un processus d'échange d'ions entre l'adsorbant et la solution. Cet échange se poursuit jusqu'à l'établissement d'un équilibre tel que l'adsorbant et la solution contiennent les ions dans un rapport défini. L'échange a lieu non seulement avec les ions de la surface, mais aussi avec des ions du matériau (ions échangeables), pouvant même causer la dissociation des molécules de l'adsorbant.

Parmi les solides ayant une capacité d'échange d'ions (appelés échangeurs) il y a tout d'abord les zéolites : silicates qui ont une structure cristalline rigide. Toutefois, presque tous les échanges dans les sols sont dus aux argiles : alumino-silicates à structure plus ou moins gonflante. Il existe également des minéraux susceptibles d'échanger préférentiellement les anions, comme l'apatite et l'hydroxyapatite. Enfin il convient de mentionner les échangeurs amphotères, tels que les hydroxydes d'aluminium de fer

ou de zirconium (ROCHON J., 1978).

2.3. Précipitation colloïdale

Un polluant peut être en précipitation colloïdale (colorants, colloïdes des eaux usées, particules d'argile ayant fixé un polluant). La stabilité d'une solution colloïdale peut être rompue par une simple modification de pH. Le polluant ayant flocculé fait l'objet d'une fixation dans le milieu poreux, par filtration.

2.4. Précipitation chimique

Ce phénomène se produit quand la concentration d'un sel dépasse son seuil de solubilité. Une variation de température ou de pH peut en être la cause. Une fois précipité, le polluant peut être retenu par le terrain.

Ce mode de fixation est peu fréquent, car il nécessite d'importantes concentrations, rarement atteintes dans les eaux souterraines.

2.5. Dégradation biologique

La dégradation biologique des polluants est la plus intense dans le sol arable (les premiers décimètres du terrain). On trouve en surface de 2 à $5 \cdot 10^5$ bactéries/g dans le sol. Il n'y en a plus de $5 \cdot 10^3$ à 1 m de profondeur, où les valeurs tendent à s'uniformiser (BABOT Y., SIMLER L., 1970).

Cette différence est due à ce que la partie supérieure du sol est plus riche en matières organiques (la fumure d'un sol multiplie le nombre des bactéries par 10 ou 50) et mieux aérée (action du système racinaire, des fousseurs, etc...).

La dégradation biologique se comporte comme une déshydrogénation : par l'oxygène (oxydation), par les nitrates (dénitrification), par les sulfates (réduction des sulfates), par l'anhydride carbonique (fermentation méthanique).

Les bactéries ont une action très spécialisée. La présence d'un polluant biodégradable entraînera la prolifération des bactéries intéressées, ce qui accélèrera la dégradation biologique. De telles bactéries sont, par exemple, pour la réduction des nitrates : *Micrococcus denitrificans*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus denitrificans* et, pour la réduction des sulfates : *Desulfovibrio desulfuricans* et *Desulfotomaculum* (SENEZ J.C., 1968).

2.6. Conclusion

" Le transfert en zone non saturée est accompagné d'une autre autoépuration importante, laquelle se poursuit, atténuée, au cours de l'écoulement des eaux souterraines dans l'aquifère. Dans ce dernier les effets de la dilution prédominent " (CASTANY G., 1978).

3. MECANISMES DE LA PROPAGATION ET DE L'EVOLUTION DES POLLUANTS EN MILIEU SATURE

La propagation de la pollution en milieu saturé met en cause divers mécanismes que l'on peut classer en trois catégories :

- transport du soluté : densité, direction et sens de propagation, vitesse effective moyenne, vitesse de déplacement et temps de transit ;
- dispersion et dilution ;
- fixation et biodégradation.

3.1. Densité

Le soluté étant miscible dans l'eau (l'exception constituée par les hydrocarbures sera étudiée à part), sa propagation dépend de sa densité.

Avec une densité égale ou voisine de celle de l'eau, le soluté tend à se propager à la surface de la nappe, mais est

influencé par les mécanismes de mélange.

Un liquide plus dense que l'eau (saumure par exemple) descendra progressivement jusqu'au fond de la nappe, tout en suivant la propagation de cette dernière.

Il se produit donc, dans l'Aquifère, une stratification des fluides par densité.

3.2. Sens et direction de propagation

L'identification de ces facteurs importants de la propagation de la pollution ne présente pas de difficultés théoriques particulières, mais pose des problèmes de méthodes pour leur étude "in situ".

La pollution étant entraînée par le mouvement de l'eau, il est possible d'étudier le sens et la direction de celle-ci à l'aide d'observations piézométriques. Ceci suppose l'existence d'un réseau de points d'eau (piézomètres, forages, puits) sur le terrain. Avec une maille de 500 à 1000 m on ne peut espérer une précision de la direction supérieure à plus ou moins 20 degrés.

Lorsqu'on ne dispose pas de réseau piézométrique, une méthode possible est celle de l'injection d'un traceur radioactif dans un seul puits. Le traceur se déposera sur les parois du sondage, de préférence suivant la direction de l'écoulement souterrain qui l'entraîne. Une sonde sensible permettra de localiser cette direction. Cette méthode est délicate à mettre en oeuvre (DROST et al., 1968, p. 139). La marge d'erreur est de plus ou moins 20 degrés.

Les deux méthodes utilisées présentent un degré de précision identique, et souvent insuffisant dans le cas d'une étude de pollution. On peut y remédier en augmentant la densité des points d'eau (mesures piézométriques plus fines ou points d'observation concentriques autour du puits d'injection), mais cette solution est difficilement adoptée en raison de sa forte incidence financière.

3.3. Vitesses et temps de transit

Deux types de vitesses des eaux souterraines sont à considérer suivant leur méthode d'évaluation : la vitesse effec-

tive et la vitesse de déplacement.

La vitesse effective V_e est le " quotient de la vitesse de filtration (vitesse de Darcy) -ou du débit unitaire (débit Q d'une nappe rapporté à l'aire A de la section aquifère traversée)- par la porosité cinématique n_e : vitesse macroscopique de Darcy rapportée conceptuellement à la section des pores ou interstices du milieu aquifère considérés comme effectivement traversés par l'eau en mouvement uniforme (écoulement convectif). En pratique, le rapport de cette section à la section totale du milieu (vides + plein) est souvent assimilé à la porosité efficace définie et mesurée comme porosité de drainage. Mais, de même que la vitesse de filtration, la vitesse effective n'a pas de signification cinématique à l'échelle particulière... C'est une vitesse moyenne, théorique et macroscopique ". (CASTANY G. MARGAT J., 1977).

$$V_e = \frac{K.i}{n_e} = \frac{Q}{A.n_e}$$

Une étude hydrogéologique permet de calculer la vitesse effective V_e en évaluant le coefficient de perméabilité K (par pompage d'essai), le gradient hydraulique i et la porosité efficace n_e .

La vitesse de déplacement \bar{V} est la " vitesse de transport d'eau souterraine déduite des données d'expérience in situ, notamment d'un traçage, d'après un temps de parcours rapporté à une distance entre deux points déterminés, par une méthode d'interprétation de la distribution des temps de séjour observée (courbe de restitution des temps de séjour observée (courbe de restitution) ". (CASTANY G., MARGAT J., 1977).

Le temps de séjour (ou de transit, ou de parcours) est la "durée séparant l'instant d'introduction d'une particule d'eau en un point donné d'un circuit, dans un aquifère, de l'instant de sa réapparition ou de son prélèvement, en un autre point de ce circuit ". (CASTANY G., MARGAT J., 1977).

Dans les alluvions, les valeurs de vitesse de déplacement mesurées varient (selon HUG) de 1 à 10 m/j. (LALLEMAND-BARRES A. 1971).

Pour avoir une idée d'ensemble des études théoriques occasionnées par les mesures de vitesses par traceurs, il convient de se référer à la "Méthodologie d'étude par traceur des transferts de masses" (GUIZERIX J. et MAGRITA R. 1975). Dans une première partie est exposée la méthode dite du "tout ou rien", qui concerne les applications de traceur les plus connues et qui sont le plus souvent le fait de spécialistes occasionnels. La seconde partie, qui forme la partie principale de cette publication, est intitulée "Méthode des fonctions de transfert" et a trait à des informations spatio-temporelles. Cette méthode, qui donne lieu aux applications les plus variées, est une traduction fructueuse dans le domaine des transferts de matière d'une tactique d'analyse qui a vu le jour dans le monde des télécommunications.

Pour ce qui est de l'aspect expérimental des mesures de vitesses, THIEM, en 1887, inaugure la méthode à plusieurs puits, avec injection de chlorure de sodium dans un puits et prélèvements d'échantillons (et mesure de la concentration en fonction du temps) sur une batterie de piézomètres disposés en arc de cercle à l'aval. SCHLICHTER (1901 et 1903) contrôle la progression de chlorure d'ammonium injecté, en mesurant la résistivité électrique entre le puits amont et les piézomètres aval. Depuis, cette méthode s'est enrichie de nouveaux traceurs, notamment radio-actifs (LALLEMAND-BARRES A., 1971).

Sur puits unique, la méthode dite "par dilution" est souvent utilisée pour mesurer la vitesse de déplacement. L'utilisation de deux boudruches gonflables distantes entre elles de quelques décimètres (isolant ainsi une partie bien précise de la hauteur crépinée) peut permettre de mesurer des vitesses, strate par strate, sur toute la hauteur du terrain saturé (à condition que le puits soit crépiné sur toute cette hauteur). Un traceur est injecté dans la section du tube crépiné isolée par les deux boudruches. La répartition de ce traceur y est constamment homogénéisée par agitation. La méthode consiste à mesurer la disparition progressive du traceur, entraîné par l'écoulement de l'eau souterraine. Un appareil utilisant une source de neutrons a été mis au point (GUIZERIX J. et al., 1967). Il ne nécessite aucune manipulation de produits radio-

actifs et permet plusieurs mesures successives sur un même tube crépiné. Il présente donc un double avantage : simplicité et reproductibilité.

Actuellement, la préférence va à l'utilisation de deux puits alignés suivant la direction générale de l'écoulement, à des distances d'ordre décamétrique à hectométrique. Le traceur est injecté dans le puits amont et récupéré par pompage dans le puits aval. Cette méthode permet de déterminer notamment le temps minimal d'arrivée de la substance polluante aux ouvrages de captage (GAILLARD B., 1976). Le même auteur présente une technique de détermination, entre deux forages, de la porosité cinématique.

3.4. Dispersion

Selon BONNET M. (1971) " le phénomène de dispersion se traduit, macroscopiquement, par le fait que si les particules d'un fluide sont constituées par un traceur injecté avec une certaine concentration au point de départ, on constatera une évolution de la concentration de ce traceur dans l'espace selon des profils transversaux à la direction moyenne de l'écoulement (indiquée par la loi de Darcy), ou encore, si on observe en un seul point le long de cette direction, on constatera une variation de concentration du traceur dans le temps ".

L'équation du transfert hydrodispersif s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} - C u_i \right) + D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2} - E$$

avec :	$C(x_i, t)$: concentration
	x_i, i	: coordonnées cartésiennes
	t	: temps
	\underline{D}	: tenseur de dispersion
	U_i	: vitesse effective de pore
	D_m	: coefficient de diffusion moléculaire

Dans cette équation :

$\frac{\partial C}{\partial t}$ exprime la variation de concentration ;

$D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j}$ exprime la dispersion cinématique ;

Cu_i exprime la convection ;

$D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2}$ exprime la diffusion moléculaire

E exprime la fixation ou la destruction de substances polluantes par réactions diverses.

Selon SAUTY J.P. (1978) " les traçages en écoulement radial convergeant vers un puits central soumis à un pompage avec injection de traceur dans un piézomètre latéral sont particulièrement économiques (GAILLARD B. et al., 1977), car ils permettent d'utiliser des forages préexistants et du matériel en place, particulièrement s'ils sont réalisés simultanément à un essai de débit. La qualité du traçage est automatiquement contrôlée, car en l'absence de fixation la totalité du traceur injecté devrait se retrouver au forage central. L'identification des paramètres, dispersivité et porosité cinématique, par abaque, constitue une méthode particulièrement simple et efficace : elle ne nécessite qu'un simple report des points de mesure sur un graphique et peut être utilisée en l'absence d'ordinateur. Elle permet à l'opérateur de mettre à profit son expérience et son intuition pour éventuellement donner plus de poids à telle partie de la courbe de restitution qui lui paraît plus significative, dans le cas où l'ensemble des points de mesure ne s'adapteraient pas à une courbe théorique du réseau ".

3.5. Dilution

Les phénomènes de mélange sont dus à la dilution et à la dispersion du liquide polluant.

La dilution est due aux apports naturels (infiltration, divergence des filets liquides, eaux superficielles) ou artificiels (irrigation, réalimentation induite). Elle est favorisée par le

mélange qu'engendrent les fluctuations piézométriques naturelles ou artificielles (pompage) et l'hétérogénéité du milieu aquifère (stratification entrecroisée en particulier).

3.6. Fixation et dégradation biologique

Ces phénomènes d'appauvrissement étudiés en milieu non saturé existent en zone saturée, mais de façon plus atténuée pour la fixation (l'eau saturante diminuant le contact entre le fluide polluant et les particules du terrain), et en milieu anaérobie pour la dégradation biologique.

4. CONCLUSION

Les liquides polluants s'infiltrant dans la zone non saturée du sol peuvent être soumis à des phénomènes d'appauvrissement, qu'il s'agisse de fixation (notamment adsorption physique, chimisorption et échange d'ions) ou de dégradation biologique. Ces phénomènes existent de façon importante au niveau de la couche superficielle du sol (zone humifère); mais ils interviennent aussi notablement au sein des couches argileuses de la zone non saturée.

En milieu saturé, il semble qu'il faille surtout compter sur les phénomènes de dilution pour faire baisser sensiblement les concentrations des liquides polluants.

Actuellement, les meilleurs traceurs en milieu saturé sont l'iode naturelle, l'iode 131 et l'eau tritiée. La méthode de mesure des vitesses d'écoulement de la nappe qui semble avoir la préférence est celle dite "du double puits". (GAILLARD B., 1976).

C h a p i t r e I I

P O L L U T I O N P A R L E S I O N SM I N E R A U X F O N D A M E N T A U X

La pollution par les ions minéraux fondamentaux est la plus fréquemment observée (en raison du caractère commun des analyses chimiques afférentes) et la plus aisément produite par les différents types d'activités : domestique, agricole et industrielle.

A. P O L L U T I O N P A R L E S I O N S M I N E R A U X F O N D A M E N T A U XD'ORIGINE DOMESTIQUE

La pollution domestique est entraînée principalement par deux sources :

- les eaux domestiques (ou eaux d'égout) qui comprennent les eaux ménagères (salles d'eau, cuisines) et les eaux-vannes (W.C.) ;
- les décharges d'ordures ménagères.

1. LES EAUX DOMESTIQUES

Les eaux domestiques, surtout dans les agglomérations rurales, ne sont pas toutes raccordées à un réseau d'assainissement. Elles sont alors souvent évacuées dans des puits perdus, d'où elles gagnent la nappe.

De nombreuses habitations rejetant dans le milieu naturel et s'alimentant encore souvent en eau d'alimentation à partir de puits privés, il n'est pas rare que points de prélèvements et de rejets ne soient distants que de quelques dizaines de mètres, parfois moins. Dans ces conditions, les pollutions des points d'eau sont fréquentes. Si la population locale est plus ou moins immunisée, les personnes de passage ou en villégiature sont plus vulnérables.

Les eaux des réseaux d'assainissement sont le plus souvent rejetées en rivière et, dans de nombreux cas, sans traitement épurateur. Elles peuvent, par cet intermédiaire, passer dans la nappe à la faveur d'une alimentation naturelle ou artificielle (alimentation induite, irrigation, etc...). Il peut arriver aussi que les réseaux d'assainissement rejettent leur collecte dans le sous-sol, après passage ou non dans une station de traitement.

2. LES DEPOTS D'ORDURES MENAGERES

Les dépôts d'ordures ménagères sont peu à peu remplacés par des usines de traitement pour les grandes villes. Mais les petites agglomérations continuent à utiliser les décharges. Une enquête nationale faite au début des années 1970 indiquait que 30 % seulement des résidus urbains collectés étaient incinérés (GOMELLA C., BALETTE B., 1972). Leurs nuisances vis-à-vis de l'air (odeurs, incendies) et du site sont fréquentes et celles, moins visibles, vis-à-vis des eaux souterraines, ne le sont pas moins. Les dépôts d'ordures

res sont le plus souvent installés dans d'anciennes carrières ou gravières. Ces dernières sont généralement en eau. La pollution de la nappe y est alors directe, comme dans le cas de zones marécageuses ou d'étangs en voie de comblement. Rappelons que ce type de décharges d'ordures est maintenant rigoureusement interdit (Circulaire ministérielle du 9.3.1973).

Les décharges d'ordures ménagères sont des établissements classés dangereux, insalubres ou incommodes de 1ère ou 2e catégorie, suivant que la décharge est brute ou contrôlée (Circulaire du 14.04.1962, Titre II, paragraphe C et D et Annexe IV).

Nous étudierons successivement :

- les sources de pollution ;
- les critères de pollution ;
- la mise en solution des polluants ;
- la pollution en zone non saturée et en zone saturée ;
- les conditions hydrogéologiques des sites de décharges.

2.1. Les sources de pollution

Les dépôts d'ordures ménagères sont composés pour partie de matières inertes (verres, plastiques, caoutchoucs, métaux, etc...) et, pour partie, de substances décomposables : matières organiques animales et végétales.

La dégradation des matières organiques dans la décharge est due à l'action de micro-organismes. Leur développement est optimal pour des températures de 15°C à 30 ° C (avec possibilité de survivance entre 5° C et 55 à 80° C) et pour un taux d'humidité dans le dépôt de 60 % (40 à 80 %) ; ces conditions sont atteintes en milieu aérobie (STONE R. et al ., 1970 ; AGPAR M.A. et al . 1971).

Selon l'importance des apports en oxygène dans la décharge, la décomposition des matières organiques se fait différemment. Dans les conditions aérobies, ce sont des produits finaux stables qui sont obtenus, tels que CO₂, NO₃, SO₄, H₂O. En milieu anaérobie sont produits : CO₂, CH₄, NH₃, gaz hydrogénés et nauséabonds, alcools, acides organiques et produits partiellement oxydés qui entraînent une

DBO élevée. (AGPAR M.A. et al., 1971).

2.2. Critères de pollution

La présence dans les eaux de la nappe d'azote ammoniacal ou de nitrites est le signe d'une dégradation incomplète des matières organiques, et donc d'une source polluante voisine.

Cette décomposition consommant de l'oxygène, on peut aussi utiliser le test d'oxydabilité au permanganate de potassium, en milieu acide ou alcalin, à chaud ou à froid : une eau nécessitant plus de 2 mg/l d'oxygène (cédé par $KMnO_4$) est considérée comme suspecte.

Les normes de potabilité sont :

- moins de 0,5 mg/l de NH_4 ;
- moins de 44 mg/l de NO_3 ou de 10 mg/l d'azote total ;
- plus de 75 % de saturation en oxygène (environ 5 mg/l) ;
- pas de CO_2 agressif.

2.3. Mise en solution des polluants

La dégradation des ordures ménagères libère des gaz et des sels. Ceux-ci peuvent être dissous en partie dans l'eau de pluie qui s'infiltre à travers le dépôt.

En pays arides ou semi-arides, l'évaporation est tellement importante qu'aucune eau de percolation ne parvient jusqu'à la base du dépôt et ne risque de contaminer la zone non saturée.

Sous climat tempéré, la propagation de l'eau de lessivage reste ralentie par l'évaporation due à la chaleur dégagée par le dépôt lui-même. En milieu aérobie la température peut monter jusqu'à 50° C et plus (ABRARD R., 1963).

Si le taux de saturation (rapport de la teneur en eau réelle, volumique, d'un milieu poreux non saturé à sa porosité totale) au sein de la décharge dépasse nettement 60 %, les conditions qui étaient aérobies deviennent progressivement anaérobies, et surtout le lessivat pollué s'infiltre plus aisément jusqu'à la base

du dépôt (REMSON I. et al., 1968).

Les quantités minérales dissoutes et véhiculées par les eaux d'infiltration ont été mesurées (WASMER H.R., 1969) ; les résultats sont donnés en kg/m^3 d'ordures dans le tableau suivant :

Ions	Lors des premiers 10 mois	En 18 mois
Na^+	0,5	0,70
K^+	0,475	0,67
Ca^{++}	0,672	0,76
Mg^{++}	0,097	0,136
Cl^-	0,66	0,97
SO_4^-	0,166	0,189
Alcalinité en $CaCO_3$	2,83	3,80

Ces chiffres concordent dans leur ensemble avec les résultats des calculs effectués par WEAVER L. (1961) et par QASIM S.R. et BURCHINAL J.C. (1970).

Tous deux portent sur 1 200 m^3 d'ordures ménagères, et les quantités minérales extraites par le lessivat sont exprimées en tonnes dans le tableau suivant :

Ions	WEAVER L.	QASIM S.R. BURCHINAL J.C.
	en moins d'un an	en un an
Ca	1	1,3
Mg		0,17
Na	1,5	0,47
K		1,6
Cl	0,9	0,8
SO_4	0,23	0,28
HCO_3	3,9	9,6
N ammoniacal		0,44
N organique		0,33

Dans le tableau précédent QASIM S.R. et BURCHINAL J.C. ont calculé ces résultats pour une couche d'ordures ménagères épaisse de 3 m. Ils ont constaté, notamment pendant la première année, que des variations dans l'épaisseur des couches entraînaient des changements dans la charge minérale du lessivat. Des expériences ont été faites sur des cylindres hauts de 1,2 à 4,8 m, remplis d'ordures ménagères et soumis à une pluie artificielle équivalent à un apport d'eau de 1 000 - 1 200 mm en 120-160 j. Le volume d'eau ayant traversé les cylindres diminuait d'autant plus (de 90 à 50 %) que la hauteur traversée était plus grande. La quantité d'eau retenue dans les cylindres était l'équivalent de 130 à 140 mm de pluie, par mètre d'ordures ménagères traversé.

2.4. Pollution de la zone non saturée

L'épaisseur de cette zone non saturée (entre la base du dépôt d'ordures et la surface de la nappe) varie en fonction des fluctuations du niveau piézométrique ; il peut en résulter la disparition temporaire de cette zone non saturée. Il peut aussi arriver que cette dernière, bien qu'existant avant la mise en service de la décharge, disparaisse ultérieurement par suite de la remontée de la nappe sous le dépôt, et ce dans les conditions suivantes : décharge en forme de terril, zone non saturée peu perméable et nappe peu profonde.

De tous les gaz produits, le gaz carbonique est le plus abondant et c'est surtout lui qui est observé en zone non saturée. Sur une décharge contrôlée (conditions anaérobies), il a été observé que la quantité de ce gaz infiltrée dans le sol est 18 fois plus faible que celle qui part dans l'air (BISHOP W.D. et al., 1965).

Les sels en solution qui passent dans la zone non saturée y sont soumis aux phénomènes de fixation (filtration, précipitation, adsorption, chimiosorption, échanges de bases) et de dégradation biologique déjà étudiés.

2.5. Pollution de la zone saturée

La pollution de la zone saturée est importante lorsque la décharge est en contact direct avec la nappe, lors du comblement de gravière en eau par exemple, ce qui du reste est interdit par les textes réglementaires.

2.5.1. Dans de tels cas, il a été observé dans la nappe (circulant dans des alluvions gravelo-sableuses à la vitesse de 0,5 à 1 m/j), à l'aval du dépôt d'ordures (situé dans une gravière en eau) la zonation suivante (NORING F. et al., 1968).

- une zone de réduction à l'aval immédiat où se produit la pollution massive caractérisée par l'absence d'oxygène dissous, la réduction des éléments minéraux (nitrates, sulfates), l'oxydation des éléments organiques avec apparition d'ammonium et de fer bivalent et élévation de température ; l'extension de cette zone de réduction est de 50 à 120 m en aval ;

- une zone de transition où les phénomènes décrits ci-dessus s'atténuent, avec la réapparition progressive d'oxygène dissous (notamment oxydation du fer bivalent en fer trivalent) ;

- une zone d'oxydation caractérisée par la présence permanente d'oxygène dissous ; dans cette zone s'achève la minéralisation des matières organiques et l'oxydation des éléments anorganiques redevient normale.

En zone de réduction précipitent chimiquement les sulfures de fer et accessoirement les autres sulfures de métaux lourds. En zone de transition et d'oxydation précipitent les hydroxydes de fer et de manganèse ; les autres éléments solubles, tels que cuivre, plomb, arsenic, tungstène, vanadium, fluorures et phosphates sont entraînés et ainsi éliminés de l'eau souterraine (MATTHESS G., 1976).

2.5.2. La pollution minérale de la nappe à l'aval immédiat d'une décharge dans une gravière en eau (ANDERSEN J.R. et al., 1967) est particulièrement sensible pour :

- . fer : qui augmente de 0,07 à 4,35 mg/l, soit 62 fois plus ;
- . chlorures : qui augmente de 6 à 300 mg/l, soit 50 fois plus ;
- . sodium : qui augmente de 10 à 219 mg/l, soit 20 fois plus ;
- . potassium : qui augmente de 0,16 à 2,79 mg/l, soit 17 fois plus ;
- . conductivité : qui augmente de 540 à 1 600 micromho-cm⁻¹, soit 3 fois plus,
- . dureté : moins de 2 fois.

Par contre, le pH est en légère diminution et les teneurs en nitrates sont réduites.

Pour LANDON R.A. (1971), les meilleurs traceurs de la pollution sont les chlorures.

2.5.3. L'évolution de la pollution avec le temps a été étudiée (WEAVER, 1961) sur un puits situé dans l'enceinte d'un dépôt. Entre les années 1952-53 (date de l'arrêt de la décharge) et 1959-60, soit en 7 ans, la pollution a diminué de : 6 fois pour l'azote organique, 4 fois pour les chlorures et le sodium, 3,2 fois pour le magnésium, 2,7 fois pour le potassium, 1,9 fois pour l'alcalinité, 1,6 fois pour le calcium.

En 1959-60 ces ions gardent des teneurs 1,3 à 2,6 fois plus élevées que celles observées à l'amont de la décharge.

Une autre étude a été faite sur 3 décharges d'âges différents : la 1ère encore en activité (n° 1) et les deux autres n'étant plus utilisées depuis 6 ans (n° 2) d'une part et 17 ans (n° 3) d'autre part (FARVOLDEN R.N. et al., 1971). Les principaux résultats des prélèvements faits dans la nappe au droit des dépôts sont donnés dans le tableau suivant :

	n° 1	n° 2	n° 3
TH Ca CO3	7830	2200	540
Na mg/l	900	310	74
Cl mg/l	1697	1330	135
SO4 mg/l	680	2	2
TAC Ca Co3	3255	4159	1011
NO3 mg/l	1,7		1,6
DBO g/l	55	14	0,2

On constate qu'après un arrêt de 6 ans, la décharge n° 2 pollue encore sensiblement la nappe, non seulement en sels minéraux, mais aussi en DBO.

2.6. Conditions hydrogéologiques des sites de décharges

Les conditions hydrogéologiques des sites de décharges (ABRARD R., 1963 ; MAES M., 1977) sont de deux sortes :

dépôt sur sous-sol imperméable et sur sous-sol perméable .

Si le sous-sol est imperméable, les eaux souterraines sont à priori protégées. Mais les eaux d'infiltration ayant percolé à travers les ordures viennent imprégner la partie inférieure du dépôt, où s'établira rapidement un régime de fermentation anaérobie (lente et nauséabonde). Pour éviter cet inconvénient, il convient de prévoir à la base du dépôt un système de drainage avec récupération du lessivat et évacuation vers une station de traitement appropriée.

Si le sous-sol est perméable, les conditions aérobies sont favorisées à la base du dépôt. Par contre, le lessivat s'infiltré librement dans le sous-sol. Il convient donc que la zone non saturée (entre la base de la décharge et la surface de la nappe phréatique sous-jacente) possède la plus grande épaisseur

possible, afin d'assurer une filtration maximale du lessivat.

Sera à proscrire tout dépôt sur sous-sol rocheux fissuré, si celui-ci contient des eaux souterraines utilisées pour l'alimentation et prélevées à l'aval du dépôt. Il faudra aussi se prémunir contre de possibles infiltrations d'eau et de gaz à travers les parois latérales (fissurées ou sableuses) des décharges. A cet effet on pourra interposer un corroi d'argile entre ces parois et les ordures ménagères.

S'il s'avère indispensable, pour protéger les eaux souterraines, d'assurer l'étanchéité de la base et des parois de la décharge (MATTHESS G., 1976) il conviendra d'éliminer les aires en béton (coût élevé et dangers de fissuration par tassement). Il est recommandé d'appliquer soit une couche d'asphalte ou de bitume, soit un assemblage de plaques de matières synthétiques. Notamment, les plaques de polyéthylène "basse pression" (soudées entre elles sur le chantier) résistent à de nombreux solvants organiques, aux solutions aqueuses d'acides et de bases et ne sont pas attaquées par les bactéries. Il conviendra de mettre en place au-dessus des plaques d'étanchéité, une couche de sable et de gravier, un ensemble de drains et, pour couvrir le tout, une couche de protection contre les dommages mécaniques. Les eaux drainées seront collectées et évacuées vers une station de traitement appropriée.

B. POLLUTION PAR LES IONS MINÉRAUX FONDAMENTAUX

D'ORIGINE AGRICOLE

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

1. POLLUTION ANIMALE

1.1. Sources de pollution

Les principales sources de pollution animale sont les fosses à purins non étanches, les fumiers, les eaux de lavage des étables, les eaux de ruissellement des parcs à bestiaux ou des cours de fermes.

1.2. Exemple de pollution (GILLHAM R.W. et al., 1969)

Sur des alluvions (limons et graviers) de 5 m 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 et 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.

2. POLLUTION PAR ENGRAIS

2.1. Sources de pollution

Les engrais les plus fréquemment utilisés, en agriculture intensive, sont les nitrates.

2.2. Exemples de pollution

Dans les eaux souterraines allemandes de la région du Rhin et de Hesse Rhénane, on a trouvé des valeurs maximales 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 pluie n'est pas abondante. Les vignobles reçoivent 1770 kg/ha par an 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.

En France, dans la nappe des calcaires de Beauce, on observe des teneurs en nitrates allant jusqu'à 47 et 55 mg/l (BOUCETTA M., 1977).

2.3. Dégradation biologique et adsorption

La dégradation biologique dans le sol réduit notablement le passage des nitrates dans la nappe. Dans les 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 %).

L'adsorption n'a pas d'influence sur la propagation des nitrates (contrairement à ce qui se passe pour celle de l'azote ammoniacal).

C. POLLUTION PAR LES IONS MINÉRAUX FONDAMENTAUX

D'ORIGINE INDUSTRIELLE

1. SOURCES DE POLLUTION

Les principales sources de pollution sont :

- les saumures résultant de la dissolution de poches dans le sel gemme (aux fins de stockage souterrain) ;
- les résidus d'extraction des mines de potasse (qui sont constituées en Alsace de 85 % de chlorures de sodium et de 15 % d'argiles et insolubles) ;
- les terrils d'exploitation de soudières ;
- les rejets de saumures des champs pétrolifères qui peuvent contenir 60 000 à 85 000 ppm de chlorures (KRIEGER R.A., 1961) ;
- les fuites provenant de canalisations : saumoducs (COLLIN J.J., 1967 ; MICHEL R. et LETOURNEUR J., 1971, p. 388) ;
- les court-circuitages entre nappes d'eau douce et nappe saumâtre à l'occasion de forages pétroliers ou de forages de lessivage pour l'exploitation de certaines évaporites ;
- à une moindre échelle, l'infiltration du sel répandu sur les routes en hiver et gagnant, par infiltration dans la nappe, les puits voisins (DUPUIS J.D., 1974).

2. EXEMPLE DE POLLUTION PAR SAUMURES

Aux mines domaniales de potasse d'Alsace exploitées dans la région de Mulhouse (SIMLER L., 1974), les rejets salins 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 deux puits de la ville de Colmar, profonds de 8 et 28 m, contenaient moins de 20 mg/l de chlorures avant 1921 ; ils 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, pour atteindre 300 mg en 1973. Cette pollution ne semble pas affecter aussi fortement 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 ; mais elle atteignait 180 mg/l en 1973.

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 important lessivat. A l'aval (en écoulement souterrain) des terrils, les teneurs dans la nappe (observées dans des puits domestiques, des piézomètres et des gravières), atteignent 20 à 35 g/l. Il s'agit là d'une contamination massive.

La quantité de sels infiltrée annuellement à partir des terrils est en moyenne de 75 kg de sels par mètre carré de superficie de terril, pendant l'année de mesure 1972-1973. Le chiffre peut atteindre 100 kg/m² pour les bassins à boue. L'extrapolation en année moyenne, au niveau du bassin, conduit au chiffre de 150 000 tonnes de sel. Ces saumures s'enfoncent en colonnes presque verticales jusqu'au substratum, au niveau duquel elles tendent à se déplacer dans le sens de la nappe.

Des études entreprises par le Service géologique d'Alsace-Lorraine ont comporté notamment :

- des schémas théoriques du mécanisme de la salure (UNGE-MACH P. et al., 1969) portant sur un modèle mathématique de dilution, dans le cas d'échange rivière-nappe et sur un modèle mathématique de dispersion pour l'étude de la propagation sous les terrils ;

- des études sur modèles physiques, par le Laboratoire de Mécanique des Fluides de Strashourg (VAUCOULOUX M., 1966 ; AMIRSADRI A., 1967 ; ZILLIOX L. 1969) d'après lesquelles l'extension maximale des saumures au contact du substratum serait de

20 km.

Divers remèdes ont été étudiés pour lutter contre cette pollution de la nappe. L'utilisation des sels résiduaux pour remblayer les galeries de fond a dû être abandonnée : la forte température de la mine n'est supportable que dans un air sec. Le transport par chalands rhénans jusqu'en mer du Nord est économiquement impensable. Une solution en cours d'études est la mise en terrils sur aire étanche, totalement isolée de la nappe. On projette aussi l'enfouissement des saumures dans des horizons géologiques adéquats. Pour les terrils existants, leur couverture étanche, un moment proposée, a dû être abandonnée en raison du coût prohibitif de ce procédé. Reste le pompage intensif à l'aval des terrils (un puits pilote ayant donné des résultats très encourageants) et le rejet contrôlé dans les eaux du Rhin après valorisation éventuelle dans les fabriques (GENDRIN P., TALEB R., 1977).

D. CONCLUSION

La pollution par les ions minéraux d'origine industrielle est celle qui a été la plus étudiée, notamment en France.

Il existe aussi plusieurs études, surtout étrangères, sur la pollution issue des décharges d'ordures ménagères.

Par contre, nous ne disposons que de peu d'études de même importance sur la pollution urbaine (issue des rejets en puits perdus par exemple) ou sur la pollution d'origine animale en milieu rural. Il y a là une lacune que nous nous efforcerons de combler.

C h a p i t r e I I I

P O L L U T I O N P A R L E S S U B S T A N C E S

T O X I Q U E S E T I N D E S I R A B L E S

De tels cas de pollution ont, la plupart du temps, pour origine des eaux usées industrielles. Ils sont moins fréquents que les cas de pollution par les ions minéraux fondamentaux mais peuvent être plus dangereux.

Les substances indésirable mais non toxiques comprennent les métaux suivants : aluminium, cuivre, fer, manganèse, zinc.

Les substances toxiques sont surtout représentées par les éléments suivants : argent, arsenic, baryum, cadmium, chrome, hexavalent, cyanure, fluor, mercure, plomb, sélénium.

1. S O L U B I L I T E

1.1. Solubilité des substances indésirables

Les chlorures, nitrates et sulfates de ces substances sont solubles (100 à 1 000 g/l), la plupart des autres sels étant insolubles (Anonyme S W Q C B C, 1963 a).

Un mélange d'hydroxydes de métaux (Cr, Cu, Fe, Ni, Zn) et d'ordures ménagères (BUCKSTEEG W., 1967) lessivé par des eaux contenant du CO₂ en quantités croissantes, a donné une augmentation parallèle des mises en solution, notamment pour le cuivre et le nickel.

Le problème du fer a été évoqué lors de l'étude sur les décharges d'ordures ménagères.

1.2. Solubilité des substances toxiques

Les sels des substances toxiques sont souvent peu solubles (moins de 10 g/l) ou insolubles), sauf tous les nitrates (de 10 à plus de 10 000 mg/l), les chlorures de Ba et ceux de Cd, les sulfates de Cd et de Cr, les fluorures de Ag et de As.

De nombreux arséniates et les chromates de Ca, Mg, Na et K sont très solubles.

Par contre le mercure a peu de chance de subsister sous forme dissoute dans la nappe : il précipite rapidement en sulfure ou en oxyde (LETOLLE R. et al., 1977).

2. NORMES DE POTABILITE

2.1. Substances non toxiques indésirables

Le tableau ci-après résume les normes utilisées par les U.S.A., l'O.M.S. et la France, pour les substances minérales non toxiques (teneurs exprimées en mg/l).

SUBSTANCES	Bonne eau pour teneurs inférieures à		Mauvaise eau pour teneurs supérieures à		
	O.M.S.	U.S.A.	FRANCE	U.S.A.	O.M.S.
Aluminium (Al)	--	0,05	--	--	--
Cuivre (Cu)	1	0,2	1,0	1,0	1,5
Fer (Fe)	0,3	0,05	0,3	0,3	1
Manganèse (Mn)	0,1	0,01	0,1	0,05	0,5
Zinc (Zn)	5	1,0	5	5	15

2.2. Substances toxiques

Le tableau ci-dessous résume les normes utilisées par les U.S.A., l'O.M.S. et la France, pour les substances toxiques dans l'eau potable (teneurs exprimées en mg/l).

L'eau est à rejeter pour des teneurs supérieures à celles portées dans le tableau, car il pourrait alors se manifester des effets sur la santé du consommateur.

Dans la première colonne, on a porté les normes de l'eau idéale de consommation, définie aux U.S.A., pour des teneurs inférieures à celles indiquées.

SUBSTANCES	Bonne eau pour teneurs inférieures à	Eau à rejeter pour teneurs supérieures à		
	U.S.A.	U.S.A.	France	Internat. O.M.S. 1965
Argent (Ag)	0,02	0,05	--	--
Arsenic (As)	0,01	0,05	0,05	0,05
Baryum (Ba)	0,5	1,00	--	1,00
Cadmium (Cd)	0,01	0,01	--	0,01
Chrome (Cr ⁺⁶)	0,01	0,05	doses infér. au seuil de détermination analytique	0,05
Cyanure (CN)	0,01	0,20	"	0,20
Fluor (F)	1,2 - 0,7	1,7 - 0,8	1,00	1,5
Plomb (Pb)	0,03	0,05	0,10	0,05
Sélénium (Se)	0,01	0,01	0,05	0,01
				Pas classé toxique.

3. SOURCES DE POLLUTION

3.1. Sources de pollution et leurs substances indésirables

Les principales sources de pollution sont notées dans le tableau ci-dessous.

	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Alliages		X		X	
Céramique Verrerie				X	
Chimie			X		
Colorants	X		X	X	X
Cosmétique					X
Désinfection	X				
Galvanoplastie		X			
Mines (eaux résiduaires)			X		
Papeterie	X				
Pesticides		X			X
Peinture Vernis				X	
Pharmacie					X
Photographie		X			
Station d'épuration			X		
Tannerie	X	X			
Textile		X			

L'industrie utilisant le plus de substances indésirables est celle des colorants.

3.2. Sources de pollution et leurs substances toxiques

Les principales sources de pollution sont indiquées dans le tableau ci-dessous :

	Ag	As	Ba	Cd	Cr+6	CN	F	Pb	Se
Alliages				X					
Céramique Verrerie		X	X	X					
Colorants		X							X
Electricité									X
Galvanoplastie	X			X	X	X			
Gaz Essence								X	
Métallurgie		X							
Peinture			X						X
Pesticides		X		X					
Photographie				X					
Tannerie		X							

Les industries utilisant le plus de substances toxiques sont la galvanoplastie, ainsi que la céramique et la verrerie.

4. EXEMPLE DE POLLUTION

Dans les alluvions de la vallée du Rhône, la pollution massive d'une zone de captages par Fe (1,25 mg/l) et Mn (2 mg/l) a eu pour origine un dépôt de 600 tonnes de pêches dans une ancienne gravière voisine. Deux reconstitutions expérimentales du phénomène ont nettement confirmé cette source de pollution inattendue (DAVID L., MONGEREAU N., VIAL J., 1972).

Les exemples de pollution de la nappe par les substances toxiques sont rares et sont presque toujours citées dans des publications américaines (U.S.A.). Dans la plupart des cas, il s'agit de chrome provenant d'usines de galvanoplastie (eaux usées, dépôts). Les teneurs observées dans la nappe varient de quelques ppm à une quinzaine de ppm.

Il a été noté (DEUTSCH M., 1963) la présence de 10 ppm de chrome dans la neige, en bordure de routes traitées avec du sel contenant un anti-routage à base de chrome (Kent Country, Michigan, U.S.A.). L'addition de chrome au sel fut interdite, pour protéger la nappe.

Le même auteur indique, comme sources de pollution, les fumées d'une usine de galvanoplastie qui déposaient du chrome :

- sur les toits de l'usine d'où les eaux pluviales l'entraînaient vers la nappe par l'intermédiaire d'un puits perdu,
- sur le sol, d'où il passait par infiltration dans les nappes.

5. CONCLUSION

Dans l'ensemble, les substances minérales toxiques sont moins solubles que les autres. Cette propriété atténue sensiblement les inconvénients pouvant résulter d'apports polluants toxiques dans les eaux souterraines.

C h a p i t r e I V

P O L L U T I O N P A R

L E S H Y D R O C A R B U R E S

Les cas de pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures deviennent de plus en plus nombreux.

1. DEFINITION

Au sens strict du terme, les hydrocarbures sont des composés organiques comportant uniquement des atomes de carbone et d'hydrogène.

Les hydrocarbures comprennent surtout les pétroles, les bitumes, les gaz naturels et certains dérivés du charbon.

Selon le mode d'assemblage des molécules de carbone, on distingue 3 grandes classes :

- les aliphatiques, composés de chaînes (dont les alcanes qui ne possèdent que des liaisons simples et ont pour formule générale : $C_n H_{2n+2}$) ;
- les alicycliques, composés de cycles ;
- les aromatiques, composés d'assemblages de cycles (dont le benzène).

Les phénols sont des hydrocarbures aromatiques dans lesquels a été substitué un groupement hydroxyde (OH) à un hydrogène (H). Le cas de phénols sera traité avec celui des hydrocarbures.

2. PROPRIETES PHYSIQUES

Les hydrocarbures ont des propriétés physiques bien particulières, qui conditionnent leur mode spécial de propagation en zones non saturée et saturée.

2.1. Masse volumique

La masse volumique des alcanes varie de 0,424 à 0,8 g/cm³ (suivant la grosseur des molécules) et celle du benzène est de 0,9 g/cm³. Les pétroles bruts ont des masses volumiques de 0,7 à un peu moins de 1 g/cm³, qui est celle de l'eau (BECKSMANN E. et al., 1965). L'essence flotte sur l'eau.

2.2. Viscosité

La viscosité de l'eau pure à 15° C est de 1,1 centipoise.

Les essences sont moins visqueuses que l'eau (hexane : 0,4 cp à 15° C, benzène : 0,7 cp à 15° C), mais toutes les huiles sont plus visqueuses (huile pour machine : 114 à 660 cp à 16° C).

En conséquence de ces viscosités, l'essence peut s'infiltrer jusqu'à 10 fois plus vite que l'eau (BABOT Y. et al., 1969 a).

2.3. Solubilité

Les hydrocarbures sont peu solubles dans l'eau, mais suffisamment pour polluer des volumes importants (notamment en raison de leur odeur prononcée). Le benzène a l'une des plus grandes solubilités : 800 mg/l ; l'essence : 100 à 200 mg/l ; le fuel : 20 mg/l ; l'huile lourde : 5 mg/l (BABOT Y. et al., 1972).

Dans l'ensemble, les hydrocarbures sont d'autant plus solubles qu'ils possèdent moins d'atomes de carbones, et les aromatiques sont plus solubles que les aliphatiques (BILLIB H. et al., 1968).

2.4. Goût, odeur

Les hydrocarbures donnent à l'eau un goût et une odeur très désagréables.

Le seuil de détection au goût est plus élevé que le seuil de l'odeur. Ce dernier est de :

- 0,00005 mg/l pour l'essence (avec additif) ;
- 0,0005 mg/l pour le fuel diesel ;
- 0,22 à 0,55 mg/l pour le mazout ;
- 0,5 mg/l pour l'huile de boîte de vitesse ;
- 1 mg/l pour l'huile de moteur ;
- 2 mg/l pour le benzène.

On constate donc que les essences sont les plus odorantes.

Les phénols ont un seuil de détection à l'odeur de 1 mg/l. Mais après traitement de l'eau de boisson par chloration, ils se transforment en chlorophénols, dont le seuil de détection à l'odeur est beaucoup plus bas : 0,002 mg/l.

2.5. Toxicité et normes

La toxicité des hydrocarbures est faible dans l'ensemble.

Mais certains sont cancérigènes (3-4 benzopyrène et homologues) : ceux qui proviennent des goudrons de houille (macadam des chaussées), des huiles et gaz d'échappement des moteurs,

des poussières d'imbrûlés industriels (HEUSGHEM C. et al., 1966).

Des expériences ont montré que les hydrocarbures avalés avec de la nourriture n'altéraient pas la santé, mais qu'ils devenaient nocifs s'ils étaient mélangés en émulsion avec des détergents (BECKSMANN E. et al., 1965).

Les phénols ne semblent pas spécialement toxiques pour l'homme, mais le sont à partir de 1 à 5 mg/l pour les poissons (Anonyme PHS, 1962).

La seule norme valable pour les hydrocarbures est qu'ils ne confèrent à l'eau ni goût, ni odeur.

Pour les phénols, l'O.M.S. en a fixé, en 1965, la teneur admissible à 0,001 mg/l.

3. SOURCES DE POLLUTION

Les principales sources de pollution par hydrocarbures sont échelonnées tout au long de leurs divers stades de production et d'utilisation :

- forages de recherche ou de production non maîtrisés ou ayant une mauvaise étanchéité ;
- raffineries de pétrole sujettes à des fuites souterraines (conduites) ou autres ;
- stockage industriel superficiel ou souterrain, présentant une mauvaise étanchéité vis-à-vis du terrain ;
- transport par oléoducs : fuites par camions-citernes ou par wagons-réservoirs : renversements par suite d'accidents ;
- déchargement, distribution au niveau d'un réservoir industriel, comme d'une citerne de station-service ou de particuliers : mauvais raccordements, débordements ;
- stockages privés sans cesse croissants, qui doivent être, en France, conformes aux directives de la circulaire ministérielle du 17 avril 1975 relative aux réservoirs enterrés dans lesquels sont emmagasinés des liquides inflammables.

Une source de pollution non négligeable est le rejet des huiles usées. Sur 370 000 tonnes d'huiles usées en France, au cours de 1967, 78 % étaient techniquement récupérables et 25,6 % ont été effectivement ramassées. Le reste est rejeté dans les cours d'eau, des puits perdus, des décharges ou à l'égout (BRASSART, 1969). En Allemagne de l'Ouest, 58 % des huiles usées sont actuellement récupérées et l'objectif à court terme est de porter ce chiffre à 85 % (BABOT Y. et al., 1969 b).

Les pollutions par phénols proviennent surtout de l'eau de lavage de cokeries (15 g/l) qu'une récupération poussée ne ramène qu'à 1 g/l, ce qui suffit à provoquer des contaminations d'eau souterraine (HEUSGHEM C. et al., 1966). D'autres sources sont les distilleries de goudrons, les fabriques de matières plastiques et de colorants.

Les pollutions massives et localisées d'hydrocarbures sont spectaculaires (renversements de camions-citernes ruptures d'oléoducs, explosion de réservoirs), mais la pollution chronique étendue, due aux rejets d'huiles usées, aux fuites de cuves enterrees, au lessivage des chaussées macadamisées etc., présente des effets cumulatifs qui ne sont pas négligeables avec le temps et peuvent devenir dangereux.

4. PROPAGATION EN ZONE NON SATURÉE

L'infiltration dépendra des caractéristiques physiques de l'hydrocarbure (densité, viscosité) et des caractéristiques hydrogéologiques 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.

4.1. 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" ; elle varie en fonction de la porosité. Les valeurs suivantes sont données (BABOT Y. et al. 1969 b ; MULL. R., 1970) :

Nature du fluide	Saturation résiduelle % du volume des pores	Terrains
Mazout	2,5 %	Limon loessique
Fuel	10 %	Pierre ponce
Pétrole brut	0,5 à 6 %	Silt
Mazout	5 %	Terrains à fortes teneurs en eau

4.2. 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-t-elle 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 (BEYER W. et al., 1967).

Les hydrocarbures ne se propageraient moins vite que l'eau dans des terrains à plus forte granulométrie (sable moyen) et ayant des teneurs en eau non négligeables, ainsi qu'en témoignent les mesures en laboratoire suivantes (BEYER W., 1965) :

Type de sol	Terrain p(g/cm ³)	m %	Teneur en eau		Coefficient de perméabilité			
			% poids	% volume	Eau	Es- sence	Fuel	m/s
<u>Sable moyen</u> d10 = 0,21 d60 = 0,50	1,75	34,0	0,2 18,2	0,35 31,8	1,8 1,8	2,0 0,06	0,8 0,04	10 ⁻⁴
<u>Limon sableux</u> d10 = 0,003 d60 = 0,043	1,899	30,0	0,9 14,0 15,5	1,7 26,4 29,3	1,3 1,3 1,3	49,7 29,0 1,8	19,4 32,0 1,7	10 ⁻⁹

4.3. 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 (BARTZ J. et al., 1967) de 100 l de mazout EL 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 EL) ;
- 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.

4.4. Evaluation quantitative de l'infiltration dans le sol

La profondeur maximale de pénétration des hydrocarbures dans un sol perméable est donnée approximativement (GATELLIER C. et al., 1974) par la formule :

$$D = K \times \frac{V}{A}$$

Si les hydrocarbures atteignent la nappe libre, le volume de produit polluant retenu dans la zone non saturée est estimé à :

$$V_c = \frac{A \times D}{K}$$

Dans les équations ci-dessus :

- D = profondeur de pénétration des hydrocarbures, en m ;
- V = volume des hydrocarbures infiltrés, en m³ ;
- V_c = volume des hydrocarbures retenus dans le sol, en m³ ;
- A = surface d'infiltration en m² ;
- d = profondeur de la surface piézométrique, en m ;
- K = constante qui dépend de la capacité de rétention R du sol (1/m³) et d'un facteur de correction k lié à la viscosité des produits (voir le tableau ci-après) :

Sol	R 1/m ³	K = $\frac{1000}{R \times k}$			F mm
		Essence (k=0,5)	Kérosène Gasole (k=1)	Fuel léger (k=2)	
Cailloux Graviers grossiers	5	400	200	100	5
Graviers Sables grossiers	8	250	125	60	8
Sables moyens et grossiers	15	130	65	30	12
Sables fins à moyens	25	80	40	20	20
Sables fins Silt	40	50	25	10	40

N.B. - Pour les valeurs de F, voir le sous-chapitre suivant.

4.5. Dégradation biologique

La décomposition des hydrocarbures est 100 fois moins lente dans des conditions aérobies que dans des conditions anaérobies (BABOT Y. et al, 1969 b). Cette décomposition résulte d'une oxydation chimique et d'une dégradation biologique. Cette dernière est favorisée par une forte oxydation et par la présence de sels nutritifs dans le sol, notamment de l'azote (GATELLIER C. et al., 1974). La décomposition donne finalement du gaz carbonique et de l'eau.

Des essais en laboratoire (BREBION G. et al., 1967) sur la décomposition d'un effluent phénolé, par des micro-organismes 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 dégra-

dables (égout urbain).

5. PROPAGATION EN ZONE SATURÉE

Dans la propagation en zone saturée, il convient de distinguer la migration des hydrocarbures en tant que phase (que nous étudierons dans ce paragraphe) et le déplacement des éléments solubles libérés (que nous étudierons dans le paragraphe suivant).

5.1. 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 (LIPPOK W., 1966).

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.

L'extension maximale de la lentille au toit de la nappe peut être estimée (GATTELIER C. et al., 1974) à :

$$S = \frac{1000 (V - V_c)}{F}$$

Dans l'équation ci-dessus :

- S = surface maximale de la lentille au toit de la nappe, en m² ;
- F = épaisseur de la phase huileuse de la lentille, en mm, donnée dans le tableau ci-dessus ;
- V et V_c ont été définis ci-dessus (sous-chapitre précédent).

Prenons un exemple : un camion semi-remorque transportant du gas-oil se renverse : 50 m³ s'infiltrent dans un terrain de gros graviers. La nappe phréatique est très proche. La surface maximale d'étalement au toit de la nappe sera de 10 000 m², soit un cercle d'un diamètre de 110 m environ.

5.2. Propagation des 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 du terrain.

5.3. Conséquences des fluctuations de la 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 (DRACOS Th., 1966, LIPPOK W., 1966) qu'"in situ" (RUBELT C.H. et al., 1967 ; SCHWILLE F., 1966) mais joue peu sur la propagation des hydrocarbures (BARTZ J. et al., 1966).

5.4. Exemple de pollution de la nappe

Deux cas de pollution de la nappe ont été étudiés in situ (BARTZ J. et al., 1970) 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 deux cas :

- dans le premier (3570 l) : 20 m après 4 mois ;
- dans le second (3000 l) : 17 m 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 deux cas : 2 m dans le premier et 1,85 m dans le second.

5.5. Pollution des terrains fissurés

Tous les résultats ci-dessus proviennent de terrains poreux où l'écoulement est laminaire. Dans les roches fissurées et karstifiées, où l'écoulement est plus fréquemment turbulent, les hydrocarbures se propageront à la même vitesse que l'eau souterraine (ZIMMERMANN W., 1964) cite un parcours de 2 à 3 km en 160 à 180 jours, par de l'essence dans du calcaire.

6. 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 (BARTZ J. et al., 1966), augmentant ainsi leur odeur et leur pouvoir de dissolution et occasionnant une persistance importante de la pollution.

Récemment encore, on admettait, pour un produit pétrolier donné, la notion de constante d'échange E, telle que : $m = ES$ (m = masse d'hydrocarbures dissous par unité de temps ; S = surface de contact entre eau et le produit pétrolier). Or des essais en laboratoire sur matrice poreuses (ZILLIOX L., 1976) avec des produits usuels (essence, mazout) montrent que E croît avec la vitesse de circulation de l'eau dans le milieu poreux.

Si bien que la concentration d'hydrocarbures dans l'eau souterraine varie peu avec la vitesse d'écoulement de cette dernière.

6.1. Exemple de pollution

Dans le premier cas, cité plus haut (BARTZ J. et al., 1970), 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 m dans le premier cas et 80 m dans le second.

D'autres chiffres de distances parcourues sont cités (ZIMMERMANN, 1964 a) :

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

6.2. Persistance de la pollution

Des observations (SCHWILLE F., 1966) faites sur les 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 (ZIMMERMANN W., 1964) indiquent une persistance de 50 ans pour un résidu de goudrons à Andernach, et de plus de 70 ans pour du Kérosène à Langeood.

6.3. Traceurs optimaux

Les traceurs optimaux des hydrocarbures en solution sont les concentrations en phénols et en nitrites. L'odeur et le goût sont aussi de bons moyens de détection.

Il est à noter que l'oxygène dissous, l'oxydabilité au permanganate et les teneurs en nitrate 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'infrarouge (BARTZ J., et al., 1970).

7. 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.

7.1. 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 les produits du type EKOPERL), ou le brûlage de ce qui flotte à la surface de la nappe (mise à l'air libre à la suite de l'excavation des terres polluées).

Si la pollution est importante et étendue, sur un terrain poreux baigné par une nappe peu profonde, le meilleur moyen de récupérer les hydrocarbures est de creuser un fossé à l'aval de la zone polluée, jusqu'à la nappe phréatique. Le produit cir-

culant à la limite ou dans la frange capillaire passera dans le fossé où il sera récupéré (BOSSY G., 1976).

Dans le cas de pollutions massives, étendues, où l'intervention n'a pas été initiale, 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 (HUBER G., 1968 ; WILLIAMS D.E. et al., 1971) 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 (BABOT Y. et al., 1969 b).

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.

7.2. Prévention et protection

La prévention intervient aux différents stades d'utilisation des hydrocarbures : raffineries, oléoducs, stockages industriels et particuliers.

Dans les raffineries, les mesures de protection de la nappe sous-jacente consistent essentiellement en une étanchéité horizontale au sol et une étanchéité verticale dans le terrain (BOSSY G., 1976).

L'étanchéité horizontale peut être constituée par des dallages en béton ou des revêtements bitumineux (avec traitement anti-kérosène) ou encore par des membranes, de telle manière qu'un déversement accidentel puisse être collecté sans infiltration dans le sol. L'efficacité d'un tel système est liée à la bonne étanchéité du réseau d'égout qui le draine.

Une telle étanchéité horizontale est couramment pratiquée dans les zones à risques importants (unités de traitement, postes de chargement). L'étanchéité horizontale peut être aussi assurée naturellement par une couche argilo-limoneuse suffisamment épaisse (pour qu'elle ne soit pas traversée par les fondations et tranchées d'égouts ou de canalisations diverses), ou par une mini-nappe superposée à la nappe à protéger (et séparée d'elle par une couche peu perméable, par exemple).

Pour l'étanchéité verticale, il convient de prévoir autour de la raffinerie une enceinte étanche descendant jusqu'au niveau minimal de la nappe, les mesures de sécurité contre l'incendie prévoyant l'infiltration rapide des hydrocarbures dans le terrain naturel. Une solution élégante à ce problème d'enceinte souterraine étanche a été donnée à la raffinerie de Grandpuits, en Seine-et-Marne (LETOURNEUR J., MICHEL R., 1971, p. 389) ; une paroi continue de béton fut mise en place, descendant jusqu'au plus bas niveau d'étiage prévisible. Au-dessous, un simple écran d'injection raccorda la paroi au substratum imperméable : toujours à propos de cet écran vertical, il convient de noter que l'acier - qui est oléophile - est à prohiber : les hydrocarbures tendent à le contourner par la base (DRACOS Th., 1976). Le plus souvent l'étanchéité verticale est constituée par un voile souple en argile-ciment descendu jusqu'au substratum ; à l'intérieur de cette enceinte, un pompage maintient la nappe emprisonnée en légère dépression, empêchant ainsi toute fuite hydraulique vers l'extérieur (BOSSY G., 1976).

Pour les oléoducs, les mesures de préventions interviennent dès leur tracé, lors de l'étude du Géologue agréé (en France) : c'est ainsi qu'il sera demandé de passer à l'aval phréatique plutôt qu'à l'amont d'une zone de captage. Les mesures d'étanchéité renforcée interviendront tout particulièrement lorsqu'on ne pourra éviter que les oléoducs soient noyés dans la nappe : traversées sous-fluviales par exemple.

La multiplication des points de stockage souterrain (industries, chauffage des habitations) nécessite une stricte application de la réglementation, récemment refondue dans la cir-

culaire ministérielle du 17 avril 1975 (relative aux réservoirs enterrés dans lesquels sont emmagasinés des liquides inflammables) et qui prévoit notamment à l'article 4 : "la fosse et la dalle éventuelle qui la couvrent devront être étanches et construites en matériaux pouvant résister aux charges et poussées qu'elles seront appelées à supporter".

8. CONCLUSION

Plus la zone non saturée est épaisse, et plus sont réduits les risques de pollution de la nappe par des hydrocarbures infiltrés dans le terrain. Par contre, plus la zone non saturée est épaisse et plus la nappe - si elle est tout de même atteinte - sera polluée sur une surface agrandie.

Il convient de se méfier des effets à retardement de la pollution par des huiles lourdes : celles-ci se dégradent lentement en produits aromatiques, plus solubles et plus odorants.

C h a p i t r e V

P O L L U T I O N P A RLES D E T E R G E N T S

L'emploi des détergents a considérablement augmenté ces trente dernières années. Les détergents synthétiques représentaient 30 % des produits détersifs en 1950 et 80 % en 1964, les savons ordinaires continuant à être utilisés en quantités à peu près constantes (BABOT Y. et al., 1970).

1. D E F I N I T I O N - C L A S S I F I C A T I O N

Les détergents sont des produits tensio-actifs capables de nettoyer une surface solide des éléments qui la salissent (LECLERC E., 1971).

Leurs propriétés sont celles des produits tensio-actifs :

- mouillage (facilite la pénétration) ;
- émulsion (facilite la dispersion dans l'eau d'huiles, pesticides, etc...) ;
- moussage (facilite l'émulsion d'air et d'eau) ;
- détergence (facilite la mise en suspension des graisses) ;
- solubilisation.

Ces propriétés dépendent de la forme polarisée hydrophile et hydrophobe de la molécule.

Les détergents sont classés, d'après le caractère chimique de leurs molécules, en quatre familles : anionique, cationique, ampholyte, non ionique.

1.1. Les agents de surface anioniques

Ils représentent 80 à 90 % des détergents (GOLWER A. et al., 1970). Les détergents anioniques résultent de l'action d'un produit sulfurique sur des produits synthétiques contenant une longue chaîne hydrocarburée qui constitue l'anion hydrophobe. Les plus utilisés sont les A.B.S., ou alkybenzène sulfonates, à chaîne ramifiée difficilement biodégradable ; ces détergents sont progressivement remplacés par des produits à chaîne hydrocarbonée linéaire biodégradable : les L.A.S (linear alkylbenzène sulfonates), les S.A.S. (sodium alkane sulfonates).

1.2. Les agents de surface cationiques

Ils sont très peu utilisés comme détergents. Les groupes cationiques hydrophiles sont surtout des dérivés de l'ammoniac.

1.3. Les agents de surface ampholytes

Ils possèdent un ou plusieurs groupements fonctionnels et se comportent en agents anioniques en milieu basique et en agents cationiques en milieu acide.

1.4. Les agents de surface non ioniques

Ils possèdent un groupe hydrophobe organique et un groupement hydrophile constitué d'éthers oxydes.

2. TOXICITE - INCONVENIENTS - NORMES

Nous indiquons ci-après la toxicité, les inconvénients et les normes de potabilité des détergents.

2.1. Toxicité

L'absorption à hautes doses de détergents entraîne une irritation gastro-intestinale et une action diarrhéique et pré-molytiques, ainsi que certaines dermatoses (PATTON J., 1963 ; PRAT J. et al., 1964).

2.2. Inconvénients

Les inconvénients sont :

- la production de mousse (à partir de 0,5 mg/l) qui est stable à partir de 2 à 3 mg/l pour les A.B.S., cette stabilité augmentant quand la température baisse ;
- le goût et l'odeur dont le seuil se situe vers 2 mg/l avec les adjuvants parfumés et vers 40 à 50 mg/l sans ces adjuvants ;
- leur opposition à la floculation dans les stations d'épuration ;
- leur opposition à la réoxygénation de l'eau pour des concentrations supérieures à 10 mg/l (PATTON J., 1963).

2.3. Normes de potabilité

La teneur maximale permmissible a été fixée à 0,5 mg/l aux U.S.A.

3. SOURCES DE POLLUTION

Les principales sources de pollution sont les eaux d'égouts, qui comprennent les eaux ménagères (environ 10 mg/l d'A.B.S.). Les rejets dans le sol peuvent se faire au niveau de la station d'épuration, mais aussi par puits perdus privés, qui représentent la majorité des sources de pollution inventoriées aux U.S.A. (CAMPENNI L.G., 1961, FLYNN J.M., 1958, NICHOLS M.S. et al., 1961 ; PERLMUTTER R.N.M. et al., 1964 ; Anonyme S.W.Q.C.B.C., 1965 a).

Les autres sources de pollution sont des usines fabriquant ou utilisant des détergents (STROHL G. W., 1966) et des blanchisseries (FLYNN J. M., 1961).

4. PROPAGATION DES DETERGENTS EN ZONE NON SATUREE

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 (HAMMERTON C., 1962).

4.1. Adsorption

L'adsorption des détergents sur les argiles est négligeable (WAYMANN C.H. et al., 1963 b, c). Mais la présence de matières organiques accroît la fixation : des boues contenant 50 % de matières organiques retiennent 50 à 90 % des A.B.S. (WAYMANN C. H. et al., 1966). Cependant, le pourcentage d'A.B.S. retenus dans le sol diminue avec le temps, allant même jusqu'au rejet. Ainsi (LECLERC E., 1971) 80 % des produits adsorbés sont restitués à la suite d'un lessivage par des eaux infiltrées exemptes de détergents.

4.2. Dégradation biologique

L'appauvrissement en détergents est surtout dû à la dégradation 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 (ROBECK G.G., 1963) 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.

4.3. Exemple de pollution

Le cas de pollution de la vallée de Santa Ana, en aval de la ville de San Bernardino (Anonyme S.W.G.C.B.C., 1965 a) est un exemple caractéristique.

La plupart du temps, la rivière Santa Ana est uniquement constituée par les eaux résiduaires (4 à 5,4 mg/l d'A.B.S.) provenant de quatre stations d'épuration.

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.

5. PROPAGATION DES DETERGENTS EN ZONE SATUREE

La présence de détergents dans les eaux usées augmente la vitesse de filtration dans les terrains dont le coefficient de perméabilité est supérieure à 10^{-4} m/s et la diminue dans ceux où elle est inférieure à $5 \cdot 10^{-5}$ m/s (PRAT J., 1964).

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 (WAYMANN C.H. et al., 1966).

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 (HARMESON R.H., 1961).

Dans l'exemple de la vallée de Santa Ana cité plus haut (Anonyme S.W.Q.C.B.C., 1965 a), 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.

6. CONCLUSION

La dégradation biologique des détergents est surtout importante dans les premiers décimètres du sol, où abondent matières organiques et bactéries. En revanche, la biodégradation des détergents est très faible au sein de la nappe.

Chapitre VI

POLLUTION PAR

LES PESTICIDES

L'emploi des pesticides a pris des proportions très importantes ces dernières décennies, mais les données bibliographiques sur ce sujet sont succinctes.

1. DEFINITION - CLASSIFICATION

Les pesticides (du mot anglais "pest" : insecte ou plante nuisible) sont des substances naturelles ou synthétiques utilisées pour protéger l'homme et sa production agricole et industrielle contre des animaux (insectes, nématodes) ou des végétaux destructeurs ou propagateurs de maladies (COLAS A., 1970).

D'après leur usage on distingue (PAYOT P.H., 1966) :

- les insecticides = un peu moins de la moitié ;
- les herbicides = 25 % ;
- les fongicides = 25 % ;
- les rodenticides , nématicides et autres : quelques % .

Les pesticides synthétiques sont en pleine développement. En 1962, on distinguait déjà 500 types de pesticides avec 54 000 formulations.

D'après leur composition chimique, qui influe directement sur leurs propriétés et leurs toxicités, on distingue :

- les composés organo-chlorés, qui sont les plus utilisés : D.D.T., lindane, aldrine, dieldrine, γ HCH, heptachlore, toxaphène, chlordane ; ce sont surtout des insecticides ;

- les composés organo-phosphorés : parathion, malathion, diazinon, phosdrine... utilisés comme insecticides et herbicides ;

- les carbamates et thiocarbamates : ferbam, nabam, zineb, ziram (fongicides) ; sevin, carbofuran... (insecticides) ;

- les dérivés nitrés, thionitrés, triazines, utilisés comme herbicides et insecticides ;

- les phénoxyacétiques : le 2,4-D, le 2,4,5-T, le MCPA, le TBA, le TCA utilisés comme herbicides ;

- les composés organiques de l'urée et de la thiourée (herbicides) : monuron, diuron, néburon, dowicide, fémuron ;

- les composés mélangés (herbicides aquatiques, raticides, larvicides) : pyrethrum, sulfonate d'ammonium, strychnine, A.M.S., diquat, fénac ;

- les substances minérales : à base de fluor et de silice (insecticides) ; dérivés du soufre (larvicides, fongicides) ; sulfate de cuivre (traitement de la vigne) ; dérivés de l'arsenic et de l'acide cyanhydrique ;

- les insecticides biologiques (tels que la thuricide) et les hormones végétales de synthèse (herbicides).

2. TOXICITE ET NORMES

2.1. Toxicité

Pour l'homme, plutôt que des formes accidentelles d'intoxication aiguë, il faut craindre l'intoxication chronique due à l'ingestion continue de faibles quantités qui sont cumulatives dans l'organisme (tissus adipeux : 12 ppm de D.D.T. en moyenne aux U.S.A.). Les pesticides organo-chlorés sont très dangereux. Les produits organo-phosphorés le sont plus encore (Anonyme, IPAG, 1963).

Les poissons sont cent fois plus sensibles aux pesticides organo-chlorés qu'organo-phosphorés et deux mille à trois mille fois plus affectés par les insecticides que par les herbicides (LERENARD A., 1966).

L'action de la dieldrine sur des rats entraîne des troubles hépatiques (tumeurs), une perte de la fécondité et une mortalité élevée des jeunes.

2.2. Normes

L'O.M.S. a fixé la dose admissible de pesticides dans l'alimentation humaine ; elle est de 0,1 mg/kg (de poids corporel de l'homme) par jour. Par exemple, un individu pesant 70 kg pourra absorber quotidiennement 7 mg de pesticides.

En France, le critère de pollution de l'eau destinée à l'alimentation humaine est basé sur le goût et l'odeur (souvent celui du solvant) que le pesticide donne à cette eau, soit un seuil de 3 ppm pour 2,4 - D sel de Na, 1 ppm pour l'aldrine, 0,05 ppm pour le chlordane, 0,07 ppm pour l'heptachlore (GAMRASNI M.A., 1968).

3. SOURCES DE POLLUTION

Les pesticides sont largement répandus dans la nature du fait de leur usage en agriculture. Ils peuvent gagner les eaux souterraines par infiltration dans le sol, ou par l'intermédiaire des eaux de surface.

Les eaux résiduaires ou les déchets entreposés provenant des usines de pesticides sont les sources de pollution les plus caractéristiques. Les papeteries (moisissures) et les conserveries rejettent aussi des pesticides.

Les déversements accidentels (camions, sacs) peuvent créer une pollution massive locale. Un sac de pesticide déversé dans une rivière peut tuer les poissons sur des dizaines de kilomètres (GAMRASNI M.A., 1968).

4. PROPAGATION DES PESTICIDES EN ZONE NON SATURÉE

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

4.1. 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).

Dans le tableau suivant HASCOET M., JAMET P. et al., (1974) est indiquée la solubilité de quelques insecticides et herbicides utilisés en France.

Nature de pesticide	Solubilité dans l'eau	
<u>INSECTICIDES</u>		
- <u>Organochlorés</u> :		
. D.D.T.	0,01 mg/l	
. lindane	10	
- <u>Organophosphorés</u> :		
. fonofos	13	- à 22° C
. parathion	24	- à 25° C
. carbophénothion	<40	- à 22° C
. diazinon	40	-
. chlorfenvinphos	145	- à 23° C
- <u>Carbamates</u> :		
. carbofuran	700	- à 25° C
. aldicarbe	6.000	- à 20° C
. oxamyl	280.000	-
<u>HERBICIDES</u>		
- <u>Triazines</u> :		
. atrazine	70	- à 25° C
. simazine	5	- à 25° C
- <u>Phénoxyacétiques</u> :		
. 2,4,5 T	278	- à 25° C
. 2,4 D	620	- à 25° C
. MCPA	825	-
- <u>Urées substituées</u> :		
. métabenzthiazuron	59	- à 20° C
. monuron	230	- à 25° C
- <u>Pyradazones</u> :		
. pyrazone	400	-

4.2. 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. Cette adsorption des pesticides est due à la matière organique et aux adsorbants minéraux. Parmi ces derniers l'argile joue un rôle très important ; les hydroxydes de fer et d'aluminium contribuent aussi grandement à l'adsorption des herbicides (CALVET R.,

TERCE M, 1977). Dans un sol issu de la moraine, pauvre en humus, portant des vignobles et traité depuis 11 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 (PAYOT, 1966).

4.3. 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 (SCHWARTZ H.G., 1967).

Les organo-phosphorés et les dérivés nitrés, en raison de leur apport en sels nutritifs, sont plus facilement dégradés. 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.

5. PROPAGATION DES PESTICIDES EN ZONE SATURÉE

La quantité soluble peut être soumise dans sa propagation aux phénomènes d'appauvrissement : adsorption, dégradations chimique et biologique.

5.1. Adsorption

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 (FAUST S.D. et al., 1964). Cette adsorption est en moyenne de 1 microgramme/gramme pour des concentrations de 1 ppb (BABOT Y., et al. 1970).

Les algues (HILL D.W. et al., 1967) adsorbent beaucoup plus d'organo-chlorés que la bentonite (10 à 50 fois plus pour le D.D.T.) et ce, de façon inversement proportionnelle à leur solubilité.

5.2. Dégradation chimique

Les pesticides organo-chlorés sont très difficilement hydrolysables, à l'inverse des organo-phosphorés. 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 (LERENARD A., 1966). Les produits de cette dégradation sont le plus souvent moins dangereux.

5.3. Dégradation biologique

Les pesticides organo-chlorés sembleraient moins difficilement dégradés en milieu anaérobie qu'aérobie. Mais ils se transforment en d'autres produits plus stables (heptachlore epoxyde par exemple). Dans la plupart des cas le produit de dégradation est moins toxique que le pesticide initial (BABOT Y. et al., 1969).

5.4. 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 pêcheurs de 14 ha, du parathion persistait au moins neuf mois avec des concentrations allant jusqu'à 0,4 ppm ; l'eau d'une source tributaire des infiltrations sur ce verger n'en contenait que 1,2 ppb. La nappe des "calcaires de Beauce", en dépit de l'intense activité agricole de cette région, ne contient pas de polluants provenant de pesticides (BOUCETTA M., 1977).

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 (FAUST S.D. et al., 1964).

6. CONCLUSION

Mis à part les cas exceptionnels de fortes pollutions accidentelles, les pesticides qui sont principalement détectés dans les eaux sont des insecticides organo-chlorés (D.D.T., lindane) et des herbicides de la famille des phénoxyacétiques (2,4-D, 2,4,5-T). Ces produits sont progressivement remplacés par d'autres, plus solubles (que les organo-chlorés, en particulier), mais biodégradables, donc moins persistants. Les pesticides d'origine agricole semblent donc être une source mineure de pollution des eaux (HASCOET M., JAMET P. et al., 1974).

BIBLIOTHÈQUE
INTERUNIVERSITAIRE
GRENOBLE - SCIENCES

Chapitre VII

POLLUTION PAR LES

SUBSTANCES RADIOACTIVES

L'usage récent de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques, et les mesures de protection rigoureuses qu'il nécessite posent des problèmes à un nombre croissant d'utilisateurs.

1. DEFINITION

Les substances radioactives sont caractérisées par l'instabilité de leurs noyaux qui se désintègrent (formation d'isotopes plus légers et plus stables et de métaux inertes. Cette désintégration est accompagnée par l'émission de particules α , β , et de rayonnement γ et X ; la première de celles-ci est la plus dangereuse, les deux dernières l'étant beaucoup moins. Les particules α proviennent des éléments lourds (à partir de Bi 210), qui ont par ailleurs la plus grande durée de vie (temps nécessaire à une réduction de 50 % de la radioactivité).

2. TOXICITE

Les ionisations produites par le choc des particules perturbent les molécules des tissus biologiques.

La toxicité sera d'autant plus grande :

- que l'ionisation sera importante, celle-ci allant dans l'ordre décroissant pour les particules α , β , les rayons

γ , X ;

- que la période sera grande ;

- que l'organotropisme des éléments (sélectivité de fixation en un point du corps) attaquera des parties plus vitales, ou très peu susceptibles d'élimination.

Le strontium, le radium, le thorium sont donc très toxiques : ils émettent des rayons α , ils ont une période importante, ils se fixent de préférence dans les os d'où ils sont très difficilement éliminés (BOUQUIAUX J. et al., 1966, JAMMET, 1956, Anonyme SWQCBC, 1963 b).

Les effets biologiques atteignent l'individu dans ses organes (cancers et mort prématurée) et dans sa descendance (par l'intermédiaire des gonades). Ce dernier effet peut entraîner des mutations généralement défavorables et irréversibles.

Les éléments radioactifs ont été classés en trois catégories de toxicité :

- les peu toxiques : Na^{24} , K^{42} , Mn^{56} , Co^{64} ... dont la période est inférieure à une semaine (β , γ) ;

- les moyennement toxiques : H^3 , C^{14} , P^{32} , S^{35} , Cl^{36} , Fe^{59} ... I^{131} , Cs^{137} ... dont la période est de une semaine à cent jours (β , γ) ;

- les très toxiques : Ca^{45} , Fe^{55} , Sr^{90} , Y^{91} , Ce^{144} , Bi^{210} , Ra^{226} , Ac^{227} , Pu^{239} ... dont la période est supérieure à cent jours et qui sont émetteurs de particules α à partir de Bi^{210} .

3. NORMES

Les normes s'expriment en dose E.B.R. (Efficacité biologique relative). Celle-ci est le produit de la dose absorbée en rad (1 rad = 100 erg/g de substance irradiée) par le coefficient E.B.R. (rapport entre la dose absorbée de rayons X et celle de la radiation ionisante produisant le même effet biologique). L'unité est le rem (Rad - Equivalent - Man).

Les concentrations maximales admises (C.M.A.) pour les travailleurs exposés sont :

- 5 rems/an, aux gonades et au corps entier ;
- 30 rems/an à la peau et à la thyroïde ;
- 15 rems/an aux autres tissus mous

et, en supposant une absorption de 2,2 l d'eau par individu et par jour (boisson et nourriture).

Pour la population non exposée, ces normes sont divisées par 10, et la dose maximale cumulée en trente ans ne doit pas excéder 5 rems par tête (BOUQUIAUX J. et al., 1966, DEGOT B., 1965, Anonyme SWQCBC, 1963 b).

4. SOURCES DE POLLUTION

Il existe une radioactivité qui ne peut être considérée comme une source de pollution, c'est la radioactivité naturelle ; elle provient surtout du potassium 40 et des produits de filiation de l'uranium et du thorium, dont le radium est le plus toxique (BOVARD P. et al., 1963). Les eaux souterraines peuvent dissoudre ces éléments radioactifs contenus dans les terrains qu'elles traversent. L'uranium, dans les eaux éloignées de tout gisement uranifère, existe en quantités très inférieures à la dose de tolérance, mais le radium peut parfois présenter des teneurs qui s'en approchent. Par contre le radon (gaz rare radioactif α provenant de la désintégration α du radium - 226), dans certaines régions éloignées de toute zone uranifère connue,

a des teneurs dépassant souvent et parfois très largement (jusqu'à 10 et même 30 fois) la dose de tolérance dite continue (COPPENS R. et CHAROY B., 1975).

Les deux principales sources de pollution sont dues :

- aux retombées radioactives ;
- aux rejets industriels (usine de traitement du minerai, usagers industriels), et notamment aux liquides infiltrés dans le sol au moyen de bassins.

5. PROPAGATION EN ZONE NON SATURÉE

Les retombées radioactives sont surtout constituées de strontium 90 (période : 25 ans), césium 137 (période : 30 ans) et iode 131. Ces éléments sont adsorbés par l'argile et les matières organiques du sol, mais à des degrés divers. Le strontium 90, qui a comme concurrents à l'adsorption le calcium et le magnésium (très répandus) est peu fixé et passe en quantité notable jusqu'aux eaux souterraines (WOLTER R. et al., 1965). Par contre, le césium 137, qui est en compétition avec le potassium (moins fréquent), est facilement retenu dans le terrain.

A Hanford, l'infiltration à travers 60 m de sol non saturé a éliminé par échanges de base le césium et même le strontium (BROWN D.J. et al., 1962).

L'efficacité de la fixation par la zone non saturée est notable : les eaux souterraines contiennent dans l'ensemble trente fois moins de strontium que les eaux de surface (WOLTER R. et al., 1965).

6. PROPAGATION EN ZONE SATURÉE

Les eaux souterraines soumises à l'infiltration des eaux de surface contiennent dix fois plus de strontium qu'ailleurs.

A Hanford, après seize années de rejet liquide dans le sol (BROWN D.J. et al., 1962) la pollution avait parcouru 16 km et s'étendait sur un front de 6,5 km ayant des teneurs de 8.10^{-8} à 10^{-6} microcuries/ml d'activité β (contre 10^{-4} microcuries/ml au droit du rejet souterrain).

7. PROTECTION

La protection de la nappe suppose le stockage des déchets radioactifs et le traitement des eaux polluées avant rejet au milieu naturel.

7.1. Stockage des déchets radioactifs

Les différents modes de stockage sont (GRISON G., 1965) :

- l'injection dans les cavités creusées dans les formations salines, ou le dépôt dans d'anciennes galeries de mines ;
- l'immersion de coffres hermétiques dans les grandes profondeurs marines et loin de toute zone habitée ;
- le dépôt sur le sol ou dans des excavations à faible profondeur, dans les zones arides de préférence (déficit d'infiltration) ;
- l'injection dans les couches profondes à perméabilité de fissures.

7.2. Traitement des eaux polluées

Diverses méthodes sont utilisées : coagulation, floculation, échange d'ions, évaporation, distillation, adsorption.

Les matériaux les plus riches en matières organiques ont la préférence : argile, lignite, tourbe, charbon actif.

La décontamination par voie biologique ne peut concurrencer les autres procédés, mais il semble qu'elle soit plus sélective (WORMSER G., 1962).

8. CONCLUSION

Il existe une bonne fixation des retombées radioactives à travers une forte épaisseur (plusieurs dizaines de mètres) de sol argileux et riche en matières organiques.

Les retombées radioactives sont plus nocives pour les eaux souterraines lorsqu'elles affectent directement des eaux de surface qui s'infiltrent ensuite dans la nappe.

Au sein des eaux souterraines, les phénomènes de fixation des substances radioactives sont très amoindris et ces dernières peuvent alors se propager sur de grandes distances.

C h a p i t r e V I I I

P O L L U T I O N B I O L O G I Q U E

La pollution biologique est liée à la décomposition des matières organiques par des micro-organismes, essentiellement des bactéries mais aussi des virus (dont l'étude est moins avancée que celle des bactéries).

Les principales sources de pollution sont :

- d'origine fécale : stations d'épuration des eaux d'égouts, puisards privés, fosses à purin, fumiers, parcs à bovins, etc ;
- d'origine organiques diverses : dépôts d'ordures ménagères, rejets d'usines alimentaires, de silos, etc.

1. DEFINITION.

La pollution biologique est surtout bactérienne et virale.

1.1. 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

(Citrobacter, Klebsiella, Enterobacter). Les IAC (Intermédiaires Aérogènes cloacae) peuvent avoir une double origine : fécale ou végétale. La présence d'Aerobacter aérogènes et Aérobaeter cloacae est fréquente dans les végétaux. On trouve 10^6 à 10^{10} Coliformes par gramme de matière fécale humaine (Anonyme, PHS, 1962).

Les entérocoques (notamment Streptococcus faecalis) sont le signe d'une pollution fécale récente. Leur recherche s'imposera en cas de résultats douteux de la colimétrie.

Les bactériophages (BUYDENS R. et al., 1965) sont caractéristiques de pollution par Coliformes (E. coli notamment).

Les IAC ont une durée de vie plus grande que les autres Coliformes fécaux (Anonyme, PHS, 1962) et sont donc caractéristiques d'une pollution ancienne lorsqu'ils sont en majorité. Ils sont plus résistants à la chloration des eaux.

Escherichia coli et Aerobacter aerogenes ont survécu dans le sol plus de 4 ans (MALLMANN W.L. et al., 1961), Salmonella typhosa ne survivant que 29 à 58 jours. Une moyenne de 60-100 jours semble valable en climat tempéré (CROSBY J.W. et al., 1971).

De telles différences dans les observations proviennent de ce que le temps de survie des bactéries est étroitement lié aux conditions du milieu (WAYMANN C.H. et al., 1963). La présence de produits nutritifs (phosphates des détergents), un pH neutre ou alcalin et de basses températures favorisent la survie des bactéries. En revanche, on n'observe pas de survie lorsque le taux de saturation du sol est inférieur à 2 ou 3 % (CROSBY J.W. et al., 1971).

La présence d'un seul Escherichia coli dans 100 ml d'eau suffit à rendre cette eau suspecte (BUYDENS R. et al., 1965).

1.2. Virus.

Les virus comprennent surtout la famille des virus entériques : hépatiques infectieux, poliomyélitiques, coxsackies, Echo, qui sont au nombre de 10^4 à 10^6 par gramme de matière fécale humaine, soit 10 000 fois moins que les bactéries (Anonyme, PHS, 1962).

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).

2. PROPAGATION EN MILIEU NON SATURÉ.

Les bactéries, en raison de leur grosseur relative (diamètre de 0,1 à 10 μ) sont rapidement fixées par le terrain. Il en résulte un colmatage par voile bactérien.

Aux mécanismes physiques de fixation s'ajoutent des phénomènes de destruction des bactéries (CALDWELL E., 1937, 1938), occasionnés par :

- les modifications du milieu auquel les bactéries s'adaptent mal : variations de températures, oxygénation ... ;
- l'agression par des micro-organismes bactériophages propres au milieu.

Aux Pays-Bas, BAARS J.K. (1957) a étudié la pénétration en milieu non saturé des eaux vannes de latrines et des effluents d'égouts infiltrés par épandage superficiel. Ses conclusions sont les suivantes : l'autoépuration demande du temps ; les sables filtrants doivent avoir un diamètre égal ou inférieur à 0,15 mm ; l'autoépuration s'effectue mieux dans les sols secs renfermant une quantité suffisante d'oxygène libre et, dans ces conditions, Escherichia coli disparaît au bout d'une filtration verticale de 1,5 m ; en revanche dans des sables de même granulométrie, mais humides et renfermant beaucoup de substances nutritives préexistantes, Escherichia coli persiste jusqu'à 3 m, mais rarement au delà de 6,50 m.

Plusieurs études ont été effectuées aux U.S.A. sur des épandages en bassins d'infiltration. Les principaux résultats ci-après ont été consignés par ROMERO J.C. (1970) et confirment les conclusions de BAARS J.K. La fixation des bactéries dans un sol est d'autant plus rapide que sa 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 maximale dans ce matériau semble avoisiner 3 mètres.

L'élimination des bactéries ne dépend que de la distance parcourue et non de l'intensité de la pollution des eaux usées (ROMERO J.C., 1970).

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

3. PROPAGATION EN MILIEU SATURÉ.

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 en mouvement (ROMERO J.C., 1970).

Les bactéries se déplacent dans le sens d'écoulement de l'eau (et non à contre-courant). Elles sont surtout localisées à la surface (ROMERO J.C., 1970, citant STILES et CROHURST, 1923).

Le passage d'un milieu réducteur à un milieu oxydant favorise la prolifération de bactéries (BERNARD D. et al., 1977).

La filtration des eaux polluées par le terrain semblerait former, à la longue, des lits bactériens qui freinent et vont jusqu'à arrêter la migration de la pollution (MALMANN W.L., 1961).

Avant cette formation, ou en son absence, les bactéries peuvent migrer assez loin dans la nappe : 90 m (BOGAN R.H., 1961) ; 150 m (BRINKHAUS T., 1967). 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/ml et des détergents ABS), il a été observé (WAYMANN C.H. et al., 1966) 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 de 15 à 30 m (ROMERO J.C., 1970).

L'Institut de Recherches Hydrotechniques de Bucarest (VUILLAUME Y., 1966, citant GEORGESCU) a conduit, de 1961 à 1964, des études en laboratoire et sur le terrain à propos de 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 260 m (MALMANN W.L., 1961). D'autres exemples (BABOT Y. et al., 1970) donnent des distances de propagation de 30 à 360 m pour les virus au lieu de 20 à 120 m pour les bactéries.

Les études sur ce problème sont encore peu nombreuses.

4. DETERMINATION DES PERIMETRES DE PROTECTION.

C'est le géologue agréé en matière d'eau et d'hygiène publique qui propose la délimitation des périmètres de protection ; son rôle est réglementé, notamment par la circulaire du 10 Décembre 1968 relative aux "périmètres de protection des points d'eau destinés à l'alimentation des collectivités humaines". Actuellement ces périmètres de protection sont au nombre de trois : immédiat, rapproché et éloigné. Parmi les servitudes afférentes à ces périmètres, il convient de distinguer les réglementations et les interdictions, ces dernières pouvant aller depuis l'interdiction du pacage des animaux jusqu'à la zone non edificandi.

Plusieurs formules ont été avancées pour le calcul des périmètres de protection immédiate (VUILLAUME Y., 1966). Une règle empirique estime un temps minimal de trajet de 2 à 3 mois en amont d'un captage.

Les "géologues agréés" s'attachent d'abord à déterminer la nature lithologique de l'aquifère ; c'est en fonction de celle-ci qu'ils déterminent la distance D de protection à l'amont (en écoulement souterrain) d'un captage (LETOURNEUR J., MICHEL R., 1971) :

- loess, sables fins, alluvions sableuses, molasse, projections volcaniques, arènes granitiques et gneissiques :

D = 30 à 100 m ;

- alluvions grossières, grès grossier, granites et gneiss dans la zone d'altération : D = 100 à 300 m ;

- roches compactes fissurées ou cavernueuses ... D 300 m.

Pour faciliter la délimitation des périmètres de protection avec le maximum de précision, deux abaques ont été mis au point (SAUTY J.P., THIERY D., 1975). Ils permettent de déterminer les limites de la zone d'appel d'un puits, ainsi que les fronts de déplacement isochrones. Il convient donc de connaître le temps nécessaire à l'autoépuration du polluant dans la nappe. L'hypothèse suivante a notamment été étudiée : nappe en écoulement uniforme dans un aquifère homogène et isotrope, et soumise à un pompage à débit constant en moyenne ; les données nécessaires sont : le débit fictif continu du puits, l'épaisseur de la nappe au repos, la porosité et la transmissivité de l'aquifère, la direction et le gradient hydraulique avant pompage ainsi que le temps de transit nécessaire à l'autoépuration du polluant.

5. CONCLUSION.

Les grandes différences observées entre les distances parcourues par les micro-organismes proviennent vraisemblablement en premier lieu des conditions physico-chimiques du milieu récepteur et de la présence ou non de matières organiques. Celles-ci ont une influence déterminante sur les conditions de survie (températures, pH, oxygénation) et de propagation (pourcentage d'humidité en zone non saturée et vitesse d'écoulement en zone saturée) des bactéries et des virus.

Par ailleurs, la présence de détergents semble d'une part faciliter notablement la survie des micro-organismes (en favorisant leur nutrition à l'aide des phosphates) et, d'autre part, augmenter considérablement leur distance de propagation (en limitant les phénomènes de fixation dans le terrain).

Les virus sont jusqu'à présent bien moins étudiés que les bactéries. Ils se propagent pourtant beaucoup plus loin, en raison de leur plus grande survivance et de leur plus faible dimension (20 à 200 fois plus petits). Mais leur recherche dans les eaux destinées à l'alimentation humaine demande une technique d'analyse originale, actuellement à l'étude.

C O N C L U S I O N

Lors de l'inventaire détaillé que nous avons dû effectuer pour dresser un bilan des connaissances actuelles sur la pollution et ses conditions de propagation, nous avons pu constater que certains travaux intéressants n'avaient qu'une portée réduite en raison de l'imprécision de leurs données hydrogéologiques. Nous avons donc décidé de commencer par asseoir nos recherches personnelles sur une connaissance hydrogéologique très détaillée du milieu propogateur de la pollution. Par exemple, pour établir les vitesses d'écoulement de la nappe, nous nous sommes basé non seulement sur des calculs exécutés à partir des paramètres classiques (observés sur le terrain) , mais encore et surtout sur des mesures de la vitesse elle-même, effectuées "in situ" par diverses méthodes de traçage que nous avons ensuite comparées entre elles.

Les études déjà effectuées par ailleurs portent, dans leur quasi totalité, sur des polluants bien spécifiques : toxiques et indésirables, bactéries et virus, hydrocarbures, détergents, pesticides, substances radioactives. Et lorsque certains travaux traitent de pollution par des ions minéraux fondamentaux, il s'agit toujours de cas accidentels, spectaculaires et spécifiques d'ions bien particuliers (les chlorures ou les nitrates par exemple). Nous n'avons pas trouvé d'études générales sur la pollution chronique la plus communément répandue

et la plus diffuse : celle qui est issue des zones urbaines et rurales non desservies par un réseau d'assainissement et qui a une incidence sur l'ensemble des ions minéraux fondamentaux. C'est pourquoi nous avons décidé d'orienter spécialement nos recherches sur ce type de pollution quotidienne et... séculaire.

Lorsque des études de pollution antérieures ont été effectuées avec le souci de préciser le cadre hydrogéologique, elles se limitent souvent à la zone de la nappe où se déplace le polluant, et lorsqu'elles élargissent le contexte phréatique, elles ne vont jamais jusqu'à prendre en compte la totalité du bassin versant souterrain. Dans les études que nous avons effectuées, nous avons tenu au contraire à reculer les limites amont de nos recherches jusqu'aux lignes de changement de pente des eaux souterraines (et même un peu au-delà). Nous sommes ainsi certain d'avoir éliminé tout apport polluant occulte et extérieur à notre champ d'observation.

Dans les études déjà effectuées par ailleurs, les sources de pollution sont presque toujours très caractéristiques et bien localisées. Dans notre étude au contraire, nous sommes en présence de l'imbricatio d'une multitude de petites pollutions diverses et souvent occultes. Nous nous sommes donc assigné pour tâche d'étudier ces différentes sources de contamination avec une précision telle que nous puissions ensuite les identifier - sans même connaître leur présence - d'après les traces polluantes qu'elles laissent dans la nappe.

Au cours de notre enquête bibliographique, nous n'avons trouvé aucune étude systématique et détaillée sur la pollution des eaux souterraines à différentes profondeurs d'une même verticale. Ce problème a été abordé dans le cas de la pollution saline de la nappe des alluvions rhénanes, mais la profondeur de cet aquifère peut atteindre jusqu'à 200 mètres. Par contre, pour les nappes d'une profondeur d'ordre décimétrique, la question n'est que très rarement soulevée. Nous avons donc voulu savoir ce qu'il en était exactement. Pour ce faire, nous avons conçu, mis au point, installé et expérimenté tout un dispositif original : la barrière de "multitubes".

Enfin nous avons voulu apporter une solution à deux problèmes de pollution très concrets, concernant les zones de captage d'une part et les décharges d'ordures ménagères d'autre part.

En premier lieu, la plupart des agglomérations situées en plaine alluviale possèdent une zone de captage implantée à proximité d'un cours d'eau (qui participe ainsi de façon induite à l'alimentation des puits). Or les cas de pollutions accidentelles de rivières et de fleuves sont de plus en plus fréquents. Les exploitants des zones de captage limitrophes désirent donc connaître, en cas de pollution massive du cours d'eau, quel sera le délai de la propagation de cette contamination jusqu'à leurs puits. Nous avons répondu à cette question pour les nouvelles zones de captage de l'agglomération lyonnaise.

Second sujet de préoccupation : dans les plaines alluviales, nombreuses sont les anciennes gravières (dont beaucoup sont en eau) qui sont transformées en dépôts d'ordures. L'étude bibliographique a montré d'une part que la pollution organique est relativement circonscrite autour des décharges d'ordures ménagères, mais, d'autre part, que les ions minéraux fondamentaux issus de cette contamination atteignent des teneurs très élevées, et que celles-ci peuvent persister longtemps après

la fermeture des dépôts. Or jusqu'à présent, l'on est assez désarmé devant ce type de pollution minérale qui se propage au loin, en milieu saturé, sans grandes modifications (alors que l'on sait par contre lutter efficacement contre la pollution bactérienne des eaux souterraines). Nous avons donc voulu rechercher un moyen d'atténuer notablement la pollution minérale des nappes alluviales, lorsque celles-ci sont déjà contaminées par des décharges d'ordures ménagères.

DEUXIEME PARTIE

LE MILIEU PROPAGATEUR

ET L'IDENTIFICATION

DE LA POLLUTION

I N T R O D U C T I O N

Après avoir indiqué le but de nos recherches dans l'introduction générale de ce mémoire, nous avons défini les grandes options de notre étude en conclusion de la première partie (consacrée à un bilan des connaissances actuelles sur la pollution et sa propagation).

Nous allons maintenant exposer les résultats de nos travaux, qui peuvent être divisés en deux grandes parties :

- d'une part, l'étude du milieu propageur de la pollution, puis la recherche de l'identification des diverses substances polluantes (de leur origine à la nappe), ce qui constitue cette deuxième partie de notre travail,

- d'autre part, diverses études sur la propagation et l'auto épuration de la pollution qui feront la troisième partie de ce mémoire.

Nous précisons d'emblée que ce mémoire a pour objet la qualité des eaux souterraines, et non leur quantité. Il ne faut donc pas y chercher une étude hydrogéologique envisageant les problèmes sous un angle d'exploitation (bilan de nappe, etc...). En mettant l'accent sur la propagation de la pollution nous étudierons le comportement hydrodynamique des eaux souterraines.

C h a p i t r e I

C A D R E D E S R E C H E R C H E S E N T R E P R I S E S

Nous passerons successivement en revue : les cadres géographique et géologique, les connaissances antérieures et le programme des études.

A. CADRE GEOGRAPHIQUE

Après avoir exposé le but de cette étude, dans le contexte bibliographique actuel, fixons-en rapidement le cadre géographique : géographie physique d'abord, géographie humaine ensuite.

1. GEOGRAPHIE PHYSIQUE (voir en annexe la planche n° 1).

La région étudiée est située à l'extrémité septentrionale du Bas-Dauphiné, entre la confluence de l'Ain avec le Rhône et

l'agglomération lyonnaise. C'est la terminaison nord-nord ouest de la région de plaines et de collines qui s'étendent au pied des massifs de Chartreuse et du Vercors, et jusqu'au Rhône.

La zone de recherches couvre une superficie de 280 km², répartis sur une vingtaine de kilomètres d'Est en Ouest et sur près d'une quinzaine du Nord au Sud.

Le choix des limites a eu pour but d'englober la totalité d'un bassin hydrogéologique. Ainsi, aucun apport souterrain polluant, issu d'une zone mitoyenne, ne peut venir perturber de façon occulte notre champ d'observation, au moins au niveau de la nappe des formations quaternaires. C'est donc au vu des cartes piézométriques qu'ont été définitivement arrêtées les limites de l'étude (voir p. 170).

Les limites amont sont constituées :

- au Sud-Sud Ouest, par la colline glaciaire qui s'allonge de Bron (à l'Ouest jusqu'à Grenay (à l'Est) ;
- à l'Est, par les collines morainiques qui font suite, depuis Grenay (au Sud jusqu'à Jonage (au Nord).

Les limites amont au sens strict correspondent (voir en annexe la carte piézométrique : diapo. n° 1) à la ligne de partage des eaux souterraines sous ces collines. Mais, pour plus de sécurité, nous avons en fait englobé l'ensemble des collines ci-dessus dans notre étude.

Les limites aval sont constituées :

- au Nord, par le Rhône canalisé (canal de Miribel) ; au delà commence une unité hydrogéologique différente, un bassin hydrogéologique très vaste qui provient du plateau des Dombes ; le principe même qui a guidé le choix des limites nous aurait donc obligé à étendre notre étude au coeur même des Dombes (ce qui eût été excessif) pour prendre en compte la rive droite du Rhône ;

- à l'Ouest, par le boulevard périphérique ceinturant l'agglomération lyonnaise ; cette limite conventionnelle est due à la quasi impossibilité d'effectuer une étude hydrogéologique précise, au sein d'une grande ville, sans mettre en oeuvre de nombreux sondages ; or ces derniers sont toujours très onéreux.

2. GEOGRAPHIE HUMAINE

La région étudiée est le type même de la grande banlieue, autrefois entièrement agricole, mais aujourd'hui peu à peu envahie par les zones urbaines et industrielles, et sujette aux pollutions qui s'en dégagent.

2.1. Population

Les 17 communes comprises dans la région étudiée totalisent 125 000 habitants, dont plus du tiers ne sont pas encore raccordés à un réseau d'assainissement. De 1955 à 1970, les communes limitrophes de l'agglomération lyonnaise ont fait un bond démographique. La population de Meyzieu a quadruplé, celles de Bron et Saint-Priest ont presque triplé et celles de Vaulx-en-Velin, Décines et Chassieu ont plus que doublé.

2.2. Activités humaines

En agriculture, ce sont les céréales (blé, maïs, orge) qui prévalent dans les plaines. Sur les collines, la culture céréalière est partagée avec un élevage résiduel (une dizaine de bovins au plus par ferme). Les terres se couvrent peu à peu de maisons d'habitation et d'usines.

L'industrie comprend au moins 350 établissements dont peu sont desservis par un réseau d'égout. Ces usines sont réparties sur 9 zones industrielles. Elles s'égrènent d'Ouest en Est, le long des routes nationales n° 6 (à Saint-Priest, Saint-Bonnet-de-Mure, Saint Laurent-de-Mure) et n° 517 (à Vaulx-en-Velin, Décines-Charpieu, Meyzieu et Pusignan). A noter l'existence d'une zone industrielle à l'extrémité occidentale de l'île de Miribel-Jonage.

2.3. Alimentation en eau potable

Parmi les habitants de la région étudiée, 75 % sont alimentés en eau potable à partir de la nappe des alluvions modernes.

Les communes de Vaulx-en-Velin, de Bron et Chassieu sont alimentées par les zones de captage de l'ex-Syndicat de la Banlieue de Lyon : le méandre de Charmy et l'île de Crépieux, à l'extrémité nord ouest de l'île de Miribel-Jobage. La zone de captage de Charmy comprend 4 batteries de 8 puits chacune, disposées en trapèze. Cela fait au total 32 puits, pouvant donner chacun 200 m³/h (55 l/s). La zone de captage de l'île de Crépieux a été mise en service au début des années 1970. Environ 80 puits y sont prévus pour l'an 2000, pouvant débiter chacun 200 à 300 m³/h (55 à 100 l/s). Les zones de captage des communes de Décines-Charpieu (3 puits), Meyzieu (5 puits) et Jonage (1 puits) sont situées dans l'île de Miribel-Jonage, en bordure du canal de Jonage. Les communes de Jons et Villette d'Anthon prélèvent dans les alluvions modernes d'un ancien méandre du Rhône, à l'amont immédiat de l'île de Miribel-Jonage.

Il est à noter que les anciennes zones de captage de Chassieu et Meyzieu étaient situées dans les couloirs fluvio-glaciaires. Elles en ont été chassées par l'urbanisation et l'industrialisation croissantes : leur protection n'était plus assurée.

A l'amont du couloir fluvio-glaciaire de Décines, subsistent encore les captages de Genas, Saint-Bonnet-de-Mure et Saint-Laurent-de-Mure. La commune de Pusignan s'alimente dans le couloir de Meyzieu. Il existe un puits communal dans les moraines glaciaires, celui de Janneyrias (un peu plus de 500 habitants seulement). Saint-Priest, Grenay et Satolas ont leur captage en dehors des limites strictes de l'étude, dans les plaines fluvio-glaciaires adjacentes. Nous avons cependant inclus ces captages dans notre travail, en raison de leur voisinage immédiat et de la présence de ces communes à l'intérieur du périmètre étudié.

3. RESUME

La région choisie pour cette étude est le type même de la plaine alluviale, traditionnellement vouée à l'agriculture. Sa situation, à proximité d'une grande ville, en fait un site privilégié pour les captages d'eau souterraine. Les services d'adduction d'eau potable y font largement appel.

Mais survient la croissance économique rapide à partir des années 1950... Les anciennes limites urbaines et industrielles éclatent. Grands ensembles et usines envahissent les terres cultivées. Les nuisances qui peuvent en résulter font ainsi peser des risques graves sur la potabilité de la nappe phréatique exploitée pour l'alimentation humaine.

B. CADRE GEOLOGIQUE

Nous exposerons brièvement l'histoire et les grandes divisions géologiques de notre zone de recherches.

1. HISTOIRE GEOLOGIQUE DES FORMATIONS RENCONTREES.

Nous nous sommes largement inspiré pour ce bref exposé, de l'ouvrage intitulé "Formations glaciaires et fluvio-glaciaires de la région lyonnaise" (DAVID L., 1967).

1.1. Topographie antéglaciaire

Les terrains les plus anciens rencontrés au cours de notre étude sont d'âge miocène. Les dépôts molassiques (surtout sableux) se sont accumulés dans la vaste dépression marine dont l'axe est à mi-chemin entre le Massif Central et les Alpes en cours de surrection.

A la fin du Miocène et au cours du Pliocène, les derniers soulèvements de l'avant pays alpin ont fait émerger notre zone de recherches : il s'ensuit un drainage continental dont l'axe principal est progressivement déporté vers l'Ouest. Si bien que le réseau hydrographique post-villafranchien qui en résulte est très proche de l'actuel, avec un Rhône bordant la cœtière des Dombes et le pied du Massif Central.

La topographie antéglaciaire est, elle aussi, très proche de l'actuelle. Tous les couloirs sont orientés en éventail au Nord Ouest et ont été creusés avant l'arrivée des premiers glaciers. Les collines que nous voyons aujourd'hui existaient déjà avec une altitude assez voisines. Leur constitution, souvent sablo-molassique, conditionnait leur morphologie arrondie et irrégulière.

"L'érosion de la période glaciaire, quelle que fût la durée de celle-ci, n'a eu qu'une action négligeable limitée à la mise en place, puis au remaniement des dépôts glaciaires aux-mêmes (DAVID L., 1967, p. 33).

1.2. Avancée maximale du glacier au Wïrm

Sans prendre parti sur le nombre des glaciations quaternaires il semble qu'une seule soit arrivée jusqu'au Massif Central : c'est celle du Wïrm. Son avancée maximale dépasse la position présente du Rhône à Lyon d'à peine 3 à 6 km vers l'Ouest. Il est vraisemblable que ce sont les pentes du plateau lyonnais qui ont stoppé l'avancée du glacier, alors en fin de crue. Le niveau supérieur de la glace devait être en moyenne à plus de 310 m, au droit de l'actuelle agglomération lyonnaise (dont l'altitude est de 170 à 165 m sur la rive gauche du fleuve.

1.3. Dépôts morainiques

Au cours de son retrait progressif, le glacier a laissé en place une morphologie morainique souvent très bien conservée. Ainsi dans notre zone d'études un bourrelet frontal s'étend sans interruption de Villette d'Anthon au Nord à Grenay au Sud, où il présente une forme très spectaculaire d'amphithéâtre.

Ce bourrelet morainique est en contact ininterrompu, à l'Ouest, avec les collines radiales qui s'étendent de Villette d'Anthon à Jonage et de Grenay à Bron. La vaste colline de Genas et le pointement de Pusignan sont des îlots faisant partie du même système local, orienté dans son ensemble vers le Nord-Ouest. En fait, toutes ces collines morainiques épousent la morphologie de la topographie molassique sous-jacente, qui avait déjà la même orientation.

Les dépôts, laissés sur place par le glacier au cours de son recul, ne sont pas seulement localisés sur les hauteurs, mais aussi au fond des couloirs. Ces dépôts peuvent être des mo-

raines argileuses (THORAL M., 1951), mais peuvent aussi présenter un faciès parfois exclusivement caillouteux ou sableux (DAVID L., 1967, p. 86).

1.4. Alluvions fluvioglaciales

Les anciens auteurs ont considéré les alluvions des couloirs comme résultant d'un remblaiement fluvioglaciale issu du front du glacier et rejoignant un fleuve sensiblement voisin du Rhône actuel.

A la suite de ses observations, (DAVID L., 1967, p. 116) apporte certaines corrections à ce schéma classique : " J'aurais tendance à considérer qu'une part importante du remblaiement est due directement au glacier, au fur et à mesure de son retrait, que les eaux de fusion ont ensuite percolé à travers la partie supérieure de la masse alluviale et ruisselé largement à sa surface... Sans aller jusqu'à nier un apport et un étalement direct d'alluvions par les eaux de fusion à partir du stade de Grenay, je pense que cet apport n'est pas exclusif... " Et il conclut (1967, p. 139) : " les "couloirs de comblement" de l'Est lyonnais sont eux-même plus précisément des couloirs d'écoulement car le rôle des eaux de fusion est surtout un rôle d'étalement et de lessivage du matériel préexistant, plutôt qu'un rôle de sédimentation ".

1.5. Alluvions modernes

Après la glaciation, le Rhône a érodé la partie aval des dépôts fluvioglaciales, qui encombraient son lit majeur. A cette période de creusement a succédé une reprise du remblaiement : le dépôt des alluvions modernes du fleuve.

2. GRANDES DIVISIONS GEOLOGIQUES

La région étudiée comprend trois grandes formations géologiques : les alluvions modernes du Rhône, les plaines alluviales fluvioglaciales, les collines morainiques. Nous présentons ici la morphologie superficielle de ces trois formations et nous aborderons par la suite leur constitution lithologique, etc.

2.1. Les alluvions modernes du Rhône constituent une plaine de 50 km² allongée d'Est en Ouest sur 16 km, avec une largeur maximale de 4,5 km. Elles sont enserrées par les deux bras du Rhône canalisé, ce qui leur vaut le nom d'île de Miribel-Jonage. En effet à 7 km à l'aval de la confluence avec l'Ain, le Rhône est divisé en deux canaux : celui de Miribel au Nord, et celui de Jonage au Sud, servant de canal d'amenée à l'usine hydroélectrique de Cusset, au droit de Vaulx-en-Velin. La plus grande partie de l'île de Miribel-Jonage est inondable. L'agglomération de Vaulx-en-Velin est protégée de ces inondations par une digue.

2.2. Les plaines alluviales fluvioglaciales s'étendent au Sud de l'île de Miribel-Jonage qu'elles surplombent par un talus d'une dizaine de mètres. Leur origine fluvioglaciale est marquée par leur forte pente : $5 \cdot 10^{-3}$ en moyenne, alors que celle des alluvions rhodaniennes n'est que de $8 \cdot 10^{-4}$.

Elles constituent deux couloirs sensiblement orientés l'un Sud-Nord : le "couloir de Meyzieu", et l'autre Sud Est-Nord Ouest : le "couloir de Décines" ; ce dernier est aussi dénommé "couloir de Villeurbanne" (DAVID L., 1967), mais cette agglomération étant située en dehors de notre zone d'études, il ne nous a pas semblé opportun d'utiliser ici cette appellation. Le couloir de Meyzieu a une superficie de 80 km², contre 50 km² seulement pour celui de Décines.

2.3. Les collines morainiques bordent les couloirs fluvio-glaciaires, à leur amont et latéralement. Elles surplombent ces derniers de 40 à 50 m, et couvrent une superficie de 100 km². A noter la position spéciale de la colline de Genas, qui sépare les deux couloirs de Meyzieu et de Décines.

C. CONNAISSANCES ANTERIEURES

Lorsque, à la demande de l'OREAM (Organisation d'Etudes d'Aménagement de l'Aire Métropolitaine de Lyon-Saint Etienne, nous avons étudié et publié, pour le compte de l'Agence de Bassin, notre premier programme d'études sur la nappe de l'Est lyonnais, en février 1967, l'état des connaissances antérieures était le suivant :

1. CONNAISSANCES GEOLOGIQUES ANTERIEURES

Ces connaissances proviennent, en majeure partie,
- des coupes de plusieurs dizaines de sondages effectués dans les zones de captage de Charmy et de l'île de Crépieux ; ces coupes nous ont été aimablement communiquées par le Cabinet d'Etudes MERLIN ;

- du rapport de la Compagnie Générale de Géophysique du 10.12.1951, sur sa campagne de prospection électrique, effectuée à l'extrémité occidentale de l'île de Miribel - Jonage ; cette prospection comportait 184 sondages électriques, répartis sur le quart de la superficie alluviale moderne.

1.1. Nature des alluvions modernes aux zones de captages de Charmy et Crépieux (d'après les sondages)

En surface, on observe une couche (discontinue) de limons superficiels argilo-sableux, dont l'épaisseur variable est d'ordre métrique.

Ensuite, apparaissent 15 à 20 m d'alluvions graveleuses, qui constituent l'essentiel du terrain moderne. Ce sont des graviers et des cailloutis grossiers, riches en galets alpins (roches cristallines) et en galets jurassiens (calcaires). Ces

galets et cailloutis sont répartis dans une matrice de sable micacé. Tout à la base de la couche d'alluvions, se rencontre souvent un niveau de très gros galets et de blocs arrondis, polis (surtout calcaires), ayant jusqu'à 40 cm de diamètre (dits "céphaliques") et d'origine vraisemblablement glaciaire. La granulométrie est variable. Il existe parfois des intercalations de bancs sableux fins. Dans l'ensemble la granulométrie est grossière à moyenne.

Le substratum est molassique. Parfois, entre celui-ci et les alluvions graveleuses sont intercalées des lentilles glaciaires (argile et graviers), restes de bourrelets morainiques.

1.2. Nature des alluvions modernes à l'extrémité occidentale de l'île de Miribel-Jonage (d'après le Géophysique).

La nature des alluvions graveleuses est grosso modo la même au Sud des zones de captage de Charmy et de l'île de Crépieux, et jusqu'au canal de Jonage. Toutefois la perméabilité semble moins importante la géophysique donnant des résistivités inférieures à 400 ohms.m: les alluvions sont plus sablo-argileuses qu'au Nord.

Le substratum, qui est plutôt sableux dans l'île de Crépieux, apparaît surtout argileux plus au Sud. Son modelé est irrégulier, et peu important (environ cinq mètres).

2. CONNAISSANCES HYDROGÉOLOGIQUES ANTERIEURES

Ces connaissances résultent de trois rapports, publiés en 1965 et 1966, par le Bureau de Recherches Géologiques et Minières, et intitulés :

"Connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de Lyon : Rapports n° 1 du 25.5.1965 (DSGR 65 A 3925) par DAVID L., GUDEFIN H., LIENHARDT G., n° 2 du 15.4.1966, (DSGR 66 A 18) par

DE BELLEGARDE B., CAMUS G., DAVID L., GUDEFIN H., LIENHARDT G., n° 3 du 30.6.1966 (DSGR 66 A 438) par DE BELLEGARDE B.

Ces rapports, notamment le second, apportent des précisions sur la nature complexe du réseau hydrographique superficiel, et font état de la première carte piézométrique dans l'île de Miribel-Jonage.

2.1. Nature complexe du réseau hydrographique superficiel

La plaine alluviale de l'île de Miribel-Jonage est une partie de l'ancien lit majeur du Rhône. Le lit mineur de ce dernier a connu de nombreuses divagations, qui ont laissé subsister plusieurs bras secondaires, appelés "lônes". Des nombreuses lônes existantes, beaucoup sont sèches, temporairement en eau, ou stagnantes. Nous n'avons représenté sur les cartes que les lônes ayant un écoulement permanent. Le Vieux-Rhône est la plus importante de ces lônes. A hauteur de Vaulx-en-Velin celle-ci est alimentée par une dérivation du canal de Miribel (à la brèche de Neyron).

Le canal de Miribel est le lit le plus récent du Rhône, endiqué à l'aval du barrage de Jons. A hauteur de Thill, une brèche pratiquée dans la digue rive gauche met en eaux vives le réseau des lônes de l'île de Miribel-Jonage, en période de crues du Rhône. Le débit du Rhône transitant par ce canal subit des variations importantes, dues aux crues du Rhône. Cela va de 30 m³/s (débit réservé) à 500 et même 1 000 m³/s, selon les déversements du barrage de Jons, qui assure le débit le plus constant possible dans le canal de Jonage.

Le canal de Jonage est un canal artificiel d'amenée à l'usine hydroélectrique de Cusset. Il est tracé le long du talus, d'une dizaine de mètres de hauteur, par lequel l'extrémité des couloirs fluvio-glaciaires domine les alluvions modernes. A la hauteur de Meyzieu, une vaste dépression de 150 hectares a permis d'emmagasiner une réserve compensatrice de 4 millions de mètres cubes : "Le Grand Large". Le canal est endiqué sur sa rive droite. Entre le barrage de Jons et le Grand Large, le fond du canal a été creusé en déblai de 1,98 à 2,30 m sous la surface du sol.

*Plus de 2000 m³/s
Pour la crue de
février 1170*

Entre le Grand Large et l'usine de Cusset, le fond du canal est l'ancien sol naturel. Le débit du canal de Jonage est très régulier (620 m³/s au maximum).

Le canal de fuite de l'usine hydroélectrique de Cusset est creusé en déblai sur 6,50 à 7,70 m de profondeur sous la surface topographique naturelle.

2.2. Etude piézométrique de l'île de Miribel- Jonage

Ont été utilisés 74 points d'observation : 43 existants, et 31 créés par le B.R.G.M. Deux cartes piézométriques ont été dressées : une à la fin d'une longue décrue (relevés du 4 et 5.11.1965), l'autre à la fin d'une grande crue (2 250 m³/s, le 7.12.1965).

En fin de décrue, le sens d'écoulement est Nord-Nord Ouest dans la partie orientale de l'île de Miribel-Jonage, puis s'infléchit vers l'Ouest dans sa partie occidentale. Les gradients hydrauliques sont faibles : 0,9 ‰ à 2 ‰. Les limites d'émergence de la nappe sont constituées par le canal de Miribel au Nord, et le canal de fuite à l'Ouest.

En fin de grande crue, le sens de l'écoulement est inversé : le canal de Miribel alimente la nappe entre les brèches de Thill et de Neyron.

Une légère extension de " l'étude de la nappe au Sud du canal de Jonage... permet de confirmer la liaison directe de l'aquifère contenu dans les formations fluvi-glaciaires et de celui contenu dans les alluvions modernes" (Rapport B.R.G.M. n° 2 du 15.4.1966, p. 28).

Le canal de Jonage pourrait être considéré dans son ensemble comme n'alimentant pas la nappe : il serait colmaté (voir Rapport n° 3 du B.R.G.M. sur la plaine de Lyon : "Etude par traceur des relations entre la nappe alluviale et le canal artificiel de Jonage").

D. PROGRAMME DES ETUDES

Après avoir effectué un bilan des connaissances acquises sur la plaine de Lyon, en janvier 1967, notre premier soin a été d'établir un programme d'études, publié en février 1967 (BUSSE J.F., 1967). Ce premier programme prévoyait notamment d'étendre à l'ensemble de l'île de Miribel-Jonage, l'étude géophysique amorcée dans sa partie occidentale. Il prévoyait aussi une étude piézométrique plus précise de toute cette zone, des sondages mécaniques, des pompages d'essais, etc... Ce premier programme fut suivi de nombreux autres, dont nous assurâmes la conception, la coordination et l'interprétation. Nous en donnerons plus loin une vue d'ensemble.

Ces divers programmes d'études ont été entrepris en liaison avec les administrations concernées : OREAM de Lyon Saint Etienne, Directions Départementales de l'Agriculture et de l'Equipement, Service de la Navigation, Communauté Urbaine de Lyon.

Ont participé à l'exécution de ces programmes les organismes suivants :

- Bureau de Recherches Géologiques et Minières (B.R.G.M.), Service Géologique Régional (S.G.R) Jura-Alpes ;
- le Service Géologique d'Alsace-Lorraine (S.G.A.L.) ;
- la Compagnie de Prospection Géophysique Française (C.P.G.F.) ;
- la Compagnie Générale de Géophysique (C.G.G.) ;
- le Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble (C.E.N.G.) ;
- l'Association pour la Recherche et le Développement des Méthodes et Processus Industriels (Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris - A.R.M.I.N.E.S.) ;
- le Laboratoire de Radiologie du Bassin d'Aquitaine (Professeur LEVEQUE) ;

- La Société Anonyme Française d'Etudes et de Gestion (S.A.F.E.G.E.) ;

- La Compagnie Générale des Eaux ;
- La Société Lyonnaise des Eaux ;
- les entreprises de sondage : la Béarnaise et

SONDARALP;

- le Cabinet de Géomètre BERTHIER ;

Les analyses bactériologiques et chimiques ont été effectuées par l'Institut Pasteur de Lyon.

Un programme d'études rationnel se doit de suivre la propagation de la pollution tout au long de son trajet: depuis sa source, en passant par le milieu propogateur non saturé, jusqu'à son comportement dans la nappe elle-même, soit :

- inventaire des sources de pollution,
- connaissance du milieu propogateur ;
 - . étude du terrain non saturé et du réservoir aquifère (nature géologique du terrain) : par prospection géophysique ;
 - . étude du comportement de la nappe : par campagnes piézométriques ;
- étude générale de la qualité de la nappe : par campagnes de prélèvements et d'analyses chimiques ;
- recherches sur la propagation de la pollution, l'évolution de la concentration et l'âge des eaux souterraines :
 - . vitesse de déplacement de la pollution en zone non saturée et saturée ;
 - . étude de la dispersion ;
 - . répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation : "multitubes" ;
 - . contamination de zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées ;
 - . propagation et autoépuration de la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères ;
 - . propagation de la pollution à l'aval du couloir de Décines

- . détermination de l'âge des eaux souterraines au tritium.

1. INVENTAIRE DES SOURCES DE POLLUTION

Cet inventaire a permis de connaître les points de la nappe les plus menacés.

Sur 355 établissements industriels répertoriés, 80 ont fait l'objet d'enquêtes.

Les réseaux d'assainissement ont été recensés et leurs caractéristiques générales ont été reportées sur une carte, en même temps que tous les renseignements concernant les types d'assainissement et de rejets urbains. Dans les 17 communes de la région étudié (120 000 habitants), 40 000 à 50 000 habitants ne sont pas encore raccordés à des réseaux d'assainissement ; ces derniers sont, d'ailleurs, en de nombreux endroits, inexistant.

Une grande partie des gravières existant dans la plaine de Lyon sont transformées en décharges publiques ou clandestines. Les plus importantes ont été reportées sur une carte : 140 ont été recensées, 50 étudiées plus spécialement.

2. MESURES PIEZOMETRIQUES

Etudier avec précision le comportement de la surface piézométrique nécessite un vaste réseau de points d'observation, et une série de campagnes de mesures effectuées dans le laps de temps le plus court possible.

2.1. Réseau d'observation

Un réseau d'observation très dense a été mis en place. Aux 250 points d'observation préexistants ont été ajoutés 80 pié-

zomètres, ainsi que 45 échelles limnimétriques sur les cours d'eau; 200 points d'eau nouveaux ont, en outre, été inventoriés dans les couloirs fluvioglaciaires et les collines glaciaires, pour étudier le raccordement piézométrique entre ces formations.

Tous ces points d'eau ont été rattachés au nivellement général de la France, afin d'établir des cartes piézométriques très précises.

Pour chaque point d'eau a été établie une fiche descriptive comportant : la situation (coordonnées), la nature, les caractéristiques techniques, l'accessibilité, l'environnement du point d'eau, ainsi que la nature du repère altimétrique destiné aux mesures piézométriques (avec croquis descriptif).

La maintenance de ce réseau a posé le nombreux problèmes, notamment dans l'île de Miribel-Jonage, par suite de vandalisme et de divers travaux. Pour y remédier, un équipement totalement enterré et discret, a été mis en place par la suite.

2.2. Campagnes de mesures piézométriques

Pour élucider les relations complexes entre eaux souterraines et de surface (diverses lînes, canaux et contre-canaux) en identifiant les trajets de drainage et d'infiltration, douze campagnes de mesures piézométriques ont été exécutées dans l'île de Miribel-Jonage du 26.6.1967 au 20.11.1969.

Ensuite, deux grandes campagnes générales ont été effectuées en mai et septembre 1970 sur plus de 550 points, répartis sur l'ensemble de la région étudiée, afin d'en donner une image piézométrique complète et précise, en hautes et basses eaux.

Trois campagnes plus réduites, portant sur une centaine de points, ont été effectuées en mai et septembre 1971, puis en octobre 1972.

3. PROSPECTION GEOPHYSIQUE

La prospection géophysique a porté sur la connaissance des formations géologiques aquifères, mais aussi -et c'est là une nouveauté de cette étude- sur la connaissance du milieu non saturé.

3.1. Etude géophysique des formations géologiques aquifères

Une vaste campagne de prospection géophysique par la méthodes de résistivités a permis d'évaluer l'épaisseur et la perméabilité des alluvions saturées, sur toute la région étudiée, et a fourni les documents suivants :

- carte en courbes de niveaux du toit du substratum conducteur des alluvions aquifères ;
- carte des résistivités du substratum conducteur ;
- carte des perméabilités des alluvions saturées.

Cette étude géophysique très précise, effectuée par C.P.G.F., repose sur 1 000 sondages électriques (dont près de 800 dus à C.P.G.F. et plus de 200 effectués précédemment par le B.R.G.M., et réinterprétés par C P G F à l'occasion de cette étude). L'ensemble du terrain est ainsi recouvert par un maillage carré d'environ 500 m de côté. Cette maille a été doublée dans certaines zones de l'île de Miribel-Jonage, demandant une protection plus fouillée (maille rectangulaire de 500 m sur 250 m).

L'interprétation des sondages électriques a été étalonnée d'après 2 campagnes générales de mesures piézométriques, 400 analyses de conductivité de l'eau souterraines et 145 sondages mécaniques (dont une quarantaine exécutés à l'occasion de l'étude).

Les coefficients de perméabilité déterminés par 105 pompes d'essais (dont 68 effectués dans le cadre de cette étude), ont permis d'étalonner les résistivités des alluvions saturées. De cette façon les coefficients de perméabilité ont pu être calculées à l'emplacement de chaque sondages électrique (où l'on dis-

posait de la valeur de la résistivité des alluvions saturées). Ce calcul a été effectué à partir d'une corrélation établie entre la perméabilité et le facteur de formation F, produit de la résistivité du terrain par la conductivité de l'eau (obtenue par analyse chimique). La représentation de la perméabilité en fonction du facteur de formation (voir en annexe la planche n° 2) a conduit à la loi suivante :

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

Compte tenu des erreurs possibles sur les données, il ne faut pas perdre de vue que les coefficients de perméabilité ainsi calculés peuvent présenter une approximation de 50 % à 60 %.

3.2. Etude géophysique de la zone non saturée

A partir des mêmes sondages électriques, une étude originale a été entreprise : rechercher les intercalations argileuses dans la zone non saturée. Cette étude a permis de localiser les écrans argileux protecteurs pouvant s'intercaler entre la pollution, venue du sol, et la surface de la nappe. C'est là une conception nouvelle de l'utilisation de la Géophysique dans la lutte contre la pollution.

Deux documents ont été établis :

- carte de l'épaisseur de la couverture argileuse superficielle ;
- carte des formations argileuses intercalaires.

4. PRELEVEMENTS, ANALYSES, TRAITEMENT DES RESULTATS

Une organisation complexe et minutieuse a été nécessaire pour exécuter rapidement prélèvements et analyses, et assurer un traitement accéléré et exhaustif des résultats.

4.1. Campagnes de prélèvements

Un vaste réseau de 480 points de prélèvements a été mis en place, soit :

- 135 tubes piézométriques,
- 20 multitubes : à quatre tubes de prélèvements chacun,
- 135 puits hors service,
- 90 puits en service,
- 40 points d'eaux de surface, de sources, de fontaines

ou d'affleurements de la nappe en gravières.

Afin d'obtenir une bonne représentativité de la nappe à partir des échantillons envoyés à l'analyse, les prélèvements d'eau souterraine sur les puits hors service (donc susceptibles de contenir une eau plus ou moins dormante) ont été faits après un pompage d'au moins 1,5 fois à 2 fois le volume initial d'eau dans l'ouvrage. Ces proportions ont été définies après expérimentation de la stabilisation de la qualité de l'eau dans des ouvrages hors service.

Les quelques années écoulées depuis ces campagnes de prélèvements (de 1970 à 1972) n'ont rien à leur intérêt. Celui-ci est d'avoir permis l'identification de pollutions permanentes (non accidentelles) et dont la nature n'évolue pas avec le temps (habitat non assaini, effluents de stabulation, décharges d'ordures ménagères, etc...).

4.2. Analyses

Les échantillons prélevés dans la journée étaient remis le soir même à l'Institut Pasteur, qui effectuait les analyses dès le lendemain, avec un personnel très entraîné et un matériel ultra-moderne.

L'analyse des principales caractéristiques physico-chimiques et les éléments minéraux fondamentaux a été faite pour l'ensemble des points prélevés, soit au total une quinzaine d'analyses par échantillon prélevé. De surcroît, des analyses spéciales (divers toxiques, hydrocarbures, détergents) et bactériologiques

ont porté sur un moindre nombre de points, choisis en fonction de leur proximité des sources de pollution.

En outre, 10 analyses isotopiques du soufre - 34 ont été faites par le Laboratoire du B. R. G. M., à Orléans-la-Source.

4.3. Traitement des résultats

Pour traiter une masse de résultats aussi importants, il a été fait appel au service informatique du S G A L. Le traitement des résultats par ordinateur a permis d'obtenir rapidement :

- des séries de listes facilement consultables, comportant, outre la totalité des résultats d'analyses tous les renseignements concernant la nature et la situation des points de prélèvements, ainsi que le déroulement de ces derniers ;

- une étude statistique complète sur les résultats concernant les ions fondamentaux : nombre de points dans la classe, fréquence, histogramme, valeurs maximales, moyennes et minimales, écart type, etc. ;

- le tracé mécanographique des diagrammes SCHOLLER-BERKALOFF, pour chacun des 480 points de prélèvement ;

- le calcul d'une trentaine de coefficients de corrélation ;

- le calcul d'une quinzaine de rapports caractéristiques ;

- le calcul des me/l à partir des mg/l, de la dureté à partir de Ca et Mg, le calcul des bilans ioniques et des pourcentages d'erreur, etc...

A noter que l'utilisation des diagrammes SCHOLLER - BERKALOFF pour l'étude des eaux polluées est une innovation de cette étude, ce type de diagramme étant surtout utilisé auparavant pour la comparaison d'eaux de couches géologiques d'âge différent.

5. VITESSE DE DEPLACEMENT VERTICAL DE LA POLLUTION EN ZONE NON SATURÉE

Notre but était d'expérimenter in situ la vitesse de déplacement vertical de la pollution, depuis le sol jusqu'à la nappe. Pour cela nous avons choisi d'observer le temps de transit d'une eau marquée par un traceur radioactif. Cette étude a donc été menée avec l'aide du C.E.N.G. (MM. MOLINARI J. et CALMELS P.) :

Des motifs de tous ordres (techniques, pratiques et psychologiques) nous ont conduits à renoncer à des essais sur des rejets existants, et à recourir à des rejets simulés avec une eau marquée :

- rejets permanents;: simulation d'infiltrations permanentes se produisant à partir de puisards, soit de type domestique (avec des rejets de quelques centaines de l/h), soit de type industriel (avec des débits allant jusqu'à quelques dizaines de m³/h) ;

- rejets exceptionnels : simulation d'un épandage de brève durée, en surface.

La répétition d'essais sur un même site, dans un laps de temps limité, a conduit à recourir, outre les traceurs radioactifs (Brome 82, Iode 131) à des colorants xanthéniques (Uranine, Rhodamine Wt), qui présentent l'avantage -comme les traceurs radioactifs- de pouvoir être mesurés en continu sur le terrain.

Sur 5 sites expérimentaux, 12 essais au total ont été exécutés, avec et sans traversée de la couche de limons superficiels, dans les alluvions modernes et fluvioglaciales.

6. ETUDE IN SITU SUR LA DISPERSION DE LA POLLUTION

Pour prévoir et contrôler la propagation de la pollution, il importe de connaître le rôle de la dispersion, et surtout de la dispersion transversale. On peut en effet drainer qu'une langue de pollution, initialement très étroite, ne s'étale en largeur, au fur et à mesure de son avancée. En contrepartie, une pollution qui s'étale constitue un phénomène modérateur de la pollution, en abaissant la concentration initiale.

Pour cette étude, un groupe de recherche, placé sous la direction de M. EMSELLEM, a été constitué par les organismes suivant :

- A.R.M.I.N.E.S. (MM. EMSELLEM Y. et FRIED J.J.) ;
- C.E.N.G. (MM. GUIZERIX J., MOLINARI J. et CALMELS P.) ;
- Laboratoire de Radiologie du Bassin d'Aquitaine (Professeur LEVEQUE P.) ;
- S.G.A.L. (M. UNGEMACH P.) ;
- B.R.G.M. S G R Jura Alpes (MM. LIENHARDT G. et COLLIN J.J.).

Notre objectif était de rechercher avec le plus de précision possible, les paramètres de terrain nécessaires pour alimenter un modèle mathématique de la dispersion.

Pour cela nous avons procédé en trois temps :

- 1° - expérimentation sur un même site de plusieurs méthodes possibles pour évaluer les paramètres de terrain ;
- 2° - comparaison de ces méthodes, et choix de l'une d'entre elles ;
- 3° - au moyen de la méthode choisie, recherche des paramètres de terrain sur plusieurs sites caractéristiques.

Les méthodes initialement mises en compétition étaient :

- injection de saumure dans un simple puits (crépiné lui aussi sur toute l'épaisseur de la nappe), et mesure géophysique de sa progression par sondages électriques, mesures de résistivités sur dispositif rectangle et sur dispositif double dipôle, et mesure de potentiels par mise à la masse ; ce procédé

donne la direction et le sens d'écoulement de la nappe, et une vitesse de déplacement moyenne sur toute l'épaisseur aquifère ; il permet en outre de calculer les coefficients de dispersion longitudinale et transversale ;

- injection d'iodure de sodium dans un puits, crépiné sur toute l'épaisseur de la nappe, et mesure de l'évolution des concentrations à l'aval, successivement dans deux batteries de piézomètres ; comme le précédent, ce procédé permet d'obtenir une vitesse de déplacement moyenne de la nappe ainsi que le coefficient de dispersion longitudinale et transversale, mais le dispositif d'observation mis en place est beaucoup plus onéreux (puits et piézomètres).

C'est finalement le procédé géophysique qui a été retenu. Quatre sites caractéristiques, tant dans les alluvions modernes que fluvioglaciaires, ont ainsi été étudiés, sur des distances de parcours allant de 15 à 70 m selon les cas.

Les paramètres moyens ainsi obtenus sur le terrain ont été traités dans un modèle mathématique représentant un aquifère homogène. Puis, par un procédé analogue à celui de la déconvolution, les résultats obtenus sont transférés dans un modèle rendant compte de la stratification du terrain aquifère (en fonction des coupes géologiques des sondages d'injection), et donnant la valeur de la dispersion longitudinale et transversale sur chacun des sites étudiés.

Sur trois des sites étudiés par "géophysique sur saumure", ont été effectuées des mesures de vitesse in situ sur chacune des strates du terrain aquifère, par la méthode de dilution sur "puits unique".

7. UN DISPOSITIF ORIGINAL DE CONTROLE DE LA POLLUTION EN

PROFONDEUR : LE MULTITUBE

Dans une région où sources de pollution et zones de captage voisinent dangereusement, il était indispensable de s'assurer de la qualité de l'eau de la nappe avant son arrivée aux puits de pompage. Nous proposâmes donc la mise en place d'une barrière de contrôle à l'amont phréatique immédiat d'une zone de captage très menacée : celle de Charmy.

Nous avons donc personnellement conçu et mis au point un dispositif, dénommé "multitube", garantissant la sélection et la représentativité des échantillons prélevés à différentes profondeurs sur une même verticale.

La barrière de contrôle mise en place à Charmy comprend 19 multitubes, prélevant chacun à 4 niveaux différents de l'aquifère. Ces niveaux ont été choisis dans les zones les plus favorables, à la suite de nombreux essais de perméabilité (essais LEFRANC) pratiqués en cours de sondage, et d'analyses granulométriques sur les échantillons de terrain. Ces derniers ont été prélevés chaque décimètre, afin d'assurer la coupe géologique la plus précise possible.

Les prélèvements d'eau effectués sur cette barrière de "multitubes" ont permis d'étudier la répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation.

8. CONTAMINATION DE ZONES DE CAPTAGE A PARTIR D'EAUX SUPERFICIELLES POLLUEES

Cette étude est particulièrement intéressante pour connaître le temps qu'il faut à une pollution du Rhône pour contaminer les zones de captages de Charmy et Crépieux, qui sont les plus importantes de toute l'agglomération lyonnaise.

Il s'agissait en l'occurrence d'une pollution chronique inévitable, prévue et soigneusement programmée à l'avance : celle due aux vidanges du barrage de Verbois, en juillet 1969 et en juillet 1972. En juillet 1972, sur 6 puits spécialement sélectionnés en fonction de leurs situations respectives vis-à-vis du Rhône, et sur 2 points d'eau de surface, des mesures piézométriques, thermométriques et des prélèvements pour analyses bactériologiques et chimiques ont été faits pendant une quinzaine de jours, avec une fréquence modulée toutes les 2 ou 4 heures, suivant l'intensité de la pollution physique passant dans le Rhône.

9. PROPAGATION ET AUTOEPURATION DE LA POLLUTION CHIMIQUE A L'AVAL D'UNE DECHARGE COMMUNALE

Le problème de la propagation et de l'autoépuration de la pollution chimique à l'aval d'une décharge est particulièrement important dans la plaine de Lyon, où de nombreuses gravières en eau désaffectées ont été transformées en décharges. Le contact direct des détritiques avec l'eau de la nappe y est particulièrement dommageable.

Nous avons retenu un emplacement permettant de comparer la propagation à l'aval d'un site à la fois anaérobé et aéré.

La zone d'étude a été équipée par nos soins :

- à l'amont de la décharge : d'un piézomètre ;
- à l'aval immédiat : d'un multitube, d'un sondage profond (jusqu'au substratum) et de 3 piézomètres ;
- à 100 m à l'aval : d'une ligne de 8 piézomètres ;
- à 250 m à l'aval : d'une ligne de 9 piézomètres.

Vingt-sept campagnes de mesures piézométriques et de prélèvements concomitants pour analyses ont été exécutées bimensuellement de Novembre 1971 à fin Octobre 1972.

10. ETUDE SUR LA PROPAGATION DE LA POLLUTION A L'AVANT DU COULOIR
DE DECINES

Le but de cette étude était double :

- rechercher si les pollutions observées à l'aval du couloir de Décines se retrouvaient ou non dans les alluvions modernes, et sinon pourquoi ;

- préciser les relations piézométriques et hydrogéochimiques entre la Rize (ruisseau longeant la rive droite du canal de Jonage) et la nappe.

En plus des 3 piézomètres préexistant à cette étude, 6 autres ont été implantés dans cette zone ; 3 forages profonds (jusqu'au substratum) y ont été exécutés et 3 stations limnigraphiques ont été mises en place (sur le canal de Jonage, sur son contre-canal rive droite et sur la Rize.

Vingt-neuf campagnes piézométriques et de prélèvements pour analyses ont été faits bimensuellement. La première campagne a porté sur 22 points de mesure, pour préciser le cadre de l'étude ; 22 campagne ont porté sur une quinzaine de points et 6 campagnes sur 7 à 8 points.

11. DETERMINATION DE L'AGE DES EAUX SOUTERRAINES AU TRITIUM

Le but de cette datation était de rechercher les signes d'une possible drainance ascendante de la nappe de la molasse vers les eaux souterraines circulant dans les couloirs fluvio-glaciaires et de mettre en évidence les infiltrations provenant du fond du canal de Jonage et alimentant la nappe des alluvions modernes à l'aval hydraulique souterrain de celui-ci.

Pour ce faire nous avons effectué des prélèvements sur douze points d'eau, huit de ceux-ci étant situés dans le couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu et les quatre autres dans les alluvions modernes. La plupart de ces points d'eau ont été choisis le long de la même ligne de courant, afin de pouvoir détecter plus sûrement d'éventuelles venues occultes, localement circonscrites.

Les analyses ont été effectuées au Centre de Recherches Géodynamiques de Thonon, par le Laboratoire que dirige M. Philippe OLIVE.

C h a p i t r e I I

LE M I L I E U P R O P A G A T E U RDE L A P O L L U T I O N

Lorsqu'elle n'est pas contrôlée à sa source, la pollution est propagée dans le milieu naturel que constitue le terrain par les eaux d'infiltration ou de nappe. Dans la zone non saturée se propagent verticalement vers la profondeur les pollutions véhiculées par l'eau des précipitations atmosphériques directes ou de ruissellement. La contamination une fois parvenue au niveau de l'aquifère, est propagée horizontalement par la nappe, parfois sur de très grandes distances (voir bibliographie, passim).

A. ENTRAINEMENT DE LA POLLUTION DANS LA ZONE NON SATURÉE
PAR LES INFILTRATIONS PROVENANT DES PRECIPITATIONS
ATMOSPHERIQUES (voir en annexe la planche n° 3)

Toutes les eaux provenant des précipitations atmosphériques n'atteignent pas la nappe par infiltration, en raison des pertes par évapotranspiration. Les infiltrations efficaces (jusqu'à la nappe) peuvent être assimilées à "l'excédent" d'eau défini par la méthode des bilans, d'après Thornthwaite. Pour calculer cet excédent on commence par établir le bilan hydrologique, c'est-à-dire la différence entre les apports pluviométriques et les pertes par évapotranspiration potentielle (calculée d'après la formule de Thornthwaite). Lorsque le bilan est positif, une tranche d'eau estimée en France à 100 mm/an, est considérée comme réserve emmagasinée dans le sol végétal. Au-delà de cette hauteur d'eau réservée, tout apport en excédent est estimé s'infiltrer jusqu'à la nappe, s'il n'y a pas d'écoulement de surface, ce qui est le cas dans la plaine de l'Est lyonnais.

Sur le graphique afférent (voir en annexe la planche n° 3) il ressort que le bilan hydrologique mensuel est positif de novembre à mai et que la somme des excédents quotidiens augmente pendant la même période. Pendant cette période d'infiltration efficace, qui dure de novembre à mai, les risques de pollution seront donc particulièrement importants.

Est-ce à dire que pendant la période de déficit, qui va de juin à septembre, les risques de pollution de l'aquifère soient nuls. Selon SIWERTS E. (1972) l'alimentation de la nappe est possible en été bien que le sol ait été désaturé ; le transit des infiltrations se limite à la macroporosité du sol. C'est à ce moment que les nappes seraient le plus vulnérables, car le transit rapide en zone non saturée limiterait le pouvoir épurateur des alluvions.

Il semble donc que les pluies orageuses d'été ne soient pas moins dangereuses que les précipitations automnales, hivernales et printanières, pour la propagation de la pollution dans la zone non saturée. Cette dernière est en mesure de jouer largement son rôle propageur en toutes saisons.

B. PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA ZONE NON SATURÉE

La propagation de la pollution dans la zone non saturée sera d'autant moins aisée qu'elle se heurtera à des écrans imperméables, qu'ils soient constitués par les argiles de surface, propres à la nature géologique de certains terrains, ou interstratifiés localement en lentilles d'épaisseur plus importante. Par ailleurs, le cheminement de la contamination jusqu'à la nappe sera d'autant plus long que la hauteur de la zone non saturée sera plus importante.

1. COUVERTURE D'ARGILE SUPERFICIELLE

Le premier obstacle rencontré par la propagation de la pollution en zone non saturée est la couverture d'argile de surface très imperméable (résistivité inférieure ou égale à 150 ohm.ml) ; son épaisseur est très importante (jusqu'à une dizaine de mètres) dans les collines glaciaires. Les moraines du domaine interne sont surtout sablo-limoneuses (résistivité de 150 à 500 ohms.ml), ce qui les rend plus ou moins perméables.

La couverture des couloirs fluvio-glaciaires est un obstacle très relatif : sa nature est sablo-limoneuse, et son épaisseur presque partout inférieure à deux mètres.

Dans les alluvions modernes les limons superficiels sont très argileux (résistivité inférieure ou égale à 150 ohms m). Leur épaisseur est moyenne : elle varie généralement entre 0,50 m et 1,50 m et atteint exceptionnellement 4 m. Cette couverture argileuse disparaît pour laisser les alluvions gravelo-sableuses affleurer directement le long du vieux Rhône depuis l'extrémité orientale de l'île Miribel-Jonage jusqu'au droit de Vaulx-en-Velin.

Note. Cet obstacle naturel que constitue la couche d'argile superficielle ne joue pas contre les rejets d'eaux usées dans les puisards, ceux-ci traversant l'horizon argileux jusqu'au mur gravelo-sableux.

2. INFLUENCE DE LA NATURE DES TERRAINS TRAVERSES

La propagation de la pollution dans la zone non saturée sera d'autant plus aisée que le terrain sera moins argileux. Les alluvions modernes et fluvio-glaciaires sont surtout gravelo-sableuses et ne présentent que de faibles horizons argileux (d'ordre centimétrique à décimétrique). Les moraines contiennent fréquemment des couches argileuses plus importantes (d'ordre décimétrique à métrique) intercalées dans les dépôts caillouteux.

Le mode de dépôt des terrains alluvionnaires (stratifications entrecroisées) fait que les couches argileuses n'y ont ni de grande continuité, ni une forte homogénéité dans leur extension latérale. La contamination glisse horizontalement sur ces écrans. Ce décalage latéral par rapport au point de contamination superficiel sera vraisemblablement à l'échelle de la stratification entrecroisée (métrique à décamétrique), après quoi la pollution reprendra sa descente verticale.

Les couches d'argile interstratifiées doivent donc être considérées comme un frein et non comme un écran absolu. Ce phénomène ralentisseur sera beaucoup plus notable dans les terrains glaciaires.

3. IMPORTANTES INTERCALATIONS LOCALES D'ARGILE

(Voir en annexe la diapo. n° 2).

Au sein des terrains non saturés, la géophysique a permis de déceler localement des intercalations argileuses importantes (5 à 10 m d'épaisseur) en tête des couloirs fluvio glaciaires (à l'intérieur du quadrilatère Grenay, Colombier-Saugnieu, Pusignan, Mi-plaine), et dans les collines s'étendant de Grenay à Villette-d'Anthon. On observe par endroits le colmatage total des alluvions sèches, et même (entre Jons et Mons) de l'ensemble des alluvions.

En raison de leur forte épaisseur et de leur extension sur plusieurs kilomètres carrés, les intercalations argileuses semblent devoir constituer un frein plus efficace que les couches d'argile interstratifiées étudiées au paragraphe précédent.

4. INFLUENCE DE L'ÉPAISSEUR DES TERRAINS TRAVERSES

(voir en annexe la diapo. n° 3)

Plus l'épaisseur des terrains traversés sera grande, et plus le rôle de frein et d'autoépuration de ces terrains sera prononcé.

Les plus grandes profondeurs non saturées (supérieures à 40 m) sont rencontrées :

- au sommet des collines glaciaires, à Chassieu et à Saint-Bonnet-de-Mure ;

- dans la partie amont du couloir de Meyzieu ; le couloir de Décines, plus éloigné du front morainique, présente de ce fait des dépôts de moindre épaisseur.

Les plus faibles profondeurs (inférieures à 10 m) existent :

- dans les alluvions modernes où la profondeur varie entre 2 et 4 m sur la majorité de la surface,

- dans la partie aval du couloir de Meyzieu,

- de chaque côté du couloir de Meyzieu, et sur le seul bord méridional du couloir de Décines, au pied des collines glaciaires,

- au droit de la nappe de la colline glaciaire de Genas, entre Azieu et Décines-Charpieu, ainsi que dans la partie nord des moraines orientales, notamment à Jons et à Anière.

D'une façon générale et à l'échelle régionale, les courbes isopaches du terrain non saturé sont surtout influencées par les variations d'altitude de la surface topographique. Dans l'île de Miribel-Jonage où la topographie est relativement plane (si l'on excepte des entailles disséminées, de un à quelques mètres au plus, occasionnées par les lînes mortes et les gravières, et dont nous n'avons pas tenu compte dans le tracé des courbes isopaches du terrain non saturé) une étude détaillée des courbes d'isoprofondeur montre aussi l'influence de la surface piézométrique :

- la courbe des trois mètres traduit l'arrivée des eaux du fluvio glaciaire dans les alluvions modernes, (ce phénomène étant en partie masqué dans le couloir occidental par le drainage qu'occasionne le canal de fuite de l'usine hydro-électrique de Cusset) ;

- la courbe des quatre mètres traduit l'influence drainante du canal de fuite ci-dessus, et celle du vieux Rhône jointe à l'action de la zone de captage de Charmy ;

- la courbe des cinq mètres traduit la dépression créée par la zone de Charmy.

5. CONCLUSION

La propagation de la pollution dans la zone non saturée rencontre de nombreux obstacles naturels dans les terrains glaciaires, très épais, et qui comportent partout soit une couverture argileuse soit des intercalations de même nature très importantes (5 à 10 m). La partie amont des couloirs fluvio-glaciaires présente les mêmes caractéristiques, à l'exception des dépôts superficiels, peu épais et plus ou moins perméables. Le reste des couloirs ainsi que les alluvions modernes sont mal protégés contre la propagation de la pollution dans la zone non saturée. Le rôle de tampon que constituent les fortes épaisseurs non saturées joue surtout en faveur des terrains déjà favorisés par la présence d'écrans argileux : le glaciaire, et la partie amont des couloirs fluvio-glaciaires.

L'observations de l'incidence effective de l'épaisseur des alluvions non saturées et des intercalations argileuses sur la qualité de la nappe sera effectuée ci-après (en troisième partie).

C. CONTACT DE LA POLLUTION AVEC LA NAPPE

(voir en annexe diapo. n° 4)

La propagation horizontale du liquide polluant (soluté) commence au contact même de la frange capillaire. Si bien que les fluctuations de la surface piézométrique favorisent le mélange de la pollution avec la nappe. Plus les fluctuations sont importantes et rapides, plus le transport au sein de la nappe sera facilité.

La carte des différences de niveaux piézométriques entre mai 1970 (hautes eaux) et septembre 1970 (basses eaux) permet d'observer à l'échelle régionale l'importance des fluctuations, (voir en annexe la diapo. n° 4). Les valeurs reportées sur la carte sont partout positives, ce qui est conforme au rythme des infiltrations efficaces, sauf dans les couloirs fluvio-glaciaires.

1. LES COULOIRS FLUVIO-GLACIAIRES

En raison de la grande profondeur de la nappe en ces endroits, les infiltrations efficaces maximales de la fin de l'hiver n'occasionnent une remontée maximale du niveau piézométrique qu'en été. Ceci est très net (voir en annexe la planche n° 4) sur le graphique piézométrique du point 699.5.41 (situé au milieu du couloir de Meyzieu, à une profondeur d'une trentaine de mètres), pendant la période 1970-1971. En 1972, le déficit pluviométrique entraîne à la fois une baisse piézométrique de 0,70 m et une avance des cotes maximales dès le mois de mai. A l'aval du même couloir de Meyzieu, le point 698.8.173 (voir en annexe la planche n° 4) est moins profond (une dizaine de mètres) : sa réaction aux infiltrations est plus rapide et plus forte.

Note. L'extension de la courbe négative jusqu'à la partie aval du couloir de Décines semblerait due aux forts prélèvements d'eaux souterraines effectués dans cette zone par les industries du mois d'octobre au moins de juin.

2. LES ALLUVIONS MODERNES

Les variations piézométriques y sont rapidement et nettement sensibles aux infiltrations atmosphériques, en raison de la faible profondeur de la nappe. L'influence des eaux de surface s'y fait aussi sentir. Les plus fortes différences sont observées en bordure du canal de Miribel (2 m) et traduisent l'alimentation de la nappe par ce dernier, en période de crue. Les plus faibles différences (0,50 m) se trouvent le long du canal de Jonage et sont influencées par les variations de la nappe fluvio-glaciaire (du couloir de Meyzieu notamment).

La convexité amont des courbes de 1 m et de 1,50 m entre Vaulx-en-Velin et le Grand-Large est due à ce que, en période de hautes eaux, la montée de la nappe est limitée à cette zone par deux axes drainants : le vieux Rhône au Nord et la Rize au Sud. La courbe de 1,50 m est aussi influencée par le rôle drainant du canal de fuite à l'aval de l'usine hydro-électrique de Cusset.

3. LES COLLINES GLACIAIRES

Là où la nappe est peu profonde, dans les collines orientales au Nord de Janneyrias, les valeurs sont toutes positives et assez importantes (2 m et plus). Dans les autres secteurs des collines glaciaires, des valeurs à la fois positives et négatives sont observées, et leur cartographie ne peut être précisée de façon certaine. Ce phénomène est vraisemblablement dû à l'hétérogénéité des matériaux morainiques qui peut occasionner de fortes différences de vitesse d'infiltration et d'emménagement en des points rapprochés. D'autre part, la nappe perchée, lorsqu'elle existe, réagit rapidement et présente des valeurs positives ; la nappe profonde varie plus lentement, ce qui entraîne des valeurs négatives.

4. CONCLUSION

Le contact de la pollution avec la nappe, et son passage au sein de celle-ci, sont facilités dans les alluvions modernes, la partie aval des couloirs fluvio-glaciaires, et certaines zones des collines glaciaires, par de rapides variations du niveau piézométrique (dues à la faible profondeur de la nappe).

D. PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA ZONE SATURÉE

La propagation de la pollution dans la zone saturée est déterminée par la conformation et la perméabilité du milieu aquifère. Ces caractéristiques influent directement sur la morphologie de la surface piézométrique et les directions d'écoulement.

1. FORME ET NATURE DU SUBSTRATUM (voir en annexe la diapo. n° 5).

Il s'agit du substratum conducteur détecté par la géophysique, c'est-à-dire du mur imperméable des terrains aquifères. Cette formation de base est électriquement plus conductrice, et peut donc être constituée aussi bien par de la molasse sableuse que par de l'argile glaciaire. Il se peut aussi que le mur argileux soit d'âge miocène, localement. Il se peut même que des couches grossières de la molasse soient géophysiquement prises en compte à l'intérieur des formations perméables sus-jacentes au substratum conducteur.

Les principaux aspects de la conformation du milieu aquifère lui sont conférés par celle de son substratum conducteur.

1.1. Collines glaciaires

La campagne géophysique a largement confirmé l'existence d'une ossature molassique générale sous les collines morainiques. C'est là une conclusion importante de la campagne géophysique. Elle est fondée sur une densité de sondages électriques pratiquement aussi forte sur les collines glaciaires que dans les couloirs fluvio-glaciaires (mailles de 500 m environ).

La séparation entre les couloirs de Meyzieu et Décines est marquée, dans le substratum même, par l'éperon molassique qui s'avance depuis Bonce et Saint-Bonnet-de-Mure (au Sud) jusqu'au Grand-Large (au Nord). La colline de Grenay à Bron n'avait jusqu'à présent un soubassement miocène connu qu'à ses deux extrémités. Il est maintenant certain que c'est l'ensemble de cette crête glaciaire qui est soutenu par une arête molassique. Il en est de même pour les collines "radiales" de Jonage et Pusignan, où les données antérieures étaient particulièrement imprécises. L'ossature molassique des collines internes est aussi confirmée.

Il faut cependant noter l'existence d'un ensellement dans la crête du substratum molassique conducteur, au droit de Fouillouse (colline de Saint-Priest). Il est possible qu'il s'agisse d'un passage latéral au faciès graveleux de la molasse, plus résistant (donc assimilé localement par la géophysique à des alluvions). Dans le domaine interne, trois ensellements de direction E-W affectent le substratum (au droit de Saugnieu, Colombier-Saugnieu et Bonce).

1.2. Couloirs fluvio-glaciaires

La direction générale de l'axe des paléo-couloirs SE à NW. On observe en outre plusieurs paléo-vallons S-N, dont les deux principaux existent à l'Ouest de Genas et à l'Ouest de Pusignan (deux autres pouvant être observés au droit au Grand Large et au Nord Ouest de Janneyrias).

Sous les couloirs, le substratum conducteur est souvent constitué d'argiles morainiques masquant la molasse (à moins qu'il ne s'agisse localement d'argile miocène), et ce, notamment, dans le couloir de Meyzieu. Mais il existe d'importantes exceptions, en particulier au droit même de Meyzieu. Quant au couloir de Décines, son substratum conducteur est constitué en parts à peu près équivalentes par de la molasse sableuse et par de l'argile glaciaire. On ne peut donc estimer que les dépôts d'argile glaciaire tapissent sur toute leur étendue le fond des couloirs fluvio-glaciaires.

1.3. La plaine moderne

L'emboîtement des alluvions modernes dans les dépôts fluvioglaciers (occasionnant un abrupt de terrasse d'une dizaine de mètres) ne se retrouve pas dans le substratum. Ce dernier est marqué par une succession de crêtes et de chenaux parallèles, orientés surtout NE-SW dans la partie orientale de l'île de Miribel-Jonage, puis E-W dans son extrémité occidentale), occasionnant des dénivelés fréquentes d'une dizaine de mètres.

La moraine argileuse tapisse les dépressions du fond molassique, surtout dans la moitié occidentale de l'île. La partie orientale a son substratum constitué principalement par des sédiments miocènes.

1.4. Conclusion

Dans les collines l'ossature molassique est générale sous les dépôts glaciaires. L'argile morainique tapisse le fond d'une bonne partie des couloirs fluvioglaciers et de la moitié occidentale des alluvions modernes.

Ces changements de nature du substratum entraînent des variations du coefficient de perméabilité K. Celui de l'argile morainique est de 10^{-9} m/s environ. La molasse est, par contre, relativement perméable : 10^{-4} m/s selon les pompages d'essais pratiqués. Dans quelle mesure la molasse peut-elle être considérée comme un substratum imperméable pour les dépôts superposés ? Le problème sera étudié ci-après avec la perméabilité du milieu aquifère.

2. PERMEABILITE DU MILIEU AQUIFERE

L'étude des perméabilités du milieu aquifère a conduit à deux types de valeurs :

- une perméabilité moyenne, valable pour l'ensemble de l'épaisseur aquifère en un point donné ;
- une perméabilité particulière, couche par couche, sur une même verticale.

2.1. Perméabilité moyenne du milieu aquifère

Nous avons déjà exposé, dans le "Programme des études", que pour obtenir une grande répartition des valeurs des coefficients de perméabilité sur l'ensemble de la zone d'étude, une corrélation a été tentée entre les coefficients de perméabilité K obtenus à l'aide de 105 pompages d'essais et le facteur de formation F (déjà défini p. 140) des mêmes sites.

La méthode de corrélation avec le facteur de formation n'a pas été applicable aux terrains glaciaires. De nombreux niveaux consolidés en conglomérats y occasionnent de fortes résistivités qui perturbent l'interprétation des perméabilités. D'après les pompages d'essais effectués, les coefficients de perméabilité sont souvent de l'ordre de 10^{-5} m/s.

Les alluvions fluvioglaciers présentent des perméabilités très importantes : la majorité des points avoisinant $7 \cdot 10^{-3}$ m/s, avec des écarts allant de $5 \cdot 10^{-3}$ à $2 \cdot 10^{-2}$ m/s. De telles valeurs sont trois à quatre fois plus fortes que celles rencontrées dans les alluvions modernes. L'explication que nous proposons est un lessivage des fines fluvioglaciers (par les eaux de fonte du glacier) beaucoup plus important que celui des alluvions modernes (par le Rhône). Cette différence d'action est traduite par le fait que la pente topographique longitudinale du couloir de Décines et de celui de Meyzieu est quatre à cinq fois plus forte que la pente de la plaine moderne ($1 \cdot 10^{-3}$ environ).

Les alluvions modernes ont une bonne perméabilité, la presque totalité des points étant comprise entre 1 et 5.10^{-3} m/s, avec une majorité voisine de 2.10^{-3} m/s. On y observe une répartition exceptionnelle de faibles valeurs (inférieures à 1.10^{-3} m/s) le long de la digue qui limite le Grand-Large au Nord Ouest. Ces alluvions peu perméables s'appuient elles-mêmes sur un éperon du substratum (au Nord Est de Charpieu). Le thalweg très marqué du substratum qui termine le couloir de Meyzieu sous le Grand-Large est donc fermé à son extrémité aval par une barrière de dépôts peu perméables. Cette obstruction ne sera pas sans influence sur la piézométrie (voir plus loin p. 173).

2.2. Perméabilités particulières (strate par strate) du milieu aquifère

Une étude détaillée, couche par couche, du milieu aquifère, montre une grande hétérogénéité verticale des perméabilités, mises en évidence par les analyses granulométriques, les essais de perméabilité et les mesures radiogéologiques.

L'analyse granulométrique (voir en annexe la planche n° 5) de deux couches d'un même sondage (698.7 B.191) donne un d_{10} qui est 2,8 fois plus fort, un d_{60} qui est 140 fois plus grand et un coefficient d'uniformité 50 fois plus fort pour une grave propre (mal calibrée avec peu de sable), que pour un sable propre (mal gradué avec beaucoup de graviers). Ces analyses granulométriques ont été faites par le Laboratoire régional du Ministère de l'Équipement, à Lyon.

Sur 3 sondages (698.7.187, 698.7.188, 698.7.189) 38 essais de perméabilité ont été exécutés avec succès à différents niveaux. De nombreux autres essais ont été tentés en vain dans des horizons où les teneurs en fines étaient trop importantes pour permettre d'observer des variations de niveau suffisamment rapides. Les résultats obtenus montrent de grandes variations de coefficients de perméabilité allant de $7,5.10^{-4}$ m/s à 5.10^{-1} m/s, avec des valeurs plus fréquentes vers 2 à 3.10^{-3} m/s dans les couches

sablo-graveleuses, et autour de 3 à 4.10^{-2} m/s dans les horizons de graviers et galets.

Les mesures radiogéologiques sur un sondage de 19,60 m, testé jusqu'à 16 m (fond comblé) ont indiqué une activité en radon 222, quatre fois plus forte (entre 4 m et 4,50 m, que dans le plus grande partie de l'aquifère testé. Le traçage au brome 82 (injecté suivant la méthode par pulsion sur puits unique) a mis en évidence, outre ce niveau supérieur de la nappe, une couche (située de 10 à 12 m sous le sol) où les valeurs sont 7 à 10 fois plus fortes que sur le reste de l'Aquifère. Ces mesures ont donc permis de déceler deux horizons plus particulièrement perméables : le premier situé entre 4 m et 4,50 m (partie supérieure de la nappe) et le second entre 10 et 12 m.

2.3. Conclusion

Hétérogénéité des perméabilités moyennes et particulières

Les alluvions fluvio-glaciaires sont nettement plus perméables (7.10^{-3} m/s en moyenne) que les alluvions modernes (2.10^{-3} m/s en moyenne). Les dépôts glaciaires sont, dans l'ensemble, très peu perméables (10^{-5} m/s). Dans un plan horizontal, les variations latérales des coefficients moyens de perméabilité sur toute l'épaisseur du terrain aquifère sont relativement peu importantes (1 à 5.10^{-3} m/s dans des alluvions modernes et 5.10^{-3} à 2.10^{-2} m/s dans les formations fluvio-glaciaires au regard des différences de perméabilité observées verticalement en un même site (de 10^{-9} m/s dans les couches argileuses à 5.10^{-1} m/s dans les galets francs).

Quels coefficients de perméabilité prendre en compte ?

Dans l'optique de la propagation de la pollution, faudra-t-il prendre en considération les valeurs moyennes (sur toute l'épaisseur aquifère) ou les valeurs particulières (couche par couche) des coefficients de perméabilité ? La réponse

est donnée par l'examen des coupes géologiques faites sur 19 sondages autant que possible alignés sur une longueur de 1300m (distants entre eux de 75 m) suivant le sens de l'alluvionnement (sens longitudinal de la vallée). Les horizons les plus perméables ne sont pas répartis au hasard d'un sondage à l'autre. Les couches à galets et graviers sont surtout groupées de façon ininterrompue sur 1100 m de longueur au-dessus de la cote 162 N G F (jusqu'à 169 N G F), ou moins continûment sous la cote 155 N G F (jusqu'à 152 N G F). Entre les deux, un horizon à dominante sablonneuse est identifiable sur 1200 m de longueur. Cet horizon comporte aussi de l'argile mélangée au sable, en proportions qui n'ont pu être mesurées en raison de la technique de sondage (par battage à la soupape).

Lorsque la pollution et l'eau qui la véhicule se déplacent dans le sens de l'alluvionnement, il faudra tenir compte de ce qu'elles peuvent emprunter les couches de plus forte perméabilité (avec des valeurs de 10 à 100 fois plus grandes que dans les autres couches), sur plusieurs centaines de mètres et jusqu'à 1100 m. Au-delà de ces distances, il est probable que le lit fossile emprunté souterrainement aura été recoupé par les dépôts latéraux moins perméables d'une autre couche alluvionnaire. Ceci freinera momentanément la progression de la pollution. Lorsque l'écoulement des filets d'eau souterraine se fera transversalement au sens de l'alluvionnement, il conviendra de prendre en compte une perméabilité plus proche de la moyenne (de toute l'épaisseur du terrain aquifère) dès que la distance parcourue excédera les dimensions de quelques lentilles alluvionnaires (chacune étant d'ordre métrique à décimétrique). Notons que cette différence de perméabilité, suivant que l'axe d'écoulement coïncide ou non avec l'axe d'alluvionnement a été mesurée dans le cas des alluvions de l'Allier à Dallet (BADIN L., MICHEL R., 1955) ; suivant l'axe d'alluvionnement (parallèle au coteau) $K = 4,35 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$, par contre dans le sens perpendiculaire $K = 1,72 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ seulement. Dans tous les cas, la tranche aquifère supérieure, soumise aux battements de la nappe, sera plus perméable que les alluvions de même nature saturées en permanence.

La molasse, substratum imperméable ?

Géophysiquement, l'argile glaciaire et la molasse réagissent comme un substratum conducteur par rapport aux formations alluvionnaires. Mais ce substratum conducteur peut-il être considéré comme imperméable ? Pour l'argile glaciaire, sans doute. Mais pour la molasse, cela dépend des cas.

Ainsi, les dépôts morainiques ont un coefficient moyen de perméabilité 10 fois plus faible que celui de la molasse (sur laquelle ils reposent directement le plus souvent). Peut-on considérer ici la molasse comme leur substratum imperméable ? Le problème sera étudié ci-après (en 3.3., Limite inférieure de la nappe).

En revanche, les alluvions fluvioglaciales ont une perméabilité moyenne 70 fois plus élevée que celle de la molasse. Cette dernière semble bien devoir être considérée comme un substratum imperméable par rapport aux dépôts fluvioglaciaux.

La perméabilité la plus fréquemment rencontrée dans les alluvions modernes est 20 fois plus élevée que celle de la molasse. L'écart est suffisant pour que celle-ci soit considérée comme un substratum imperméable. Mais il se peut que, localement, des perméabilités moins différentes soient superposées et que la molasse puisse alors être contaminée par une éventuelle pollution des alluvions modernes.

La notion de substratum imperméable n'est pas absolue, mais relative. L'eau sature toutes les formations géologiques du sous-sol en dessous du niveau piézométrique. L'imperméabilité peut être définie comme une différence de perméabilité, suffisamment importante (de l'ordre d'une puissance de 10), entre deux couches (ou deux ensembles de couches saturées) pour que deux types de nappe, au comportement hydrodynamique différent s'y individualisent.

3. LIMITES ET DIRECTIONS DE PROPAGATION DE LA POLLUTION

(Voir en annexe diapo. n° 1)

Les limites (supérieure, inférieure et latérales) de la nappe déterminent le champ de la propagation de la pollution. A l'intérieur de ce dernier, il est du plus grand intérêt de connaître la direction que prendra une possible pollution à partir d'un point de contamination donné.

3.1. Limite supérieure de la nappe

Sur toute la surface de la zone d'étude, l'aquifère des dépôts quaternaires est à nappe libre. Il existe une exception temporaire dans les alluvions modernes, lorsque les crues du Rhône font monter la surface piézométrique jusqu'au mur des argiles de couverture. D'autre part, un site artésien existe à l'aval immédiat du Grand-Large (698.8.111). S'agit-il d'une résurgence de ce plan d'eau ou d'une venue de la nappe fluvio-glaciaire passant sous le lac artificiel ? L'examen de la qualité de l'eau prélevée témoigne pour cette dernière solution.

3.2. Limites latérales de la nappe. Précisions

L'aspect original de notre étude piézométrique a été, outre sa généralisation aux couloirs fluvio-glaciaires, son extension aux collines glaciaires, qui a permis d'apporter des éléments nouveaux concernant les limites amont de la nappe (déjà esquissées p. 122).

- Il existe dans les moraines des lignes de partage des eaux souterraines qui suivent approximativement les limites du bassin versant superficiel, mais avec des dépassements ou des retraits importants : de l'ordre de 500 à 1 000 m ;

- les ensellements du substratum, entre la vallée de la Bourbre et le couloir de Meyzieu, de même qu'entre le

couloir de Décines et celui d'Heyrieux au Sud (problème évoqué plus haut) n'influent pas sur la piézométrie ; celle-ci sépare nettement chacune de ces unités ;

- les aquifères de Meyzieu et Décines sont entièrement séparées par la crête piézométrique du Glaciaire de Genas, qui se poursuit à l'amont sous la surface fluvio-glaciaire en épousant le haut-fond du substratum qui relie en profondeur l'ossature de Genas à celle de Bonce.

Le périmètre délimité par les lignes de partage des eaux souterraines de l'aquifère glaciaire met la nappe étudiée à l'abri des pollutions extérieures ; inversement, toute pollution existant à l'intérieur de la surface aquifère ainsi délimitée (280 km²) ne peut en franchir les barrières naturelles.

Il a déjà été exposé (p. 122) pourquoi nous avons pris comme limites aval : le canal de Miribel au Nord, et le boulevard périphérique ceinturant l'agglomération lyonnaise à l'Ouest.

3.3. Limite inférieure de la nappe

La limite inférieure de la nappe est constituée par le substratum conducteur : argile morainique ou molasse. Dans ce dernier cas, toutefois, nous avons vu que subsiste une incertitude : lorsque le matériau des collines glaciaires est en contact direct avec la molasse sous-jacente, 10 fois plus perméable.

Ce cas particulier est nettement illustré sous la plus grande partie de la colline de Genas. Or un relevé piézométrique détaillé a permis d'observer dans cette zone deux aquifères superposés. Le premier est situé dans le matériau glaciaire. Le second, plus profond, baigne la molasse.

Pourtant la Géophysique n'a décelé, à cet endroit, aucune couche notable d'argile morainique sur la molasse. Il se peut cependant que cette couche argileuse existe, mais sur une faible épaisseur. Il est aussi possible que seules les multiples intercalations argileuses accumulées dans le matériau glaciaire (très hétérogène) suffisent à soutenir une petite nappe perchée.

La molasse ne sert pas de substratum imperméable à l'aquifère glaciaire. Celui-ci trouve son origine dans la grande hétérogénéité des dépôts glaciaires. Ceux-ci se comportent comme une vaste gangue très peu perméable, emprisonnant des poches plus graveleuses, reliées entre elles de façon très aléatoire.

Dans ces conditions très particulières, il n'est donc pas impossible que d'éventuelles substances polluantes, après avoir atteint la nappe glaciaire, puissent s'infiltrer très lentement jusqu'à la nappe molassique. Mais, même sans cela, cette dernière n'est pas à l'abri de la pollution sous la colline de Genas. L'examen de la piézométrie montre en effet la possibilité d'une alimentation, et donc d'une éventuelle pollution, par l'eau souterraine issue des alluvions fluvioglaciales situées en amont.

Faisons une dernière remarque sur ce cas bien particulier. Nous avons vu que la nappe glaciaire constituait une barrière hydraulique entre les couloirs de Décines et de Meyzieu. Il existe de même, dans la nappe molassique, une ligne de partage des eaux souterraines isolant ces deux couloirs. La pollution a donc des difficultés pour passer de l'un à l'autre.

3.4. Direction de propagation de la pollution

La pollution, une fois parvenue dans la nappe, est véhiculée par celle-ci. Les directions de propagation de la pollution seront celles de l'écoulement des eaux souterraines. Une connaissance précise du comportement hydrodynamique de cet aquifère est donc indispensable.

Collines glaciaires. La nappe prend naissance dans les collines glaciaires. Aux ossatures molassiques qui soutiennent les dépôts morainiques correspondent des "nappes en dômes", déjà observées sur des sites analogues dans la région de Valence (BUSSE J.F., 1962). La nappe en dôme de Genas est caractéristique. Les forts gradients hydrauliques de l'aquifère glaciaire (1,3 à 4,7 %) peuvent être imputés aux faibles perméabilités. Mais il semble surtout que ce soit la morphologie du substratum qui joue un rôle déterminant. La persistance de forts gradients hydrauliques de type

glaciaire sous la surface des couloirs coïncide régulièrement avec le prolongement de hauts-fonds molassiques sous le dépôt fluvioglaciale : à Azieu, à l'Ouest des collines du domaine interne (de Janneyrias à Colombier-Saugnieu), au droit et à l'Ouest de Saint-Bonnet-de-Mure.

Les sources possibles de pollution existant sur les collines glaciaires sont surtout dues aux agglomérations. Toutes se dirigent vers les couloirs fluvioglaciaux de la zone étudiée, à l'exception des contaminations pouvant provenir des centres communaux de Bron, Saint-Priest, Saugnieu et Colombier-Saugnieu, situés hors du bassin versant hydrogéologique (voir ci-dessus : limites latérales).

Les couloirs fluvioglaciaux. Dans les deux couloirs de Meyzieu et Décines, le rôle du substratum sur la surface piézométrique est déterminant. Les eaux de chaque couloir sont collectées par un axe drainant qui suit une direction sud est à nord ouest, calquée sur celle prise en profondeur par les thalwegs du substratum. Si la partie aval de l'axe drainant du couloir de Meyzieu s'écarte du trajet emprunté par le thalweg profond sous le Grand-Large, c'est que cette issue est fermée au contact des alluvions modernes par une barrière peu perméable (voir ci-dessus "perméabilité du matériau aquifère") qui dévie l'axe drainant vers l'Est. L'action du substratum sur l'allure de la nappe est encore traduite par le haut-fond qui barre la partie amont du couloir de Meyzieu en y occasionnant un ressaut piézométrique à hauteur de Colombier-Saugnieu. Enfin, la pente du substratum, plus faible sous les couloirs que sous les moraines des collines, se traduit par une baisse sensible du gradient hydraulique, qui devient 10 fois plus faible.

Sur chacun des deux axes drainants fluvioglaciaux, s'alignent des zones industrielles : deux dans le couloir ouest et une dans le couloir est. Les eaux souterraines du couloir de Meyzieu se dirigent ensuite vers les alluvions modernes en passant sous le canal de Jonage. Mais une grande partie de celles du couloir de Décines est artificiellement déviée vers l'Ouest, avant d'atteindre les sédiments modernes. La cause en est le

pompage intensif des eaux souterraines, au droit des zones industrielles situées dans la partie aval du couloir de Décines.

La plaine moderne. Les eaux souterraines provenant du couloir de Meyzieu notamment s'écoulent d'abord vers le Nord dans les alluvions modernes, puis prennent progressivement une direction est-ouest.

La plus grande partie des eaux souterraines s'écoule alors sous diverses décharges de déchets, ainsi que sous l'agglomération de Vaulx-en-Velin, avant de converger vers les zones de captage de la communauté urbaine de Lyon, à l'extrémité occidentale de l'île de Miribel-Jonage (où de fortes dépressions piézométriques traduisent les prélèvements effectués pour l'alimentation en eau).

Les eaux souterraines provenant du couloir de Décines sont presque entièrement déviées vers l'Ouest avant d'atteindre les zones de captage de l'agglomération lyonnaise. L'alimentation en eau potable de cette dernière serait donc très peu affectée par une éventuelle pollution de la nappe fluvio-glaciaire de Décines.

L'adoucissement progressif de la pente du substratum se traduit par un gradient hydraulique plus faible en moyenne, que dans les couloirs fluvio-glaciaires (1,2 ‰). Dans ce contexte, l'influence des eaux de surface (tantôt drainant la nappe, tantôt l'alimentant), est très sensible sur la direction de la propagation d'une éventuelle pollution.

Ainsi, en période normale, une éventuelle pollution issue de la moitié orientale du couloir de Meyzieu gagne le canal de Miribel, au Nord (voir en annexe la diapo. n° 1). En revanche, en période de crue du Rhône, une pollution identique sera entièrement déviée vers l'Ouest, en direction des zones de captage de l'agglomération lyonnaise.

3.5. Conclusions

Les conclusions originales de cette étude sur les limites de la nappe et les directions de propagation de la pollution sont les suivantes :

- les limites de la nappe étudiée sont constituées à l'amont par la ligne de partage des eaux souterraines dans les collines glaciaires, qui circonscrivent une zone de 280 km² ; et il existe souvent un écart important (500 à 1 000 m) entre cette ligne de partage et la ligne de crête des collines glaciaires ; ces crêtes piézométriques isolent la zone étudiée de l'Aquifère de la Bourbre (à l'Est) et de celui du couloir d'Heyrieux (au Sud) ; la séparation hydrodynamique (autant dans les terrains glaciaires que dans la molasse), entre les couloirs fluvio-glaciaires de Meyzieu et de Décines, empêche tout passage polluant de l'un à l'autre, au moins au niveau de la nappe libre observée ;

- la morphologie générale de la surface piézométrique (direction et pente) est tributaire de celle du substratum, qui détermine "nappes en dômes" et axes drainants ;

- Il existe dans la colline de Genas (et vraisemblablement dans les autres collines morainiques de la région étudiée) une nappe dans le glaciaire qui est perchée sur une nappe dans la molasse ; pourtant elles ne sont séparées par aucun écran argileux important (décelable par la Géophysique) ; seule la nature très hétérogène du matériau glaciaire semble devoir en être la cause ;

- l'écoulement des eaux souterraines issu des collines glaciaires (et pouvant véhiculer des pollutions d'origine urbaine) s'effectue dans les couloirs fluvio-glaciaires (où il peut rencontrer d'éventuelles pollutions d'origine industrielle), puis gagne les alluvions modernes (et de possibles pollutions issues de diverses décharges et de l'agglomération de Vaulx-en-Velin).

- sur leur trajet, les eaux souterraines passent à travers plusieurs zones de captages communales ; avant de converger vers celles de la communauté urbaine de Lyon ; l'alimentation en eau potable de la région lyonnaise est donc tributaire de la

plus grande partie de la nappe étudiée ;

- les eaux de surface peuvent avoir une incidence sur la direction d'écoulement des eaux souterraines (par modification des niveaux piézométriques ; ainsi, en période de crue, toute éventuelle pollution issue du couloir de Meyzieu est-elle transportée vers les zones de captage de l'agglomération lyonnaise.

4. DIVERGENCE DES FILETS LIQUIDES ET EPAISSEUR DES ALLUVIONS SATUREES (voir en annexe les diapo. n° 1 et n° 6)

4.1. Les zones de divergence des filets liquides correspondent dans l'ensemble aux hauts-fonds du substratum molassique et aux collines glaciaires qui les surmontent. Dans ces zones, une pollution ponctuelle tendra à diverger latéralement et à se diluer progressivement.

Cet effet de dilution sera entre renforcé par la grande épaisseur d'alluvions saturées. C'est dans les collines glaciaires que le terrain aquifère présente les plus fortes épaisseurs (supérieures à 40 m), et ce en raison du très fort gradient hydraulique des "nappes en dômes" et de l'aspect tourmenté de la surface du substratum.

4.2. Les lignes de flux provenant des collines glaciaires passent ensuite dans les couloirs fluvio-glaciaires, où toutes les directions d'écoulement viennent converger sur l'axe central de ces couloirs. Ce phénomène de convergence au sein de la nappe n'est donc pas un facteur de dilution de la pollution.

Mais la partie centrale où se rassemblent les filets liquides est aussi celle qui présente un accroissement des épaisseurs d'alluvions fluvio-glaciaires saturées. Pour une pollution éventuelle, il tend donc à se produire un mélange progressif sur toute l'épaisseur de la nappe.

4.3. Dans les alluvions modernes on n'observe pas de phénomènes de divergence ou de convergence aussi marqués que dans les collines glaciaires ou les couloirs fluvio-glaciaires. L'écoulement des filets liquides tend à rester dans l'ensemble parallèle, hormis le grand changement de direction du N vers l'W, bien visible sur la carte piézométrique de basses eaux (voir en annexe la diapo. n° 1).

Quant à l'épaisseur de l'aquifère, elle est relativement constante dans toute l'île de Miribel-Jonage. Dans cette zone il ne faudra donc compter ni sur la divergence des filets liquides, ni sur une augmentation de l'épaisseur saturée, pour atténuer la concentration des apports polluants.

4.4. L'observation de l'incidence effective de l'épaisseur des alluvions saturées sur la qualité de la nappe sera effectuée en troisième partie.

5. DEBITS DE LA NAPPE

Nous avons estimé les débits de la nappe dans la partie aval du couloir de Décines : entre Bron et Décines-Charpieu, ainsi qu'à la sortie du couloir de Meyzieu : entre Décines-Charpieu et Jonage.

Les débits Q (en m^3/s) ont été calculés par la loi de DARCY.

$$Q = k.i.A$$

dans laquelle

k = les coefficients de perméabilité (en m/s) obtenus par pompages d'essais et par mesures géophysiques (après corrélation avec les résultats des pompages d'essais) ;

i = les gradients hydrauliques, donnés par les cartes piézométriques ;

A = l'aire (en m^2) de la section transversale totale qui est traversée perpendiculairement par les lignes de flux.

Dans la partie aval du couloir de Décines les débits sont estimés entre 0,4 et 0,6 m^3/s et à la sortie du couloir de Meyzieu entre 0,6 et 0,9 m^3/s .

Chapitre III

IDENTIFICATION DE LA POLLUTIONDE SON ORIGINE A LA NAPPE

Nous venons d'étudier le milieu propageur de la pollution. C'est à cette dernière que nous allons maintenant consacrer nos recherches.

Dans le présent chapitre nous étudierons :

- en premier lieu , les diverses sources de pollution rencontrées et leurs caractéristiques chimiques les plus typiques,
- puis les points de prélèvements, dont l'emplacement a été choisi en fonction de la position des sources de pollution inventoriées.

Nous posséderons alors tous les éléments de base nécessaires pour rechercher l'identification de la pollution au sein de la nappe. Notre but est d'établir une véritable carte d'identité chimique pour chaque type de pollution observé, depuis sa source jusqu'à la nappe.

A. LES SOURCES DE POLLUTION

1. INVENTAIRE DES SOURCES DE POLLUTION POTENTIELLES

(voir en annexe la diapo. n° 1)

Les sources de pollution potentielles dans la zone étudiée peuvent provenir de divers milieux : urbain, rural, industriel.

Un inventaire exhaustif de ces diverses sources possibles de pollution a été fait. Les principaux résultats de ce travail sont exposés ci-dessous.

1.1. LA POLLUTION D'ORIGINE DOMESTIQUE

L'urbanisation de l'Est lyonnais est en pleine expansion. Les hameaux de villas et les groupes d'immeubles progressent de plus en plus d'Ouest en Est. De 1955 à 1970, la population totale de l'ensemble des 17 communes entièrement intéressées par la zone d'étude a augmenté de 1.450 % (voir en annexe la diapo. n° 7 Evolution de la population totale).

La pollution due à l'urbanisation est provoquée par les eaux usées d'origine domestique et par les décharges d'ordures ménagères.

1.1.1. Les eaux usées domestiques

Sur les 17 communes de la zone étudiée, 7 possèdent un réseau d'assainissement, mais les raccordements à ces réseaux restent partiels ; à titre indicatif, la partie de la commune de Saint Priest intéressée par la zone étudiée n'est effectivement desservie qu'à 50 %. Les effluents recueillis par ces réseaux sont rejetés à 80 % dans le Rhône à l'aval de l'agglomération lyonnaise, après traitement. Une commune rejette, après traitement, dans le canal de Jonage, à l'intérieur du périmètre étudié. Deux

autres communes (dont les réseaux d'assainissement desservent au total près de 2 000 personnes) rejettent leurs effluents d'égout sur le terrain naturel. Pour l'une de ces communes, le rejet est fait sans traitement et à l'intérieur du périmètre de protection de sa propre zone de captage.

Les habitations non raccordées à l'égout rejettent leurs eaux ménagères (salle d'eau, cuisine) soit dans les caniveaux (avec infiltration progressive dans le terrain), soit le plus souvent dans des puits perdus, ce qui est strictement interdit par la réglementation sanitaire.

Les eaux vannes (W.C.) sont rejetées soit dans des fosses septiques et des puits perdus, soit dans des fosses à vider. L'étanchéité de celles-ci est souvent hypothétique.

Au total, on estime que dans la zone étudiée, 40 000 à 50 000 habitants (sur 120 000) rejettent encore directement leurs eaux domestiques dans le terrain naturel.

1.1.2. Les décharges

Une grande partie des gravières existant dans la plaine de Lyon a été transformée en décharges publiques ou clandestines. Cent quarante gravières ont été recensées, toutes n'étant pas transformées en décharges.

Une cinquantaine de décharges plus importantes ont été cartographiées et étudiées : 19 dans les alluvions modernes, 24 dans les deux couloirs fluvio-glaciaires et 7 dans les collines glaciaires. La presque totalité remblayent d'anciennes gravières et près d'une vingtaine sont en contact direct avec la nappe, ce qui augmente considérablement les risques de pollution de cette dernière. Près de la moitié de ces décharges sont des dépôts communaux d'ordures ménagères. Le reste est constitué de dépôts privés ou clandestins divers : déchets de construction, emballages vides, déblais, etc...

1.2. LA POLLUTION D'ORIGINE AGRICOLE (Voir en annexe la diapo.

n° 8 : Evolution de la surface agricole utile).

Sur les collines glaciaires sont situés la plupart des centres d'habitat qui sont d'anciens bourgs ruraux. Le reste des collines est réparti, suivant les possibilités du sol ou la topographie, entre la culture, l'élevage ou les espaces boisés.

Les couloirs fluvio-glaciaires sont essentiellement consacrés à la culture ; la croissance urbaine se faisant aux dépens de la surface agricole utile, seule la moitié amont du couloir oriental est encore exclusivement rurale. L'île de Miribel-Jonage est habitée dans sa partie occidentale (à l'intérieur de digues protégeant des inondations du Rhône). Ailleurs, les exploitations agricoles gagnent de plus en plus sur une végétation sauvage de fourrés.

La pollution typiquement rurale est la pollution d'origine animale et celle due aux engrais.

La pollution d'origine animale est possible dans les exploitations isolées comme dans les fermes du bourg. Elles possèdent souvent une dizaine de bovins, sans compter les ovins et quelques porcins.

La pollution par les engrais (notamment les nitrates) est possible dans toutes les zones cultivées. Celles-ci subsistent au voisinage immédiat des zones urbaines ou industrielles en extension, la majorité de la surface étudiée est sujette à encourir ce type de pollution.

1.3. LA POLLUTION D'ORIGINE INDUSTRIELLE

Sur 350 établissements industriels recensés, 80, soit les plus importants et les plus susceptibles de pollution, ont fait l'objet d'enquêtes, dont une quarantaine très détaillée (avec inventaire des puits perdus et de la nature des eaux rejetées dans le terrain). Ce travail a permis d'établir une carte des risques de pollution chronique ou accidentelle (consultable

à l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse).

2. CARACTERES CHIMIQUES TYPIQUES DES SOURCES DE POLLUTION INVENTORIEES

Des analyses ont été effectuées sur les effluents provenant des principales sources de pollution inventoriées (eaux domestiques, effluents de stabulation, décharges) afin d'en rechercher les caractéristiques physico-chimiques. D'autres analyses ont permis de mettre en évidence le support hydrochimique naturel sur lequel les pollutions viennent se surajouter.

Les résultats de ces diverses analyses ont été reportés sous forme de diagrammes SCHOLLER-BERKALOFF.

2.1. SUPPORT HYDROCHIMIQUE NATUREL

Le support hydrochimique naturel a été identifié dans les eaux souterraines champêtres présentant un environnement très protégé.

Il a fallu tenir compte de la qualité des eaux de surface (eau du Rhône), dans la mesure où celles-ci peuvent alimenter localement la nappe.

2.1.1. Eau souterraine champêtre en 1970. (Voir en annexe la planche n° 6).

Parmi les eaux souterraines champêtres les mieux protégées pouvant servir d'exemple comme support hydrochimique naturel, nous avons sélectionné 5 points (répartis sur l'ensemble de la zone d'étude) et nous y avons effectué des analyses bimensuelles pendant un an. Les résultats ont montré une remarquable constance des teneurs en chaque point. Toutes ces eaux sont du même type bicarbonaté calcique (lié aux éléments calcaires d'origine jurassique et crétacée). Les autres ions ont des teneurs

très faibles, inférieures à 1 mg/l. L'effet de la pollution devra être particulièrement sensible sur ces ions "faibles".

Si nous avons affecté l'appellation "eau souterraine champêtre" du millésime "1970" c'est que ce type d'eau subit une évolution au cours des ans. Les variations portent essentiellement sur l'ion NO₃. Ce dernier avait autrefois, dans l'ensemble, des teneurs beaucoup plus faibles, ainsi qu'en témoignent les valeurs données dans le tableau suivant :

Année	Puits communal de :	NO ₃ mg/l
1929	Saint-Laurent-de-Mure	7,5
1946	Genas	4,5
1954	Chassieu	4

En 1970, les teneurs en NO₃ sont passées respectivement à 52 mg/l (à Saint-Laurent-de-Mure), 36 mg/l (à Genas) et 38 mg/l (à Chassieu). Etant donné la nature de ces points de prélèvements et leur environnement, il semble que l'usage de plus en plus intensif des engrais azotés ne soit pas étranger à cette évolution.

2.1.2. Eau du Rhône (Voir en annexe la planche n° 7)

L'eau du canal de Jonage et de celui de Miribel est l'eau du Rhône. En septembre 1970, des analyses faites en 12 points différents indiquent partout la même eau bicarbonatée calcique. Le diagramme SCHOELLER-BERKALOFF présente une courbe voisine de l'eau champêtre, mais avec des teneurs plus faibles ou très voisines pour tous les ions, sauf en SO₄.

Des analyses hebdomadaires de l'eau du Rhône au point POINCARE (à l'aval immédiat de la jonction des canaux de Miribel et de Jonage) indiquent des variations saisonnières notables des

teneurs en Ca et SO₄. Il en résulte que les valeurs en SO₄ du Rhône ne sont supérieures à celles des eaux champêtres qu'à certaines périodes de l'année : l'été et le début de l'automne (35 à 40 mg/l). Pour les autres ions, les teneurs du Rhône sont toujours plus faibles (ou, en ce qui concerne K, très voisines).

2.2. EAUX USEES DOMESTIQUES

Les eaux usées domestiques ont été prélevées sous trois formes : les eaux usées ménagères (salles d'eau et cuisines), les eaux vannes (W.C.) et les eaux d'égouts (eaux usées ménagères et eaux vannes mélangées). Une trentaine d'analyses ont été faite ; les plus représentatives sont décrites ci-dessous. Nous commencerons par les plus fréquentes : les eaux mélangées ou eaux d'égout.

2.2.1. Eaux d'égout

Six prélèvements faits sur trois égouts différents montrent tous une montée notable, supérieure à 1 me/l de Na, Cl et NHA. Le pH est compris entre 7 et 8. L'analyse faite à la sortie du réseau de Saint-Bonnet-de-Mure montre des résultats caractéristiques (voir en annexe la planche n° 8).

2.2.2. Eaux usées ménagères (Voir en annexe la planche n° 9).

Il n'est pas facile d'isoler les eaux usées ménagères (salles d'eau et cuisines seulement) des eaux vannes (W.C.). Dans quatre cas cela a été possible à l'intérieur de puits perdus uniquement destinés à ce type de rejets. Deux cas sont particulièrement nets et ne présentent pas de différences notables avec les teneurs d'eaux d'égouts si ce n'est un plus faible NH₄ (environ 0,5 me/l) et un plus faible pH (plus voisin de 6 que de 7).

2.2.3. Eaux vannes (W.C. seuls) (Voir annexe planche n° 10).

Les eaux vannes de deux maisons particulières et d'une ferme, prélevées dans leur fosse à vidange, ont des diagrammes semblables aux eaux ménagères, avec toutefois une montée des K et SO₄ qui deviennent nettement supérieurs à 1 me/l. Il convient

cependant de noter que les teneurs en K restent inférieures à celles en Na et Cl.

2.3. EFFLUENTS DE STABULATION ET DE FUMIER

Les effluents de stabulation (purin) ont donné lieu à 7 analyses, sur des prélèvements faits dans les fosses. D'autres fosses recevant à la fois les effluents de stabulation et ceux du fumier (purin) ont permis 6 analyses supplémentaires.

2.3.1. Effluents de stabulation (Voir annexe, pl. n° 11)

Deux analyses d'effluents de stabulation bovine montrent une très forte teneur en K (supérieure à 10 me/l) dépassant même la valeur en Na, Cl et NH₄. La stabulation porcine donne des effluents de même type, mais nettement plus chargés. Cet excédent des teneurs en K par rapport à celles en Na et Cl a pour cause principale la composition même de l'urine de animaux stabulés (RAKOBÉ R., 1968 ; KOLB E., 1975). Cet apport en K peut aussi provenir de la litière en paille des étables.

2.3.2. Effluents de stabulation et purin

L'adjonction de purin dans les fosses d'étables fait encore monter les teneurs en K qui dépassent 100 me/l, tous les autres ions "faibles" excèdent 10 me/l.

2.4. DECHARGES

Les analyses chimiques ont mis en évidence deux types de diagrammes bien différents, ceux des décharges d'ordures ménagères (décharges communales) et ceux des décharges où dominent les plâtres et déchets de construction (décharges plus souvent privées).

2.4.1. Décharges d'ordures ménagères. (Voir en annexe la planche n° 12)

Dans un des cas exposés a été analysé l'exutoire d'un ancien marais comblé par une décharge communale, et dans l'autre cas : l'eau de la nappe, à quelques mètres à l'aval d'une ancien-

ne gravière en eau, comblée d'ordures ménagères. Dans les deux cas, on retrouve les pointes en Na, Cl et NH₄ caractéristiques des eaux domestiques.

2.4.2. Décharges de plâtras (Voir en annexe la planche n° 13)

Deux analyses de l'eau de gravières partiellement comblées par des déchets de construction et des plâtras montrent, pour les ions "faibles", une poussée maximale pour SO₄ (qui en arrive même à dépasser HCO₃), avec une montée parallèle de Ca. Comme chacun sait, le plâtre, à base de gypse, est un sulfate de calcium.

2.5. CONCLUSIONS

De cette étude des caractères chimiques des différentes sources de pollution potentielles, inventoriées et de leur support naturel se dégagent cinq grands diagrammes-types :

1 - un diagramme de type bicarbonaté calcique (tous les autres ions étant inférieurs à 1 me/l) qui représente le support hydrochimique constant des apports pollués. L'influence de ces derniers sera donc surtout sensible sur les ions "faibles" (inférieurs à 1 me/l) de ce "fonds naturel", et notamment : Mg, Na, K, Cl, SO₄, NO₃;

2 - un diagramme bicarbonaté-calcique de même allure que le précédent, mais avec des teneurs plus faibles sur les ions, sauf en SO₄ (où elles sont plus fortes tout en restant inférieures à 1 me/l) ;

3 - un diagramme de type sulfaté (calcique), représentant des eaux de décharges de plâtras ;

4 - un diagramme de type chloruré sodique, représentant les eaux des décharges d'ordures ménagères et les eaux domestiques, c'est-à-dire celles issues de la pollution organique d'origine humaine ;

5 - un diagramme de type potassique, représentant les effluents de stabulation et purin, c'est-à-dire la pollution organique d'origine animale.

Ainsi la pollution signe-t-elle chimiquement sa nature.

Un diagramme SCHOELLER-BERKALOFF est en quelque sorte la carte d'identité de la source de pollution. C'est là une constatation qui doit considérablement faciliter les enquêtes, soit sur l'identification d'une source polluante, soit au contraire sur l'évolution de la pollution à l'aval de cette source.

Les phénomènes de dilution ne semblent pas influencer la forme des diagrammes types ; les "pointes" significatives subsistent au milieu d'une baisse générale des teneurs, que ce soit par exemple pour les eaux d'égouts par rapport aux eaux vannes, ou pour les effluents de stabulation par rapport à ces derniers additionnés de purin.

B. LES POINTS DE PRELEVEMENTS ET LEUR ENVIRONNEMENT POLLUANT

Les points de prélèvements dans la nappe ont été choisis en vue d'obtenir la répartition la plus homogène possible sur l'ensemble de la zone d'étude. Au total près de 400 points ont été retenus. Afin de vérifier l'incidence éventuelle des sources possibles de pollution sur ces différents points de prélèvements, l'environnement de ces derniers a fait l'objet d'une enquête très serrée.

Les résultats de l'enquête montrent que l'environnement des points de prélèvements est par ordre d'importance décroissante : un environnement naturellement protégé (de toute sorte de pollution immédiate), un environnement d'habitat, un environnement de fermes, d'industries et de décharges.

1. POINTS DE PRELEVEMENTS A ENVIRONNEMENT PROTEGE

Plus du tiers des points (37 %) ont un environnement naturellement protégé : terrains en friche, prairies, champs.

Ces points de prélèvements protégés sont situés en grande majorité (83 %) dans les alluvions modernes, où la faible profondeur de la nappe a permis la pose de nombreux tubes piézométriques. Dans les collines glaciaires où la nappe est très profonde, on n'observe que quelques points protégés (3 %). Seuls quelques puits agricoles à usage d'irrigation ou quelques sources sont isolés de toute source immédiate de pollution. Quant aux couloirs fluvio-glaciaires, ils bénéficient de quelques sondages de reconnaissance pour l'aérodrome international de Satolas.

2. POINTS DE PRELEVEMENTS A ENVIRONNEMENT D'HABITAT

Les points à environnement d'habitat représentent 33 % des points de prélèvements.

Parmi les points de prélèvements à environnement d'habitat, 70 % sont situés dans des zones non assainies, où les sources possibles de pollution ont donc de grandes chances d'influencer la qualité de la nappe.

Les points à environnement d'habitat sont répartis de façon relativement homogène entre les trois natures de terrains hydrogéologiques (glaciaire : 36,5 % ; fluvio-glaciaire : 37 % ; moderne : 26,5 %). Le moindre nombre de points dans les alluvions modernes s'explique par la difficulté d'y construire sur plus des 3/4 de leur surface, du fait des inondations saisonnières (crues du Rhône).

3. POINTS DE PRELEVEMENTS A ENVIRONNEMENT DE FERMES

Parmi les points de prélèvements, 15 % sont situés dans un environnement de fermes.

De tous ces points à environnement fermier, 75 % sont situés dans des zones non assainies, où la pollution a donc libre cours pour atteindre la nappe.

Les points à environnement fermier sont pratiquement inexistant (3,5 %) dans les alluvions modernes (vouées surtout aux cultures extensives dans les zones inondables). Ils sont concentrés sur les collines glaciaires (59 %), les plats couloirs fluvio-glaciaires étant surtout le domaine des grandes étendues de champs cultivés.

4. POINTS DE PRELEVEMENTS A ENVIRONNEMENT D'INDUSTRIE

Ces points de prélèvements représentent 10,5 % de l'ensemble. Parmi les points à environnement industriel, 60 % sont situés dans des zones non assainies.

Les points d'eau à environnement industriel sont rencontrés à 92,5 % dans des couloirs fluvio-glaciaires, qui sont le lieu privilégié de l'extention industrielle, parce qu'ils sont constitués de terrains à la fois plats (contrairement aux sols glaciaires) et non inondables (contrairement aux sols modernes).

5. LES POINTS DE PRELEVEMENTS A ENVIRONNEMENT DE DECHARGES

Les points de prélèvements à environnement de décharges sont les moins nombreux : 4,5 % de l'ensemble.

Parmi ces points, 85 % ont un environnement de décharges à plâtras dominants, et 25 % ont un environnement de décharges communales d'ordures ménagères (susceptibles de pollutions organiques beaucoup plus marquées).

6. CONCLUSION

Compte tenu des différences très importantes de profondeur de la nappe entre les différentes zones géologiques de la région étudiée (dix fois plus grande dans les collines glaciaires que dans les alluvions modernes), la répartition des points est satisfaisante : 23 % dans les collines glaciaires, 33,5 % dans les couloirs fluvio-glaciaires et 43,5 % dans les alluvions modernes.

Et surtout, ces points de prélèvements donneront des échantillons représentatifs de l'eau de la nappe aussi bien dans un environnement naturellement protégé, qu'au voisinage immédiat

des différentes sources de pollution recensées. Il sera donc possible d'observer si les différents types hydrochimiques, mis en évidence sur les sources de pollution, se retrouvent dans la nappe. L'enquête très serrée qui a été faite sur les différentes sources de pollution et leur relation d'environnement avec les points de prélèvements devrait permettre de résoudre ce problème sans ambiguïté.

C. RECHERCHE ET IDENTIFICATION
DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE

Pour les 393 points de prélèvements retenus, les résultats d'analyses chimiques ont été reportés sous forme de diagramme SCHOELLER-BERKALOFF afin de comparer ces derniers avec ceux des sources de pollution inventoriées dans leur environnement immédiat.

Tous les diagrammes-types des sources de pollution précédemment étudiées ont été retrouvés dans la nappe. Quelques autres types nouveaux ont été mis en évidence, et leur origine a été recherchée.

1. TYPE-BASE DE NAPPE

A ce type d'eaux souterraines ont été rattachées les analyses de 27 points de prélèvements (6,5 % de l'ensemble).

1.1. Diagramme-type et environnement (Voir en annexe la planche n° 14)

Les diagrammes de ces points sont identifiables au type d'eau souterraine champêtre bicarbonatée calcique étudié précédemment :

Ca/Mg supérieur à 1, Mg/Na supérieur à 1, Na/K supérieur à 1, K/Cl inférieur à 1, Cl/SO₄ inférieur à 1, SO₄/HCO₃ inférieur à 1, HCO₃/NO₃ supérieur à 1.

L'étude statistique des résultats d'analyse a fourni un diagramme moyen d'eau champêtre assez peu minéralisée : 445 micromhos.cm-1. Seuls Ca et HCO₃ sont supérieurs à me/l ; tous les autres ions (dits "faibles") sont inférieures à 1 me/l.

Ce type de diagramme sera pris comme la référence fondamentale de tous les autres types de diagrammes ultérieurement étudiés. Il représente en effet l'eau souterraine champêtre naturellement protégée de toute source possible de pollution. Par ailleurs, la localisation des 27 points de prélèvement de ce type est répartie de façon homogène sur l'ensemble de la nappe, ce qui confirme leur caractère représentatif de l'eau souterraine champêtre pour l'ensemble de la région étudiée.

Ce type sera dénommé par la suite de façon abrégée : "type-base de nappe".

1.2. Etude du type-base de nappe

Une étude statistique des résultats de ce type montre que la corrélation la plus étroite entre 2 ions est celle qui existe entre HCO_3 et $\text{Ca} = 0,94$. Cette corrélation fondamentale bicarbonatée calcique est au centre de corrélations plus complètes où interviennent Mg et SO_4 : HCO_3 et $\text{Ca} + \text{Mg} = 0,97$, et $\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$ et $\text{Ca} + \text{Mg} = 0,96$.

Une analyse de ce type suivant les différentes formations géologiques fait apparaître quelques différences portant surtout sur les ions HCO_3 et Ca . Pour ces 2 ions, les moyennes en mg/l sont les suivantes :

Moyennes en mg/l	Collines glaciaires	Couloirs fluvio-glaciaires	Alluvions modernes
Ca	125	91,1	87
HCO_3	375,5	265	253

Contrairement à la règle générale, les teneur de l'eau de la nappe s'atténuent d'amont en aval, depuis les collines glaciaires, jusqu'aux alluvions modernes.

La charge est plus forte dans les collines. Cela peut s'expliquer par le fait que le sol agricole glaciaire est plus acide que le sol fluvio-glaciaire et moderne, étant admis que la composition chimique des eaux souterraines s'acquiert en majeure partie dans le sol agricole (SCHOELLER Marc, 1963).

Les teneurs sont légèrement plus faibles dans les alluvions modernes, que dans celles fluvio-glaciaires. Cela pourrait avoir pour origine une dilution par l'eau du Rhône infiltrée dans la nappe moderne. Cette hypothèse sera étudiée et confirmée ultérieurement.

Il existe une exception à cette décroissance des teneurs de la nappe d'amont en aval. L'ion NO_3 présente une moyenne maximale dans les couloirs fluvio-glaciaires : 29 mg/l, pour 11,35 mg/l dans les collines glaciaires et 12 mg/l dans les alluvions modernes. La raison en est une utilisation particulièrement intensive d'engrais à base de nitrates dans les couloirs fluvio-glaciaires.

1.3. Conclusion

Malgré quelques différences locales, ce type-base de nappe représente le fond bicarbonaté calcique relativement homogène sur lequel viendront s'ajouter les divers apports polluants.

2. TYPE-BASE INFLUENCE PAR LE RHONE

A ce type-base influencé par le Rhône ont été rattachées les analyses de 86 points de prélèvements (21,5 % de l'ensemble), y compris les 12 points d'eau du Rhône lui-même. Il faut donc constater que 74 points d'eau de nappe ont des teneurs assimilables à celles du Rhône lui-même. Existe-t-il des infiltrations de ce dernier dans la nappe ? C'est l'hypothèse la plus vraisemblable, et qui sera démontrée ultérieurement (p. 322).

2.1. Diagramme-type et environnement. (Voir en annexe la planche n° 15).

Les diagrammes de ces points sont assimilables à celui de l'eau du Rhône, déjà étudié.

Pour être rattachés à ce type-base influencé par le Rhône, les diagrammes doivent présenter au moins un ion dont la teneur soit inférieure à la valeur minimale du type-base de nappe. Ces valeurs minimales sont les suivantes en mg/l : Ca = 78 ; Mg = 5,5 ; Na = 4,6 ; K = 1,4 ; Cl = 5,7 ; SO₄ = 21 ; HCO₃ = 214 ; NO₃ = 3,6.

Dans ce type-base influencé par le Rhône, on distingue :

- les eaux souterraines fortement influencées par le Rhône, qui présentent au moins un ion de valeur inférieure ou égale à celle du Rhône lui-même ;
- les eaux souterraines influencées par le Rhône, dont les teneurs sont intermédiaires entre celles du Rhône et du type-base de nappe.

L'étude statistique des résultats d'analyses donne une courbe de diagramme moyenne de même allure, mais moins minéralisée (343 micromhos.cm-1) que celle du type-base de nappe. Malgré tout, Ca et HCO₃ demeurent supérieurs à 1 me/l, mais tous les autres ions sont inférieurs à cette valeur.

Les 74 points d'eau souterraine de ce type ont un environnement protégé. Ils sont tous situés soit en bordure du Rhône (canal de Jonage) à l'extrémité septentrionale des couloirs fluvio-glaciaires, soit dans l'île de Miribel-Jonage, constituée d'alluvions modernes, encerclées par l'eau du Rhône.

2.2. Etude du type-base influencé par le Rhône

Une étude statistique des résultats de ce type montre là encore une corrélation très étroite entre Ca et HCO₃ = 0,97, ainsi qu'entre HCO₃ et Ca + Mg = 0,98, et HCO₃ + SO₄ et Ca + Mg = 0,98.

Une analyse détaillée des résultats n'apporte rien de plus que celle déjà faite à propos de l'eau du Rhône, et notamment une teneur en SO₄ exceptionnellement plus forte dans ce type que dans le type-base de nappe.

2.3. Conclusion

La mise en évidence de ce type-base d'eau souterraine influencée par le Rhône est importante. Elle permet de répertorier tous les points qui seraient menacés par une pollution notable et durable du Rhône.

3. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION ORGANIQUE D'ORIGINE HUMAINE

Ce type caractéristique de pollution domestique comprend 30 points analysés (7 % des points de prélèvements).

3.1. Diagramme type et environnement (Voir en annexe la planche n° 16)

Tous les diagrammes de ce type présentent des courbes identiques à celles observées pour les eaux d'égouts, les eaux ménagères, les eaux vannes, et dans le cadre des décharges d'ordures ménagères. Ces courbes présentent donc des rapports ioniques identiques à ceux du type-base de nappe, sauf pour deux rapports : Mg/Na inférieur à 1, et Cl/SO₄ supérieur à 1. Alors que sur la courbe moyenne du type-base de nappe les ions faibles affectent une forme en V, ils présentent ici l'allure d'un M, où Na et Cl sont aux 2 pointes.

On distingue dans ce type 2 classes d'eaux, en fonction de l'importance de leur pollution :

- eaux fortement polluées : qui présentent au moins 1 ion (autre que Ca et HCO₃), de teneur supérieure à 1 me/l, ou dont NO₃ excède 44 mg/l (limite de potabilité recommandée) : en tout 24 points analysés ;

- eaux faiblement polluées : dont les ions (autres que Ca et HCO₃) ont des teneurs inférieures à 1 me/l, ou dont NO₃ ne dépasse pas 44 mg/l : 6 points analysés.

L'environnement de 30 points de ce type est constitué de décharges d'ordures ménagères ou d'habitations : maisons ou fermes, isolées ou en agglomérations. Il y a donc concordance parfaite entre le type de pollution observé dans la nappe et l'environnement polluant des points de prélèvements. Si ce type de courbe ne permet pas de différencier entre elles les eaux polluées par des égouts, des eaux ménagères, des eaux vannes, ou des ordures ménagères, il est cependant caractéristique d'une pollution organique d'origine humaine.

3.2. Etude du type caractéristique de pollution

Le minéralisation moyenne de ce type est très forte : 771 micromhos.cm-1. Outre Ca (122,83 mg/l ou 6,129 me/l) et HCO₃ (342,20 mg/l ou 5,608 me/l) la courbe moyenne présente 2 pics caractéristiques supérieurs à 1 me/l en Na (40,92 mg/l ou 1,779 me/l) et Cl (70,90 mg/l ou 1,999 me/l).

Le caractère organique de ce type est souligné par une très importante oxydabilité moyenne au permanganate de potassium : 30,23 mg/l d'oxygène dissous, par des teneurs moyennes particulièrement fortes en NH₄ : 2,32 mg/l ou 0,128 me/l (alors que cet ion est absent dans le type-base de nappe), et en NO₂ : 0,60 mg/l ou 0,013 me/l (contre 0,01 mg/l dans le type-base de nappe). Ces valeurs en NH₄ et NO₂ signifient que l'ammonification et la nitrification des composés organiques azotés est encore loin d'être terminée.

L'étude statistique confirme le caractère chloruré sodique de ce type par une corrélation entre Cl et Na de 0,92. Cette corrélation fondamentale s'inscrit dans un ensemble plus complexe où interviennent K et NO₃ : Cl et Na + K = 0,95 et Cl + NO₃ et Na + K = 0,94.

Pour mettre plus nettement en évidence l'apport polluant d'origine organique humaine, nous avons soustrait des valeurs moyennes de ce type, les teneurs moyennes du type-base de nappe, qui lui sert de support hydrochimique naturel.

Il en résulte (voir en annexe la planche n° 17) un diagramme ayant sensiblement même allure que le précédent, mais dans lequel le couple Na (1,8 me/l) et Cl (1,5 me/l) prend le pas sur le couple Ca (1,2 me/l) et HCO₃ (1,5 me/l).

3.3. Conclusion

Le diagramme de type chloruré-sodique, lorsqu'il est accompagné d'une importante oxydabilité moyenne au MnO_4K , est symptomatique d'une pollution organique d'origine humaine, dont il trahit la source dans l'environnement immédiat ou proche du point de prélèvement analysé. L'ion Cl est particulièrement caractéristique de ce type de pollution.

4. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION ORGANIQUE PROVENANT DE STABULATION

Ce type caractéristique de pollution organique d'origine animale (effluents d'étables ou de fumiers) représente 25 points de prélèvements analysés (6 % de l'ensemble).

4.1. Diagramme-type et environnement. (Voir en annexe la planche n° 18).

Tous les diagrammes de ce type ont une courbe de même allure que celle des effluents de stabulation, caractérisés par une teneur exceptionnelle en K : Na/K inférieur à 1 ou K/Cl supérieur à 1. Ceci donne à la courbe, au droit des ions faibles, la forme caractéristique d'un V retourné, l'ion K en occupant le sommet. On distingue dans ce type 2 classes d'eaux, suivant les mêmes critères que ceux utilisés dans le type de pollution organique humaine. Les points d'eau fortement pollués sont au nombre de 14, et ceux faiblement pollués au nombre de 11.

Tous les points de prélèvements dont les analyses relèvent de ce type, présentent dans leur environnement (immédiat ou proche) des étables et des accumulations de fumiers ; aucun ne présente d'autre source de pollution susceptible d'engendrer un accroissement exceptionnel des teneurs en K. Ce type de dia-

gramme est donc bien caractéristique d'une pollution organique de stabulation.

4.2. Etude du type caractéristique de pollution

La minéralisation moyenne de ce type est forte : 654 micromhos.cm-1. Si les teneurs moyennes en Ca (109,64 mg/l ou 5,471 me/l) et HCO_3 (353,6 mg/l ou 5,795 me/l) sont très voisines du type précédent, la teneur moyenne en K est près de 2 fois plus forte (34,95 mg/l ou 0,894 me/l). Une forte oxydabilité moyenne au MnO_4K : 21,40 mg/l d' O_2 , confirme le caractère organique de ce type. Mais à l'opposé du type précédent, les teneurs sont moins spectaculaires en NH_4 : 0,41 mg/l ou 0,027 me/l, et NO_2 : 0,10 mg/l ou 0,0021 me/l. La raison en est un plus long séjour à l'air libre des composés organiques azotés dans les étables ou sur les fumiers. Lorsque les effluents s'infiltrent dans le sol et arrivent à la nappe, le cycle de décomposition des acides aminés est déjà presque terminé.

La mise en évidence (voir en annexe la planche n°19) de l'apport polluant organique de stabulation (teneurs moyennes de ce type dont on a soustrait les valeurs moyennes du type-base de nappe) donne une courbe de même allure que celle du diagramme-type, mais où la montée de l'ion K (0,9 me/l) est encore plus nettement évidente. Seul HCO_3 (1,3 me/l) le domine. Même Ca (0,8 me/l) lui est légèrement inférieur.

4.3. Conclusion

Les ions Ca et HCO_3 , s'ils présentent aussi des teneurs très importants, ne sont pas cependant significatifs de ce seul type de pollution. Ils existent avec des valeurs très voisines dans le type de pollution organique d'origine humaine. Seul l'ion K est vraiment caractéristique de ce type de pollution organique provenant de stabulation.

5. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION PAR DECHARGES A PLATRAS
DOMINANTS

Ce type caractéristique de pollution par déblais de construction comprend 44 points (11 % des points de prélèvements).

5.1. Diagramme-type et environnement. (Voir en annexe la planche n°20).

Tous les diagrammes de ce type présentent une courbe ayant les mêmes caractéristiques que celles des décharges de plâtras (étudiées avec les sources de pollution). A première vue l'allure générale peut s'apparenter à celle du type-base : courbe en V. Mais la différence réside dans un accroissement sulfaté notable. Les courbes se rattachant à ce type ont la définition suivante :

- Cl/SO₄ (en me/l) inférieur ou égal à 0,40 : type sulfaté prédominant sur le type chloruré ;

- au moins 1 ion de teneur supérieure à la valeur maximale du type-base de nappe dans le terrain géologique considéré, ces valeurs étant précisées en mg/l dans le tableau ci-dessous :

	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄	HCO ₃	NO ₃
Glaciaire	139	5.6	7.	2.9	6.	24	415	27
Fluvio-glaciaire	101	10.8	5.2	3.3	7.8	17	293	38
Moderne	136	11.0	6.2	3.1	8.5	35,5 (38)	421	22

Dans les alluvions modernes, la valeur de SO₄ prise en compte est celle du type-base-Rhône (38 mg/l) , en raison de la forte influence de celui-ci dans ces terrains.

Deux classes d'eaux sont distinguées suivant les mêmes critères que ceux utilisés dans les types de pollution précédents. Les points d'eau fortement pollués (où SO₄ est supérieur à 1 me/l), sont en majorité écrasante : 90 %.

L'étude de l'environnement des points rattachés à ce type de pollution a conclu dans tous les cas à la proximité de charges à plâtras dominants, soit dans un voisinage immédiat, soit à l'amont phréatique. Aucun doute ne peut subsister sur le lien existant dans la zone étudiée, entre ce diagramme-type sulfaté et les décharges de déchets et déblais de construction où abondent les plâtras.

5.2. Etude du type

La minéralisation moyenne de ce type est notable : 595 micromhos.cm-1.

La corrélation la plus spectaculaire : 0,99 est celle existant entre HCO₃ + SO₄ et Ca + Mg. Ceci confirme encore l'origine de ce type de pollution. Les déchets de construction contiennent presque toujours, en sus des plâtras, des gravats de mortier à la chaux, qui est un carbonate de calcium. Parallèlement à la corrélation entre SO₄ et Ca + Mg = 0,82, existe une corrélation entre Cl et Na + K = 0,83. Là encore la source de pollution ne peut être qu'une décharge, où voisinent des plâtras dominants et des ordures ménagères (engendrant une pollution chlorurée sodique, comme cela a été observée précédemment). La pollution par Cl (0,459 me/l) et Na (0,474 me/l) est ici bien moindre que dans le diagramme-type de pollution d'origine humaine. Mais l'oxydabilité moyenne au MnO₄ K est de 7,14 mg/ l d'O₂, ce qui atteste l'origine organique de Cl et Na dans le type de pollution actuellement étudié.

La mise en évidence (voir en annexe la planche n° 21) de l'apport polluant est ici obtenue de la même façon que pour les types précédents. Parmi les ions faibles, SO₄ (1,463 me/l) domine nettement sur Cl (0,269 me/l) et Na (0,251 me/l). Parmi l'ensemble des ions, seul Ca (1,413 me/l) l'avaisine.

5.3. Conclusion

L'ion SO_4 est le plus caractéristique de ce type de pollution par décharges à plâtras dominants (où sont aussi décelables les présences plus discrètes de gravats de ciment et d'ordures ménagères).

6. TYPE MIXTE DE POLLUTION PAR DES PRODUITS INDUSTRIALISES

Avec ce type commence l'étude de courbes dont l'allure générale ne permet de les rattacher avec certitude à aucune source de pollution étudié précédemment. Nous avons pris comme critère de classement le même que plus haut : la forme des diagrammes SCHOELLER-BERKALOFF, représentative de rapports ioniques très précis. L'étude de l'environnement des types ainsi définis, confrontée à leur analyse hydro-chimique, a permis de remonter à la source de 3 nouveaux types de pollution.

Le premier de ces types comporte 55 points (14 % de l'ensemble).

6.1. Diagramme-type et environnement. (Voir en annexe la planche n° 22).

Le diagramme-type présente des rapports ioniques identiques à ceux du type-base, sauf un : Mg/Na inférieur à 1. Suivant les mêmes critères que précédemment 2 classes d'eau ont été définies : fortement polluées (43 points) et faiblement polluées (12 points).

L'environnement de ces points d'eau est surtout constitué de maisons d'habitation (plus de 50 %) et de fermes (près de 30 %), le tout dans un contexte essentiellement rural.

6.2. Etude du type mixte et recherche de l'origine de la pollution

La minéralisation moyenne de ce type est notable : 650 micromhos.cm-1.

Parmi les ions faibles SO_4 et Na sont supérieurs à 1 me/l dans 78 % des cas.

Aucune corrélation ne s'impose clairement.

La mise en évidence (voir en annexe la planche n° 23) de l'apport polluant (obtenu ici aussi par soustraction du type-base de nappe) fait apparaître un premier point remarquable : Mg y est nul. Ceci ne plaide pas en faveur d'une origine entièrement humaine, animale ou végétale de la pollution : tous leurs produits naturels comportent Mg . Par ailleurs, pour la première fois nous observons des valeurs d'apport très proches entre SO_4 (0,666 me/l) et NO_3 (0,681 me/l). Cet apport en NO_3 est encore plus considérable que dans le type caractéristique de pollution organique d'origine humaine (0,564 me/l), et pourtant l'oxydabilité moyenne au MnO_4 K de l'apport polluant est ici 4 fois plus faible : 9,7 mg/l d' O_2 . Cette poussée de NO_3 a donc surtout une origine non organique.

L'hypothèse la plus vraisemblable dans un environnement rural est celle d'une pollution par engrais chimiques à base de nitrates et de sulfates. Une enquête sur les engrais artificiels dans la zone d'étude conclut à un très large usage de sulfate d'ammonium. Ce dernier est mis sous forme liquide dans les fermes, ce qui peut entraîner des pertes et des infiltrations jusqu'à la nappe, dans l'enceinte même des hameaux ruraux. On observe aussi un large usage de l'engrais ternaire N, P; K. Or N est répandu sur le sol sous forme de NH_4 NO_3 , mais aussi de NH_4 SO_4 , Ca NO_3 , Na NO_3 et K NO_3 . P est conditionné en mélange de phosphates de Ca, où Ca est sous forme de Ca SO_4 et Ca CO_3 . K est surtout utilisé en KCl mais aussi en K SO_4 .

Dans un environnement d'habitat (55 % des points), il convient de signaler d'autres origines possibles pour les sulfates :

- la partie minérale soluble provenant des hydrocarbures, par exemple dans les cas de fuites de cuves ou de citernes enterrées (MARTIN P., 1979) ;

- les détergents : ceux-ci contiennent 10 à 20 % de SO_4 et Na (PRAT et GIRAUD, 1964).

Afin de lever cette incertitude sur l'origine des sulfates dans ce type mixte de pollution, des analyses isotopiques du soufre - 34 ont été effectuées sur 8 échantillons d'eau et 2 échantillons d'engrais (SO_4 K et SO_4 NHA) par MM. MARCE A. et BOSCH B., en décembre 1973, au Bureau de Recherches géologiques et minières (à Orléans-la-Source). Dans ce cas précis, les résultats n'ont pas été concluants. En revanche ils ont nettement confirmé la nature différente des sulfates provenant des décharges à plâtras dominants.

6.3. Conclusion

Ce type de pollution semble avoir une origine mixte, par produits industrialisés : les engrais chimiques, les hydrocarbures et les détergents. L'ion qui reste le plus caractéristique du type ainsi défini est NO_3 , qui atteint ici une teneur moyenne jamais observée par ailleurs.

7. TYPE MIXTE DE POLLUTION ORGANIQUE MODEREE

Ce type de pollution est mis en évidence dans 22 points (5 % de l'ensemble).

7.1. Diagramme-type en environnement (Voir en annexe la planche n° 24).

Le diagramme-type présente des rapports ioniques identiques à ceux du type-base, sauf un : Cl/SO_4 supérieur à 1. Les mêmes critères que ceux utilisés dans les types précédents ont

permis de distinguer 2 classes d'eau en fonction de leur degré de pollution. La classe la plus faiblement polluée comporte 82 % des points. Ceci signifie que seulement 18 % des points présentent des analyses comportant un ion supérieur à 1 me/l, ou NO_3 supérieur à 44 mg/l. Il s'agit donc d'un type de pollution modérée. A titre de comparaison, dans le type de pollution organique d'origine humaine étudié précédemment, 80 % des points figurent dans la classe fortement polluée (au lieu de 18 % ici même).

L'environnement de ces points d'eau est hétérogène : 45 % de fermes, 30 % de maisons d'habitation et 25 % de nature protégée. Une étude plus poussée montre que les points situés dans un environnement immédiatement protégé présentent à leur amont phréatique des sources de pollution urbaines ou rurales. Ceci inciterait à considérer ce type de pollution comme une atténuation, à leur aval phréatique, de pollutions plus caractérisées à l'amont.

7.2. Etude du type mixte et recherche de l'origine de la pollution

La minéralisation moyenne du type n'est que de 598 micromhos.cm-1.

La corrélation est nette entre Cl et $\text{SO}_4 = 0,98$, ces deux ions coïncidant de façon identique avec Na = 0,89. L'ion SO_4 semble donc associé à une pollution de type chlorurée sodique (organique) et non sulfatée calcique (décharges à plâtras) : la corrélation entre SO_4 et Ca n'est que de 0,75.

La mise en évidence (voir en annexe la planche n° 25) de l'apport polluant donne une courbe de même allure que celle obtenue (suivant le même procédé) pour le type de pollution organique d'origine humaine : parmi les ions faibles, Cl et Na sont en pointe. Mais pour l'ensemble des ions ; Ca et HCO_3 dominent, comme dans l'apport polluant issu de stabulation. Cet apport polluant pourrait donc être considéré comme l'atténuation d'arrivées organiques d'origine humaine, ou animale (stabulation), sans qu'il soit possible de distinguer l'une d'entre elles.

7.3. Conclusion

L'étude de ce type de pollution présente un certain nombre de points concordants (minéralisation, environnement, corrélation, apport polluant) qui militent tous en faveur d'une pollution modérée d'origine organique mixte (humaine, ou de stabulation). Aucun ion ne semble spécialement caractéristique de ce type de pollution.

8. TYPE MIXTE DE POLLUTION DIFFUSE

Ce type de pollution comporte un nombre important de points : 116, soit 29 % de l'ensemble.

8.1. Diagramme-type et environnement (Voir en annexe la planche n° 26.).

Le diagramme-type présente une courbe moyenne de même allure que celle du type-base, mais avec une montée générale de tous les ions. Pour être rattachée à ce nouveau type, une eau doit présenter au moins 1 ion de teneur supérieure ou égale aux valeurs maximales du type-base (précédemment indiquées), et Cl/SO₄ (en me/l) doit être supérieur à 0,40 (ce qui le distingue du type caractéristique à plâtras dominants). Deux classes d'eaux sont distinguées suivant les mêmes critères que pour les autres types. La classe d'eau la moins polluée comprend 70 % des points, ce qui indique le caractère atténué de ce type de pollution.

L'environnement des points d'eau rattachés à ce type est de même nature que pour le type précédent, mais avec une accentuation encore plus forte du nombre de points situés dans un cadre naturellement protégé (36 %) mais présentant dans leur amont phréatique diverses sources de pollution : habitations et décharges à plâtras dominants, notamment. On observe par ailleurs

un environnement immédiat de maisons d'habitation (36 %) et de fermes (10 %).

8. 2. Etude du type mixte et recherche de l'origine de la pollution

La minéralisation moyenne de ce type est la moins forte de tous les types de pollution étudiés : 543 micromhos.cm-1. Les tions faibles qui excèdent parfois 1 me/l sont surtout SO₄, puis Mg ; mais la valeur moyenne de ces deux ions n'est que de peu supérieure aux teneurs moyennes correspondantes du type-base de nappe, comme cela est noté en mg/l dans le tableau ci-dessous :

	type-base de nappe	type de pollution atténuée
SO ₄	23,11	32,83
Mg	6,57	7,89

Les corrélations les plus notables apparentent ce type soit au précédent (Cl et SO₄ = 0,90), soit au type caractéristique à plâtras dominants (HCO₃ + SO₄ et CA + Mg = 0,84).

La mise en évidence (voir en annexe la planche n° 27) de l'apport polluant donne une courbe de même allure que celle du type précédent, mais avec des teneurs plus faibles, sauf en SO₄. Il semble donc que l'on soit en présence de sources de pollution atténuées très diverses : organiques comme dans le type précédent, mais aussi sulfatées comme dans le type de pollution caractéristique à plâtras dominants.

8.3. Conclusion

Ce type mixte de pollution très atténuée est marqué, de façon diffuse, car des sources polluantes très diverses, aussi bien organiques, humaines ou animales, que sulfatées (décharges à plâtras dominants).

9. CARTE DES TYPES D'EAU ET DE POLLUTION (Voir en annexe la diapo. n° 9)

Nous avons défini au total 2 types-bases et 6 types de pollution : 3 caractéristiques et 3 mixtes.

La localisation de ces types d'eau sur une carte met particulièrement en évidence le lien existant entre ceux-ci et leur environnement.

Le type-base de nappe est représenté sur l'ensemble de la zone d'études, mais plus spécialement dans l'île de Miribel-Jonage où l'environnement est davantage protégé (vastes fourrés, cultures).

Le type-base du Rhône est nettement prédominant au voisinage de celui-ci : le long du canal de Miribel et surtout du canal de Jonage.

Le type caractéristique de pollution organique d'origine humaine se rencontre dans les agglomérations, mais aussi au voisinage d'habitations isolées.

Le type caractéristique de pollution par purins coïncide non seulement avec des fermes (étables) disséminées dans les champs, mais aussi avec celles qui subsistent dans les villages.

Le type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants est particulièrement dense dans la moitié occidentale de l'île de Miribel-Jonage, où abondent d'anciennes gravières abandonnées. Dans la partie septentrionale de Vaulx-en-Velin existèrent les premières gravières de l'agglomération lyonnaise. Elles sont aujourd'hui comblées, recouvertes par l'extension urbaine et invisibles. Mais les analyses d'eau trahissent toujours leur présence souterraine.

Le type mixte de pollution par des produits industrialisés est largement localisé dans les zones agricoles.

Quant aux types mixtes modérés et diffus, ils sont parsemés sur l'ensemble de la zone d'étude, en raison de leurs relations souvent lointaines avec leurs sources de pollution.

Il résulte de l'étude de cette carte des types d'eau, qu'il existe un lien très net entre ceux-ci et l'environnement des points de prélèvements.

10. STABILITE DES TYPES DE POLLUTION

Il importe de connaître si les types de pollution existants sont immuables ou non. A priori, les types de pollution dépendent des sources de pollution, et celles-ci étant fixes, on ne devrait pas observer de changements importants d'un type de pollution à un autre. Il se pourrait toutefois qu'il existe des passages entre types, en raison de la multiplicité des sources de pollution dans un environnement donné. Certaines sources de pollution pourraient alors prendre le pas sur d'autres de façon temporaire ou chronique. Ce phénomène existe-t-il, et si oui, est-il important ? Pour le savoir, nous avons comparé les types de pollution définis en septembre, en fin de saison sèche, avec ceux observés pour les mêmes points quelques mois plus tôt; en mai, à la fin d'une période saisonnière de précipitations atmosphériques.

10.1. Stabilité du type caractéristique de pollution organique d'origine humaine

Sur les 30 points de ce type, 19 (près de 65 %) en faisaient déjà partie en mai. Cela traduit un passage notable (45 %) entre types différents.

Tous les 11 nouveaux points apparus en septembre proviennent de types qui sont liés au même environnement polluant : l'habitat. Le type mixte de pollution organique modérée (4 points), celui de pollution par des produits industrialisés, notamment par des hydrocarbures ou des détergents (3 points), et celui de pollution diffuse (2 points), présentent tous dans leur environnement des maisons d'habitation. Effectivement, les effluents

domestiques de ces dernières sont susceptibles de produire de façon dominante : tantôt une pollution organique (soit caractéristique, soit modérée), tantôt une pollution par détergents ou hydrocarbures et tantôt une pollution tellement atténuée qu'elle en devient diffuse. Il en est de même pour les 2 points issus du type de pollution par effluents de stabulation. Leur environnement est celui de fermes non assainies où les eaux usées d'origine humaine, s'infiltrant dans le sol au voisinage immédiat des pénétrations de purin. Il est normal que la qualité de la nappe soit plus sensible tantôt à l'une, et tantôt à l'autre de ces sources de pollution, suivant les variations des infiltrations ou des dilutions.

10.2. Stabilité du type caractéristique de pollution par effluents de stabulation

Sur les 25 points de ce type, 20 (80 %) en faisaient déjà partie en mai. Il s'agit donc là d'un type caractéristique particulièrement stable.

Les 5 points nouvellement rattachés à ce type en septembre présentent un environnement tributaire à la fois de la pollution rurale et de la pollution par habitat. En septembre, les teneurs en Na de ces points ont particulièrement baissé, ce qui a permis le passage du rapport K/Na d'inférieur à 1 à supérieur à 1, et ce qui a mis en évidence, par le fait même, la présence de purins et fumiers dans l'environnement de ces points d'eau.

10.3. Stabilité du type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants

Ce type témoigne aussi d'une grande permanence. Sur les 44 points qu'il comporte, 34 (78 %) demeurent inchangés en mai et septembre.

Parmi les 10 points nouveaux de ce type, 3 sortent du type-base-Rhône, et sont situés au voisinage ou à l'aval phréatique de décharges à déblais de construction, 3 proviennent du type mixte diffus et sont situés à l'aval de décharge à plâtras dominants, et tous ces points présentent, en septembre, une montée notable de SO_4 , qui modifie le rapport Cl/ SO_4 de supérieur à 0,40 à inférieur ou égal à 0,40, ce qui justifie le changement de type. Deux autres points sont situés l'un dans une décharge utilisée à la fois pour les ordures ménagères et les déchets de construction, et l'autre dans une zone d'habitation située à l'aval d'une décharge à plâtras. Cet environnement explique que ces 2 points soient passés du type caractéristique de pollution organique humaine (en mai), au type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants (en septembre), par baisse des teneurs en Na et surtout en Cl, entraînant une baisse de Cl/ SO_4 . Les deux derniers points à avoir changé de type présentent aussi un environnement d'habitations situées à l'aval de décharges à plâtras ; ils proviennent du type mixte de pollution par des produits industrialisés (notamment par hydrocarbures et détergents) à la suite d'une baisse importante des teneurs en Na, qui fait passer le rapport Mg/Na d'inférieur à 1 à supérieur à 1.

Les 10 points que nous venons d'étudier possèdent un environnement où voisinent (suivant les cas) le Rhône, les déchets organiques (habitations et décharges), les hydrocarbures et détergents (habitations) et les plâtras (décharges). Tantôt l'une ou tantôt l'autre de ces sources de pollution prend le dessus, entraînant par le fait même un changement de type.

10.4. Stabilité du type mixte de pollution par des produits industrialisés.

Sur les 55 points de ce type, 39 (71 %) en faisaient déjà partie au mois de mai.

Parmi les 16 nouveaux points de ce type, caractérisé par une pollution urbaine (hydrocarbures et détergents) et rurale (engrais chimiques), 10 sont situés dans un environnement de maisons d'habitation, 4 dans un environnement de fermes et 2 dans les

champs, à l'aval phréatique d'agglomération. Les types de pollution qu'ils ont quitté concordent avec cet environnement, puisqu'il s'agit de types de pollution organique d'origine humaine, de pollutions par purins, de pollution organique modérée et de pollution diffuse. Les deux derniers points proviennent du type-base-Rhône : ils sont situés au voisinage du Rhône et dans des zones de culture (l'un, de surcroît, dans une ferme). Les modifications de teneurs, qui entraînent ces changements de types, portent essentiellement sur les ions Na, Cl, et SO₄.

Pour ces 16 nouveaux points donc, les types de pollution anciens ou nouveaux concordent parfaitement, dans tous les cas, avec la nature de leur environnement polluant.

10.5. Stabilité du type mixte de pollution organique modérée

Ce type de pollution est le moins stable de tous : seulement 55 % de ses 22 points y étaient déjà rattachés en mai.

Les 10 nouveaux points présentent un environnement d'habitations (5 points), de fermes (2 points), de cultures situées à l'aval phréatique d'agglomérations (2 points) et de décharge (1 point). Dans tous les cas, l'environnement présente des sources de pollution organique. Cette contamination était traduite, antérieurement, par une appartenance aux types de pollution suivants : diffuse (7 points), organique d'origine humaine (2 points) et par purins (1 point).

Il y a donc partout conformité entre la nature de l'environnement polluant des points prélevés et les types de pollution observés dans leurs eaux.

10.6. Stabilité du type mixte de pollution diffuse

Sur les 116 points de ce type, 87 (75 %) en faisaient déjà partie en mai, c'est donc un type stable, en dépit de son caractère peu marqué.

Cette pollution est suffisamment diffuse pour que les 29 points nouveaux proviennent de types très divers. 9 points proviennent du type mixte de pollution organique modérée, 8 du type caractéristique de pollution par plâtras dominants, et 5 du type mixte de pollution par des produits industrialisés. Par ailleurs, 6 points arrivent du type-base de nappe et 1 du type-base-Rhône. Les ions dont les changements de teneurs entraînent ces passages sont surtout SO₄, Cl, Na et Mg.

Quatorze points ont un environnement d'habitation et 1 point présente un contexte fermier ; 2 points présentent un environnement de décharges à plâtras dominants et 6 points sont situés à l'aval phréatique de telles décharges, l'environnement immédiat de ces derniers points étant constitué soit par des champs, soit par des maisons d'habitation ; 6 points présentent un environnement naturel de champs et prairies.

L'environnement de tous ces nouveaux points rend compte du passage entre leurs anciens types de pollution et le type de pollution diffuse.

10.7. Conclusion

Quatre types de pollution sur six offrent une bonne stabilité moyenne de 76 %. Les deux types de pollution les moins immuables (à 60 % en moyenne) sont liés à la pollution organique, soit caractéristique et d'origine humaine (stabilité de 65 %), soit mixte et modérée (immutabilité de 55 % seulement). Faut-il voir un lien de causalité entre la pollution organique et la moins forte stabilité des types qui en sont issus ? Les ions Cl et Na qui caractérisent ces types de pollution sont pourtant très persistants. Il semble plutôt que la raison en soit le plus grand nombre de types qui peuvent résulter de la pollution dans un environnement d'habitations. Alors qu'un seul type de pollution est occasionné dans la nappe soit par les décharges à plâtras dominants, soit par la stabulation et les fumiers, il existe au moins trois types de pollution susceptibles d'apparaître dans un environnement de maisons d'habitation : les deux types organiques et le type mixte de pollution par produits industrialisés

(pour ce qui est des hydrocarbures et des détergents). Cette forme moins stable de certains types de pollution n'est que la traduction du caractère très fouillé de l'analyse hydrochimique dans un environnement habité.

Dans tous les cas, chaque fois que des passages ont été observés d'un type de pollution à un autre, cela a toujours été en parfaite harmonie avec l'environnement, parfois complexe, existant autour des points de prélèvement sujets à ces variations.

C h a p i t r e I V

P A N O R A M A D E L A

Q U A L I T E D E L A N A P P E

Nous venons d'établir une véritable carte d'identité chimique pour chaque type de pollution observé, depuis sa source jusqu'à la nappe.

Nous allons maintenant dresser un rapide panorama de la qualité d'ensemble de la nappe étudiée.

Plutôt que de publier la vingtaine de carte que nous avons dressées, nous en avons choisi 4 qui sont plus particulièrement représentatives : conductivités, Cl, SO₄, NO₃.

C'est ainsi que les cartes des TH, Ca et HCO₃ n'apportent pas plus d'éléments nouveaux sur la propagation de la pollution, que les cartes des conductivités et SO₄. De même, les cartes des oxydabilités, Mg, Na et K ne donnent rien de plus que celle des Cl. Les 4 cartes choisies seront étudiées en troisième partie dans le cadre de l'épuration naturelle.

Auparavant, nous donnons une vue panoramique de la qualité de la nappe, en étudiant :

- les graphiques (ci-joints en annexe) des échelles de teneurs utilisées pour établir les cartes, et ce, pour 14 éléments analysés ;
- les graphiques des rapports ioniques par types (ci-joints en annexe), pour les 8 ions principaux analysés ;

- les résultats des analyses portant sur les coliformes, les détergents, les hydrocarbures et les toxiques et indésirables.

A. GRAPHIQUES DES TENEURS

Ce sont les graphiques des échelles de teneurs (telles que nous les avons établies) en fonction du pourcentage de points analysés. Sur l'axe des abscisses nous précisons en outre la valeur moyenne des différents types d'eau ou types de pollution.

Deux grandes classes de graphiques se détachent de l'ensemble :

- les graphiques ayant une allure "en cloche", notamment : conductivité, pH, température, TH, Ca, TAC (HCO₃), SO₄ ;
- les graphiques bimodaux, notamment : OX, Mg, Na, Cl, NO₃.

Ces deux grandes classes de graphiques coïncident avec les deux grandes classes de cartes énumérées ci-dessus. Et les graphiques bimodaux présentent, dans l'ensemble, des valeurs moyennes des différents types d'eau ou de pollution qui sont très espacées sur l'axe des teneurs.

1. CONDUCTIVITE (Voir en annexe les planches n° 28 et 29).

Le graphique des conductivités correspond essentiellement à une minéralisation générale, peu accentuée à moyenne, pour environ 70 % des points analysés. Seulement 3 % des points analysés ont une minéralisation excessive ($> 1\ 000$ micromho/cm-1).

Aucun type d'eau ou de pollution ne se détache nettement sur l'axe des teneurs.

2. TEMPERATURE (Voir en annexe la planche n° 30).

Le graphique indique que 90 % des températures sont inférieures à 16°, ce qui est convenable.

3. pH (Voir en annexe la planche n° 31).

Le pH est celui des eaux potables ordinaires de type basique. Près de 80 % des points ont un pH compris entre 7,1 et 7,5.

4. OXYDABILITE (Voir en annexe la planche n° 32).

Le graphique des oxydabilités est bimodal. Les teneurs moyennes des eaux présentant les types de pollution organique humaine et de pollution par purins s'y détachent nettement.

5. TITRE HYDROTOMETRIQUE, ou T H (Voir en annexe la planche n° 33).

48 % des points ont un TH supérieur à 30°, ce qui est important.

6. Ca (Voir en annexe la planche n° 34).

Les fortes valeurs des TH sont dues aux ions, Ca, dont 8 % seulement correspondent à des teneurs inférieures à 70 mg/l.

7. Mg (Voir en annexe la planche n° 35).

En revanche, les valeurs des Mg sont faibles : 9 % seulement des points correspondent à des teneurs supérieures à 12 mg/l.

8. Na (Voir en annexe la planche n° 36).

La courbe est bimodale. La moyenne du type de pollution organique humaine est bien détachée. Na en est un ion caractéristique.

9. K (Voir en annexe la planche n° 37).

Les apports globaux de K à la nappe sont très faible : 97 % des points ont des valeurs inférieures à 20 mg/l.

La teneur moyenne des eaux présentant le type de pollution par purin se détache très nettement, suivie par la moyenne du type de pollution organique humaine. Ceci confirme que K n'est pas un ion caractéristique absolu de la pollution par effluents de stabulation. Il ne trahit de façon certaine ce type de pollution que lorsqu'il est supérieur à Na ou Cl.

10. Cl (Voir en annexe la planche n° 38).

Le caractère bimodal de la courbe est ici encore plus prononcé que pour Na. Comme Na, cet ion est caractéristique de pollution organique humaine, dont la teneur moyenne des eaux de ce type se détache très nettement sur le graphique.

45 % des points sont compris entre 50 et 250 mg/l, et 1 % seulement excède la limite de potabilité (250 mg/l).

11. SO₄ (Voir en annexe la planche n° 39).

La teneur moyenne des eaux du type de pollution par plâtras est nettement isolée des autres moyennes. SO₄ est bien l'ion caractéristique de ce type de pollution. Mais la teneur moyenne des eaux du type mixte de pollution par des produits industrialisés ressort aussi de l'ensemble: SO₄ est aussi un ion caractéristique d'une pollution par détergents.

12. TAC (Voir en annexe la planche n° 40).

Pour établir la carte et la courbe des carbonates, nous avons exprimé leurs valeurs en TAC, pour nous conformer à l'usage le plus fréquent.

67 % des points sont compris entre 20 et 30°.

Tous les types de pollution étudiés entraînent un accroissement des carbonates. Si bien que le TAC ne peut être tenu pour nettement caractéristique d'un type de pollution particulier.

13. NO3 (Voir en annexe la planche n° 41).

La courbe est bimodale, et son maximum le plus important correspond à la plus forte minéralisation. 25 % des points ont des teneurs supérieures à la limite de potabilité (44 mg/l).

La comparaison des teneurs moyennes des différents types de pollution montre que cet ion est, en premier lieu, caractéristique d'une pollution par engrais industrialisés. Mais la pollution organique humaine y joue aussi un rôle important. Contrairement aux autres ions, celui-ci présente un large étalement des moyennes des différents types sur l'axe des abscisses.

14. NO2 (Voir en annexe la planche n° 42)

Les teneurs moyennes des divers types d'eau et de pollution y sont beaucoup plus regroupées qu'en NO3 et ce, dans la partie des faibles teneurs. 58 % des points correspondent à des valeurs inférieures à 0,1 mg/l.

B. GRAPHIQUES DES RAPPORTS IONIQUES PAR TYPES

A partir des moyennes des différents ions pour chaque type d'eau ou type de pollution, nous avons calculé le rapport ion (r) sur somme des cations (rp), ou somme des anions (rn) selon les cas, en milli-équivalents par litre. La comparaison de ces valeurs (illustrée par des courbes en annexe) permet de confirmer la valeur caractéristique des divers ions.

1. r Ca/rp (Voir en annexe la planche n° 43)

Ce rapport confirme la nature essentiellement calcique des eaux souterraines étudiées. A deux exceptions près, Ca représente plus de 80 % des cations (en me/l). La plus forte valeur est pour les eaux non polluées. Par contre, les pollutions organiques humaine et animale représentent les plus faibles valeurs, en raison des apports correspondants en Na et K (voir ci-dessous).

Ce phénomène est à rapprocher de ce qui sera observé plus loin, sur l'évolution de Ca, dans la propagation de la pollution, en zone non saturée. Ce problème sera repris et élucidé en 3e partie, dans l'étude détaillée d'une décharge communale.

2. r Mg/rp (Voir en annexe la planche n° 44).

La pollution mixte par des produits industrialisés présente la plus faible valeur. L'absence de Mg dans un apport polluant peut être considérée comme le symptôme de son origine industrielle. En effet, la pollution d'origine humaine, animale ou végétale apporte un peu de Mg.

3. r Na/rp (Voir en annexe la planche n° 45)

La plus forte valeur est de loin celle de la pollution organique humaine, dont Na s'avère bien comme un ion caractéristique (avec Cl).

4. r K/rp (Voir en annexe la planche n° 46).

La comparaison des valeurs confirme le rôle primordial joué par K dans la pollution organique par effluents de stabulation.

5. r Cl/rn (Voir en annexe la planche n° 47).

La courbe de variation des ions Cl présente la même allure que celle des Na, de façon encore plus prononcée.

6. r SO4/rn (Voir en annexe la planche n° 48).

La plus forte valeur est celle de la pollution par décharges de plâtras, dont SO4 est l'ion caractéristique.

7. r HCO3/rn (Voir en annexe la planche n° 49).

Comme Ca pour les cations, HCO3 exprime l'essentiel des me/l pour les anions, mais dans des proportions un peu moindres toutefois. Les plus faibles valeurs en HCO3 dans la pollution organique, dans celle par plâtras, ainsi que dans la pollution mixte artificielle, s'expliquent par les teneurs respectives en Cl, SO4 et NO3 (ions caractéristiques).

8. r NO3/rn (Voir en annexe la planche n° 50).

La valeur maximale est pour la pollution mixte par des produits industrialisés dont NO3 est l'ion le plus caractéristique (engrais chimique). Ensuite seulement viennent les pollutions d'origine organique.

C. COLIFORMES, DETERGENTS, HYDROCARBURES,
TOXIQUES ET INDESIRABLES

Nous passerons rapidement en revue les résultats concernant les coliformes, les détergents, les hydrocarbures, les toxiques et les indésirables. Au contraire des autres analyses, celles-ci n'ont pas porté sur la totalité des points prélevés, mais seulement sur ceux qui présentaient un intérêt particulier au regard de l'élément polluant recherché.

1. Les COLIFORMES ont été recherchés sur 220 points (la moitié de l'ensemble). La législation française ne présente pas de normes pour les coliformes. Dans les eaux souterraines, seulement une quinzaine de points en Mai, et une trentaine en Septembre, sont fortement pollués (teneur supérieure à 1 000 unités par 100 millilitres). L'accroissement noté en fin de saison chaude est très vraisemblablement dû à la hausse de température par rapport à Mai.

2. Les DETERGENTS ont été révélés sur 340 points (80 %). Aucune norme de potabilité n'a été prévue par la législation française, pour les détergents. L'Organisation Mondiale de la Santé demande que les teneurs exprimées en A.B.S. (alkylbenzène sulfonate) n'excèdent pas 0,500 mg/l. La majorité des points analysés dans la plaine de Lyon ont des concentrations très faibles, n'excédant pas 0,020 mg/l. Les teneurs importantes sont seulement au nombre de 5. Elles sont toutes situées dans des zones urbanisées ou dans des fermes.

3. Les HYDROCARBURES ont été analysés sur 250 points (60 %). La réglementation française ne présente pas de normes particulières en matière d'hydrocarbures, en dehors de l'absence d'odeurs et de mauvais goûts. Dans son ensemble, la nappe est nette d'hydro-

carbures, au point qu'une quarantaine de points présentent des traces inférieures au seuil de sensibilité analytique. On observe toutefois 2 points (l'un dans une usine et l'autre dans un hameau) ayant des concentrations importantes (supérieures à 1 mg/l). Par ailleurs, une douzaine de points ayant des teneurs notables (0,4 à 1 mg/l) se répartissent au voisinage d'habitations individuelles (notamment entre le centre de Vaulx-en-Velin et le canal de Jonage). Ces anomalies sont vraisemblablement dues à des fuites provenant de cuves enterrées, contenant des hydrocarbures (destinés au chauffage).

4. LES TOXIQUES ET INDESIRABLES

Sur une cinquantaine de points choisis en des sites particulièrement exposés à ces agents polluants, on a dosé le chrome, le phénol, le cyanure, l'arsenic, le cadmium, le plomb et le cuivre. Il n'y a rien de spécial à signaler dans les analyses de Septembre 1970, si ce n'est quelques faibles teneurs en chrome (n'excédant pas 0,020 mg/l).

Les fluor, zinc, fer et manganèse ont été analysés sur une vingtaine de points (dans les zones de captage de la région étudiée). Là aussi, on ne note aucune teneur excessive, si ce n'est pour le manganèse qui -en 1 point- dépasse le seuil de non potabilité (0,100 mg/l) avec 0,350 mg/l.

D. CONCLUSIONS

1. L'ETUDE DES GRAPHIQUES DES TENEURS :

- témoigne , pour l'ensemble de la région étudiée, d'une qualité d'eau généralement convenable ;

- indique cependant des teneurs excessives en TH (48 % des points), mais aussi en NO3 (25 % des points) ; pour le TH, c'est l'ion Ca qui est responsable, et avec lui tous les types de pollution à des degrés divers (en premier lieu les décharges à plâtras) ; pour NO3, c'est la pollution par engrais industrialisés qui est déterminante.

2. L'EXAMEN DES RAPPORTS IONIQUE confirme le choix des ions caractérisant les principaux types de pollution :

- l'absence de Mg prêche en faveur d'une origine artificielle ;

- de forts Na et Cl indiquent une pollution organique d'origine humaine ;

- un K important, au point de dépasser Na ou Cl, témoigne d'une pollution par effluents de stabulation

- SO4 est caractéristique d'une pollution par décharge à plâtras dominants ;

- NO3 indique une pollution par engrais, avant même de trahir une pollution organique.

3. LES RESULTATS DES RECHERCHES DE COLIFORMES, DETERGENTS, HYDROCARBURES, TOXIQUES ET INDESIRABLES témoignent d'une faible pollution de la nappe, lors de la Campagne de septembre 1970, en dépit d'une importante présence urbaine et industrielle.

TROISIEME PARTIE

L A P R O P A G A T I O N

E T L ' E P U R A T I O N N A T U R E L L E

D E L A P O L L U T I O N

I N T R O D U C T I O N

Dans cette troisième partie nous exposerons diverses études sur la propagation et l'épuration naturelle de la pollution.

Tout d'abord nous donnerons les résultats de recherches sur les vitesses de propagation et la dispersion de la pollution.

Puis, dans un deuxième chapitre, nous aborderons un cas particulièrement grave : celui de la propagation de la pollution entre eaux superficielles polluées et zones de captage alimentées de façon induite, en démontrant la rapidité de contamination de ces zones de captage.

Dans un troisième chapitre nous exposerons nos recherches sur la répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation.

L'épuration naturelle de la pollution et le rôle joué par les zones non saturée et saturée feront l'objet d'un quatrième chapitre.

Enfin, dans un cinquième chapitre, nous aborderons un cas particulièrement important : celui de la propagation et de l'autoépuration de la pollution à l'aval d'une décharge communale d'ordures ménagères. Et nous proposerons des moyens de lutter contre ce type de pollution chimique.

C h a p i t r e I

V I T E S S E S D E P R O P A G A T I O NE T D I S P E R S I O N D E L A P O L L U T I O N

Lorsqu'il existe un risque de pollution de l'aquifère, les questions que se posent en premier lieu les autorités responsables sont celles-ci :

- A quelle vitesse le produit polluant va-t-il progresser dans la zone non saturée et quand atteindra-t-il la nappe ?

- Quelle sera localement la vitesse d'écoulement de la nappe véhiculant ce produit polluant ?

C'est à ces questions que nous avons tenté de répondre dans le présent chapitre.

La vitesse de propagation de la pollution est influencée, comme nous l'avons étudié ci-dessus, par la perméabilité des terrains non saturés et saturés (couverture et intercalations argileuses etc...) et donc par leur nature lithologique. Pour obtenir les renseignements chiffrés sur la vitesse de déplacement de la pollution, nous avons fait des expériences in situ, à l'aide de traceurs, en milieu non saturé et saturé.

La vitesse de déplacement du produit polluant, étant précisée, le problème qui se pose ensuite est celui des variations de la concentration de la pollution au sein de la nappe. Pour

répondre à cette question, il a été demandé au Centre d'Informa-
tique Géologique (C.I.G.) de l'Ecole des Mines de Paris (Centre
dirigé à l'époque par M. EMSELLEM Y.) de mettre au point un mo-
dèle mathématique prévisionnel. Les paramètres nécessaires au
fonctionnement de ce dernier sont notamment les coefficients de
dispersion. Ceux-ci ont été déterminés à partir d'expériences
in situ, dont nous exposerons les résultats dans la dernière par-
tie de ce chapitre.

A. VITESSE DE DEPLACEMENT DES POLLUANTS
DANS LA ZONE NON SATURÉE

Le but et le principe des expériences originales, mi-
ses en place avec MM. MOLINARI J. et CALMELS P. (du Centre d'Étu-
des Nucléaires de Grenoble), pour mesurer la vitesse de propaga-
tion de la pollution dans la zone non saturée, ont déjà été décrits
ci-dessus (p. 143).

Les sites choisis (Voir en annexe la planche n° 51)
intéressent trois types de terrains saturés existant dans la
zone d'étude : couches argileuses superficielles, alluvions mo-
dernes et sédiments fluvio-glaciaires. Seuls les terrains moraini-
ques n'ont pas été expérimentés en raison de leur trop grande
hétérogénéité, et partant du caractère trop local des résultats
obtenus.

Anfin de mettre en place le dispositif de mesure le
plus approprié, nous avons commencé par faire des expériences
exploratoires sur la façon dont une eau polluée se propage de
haut en bas dans un terrain à stratification entrecroisée (mi-
lieu hétérogène).

1. OBSERVATIONS SUR UN FRONT DE CARRIÈRE DE GRAVIERS

Une injection d'eau fut effectuée dans une souille
située au sommet d'un front de gravière (aux Grandes-Brosses
à Chassieu). Il a été observé qu'au cours de sa descente, l'eau
était arrêtée par les couches les plus imperméables rencontrées,
et s'écoulait le long de celles-ci jusqu'à leur recoupement par
une autre strate. Elle reprenait alors sa descente verticale
jusqu'à la rencontre d'un nouvel écran imperméable. Ce trajet
en zig-zag pourrait être comparé à celui d'une eau ruisselant
sur un vaste assemblage de parapluies superposés et juxtaposés.
Les formations lenticulaires ainsi représentées étant d'ordre
métrique à décimétrique, il est fort probable que le rejet s'est
étalé de plusieurs mètres autour de l'axe de son point d'injec-
tion.

2. ÉTALEMENT DU FLUX D'EAU D'INFILTRATION AUTOUR DU POINT DE REJET

La démonstration de ce phénomène a été faite sur le
site de St-Jean, à Villeurbanne. Une souille d'injection fut
creusée à travers la couche d'argile superficielle, au centre
d'un dispositif de prélèvement de sept sondages, destinés aux
pompages pour récupérer l'eau marquée par un traceur, dès son
arrivée dans la nappe. La distance de la souille aux sondages
était en moyenne de 5 m.

L'examen des temps d'arrivée du traceur dans la nap-
pe prouve que le rejet en zone non saturée s'étale à peu près
symétriquement autour de l'axe de la souille d'injection. Cet
étalement en zone non saturée est très ample, puisque son rayon
atteint au moins 5 m à une profondeur de 3,2 m. Une telle ampli-
tude ne surprendra pas, si l'on observe la dimension métrique à
décimétrique des formations lenticulaires (de la stratification
entrecroisée) qui sont la cause principale de cet épanouissement

du rejet, bien plus que les phénomènes de dispersion. En effet la granulométrie des alluvions gravelo-sableuses traversées ne peut à elle seule, qu'occasionner un écoulement vertical de l'eau infiltrée.

3. RISQUES DE COURT-CIRCUIT LE LONG DU TUBE DE SONDAGE

Au gré de la stratification entrecroisée, il se peut que l'eau injectée atteigne rapidement le tube d'un sondage, et ce, bien au-dessus du niveau piézométrique. Dans toute cette zone fortement remaniée en cours de sondage, l'eau peut s'écouler à la verticale dans l'espace entre le tubage et le terrain. Ce court-circuit peut modifier sensiblement les temps d'arrivée à la nappe.

Ce phénomène a effectivement été mis en évidence sur le site de Chassieu. Les rejets artificiels ont été exécutés en deux temps : dans 2 souilles respectivement distantes de 3 m et 7,5 m d'un sondage. On a d'abord observé que les différentes distances des points de rejet n'avaient pas d'influence sensible sur les temps d'arrivée de la pollution dans la nappe. Mais on a surtout constaté sur les courbes de DTS (distribution des temps de séjour) la présence de deux maximums. Ceux-ci témoignent de l'existence de deux circulations, dont l'une -deux fois plus rapide- a été attribuée à un court-circuit de l'eau le long du tube de sondage.

4. DESCRIPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL MIS EN PLACE

Pour faire face aux incertitudes de la propagation verticale en zone non saturée à stratification entrecroisée, les rejets artificiels ont été injectés, soit dans une cuvette

de révolution, soit dans plusieurs souilles de rejet, entourant le sondage de prélèvement à une distance de 3 à 4 m. Pour simuler au maximum les rejets à partir de puisards, les injections ont été faites dans des souilles traversant complètement la couche d'argile superficielle. Dans un cas toutefois, un épandage en surface a été simulé pour mesurer le temps de transit à travers les limons superficiels.

Pour remédier aux risques de court-circuit le long du sondage dans la zone non saturée, il a été procédé à une cimentation rigoureuse de l'espace compris entre l'extrados du tube et les alluvions sèches en place.

De surcroît, nous avons pris soin de faire crépiner le sondage légèrement au-dessus du niveau piézométrique, afin de capter l'eau injectée dès son arrivée sur la surface de la nappe.

5. VITESSE DE DEPLACEMENT A TRAVERS UNE COUCHE D'ARGILE SUPERFICIELLE

Sur le site de Vaulx-en-Velin (dans les champs, à 800 m au Nord-Ouest du centre de l'agglomération, voir en annexe la planche n° 51), équipé avec le dispositif décrit, l'expérience d'injection et de mesure des DTS a été effectuée, d'abord à travers la couverture de limons superficiels (épais de 1,40 m), ensuite après décapage de cette couche. La différence entre les temps de transit minimaux du traceur pour les deux essais est de 14 h. La vitesse de déplacement maximale à travers l'argile superficielle est de 0,10 m/h environ.

6. VITESSE DE DEPLACEMENT A TRAVERS DES ALLUVIONS MODERNES GRAVELO-SABLEUSES

Sur le même site de Vaulx-en-Velin, après avoir enlevé la couche d'argile superficielle et avoir fait percoler 29 m³ dans la souille pour simuler un rejet permanent (du type puisard), on a procédé à l'injection d'eau eau marquée par de l'Uranine. Cette eau ainsi marquée a mis 13 h pour arriver, à travers 6 m d'alluvions non saturées, jusqu'à la nappe. La vitesse de déplacement maximale, sur ce site installé dans les alluvions modernes, est donc de 0,50 m/h environ.

Il s'agit là de la seule vitesse qui intéresse un responsable chargé de donner l'alerte à la pollution de la nappe : la vitesse correspondant à l'arrivée de la première bouffée polluante (à l'instant où le signal atteint une valeur égale à 2 % du signal maximum, pour le cas présent). Mais, alors que le traceur a été injecté dans le rejet permanent de façon instantanée, sa propagation jusqu'à la nappe s'est trouvée largement modulée dans le temps. Si la première apparition de traceur est signalée au bout de 13 h, il faut par contre attendre presque 3 fois plus longtemps (36,5 h exactement) pour que parviennent, à la surface piézométrique, les plus fortes concentrations observées. Ensuite celles-ci décroissent beaucoup plus lentement encore. Il aurait fallu poursuivre les mesures environ jusqu'à la centième heure pour observer une concentration qui ne soit plus que 20 %, approximativement, de la teneur maximale.

L'allure irrégulière de la courbe de restitution du traceur entre la trente-huitième et la cinquantième heure (après injection) indique vraisemblablement une circulation préférentielle, elle-même tributaire de la stratification entrecroisée. Outre cette hétérogénéité du milieu, une autre hypothèse serait une modification des débits (entraînant un changement dans les teneurs du traceur) ; mais ni les données météorologiques, ni le comportement de la surface piézométrique ne permettent de retenir cette dernière hypothèse.

7. VITESSE DE DEPLACEMENT A TRAVERS LES ALLUVIONS FLUVIO-GLACIAIRES

Sur le site de Meyzieu, (situé dans les champs à 1 km au Nord du centre de l'agglomération. Voir en annexe la planche n° 51), après une percolation de 32,5 m³ (simulant un écoulement permanent), une injection de Rhodamine Wt a été effectuée dans le rejet. Cette eau marquée a parcouru les 15,5 m de terrains non saturés séparant la souille d'injection de la nappe (crépine du sondage de prélèvement) en 16 h. La vitesse de déplacement maximale est donc de 1 m/h environ.

Sur ce site comme dans celui de St-Jean, le temps modal (correspondant au maximum de la courbe des DTS) est presque 3 fois plus important (45 h) que le temps de transit minimal.

8. CONCLUSION

Les résultats ci-dessus donnent des vitesses de déplacement maximales deux fois plus rapides dans les alluvions fluvio-glaciaires que dans les alluvions modernes. Ce résultat est parfaitement cohérent avec le fait que le terrain fluvio-glaciaire est dans l'ensemble beaucoup plus perméable que les sédiments modernes. Toutefois nous ne disposons sur chaque formation géologique d'alluvions que d'une expérience concluante (effectuée avec un dispositif bien adapté, et à travers une épaisseur non saturée suffisante). Il convient donc de rester prudent. Il sera préférable, pour des raisons de sécurité élémentaires, de mettre l'accent sur la vitesse de déplacement maximale la plus rapide, dans les alluvions sablo-graveleuses : approximativement 1 m/h.

Quant à la couche d'argile superficielle (et cela vaut aussi pour une couche d'argile intercalée dans la zone non saturée),

elle ne peut être considérée comme une barrière absolument étanche, face à la progression d'une eau polluée. Cette dernière finit par percoler, lentement certes, mais en traversant tout de même cet écran dit couramment "imperméable". La vitesse de déplacement maximale observée à travers la couche d'argile superficielle est de 0,10 m/h.

Autre phénomène remarquable : l'infiltration d'une eau dans la zone non saturée (dans les alluvions à stratification entrecroisée) se produit avec un large étalement horizontal et symétriquement autour de l'axe du point de rejet. Cet épanouissement se fait sur un grand rayon ; celui-ci est au moins du même ordre de grandeur que la distance parcourue verticalement en terrain non saturé. La cause principale de cet étalement horizontal est la présence de couches plus imperméables au sein de la stratification entrecroisée des alluvions gravelo-sableuses et non leur granulométrie.

B. VITESSE DE PROGRESSION DES
POLLUANTS DANS LA ZONE SATURÉE.

Les vitesses effectives (déjà définies p 39) ont été calculées et cartographiées sur l'ensemble des alluvions fluvio-glaciaires et modernes.

Les vitesses de déplacement (déjà définies p 39) ont été mesurées in situ par traçage selon deux méthodes différentes, qui ont été comparées sur un même site.

Une autre méthode, site de "dilution sur puits unique", a permis de comparer entre elles les vitesses des différentes strates sur toute l'épaisseur de l'aquifère.

1. CARTE DES VITESSES EFFECTIVES (Voir en annexe la diapo. n° 10).

Cette carte a été établie à partir des vitesses de filtration (de Darcy), d'une part et de la porosité cinématique d'autre part.

Les vitesses de filtration (de Darcy) ont été obtenues à partir :

- des coefficients moyens de perméabilité (sur toute l'épaisseur du terrain aquifère) donnés par la Géophysique (sondages électriques) en les corrélant avec les coefficients de perméabilité obtenus par les pompages d'essai ;

- des gradients hydrauliques en écoulement quasi-permanent (carte piézométrique de Septembre 1970).

Il suffira de se reporter au "Programme des études" (p. 137 et 139) pour être assuré de la précision des données qui ont permis de calculer les vitesses de filtration.

Quant à la porosité cinématique, nous l'avons calculée en faisant le "rapport de la vitesse de déplacement moyenne de l'eau en mouvement dans un milieu perméable, déterminée expérimen-

talement (notamment par traçage), à la vitesse de filtration (de Darcy)". (CASTANY G., MARGAT J. 1977). Pour deux des trois sites où nous disposons à la fois de vitesses de filtration (obtenues par pompages d'essai avec piézomètres) et de vitesses de déplacement (obtenues par la méthode "géophysique sur saumure" décrite ci-après, la porosité cinématique calculée est de 20 %; pour le troisième site elle en est proche. C'est d'ailleurs une porosité de 20 % qui a été donnée dans les résultats du modèle hydrodispersif (FRIED, J.J., UNGEMACH P., 1973). Une telle valeur est raisonnable pour des alluvions gravelo-sableuses de granulométrie très hétérogène (LETOURNEUR J., MICHEL R., 1971) où le coefficient d'uniformité peut monter jusqu'à 140 (voir en annexe la planche n° 5).

La limite entre terrains aquifères glaciaires et fluvio-glaciaires débord nettement celle des affleurements de surface (notamment entre Genas et Colombier-Saugnieu, entre Azieu et Pusignan, etc...). Ce débordement est dû à l'enfoncement progressif des dépôts morainiques sous les sédiments fluvio-glaciaires. En revanche, la limite des terrains aquifères fluvio-glaciaires et modernes correspond approximativement à la coupure superficielle (que suit le canal de Jonage), en raison du caractère emboîté de l'alluvionnement dans l'île de Miribel-Jonage.

Les valeurs des coefficients de perméabilité, et partant des vitesses effectives, dans l'aquifère glaciaire sont très hétérogènes, et difficilement interprétables en raison de la présence de conglomérats résistants. Seules les données ponctuelles obtenues à partir des pompages d'essais ont été retenues.

Dans l'aquifère fluvio-glaciaire, on observe des vitesses effectives plus faibles dans les deux grands axes, et augmentant progressivement de valeur sur leurs côtés. Un tel comportement est directement influencé par les variations du gradient hydraulique. Le couloir de Décines, qui a un gradient hydraulique plus fort que celui de Meyzieu, comporte une surface de basse vitesse (inférieure à 5 m par jour) plus faible que son voisin. Le gradient de ce dernier, faible à l'amont de

Pusignan (1.10^{-3}), augmente de plus en plus à l'aval, ce qui entraîne, à section constante, un accroissement progressif des vitesses jusqu'au canal de Jonage. Dans ce dernier cas interviennent en outre de forts coefficients de perméabilité (souvent 10^{-2} m/s).

Dans les alluvions modernes, les vitesses effectives sont presque partout inférieures à 5 m par jour (avec des valeurs exceptionnellement plus fortes au débouché des couloirs fluvio-glaciaires). Les vitesses avoisinent, le plus souvent, 1 m par jour. La cartographie met en évidence une répartition des vitesses suivant de larges bandes traversant l'île de Miribel-Jonage d'Est Nord Est à Ouest Sud Ouest. Cette direction est calquée sur celle des thalwegs du substratum.

2. COMPARAISON DE DEUX METHODES DE MESURES-PAR TRAÇAGE- DES VITESSES DE DEPLACEMENT

Les vitesses de déplacement ont été mesurées in situ à partir d'une injection de traceur. Les 2 types d'expériences suivants ont été effectués :

- mesure géophysique de la vitesse d'avancement d'un front de saumure injectée dans la nappe sur toute l'épaisseur aquifère.

Cette méthode permet d'obtenir une vitesse de déplacement moyenne pour toute la hauteur aquifère et sur des distances allant jusqu'à 60 et 70 m dans le cadre de cette étude ;

- mesure de la distribution des temps de séjour par la méthode dite "multipuits" (un puits d'injection et un ou plusieurs puits de mesure à l'aval). Cette méthode permet de mesurer directement la vitesse de déplacement maximale du traceur, qui peut être nettement plus rapide que la vitesse de déplacement moyenne obtenue par Géophysique sur saumure. Elle permet en outre de mettre en évidence l'hétérogénéité de l'aquifère à l'échelle de la distance entre point d'injection et points de mesure (12 m dans le cadre de cette étude).

Il est à noter que ces vitesses de déplacement de la nappe obtenues par la méthode géophysique et par le procédé "multipuits", ont été mesurées in situ dans le cadre des expériences sur la dispersion. (Si nécessaire se reporter au "Programme des études", p. 144, où sont exposés le but et le principe de ces expériences). Précisons que c'est sur le site n° 1 (quartier St-Jean à Villeurbanne) qu'ont été comparées ces deux méthodes. La méthode "Géophysique sur saumure" a ensuite été appliquée à quatre autres sites, choisis notamment en fonction de leur situation stratégique sur les principaux trajets possibles des substances polluantes :

- dans la partie aval du couloir fluvio-glaciaires de Meyzieu : site n° 2, dit "de Meyzieu" ;
- dans les alluvions modernes : au débouché des deux couloirs de Meyzieu (site n° 3, dit "du Grand Large") et de Décines (site n° 4, dit "de la Rize"), ainsi qu'à l'aval phréatique de Vaulx-en-Velin, entre cette agglomération et la zone de captage de Charmy (site n° 5, site dit "de Vaulx-en-Velin").

2.1. Méthode "Géophysique sur saumure".

La saumure étant injectée sur toute l'épaisseur aquifère, les mesures géophysiques tendent à déceler une vitesse moyenne. Selon MM. FRIED J.J. et UNGEMACH P. (1973) " les vitesses mesurées sont des valeurs proches de la valeur moyenne et non les valeurs maxima : en effet, à cause de la précision de la mesure géophysique, on ne "voit" l'intrusion que lorsqu'elle est assez importante. Il était donc justifié de prendre ces vitesses comme vitesses moyennes de déplacement de la masse salée... Malgré la très grosse quantité de sel injecté (30 tonnes par site en moyenne), nous n'avons enregistré que de faibles variations moyennes de résistivité, ce qui nous a amené à émettre l'hypothèse que l'échelle de l'étude (mesurée par la taille et la durée de l'injection) n'était pas suffisamment importante pour régulariser les phénomènes et qu'il fallait tenir compte du feuilletage du terrain ; la régularisation expé-

rimentale (par diffusion moléculaire, par dispersion transversale verticale, par effet mécanique) ne se fait pas, car les quantités injectées sont relativement faibles et s'engouffrent dans les zones perméables d'épaisseur faible. La mesure géophysique est une régularisation artificielle, et c'est cette régularisation que nous avons reproduite sur nos modèles, par un procédé numérique de prise de moyenne pondérée. Nous créons un terrain homogène équivalent au terrain réel pour les besoins de l'interprétation et ensuite nous revenons au terrain stratifié, après avoir calé sur le modèle homogène. C'est un procédé analogue à un procédé de déconvolution, la déduction de propriétés locales à partir de propriétés globales. Bien entendu, mathématiquement, une telle procédure de calage, en elle-même, n'offre pas l'unicité de solution. Nous obtenons cette unicité en fixant le feuilletage par comparaison aux coupes géologiques que l'on connaît et en utilisant un modèle complémentaire de feuilletage" (FRIED J.J., UNGEMACH P., 1973).

Les résultats chiffrés sont donnés dans le tableau suivant :

N° du site	1	2	3	4	5
Nom du site	Saint Jean	Meyzieu	Grand Large	La Rize	Vaulx-en-Velin
Longueur de mesure en m	12	60	53	15	70
Vitesse moyenne en m/j	5	13,5	8,5 à 10	6,5 à 7	9 à 9,5
Plus forte vitesse de strate en m/j		49,2	85,1	17,7	42,3

Les vitesses de déplacement moyennes observées varient entre 5 et 13,5 m/j, suivant les sites. Mais les vitesses calculées strate par strate donnent des valeurs qui peuvent être jusqu'à 10 fois plus élevées (85,1 m/j pour 8,5 m/j au site du "Grand-Large"). Ces très fortes vitesses ont une incidence primordiale sur la propagation de la pollution. En effet, les substances polluantes emprunteront de préférence les strates où les vitesses sont le plus élevées. La plus grande partie des polluants sera ainsi véhiculée à des vitesses qui peuvent être jusqu'à 10 fois plus rapides que les vitesses de déplacement moyennes observées (par "Géophysique sur saumure").

Outre les différences de vitesse importantes au droit d'un même point, il faut noter les changements de direction qu'effectue la saumure au cours de sa propagation. Les lignes de flux présentent un aspect plus ou moins sinusoïdal, dont la fréquence serait de quelques dizaines de mètres et l'amplitude de quelques mètres. Mais la direction générale de cette progression "serpentine" reste conforme à celle donnée par l'interprétation des mesures piézométriques. Il faut voir là une conséquence de la stratification entrecroisée du terrain aquifère, qui modifie l'écoulement à l'échelle métrique à décimétrique, mais respecte sa direction générale à l'échelle hectométrique à kilométrique.

2.2. Méthode "traceur sur multipuits" (Voir en annexe la planche n° 52).

Les vitesses de déplacement obtenues par cette méthode ont été mesurées sur le seul site du quartier Saint Jean à Villeurbanne. A l'aval du puits d'injection (crépiné sur toute la hauteur aquifère) ont été forés, dans un rayon de 6 m : une première batterie de 3 sondages de prélèvements, et dans un rayon de 12 m : une seconde batterie de 4 sondages de prélèvements. Ces 7 sondages de prélèvements ont, eux aussi, été crépinés sur toute l'épaisseur de la nappe.

Les résultats chiffrés sont donnés dans le tableau suivant, pour les 4 sondages situés à 12 m du point d'injection et dénommés B1, B2, B3 et B4 ; Les prélèvements ont été effectués

dans chaque sondage à deux niveaux : dans la partie supérieure (S) de la nappe et au fond (F) de cette dernière.

Vitesses	N°	S	F
Vitesses de déplacement moyennes en m/j	B1	17,9	17,9
	B2	11,5	11,8
	B3	6	8,3
	B4	9,4	10,2
Vitesses de déplacement maximales en m/j	B1	46	78,9
	B2	20,9	20,9
	B3	27,8	29,3
	B4	18,4	18,4

Les vitesses de déplacement moyennes ainsi obtenues par "traceur sur multipuits", sur une distance de 12 m, sont au moins égales et le plus souvent 2 à 3 fois plus élevées que la vitesse de déplacement moyenne mesurée par "géophysique sur saumure" sur le même site du quartier Saint Jean à Villeurbanne, (5 m/j). Il faudra donc être très circonspect dans l'usage que l'on pourra faire de la carte des vitesses effectives, ces dernières ayant été corrélées avec les vitesses de déplacement moyennes mesurées par "Géophysique sur saumure" (par le calcul de la porosité cinématique). Il conviendrait de multiplier par 2 ou 3 les valeurs des vitesses effectives pour les corrélérer avec les vitesses de déplacement moyennes, obtenues par "traceur sur multipuits", sur le site du quartier Saint-Jean à Villeurbanne.

Par ailleurs, les vitesses qui intéressent en premier lieu le responsable d'une lutte anti-pollution sont les vitesses de déplacement maximales, c'est-à-dire celles qui permettent de calculer le temps d'arrivée du flux polluant (soit ici par conven-

tion : 5 % de la concentration maximale ultérieurement observée). Or ces vitesses de déplacement maximales (mesurées par "traceur sur multipuits") sont dans l'ensemble :

- 2 à 3 fois plus élevées que les vitesses de déplacement moyennes mesurées par la même méthode,
- 4 à 6 fois plus élevées que la vitesse de déplacement moyenne mesurée par "Géophysique sur saumure", sur le même site du quartier Saint Jean à Villeurbanne (5 m/j).

En un point même (sondage n° B1, au fond F de la nappe) la vitesse de déplacement maximale est près de 16 fois plus élevée (78,9 m/j) que la vitesse de déplacement moyenne obtenue par "Géophysique sur saumure". Dans ce dernier cas, le phénomène ne se produit même pas dans l'axe de l'écoulement, mais latéralement à celui-ci. On est donc en présence d'un court-circuit à travers une couche alluviale beaucoup plus perméable que ses voisines.

Il faudra donc être ici encore très prudent dans l'usage que l'on pourra faire de la carte des vitesses effectives. Il sera préférable de toujours multiplier en moyenne par 5 de telles vitesses, pour obtenir les vitesses de déplacement maximales du front polluant, en sachant que dans certains cas ces dernières peuvent même être au moins 15 fois plus élevées que celles indiquées sur la carte des vitesses effectives.

3. METHODE DE "DILUTION SUR PUIITS UNIQUE"

Cette méthode, déjà décrite p. 40, donne seulement des valeurs ponctuelles. Elle permet de mesurer les vitesses de chaque strate sur toute l'épaisseur de l'aquifère, mètre par mètre. La méthode de "dilution sur puits unique" a été utilisée sur les sites n° 3 (Grand-Large) et n° 5 (Vaulx-en-Velin). Les principaux résultats chiffrés sont donnés dans le tableau suivant, en m/j :

Site	N° 3	N° 5
Plus forte vitesse de strate	51,7	24,3
Plus faible vitesse de strate	6	4,2
Moyenne des vitesses de strate	15,4	8,7

On constate qu'au site n° 3 la plus forte vitesse de strate est près de 9 fois supérieure à la plus faible. Sur les 2 sites expérimentés on observe que la plus forte vitesse de strate est environ 3 fois plus élevée que la moyenne des vitesses de strate.

Cette méthode de "dilution sur puits unique" confirme la grande hétérogénéité verticale de l'aquifère. Elle explique pourquoi, dans la méthode par "traceur sur multipuits", les vitesses de déplacement maximales sont 2 à 3 fois (et une fois même 4,4 fois) plus élevées que les vitesses de déplacement moyennes.

4. CONCLUSION

Le caractère original de cette étude sur les vitesses de propagation réside moins dans la nature des expériences effectuées (encore que celles-ci soient à ce jour peu répandues), que dans la comparaison effectuée entre les différentes méthodes. Pour conclure cette comparaison nous ne prendrons en compte que les vitesses effectives (qui ont été largement cartographiées sur notre zone d'étude) et les vitesses de déplacement maximales (ces dernières étant celles qui intéressent en premier lieu le responsable d'une lutte anti-pollution). Ces vitesses de déplacement

maximales peuvent être 4 à 6 fois (et même à l'occasion 15 fois) plus élevées que les vitesses effectives. Cet écart étant dû à la présence de strates beaucoup plus perméables, il se peut même que l'on observe des différences de vitesses encore plus grandes ; telle est la conséquence qu'il faut tirer de notre conclusion antérieure sur la "perméabilité du matériau aquifère" à stratification entrecroisée (p. 167).

De la même façon, lorsque l'eau polluée prend une direction allant dans le sens de la sédimentation de très fortes vitesses de déplacement maximales peuvent se rencontrer sur plusieurs centaines de mètres ; au delà de ces distances, à l'échelle kilométrique par exemple, on reviendra progressivement à des vitesses de déplacement maximales, moins élevées. Par contre, quand le flot polluant s'écoule transversalement au sens de l'alluvionnement, les vitesses de déplacement maximales sont constamment freinées ; sur des distances d'ordre hectométrique, il sera donc peu probable d'observer des vitesses de déplacement maximales dépassant 4 à 6 fois les vitesses effectives que nous avons cartographiées.

C. DISPERSION

(Voir en annexe la planche n° 53).

Le but et le principe de cette recherche ont déjà été présentés (dans le "Programme des Etudes", p. 144).

L'acquisition des données de terrain (destinées à alimenter en paramètres les modèles mathématiques) était en partie axée sur l'observation des vitesses de déplacement. Toute cette partie a donc été exposée dans la section de chapitre précédente.

Il nous reste à traiter ce qui est la plus spécifique de la dispersion : la forme du panache de dispersion et les coefficients de dispersion longitudinale et transversale.

1. FORME DU PANACHE DE DISPERSION

Les mesures de "Géophysique sur saumure" ont permis de déterminer la forme du panache de dispersion sur chaque site. En comparant les cartes de résistivités apparentes, mesurées avant le début et en fin d'injection de saumure, il a été établi une carte des écarts de résistivité, calculés en pourcentage par rapport aux valeurs initiales ; l'écart de 2 % est à la limite de précision de l'instrumentation.

Théoriquement, un panache de dispersion en milieu poreux saturé homogène présente une allure parabolique dans le sens de l'écoulement (GAILLARD B., 1976). De fait, le plus grand étalement de la langue polluante se fait sur la première dizaine de mètres. Ensuite cet évasement se restreint d'autant plus que le coefficient de dispersion latérale (K_T) est plus petit. Ce dernier par exemple est de 0,65 m²/j à Vaulx-en-Velin contre 7,1 m²/j à Meyzieu (valeurs déterminées par modèle mathématique). Or, la largeur du panache de pollution reste pratiquement inchangée (7 m) sur le site de Vaulx-en-Velin entre 10 m et 40 m

(comptés à partir du point d'injection). Mais pour les mêmes distances, l'étalement de la langue polluante passe de 12 m à 22 m sur le site de Meyzieu. La propagation de l'eau salée a été obtenue jusqu'à 70 m à Vaulx-en-Velin, et 60 m à Meyzieu.

Rappelons ici ce que nous avons dit plus haut (à l'occasion de l'étude des vitesses) de l'allure serpentiforme de la langue de pollution. De plus nous observons ici que ces ondulations s'accompagnent localement de contractions et de dilatations latérales. Tous ces phénomènes sont la conséquence de la stratification entrecroisée des alluvions aquifères, cause de l'hétérogénéité du milieu aquifère.

2. COEFFICIENTS DE DISPERSION LONGITUDINALE ET TRANSVERSALE

La connaissance des coefficients intrinsèques de dispersion longitudinale et transversale permet de calculer la concentration du polluant à l'aval du point d'injection, dans l'axe d'écoulement de la nappe et perpendiculairement à cet axe. La valeur des coefficients a été obtenue par modèle mathématique, à la suite d'études théoriques et méthodologiques (FRIED J.J., 1972 et FRIED J.J., UNGEMACH P., 1973).

Les résultats obtenus, pour les coefficients intrinsèques de dispersion longitudinale, donnent des valeurs élevées : 5 m pour le site de Meyzieu, 7 m pour celui du Grand Large, 12 m pour celui de la Rize et 8 m pour celui de Vaulx-en-Velin.

Les coefficients de dispersion transversale (produit du coefficient intrinsèque de dispersion transversale par la vitesse de la nappe) sont faibles au Grand-Large : 0,77 m²/j et à Vaulx-en-Velin : 0,65 m²/j ; ils sont plus importants à Meyzieu : 7,1 m²/j et surtout à la Rize : 55 m²/j ; mais ce dernier chiffre doit être interprété avec prudence : l'injection de saumure et l'observation de sa progression se sont déroulées dans des conditions techniques très défavorables. Rappelons ici l'influence du coefficient de dispersion transversale sur la

forme du panache pollué (voir le paragraphe précédent).

3. CONCLUSION SUR LA DISPERSION

Il ne faut pas compter sur la dispersion transversale pour diluer sensiblement un éventuel polluant dans la nappe.

Par contre la dispersion longitudinale est importante et doit donc occasionner une dilution notable. La dispersion longitudinale étant le produit du coefficient intrinsèque de dispersion longitudinale par la vitesse de déplacement, cette dernière est donc un facteur important dans les phénomènes de dispersion et dans la dilution de la pollution qui en résulte.

C h a p i t r e I I

C O N T Â M I N A T I O N R A P I D E D E Z O N E SD E C A P T A G E A P A R T I RD ' E A U X S U P E R F I C I E L L E S P O L L U E E S

L'implantation de zones de captages en bordure d'un fleuve, comme le Rhône, présente des avantages certains, qualitatifs et quantitatifs. Qualitativement, nous avons constaté dans le chapitre précédent, qu'un apport important d'eau du Rhône (faiblement minéralisée) permettait de diluer de façon satisfaisante une eau de nappe contaminée chimiquement. Quantitativement, la proximité du fleuve permet de prélever des débits bien supérieurs à ceux disponibles dans la nappe. En effet, les ouvrages de captage font appel à l'eau superficielle (réalimentation induite).

Mais il y a un revers à la médaille. En cas de pollution massive du Rhône, qu'en advient-il des zones de captage qui en tirent l'essentiel de leurs débits par réalimentation induite ? Cette eau de surface contaminée, dans quel état arrivera-t-elle aux ouvrages de captage, même après la filtration effectuée à travers la berge plus ou moins colmatée et les alluvions aquifères qui séparent ces derniers du fleuve limitrophe ?

Pour étudier ce phénomène, une occasion favorable s'est présentée : la pollution contrôlée et temporaire du Rhône, occasionnée par la vidange du barrage de Verbois.

Ce barrage est situé en Suisse, à l'aval immédiat du Lac Léman. Les eaux d'égouts de l'agglomération genevoise aboutissent dans la retenue de ce barrage et contribuent à son envasement. Des vidanges périodiques sont donc nécessaires pour nettoyer le fond de ces "boues" qui viennent s'y déposer.

Nous avons profité de deux vidanges du barrage de Verbois l'une en juillet 1969, l'autre en juillet 1972, pour observer l'incidence d'une pollution du Rhône sur l'eau souterraine des zones de captage qui en sont tributaires.

A. VIDANGE DU BARRAGE DE VERBOIS EN 1969

(Voir en annexe la planche n° 54).

A l'occasion de la vidange du barrage de Verbois, début juillet 1969, nous avons étudié le passage de la pollution bactériologique depuis le Rhône jusqu'aux ouvrages de captage situés en bordure de celui-ci. Nous avons ainsi observé 7 zones de captage : celles de Jonage, Meyzieu, Décines, Charmy, Crépieux, Grand-Camp et Saint Clair. Leur alimentation par le Rhône peut revêtir un caractère naturel (comme à Jonage, Meyzieu, Décines et Crépieux), induit (comme à Charmy et Saint-Clair) ou même en partie artificiel (comme au Grand-Camp, actuellement abandonné).

Avant d'examiner le comportement de ces différentes zones de captage, nous observerons tout d'abord la pollution dans le Rhône.

1. LA POLLUTION DU RHONE

Pour bien comprendre le déroulement de la pollution dans le Rhône il convient de connaître au préalable le mécanisme de la vidange de Verbois, plus complexe qu'il n'y paraît au premier abord.

1.1. Déroulement des opérations de vidange

Au barrage de Verbois, la vidange proprement dite a eu lieu du 3 au 4 juillet. La retenue une fois vidée, ont été effectuées du 5 au 7 juillet les chasses de Verbois: ces chasses successives d'eau du Lac Léman ont décapé au passage les boues recouvrant le fond de la retenue. Ce sont ces chasses qui ont occasionné le flot polluant principal, très chargé en matières décantables.

Au barrage de Génissiat, situé plus à l'aval, une chasse préventive avait eu lieu le 2 juillet.

Au pont de Jons, situé à l'amont immédiat de l'île de Miribel-Jonage (où sont concentrées la plupart des zones de captage étudiées, cette chasse préventive de Génissiat est passé dans le journée du 3 juillet et la vidange de Verbois proprement dite : le 4 et dans la nuit du 4 au 5 juillet ; enfin les chasses de Verbois (c'est-à-dire le flot polluant principal) y sont parvenues le 6 juillet et s'y sont écoulées jusqu'au 9 juillet.

L'analyse des enregistrements limnigraphiques donne un temps d'écoulement de 3 heures entre le pont de Jons et le pont Poincaré, situé à l'aval immédiat de notre zone d'étude. Des 8 zones de captage observées, la plus en aval, celle de Saint-Clair, est située au droit de ce pont Poincaré, en rive droite du fleuve.

1.2. Pollution en matière décantables dans le Rhône, au pont de Jons (Voir en annexe la pl. n° 55).

Les prélèvements aux fins d'analyses en matières décantables ont été faits au pont de Jons avec une grande fréquence : toutes les 2 heures.

Une légère pollution en matières décantables (0,2 ml/l), due à la vidange du barrage de Génissiat, apparaît le 3 juillet : à 10 h et de 18 h à 22 h. Un autre passage polluant de grandeur identique, et dû à la vidange du barrage de Verbois, est observé le 4 à 20 h. La grande vague de pollution en matières décantables ne commence que le 6 à 12 h. Elle est donc due, non à la vidange de Verbois proprement dite, mais aux chasses effectuées ensuite dans ce dernier avec une partie de la réserve du Lac Léman. C'est alors seulement que sont entraînées toutes les matières accumulées au fond de la retenue. Les valeurs maximales en matières décantables (7 à 40 ml/l) sont atteintes en quelques heures. Ce "pic" polluant dure une dizaine d'heures. Puis les teneurs décroissent progressivement pendant 48 h (jusqu'au 9 à 6 h). Mais des valeurs en matières décantables de 0,2 ml/l (identiques à celles occasionnées par les vidanges de Génissiat et de Verbois) subsistent jusqu'au cours du 11 juillet.

1.3. Pollution bactériologique (en Escherichia coli), dans le Rhône, au pont de Jons (Voir en annexe la pl. 55).

Les prélèvements aux fins d'analyses bactériologiques ont été faits avec une moindre fréquence : toutes les 8 h en moyenne. L'établissement précis des pics de pollution bactériologique et leur comparaison avec les pointes de matières décantables est donc délicat.

Toutefois il semble bien que les pointes observées le 4 à 0 h et surtout le 5 à 0 h (3 100 Escherichia coli par 100 ml) concordent avec les poussées de matières décantables dues aux vidanges des barrages de Génissiat et de Verbois. Les

valeurs maximales (en moyenne 80 000 Escherichia coli par 100 ml) coïncident indubitablement avec la grande vague de pollution physique due aux chasses dans le barrage de Verbois.

2. INFLUENCE DE LA POLLUTION BACTERIOLOGIQUE DU RHONE SUR LES ZONES DE CAPTAGE

Nous passerons successivement en revue les zones de captage indemne de toute pollution bactériologique, puis celles qui ont été contaminées.

2.1. Absence d'Escherichia coli dans 5 zones de captage

Notre but était de détecter une éventuelle pollution bactériologique, parvenant du Rhône jusqu'aux zones de captage. Dans celles-ci, nous nous sommes donc contenté de prélèvements aux fins d'analyses bactériologiques, et ce avec une fréquence bi-quotidienne. Ces prélèvements ont été poursuivis suffisamment longtemps après le passage du flot polluant principal, pour tenir compte de l'éventualité d'une grande lenteur dans le déplacement de la pollution bactériologique.

Les Escherichia coli n'ont pu parvenir dans aucune des zones de captage de Jonage, Meyzieu, Décines, Charmy et Crépieux. Il se peut donc que la potabilité bactériologique de leurs puits n'ait pas été mise en cause par la vidange du barrage de Verbois. Or les puits de captage de Charmy sont à une distance de 100 à 185 m du Vieux Rhône, et ceux de Crépieux, alors en service, en sont à 225 m et plus. Les autres zones de captage sont situées en bordure du canal de Jonage et les infiltrations de ce dernier vers la nappe présentent un caractère d'alimentation naturel trop particulier (comme nous l'avons vu en seconde partie) pour que l'on puisse en comparer les distances entre puits et eau de surface. Nous constatons donc qu'une distance d'ordre hectométrique entre les ouvrages de captage et le Rhône

est suffisante pour assurer une filtration efficace, en cas de forte pollution bactériologique du fleuve.

2.2. Pollution bactériologique d'une partie de la zone de captage du Grand Camp

Les prélèvements ont été effectués sur les 3 arrivées d'eau provenant de 3 ensembles d'ouvrages de captage. Alors que deux d'entre eux étaient trouvés indemnes de toute pollution bactériologique en *Escherichia coli*, le troisième offrait une numération de 20 à 30 *Escherichia coli* par 100 ml, 3 jours de suite. Cette contamination provenait :

- de 15 puits alignés le long du Rhône, alternativement les uns à une vingtaine de mètres et les autres à une quarantaine de mètres du fleuve ;

- et de 22 puits situés plus en retrait du Rhône, mais disposés le long d'un chenal d'alimentation artificielle, tour à tour les uns à une dizaine de mètres et les autres à une trentaine de mètres de ce dernier.

On peut donc affirmer avec certitude que la distance de 10 m entre ouvrages de captage et eau de surface (distance minimale observée en l'occurrence sur le chenal d'alimentation artificielle), est trop faible pour assurer une filtration suffisante en cas d'importante pollution bactériologique du Rhône.

2.3. Forte pollution bactériologique de la zone de captage de Saint Clair (Voir en annexe la pl. n° 56)

Dans la zone de captage de Saint-Clair nous avons concentré nos observations sur 3 arrivées d'eau provenant de 3 catégories d'ouvrages de captage qui sont, par ordre d'ancienneté :

- une galerie de filtration, située à l'amont immédiat du Pont Poincaré et alignée parallèlement au Rhône ; elle en est distante d'une trentaine de mètres sur une longueur de 300 m, et d'une dizaine de mètres sur 30 m environ, au droit du passage sous le Pont Poincaré ;

- une batterie de 10 puits, appelés "10 puits-usine" et disposés sur une petite île, jouxtant la rive droite du Rhône, à l'aval immédiat du Pont Poincaré au droit même de l'usine élévatrice de Saint-Clair (d'où leur appellation de "10 puits-usine") ; sur ces 10 puits, 6 sont à une quarantaine de mètres du fleuve, les 4 autres s'en rapprochant progressivement, depuis une trentaine de mètres jusqu'à quelques mètres seulement ;

- une série de 11 puits, dénommés "11 puits-amont" et alignés parallèlement au Rhône à une quinzaine de mètres de celui-ci, entre 600 et 900 m à l'amont du Pont Poincaré (d'où leur appellation).

La galerie de filtration a été la plus contaminée : 600 à 800 *Escherichia coli* par 100 ml. Puis viennent les "10 puits-usine" avec 400 à 600 *Escherichia coli* par 100 ml, et enfin les "11 puits-amont" avec 100 *Escherichia coli* par 100 ml. Ces résultats confirment ce que nous avons déjà observé au Grand-Camp. Des distances d'ordre métrique à décimétrique entre les ouvrages de captage et le Rhône sont insuffisantes pour assurer une protection efficace (par filtration dans les alluvions aquifères), en cas de pollution bactériologique du fleuve.

La fréquence des observations (2 fois par jour) permet une analyse prudente des pointes de pollution. Deux sont assez nettes : l'une le 5 juillet (due à la vidange du Verbois proprement dite) et l'autre s'étalant du 7 au 9 juillet (due aux "chasses" de Verbois). Au cours de la journée du 5 juillet, si l'on compare les valeurs maximales en *Escherichia coli* dans le Rhône (3 000 *Escherichia coli* par 100 ml) et celles qui leur correspondent dans les ouvrages de captage, on constate dans ces derniers, une numération 4 à 5 fois plus faible dans la Galerie filtrante et les "10 puits-usine", et 30 fois plus réduite dans les "11 puits-amont". Cette baisse est due à la filtration des bactéries par le terrain aquifère. Cette filtration est particulièrement efficace pour les "11 puits-amont", qui ne sont pourtant distants du Rhône que de 15 m (contre une trentaine de mètres par exemple pour la plus grande partie de la galerie filtrante et la majorité des "10 puits-usine"). Mais, au contraire de cette galerie (qui est un des ouvrages de captage les plus anciens de la ville de Lyon) et même des "10 puits-usine", les "11 puits-

amont" ont été mis en service beaucoup plus récemment. Il semble donc que le pouvoir autoépurateur des alluvions aquifères vis-à-vis des bactéries soit d'autant plus efficace que les ouvrages de captage sont plus jeunes. Il est en effet normal qu'avec le temps, une sollicitation importante du terrain aquifère, par une dépression presque permanente, finisse par entraîner dans les alluvions un lessivage progressif des particules les plus fines et donc une diminution du pouvoir filtrant. Ce lessivage peut éventuellement occasionner l'apparition de véritables renards (où la pollution bactériologique n'est plus aucunement arrêtée). Tout cela est confirmé par le fait que les ouvrages de captage abondamment exploités doivent être périodiquement décolmatés et désensablés de toutes les fines particules qu'ils attirent et qui s'accumulent à leur périphérie, dans le terrain aquifère.

Un tel processus d'érosion souterraine est connu par ailleurs. L'enlèvement de matière ainsi effectué peut même aller jusqu'à provoquer un affaissement superficiel. C'est ainsi que cette "curieuse forme d'érosion : les entonnoirs d'ablation", est observée aussi bien dans des formations caillouteuses et argileuses, dans la Drôme (BARBIER R., 1952) que dans des arènes granitiques, au Brésil (BARBIER R., 1959). Ce phénomène est aussi connu sous le nom de "suffosion" (LETOURNEUR J. et MICHEL R., 1971).

Au cours de la journée du 7 juillet on observe une augmentation très importante dans le pouvoir filtrant du terrain aquifère. Comparées aux très fortes valeurs en Escherichia coli observées dans le Rhône (en moyenne 80 000 Escherichia coli par 100 ml), les numérations maximales constatées dans les ouvrages de captage sont 100 fois plus faibles dans la galerie filtrante et 200 fois plus réduites dans les "10 puits-usine". Quant aux "11 puits-amont" aucun Escherichia coli n'a pu les atteindre.

L'explication que nous proposons à cet accroissement considérable du pouvoir autoépurateur est la suivante. Le passage de la grande vague de pollution bactériologique dans le Rhône est accompagné par une très importante charge physique en matières décantables. Toutes ces fines particules en suspension sont entraînées avec l'eau vers les ouvrages de captage. Mais elles n'apparaissent pratiquement pas, ou très peu, dans ceux-ci. Elles ont

été retenues au passage dans les mailles du terrain aquifère. Elles augmentent ainsi considérablement le pouvoir autoépurateur de ce dernier ; si bien qu'au cours même du passage de la plus forte pointe de pollution, la filtration des bactéries par les alluvions est considérablement accrue, grâce à un apport temporaire mais important en matières décantables.

Dans la journée du 8 juillet, les valeurs en Escherichia coli observées dans le Rhône sont redescendues à une moyenne de 3 000 Escherichia coli par 100 ml. Concomitamment les teneurs en matières décantables ont baissé d'une puissance de 10. Et l'on observe dans le même temps une décroissance de l'énorme pouvoir filtrant qu'avaient les alluvions aquifères pendant les 24 h précédentes. Comparées aux numérations en Escherichia coli dans l'eau du Rhône, les plus fortes valeurs observées dans les ouvrages de captage sont 30 fois plus faibles dans la galerie et les "10 puits-usine". Quant aux "11 puits-amont", ils sont indemmes.

Au cours du 9 juillet est confirmé ce retour du pouvoir filtrant du terrain à des valeurs plus voisines de celles constatées le 5 juillet, alors que la charge physique était insignifiante dans le Rhône.

Il semble donc que l'on puisse affirmer que lorsque des ouvrages de captage sont tributaires d'un cours d'eau voisin, l'autoépuration de la pollution bactériologique issue de celui-ci est proportionnelle à la charge en matières décantables de cette eau de surface.

B. VIDANGE DU BARRAGE DE VERBOIS EN 1972

L'étude effectuée lors de la vidange du barrage de Verbois, en 1969, nous a apporté d'importants renseignements sur la propagation de la pollution bactériologique (en *Escherichia coli*) à partir d'un cours d'eau. Mais il nous restait à étudier une contamination de nature chimique, beaucoup plus redoutable parce que peu sensible à la filtration. Dans ce cas se posait donc avec acuité le problème des temps de transfert entre cours d'eau et ouvrages de captage. Tel a été l'objectif principal que nous nous sommes posé à l'occasion de la vidange suivante de Verbois, en Juillet 1972. Concurrément nous avons affiné notre connaissance de la propagation des bactéries, en la faisant porter non plus sur les *Escherichia coli* (puisque dans la majorité des cas ceux-ci ne passent pas), mais sur les coliformes et les germes totaux, qui sont beaucoup plus envahissants.

1. LA POLLUTION DU VIEUX RHONE (Voir en annexe les planches n° 54 et 57).

Nous avons choisi pour site d'expérimentation plusieurs puits des zones de captage de Charmy et de Crépieux, le long du Vieux-Rhône. Ce dernier, au moment de la vidange de Verbois, en 1972, était largement alimenté par l'eau du canal de Miribel (donc du Rhône), à travers la "brèche de Neyron".

Sur le Vieux-Rhône, deux points d'observation et de prélèvements ont été choisis : l'un à l'amont immédiat (une échelle), l'autre directement à l'aval (un pont) de l'ensemble des puits expérimentés. Sur ces points ont été exécutés des mesures piézométriques, thermométriques et des prélèvements pour analyses bactériologiques et chimiques, à une fréquence modulée toutes les 2 à 4 heures suivant l'intensité de la pollution physique passant dans le Rhône. Les analyses ont été faites par l'Institut Pasteur de Lyon.

1.1. Déroulement du passage de la pollution (Voir en annexe la planche n° 58).

L'analyse des variations des hauteurs d'eau, au pont sur le Vieux-Rhône, a permis de distinguer 4 passages distincts dus :

- le 29 Juin : à la vidange préalable de la retenue de Génissiat ;
- les 30 Juin et 1er Juillet : à la vidange proprement dite de la retenue de Verbois ;
- les 2, 3 et 4 Juillet : aux chasses effectuées dans le fond du barrage de Verbois, par les eaux du Lac Léman ;
- du 4 au 10 Juillet : à un rinçage général de la retenue par les eaux du Léman.

1.2. Passage de la pollution physique (Voir en annexe les planches n° 58 et 59).

Il était opportun de rattacher le déroulement de la pollution chimique - objet principal de nos recherches - au passage de la contamination physique. En effet cette dernière est la plus visible et peut servir aisément de point de référence.

Cette corrélation a été faite au pont de Jons. On y observe l'exacte concordance entre la pointe de pollution en matières décantables et celle des teneurs en NH_4 . Des observations identiques ont d'ailleurs été faites aux diverses stations de prélèvements installées sur le Rhône à l'amont et à l'aval de notre site de recherche.

En comparant la courbe des NH_4 à celle des hauteurs d'eau, au pont sur le Vieux Rhône, on en conclut donc que la pollution physique y correspond uniquement à la phase dite "chasses de Verbois", les 2, 3 et 4 Juillet. Ceci confirme les observations faites lors de la précédente vidange, en 1969.

1.3. Passage de la pollution chimique (Voir en annexe la planche n° 58)

Nous ne reviendrons pas sur la pollution en NH_4 , évoquée ci-dessus, et nous étudierons successivement celle en oxydabilité, NO_3 et NO_2 .

1.3.1. La courbe des oxydabilités présente des maximums qui coïncident avec les pics de NH_4 , pendant toute la période où ceux-ci sont nettement marqués (c'est-à-dire durant le passage des chasses de Verbois). Il est en effet normal que les grandes quantités en matières organiques (indiquées par les pointes d'oxydabilités) coïncident avec de fortes poussées de NH_4 , cet ion étant symptomatique d'une dégradation incomplète des substances organiques.

Il convient de noter que la valeur la plus élevée en oxydabilité (1,8 mg/l) se présente en fin de période de "rinçage" de Verbois (dans la nuit du 9 au 10). Ceci confirme l'intérêt et l'efficacité de cette dernière phase des opérations.

1.3.2. Les teneurs en NO_3 présentent deux pics très nets : le 2 à 6 h et le 3 à 6 h. Ils sont encadrés par des maximums plus adoucis, du 30 juin au 1er juillet (vidange de Verbois proprement dite) et du 4 au 5 juillet (début du "rinçage").

Lorsque l'on compare la courbe des NO_3 et celle des oxydabilités, on observe un phénomène curieux : dans leur ensemble, ces deux courbes varient en sens inverse. Ceci est particulièrement net les 2 et 3 juillet : à un fort pic en oxydabilité correspond une forte baisse en NO_3 .

L'explication avancée est que tout accroissement des teneurs en NO_3 est tributaire d'une oxydation de NH_4 et de NO_2 .

1.3.3. La courbe des NO_2 présente de nombreux pics qui sont moins caractéristiques que la montée générale de la pollution du 29 juin au 5 juillet, puis que sa baisse à partir du 6 juillet, avec le "rinçage".

1.4. Passage de la pollution bactériologique (Voir en annexe la planche n° 60).

Les "chasses" de Verbois sont bien marquées le 3 Juillet par des maximums très nets en coliformes (35 000/100 ml), ainsi qu'en germes totaux à 20° C (150 000/100 ml). On observe ensuite une décroissance progressive des numérations, en cours de "rinçage". Ce dernier entraîne toutefois un très fort pic dans la nuit du 9 au 10. La teneur en germes totaux y est même plus élevée que le 3 juillet. Cette poussée, aussi fugace que brutale, coïncide exactement avec un pic identique en oxydabilité (déjà commenté ci-dessus).

Dans leur ensemble d'ailleurs, on note une assez bonne correspondance générale entre la courbe des oxydabilités et les deux courbes bactériologiques. Il est en effet normal que germes totaux et coliformes soient d'autant plus nombreux que les matières organiques sont plus importantes.

1.5. Passage de la "pollution thermique" (Voir en annexe la planche n° 61).

Le passage de la vidange de Verbois entraîne une baisse sensible de la température. Ce phénomène est particulièrement net le 1er, le 3 et le 4 Juillet et correspond au passage de la vidange proprement dite, puis des "chasses". La raison en est un apport important en eau nettement plus froide, venue de Suisse. Si bien que la courbe des températures varie en sens inverse de celle des hauteurs d'eau.

2. PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE ALLUVIALE

Comment la pollution observée dans le Vieux Rhône se déplace-t-elle dans la nappe ? En combien de temps gagne-t-elle les puits ?

Pour étudier ce problème (voir en annexe la planche n° 57), nous avons sélectionné 2 puits dans la zone de captage de Charmy, l'un (CH 18) à 125 m du Vieux Rhône, l'autre (CH 12) en étant plus éloigné : 185 m. Dans la zone de Crépieux, nous avons retenu 4 puits alignés non plus parallèlement (comme à Charmy) mais perpendiculairement au cours d'eau : E 19 à 25 m, E 18 à 125 m, D 17 à 225 m et D 16 à 325 m du Vieux Rhône. Sur ces 6 puits (pompés en continu pendant toute l'expérience à 200 m³/h environ) ont été exécutés des mesures piézométriques, thermométriques et des prélèvements pour analyses bactériologiques et chimiques, à la même fréquence que sur le Vieux Rhône (toutes les 2 ou 4 h, suivant l'intensité de la pollution physique passant dans le Rhône).

Il était fort peu probable de retrouver une pollution physique en matière décantables dans les puits. En effet, les *Escherichia coli* eux-mêmes avaient été retenus dans le terrain lors de la vidange de 1969. Mais nous disposions de NH₄, bien corrélé avec le passage maximal de pollution physique, comme nous l'avons constaté ci-dessus. Or même l'ion NH₄ est indécélable à l'analyse dans les puits observés. Nous avons donc concentré notre étude sur la propagation des pollutions chimie, bactériologique et thermique, entre le cours d'eau et les puits de captage.

2.1. Propagation de la pollution chimique (Voir en annexe les planches n° 62 , 63 , 64).

En ce qui concerne l'ion NO₂, les valeurs analysés dans les puits observés se sont avérées trop faibles pour permettre le calcul d'un temps de transit (elles sont inférieures à 0,05 mg/l). Nous aborderons donc ce problème à l'aide de l'ion NO₃ et des oxydabilités.

2.1.1. Les temps de transit en NO₃ ont pu être calculés et donnent donc des indications précieuses sur les délais de transfert entre le Rhône (accidentellement soumis à une pollution chimique importante) et les ouvrages de captage.

Dans les 2 puits de Charmy (voir en annexe la planche n° 62) le temps de propagation à partir du Vieux-Rhône est de 5 h environ. Ce calcul a été fait sur les 2 maximums de cours d'eau : le 2 à 7 h et le 3 à 7 h. Dans les 2 puits de Crépieux (Voir en annexe la planche n° 63) les plus proches du Rhône : E 19 et E 18, le temps de propagation est de 7 h environ dans les 2 cas. Les maximums de NO₃ sur les 2 autres puits de Crépieux sont trop faibles pour être interprétables.

On constate donc des temps de transit extrêmement rapides pour la pollution chimique : 5 à 7 h pour des puits situés au plus loin à 125 et 185 m du cours d'eau.

A partir des données ainsi recueillies nous avons tenté de vérifier les deux hypothèses avancées ci-dessus, à l'occasion de la vidange de 1969, d'une part sur le "développement" à long terme du terrain aquifère et, d'autre part, sur son colmatage exceptionnel et provisoire (au moment du passage du flux polluant en matières décantables). Connaissant les vitesses de déplacement et le gradient hydraulique, nous avons pu calculer les coefficients de perméabilité des terrains aquifères compris entre le Vieux-Rhône et les différents puits, soit au droit de :

- CH 18 = $6,5 \cdot 10^{-2} \pm 1$ m/s ;
- CH 12 = $16,0 \cdot 10^{-2} \pm 3$ m/s ;
- E 19 = $1,5 \cdot 10^{-3} \pm 0,2$ m/s ;
- E 18 = $3,0 \cdot 10^{-3} \pm 0,5$ m/s.

Or il se trouve qu'à Charmy les coefficients de perméabilité ainsi obtenus sont 10 fois plus élevés que ceux évalués par pompage d'essais au moment de la mise en service des puits. Ceci semble donc confirmer l'explication précédemment proposée d'une augmentation progressive de la perméabilité du terrain aquifère par suffosion, lorsque des puits sont en service d'une façon presque constante, depuis une longue durée. C'est ainsi que, en 1972, CH 18 était en service depuis 13 ans et CH 12 depuis 10 ans, tous deux fonctionnant 20 h sur 24 h.

A Crépieux, pour E 19, le coefficient de perméabilité obtenu par NO3 est au contraire 6 fois plus faible que celui calculé lors de l'essai de pompage, et pour E 18 : 2 fois moins élevé. Or ces puits ont été mis en service seulement le 27 juin 1972, à l'occasion de cette étude. Ceci confirme donc "a contrario" notre précédente explication sur le "développement" des alluvions aquifères. Mais comment rentre compte de cette notable baisse de perméabilité ? L'explication pourrait en être un colmatage beaucoup plus important des berges et du terrain aquifère, par les fines en suspension dans le flot polluant. Ce colmatage serait plus considérable sur le puits le plus proche du Vieux Rhône (E 19) en raison d'une surface d'appel plus réduite. La pollution arriverait ainsi à peu près en même temps en E 19 et en E 18. Ceci confirme donc l'hypothèse (que nous avons émise précédemment à l'occasion de "Verbois 1969"), d'un accroissement considérable du pouvoir autoépurateur du terrain aquifère au moment du passage de la vague de pollution physique, lorsque les alluvions ont des perméabilités moins élevées ($K = 10^{-3}$ au lieu de 10^{-2} m/s) et n'ont pas encore été soumises à la suffosion.

2.1.2. Les temps de transit obtenus à partir des courbes d'oxydabilités n'ont pu être calculés avec la même précision que pour les NO3. Les courbes en oxydabilité du Vieux Rhône (voir en annexe la planche n° 58) et des 4 puits : CH 18, CH 12, E 18, E 19 (Voir en annexe la planche n° 64) sont superposables à quelques heures près. Notamment, la montée du 1er juillet dans le Vieux Rhône se retrouve sur tous ces puits ; et la baisse y est partout sensible à partir du 5 juillet. (Les variations mesurées sur les puits D 17 et D 16 sont trop faibles pour être interprétables).

2.2. Propagation de la pollution bactériologique (Voir en annexe les planches n° 65, 66, 67, 68).

Nous avons effectué cette étude sur la propagation de la pollution bactériologique pour affiner les recherches effectuées à l'occasion de "Verbois 1969" (les *Escherichia coli* n'ayant pu parvenir aux puits de Charmy et de Crépieux).

2.2.1. La propagation des coliformes ne se fait pas avec la même facilité en direction des différents puits observés. Les coliformes ne parviennent presque jamais aux ouvrages de captages de Crépieux. Par contre, ils apparaissent le 29 juin sur CH 12 et le 30 juin sur CH 18, pour ne disparaître définitivement que le 10 juillet. De ces deux puits, CH 12 est de beaucoup le plus atteint ; les numérations y sont dans l'ensemble 2 fois supérieures ; on y observe 5 "poussées" (contre 1 seule en CH 18) dépassant les 30 coliformes/100 ml. Ces différences observées dans l'envahissement des divers puits par les coliformes est conforme aux variations de perméabilités de leurs alluvions réciproques. Ces perméabilités (voir ci-dessus) sont les plus faibles à Crépieux et les plus élevées entre CH 12 et le Vieux Rhône.

Dans les eaux de surface, le passage des teneurs maximales en coliformes se produit le 3 juillet. Or ce même jour, ce sont des valeurs nettement minimales que l'on observe sur les puits CH 12 et CH 18. Les numérations maximales n'y apparaissent que le 4. Quant aux ouvrages de Crépieux, c'est seulement

le 5 qu'y parviennent quelques coliformes/100 ml. Expliquer ces maximums du 4 au 5 par un temps de propagation de 24 h ou de 48 h semble difficilement compatible avec les résultats obtenus pour NO3 (5 à 7 h). L'explication proposée est que pendant la journée du 3, qui est celle du grand passage de la pollution physique, les fines particules en suspension colmatent suffisamment les berges et les alluvions aquifères pour filtrer au passage une grande partie des coliformes.

2.2.2. Contrairement aux coliformes, la propagation des germes totaux s'est faite aisément, et ce jusque dans les puits de Crépieux. La raison en est vraisemblablement la présence de nombreuses bactéries ayant des dimensions plus petites.

Les courbes des germes totaux à 20° C présentent de très nombreux pics qui se succèdent rapidement tout au long des différentes phases de la vidange de Verbois. Ces pics -tout comme l'allure moyenne des courbes- sont affectés d'un abaissement de leurs valeurs entre le 2 et le 4 Juillet. Ici encore il semble bien que l'explication soit à chercher dans le colmatage des alluvions aquifères par la charge physique en suspension dans les eaux superficielles, aux mêmes dates.

Plutôt que de raisonner sur les valeurs des pics, dont les apparitions sont par trop discontinues, nous avons préféré ne tenir compte que des numérations du "fond de pollution continu". Cependant en ce qui concerne les numérations des pics, notons simplement qu'elles sont, dans le Vieux Rhône, généralement 10 fois plus élevées que celles du "fond continu". Dans les puits, le rapport est le même le 28 juin, mais il descend à 3 ou 4 fois seulement le 3 juillet ; c'est la conséquence du colmatage des alluvions aquifères par les matières en suspension.

L'incidence de ce même colmatage sur le "fond de pollution continu" est précisé dans le tableau ci-dessous. Les chiffres y indiquent la chute des numérations observées dans les puits par rapport à celles obtenues dans le Vieux Rhône.

	CH 18	CH 12	E 19	E 18
le 28 juin	35 fois	25 fois	45 fois	35 fois
le 3 juillet	125 fois	85 fois	150 fois	100 fois
le 8 juillet	200 fois	20 fois	2000 fois	1000 fois

Pour l'ensemble de ces 4 puits, cette chute est 3 à 3,5 fois plus importante le 3 juillet que le 28 juin, en raison du colmatage des alluvions aquifères. Mais en CH 12, qui présente la plus forte perméabilité ($K = 1,6 \cdot 10^{-1}$ m/s), l'effet du colmatage ne dure pas, et le 8 juillet ce puits retrouve un niveau de baisse voisin de celui du 28 juin. Par contre pour les 3 autres puits, l'effet colmatant va non seulement en persistant, mais même en s'accroissant. Et cette augmentation est d'autant plus marquée dans les puits que les perméabilités sont plus faibles entre ceux-ci et le Vieux Rhône. (N'ayant pu calculer ci-dessus ces coefficients de perméabilité en D 17 et D 16, nous n'avons pas retenu ces deux puits dans cette étude comparative.

Le comportement des alluvions aquifères peut donc être comparé à celui d'un filtre aux mailles plus ou moins fines. Plus celles-ci sont étroites et plus "l'encrassement" est important et durable. En revanche lorsque les ouvertures sont très larges, le filtre se nettoie rapidement de lui-même. Il convient, bien sûr, d'ajouter à ce processus les phénomènes de dégradation biologique.

2.3. Propagation de la pollution thermique (voir en annexe les planches n° 61 et 69).

Lorsqu'on compare les courbes de variations thermiques du Vieux-Rhône et des puits observés, on est de prime abord frappé par le comportement original de E 19. Dans ce puits on passe progressivement de façon continue de la température de la nappe non exploitée (11 à 12° C) à celle du Vieux Rhône. Ce comportement exceptionnel de E 19 semble dû à sa grande proximité du cours d'eau (25 m), ce qui lui en fait prendre une température très voisine.

Pour tous les autres puits, beaucoup plus éloignés du Vieux Rhône (au moins 125 m), il semble que les alluvions aquifères aient joué le rôle de volant thermique. L'abaissement maximal de température du Vieux Rhône, les 2 et 3 juillet (4° C), est visible sur les autres puits, mais de façon plus atténuée ; la baisse n'est que de 0,5° C sur les ouvrages de captage de Charmy et d'au plus 1° C sur ceux de Crépieux.

Les puits de Charmy ont des températures (14 à 15 ° C) plus élevées que celles des ouvrages de Crépieux (11 à 13° C). Ces derniers ont été mis en service à l'occasion de cette étude et sont donc plus proches de la température des alluvions aquifères non influencées par l'eau de surface. Au contraire, à Charmy, où les puits sont depuis longtemps tributaires d'une alimentation induite du Vieux-Rhône, ce dernier a fait monter de quelques degrés centigrades la température du terrain aquifère qu'il percole.

3. CONCLUSIONS

Nous reprendrons ici les conclusions déjà élaborées à l'occasion de la vidange de Verbois de 1969, ou encore seulement proposées à cette époque, puis largement confirmées lors de la vidange de 1972.

Mais nous commencerons par la conclusion la plus importante, celle concernant la durée des temps de transit entre cours d'eau et puits.

3.1. Courte durée des temps de transit de la pollution chimique entre cours d'eau et puits

Rappelons que nous sommes dans le cas d'une réalimentation induite des puits par un cours d'eau voisin. Les temps de transit entre l'eau superficielle et les ouvrages de captage ont été calculés non sur des numérations bactériologiques (sujettes à des variations trop discontinues), mais sur les résultats beaucoup plus réguliers d'analyses chimiques en NO₃. Les temps de transit de la pollution chimique sont extrêmement courts : 5 à 7 h pour des puits situés au plus loin à 125 et 185 m du cours d'eau. Ces temps extrêmement courts sont confirmés par les résultats d'analyses de l'oxydabilité.

Une telle conclusion est absolument nouvelle. Elle est de surcroît généralisable à de nombreux ouvrages de captage réalimentés induitement par des eaux de surface. En effet les coefficients de perméabilité des alluvions aquifères ici rencontrés (10⁻³ à 10⁻² m/s) sont fréquemment observées dans la plupart des champs de captage. Il en va de même pour les distances d'ordre hectométrique séparant les puits contaminés du cours d'eau polluant.

Il conviendrait donc que les exploitants de tels champs de captage soient alertés sur les dangers encourus, en cas de pollution chimique des eaux de surface.

3.2. Distances minimales entre eaux de surface et puits de captage.

Dans les alluvions aquifères présentant des coefficients de perméabilité d'environ 10^{-3} m/s, on a pu observer que des distances d'ordre hectométrique (entre les eaux de surface et les puits qu'elles réalimentent induitement) ont permis une autoépuration efficace des Escherichia coli. Par contre, des distances d'ordre métrique à décadémétrique sont nettement insuffisantes à cet effet.

3.3. Le problème des virus

Il serait hasardeux de conclure d'une absence d'Escherichia coli dans les puits à la non propagation de la pollution bactériologique (d'origine fécale) et virale jusqu'à ceux-ci. L'examen comparé des analyses de coliformes et de germes totaux dans les eaux de surface et les ouvrages de captage montre que la pollution fécale (issue de la vidange du barrage de Verbois) a bien atteint ces derniers. Mais, en raison de leurs dimensions, les Escherichia coli ont été filtrés par les alluvions aquifères avant de parvenir aux puits. Cependant il ne peut en être de même pour les virus (dont les dimensions ne sont que de 5 à 10 millimicrons, contre 0,1 à 10 microns pour les bactéries). "La transmission hydrique des entérovirus et des poliovirus étant maintenant démontrée, le problème se trouve posé de savoir si les cours d'eau pollués ne peuvent pas provoquer des contaminations virales dans les nappes qu'ils contribuent parfois à alimenter, et ce, même en l'absence d'Escherichia coli dans les puits de captage."

3.4. Accroissement de la perméabilité des alluvions aquifères

Dans un champ de captage réalimenté induitement par un cours d'eau (ce qui est le cas de la plupart de ceux qui desservent de grandes agglomérations), un pompage quasi permanent et durant depuis une dizaine d'années entraîne un "ramonage" progressif des particules les plus fines des alluvions aquifères (entre puits et eaux de surface). Il y a "suffosion".

Il en résulte une augmentation de la perméabilité du terrain aquifère entre ouvrages de captage et cours d'eau, sur des distances importantes : d'ordre hectométrique. C'est cet accroissement -qui à notre connaissance n'avait encore jamais été mesuré- que nous avons pu calculer. En 10 ans, les perméabilités d'alluvions se chiffrant initialement de 10^{-4} à 10^{-3} m/s ont augmenté d'une puissance de 10.

3.5. Colmatage temporaire des alluvions aquifères lors du passage de la vague de pollution en matières décantables

Lors de la pollution d'un cours d'eau par une charge physique importante, les particules en suspension sont entraînées avec l'eau vers les puits voisins, lorsque ceux-ci sont tributaires d'une réalimentation induite. Il en résulte un colmatage plus ou moins important des alluvions aquifères. Nous avons mesuré que ces dernières peuvent voir baisser de 2 à 6 fois leur perméabilité initiale. Cette diminution est d'autant plus accusée et durable que la perméabilité du terrain aquifère est au départ plus réduite. Et de fait, il est normal qu'un filtre à fines mailles s'encrasse plus facilement et plus durablement qu'un autre à larges ouvertures.

C h a p i t r e I I I

REPARTITION VERTICALEDE LA POLLUTIONAU COURS DE SA PROPAGATION

Après d'être infiltrées jusqu'à la nappe, les substances polluantes qui s'y propagent restent-elles confinées dans la partie supérieure des alluvions aquifères, en raison de la nature stratifiée de ces dernières ? Sinon, au bout de quelle distance finissent-elles par gagner toute l'épaisseur du terrain saturé ? Pour répondre à ces questions il faut avoir la possibilité de faire des ponctions sélectives à différentes profondeurs du terrain aquifère, sur une même verticale.

Par ailleurs, à l'amont d'importantes zones de captage, il est indispensable de pouvoir surveiller la qualité de la nappe sur toute son épaisseur, en ayant la possibilité de prélever exclusivement l'eau d'un horizon alluvial choisi. Par exemple, en cas de pollution saline, il faudra effectuer les prélèvements sur les horizons profonds de la nappe ; au contraire en cas de pollution par hydrocarbures, ce seront les horizons superficiels qui seront surtout à contrôler.

Mais comment mettre en place un dispositif simple et peu onéreux, qui permettrait d'obtenir une coupe hydrogéochi-

mique sur toute la hauteur de la nappe en observation ? C'est l'étude de ce problème qui nous a finalement conduit à la mise au point d'un dispositif spécifique : le "multitube".

A. MISE AU POINT D'UN DISPOSITIF DE PRELEVEMENT SPECIFIQUE

LE "MULTITUBE"

Avant de décrire la mise au point d'un dispositif de prélèvement spécifique, nous allons d'abord passer en revue :

- les points de prélèvement ordinaires et leurs inconvénients ;
- les dispositifs de prélèvement sélectif actuellement utilisés et leurs inconvénients.

1. POINTS DE PRELEVEMENTS ORDINAIRES ET LEURS INCONVENIENTS

Actuellement, les prélèvements pour contrôle de la qualité sont couramment effectués sur les points d'eau et ouvrages déjà existants (puits, forages, tubes piézométriques). Ces dispositifs ont l'avantage d'être en place, mais ils ne sont pas sans inconvénients, notamment sur le plan de la sélectivité.

Les tubes piézométriques ne sont crépinés que sur une faible hauteur, pour favoriser la précision des observations, et ils s'arrêtent presque toujours dans la partie supérieure de la nappe.

Les puits ou forages d'alimentation ne sont souvent crépinés que sur une partie seulement du terrain aquifère, pour des raisons soit géologiques (horizons plus perméables), soit sanitaires (horizons profonds).

Des prélèvements dans ces ouvrages sont donc surtout représentatifs d'un horizon particulier du terrain aquifère, ce qui peut présenter des inconvénients importants quand le milieu est hétérogène et que, de surcroît, la densité du produit polluant n'est pas négligeable.

En effectuant un pompage prolongé dans un puits, on pourra obtenir un échantillon représentatif moyen de la nappe sur toute son épaisseur, mais il n'y a pas de sélectivité possible suivant un horizon déterminé.

2. PROCEDES ACTUELS DE PRELEVEMENT SELECTIF ET LEURS

INCONVENIENTS

Certains dispositifs ont été expérimentés pour remédier à cet inconvénient. Ils sont utilisés dans des forages crépinés sur toute leur hauteur. Ils ne sont pas sans inconvénients. Le dispositif en "flûte de Pan" permet d'éviter une partie de ceux-ci-, mais il ne possède pas non plus que des avantages.

2.1. Pakers et tuyau plongeur

2.1.1. Descriptions

Deux dispositifs de prélèvement sélectif sont assez connus : le pompage dans un paker (obturateur) et le pompage à très faible débit dans un tube plongeur.

A l'aide d'un obturateur jumelé, on isole dans le forage une zone, au droit de l'horizon aquifère sélectionné et on pompe dans la poche ainsi créée.

On peut aussi pomper à très faible débit (pour éviter toute mise en mouvement de l'eau dans l'ouvrage) dans un tuyau plongeur dont l'extrémité est descendue au droit de l'horizon choisi.

2.1.2. Inconvénients

L'usage d'un paker permet de renouveler l'eau prélevée et de solliciter l'eau extérieure au forage. Mais, dans les terrains alluviaux hétérogènes, ce qui est le cas le plus fréquent, le pompage peut solliciter une couche voisine (supérieure ou inférieure) plus perméable, par l'intermédiaire de la couronne de gravier-filtre à forte perméabilité.

Le pompage dans un tube plongeur étant volontairement effectué à faible débit, on ne peut renouveler l'eau du forage avant prélèvement et l'échantillon recueilli n'est pas représentatif de l'eau du terrain.

Un autre inconvénient est dû au crépinage du forage sur toute la hauteur du terrain aquifère. Les alluvions étant souvent hétérogènes, il en résulte entre les diverses couches des différences de charges qui peuvent être dues à des disparités dans l'alimentation ou dans les relations entre eaux superficielles et eaux souterraines, etc... Indépendamment de toute sollicitation artificielle par pompage, ces différences de charge entraînent des mouvements verticaux dans le forage, la couche à plus forte charge débitant dans les autres. Les conditions naturelles sont perturbées. Dans ce cas, le prélèvement fait à divers niveaux est surtout représentatif de l'horizon alluvial dont la charge est la plus élevée.

2.2. Dispositif sélectif classique : "Flûte de Pan".

2.2.1. Description

Pour faire des prélèvements sélectifs à différentes profondeurs d'une même verticale, le moyen le plus simple est de mettre en place plusieurs tubes dont chacun est ouvert au droit d'une couche déterminée. Ces tubes sont mis en place dans des sondages forés côte à côte aux profondeurs voulues. Un tel dispositif est parfois appelé "flûte de Pan".

2.2.2. Inconvénients

Techniquement, il faut respecter une distance de quelques mètres au moins entre chacun de ces sondages. Tout sondage dans les alluvions exécuté par battage et soupapage occasionne, dans le terrain, des affouillements notables autour du tubage.

Dans les alluvions du Rhône on peut ainsi obtenir une excavation de près d'un mètre cube, autour de la tête d'un sondage profond d'une vingtaine de mètres. Il se crée ainsi autour du sondage une cheminée de très forte perméabilité facilitant les échanges verticaux et perturbant les conditions naturelles. Pour éviter que ces inconvénients ne se reportent d'un sondage à l'autre, il faut suffisamment espacer ceux-ci (de l'ordre de plusieurs mètres dans le cas des alluvions du Rhône).

Pratiquement, ces sondages seront, le plus souvent, implantés le long d'une voie de communication quelconque, où ils occuperont une quinzaine de mètres. Dans un terrain de culture, quatre sondages stériliseront une quinzaine de mètres carrés, ce qui compliquera sérieusement l'exploitation intensive du champ.

Enfin, financièrement, la nécessité de faire un sondage pour chaque tube de prélèvement rend ce procédé onéreux. On peut minorer cet inconvénient en n'installant que le sondage le plus profond au battage (afin d'obtenir la coupe géologique) et en utilisant pour les autres un procédé plus expéditif. Outre la médiocrité du gain ainsi obtenu, on court le risque de manquer l'horizon à équiper. Les variations latérales de faciès sont rapides et déroutantes en terrain alluvial, et la hauteur crépinée sur les tubes à prélèvements est relativement faible (pour des raisons d'hydraulique souterraine), ce qui confère à ce palliatif un caractère d'incertitude indéniable.

3. DISPOSITIF MIS AU POINT ET PROBLEMES A RESOUDRE

Le procédé le plus sûr et le moins onéreux consiste à n'effectuer qu'un seul sondage et à y mettre en place plusieurs tubes descendant chacun à des profondeurs différentes.

Si ce procédé n'a jamais été utilisé de façon systématique jusqu'à l'époque de notre mise au point, en 1969, c'est qu'il présente de nombreuses difficultés techniques occasionnées par des impératifs d'étanchéité (latérale et verticale) et de sélection des horizons aquifères, ainsi que par de nombreuses contraintes technologiques (diamètre du sondage et des tubes à prélèvements, espacement entre tubes, qualité des tubes, notamment des tubes plastiques qui doivent satisfaire aux normes d'hygiène pour l'alimentation en eau potable, etc...).

Il faut noter qu'un système analogue a été appliqué, antérieurement à 1969, pour le barrage d'Arlempdes. Mais il s'agissait seulement d'y observer des pressions d'eau. Les contraintes technologiques y étaient donc très réduites, comparées à celles soulevées en outre par les problèmes de prélèvement aux fins d'analyse de potabilité. Ce sont ces problèmes bien spécifiques qui nous ont conduit à mettre au point un dispositif original.

Depuis 1975, le Service Géologique d'Alsace-Lorraine a mis en place, suivant un procédé analogue, 5 piézomètres profonds multiples, pour étudier la salure de l'eau de la nappe rhénane à l'aval hydraulique souterrain du Bassin potassique.

3.1. Principaux impératifs

Il faut assurer l'étanchéité latérale entre tubes d'un même sondage, ainsi que l'étanchéité verticale entre ceux-ci.

3.1.1. Etanchéité latérale

L'eau peut avoir une minéralisation différente suivant les différents horizons reconnus par les tubes de prélèvements d'un même point. Il faut donc éviter les risques de fuite et de passage d'un tube à l'autre dans le terrain. Si des fuites et des mélanges se produisent, il sera très difficile de les vérifier une fois les tubes en place.

Il faut, lors de la pose, prévoir un dispositif assurant l'étanchéité latérale maximale.

Pour cela, il existe deux solutions possibles :

- l'usage d'un tube d'un seul élément sur toute sa hauteur ;
- l'adjonction de plusieurs tubes présentant un manchonnage rigoureusement étanche.

L'expérience ayant prouvé qu'un joint peut parfois lâcher au cours de la mise en place, ce dernier devra être ceinturé d'un bouchon étanche continu.

3.1.2. Etanchéité verticale

Les fuites et passages d'eau d'un tube à un autre doivent être évités non seulement latéralement, mais aussi verticalement. Ces mouvements verticaux sont provoqués par les différences de charge entre les divers horizons d'un aquifère hétérogène.

La seule solution est de mettre en place entre tubes un bouchon imperméable (de perméabilité inférieure ou au moins égale à celle du terrain aquifère avoisinant) pour isoler les crépines voisines, en s'assurant que ce bouchon pénètre suffisamment avant dans le terrain.

3.1.3. Sélection des horizons aquifères

Etant donné l'hétérogénéité des alluvions et leurs grandes variations de perméabilité sur une même verticale ($K = 10^{-1}$ à 10^{-9} m/s dans les alluvions du Rhône), il faut s'assurer que les crépines des tubes prélèvent dans les horizons les plus susceptibles de déceler une pollution éventuelle, c'est-à-dire dans les horizons les plus perméables. Cela nécessite de connaître avec précision les variations de la perméabilité des différentes couches sur toute l'épaisseur du terrain aquifère.

3.2. Contraintes

Outre les principaux impératifs décrits ci-dessus, il existe des contraintes d'ordre technologique dues à la nature de l'outillage utilisé et des matériaux disponibles.

3.2.1. Diamètre maximal

Il est à priori souhaitable que le diamètre du tube de sondage soit le plus grand possible pour qu'on puisse y disposer aisément le plus grand nombre possible de tubes de prélèvements.

Au-dessus d'un diamètre de 9 pouces 1/4, les procédés de fonçage existants utilisent l'extraction des matériaux par havage et non plus par soupapage. Or le havage occasionne un affouillement du terrain plus important autour du sondage. Par ailleurs, l'importance de cet affouillement croît avec le diamètre du tubage utilisé.

Pratiquement, il est préférable de ne pas dépasser le plus grand diamètre courant utilisable par soupapage (tube de 9 pouces 1/4 = 235 mm).

La nécessité de télescoper des tubages de plus faibles diamètres au-delà d'une profondeur d'une dizaine de mètres réduit encore l'espace disponible pour la mise en place des tubes à prélèvements.

3.2.2. Espace intertubulaire minimal

Si on ne laisse pas subsister un espace convenable entre tubes de prélèvements et tubage, ainsi qu'entre les différents tubes de prélèvements, il n'y aura pas l'espace nécessaire pour la mise en place du bouchon imperméable.

Les écartements entre tubes et tubage et les écartements intertubulaires devront être suffisants pour laisser passer aisément le matériau constitutif du bouchon imperméable et l'outil nécessaire à sa mise en place.

Par exemple, l'usage d'argile nécessitera que le diamètre des boulettes soit inférieur à l'espacement intertubulaire, et que ce dernier puisse laisser passage aux dames de compactage.

Après expérimentation, un espace intertubulaire minimal de 20 à 25 mm a été retenu.

3.2.3. Diamètre maximal des tubes à prélèvements

Le diamètre maximal des tubes à prélèvements est limité par le diamètre maximal du tubage de sondage, par l'espace intertubulaire minimal et par le nombre de tubes disposés en un même sondage.

Le nombre des tubes est lui-même fonction du nombre d'horizons aquifères à contrôler sur une même verticale.

Dans la plaine alluviale moderne du Rhône, le terrain aquifère est divisé en 2 horizons par une couche moins perméable ($K = 10^{-5}$ à 10^{-9} m/s).

Il a été décidé de mettre un tube de prélèvement de part et d'autre de cette intercalation imperméable, de même qu'à la surface de la nappe, et au mur du terrain aquifère, soit au total 4 tubes à prélèvements par sondage.

Le tube le plus profond a un diamètre de 33,6/40 mm. Les trois autres ne peuvent excéder un diamètre de 26,8/32 mm.

Le diamètre le plus grand a été donné au tube le plus profond pour pouvoir y descendre aisément des appareils de mesure divers, sur toute l'épaisseur du terrain aquifère.

3.2.4. Qualités des tubes à prélèvements.

La qualité chimique des tubes doit leur permettre de résister aux attaques des divers produits corrosifs qui peuvent être déversés dans le terrain aquifère (du fait de la pollution industrielle notamment). Par exemple, les tubes métalliques ont été refusés en raison de leur corrosion rapide dans les zones chimiquement polluées.

Chimiquement, les tubes utilisés doivent aussi présenter des normes garantissant une "qualité alimentaire". En particulier, les tubes ne doivent pas céder à l'eau de produits toxiques, ceux-ci faisant l'objet de recherches poussées dans les prélèvements.

La qualité physique des tubes commercialisés est une contrainte supplémentaire. Dans le cas de la mise en place de tubes en un seul élément, il conviendra d'utiliser un matériau souple ou semi-rigide.

Des longueurs rigides de 20 à 30 m nécessiteraient des transports spéciaux et seraient difficilement maniables sur le terrain (le bras de la sonde n'excédant pas une hauteur de 6 m).

Deux types de matériau répondant à la fois aux contraintes d'ordre chimique et physique ont été retenus : le caoutchouc naturel et les matières plastiques. Parmi celles-ci, le tube polyéthylène est à la fois chimiquement inerte, de qualité alimentaire et physiquement rigide. Le tube PVC est chimiquement inerte, mais la qualité alimentaire n'existe qu'en éléments rigides. Le tube RILSAN a les mêmes propriétés que le tube polyéthylène, mais son prix de revient élevé en réserve l'usage courant aux très faibles diamètres.

Le tube PCV a été retenu en éléments rigides de 3 m. Le tube polyéthylène a été refusé pour insuffisance de souplesse et le tube RILSAN pour son coût trop élevé.

4. DESCRIPTION DU DISPOSITIF MIS AU POINT

Une expérimentation poussée sur 8 points de prélèvements comportant chacun 4 tubes à prélèvements a permis de tester les divers types de dispositifs de tubes et les divers genres de bouchons.

Trois dispositions différentes de tubes ont été mises en place (voir en annexe la planche n° 70) :

- 4 tubes concentriques continus et semi-rigides ;
- 1 gaine souple à 4 conduits internes ;
- 4 tubes juxtaposés
 - . soit continus et semi-rigides,
 - . soit composés de plusieurs éléments rigides manchonnés entre eux.

Trois genres de bouchons ont été expérimentés : le premier était de sable molassique additionné de bentonite, le second d'argile et le troisième de sable concassé lavé de 0 à 2 mm.

Deux dispositifs de sondage ont été utilisés : par soupapage avec des tubages égaux ou inférieurs à 9 pouces 1/4 (235 mm) et par havage (type BENOTO) avec des tubages égaux ou inférieurs à 400 mm.

A la fin des mises au point expérimentales, le dispositif suivant a été retenu (voir en annexe la planche n° 71).

- sondage par soupapage (voir les raisons au paragraphe ci-dessus "Étanchéité verticale") ;
- 4 tubes juxtaposés composés de plusieurs éléments rigides manchonnés entre eux (voir les raisons ci-après en 4.1.2) ;
- bouchon de sable concassé lavé 0 à 2 mm ; les raisons en sont exprimées ci-après en 4.2.

4.1. Disposition des tubes juxtaposés.

La disposition des tubes juxtaposés a posé plusieurs problèmes techniques dont les plus importants sont :

- le positionnement des crépines ;
- le choix de la qualité des tubes ;
- l'écartement des tubes entre eux.

4.1.1. Problème de la disposition des crépines

La situation des 4 crépines a été déterminée en fonction de la coupe géologique des alluvions modernes de la plaine de Lyon (lieu de l'expérimentation) : une quinzaine de mètres de terrain aquifère sablo-graveleux, surmonté de quelques mètres d'alluvions non saturées dont un mètre de limons ; un horizon aquifère bien moins perméable est situé à mi-épaisseur des alluvions.

Les crépines ont été situées de part et d'autre de cet horizon intermédiaire, ainsi qu'au sommet de la nappe (pour capter les hydrocarbures notamment) et au mur du terrain aquifère (pour détecter les pollutions de forte densité telles que la pollution saline par exemple).

Les situations des crépines étant ainsi définies, leur position précise est fixée en fonction de la perméabilité des différentes couches alluviales rencontrées en cours de sondage. Les variations de perméabilité ont été déterminées initialement par coupe géologique et essais de perméabilité, ensuite par comparaison des analyses granulométriques, et finalement par comparaison des teneurs en argile de l'eau recueillie au cours du sondage. Ces changements de méthode assurent les données observées indispensables, pour un coût bien moindre.

Ces données sont étayées, en outre, par le rapport des volumes de terrain extraits sur le volume de terrain occupé par le tubage.

4.1.2. Choix de la nature du tube

Les tubes inertes chimiquement et de qualité alimentaire, dont le prix de revient est modéré, sont en polyéthylène ou en P.V.C. rigide. Pour des raisons d'étanchéité latérale, des tubes d'un seul élément en polyéthylène ont été d'abord expérimentés. Les tubes continus (semi-rigides) ont été mis en place sur des tiges-guides rigides préalablement positionnées dans le sondage. Mais les tubes en polyéthylène tendent à reprendre la forme enroulée de leur conditionnement initial. Il était possible qu'une

fois les tiges-guides remontées (après confection des bouchons) les tubes reprennent leur forme curviligne et, par ce déplacement, créent un passage vertical d'une crépine à l'autre.

Le tube polyéthylène continu a donc été remplacé par du tube P.V.C. alimentaire, donc rigide. Le tube P.V.C. a été mis en place par éléments les plus longs possibles (3 mètres), afin de limiter le nombre des raccords et donc les risques de fuites (en cas de démanchonnage, comme le cas a été observé en cours de pose).

Les raccords de tubes étaient exécutés par collage des manchons. Des essais en laboratoire ont été faits pour déterminer le temps de prise de la colle. Ces essais ont permis de fixer un temps minimal de repos à respecter après collage (5 à 10 minutes) avant de mettre le tube en place.

De plus aucune traction ne peut s'exercer sur le raccord, en cours de descente du tube dans le tubage. En effet la rondelle de positionnement fixée à la base du tube est soutenue en cours de descente au moyen de tiges-guides métalliques ; le tube repose, en cours de descente, sur sa rondelle de positionnement de base.

4.1.3. Problème de l'espacement des tubes entre eux

Le problème de l'étanchéité latérale a été résolu (voir 4.1.2). Celui de l'étanchéité verticale dépend de la valeur du bouchon entre crépines superposées.

La mise en place d'un bouchon efficace est assez facilement concevable autour d'un tube unique (gaine à 4 conduits ou tubes concentriques) mais devient problématique avec des tubes juxtaposés. Leur regroupement au centre du tubage crée entre eux un conduit vertical pratiquement impossible à colmater. Leur écartement maximal risque de créer une difficulté identique avec le tubage. Le problème est donc d'assurer avec précision et rigueur, de haut en bas du sondage, un écartement constant des tubes entre eux, et avec le tubage.

Pour maintenir un espacement constant, il faut s'assurer que les tubes restent rectilignes du haut en bas du sondage (parallèlement à une même génératrice du tubage), toute mise en vrille des tubes entraînant leur regroupement au centre du tubage.

Cet écartement constant a été maintenu à l'aide de rondelles de positionnement, ou rondelles-guides, espacées sur toute la hauteur du sondage.

La base même de chaque tube est exactement positionnée dans le tubage au moyen d'une rondelle-guide (fixée à la base du tube).

Pour maintenir cette position initiale tout au long du tube, des rondelles-guides identiques à la rondelle de base et percées pour le passage du tube ont été descendues tous les deux mètres dans le sondage, à l'aide de tiges-guides. La constitution des filtres autour des crépines et des bouchons entre crépines n'a donc modifié en rien la position des tubes.

Au positionnement de la base de chaque tube correspond un positionnement identique de son sommet, en cours d'exécution des filtres et bouchons. Une couronne de positionnement fixée en tête du sondage dans le tubage enserrme chaque tube dans la position exacte qu'il doit conserver du bas en haut de l'ouvrage.

4.1.4. Inconvénients des autres dispositifs expérimentés

Les autres dispositifs expérimentés et écartés en raison de certains inconvénients sont :

- les tubes juxtaposés d'un seul élément semi-rigide ;
- la gaine souple à quatre conduits ;
- les tubes concentriques.

Les raisons qui ont fait renoncer au premier dispositif (risque de mauvaise étanchéité verticale) sont expliquées ci-dessus (paragraphe 4.1.2.).

La gaine, en caoutchouc souple (80 mm), à quatre conduits internes offrait toutes garanties d'étanchéité latérale et verticale entre les conduits (tubes) puisque le bouchon y était assuré par le caoutchouc lui-même. Et la mise en place du bouchon entre gaine et terrain était facilitée par la forme simple de cet espace interannulaire.

Le premier inconvénient de ce dispositif est le faible diamètre des conduits (20 mm), rendant très difficile le passage des instruments de mesure courants.

Un second inconvénient réside dans le fait que cette gaine ne peut être livrée qu'en éléments standards de 25 mètres. L'épaisseur des alluvions oscillant autour d'une vingtaine de mètres (plus ou moins 5 mètres), des chutes de gaines sont inévitables et des pertes financières en résultent. Il n'a pas été possible de faire fabriquer les gaines à la longueur demandée, dès celle-ci connue en fin de sondage.

Les tubes concentriques sont composés de monoéléments en polyéthylène. Ils assurent donc une parfaite étanchéité latérale. L'étanchéité verticale est bonne, le bouchon pouvant être mis en place aisément dans l'espace interannulaire tube-tubage.

Un inconvénient notable réside dans la courbure des tubes due à leur conditionnement en rouleaux. Dans les forts diamètres surtout (93 - 110 mm), cette courbure persiste de façon prononcée, après la mise en place du tube. Il s'ensuit de fortes difficultés pour descendre dans les espaces intertubulaires concentriques des instruments de mesure ou un tuyau de pompage.

Par ailleurs, la disposition concentrique occasionne des difficultés pour coiffer l'ensemble d'une tête hermétique permettant de pomper dans chaque tube, en tête de point de prélèvements.

4.2. Mise en place des bouchons

Le principe des bouchons est d'assurer l'étanchéité verticale entre les différentes zones crépinées.

Pour une mise en place facile et efficace du bouchon, un espacement minimal constant a été maintenu entre les tubes, ainsi qu'entre ceux-ci et le tubage (voir paragraphe 4.1.3).

4.2.1. Choix du matériau

Le matériau constitutif du bouchon adopté est du sable concassé lavé de 0 à 2 mm. La perméabilité du sable concassé est plus faible que celle du sable roulé. La perméabilité d'un tel bouchon est du même ordre que la perméabilité verticale du terrain en place (hormis la passée plus argileuse à mi-profondeur des alluvions).

4.2.2. Procédé de mise en place

Le sable concassé a été mis en place à l'aide d'un tube serrurier ouvert à quelques décimètres au-dessus de la zone à boucher. Ce procédé a permis d'éviter le grano-classement du matériel lors de sa mise en place en milieu saturé.

Le compactage du sable a été assuré par vibrations du tubage en remontant ce dernier par vives saccades.

Le compactage a permis d'abaisser de plus de 50 % la perméabilité du bouchon. Il a surtout entraîné le colmatage des affouillements occasionnés dans le terrain lors du fonçage du sondage. Ces renseignements ont été obtenus par des expériences de contrôle sur modèle de laboratoire en grandeur nature.

4.2.3. Expérimentation de la validité des bouchons

La validité des bouchons de sable concassé lavé a été expérimentée de façon concluante par essais de pression.

Une expérimentation antérieure avait eu lieu avec des injections de sel. Mais un tel test est beaucoup plus long qu'un essai de pression (dont la réaction est très rapide).

Par ailleurs, un essai de salinité ne peut être recommencé avec le même sel que plusieurs jours à quelques semaines après, afin d'éviter les interférences entre les deux expériences.

La transmission des pressions est beaucoup plus rapide que le déplacement du liquide marqué. De plus, l'expérience peut être recommencée aussitôt le liquide au repos (dans l'heure qui suit un pompage de quelques minutes par exemple).

Le principe des essais de pression est de pomper dans une crépine et de mesurer les variations de pressions dans cette crépine et dans les crépines voisines.

Cela posait un double problème technologiques. D'une part, il fallait pomper dans un tube de faible diamètre (\emptyset intérieur : 26,8 mm) tout en assurant des mesures de variation de pression dans ce tube au centre de la crépine. D'autre part, les mesures de pression devaient être faites avec grande précision, en raison des faibles variations probables au sein des crépines voisines.

Pour résoudre ces problèmes, et d'après une idée de M. LACROIX, Directeur de l'Agence de Bassin, nous avons conçu et mis au point un appareil dit "pressiomètre". Ce dernier permet de faire monter les niveaux d'eau de chaque tube hors du sol, dans des tubes gradués, et d'y comparer par lecture directe les variations de pression en cours de pompage. Les corrections de pression, nécessitées par les variations de température et de volume (loi de MARIOTTE), ont été faites avec une précision de l'ordre de 1 à 2 mm d'eau. Les lectures ont été faites sur les tubes gradués avec une précision de l'ordre du millimètre.

4.2.4. Autres types de bouchons inadéquats

D'autres types de bouchons ont été étudiés et non retenus : en ciment, en matière plastique expansée, en ciment plastique. Certains (sable molassique additionné de bentonite, et argile) ont été expérimentés, mais présentaient des inconvénients.

Le sable molassique additionné de bentonite a été le premier type de bouchon expérimenté. L'inconvénient de ce procédé réside dans la trop grande finesse des grains de sable. Au moment du pompage, ceux-ci sont passés dans la crépine.

L'argile a été utilisée ensuite plusieurs fois. Son expérimentation a été intéressante. Le choix s'est porté sur de l'argile locale pour éviter les réactions chimiques possibles avec le milieu existant. Cette argile a été mise en place sous forme de boulettes plastiques suffisamment petites pour passer entre les tubes, ainsi qu'entre ceux-ci et le tubage du sondage.

Les boulettes plastiques étaient suffisamment fermes pour être fortement damées jusqu'à la limite de mise en suspension dans l'eau. Ce procédé présente un double avantage. D'une part, étant sous forme solide et n'ayant pas été mise en suspension, l'argile reste en place et n'est pas mise en circulation avec le mouvement de la nappe. D'autre part, l'argile, fortement damée, passait dans le terrain pour un tiers de son volume total, colmatant ainsi les affouillements occasionnés lors du fonçage.

Un problème délicat a été posé par la forme de la dame permettant son passage dans tous les espaces intertubulaires. Une dame en forme de haricot s'est avérée très maniable.

Le seul inconvénient de ce type de bouchon est le prix de revient de la confection des boulettes. C'est la raison pour laquelle le bouchon de sable concassé lavé a été préféré.

Le bouchon en ciment n'a pas été retenu. D'une part il peut entraîner des échanges avec les éléments chimiques contenus dans l'eau, soit que ceux-ci l'attaquent, soit qu'il les fixe. D'autre part, le ciment étant mis en place sous forme liquide en milieu saturé, des migrations verticale de laitance se produisent vers les horizons voisins. Ce phénomène entraîne des risques de colmatage au droit des crépines voisines.

L'utilisation d'un bouchon en ciment plastique a été étudiée. Ce ciment ne présente pas les inconvénients énumérés ci-dessus. Par contre, c'est un produit acide devant entraîner des réactions sur le terrain calcaire avec dégagement de gaz carbonique. L'étanchéité même du bouchon étant en cause, ce procédé n'a pas été expérimenté.

La mise en place de matière plastique expansée n'est pas possible dans l'état actuel de maîtrise de ce procédé. Les réactions en sont très délicates et très difficiles à contrôler, même en usine et en milieu non saturé.

B. LA BARRIERE DE CONTROLE PAR MULTITUBES, A CHARMY

Le dispositif "multitube" est particulièrement adapté à la mise en place d'une barrière de contrôle -sur toute la profondeur de la nappe- à l'amont hydraulique souterrain d'une zone sensible, comme peut l'être par exemple une zone de captage, telle celle de Charmy.

1. SITUATION (Voir en annexe la planche n° 72)

La zone de captage de Charmy présente une batterie méridionale (de 8 puits), qui est particulièrement vulnérable. A 500 m au Sud, et à son amont phréatique, un alignement de décharges s'étend de façon à peu près ininterrompue par une longueur d'environ 1 km et sur une largeur de 100 à 200 m. Toujours à l'amont phréatique, mais cette fois-ci à 1 200 m au Sud Est, commence l'agglomération de Vaulx-en-Velin, non entièrement raccordée au réseau d'assainissement (ainsi qu'en témoigne la qualité de la nappe au droit de cette localité).

Nous avons donc intercalé entre la batterie de puits méridionale de Charmy et les sources de pollution qui la menacent une barrière de contrôle d'une vingtaine de multitubes, qui ferme le méandre du Vieux-Rhône.

Dans sa partie occidentale, la barrière de multitubes est distante de 300 m des puits de captage et de 200 m de l'alignement des décharges. Dans sa partie orientale, la barrière est située à 400 m des puits de Charmy et à 800 m de l'agglomération de Vaulx-en-Velin.

Les multitubes n'ont pas été disposés d'une façon rigoureusement rectiligne pour pouvoir tenir compte de deux impératifs. Tout d'abord la barrière a été étendue perpendiculairement à la direction locale des lignes de flux d'eau souterraine, direction qui varie de l'Est au Sud Ouest. Ensuite l'implantation a été faite autant que possible le long des chemins ou sur des limites

de champs, afin de faciliter au maximum leur accès en toute saison.

Compte tenu de ces deux exigences, la barrière de multitubes a été mise en place pour pouvoir contrôler la qualité de l'eau de la nappe de 75 m en 75 m.

2. APERCU GENERAL DE LA COUPE HYDROGEOCHIMIQUE DES TYPES DE POLLUTION (Voir en annexe la diapo. n° 11).

Nous avons effectué 5 campagnes de prélèvements et d'analyses sur cette barrière de contrôle (en Mai 1970, Septembre 1970, Février 1971, Mai 1971 et Septembre 1971).

A chacun des 4 niveaux de multitubes, les résultats de ces analyses ont été représentés de façon synthétique par types de pollution, sous la forme de disque coloré (lorsque l'un ou plusieurs ions appelés caractéristiques -autres que Ca ou HCO₃- ont des teneurs supérieures à 1 mg/l ou lorsque l'ion NO₃ a des teneurs supérieures à 44 mg/l) ou sous la forme de cercle coloré (lorsque tous les ions symptomatiques ont des teneurs inférieures à 1 mg/l, ou lorsque l'ion NO₃ a des teneurs inférieures à 44 mg/l).

De l'ensemble de la coupe hydrogéochimique ainsi dressée, il ressort nettement que dominent :

- à l'Ouest, un type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants, ces dernières étant bien visibles à 200 m à l'amont phréatique ;
- à l'Est, un type mixte de pollution diffuse, tributaire de la pollution issue de l'agglomération de Vaulx-en-Velin (à 800 m de là).

On peut admettre que, dans l'ensemble, la séparation entre ces deux types de pollution se fait entre les multitubes n° 9 et n° 19. Il convient toutefois de noter qu'en 1971 cette limite a tendance à se déplacer vers l'Ouest.

Un simple coup d'oeil sur la coupe hydrogéochimique montre que si les ions caractéristiques inférieurs à 1 me/l (simple cercle coloré) abondent dans la moitié orientale, ils sont pratiquement absents dans la moitié occidentale.

Et de fait, dans cette dernière partie, les teneurs sont plus élevées. Les conductivités y sont de 800 à 650 micromho.cm⁻¹, alors qu'elles descendent de 650 à 500 micromho.cm⁻¹ dans la moitié orientale ; et ce tout au long des 5 campagnes.

En comparant entre eux les 4 niveaux de chaque multitube, on constate que les types de pollution ont gagné toute l'épaisseur de la nappe, aussi bien dans la partie orientale qu'occidentale. Ce mélange des apports polluants sur toute la profondeur du terrain aquifère est particulièrement mis en évidence par les deux phénomènes suivants :

- les familles de pollution, qu'elles se présentent sous forme de disques ou de cercles, revêtent presque toujours le même aspect sur les 4 niveaux superposés de chaque multitube ;

- lorsque, en 1971, les multitubes n° 7, 8 et 9 donnent des eaux qui passent du type de pollution par plâtras au type de pollution diffuse, ce passage se fait simultanément aux 4 niveaux d'une même verticale.

3. COUPE HYDROGEOCHIMIQUE DES IONS CARACTERISTIQUES (Voir en annexe les planches n° 73 et 74).

Les ions caractéristiques du type de pollution par décharges à plâtras dominants sont SO₄ et Ca, et ceux du type de pollution diffuse sont Cl et Na.

Une analyse minutieuse des valeurs de ces ions montre que leur répartition sur les 4 niveaux d'une même verticale n'est pas rigoureusement homogène. En effet, les plus fortes teneurs observées sur une même verticale se trouvent, selon les cas, soit au sommet de la nappe soit à sa base.

Ainsi dans la moitié occidentale de la barrière de contrôle, soumise à une pollution par plâtras, les multitubes présentent :

- à leur niveau supérieur (tube n° 1) des teneurs maximales en SO₄ et en Ca, dans 4 campagnes d'analyses sur 5 ;

- à leur niveau inférieur (tube n° 4) les valeurs en SO₄ et Ca sont minimales, dans respectivement 4 et 3 campagnes sur 5.

Par contre, dans la partie orientale de la barrière de contrôle, soumise à une pollution diffuse, les multitubes comportent :

- à leur niveau supérieur (tube n° 1) des teneurs minimales en Cl et Na dans respectivement 3 et 5 campagnes d'analyses sur 5 ;

- à leur niveau inférieur (tube n° 4) des teneurs maximales en Cl et Na dans la quasi totalité des campagnes (4 sur 5 pour Cl et 5 sur 5 pour Na).

Nous avons choisi l'ion SO₄ pour illustrer la pollution par décharges à plâtras (voir en annexe la planche n° 73). Les écarts de teneurs entre les tubes n° 1 et n° 4 y sont importants. La hausse moyenne des valeurs sur les tubes supérieurs, par rapport aux teneurs des tubes inférieurs, est de 39 % (pour 8 multitubes sur 9, l'un d'eux faisant exception à la règle) ; l'accroissement maximal est de 69 % (sur le multitube n° 1) et la hausse minimale de 12 % (sur les multitubes n° 5 et n° 9).

Nous avons choisi l'ion Na pour illustrer la pollution diffuse (voir en annexe la planche n° 74). Les écarts de teneurs entre les tubes n° 1 et n° 4 y sont aussi très sensibles. La hausse moyenne des valeurs sur les tubes inférieurs, par rapport aux teneurs des tubes supérieurs, est de 26 % (pour 9 multitubes sur 10, le n° 14 n'ayant pu être pris en compte pour cause de teneur artificiellement élevée sur son tube inférieur ; l'accroissement minimal est de 0 % (sur le multitube n° 11) et la hausse maximale de 70 % (sur le multitube n° 19).

Il apparaît donc que dans la moitié occidentale de la barrière de contrôle, l'ion SO_4 (caractéristique de la pollution par décharges à plâtras) n'a pas encore été réparti de façon homogène sur toute l'épaisseur de la nappe. La partie supérieure de celle-ci est nettement plus influencée.

Nous constatons donc que pour une distance comprise entre 200 et 400 m (la zone de décharges ayant une largeur de 200 m) la répartition homogène d'un produit polluant ne s'est pas encore faite complètement sur toute l'épaisseur de la nappe (une quinzaine de mètres).

Par contre, dans la moitié orientale de la barrière de contrôle, le mélange s'est tellement bien opéré, que les ions lourds comme Cl et Na, ont pu commencer à migrer dans la partie inférieure de la nappe. Et cependant l'écoulement de celle-ci se fait dans des conditions moins favorables à une répartition homogène sur une même verticale : les filets liquides se déplacent parallèlement à la direction générale de l'alluvionnement du terrain aquifère. Nous observons donc, pour une distance comprise entre 800 et 1 800 m (l'agglomération en cause s'étend sur 1 km) que le mélange d'un produit polluant s'est totalement opéré sur toute l'épaisseur de la nappe.

C. CONCLUSION DU CHAPITRE III

Pour étudier la répartition verticale de la pollution sur toute l'épaisseur de la nappe, il est indispensable de pouvoir effectuer des prélèvements sélectifs à diverses profondeurs.

1. LE DISPOSITIF SPECIFIQUE "MULTITUBE".

Les points d'eau les plus fréquents (puits, forages et tubes piézométriques) ne permettent pas d'effectuer des prélèvements à différentes profondeurs de l'aquifère sur une même verticale. Les tubes piézométriques permettent seulement de prélever en surface, comme la plupart des puits individuels. Les puits de captage prélèvent de préférence en profondeur.

Toutefois il existe des forages qui sont crépinés sur toute la hauteur de l'aquifère. On peut envisager d'y faire des prélèvements à différentes profondeurs au moyen d'un tuyau plongeur, ou mieux d'un paker. Mais la représentativité des échantillons prélevés reste aléatoire (surtout quand le terrain aquifère est hétérogène).

Le dispositif classique pour effectuer des prélèvements sélectifs à différentes profondeurs est la "flûte de Pan". Une série de sondages forés côte à côte descendent chacun à une profondeur différente du terrain aquifère et sont équipés de tubes à prélèvements. Ce dispositif présente des inconvenients financiers notables, en raison de la multiplication du nombre des sondages.

Un dispositif de prélèvement, dit "multitube" a donc été étudié par nous-même avec une triple préoccupation : trouver un procédé économique, mettre au point un dispositif facile à mettre en oeuvre sur un sondage unique et obtenir une garantie maximale quant à la représentativité des échantillons prélevés à différentes profondeurs.

L'avantage économique du dispositif multitube est certain. C'est le moins onéreux de tous les dispositifs expérimentés.

Le prix total pour la mise en place d'un multitube est composé pour 52 % des frais de forages et pour 44 % des frais de géologue, les fournitures n'intervenant que pour 4 %. Notons que le géologue doit intervenir constamment : d'abord en cours de fonçage pour repérer avec précision les couches les plus perméables, ensuite pour positionner au mieux à leur niveau les crépines des différents tubes, enfin pour surveiller la mise en place rigoureuse de l'ensemble du multitube.

Le dispositif "multitube" à prélèvements représente en outre une économie de 45 % par rapport au dispositif en "flûte de Pan", pour un résultat identique et une utilisation plus pratique.

L'installation du dispositif "multitube" est très facile quand on utilise l'outillage (à l'intérieur du sondage) très simple mis au point par nous-même à cet effet.

Les rondelles de positionnement de base et les rondelles-guides se mettent en place de façon très pratique à l'aide de tiges-guides. Ces dernières ont à leur extrémité un filetage à gauche, et peuvent donc être remontées sans difficulté. La couronne de positionnement en tête de sondage n'est aucunement affectée par la remontée des tubages et ne gêne absolument pas la mise en place du bouchon.

Le bouchon de sable concassé se met en place sous l'eau sans aucune difficulté par l'intermédiaire d'un tube plongeur. Le compactage du bouchon est assuré de façon simple et efficace par la remontée saccadée du tubage.

Le dispositif "multitube" à prélèvements est sûr et donne le maximum de garantie quant à la représentativité des échantillons prélevés.

La position des crépines est faite de façon rigoureuse en fonction non seulement de la coupe géologique, mais encore de la comparaison des teneurs en argile et du coefficient d'affouillement des différents horizons.

L'espacement des tubes entre eux est rigoureusement maintenu du haut en bas du sondage à l'aide des rondelles-guides. Cet espacement garantit une mise en place parfaite du bouchon de sable concassé.

Le dispositif multitube à prélèvements permet d'effectuer de façon économique, pratique et sûre, des prélèvements à différentes profondeurs du terrain aquifère.

C'est un dispositif de contrôle indispensable dans la protection des grandes zones de captage contre la pollution croissante.

2. REPARTITION VERTICALE DE LA POLLUTION

Une barrière de contrôle de 19 "multitubes" a été mise en place à 300 mètres à l'amont hydraulique souterrain de l'importante zone de captages de Charmy, afin de surveiller la qualité des eaux souterraines qui s'y dirigent.

Selon les observations faites à cette barrière de contrôle, la répartition homogène des apports polluants sur toute la profondeur de la nappe (une quinzaine de mètres) se fait approximativement entre 500 et 1000 mètres, dans des alluvions aquifères ayant des coefficients de perméabilité de 2 à 7.10^{-3} m/s,

où la vitesse de déplacement de l'eau de la nappe varie de 1 à 6 m/j.

Il en résulte que le mélange des substances polluantes à toute l'épaisseur du terrain aquifère est terminé lors de l'interception des filets liquides par les puits de captage. Bien que ces derniers ne prélèvent que sur la partie inférieure du terrain aquifère, ils ne peuvent donc espérer échapper à la pollution. De fait, les deux puits méridionaux qui ont été échantillonnés aux fins d'analyses présentent -non pas des eaux du "type-base du Rhône" comme c'est le cas pour les puits des 3 autres batteries, alignées parallèlement au Vieux-Rhône- mais des eaux du "type de pollution par plâtras" à l'Ouest et du "type de pollution diffuse" à l'Est.

De plus, non seulement la pollution ne reste pas circonscrite dans la partie supérieure de la nappe, mais on observe de surcroît un accroissement des teneurs en Cl et Na à la partie inférieure de cette dernière, (dans la partie orientale de la barrière de contrôle, celle soumise au type de pollution diffuse).

Pour Na, par exemple, cette augmentation des teneurs à la base de la nappe est de 26 % par rapport à celles observées à sa partie supérieure, et ce à une distance de 800 à 1000 mètres à l'aval hydraulique souterrain des sources de pollution.

Le crépinage des puits à la partie inférieure de la nappe ne les met donc pas systématiquement à l'abri de toutes les pollutions issues de la surface, comme cela est parfois admis sans nuances.

Chapitre IV

ÉPURATION NATURELLE

DE LA POLLUTION CHIMIQUE

Existe-t-il une épuration naturelle de la pollution chimique depuis son origine jusqu'à la nappe, ainsi qu'au sein de cette dernière ? Et si oui, peut-on la chiffrer et identifier les phénomènes qui en sont la cause ? Si ces questions ont été largement débattues pour ce qui est de la pollution bactériologique, elles sont par contre encore inexplorées en ce qui concerne la contamination chimique.

Nous étudierons successivement le rôle de la zone non saturée puis celui de la zone saturée dans l'épuration naturelle de la pollution chimique de nature chronique.

A. ROLE DE LA ZONE NON SATURÉE DANS
L'ÉPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE

Selon la bibliographie, la zone non saturée peut jouer un rôle filtrant non négligeable dans l'épuration naturelle de la pollution chimique. Pour essayer de mettre en évidence ce phénomène, nous examinerons :

- la baisse de teneurs entre la source polluante et la nappe polluée ;
- les variations saisonnières des apports polluants à la nappe ;
- l'incidence des zones de plus grande épaisseur d'alluvions sèches et des zones d'intercalations argileuses non saturées, sur la qualité de l'eau de la nappe.

1. BAISSE DES TENEURS ENTRE LES SOURCES POLLUANTES ET LA NAPPE
POLLUÉE

La méthode la plus directe d'évaluer le rôle épurateur de la zone non saturée est de comparer les teneurs des sources polluantes et celles de la nappe à leur voisinage immédiat. Dans la plupart des fermes ou des maisons d'habitation, inventoriées dans cette étude, la distance séparant le point de prélèvement (puits) du puits perdu ou de la fosse à vidange est souvent d'une dizaine à une trentaine de mètres, et parfois même de quelques mètres seulement. Nous avons donc comparé à la moyenne des types de pollution humaine et animale (étudiés ci-avant) la moyenne des sources polluantes correspondantes, pour voir si toute la pollution passait dans la nappe ou non.

1.1. Cas de la pollution organique d'origine humaine

Nous avons sélectionné 18 échantillons analysés :

- 15 provenant d'eaux domestiques particulières :
5 eaux ménagères (cuisines, salles d'eau), 5 eaux-vannes (W.C.),
5 mélanges d'eaux-vannes et ménagères ;
- 3 échantillons provenant d'eaux d'égout :
 - . celui d'un grand ensemble collectif dont les rejets s'infiltrent, vers la nappe, sans traitement ;
 - . celui d'une agglomération dont les rejets subissent le même sort ;
 - . celui d'une commune dont les rejets sont renvoyés vers la nappe, après traitement dans une station d'épuration.

Remarque. Nature de l'épuration dans une station de traitement d'eaux usées.

Pourquoi prendre en compte des rejets épurés ?

A ce sujet, il convient de faire une remarque sur la nature exacte de l'épuration effectuée dans les stations de traitement. Ce dernier est très efficace sur les matières en suspension et sur les matières organiques contenues dans les eaux usées, l'épuration physique et organique est donc importante. Par contre, l'épuration chimique l'est beaucoup moins.

Nous avons fait effectuer des analyses dans trois stations d'épuration différentes :

- sur les eaux usées à l'entrée de la station ;
- et sur les mêmes eaux à leur sortie (quelques heures après, selon les stations).

Pour les eaux d'égout non décantées, l'épuration entraîne une baisse très importante de la DBO₅ : 84 à 94 %, et de la DCO : 76 à 81 %, comme une diminution très nette des matières en suspension totale : 89 à 91 %, et des matières organiques en suspension : 90 à 93 %.

Par contre, pour les mêmes eaux la baisse du résidu sec à 110° n'est que de 34 à 42 %, et celle du résidu sec à 500° de 21 à 31 % seulement.

Dans une étude sur la pollution chimique de la nappe, il est donc nécessaire de prendre en compte les rejets des stations d'épuration. Quoique limpides et à peu près dépourvues de matières organiques, ces rejets n'en demeurent pas moins chargés chimiquement.

La teneur moyenne de ces 18 analyses représentatives est de 51 me/l. Dans la nappe les points tributaires de ces types de rejets polluants ont une teneur moyenne de 16 me/l. On observe donc une baisse de pollution de 68 %.

Une étude détaillée de l'évolution ionique entre la surface du sol et celle de la nappe donne les résultats suivants :

- NH ₄ : baisse de 99,3 %	- Cl : baisse de 78 %
- Ca : <u>hausse</u> de 30 %	- SO ₄ : baisse de 65 %
- Mg : baisse de 27 %	- TAC : baisse de 70 %
- Na : baisse de 84 %	- NO ₃ : <u>hausse</u> de 1 116 % !
- K : hausse de 83 %	- NO ₂ : ne varie pratiquement pas : (0,01 me/l).

Mis à part le comportement exceptionnel de Ca et NO₃, qui sera étudié ultérieurement, on constate une diminution notable (en particulier par dilution) de la pollution entre sources polluantes et points d'eau souterraine qui n'en sont distants que de quelques mètres ou décimètres.

1.2. Cas de la pollution organique par effluents de stabulation

En principe, ce type de pollution ne devrait pas atteindre la nappe, puisque les effluents de stabulation sont recueillis dans des fosses à vidanger. Mais en fait on doit constater qu'il existe des fuites. Quelle est leur importance ? On pourra s'en faire une idée en comparant la baisse de pollution mesurée avec celle observée pour les rejets domestiques.

Parmi les prélèvements effectués dans les fosses à purin, nous en avons retenu onze spécialement représentatifs de l'ensemble des fosses existant dans la région :

- 6 fosses à purin,

- 5 fosses à purin, recevant en outre les eaux vannes de W.C., (ce qui d'ailleurs ne modifie guère leurs teneurs).

La teneur moyenne des échantillons analysés est de 700 me/l. Celle des eaux de la nappe influencées par ce type de pollution est de 15,5 me/l. Le pourcentage de baisse est donc de 98 %. Une analyse ionique détaillée de la baisse de pollution donne les résultats suivants :

- NH ₄ : baisse de 99,9 %	- Cl : baisse de 99 %
- Ca : baisse de 20 %	- SO ₄ : baisse de 97 %
- Mg : baisse de 93 %	- TAC : baisse de 97 %
- Na : baisse de 98 %	- NO ₃ : baisse de 71 %
- K : baisse de 99 %	- NO ₂ : baisse de 96 %

Les infiltrations de purin vers la nappe sont donc quantitativement moins importantes que celles des eaux usées domestiques (baisse de pollution de 98 % contre 68 %).

Mais elles ont pour conséquence une pollution pratiquement identique de l'eau souterraine (15,5 me/l dans un cas, et 16 me/l dans l'autre) en raison de leur teneur moyenne près de 14 fois plus élevée à la source.

Ici encore, on notera le comportement étrange de la baisse des ions Ca (20 %) et Mg (71 %), alors que pour tous les autres ions la baisse moyenne est de 97 %. Ce problème apparaîtra à nouveau et sera étudié dans le cadre local d'une décharge, en 3e partie.

A priori on serait tenté d'attribuer la baisse de pollution observée, au rôle filtrant de la zone non saturée. Mais la proximité immédiate des sources polluantes et des points de prélèvements doit être interprétée avec prudence. La stratification entrecroisée des formations géologiques et leurs nombreuses intercalations argileuses peuvent contribuer à disperser largement les substances polluantes autour de leur point d'injection dans la zone non saturée. Outre la filtration, interviennent des phénomènes de dilution. Comment départager l'un de l'autre ? Seules des stations expérimentales "in situ", spécialement équipées à cet effet, peuvent répondre à ce genre de question. Et tel n'était pas l'objectif de notre étude.

2. VARIATION SAISONNIERE DES APPORTS POLLUANTS A LA NAPPE

Il a été possible de mesurer deux ans de suite que la pollution de la nappe est plus forte en fin de saison pluvieuse qu'en fin de saison sèche.

Les mesures de conductivité, effectuées sur 454 points identiques en mai 1970 (fin de saison pluvieuse) et en septembre de la même année (fin de saison sèche), donnent une moyenne de 572 micromhos.cm⁻¹ en Mai et 563,7 en Septembre. La même expérience, réitérée l'année suivante sur 144 points, indique une conductivité de 581,6 micromhos.cm⁻¹ en Mai et 557,3 en Septembre. Dans le premier cas la conductivité de Septembre marque une baisse de 1,5 % par rapport à celle de Mai, et dans le second cas une baisse de 4,2 %. Si l'écart moyen est peu important dans le premier cas, il est plus conséquent dans le second. De plus, cette différence qui va toujours dans le même sens, reflète ce qui se passe effectivement dans la grande majorité des points analysés. Toutefois cet écart n'existe pas dans les points d'eau protégés. Dans ces derniers, au contraire, on observe une tendance à l'accroissement des conductivités, en cours de saison sèche. Cette augmentation est due à la présence de CO₃Ca, qui est vraisemblablement liée à la hausse des températures.

La baisse des teneurs en fin de saison sèche est donc bien en relation avec les phénomènes de pollution.

A priori, on aurait pu penser que l'apport saisonnier des précipitations atmosphériques diluerait les substances polluantes et entraînerait des teneurs plus faibles en fin de saison pluvieuse. Or c'est l'inverse qui se produit. Est-ce alors que les infiltrations pluvieuses accroissent la migration des polluants à travers la zone non saturée ? S'il s'agissait de substances polluantes solides, répandues à même le sol et dont le lessivage serait nécessaire pour les diluer et les infiltrer en profondeur, ce serait normal. Mais dans la majorité des cas, la pollution se présente sous une forme liquide (eaux usées humaines, purins),

et l'infiltration est même facilitée en profondeur à l'aide de puits perdus, dans de nombreux cas. Et dans la plupart des décharges, les ordures ménagères sont en contact direct avec la nappe.

L'explication la plus probable est que le retour saisonnier des infiltrations météoriques remet en mouvement des impuretés chimiques adsorbées en zone non saturée et les entraîne jusqu'à la nappe : il y a désorption. Une autre hypothèse avancée serait que l'adsorption est plus efficace, dans un terrain non saturé faiblement humidifié, que fortement imbibé d'eau. Cette hypothèse pourrait d'ailleurs être complémentaire de l'explication précédente.

3. INCIDENCE DE L'ÉPAISSEUR NON SATURÉE ET DES INTERCALATIONS ARGILEUSES

Pour évaluer l'incidence de l'épaisseur de la zone non saturée sur l'épuration des substances polluantes et partant sur la qualité de la nappe, nous avons choisi la carte des conductivités (voir en annexe la diapo.n°12), qui synthétise les différentes pollutions observées. Nous avons convenu de diviser les eaux polluées en trois types :

- faiblement polluées : de 600 à 800 microhmo/cm⁻¹ ;
- moyennement polluées : de 800 à 1000 micromho/cm⁻¹ ;
- fortement polluées : au delà de 1000 microhmo/cm⁻¹.

Pour que la comparaison soit la plus précise possible, il fallait trouver un terrain géologique spécifique présentant toute la gamme des épaisseurs non saturées existant dans la région étudiée, et comportant sur toute sa surface des sources de pollution caractéristiques et bien isolées. Le choix s'est porté sur le couloir fluvio-glaciaire de MEYZIEU où les épaisseurs non saturées sont d'une dizaine de mètres (et moins), dans sa partie aval, et d'une quarantaine de mètres dans sa partie amont, tandis que les maisons d'habitations et les fermes isolées sont réparties assez régulièrement sur l'ensemble de sa surface. Nous avons pris soin d'exclure

les bords du couloir : sous la couverture fluvioglaciale, les collines glaciaires prolongent latéralement leurs assises, et y constituent l'essentiel de la zone non saturée.

Cette étude comparative des conductivités, en fonction des diverses épaisseurs non saturées (voir en annexe la diapo. n° 3) et pour un même type d'apport polluant (voir en annexe la diapo. n° 9) n'a mis en évidence aucune différence appréciable entre l'amont (fortes épaisseurs) et l'aval (faibles épaisseurs) du couloir de Meyzieu. Ceci est d'autant plus étonnant que la zone fluvioglaciale où les écrans argileux entre la surface et la nappe sont les plus importants, coïncide assez exactement avec la partie où l'épaisseur non saturée est la plus forte.

Donc, en dépit d'une épaisseur de la zone non saturée deux à quatre fois plus importante et, de surcroît, malgré la présence d'intercalations argileuses d'une dizaine de mètres en moyenne, on ne constate, dans la nappe, aucune différence notable de pollution entre l'amont et l'aval du couloir fluvioglaciale de Meyzieu.

Fait encore plus curieux, c'est dans les collines glaciaires, à formations moins perméables et comportant les intercalations argileuses les plus importantes, que la nappe présente les points les plus fortement pollués. Ainsi, dans la partie des collines glaciaires où la profondeur de la nappe excède 20 mètres, la moitié des points sont pollués (une dizaine de points sur 20 ont des conductivités de 600 à 1000 microhmo/cm⁻¹) alors que dans la partie des couloirs fluvioglaciaux où la profondeur de la nappe excède 20 mètres, 1/10 des points seulement sont pollués (3 points sur une trentaine ont une conductivité comprise entre 600 et 1 000 microhmo/cm⁻¹). On pourrait à la rigueur admettre que les écrans argileux de la zone non saturée n'ont pas un rôle de filtre déterminant sur les polluants, mais on ne peut aller jusqu'à dire qu'ils favorisent leur passage. L'explication de cette anomalie apparente sera mise en lumière ci-après, en étudiant la propagation de la pollution dans la zone saturée.

B. ROLE DE LA ZONE SATURÉE DANS L'ÉPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE

L'étude bibliographique effectuée en première partie de ce mémoire a indiqué qu'en milieu saturé les phénomènes d'auto-épuration de la pollution (par fixation, précipitation etc.) sont relativement peu importants. Aussi la majeure partie de l'épuration naturelle est-elle due à la dilution. Cette dernière sera d'autant plus importante que le débit de la nappe sera plus élevé.

C'est donc ce débit que nous devons étudier, en analysant les principaux paramètres qui le déterminent. En écoulement laminaire et en régime permanent, on peut, avec une approximation raisonnable, exprimer le débit Q d'une nappe alluviale par la loi de Darcy. Le débit Q de la nappe à travers une section transversale S, perpendiculaire aux lignes de flux (donc passant par une ligne équipotentielle matérialisée par une courbe piézométrique) peut être calculé avec une approximation suffisante par la formule de Darcy :

$$Q = v.A$$

où v est la vitesse de Darcy (ou de filtration) et A l'aire de la section transversale totale qui est traversée par le flux d'eau (cette section transversale dépendant de la largeur et de l'épaisseur de l'aquifère saturé).

Nous analyserons donc lequel de ces deux paramètres : (v ou S) a le plus d'influence sur les débits de la nappe et partant sur la dilution de la pollution qui en résulte. A cet effet nous comparerons à la carte des conductivités (voir en annexe la diapo. n° 12) qui synthétise tous les apports minéraux polluants à la nappe :

- la carte des vitesses effectives (voir en annexe la diapo. n° 10), cette carte ne différant de celle des vitesses de filtration (ou de Darcy) que par la prise en compte de la porosité cinématique (facteur supposé constant dans un secteur donné de l'aquifère) ;

- la carte des isopaches de terrain saturé (voir en annexe la diapo. n° 6) ; l'épaisseur de la nappe est en effet :
- pour une largeur unité donnée - la seule valeur susceptible de faire varier l'aire de la section transversale traversée par le flux d'eau.

L'épaisseur de la nappe varie peu dans les alluvions modernes, à l'opposé de ce que l'on observe dans les dépôts glaciaires et dans les alluvions fluvio-glaciaires. C'est donc dans ces deux dernières formations que nous comparerons à la carte des conductivités : d'une part celles des vitesses effectives, d'autre part celle des isopaches de terrain saturé.

1. EPURATION NATURELLE DANS LES COLLINES GLACIAIRES ET LES COULOIRS FLUVIO-GLACIAIRES

En comparant la carte des conductivités et celle des vitesses effectives, on observe que les fortes conductivités sont, le plus souvent, dans des zones où l'écoulement de la nappe est lent : de l'ordre du centimètre ou du décimètre par jour. Au contraire, dans les zones où la vitesse est supérieure (de l'ordre du mètre au décimètre par jour) , la nappe ne présente que très peu de points pollués. Le phénomène est particulièrement net lorsqu'on compare les points de pollution situés au voisinage de fermes ou habitations isolées, d'une part dans les collines glaciaires orientales et, d'autre part, au pied de celles-ci : dans le couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu. Et cette comparaison n'est pas seulement valable pour la carte des conductivités, mais aussi pour celles des Cl (voir en annexe la diapo.n° 13) et des SO₄ (Voir en annexe la diapo.n°14), par exemple.

1.1. Importance primordiale des vitesses et des phénomènes de dispersion

Dans les collines glaciaires, la quantité de substances polluantes parvenant à la nappe est vraisemblablement inférieure, et à tout le moins elle n'est pas supérieure à ce qui parvient à la nappe dans les couloirs, à épaisseur non saturée égale, et pour un même type de pollution. Mais, dans les couloirs, la nappe s'écoule rapidement, entraînant la pollution locale au loin. Il y a un renouvellement rapide avec de l'eau propre. Par ailleurs de plus fortes vitesses vont de paire avec d'importants phénomènes de dispersion, ce qui signifie une dilution plus grande. Au contraire, dans les terrains glaciaires, l'eau est quasi-stagnante. Les quantités de substances polluantes, bien que vraisemblablement moins fortes (en raison de l'importance des écrans argileux), s'accumulent localement dans la nappe. L'écoulement de celle-ci n'est pas suffisamment rapide et important pour entraîner au fur et à mesure la totalité des apports polluants, ni pour occasionner une dispersion notable.

1.2. Rôle secondaire de l'épaisseur de la nappe

Il est logique de penser que la dilution de la pollution est non seulement fonction de la vitesse de l'eau souterraine et des phénomènes de dispersion, mais aussi de l'épaisseur de la nappe..

Lorsqu'on compare la carte des conductivités (Voir en annexe la diapo. n° 12) à celle des isopaches de terrain saturé (Voir en annexe la diapo. n° 6) on constate que dans les collines morainiques la fréquence des points pollués est aussi grande pour des épaisseurs de nappe supérieures à 20 et même 40 mètres que pour des épaisseurs plus faibles. De même, dans les alluvions fluvio-glaciaires , il existe autant de basses conductivités pour des épaisseurs de terrain saturé inférieures à 10 mètres que pour des épaisseurs plus fortes.

S'il est indéniable que cette épaisseur de la nappe joue un rôle dans la dilution et l'épuration de la pollution, il semble toutefois que ce rôle soit secondaire au regard de celui joué par les vitesses de l'eau souterraine et les phénomènes de dispersion. Autrement dit, si l'on s'exprime en termes de débits de nappe, le paramètre le plus efficace est la vitesse de filtration (ou "vitesse de Darcy") et non la section transversale (traversée par lignes de flux) dont l'épaisseur de la nappe est une composante.

1.3. Cas d'espèce

Il existe en bordure des couloirs quelques points où l'on observe un peu de pollution. Ce sont, du Nord au Sud :

- entre Décines-Charpieu et Meyzieu ;
- à Azieu ;
- à Miplaine.

Mais, en premier lieu, ce sont des points où la nappe a un écoulement très faible. En effet, si la cartographie de surface indique un terrain fluvio-glaciaire, il n'en demeure pas moins que celui-ci recouvre d'une faible épaisseur la racine des collines glaciaires, et que c'est en fait, au sein de celles-ci, que la nappe continue de s'écouler très lentement. En second lieu, et contrairement à la majorité de la surface fluvio-glaciaire, ce sont des points où les sources de pollution ne sont pas disséminées, mais concentrées et nombreuses : il s'agit d'agglomérations.

Un autre cas d'espèce figure dans la carte des NO₃. Alors que les cartes des conductivités, Cl et SO₄ par exemple, présentent une nette différence de teneurs entre les collines glaciaires (fortes concentrations) et les couloirs fluvio-glaciaires (faibles concentrations), il n'en va pas de même pour la carte des NO₃ (Voir en annexe la diapo.n°15). Les plus fortes teneurs (supérieures à 45 mg/l) se rencontrent presque aussi souvent dans les couloirs que sur les collines. La cause de cette apparente anomalie est que la pollution par nitrates est plus importante dans les couloirs. Les surfaces agricoles intensivement traitées par engrais azotés représentent 80 % de la superficie fluvio-glaciaire.

Sur les collines, de telles surfaces n'existent que pour 50 %. Si bien qu'en dépit d'une vitesse d'écoulement de la nappe supérieure dans les couloirs, la pollution nitratée est presque aussi grande dans ces derniers que sur les collines.

2. EPURATION NATURELLE DANS LES ALLUVIONS MODERNES

Après avoir constaté que la pollution observée dans les collines glaciaires avait pour cause la faible vitesse de l'eau souterraine et par suite une dispersion et une dilution réduites, voyons si cette explication est aussi valable pour une autre zone de pollution particulièrement visible sur la carte des conductivités : l'extrémité occidentale de l'île de Miribel-Jonage. Il semble que la pollution y soit moins isolée et plus étendue que dans les terrains glaciaires. Outre la forte concentration des sources de pollution, ce sont d'une part, la faible épaisseur de la zone non saturée (3 à 4 m) et, d'autre part, la forte densité des points de prélèvements, qui plaident en faveur d'une pollution généralisée et non plus ponctuelle.

2.1. Validité de la règle des vitesses et des phénomènes de dispersion

On observe, sur la carte des conductivités, une première langue polluée qui prend naissance dans les zones de décharges situées à 2 km à l'amont hydraulique souterrain de Vaulx-en-Velin (à l'Est), et qui s'étend sous cette agglomération, jusqu'à la zone de captage de Charmy. La partie occidentale de cette langue voit sa pollution encore accrue d'un degré (dans l'échelle utilisée) par les apports polluants d'une autre zone de décharge. L'examen des cartes de Cl (ion caractéristique de la pollution organique humaine), et de SO₄ (ion caractéristique de pollution par décharges à plâtras), dans la zone correspondante, montre que les polluants

concourant à former cette langue, sont de deux sortes : d'une part un type de contamination organique humaine (qui prend son origine dans les décharges d'ordures ménagères communales), d'autre part, un type de pollution par décharges à plâtras dominants (qui débute dans une décharge non communale, située entre plus à l'amont). Par ailleurs c'est ce dernier type qui est responsable de l'accroissement de contamination au voisinage sud-ouest des captages de Charmy. L'examen de la carte des types de pollution vient confirmer cette analyse.

Une seconde langue polluée, plus faible, et la voisinant au Sud, est située dans une zone urbaine non assainie, établie sur d'anciennes gravières, comblées de déchets de construction.

L'observation comparative des cartes de Cl et de SO₄ indique clairement que cette seconde langue est principalement tributaire d'une contamination par décharges à plâtras. L'examen comparé de la carte des types de pollution montre que les polluants mixtes artificiels interviennent aussi dans cette langue sulfatée. Compte tenu de l'urbanisation locale, il s'agit vraisemblablement de détergents (plutôt que d'engrais).

Il est remarquable que ces deux langues polluées coïncident avec des zones où la vitesse effective est relativement faible : le plus souvent inférieure à 1 m/j/ A titre comparatif, cette vitesse est comprise entre 1 et 5 m/j dans le reste de l'île, et est supérieure à 5 m/j et même 10 m/j dans la plus grande partie des couloirs fluvio-glaciaires. Ici encore, on constate que les zones contaminées correspondent non seulement à des lieux où les sources de pollution sont importantes, mais aussi à des endroits où la vitesse de l'eau souterraine, est plus faible. Ici encore, l'épuration naturelle est directement liée à la vitesse de l'eau souterraine et aux phénomènes de dispersion et de dilution qui en résultent.

2.2. Cas d'espèce

La carte des NO₃ présente une répartition des teneurs qui semblent infirmer la règle des vitesses. Nous avons déjà observé un phénomène identique dans les couloirs fluvio-glaciaires.

Les secteurs amont et central de l'île de Miribel-Jonage, ceux où les vitesses sont plus importantes (1 à 5 m/j), comprennent une langue de pollution qui n'apparaît nullement sur les cartes de conductivités, Cl et SO₄ par exemple. Comme précédemment, pour le cas des couloirs, la cause en est un apport exceptionnel en engrais nitrates, dans toute cette zone. Dans l'île de Miribel-Jonage, 50 % de la surface est ainsi traitée chimiquement.

3. MELANGE DE L'EAU DE LA NAPPE AVEC CELLE DU RHONE

On observe, le long du Canal de Jonage, ainsi que dans l'île de Crépieux et dans la moitié septentrionale de la zone de Charmy, des bandes de très faible minéralisation (inférieures à 400 micromho/cm⁻¹). Ces teneurs sont inférieures à celles du reste des alluvions modernes, comme à celles qui existent à l'amont hydraulique souterrain dans les couloirs. Selon l'explication proposée ci-dessus pour expliquer des baisses de teneurs (accroissement de la vitesse de la nappe), ces bandes faiblement minéralisées devraient coïncider avec des zones où la vitesse effective et les phénomènes de dispersion et de dilution s'accroissent. Or on noterait plutôt une tendance au ralentissement (quelques valeurs inférieures à 1 m/j au droit de Jonage et de Décines-Charpieu). Est-ce à dire que l'explication proposée ci-dessus soit ainsi infirmée ? Non ! L'explication à ces faibles teneurs est autre, comme nous allons le démontrer. Toutes les eaux de ces bandes à faible vitesse sont celles qui présentent le même type-base que l'eau du Rhône, lequel est nettement différencié du type-base de nappe environnant. L'explication à ce phénomène est donc l'apport local d'eau du Rhône dans la nappe.

L'observation de la carte piézométrique montre que cet apport se fait par alimentation naturelle et permanente de la nappe, dans l'île de Crépieux, et par réalimentation induite vers les puits, dans la zone de captage de Charmy. Les apports du canal de Jonage à la nappe s'expliquent aussi par des phénomènes

piézométriques : les infiltrations n'existent que sous la longueur du canal, où son niveau d'eau est en charge par rapport au niveau piézométrique sous-jacent (jusqu'au barrage de l'usine hydro-électrique de Cusset, à hauteur de Vaulx-en-Velin). Ces infiltrations sont confirmées par la constatation de pertes d'eau dans le canal de Jonage et par des travaux d'étanchéité des berges, entrepris pour y remédier. Ces infiltrations sont vraisemblablement maximales au droit des ponts qui franchissent le canal, car on y observe localement des surcreusements du fond de plusieurs mètres.

Ce mélange de l'eau du Rhône avec celle de la nappe est particulièrement mis en évidence sur la carte des types de pollution et sur la carte des SO₄ (le seul ion pour lequel l'eau du Rhône a des teneurs supérieures à celle de la nappe). On y constate que l'influence du Rhône ne se limite pas aux seules bordures du canal de Jonage, mais que celles du canal de Miribel interviennent aussi, en partie, à l'amont de l'île de Crépieux (comme le confirme une analyse piézométrique détaillée). La carte des SO₄ indique aussi l'existence, dans les alluvions modernes, d'une zone chimiquement intermédiaire, située au droit de Thill à Miribel. Les teneurs y sont comprises entre celles -plus faibles- du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu (à leur amont hydraulique) et celles du Rhône, dans les canaux de Jonage et de Miribel, et sur leurs bordures.

3.1. Proportion du mélange Rhône-Nappe, en bordure du canal de Jonage (Voir en annexe la pl. n° 75).

Notre but est de chiffrer la proportion d'eau du Rhône contenue dans la nappe, à l'aval hydraulique souterrain du canal de Jonage.

Nous avons sélectionné 14 points d'eau, tels qu'ils soient situés par couples :

- de part et d'autre du canal de Jonage (à son amont et à son aval hydraulique souterrain) ;
- et sur la même ligne de courant de la nappe.

Il a été ainsi possible de mesurer le mélange sur 7 points de passage. La formule utilisée pour les calculs est :

$$C1 \cdot V1 + C2 \cdot V2 + C3 \cdot V3 = 0 ;$$

$$C4 \cdot V1 + C5 \cdot V2 + C6 \cdot V3 = 0 ;$$

dans laquelle :

C = concentrations (connues par les résultats d'analyses) ;

V = volumes ;

1 et 4 = eau du Rhône ;

2 et 5 = eau de la nappe avant mélange ;

3 et 6 = eau de la nappe après mélange.

Les deux inconnues, V1 et V2 sont les proportions d'eau du Rhône et de la nappe entrant dans la constitution de V3.

Sur 7 points de passage mesurés, 2 seulement ont donné des proportions d'eau du Rhône inférieures ou égales à 15 %, 4 sont compris entre 60 et 70 %, et 1 monte même jusqu'au 94 % d'eau du Rhône.

Lors de l'écoulement de la nappe sous le canal de Jonage, les infiltrations de ce dernier diluent les quelques pollutions observées à l'aval des couloirs fluvio-glaciaires. Ces infiltrations ont donc un rôle bénéfique qui atténue très sensiblement la concentration de la pollution au moment de son passage dans les alluvions modernes.

L'ion qui s'est avéré le plus sûr dans les calculs est SO₄. Cet ion est le traceur qui a mis le mieux en évidence les infiltrations du canal de Jonage dans la nappe. Un inconvénient mineur est la variation saisonnière de la teneur de SO₄. Au commencement de la campagne de prélèvement (début septembre), SO₄ avait encore la valeur maximale présente depuis juillet et août : 38 mg/l. En fin de campagne (fin septembre), cette teneur était descendue à 34 mg/l. Nous en avons tenu compte, dans nos calculs.

3.2. Proportion du mélange Vieux-Rhône - Nappe dans la zone de captage de Charmy. (Voir en annexe la planche n° 75).

Dans la zone de captage de Charmy, on observe sur toutes les cartes que, malgré la présence de décharges fortement polluantes à 500 m au Sud, seuls 8 puits sur 32 en sont incommodés. La raison en est que les 24 autres puits sont alignés le long d'une boucle du Vieux-Rhône, qui provoque une réalimentation induite en cours de pompage. Les 8 puits touchés par la pollution sont les plus éloignés du Vieux-Rhône. Ils constituent la batterie la plus méridionale de la zone de captage.

Nous avons sélectionné 4 puits dans cette zone de captage :

- 2 en bordure du Vieux-Rhône, l'un au Nord-Est, l'autre au Nord-Ouest ;

- 2 à l'écart, l'un au Sud-Est, l'autre au Sud-Ouest.

Ceci nous a permis de prendre en compte la nature de la pollution, qui diffère au Sud-Est et au Sud-Ouest de la zone de captage. Au Sud-Est, il s'agit d'une contamination organique d'origine humaine (chlorurée-sodique), provenant notamment de l'agglomération de Vaulx-en-Velin. Au SW, elle a pour origine surtout des décharges à plâtras (pollution par SO₄), mais aussi à ordures ménagères. Il convient donc de distinguer ces deux secteurs et de prendre en compte les différences de teneurs entre l'Est et l'Ouest.

Il importe de prendre pour teneurs de l'eau de surface, celles du Vieux-Rhône au droit même de la zone de captage. Ainsi la concentration en SO₄ y est seulement de 31,5 mg/l (contre 34 mg/l dans le canal de Miribel au moment des prélèvements), en raison des faibles teneurs de la nappe drainée par le Vieux-Rhône dans les alluvions modernes.

Dans les puits les plus proches du Vieux-Rhône (de 100 à 180 m), l'apport de ce dernier est de 90 à 99 %. Dans la batterie de puits qui en est le plus éloigné (400 m en moyenne), les apports d'eau de surface sont de 60 à 70 %.

Les ions donnant les meilleurs résultats sont, là encore, les ions caractéristiques des types de pollution observés : Cl et Na à l'Est, SO₄ et Mg à l'Ouest, auxquels s'adjoignent aussi K, Na et NO₃.

4. CAS PARTICULIER DE MELANGE AVEC LES EAUX DE SURFACE DE LA RIZE (Voir en annexe la planche n° 75).

On observe sur la carte piézométrique (voir en annexe la diapo. n° 1) que dans la plaine moderne les ruisseaux commencent par drainer les eaux souterraines avant de prendre une position perchée sur la nappe et d'y créer des infiltrations. Ces infiltrations sont-elles suffisantes pour influencer la piézométrie et la qualité de la nappe ? Ce problème a été étudié en détail dans le cas de la RIZE, au débouché du couloir de Décines.

Nous avons aligné sur chacune des rives de la Rize un sondage profond (jusqu'au substratum) et deux piézomètres. Au droit de ce dispositif, la Rize a été équipée d'une station limnigraphique.

29 campagnes de mesures piézométriques et de prélèvements pour analyses ont été effectuées bimensuellement de Novembre 1971 à fin Octobre 1972.

4.1. Les piézomètres installés de part et d'autre de la Rize, à quelques mètres de ses rives, n'ont pas décelé d'infiltrations suffisantes pour influencer sensiblement la direction générale de la nappe SE-NW. La Rize reste perchée à 1,50 m au-dessus du niveau aquifère.

4.2. Les analyses chimiques montrent que l'eau de la Rize et celle de la nappe sont toutes deux étroitement apparentées à l'eau du canal de Jonage (Voir en annexe la planche n° 76). Ceci confirme, sur une période d'une année, que les infiltrations du canal de Jonage diluent les apports polluants provenant du couloir fluvio-glaciaire de Décines, au moment de leur écoulement dans les alluvions modernes.

Par ailleurs une étude très fine des résultats d'analyses chimiques permet de déceler, de façon constante, de légères différences dans les teneurs de la nappe, de part et d'autre de la Rize. Sur les 29 campagnes, la valeur moyenne en HCO₃ passe de 3,38 mg/l à l'amont à 3,52 mg/l à l'aval de la Rize, celle-ci étant à 3,59 mg/l.

En revanche, la teneur en SO_4 varie de 0,69 mg/l à l'amont à 0,64 mg/l à l'aval de la Rize, celle-ci ayant 0,62 mg/l. De tels écarts sont très faibles, mais leur constance à se produire toujours dans le même sens pour un ion donné, et surtout de façon inverse pour deux ions différents, indique qu'il y a là plus que de simples imprécisions analytiques.

4.3. Conclusion

Les infiltrations de la Rize ne sont pas suffisantes pour influencer localement la piézométrie de façon sensible. Ces infiltrations existent cependant ; mais leur volume est négligeable, en regard de celles du canal de Jonage, dans la dilution des apports polluants provenant du couloir fluvio-glaciaire de Décines.

Toutefois, une pollution accidentelle du ruisseau de la Rize (d'autant plus sujette à conséquence que son débit est faible : 80 à 130 l/s de Septembre 1967 à Novembre 1968) s'écoulerait en partie dans la nappe sous-jacente.

5. DETERMINATION DE L'AGE DES EAUX SOUTERRAINES AU TRITIUM ET AU RADIOCARBONE (Voir en annexe la diapo. n° 16)

Avant de conclure cette étude sur l'épuration naturelle des eaux souterraines, nous devons faire état de recherches sur leur datation. En effet "l'âge" des eaux souterraines peut donner des indications précieuses sur leur vulnérabilité à la pollution. Si les eaux ont un âge très ancien, elles ne sont pas soumises à des infiltrations récentes et sont donc momentanément à l'abri d'éventuelles pollutions actuelles. Si au contraire les eaux sont très récentes, elles seront rapidement affectées par une pollution accidentelle.

5.1. Résultats d'analyses.

Les analyses ont porté sur 12 échantillons d'eau provenant de 12 points différents : 8 dans le couloir de Meyzieu ou sur ses bordures et 4 dans les alluvions modernes. Les prélèvements ont été effectués du 25 au 28.7.1972. Les analyses ont été faites en Août 1972 au laboratoire dirigé par M. Philippe OLIVE, au Centre de Recherches géodynamiques de Thonon.

Les résultats sont les suivants :

- une valeur \leq 8 U.T. ;
- 6 valeurs comprises entre 60 et 140 U.T. ;
- 5 valeurs allant de 140 à 190 U.T. ;

Il convient de rapprocher ces résultats des teneurs du tritium mesurées dans les précipitations atmosphériques. Ces observations ne commencent de façon régulière, dans la région Rhône-Alpes, qu'en 1963, à Thonon. Auparavant nous disposons seulement des valeurs à l'échelle de l'Europe (OLIVE Ph., 1970). De 1950 à 1963, nous observons des variations entre les valeurs extrêmes suivantes :

- une quinzaine d'U.T. en 1950 ;
- 300 U.T. en 1954 ;
- 30 à 40 U.T. en 1955 ;
- 500 U.T. en 1959 ;
- une centaine d'U.T. e, 1961.

A partir de 1963, nous disposons à Thonon de mesures mensuelles, dont les moyennes pondérées annuelles sont les suivantes :

- 2 907 U.T. en 1963 ;
- 1 496 U.T. " 1964 ;
- 595 U.T. " 1965 ;
- 247 U.T. " 1966 ;
- 213 U.T. " 1967 ;
- 217 U.T. " 1968 ;
- 206 U.T. " 1969 ;
- 189 U.T. " 1970 ;
- 228 U.T. " 1971 ;
- et 180 U.T. de Janvier à Juillet inclus (date des prélèvements), en 1972.

5.2. Age de l'eau circulant dans la molasse.

L'échantillon de teneur ≤ 8 U.T. a été prélevé dans un point situé dans la colline glaciaire de Genans. Mais à cet endroit, la nappe circule entièrement dans la molasse (qui sert de substratum aux terrains glaciaires). La représentativité de cet échantillon ne peut être mise en doute : ce point d'eau est soumis quotidiennement à d'importants prélèvements (par pompage électrique). L'âge de l'eau analysée est antérieur à 1950, date où les précipitations atmosphériques en Europe présentaient déjà une quinzaine d'U.T. Il doit s'agir d'un mélange de très peu d'eau récente avec beaucoup d'eau ancienne.

Ce caractère très ancien de l'eau prélevée dans la molasse n'a rien de surprenant. Le point d'eau analysé est situé à l'aval de la grande nappe molassique du quadrilatère Lyon - Valence - Grenoble - Chambéry. Le renouvellement de l'eau est très lent.

5.3. Age de l'eau circulant dans les alluvions modernes.

Les 5 échantillons les plus récents (147 à 187 U.T.) sont tous - sauf un - situés dans les alluvions modernes.

La plus forte valeur observée (187 ± 16 U.T.) est située en bordure aval du canal de Jonage. Elle correspond à une eau âgée de quelques mois seulement. Puis les teneurs en tritium diminuent progressivement au fur et à mesure que la nappe s'éloigne du canal (157 ± 14 , 147 ± 13 U.T.).

Ceci est en accord avec ce que nous savons (voir ci-dessus) des infiltrations provenant du fond du canal de Jonage et alimentant la nappe à l'aval de celui-ci. Notons que les quatre échantillons d'eau prélevés dans les alluvions modernes proviennent de piézomètres crépinés seulement dans la partie supérieure de la nappe. Il est donc normal qu'en bordure aval du canal, la partie supérieure de la nappe soit en majorité (60 à 70 % : voir ci-dessus) composée d'eau superficielle récemment infiltrée. Puis, au fur et à mesure que l'on s'éloigne du canal, le mélange se fait progressivement avec l'ensemble de l'eau souterraine. Celle-ci provient (à

l'amont des points analysés) du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu, où les teneurs sont plus basses : 100 ± 10 et 113 ± 11 U.T. Il résulte de ce mélange progressif un abaissement des teneurs en tritium : de 187 ± 16 U.T. à 147 ± 13 et 149 ± 13 U.T., en passant par 157 ± 14 U.T.

5.4. Age de l'eau circulant dans le couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu. Drainance de la molasse.

On peut s'étonner de la faible teneur relative en U.T. des 7 échantillons prélevés dans le couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu : entre 100 et 124 U.T. pour 4 d'entre eux (avec un minimum de 65 et un maximum de 171 U.T.). Pour trouver des précipitations atmosphériques ayant des teneurs annuelles en tritium aussi basses, il faut remonter jusqu'en 1961, puis antérieurement à 1956 (mis à part 1954, année alors exceptionnelle, avec 300 U.T.). Les plus faibles valeurs en U.T. de l'automne 1971 et de l'hiver 1971-1972 ne peuvent, même prises isolément expliquer les basses teneurs de 65 et 85 U.T. Si l'on tient compte des vitesses effectives (calculées et cartographiées plus haut), on constate que les points où ont été prélevés ces échantillons sont tributaires d'eau pouvant avoir jusqu'à 15, 20 et même 30 ans (la vitesse étant très faible dans les collines glaciaires : environ 0,5 m/j). La valeur moyenne de 110 U.T. n'est donc pas si anormale qu'il aurait pu le paraître de prime abord.

Les 7 échantillons prélevés dans les alluvions fluvio-glaciaires peuvent se répartir ainsi :

- 2 valeurs basses : 65 ± 8 et 85 ± 9 U.T. ;
- 4 valeurs moyennes : 100 ± 10 , 110 ± 11 , 113 ± 11 ,
 124 ± 11 U.T. ;
- une valeur élevée : 171 ± 15 U.T.

Ces 7 points (sauf un : celui à 171 ± 15 U.T.) ont été choisis le long de la ligne de convergence de l'écoulement des eaux souterraines, dans le couloir de Meyzieu. Rappelons que la direction

de cette ligne de convergence est conditionnée par l'axe du thalweg modelant le substratum et renfermant les alluvions fluvio-glaciaires. Il n'est nul autre endroit où il puisse exister un meilleur mélange des apports d'eau souterraine venus de tous côtés. Et, de fait, les valeurs observées tout au long de cette ligne de convergence des eaux souterraines, sur 9 km, sont homogènes (: 100 ± 10 , 110 ± 11 , 113 ± 11 , 124 ± 11 U.T.) sauf 2 que nous examinerons plus spécialement ci-après (: 65 ± 8 U.T. et 85 ± 9 U.T.).

Les 4 valeurs moyennes, de 100 à 124 U.T., peuvent s'expliquer par un mélange entre des teneurs élevées, dues aux précipitations récentes (supérieures à 180 U.T.) et des teneurs basses, provenant d'infiltrations anciennes (antérieures à 1961 et plus vraisemblablement à 1957).

L'échantillon d'une teneur particulièrement élevée pour le couloir fluvio-glaciaire (171 ± 15 U.T.) provient d'un point situé exceptionnellement à l'aval d'une zone où toute l'épaisseur des alluvions fluvio-glaciaires (non saturées et saturées) est entièrement colmatée d'argile. Il en résulte en surface l'existence de marais. Ces derniers sont alimentés par les eaux de précipitations atmosphériques récentes et présentent donc des teneurs en tritium plus élevées qu'ailleurs (égales ou supérieures à 180 U.T.). Il est normal qu'un point situé à l'aval de ces marais (là où ces derniers s'infiltrèrent dans les alluvions redevenues plus perméables), soit marqué par le caractère récent de leurs eaux et présente donc des teneurs en tritium plus élevées que sur le reste du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu.

Les 2 valeurs les plus basses observées dans le couloir sont situées de telle façon qu'il est difficile de les expliquer par un mélange avec des eaux plus anciennes de la nappe. La valeur de 85 ± 9 U.T. est située à l'amont du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu. C'est donc là que devraient logiquement exister les teneurs en tritium les plus élevées. En effet, à cet endroit les eaux souterraines provenant des précipitations atmosphériques n'ont eu a

effectuer qu'un parcours relativement petit pour parvenir au point de prélèvement ; elles doivent donc être parmi les plus récentes et présenter des teneurs élevées. Or il n'en est rien !

La valeur de 65 ± 8 U.T. semble, elle aussi, a priori incompatible avec la situation du point de prélèvement. Ce dernier est situé sur la ligne de convergence des écoulements souterrains, dans l'axe même du thalweg creusé dans le substratum. Les eaux souterraines s'écoulant sur ce trajet privilégié ne peuvent pas être considérées comme marginales et strictement locales ; elles bénéficient des apports d'une grande partie du bassin hydrogéologique, le point de prélèvement étant situé dans la moitié aval du couloir. Or, à l'amont hydraulique souterrain de ce point à 65 ± 8 U.T. et toujours dans l'axe même du thalweg souterrain, on observe une valeur presque double : 124 ± 11 U.T. Encore plus à l'amont hydraulique souterrain, on note une autre teneur du même ordre de grandeur : 110 ± 11 U.T. (toujours sur la même ligne de convergence des eaux souterraines du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu). En outre, à l'aval hydraulique souterrain de ce point à 65 ± 8 U.T., et sur la même ligne de convergence des eaux souterraines, on observe une valeur de 100 ± 10 U.T. et une autre de 113 ± 11 U.T. La valeur de 65 ± 8 U.T. apparaît donc, de par sa situation même, comme une anomalie dans l'âge moyen des eaux du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu, dont les teneurs en tritium restent comprises entre 100 et 124 U.T. sur 9 kilomètres de long.

Pour expliquer cette anomalie, on ne peut mettre en cause la représentativité de l'échantillon analysé ; le point de prélèvement est un puits équipé d'un groupe électrique fonctionnant quotidiennement. On peut, par contre, porter un intérêt plus particulier à la coupe géologique de ce puits. Il a été foré jusqu'au substratum et, à cet endroit, celui-ci se présente sous forme de sable molassique. Or, nous avons vu plus haut que l'eau souterraine provenant de la molasse est très ancienne (teneurs inférieures ou égales à 8 U.T.).

Drainance de la nappe molassique vers celle des alluvions fluvio-glaciaires.

Nous émettons l'hypothèse suivante : dans ce point à 65 ± 8 U.T., comme dans celui observé plus haut à 85 ± 9 U.T., il est probable que l'échantillon prélevé est constitué par un mélange d'eau de la nappe des alluvions fluvio-glaciaires et de celle provenant de l'aquifère des sables molassiques. Ce mélange est dû à un phénomène de drainance provenant du substratum, et grandement facilité quand ce dernier est constitué par du sable molassique et non plus par de l'argile glaciaire.

Ce phénomène de drainance n'a rien de surprenant quand on sait qu'à une quarantaine de kilomètres au SE, le niveau piézométrique de la nappe molassique culmine à 550 m et qu'il s'abaisse progressivement jusqu'à 175 m aux abords du Rhône, à Lyon (ROUSSELOT D., et al., 1978). Or cette nappe avoisine la cote 208 NGF dans le point d'eau où l'analyse du tritium a donné une valeur ≤ 8 U.T. Par ailleurs, le niveau du substratum est nettement inférieur à 208 NGF dans la totalité du couloir de Meyzieu (en moyenne 170 NGF au fond de ce dernier). En particulier, le substratum est à la cote 175 NGF dans le point d'eau à 65 ± 8 U.T. et à la cote 202 NGF, plus à l'amont, dans le point d'eau à 85 ± 9 U.T.

Il est donc très vraisemblable que la grande hétérogénéité observée dans les teneurs en tritium le long du couloir de Meyzieu est due à la drainance ascendante de la nappe de la molasse vers celle des alluvions fluvio-glaciaires.

5.5. Confirmation de la drainance de la nappe molassique par les analyses du radiocarbone.

De 1971 à 1977, MM. MONGEREAU N. et ROUSSELOT D. ont effectué des prélèvements pour analyses du radiocarbone sur 16 points appartenant au système aquifère de l'Est lyonnais et plus particulièrement au couloir de Meyzieu. Les analyses du radiocarbone ont été effectuées par M. EVIN J. au Centre de datations et d'analyses isotopiques de l'Université "Claude Bernard" de Lyon. Une récente pu-

blication (EVIN J., MONGEREAU N., ROUSSELOT D., 1980) présente les résultats obtenus.

Les valeurs d'activité du radiocarbone, exprimées en % N.B.S. (National Bureau Standard), se répartissent en 4 ensembles : de 63 à 70 %, de 72 à 79 %, de 83 à 88 % et de 95 à 115 %. De telles différences sont très importantes pour un système aquifère d'aussi petite dimension.

Les valeurs les plus faibles (inférieures à 70 %) proviennent de puits captant avec certitude les eaux des sables molassiques. Un des points présentant ces valeurs est le même que celui pour lequel nous avons obtenu une teneur inférieure ou égale à 8 U.T.

Les valeurs les plus élevées (supérieures à 95 %) correspondent sans ambiguïté à des eaux très actuelles.

Les valeurs intermédiaires et notamment celles comprises entre 72 et 79 % traduisent un mélange entre les eaux plus récentes de la nappe des alluvions fluvio-glaciaires et les eaux plus anciennes du réservoir miocène. Celles-ci sont particulièrement sollicitées lorsque des puits exploitent abondamment toute l'épaisseur de l'aquifère fluvio-glaciaire, jusqu'au contact même des sables molassiques.

Les analyses du radiocarbone confirment donc les conclusions obtenues à partir des analyses du tritium : la drainance ascendante de la nappe de la molasse vers celle des alluvions fluvio-glaciaires, tout spécialement lorsque les eaux de ces dernières sont fortement exploitées.

5.6. Protection naturelle de la nappe dans la molasse.

Nous venons de voir que l'eau circulant dans la molasse est ancienne et qu'il est très vraisemblable qu'elle remonte par drainance dans les alluvions fluvio-glaciaires. Il est donc fort probable qu'une substance polluante infiltrée jusqu'à la nappe circulant dans les alluvions fluvio-glaciaires ne pourrait pas contaminer "per descensum" les eaux contenues dans la molasse. En cas de pollution massive et durable de la nappe des alluvions fluvio-glaciaires, on pourrait donc envisager comme solution de recharge possible, de

forer des sondages profonds pour exploiter la nappe située dans les sables et graviers molassiques. Il conviendrait, bien sûr, que l'exploitation de la nappe dans la molasse soit faite avec suffisamment de précautions pour ne pas contrecarrer le phénomène de drainance qui la protège contre la pollution venue de la surface. Ce gîte aquifère molassique est loin d'être négligeable (ROUSSELOT D. et al., 1978) avec des débits spécifiques pouvant atteindre une dizaine de mètres cubes/heure par mètre de rabattement et une réserve d'une capacité évaluée à 150 milliards de m³ pour l'ensemble du Bas-Dauphiné.

En raison de la pollution qui s'est étendue dans les alluvions fluvio-glaciaires (à la suite du développement de l'urbanisation et de l'industrialisation), certaines zones de captage communales ont été déplacées à l'aval, jusque dans les alluvions modernes, en bordure aval du canal de Jonage (où elles bénéficient qualitativement et quantitativement des infiltrations de ce dernier). Si la pollution venait à croître de façon importante (pour des raisons accidentelles par exemple) dans les couloirs fluvio-glaciaires, au point de condamner même les zones de captage situées en bordure aval du canal de Jonage, le recours à l'exploitation du gîte molassique serait une solution possible, à mettre en concurrence avec un déplacement encore plus important des zones de captage vers l'aval, sur le site de l'île de Crépieux.

C. CONCLUSIONS DU CHAPITRE IV

Pour étudier le ROLE DE LA ZONE NON SATURÉE DANS L'ÉPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE, nous avons commencé par chiffrer la baisse des teneurs entre l'eau des sources polluantes et de la nappe contaminée. Cette baisse est considérable : 68 % dans le cas de pollution organique d'origine humaine et 98 % dans le cas de contamination par effluents de stabulation. Finalement, dans les deux cas, le résultat est pratiquement identique au sein de la nappe, avec des teneurs moyennes de 16 et 15,5 mg/l.

Nous avons observé une atténuation saisonnière des valeurs de pollution de la nappe, en fin de saison sèche ; on aurait pu s'attendre à l'inverse (pour cause de dilution des liquides polluants par les infiltrations d'eaux météoriques, en cours de saison pluvieuse). Deux explications, qui peuvent être complémentaires, sont avancées pour rendre compte de ce phénomène. D'une part le terrain non saturé se comporte comme un vaste filtre naturel, qui adsorbe en cours de saison sèche, puis désorbe progressivement sous l'action des percolations pluviales. D'autre part les phénomènes de filtration sont plus efficaces dans un sol faiblement humidifié que fortement imbibé d'eau.

Autre sujet d'étonnement : les plus fortes épaisseurs de terrain non saturé, conjointes avec d'importantes intercalations argileuses, n'entraînent pas une réduction notable de la pollution dans la nappe. Au contraire, les collines glaciaires, nettement plus imperméables dans leur ensemble que les couloirs fluvio-glaciaires, présentent des eaux souterraines beaucoup plus contaminées (avec des sources de pollution identiques et pour des épaisseurs non saturées égales). L'explication de cette anomalie apparente sera donnée par l'étude de l'écoulement en milieu saturé (ci-après).

Le ROLE DE LA ZONE SATUREE DANS L'EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE est important et revêt deux aspects, tous deux liés au phénomène de dilution.

Tout d'abord, l'épuration naturelle de la pollution est moins liée à l'épaisseur de la couverture argileuse qui protège la nappe, qu'à la vitesse effective et aux phénomènes de dispersion car, avec un délai plus ou moins long, les substances polluantes finissent toujours par atteindre la nappe (ainsi que nous l'avons constaté précédemment dans l'étude du milieu propogateur). Ce qui devient alors primordial, c'est la rapidité de renouvellement et de régénération de la nappe, avec un nouvel apport d'eau propre issu de l'amont phréatique et c'est aussi l'importance des phénomènes de dispersion (qui sont une fonction directe de la vitesse d'écoulement de la nappe), une forte dispersion entraînant une grande dilution. Autrement dit, les phénomènes de vitesse de dispersion et de dilution au sein de la nappe sont en fin de compte plus efficaces que les phénomènes d'écrans et de filtration dans la zone non saturée. C'est là une observation nouvelle.

Ensuite la dilution existant au sein de la nappe peut être considérablement accrue par les apports d'eau de surface. A l'aval du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu, ces apports constituent dans la majorité des cas 60 à 70 % de la nappe des alluvions modernes, à proximité immédiate du canal de Jonage. Un mélange identique existe à l'aval du couloir de Décines. C'est là une protection efficace de la nappe des alluvions modernes contre les pollutions provenant des couloirs fluvio-glaciaires, à l'amont. De tels apports d'eau de surface sont encore plus importants dans la zone de captage de Charmy, où ils présentent 90 % des volumes prélevés dans 24 puits sur 32, et 60 à 70 % dans les 8 autres puits. C'est l'existence d'une dilution aussi importante, par une eau de surface faiblement minéralisée, qui permet d'exploiter une telle zone de captage, située à proximité d'anciennes décharges communales. Sans une telle épuration, l'eau prélevée serait non potable.

Aussi serait-il souhaitable d'utiliser artificiellement ce phénomène, pour accroître encore la proportion d'eau de surface dans la batterie de puits méridionale (actuellement à 60-70 %). Un canal de 1 200 m de long, creusé à 150 m au Sud de ces 8 puits et parallèlement à leur alignement, transformerait ce méandre du Vieux-Rhône en une petite île. La zone de captage qui s'y trouve serait ainsi bien isolée des anciennes décharges d'ordures ménagères qui parsèment son périmètre de protection rapprochée, à 500 m au Sud.

La détermination de l'âge des eaux souterraines au tritium et au radiocarbonate permet de conclure à une très vraisemblable drainance ascendante de la nappe de la molasse vers les eaux souterraines circulant dans les alluvions fluvio-glaciaires. Il en résulte que la nappe molassique serait naturellement à l'abri d'une éventuelle pollution importante survenant dans les couloirs fluvio-glaciaires et pourrait ainsi constituer un possible gîte aquifère de remplacement.

C h a p i t r e V

PRO P A G A T I O N E T E P U R A T I O N N A T U R E L L EDE LA P O L L U T I O N C H I M I Q U EA L ' A V A L D ' U N E D E C H A R G E C O M M U N A L E

La pollution de la nappe par les décharges est un problème important et d'actualité. Il intéresse la plupart des grandes agglomérations du monde entier. Une étude localisée de la pollution des eaux souterraines a donc été entreprise par nos soins à proximité d'une décharge communale d'ordures ménagères.

Le caractère original de cette étude réside dans son site exceptionnel. Il s'agit d'une ancienne gravière en eau, progressivement comblée par les ordures sur plus de la moitié de sa superficie. On peut donc y observer côte à côte une zone où la nappe reste entièrement cachée, et une zone où l'eau souterraine en emmerge dans la gravière. Dans ce dernier cas, la nappe, après avoir été polluée par son passage dans la décharge, traverse la partie de la gravière encore en eau, avant de reprendre son trajet souterrain. Alors que dans le premier cas, les éléments polluants issus du dépôt passent directement dans les eaux souterraines, sans aucune transition intermédiaire à l'air libre. La juxtaposition sur un même site de décharge d'une zone "non aérée" et d'une zone "aérée" doit permettre de com-

parer avec un maximum de précision l'évolution de la pollution dans ces deux cas différents.

La mise à l'air libre de la nappe, à l'aval immédiat d'une décharge d'ordures ménagères, a-t-elle une influence notable sur l'épuration naturelle de la pollution des eaux souterraines contaminées par ce dépôt ? Ce problème a été soulevé lors d'une étude (NÖRING F., GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W., 1968) présentant à ce sujet deux causes d'incertitude. D'une part le plan d'eau (un étang) ne jouxtait pas la décharge, mais il en était éloigné de 70 m, et, d'autre part, il n'existait aucun autre dépôt voisin - de même nature et non influencé par cet étang - qui pût donner des valeurs de comparaison. Dans notre cas au contraire, la gravière en eau borde immédiatement, à son aval hydraulique souterrain, la décharge d'ordures. De plus les valeurs de référence sont données par le même dépôt, dans sa partie mitoyenne, là même où la gravière en eau a été entièrement comblée par les ordures.

On voit donc l'intérêt de ces recherches pour observer avec rigueur l'incidence éventuelle d'un plan d'eau sur l'épuration naturelle de la pollution dans une nappe contaminée par un dépôt d'ordures ménagères.

Nous avons déjà constaté que ce problème de la propagation et de l'épuration naturelle de la pollution à l'aval d'une décharge est particulièrement important dans la plaine de Lyon où de nombreuses gravières en eau désaffectées ont été transformées (plus ou moins licitement) en décharges. Mais de tels cas de contact direct des détritiques avec la nappe, particulièrement dommageables pour celle-ci, se rencontre dans bien d'autres régions de France ... et dans la plupart des pays ! Il s'agit donc d'un problème extrêmement important, et de caractère international. Et la solution que nous y apporterons pourra être adaptée et généralisée à tous les cas analogues existant de par le monde.

A. AMENAGEMENT DU SITE ETUDIE

(Voir en annexe la planche n° 77).

Au centre de l'île de Miribel-Jonage, au lieudit Le Fontanil, la décharge communale de Vaulx-en-Velin comble en partie une ancienne gravière en eau d'une superficie totale de 7 000 m². La nappe affleure en été à 2 m sous le niveau du sol naturel. Le fond de la gravière est à quelques mètres sous la surface de l'eau. A partir des premières années qui ont suivi 1940, toute la moitié orientale de cette gravière a été progressivement comblée par les ordures ménagères, qui ont fini par surplomber le terrain naturel d'1 à 2 m, suivant les endroits (la surface de la décharge étant très bosselée). La moitié occidentale de la gravière était encore en eau, mais en voie de comblement, au moment de nos recherches.

Nous avons commencé par équiper toute cette zone d'un vaste réseau de 22 piézomètres destinés, outre les mesures piézométriques, aux prélèvements pour analyses bactériologiques et chimiques. Un piézomètre a été placé à l'amont immédiat de la décharge, afin de connaître exactement la qualité de la nappe avant qu'elle ne soit polluée par son passage à travers le dépôt.

A l'aval immédiat de la décharge ont été mis en place :

- en bordure de la zone "non aérée" : 3 piézomètres et un sondage profond jusqu'au substratum ;
- en bordure de la zone "aérée" (après la gravière en eau) : un multitube à 4 niveaux de prise depuis la surface piézométrique jusqu'au substratum.

Ensuite, 2 lignes ou batteries de piézomètres ont été mises en place plus à l'aval, l'une à 60-100 m, l'autre à 220-250 m de la décharge. Pour en faciliter l'accès au maximum, des points de mesure et de prélèvements ont été implantés en limite des champs cultivés, ce qui explique notamment le tracé anguleux de la première ligne.

Cette dernière comprenait initialement 3 piézomètres (R 137, R 138, R 139). Et 5 autres (R 147, R 148, R 149, R 150, R 151) sont venus la renforcer en cours d'étude (après trois mois d'observation). Cette batterie comporta donc finalement 8 points d'eau, distants entre eux de 25 m seulement et observés pendant les 9 mois de recherche suivants.

La seconde ligne comprenait initialement 7 piézomètres espacés entre eux de 50 m (R 140, R 141, R 142, R 143, R 144, R 145, R 146). 2 piézomètres complémentaires (R 152, R 153) ont été intercalés, après 3 mois d'observation, dans la partie la plus contaminée de la langue de pollution issue de la décharge. Dans ce secteur la distance entre points d'observation est donc aussi de 25 m seulement, comme dans la première batterie.

B. RESULTATS HYDROGEOLOGIQUES

Nous étudierons successivement : la nature du terrain aquifère au droit de la décharge, les directions d'écoulement de la nappe et l'influence des précipitations atmosphériques sur les fluctuations de la surface piézométrique.

1. NATURE DU TERRAIN AQUIFERE

Au droit de la zone d'étude, en bordure de la décharge, un sondage a d'abord traversé une couche superficielle de limon argileux (épaisse de 1 m) et 0,80 m de sable fin, puis 16 m d'alluvions gravelo-sableuses reposant sur un substratum d'argile jaune, devenant très vite bleue.

Le niveau piézométrique oscillant entre 1,50 m et 2 m sous le niveau du sol, à la cote 172 NGF, le terrain aquifère est donc

essentiellement composé par les alluvions gravelo-sableuses. Leur coefficient de perméabilité, mesuré par essai de pompage, est de 2.10^{-3} m/s.

2. DIRECTIONS D'ECOULEMENT DE LA NAPPE.

(Voir en annexe la planche n° 78).

Parmi les 27 cartes piézométriques établies bimensuellement au cours de l'année d'observation, nous avons retenu une des plus régulières, celle du 25.1.1972. Le gradient hydraulique moyen y est de 8.10^{-4} .

On y observe tout d'abord la juxtaposition des 2 zones, "aérée" et "non aérée" de la nappe dans la décharge. Dans l'extrémité nord-est de cette dernière, les eaux souterraines traversent le dépôt et poursuivent leur trajet sans passer à l'air libre. Le point R 156 est le mieux situé pour observer la qualité de cette eau "nonaérée", à l'aval immédiat de la décharge. Plus au Sud, les eaux souterraines traversent d'abord la décharge, puis s'écoulent dans la gravière en eau, avant de reprendre leur parcours souterrain. Le multitube R 135 est le mieux placé pour étudier la qualité de l'eau "aérée" à l'aval immédiat de la décharge.

On observe ensuite une nette divergence des filets liquides. Ce phénomène tend donc à étaler la langue polluante plus largement que ne le ferait la seule dispersion. Il convient de noter que cette divergence persiste tout au long de l'année d'observation.

3. PRECIPITATIONS ATMOSPHERIQUES ET FLUCTUATIONS DE LA NAPPE.

Afin d'étudier le comportement de la nappe non plus dans l'espace, mais dans le temps, nous avons établi pour chaque point d'eau un graphique des variations du niveau piézométrique. Tous ces graphiques varient de façon identique dans le temps. Un de ceux-ci

(voir en annexe la planche n° 79) a pu être établi à partir de données d'abord bimensuelles (pendant 3 mois), puis quotidiennes (pendant 9 mois sur 12). Pendant la même période nous avons calculé le bilan hydrologique : précipitation - évapo - transpiration (cette dernière ayant été calculée suivant la méthode de THORNTWHAITE). Pour ce faire nous avons utilisé les données voisines de la station météorologique de Lyon-Bron. La juxtaposition du graphique piézométrique et de celui traduisant le bilan hydrologique, montre un lien très net entre les deux. Le niveau de la nappe baisse à partir de Mars 1972, c'est-à-dire au moment même où l'équilibre du bilan hydrologique s'affaïsse, pour devenir négatif. Après plusieurs mois déficitaires pour ce bilan, sa remontée brutale en Octobre, sous l'action des pluies automnales, n'a que peu d'influence sur le comportement de la nappe. Il faut en effet qu'auparavant la zone non saturée ait été réhumidifiée. Il faudra donc attendre les 10 derniers jours de Novembre 1972 pour que la nappe réagisse de façon plus sensible aux précipitations atmosphériques.

C. TYPES DE POLLUTION ET VARIATIONS SAISONNIERES

Au total ce sont 27 campagnes de prélèvements pour analyses chimiques (faites par l'Institut Pasteur de Lyon) qui ont été exécutées bimensuellement depuis le début du mois de Novembre 1971 jusqu'à la fin d'Octobre 1972. Il n'a pas été possible de poursuivre au-delà les observations, pour des raisons de maintenance de plusieurs points d'eau.

1. TYPES DE POLLUTION.

Le site étudié présente, à l'aval immédiat du dépôt d'ordures, deux types de pollution propres aux décharges. Au N, dans la zone "non aérée", on observe une pollution chlorurée sodique, bien caractéristique d'une décharge à prédominance d'ordures ménagères. Au S, dans la zone où la nappe est localement à l'air libre, se superpose à cette contamination chlorurée sodique une pollution sulfatée calcique, caractéristique de déchets de construction (plâtras). Ces apports parasitaires dans la gravière en eau existaient déjà au début de nos recherches. Ils ont atteint un maximum en Avril-Mai 1972, pour décroître à nouveau progressivement jusqu'à la fin des observations. Ce phénomène annexe n'a cependant pas perturbé nos études. Car d'une part il affecte uniquement les ions SO_4 et Ca et, d'autre part, pour ces deux derniers ions, il a été possible de mettre en évidence la charge polluante due aux plâtras dès la première ligne de tubes piézométriques. Au droit de la deuxième batterie cet apport parasitaire sulfaté calcique n'est d'ailleurs plus notable.

Le type de pollution chlorurée sodique est nettement observable dans la moitié nord de la première batterie de points d'eau. Par contre, la partie située au Sud de cette ligne ne présente qu'un type mixte de pollution diffuse.

Dans la seconde batterie de points d'eau, située à 250 m de la décharge, les 5 piézomètres septentrionaux apparaissent nettement influencés par une contamination de type chloruré sodique. Quant aux 4 points d'eau méridionaux, ils ne présentent qu'un type mixte de pollution diffuse encore plus atténuée qu'en première ligne.

Il résulte de cette étude des types de pollution que la contamination issue de la décharge est beaucoup plus sensible à l'aval de la nappe "non aérée" (au Nord), qu'à l'aval de la partie "aérée" de la nappe (au Sud).

2. VARIATIONS SAISONNIERES.

Pour vérifier la constatation précédente, nous allons analyser (dans le sous-chapitre suivant) non plus globalement, mais ion par ion, les teneurs dans la nappe à l'aval hydraulique souterrain des 2 zones ("non aérée" et à l'air libre).

La grande majorité des points ne présentant que de faibles variations saisonnières, nous raisonnerons sur les moyennes des campagnes n° 1 à 27 et n° 9 à 27 (plusieurs points d'eau ayant été mis en place en cours d'étude, d'après les résultats des 8 premières campagnes). Comme il s'avère que ces deux moyennes ne présentent que de faibles écarts, nous n'avons donc retenu que les moyennes des campagnes n° 9 à 27, c'est-à-dire de celles où les observations ont été effectuées simultanément sur l'ensemble des points d'eau.

Ces faibles variations saisonnières sont dues à des apports printaniers de NO₃ (vraisemblablement en provenance des engrais azotés), mais aussi de SO₄ et de Ca. Dans ces deux derniers cas il semble que se superposent deux apports distincts : l'un vraisemblablement dû à des épandages temporaires d'engrais, l'autre résultant de la décharge de plâtras dans la gravière en eau. Dans tous les cas il ne semble pas possible d'imputer ces légères hausses à une concentration des teneurs en cours de saison sèche (c'est-à-dire à une baisse de la dilution consécutive à une diminution des infiltrations

d'origine météorique). En effet les autres ions (et notamment Na et Cl) présentent des teneurs à peu près stationnaires tout au long de l'année d'études, sur les 2 batteries d'observation (à 100 et 250 m à l'aval de la décharge).

D. INTENSES PHENOMENES DE REDUCTION

(Voir en annexe la planche n° 80).

Nous commencerons par analyser ion par ion l'apport polluant à l'aval immédiat de la partie nord de la décharge, en zone "non aérée", au point d'eau R 156.

Afin de mettre en évidence cet apport polluant, nous n'avons retenu des valeurs données par les analyses que leur différence avec les teneurs de même nature observées à l'amont de la décharge, là où la nappe n'est pas encore contaminée. Les valeurs en mg/l ainsi obtenues ont été reportées sur des graphiques regroupant, pour un même point d'eau, l'ensemble des résultats d'analyses ioniques.

A l'aval immédiat d'un dépôt d'ordures ménagères, il existe toujours une zone de réduction ; c'est un phénomène bien connu. De fait nous y observons une hausse d'oxydabilité de 4,64 mg/l par rapport aux valeurs mesurées à l'amont hydraulique souterrain de la décharge.

1. INTENSE REDUCTION DE NO₃.

Mais c'est, semble-t-il, la première fois que l'on souligne le fait que la classique réduction de NO₃ (en NO₂, puis NH₄) entraîne dans la nappe des teneurs en nitrites plus faibles à l'aval immédiat du dépôt qu'à son amont. Si bien que le solde polluant en NO₃ est ici négatif de 0,43 mg/l !

Il existe un autre cas de solde polluant négatif, c'est celui de l'ion Ca. Nous expliquerons ce phénomène ultérieurement.

Il convient de noter que les pertes en NO₃ ne se traduisent pas entièrement par des transformations en NO₂, puis NH₄. Car lorsqu'on additionne l'azote total de NO₃, NO₂ et NH₄, on obtient un bilan négatif par rapport à la quantité d'azote total observée à l'amont hydraulique souterrain de la décharge. L'explication de cette différence réside dans la production par NO₃, non seulement de NO₂ et de NH₄, mais aussi d'azote élémentaire volatil, s'échappant dans l'air. L'adsorption de NH₄ est une explication complémentaire.

2. IMPORTANTE REDUCTION DE SO₄.

La réduction de SO₄ n'est pas telle qu'elle entraîne des valeurs inférieures à celles observées en amont. Néanmoins cette réduction peut être mise en évidence.

Des expériences effectuées entre autre sur une couche d'ordures épaisse de 3 m (cas voisin de notre décharge où les dépôts sont entassés sur quelques mètres) ont permis d'évaluer que 1 200 m³ d'ordures ménagères libèrent environ en SO₄ : 0,28 tonne par an et en Cl : 0,8 tonne/an (QUASIM S.R., BURCHINAL J.C., 1970). Un autre auteur (WEAVER L., 1961) avait déjà calculé pour 1 200 m³ d'ordures ménagères, une production de 0,23 tonne de SO₄ et de 0,9 tonne de Cl en moins d'un an. On constate donc que ces deux séries de chiffres concordent. La production de sels y est 3 à 4 fois plus faible pour SO₄ que pour Cl.

Or, dans la nappe, l'apport polluant en SO₄ (0,39 me/l) est 13 fois moins important que celui en Cl (5,12 me/l) - et non 3 à 4 fois seulement. Il y a donc une importante réduction des SO₄.

Un tel phénomène est déjà connu (MORET L., 1958) : SO₄ est réduit en H₂S et en soufre élémentaire ; il y a ensuite combinaison avec le fer ou les métaux lourds pour former des sulfures insolubles qui précipitent dans la zone de réduction (GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W., 1972).

3. IMPORTANTE REDUCTION DE HCO₃.

Pour HCO₃, comme pour SO₄, l'apport polluant par rapport à l'amont reste positif et l'importance de la réduction peut être mise en évidence.

Selon QUASIM S.R. et BURCHINAL J.C. (1970), 1 200 m³ d'ordures ménagères étalées sur 3 m produisent 9,6 tonnes de HCO₃ par an. Les calculs de WEAVER L. (1961) donnent seulement 3,9 tonnes pour 1 200 m³ en moins d'un an. La libération de HCO₃ est donc 12 fois plus élevée que celle de Cl (dans le cas le plus favorable, celui de QUASIM S.R. et BURCHINAL J.C.) à 5 fois plus fortes (dans le cas le plus défavorable, celui de WEAVER L.).

Or, dans la nappe, l'apport polluant en HCO₃ n'est pas plus important, mais nettement plus faible - 3 fois plus petit (1,74 me/l) - que celui en Cl.

4. INTENSE BAISSSE EN Ca.

C'est à notre connaissance la première fois que l'on observe dans une nappe, à l'aval immédiat d'une décharge d'ordures ménagères, des teneurs en Ca plus faibles qu'à l'amont hydraulique souterrain, soit un solde polluant négatif de 0,88 me/l !

Le caractère spectaculaire de cette baisse de Ca est très vraisemblablement dû à la transformation des bicarbonates en carbonates (MORET L., 1958) :



avec une mise à disposition d'oxygène, fortement demandé en zone de réduction :



et précipitation des carbonates.

5. EXPLICATION PROPOSEE.

Il convient de noter que des baisses anormales des teneurs en SO_4 , HCO_3 et Ca ont déjà été observées dans des piézomètres. Mais ceux-ci avaient tous été mis en place 5 à 10 ans avant les prélèvements, ce qui a permis le développement d'une population bactérienne (CORDEAU F., CORDEAU J.Y., FOURNEAUX J.C., SARROT-REYNAULD J., 1972). Dans notre étude, en revanche, les piézomètres ont été - dès leur mise en place - prélevés régulièrement tous les 15 jours pendant un an.

Il semble que la seule explication à proposer ici à cette baisse particulièrement extraordinaire des teneurs en NO_3 et Ca (puisque'elles deviennent plus basses à l'aval qu'à l'amont non pollué) soit le caractère particulièrement intense des phénomènes de réduction, à l'aval de ce dépôt d'ordures ménagères.

E. INFLUENCE DE LA GRAVIERE EN EAU : EPURATION

Nous allons étudier l'influence de la gravière en eau sur les teneurs observées en aval, en comparant ces dernières à celles de la partie nord de la décharge (analysées ci-dessus). Pour ce faire, nous avons établi pour chaque ion des "coupes chimiques" au droit de chaque batterie de points d'eau, en ne prenant en compte que le seul apport polluant.

L'oxydabilité a nettement baissé par rapport à la partie nord. Elle n'est plus que de quelques centièmes de mg/l à 65 m (1ère batterie de points d'eau) et a pratiquement disparu à la seconde batterie. La présence de la gravière en eau devrait donc atténuer les phénomènes de réduction à son aval phréatique, en accélérant l'oxygénation de la nappe à l'air libre.

1. FORTE ATTENUATION DE LA REDUCTION DE NO_3

(Voir en annexe la planche n° 81).

A l'aval immédiat de la gravière en eau, la réduction de NO_3 persiste suffisamment pour donner un bilan négatif par rapport aux teneurs amont. Mais, au droit de la seconde batterie de points d'eau, la réduction de NO_3 a pratiquement cessé : les teneurs en NO_3 ont retrouvé des valeurs identiques à celles observées dans la nappe à l'amont de la décharge. La présence de la gravière en eau a donc atténué, comme prévu, les phénomènes de réduction de NO_3 .

Une confirmation de la cessation de la réduction de NO_3 dans la seconde batterie est donnée par les analyses de NH_4 . Il est bien connu que cet ion provient de la dégradation de NO_3 . Or, au droit de la seconde batterie, NH_4 a presque complètement disparu à l'aval de la gravière en eau, alors qu'il persiste encore à l'aval de la partie nord de la décharge ("non aérée").

Il existe une autre confirmation du retour à la stabilité de NO_3 au droit de la seconde batterie. A l'aval de la gravière en eau, il n'y a plus d'émission d'azote volatil, tandis que la production de ce dernier persiste nettement à l'aval de la partie nord de la décharge.

2. FORTE ATTENUATION DU SOLDE NEGATIF DE Ca

(Voir en annexe la planche n° 82).

L'apport parasite en plâtras influence très visiblement les teneurs en Ca de la première batterie, sur ses deux points d'eau les plus centraux. Ceci est confirmé par une observation identique faite à propos de SO_4 .

En faisant abstraction de cet apport parasite, on détecte une atténuation du solde négatif en Ca au droit de la première

ligne de points d'eau. Et à hauteur de la seconde batterie, ce solde négatif a disparu à l'aval de la gravière en eau, alors qu'il persiste à l'aval de la partie nord de la décharge ("non aérée").

Cette forte atténuation de la baisse du Ca à l'aval de la gravière en eau s'explique aisément par une oxygénation accélérée de la nappe polluée au moment de son passage à l'air libre. Tout l'oxygène prélevé à l'atmosphère n'est plus à prendre dans HCO₃ et par voie de conséquence il y a moins de précipitation de Ca.

3. BAISSE DES TENEURS (Voir en annexe les planches n° 83,84 , 85).

Les ions Cl et Na (qui ne sont pas liés à des phénomènes de réduction) présentent des apports polluants plus faibles à l'aval de la gravière en eau qu'à l'aval de la partie nord de la décharge. Or ce phénomène est non seulement observable sur Cl et Na, mais aussi sur Mg, K etc ... bref sur les ions indiquant une pollution minérale issue de la décharge. L'oxygénation accélérée n'est donc pas le seul rôle joué par la gravière en eau.

Pour mieux cerner ce problème nous avons chiffré les baisses des teneurs dans la zone sud de la décharge ("aérée") par rapport à celles de sa partie nord ("non aérée"). Nous avons ensuite comparé la baisse d'un ion issu d'un phénomène de réduction, comme NH₄ (pollution organique), avec la baisse d'ions étrangers à une telle action, comme Na et Cl (pollution minérale). A l'aval immédiat de la gravière en eau, NH₄ a des teneurs 10,3 fois plus faibles qu'à l'aval immédiat de la décharge "non aérée". Mais ces teneurs sont seulement 3,5 fois plus faibles pour Na et 4,7 fois plus basses pour Cl. Au droit de la seconde batterie on trouve un écart encore plus grand entre ces deux catégories de chiffres : 37 fois pour NH₄, contre seulement 3,3 fois pour Na et 3,5 fois pour Cl. Pour NH₄, l'augmentation du rapport (de 10,3 à 37 fois) s'explique par le fait qu'au droit de la seconde batterie, les valeurs observées sont devenues très proches de zéro à l'aval de la gravière en eau, tandis qu'elles sont encore notables à l'aval de la partie "non aérée" de la décharge.

On peut donc estimer que la présence de la gravière en eau fait baisser de 3 à 5 fois les teneurs des ions non soumis aux phénomènes de réduction, autrement dit la pollution strictement minérale issue de la décharge (Na, Cl ...). Quant à NH₄, tributaire de la réduction de NO₃, le passage dans la gravière en eau fait encore chuter 2 à 3 fois davantage ses valeurs par rapport à celles qu'il présente à l'aval de la partie "non aérée" de la décharge.

Ces observations nous conduisent à penser que l'influence de la gravière sur les variations des teneurs à son aval est de deux sortes. D'une part il y a l'oxygénation à l'air libre, qui explique une partie de la baisse de NH₄, 2 à 3 fois, en accélérant les phénomènes de réduction envers la pollution organique. D'autre part, il y a vraisemblablement dilution dans un apport d'eau non contaminée, ce qui rend compte de l'autre partie de la baisse de NH₄ et de celle de Cl et Na 3 à 5 fois. C'est l'hypothèse de cette dilution que nous allons étudier dans le paragraphe suivant.

4. DILUTION.

Comment expliquer la présence d'une eau non contaminée dans une gravière bordant à l'aval hydraulique souterrain une décharge en service depuis plus de 30 ans ? C'est la mise en place d'un multitube à l'aval immédiat de cette gravière en eau (point d'eau R 135) qui nous a donné l'explication.

Ce multitube présente 4 prises entièrement indépendantes et crépinées respectivement : la 1ère (à partir du sol) entre 1,20 m et 5,90 m ; la 2e entre 9 m et 9,75 m ; la 3e entre 12,85 m et 13,60 m et la plus profonde entre 16,70 m et 17,45 m. Au début de Novembre 1971, la nappe y était à 2,45 m sous le niveau du sol. Or tous les résultats d'analyses, effectuées pendant une année entière, confirment que seul le 1er tube (ouvert dans la partie supérieure de la nappe) est affecté par la pollution de la décharge. Les autres tubes sont pratiquement exempts de contamination. Ainsi, l'apport parasitaire en plâtras dans la gravière en eau entraîne des

teneurs moyennes en SO_4 de 4,22 me/l dans le premier tube, mais de seulement 0,21 me/l dans le second, 0,15 me/l dans le troisième et 0,02 me/l dans le plus profond.

Au droit de la décharge, il n'y a donc pas de diffusion de la pollution en profondeur, et seule est contaminée la partie supérieure de la nappe. Il est donc vraisemblable que les apports d'eau non polluée existent dans la partie plus profonde de la gravière en eau. Le colmatage partiel de la paroi aval de la gravière, observé et mesuré lors d'un pompage d'essai voisin, ne peut que faciliter ces arrivées d'eau "propre" par le fond ; en effet ce colmatage aval entraîne sur toute l'étendue de la gravière (et surtout dans sa partie aval) une remontée artificielle et locale du niveau de l'eau.

Par ailleurs, il est possible que l'exploitation de la gravière ait été effectuée plus profondément dans sa partie la plus récente (celle qui est encore en eau, à l'aval hydraulique souterrain) que dans la zone exploitée initialement (celle qui est aujourd'hui comblée par les ordures ménagères, à l'amont). En effet, l'extraction de graviers a été poursuivie parallèlement et simultanément avec le dépôt des ordures ; et depuis les années 1940 jusqu'aux années 1970, l'efficacité du matériel d'extraction n'a été qu'en augmentant, ce qui rend l'hypothèse ci-dessus très probable. Si bien que la partie la plus profonde de la gravière en eau aurait à son amont phréatique, non plus des ordures ménagères, mais des alluvions gravelo-sableuses intactes baignées par une eau non polluée.

F. MEILLEURS TRACEURS IONIQUES ET LIMITES DE LA POLLUTION

Au delà de la seconde batterie de points d'eau, nous avons tenté d'extrapoler l'étendue de la pollution compte tenu des baisses observées depuis la première batterie. Pour ce faire, nous avons commencé par choisir les meilleurs traceurs ioniques.

1. LES MEILLEURS TRACEURS IONIQUES.

L'étude des qualités de traceur des différents ions a été faite en calculant le pourcentage de l'apport polluant par rapport à la teneur de la nappe non encore polluée (à l'amont du dépôt). Les valeurs de charge polluante prises en compte sont celles observées dans la seconde batterie, à 250 m à l'aval de la partie "anaérée" de la décharge.

Les meilleurs traceurs ioniques sont dans l'ordre : NH_4 avec 4 000 %, puis K avec 550 %, Na avec 210 % et Cl avec 120 %. Par rapport aux teneurs mesurées à l'amont, c'est donc NH_4 qui donne la hausse relative la plus spectaculaire.

Mais il ne faut pas oublier qu'en valeurs absolues, les teneurs les plus élevées sont très nettement à porter au crédit de Cl et Na (avant tous les autres ions). Pour l'étude de la persistance de la pollution à l'aval de la décharge, nous retiendrons donc simultanément les ions NH_4 , Na et Cl.

2. LIMITES DE LA POLLUTION.

Pour pouvoir placer les chiffres suivants dans leur contexte hydrogéologique, précisons que la nappe polluée se déplace dans les alluvions gravelo-sableuses avec une vitesse locale effective de 1 m/j.

La pollution organique, identifiée par NH_4 , ne devrait pas excéder 300 m en aval de la partie "non aérée" du dépôt, par contre nous constatons qu'elle a pratiquement disparu à 225 m en aval de la zone "aérée" de la décharge (gravière en eau), ce qui confirme le rôle épurateur de cette gravière en eau.

Quant à la pollution minérale issue du dépôt, et symbolisée par Na ou Cl, elle ne devrait complètement disparaître qu'à 1 800 m à l'aval de la partie "non aérée" de la décharge, contre

1 000 m seulement à l'aval de la gravière en eau (la zone "aérée" du dépôt d'ordures).

La comparaison de ces chiffres confirme encore, si besoin était, le rôle bénéfique joué par la gravière en eau dans l'épuration de la pollution à l'aval de la décharge.

G. CONCLUSION DU CHAPITRE V

Pour étudier la propagation et l'épuration naturelle de la pollution à l'aval d'un dépôt d'ordures, nous avons choisi le cas le plus grave : celui où la décharge est en contact direct avec la nappe dans une gravière en eau (progressivement comblée par les ordures).

L'apport théorique le plus original de notre recherche réside dans la mise en évidence et dans l'explication de teneurs en NO₃ et en Ca plus faibles à l'aval de cette décharge d'ordures ménagères qu'à son amont, non pollué !

L'apport pratique le plus original de notre étude réside dans le fait que nous avons pu comparer à l'aval d'une même décharge :

- d'une part une zone où la nappe s'écoule localement à l'air libre, dans une gravière en eau (après avoir baigné la partie inférieure du dépôt) ;

- et d'autre part une zone de la nappe (elle aussi même-ment polluée) entièrement souterraine.

Il résulte de cette comparaison qu'à l'aval immédiat de la partie "aérée" de la décharge, la pollution typiquement organique (NH₄) est déjà 10 fois plus faible qu'à l'aval immédiat de la partie "non aérée", et la pollution strictement minérale (Na, Cl) 3 à 5 fois moins forte. Cette baisse exceptionnelle de pollution à l'aval de la gravière en eau, cette épuration importante, s'expliquent par un accroissement notable de l'oxygénation de la nappe (ce qui accélère les phénomènes de réduction) et par un apport d'eau souterraine "propre" dans le fond de la gravière (diluant la contamination de sa partie supérieure). La baisse spectaculaire des teneurs en NH₄ est due

à l'action conjuguée de l'oxygénation et de la dilution ; la diminution sensible des teneurs en Na et Cl est causée par la seule dilution.

Dans le cas de cette nappe (ayant localement une vitesse effective de 1 m/j), l'étendue de la pollution à l'aval de la partie "non aérée" de la décharge n'est pas négligeable. Si elle ne semble pas devoir excéder 300 m pour ce qui est de la pollution organique, par contre la contamination minérale issue du dépôt ne devrait avoir complètement disparu qu'à près de 2 km. Or la présence de la gravière en eau diminue notablement ces distances. A l'aval de cette partie "aérée" de la décharge, la contamination organique (symbolisée par NH₄) a pratiquement cessé à 225 m et la pollution minérale (symbolisée par Na et Cl) ne semble pas devoir excéder 1 km.

Donc, tant en ce qui concerne la baisse très importante de l'apport polluant que la diminution notable de son étendue à l'aval du dépôt, la présence de la gravière en eau (à l'aval immédiat de la décharge) joue un rôle épurateur déterminant.

Il existe donc un moyen très simple de lutter efficacement contre la propagation de la pollution à l'aval d'une décharge dans les cas les plus dangereux : ceux où les ordures sont en contact direct avec la nappe. Il suffit de créer une extraction de graviers à l'aval hydraulique souterrain le plus proche du dépôt d'ordures. Il faudra veiller à ce que cette extraction pénètre dans la nappe à une profondeur plus importante que celle où les ordures sont en contact direct avec l'eau souterraine. Il conviendra aussi que les limites latérales de cette gravière en eau débordent largement sur les côtés de la décharge. Et si ces conditions sont remplies, ce procédé de lutte pourra être efficacement étendu non seulement aux dépôts d'ordures ménagères, mais à tous les types de décharges (par la seule action de la dilution de l'apport polluant).

C'est là un résultat important de nos recherches. Il confirme et précise des observations antérieures (NORING F., GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W., 1968). Il conviendrait de faire connaître ce résultat à tous les organismes chargés de lutter contre la pollution des eaux souterraines.

C O N C L U S I O N S

G E N E R A L E S

Notre étude hydrogéologique de la pollution dans la nappe des formations quaternaires de l'Est de Lyon est une étude pilote qui a permis d'établir des méthodes applicables à d'autres régions. D'autre part, nous nous sommes proposé d'obtenir des résultats et des conclusions généralisables à d'autres nappes alluviales menacées des mêmes pollutions. Nous aborderons donc successivement ces deux aspects dans nos conclusions.

Mais auparavant nous nous devons de donner quelques séries de chiffres qui préciseront utilement toute l'ampleur de ce travail.

CONSISTANCE DES ETUDES ET DES TRAVAUX

Après avoir effectué un bilan des connaissances acquises sur la plaine de Lyon, en Janvier 1967, notre premier soin a été d'établir un programme d'études, publié en Février 1967 (BUSSE J.-F., 1967). Ce premier programme fut suivi de nombreux autres dont nous avons assuré la conception, la coordination et l'interprétation. Ont participé à l'exécution de ces programmes une douzaine d'organismes : sociétés, compagnies, bureaux d'études et de recherches, entreprises, etc ... (dont la liste détaillée a été donnée au début de la deuxième partie).

1. CADRE GEOGRAPHIQUE.

La région étudiée dans l'Est de Lyon couvre 280 km² (environ 20 km d'Est en Ouest et 15 km du Nord au Sud, et intéresse la superficie de 17 communes.

C'est une région à vocation traditionnellement agricole, mais qui a été progressivement gagnée - à partir des années 1950 - par une urbanisation et une industrialisation galopantes. En 1970, elle compte 125 000 habitants, dont plus du tiers ne sont pas raccordés à un réseau d'assainissement. La population de Meyzieu, par exemple, a quadruplé entre 1955 et 1970. Plusieurs dizaines d'anciennes gravières ont été transformées en décharges publiques ou clandestines, dont beaucoup sont en contact direct avec la nappe. Cette région possède 9 zones industrielles sur lesquelles on dénombre au moins 350 établissements.

On y observe aussi 15 zones de captage, dont une de 32 puits desservant toute la banlieue lyonnaise. Cette cohabitation des zones urbaines et industrielles en pleine croissance et des zones de captage, n'est pas sans poser de graves problèmes pour la protection

des eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable. C'est ainsi que deux zones de captage (celles de Chassieu et de Meyzieu) ont déjà été déplacées en raison des risques de pollution trop importants qui les menaçaient.

2. CADRE GEOLOGIQUE.

Toute la région étudiée est fortement marquée par l'empreinte glaciaire.

La topographie antéglaciaire - modelée dans la molasse à la suite des derniers soulèvements de l'avant-pays alpin - est très proche de l'actuelle, avec un Rhône bordant la côte des Dombes et les contreforts du Massif Central.

Sans prendre parti sur le nombre des glaciations quaternaires, il semble bien qu'une seule soit arrivée jusqu'au Massif Central : celle du Würm. Au cours de son retrait progressif, le glacier a laissé en place une morphologie morainique souvent très bien conservée sur les collines. Entre celles-ci, dans les "couloirs d'écoulement" plutôt que de "comblement" (DAVID L., 1967), les eaux de fusion ont largement ruisselé et percolé à travers l'important remblaiement laissé sur place par le glacier.

Après la glaciation, le Rhône a érodé la partie aval des dépôts fluvio-glaciaires, qui encombraient son lit majeur. A cette période de creusement a succédé une reprise du remblaiement : le dépôt des alluvions modernes du fleuve.

La région étudiée comprend donc trois grandes parties :

- les alluvions modernes, qui constituent une plaine inondable de 50 km², allongée d'Est en Ouest le long du Rhône, sur 16 km, avec une largeur maximale de 4,5 km ;
- les plaines alluviales ou couloirs fluvio-glaciaires, qui s'étendent plus au Sud, l'un sur 80 km² (couloir de Meyzieu), l'autre sur 50 km² (couloir de Décines) ;
- les collines morainiques, qui bordent les couloirs fluvio-glaciaires à leur amont et latéralement et couvrent une superficie de 100 km².

3. MESURES PIEZOMETRIQUES.

Un réseau d'observation très dense de 575 points d'eau a été mis en place. Aux 250 points d'observation préexistants ont été ajoutés 80 piézomètres et 45 échelles limnimétriques ; en outre, 200 points d'eau nouveaux ont été inventoriés dans les couloirs fluvio-glaciaires et les collines glaciaires, pour étudier le raccordement piézométrique entre ces formations.

Tous ces points d'eau ont été rattachés au Nivellement Général de la France, afin de permettre l'établissement de cartes piézométriques très précises.

Douze campagnes de mesures piézométriques ont été exécutées dans l'île de Miribel-Jonage du 26.6.1967 au 20.11.1969, pour élucider les relations complexes entre eaux souterraines et eaux de surface (lônes, canaux et contre-canaux). Ensuite, deux grandes campagnes générales ont été effectuées sur l'ensemble de la région étudiée en Mai 1970 (nappe haute) et Septembre 1970 (nappe basse). Trois campagnes plus réduites ont été ensuite exécutées en Mai et Septembre 1971, ainsi qu'en Octobre 1972.

4. PROSPECTION GEOPHYSIQUE, SONDAGES MECANIQUES, POMPAGES D'ESSAI.

L'interprétation géophysique repose sur 1 000 sondages électriques, dont près de 800 effectués à l'occasion de cette étude par CPGF et plus de 200 effectués précédemment par le BRGM. L'ensemble du terrain est ainsi recouvert par une maille carrée d'environ 500 m de côté. Dans certaines zones, cette maille a même été doublée (maille rectangulaire de 500 m sur 250 m).

L'interprétation des sondages électriques a été étalonnée d'après 2 campagnes générales de mesures piézométriques, de 480 mesures de conductivité de l'eau souterraine, et de 145 sondages mécaniques, dont une quarantaine ont été exécutés à l'occasion de cette étude.

Les coefficients de perméabilité ont été obtenus à partir des résistivités des alluvions saturées, après corrélation avec les coefficients de perméabilité obtenus par 105 essais de pompage (dont 68 effectués dans le cadre de cette étude).

5. PRELEVEMENTS, ANALYSES ET TRAITEMENT DES RESULTATS.

Un vaste réseau de 480 points de prélèvements a été mis en place, soit :

- 135 tubes piézométriques ;
- 20 multitubes : à 4 tubes de prélèvement chacun ;
- 135 puits hors service (où les prélèvements ont été faits après unpompage de 1,5 à 2 fois le volume initial d'eau dans l'ouvrage) ;
- 90 puits en service ;
- 40 points d'eau de surface, sources, affleurements de la nappe.

Une quinzaine d'analyses (des principales caractéristiques physico-chimiques) ont été faites sur chacun des quelques 400 points de prélèvements retenus. De surcroît, des analyses bactériologiques et plus spéciales (toxiques, hydrocarbures, détergents) ont porté sur un nombre de points plus réduits. Des analyses isotopiques du tritium et du soufre - 34 ont été effectuées.

Pour compiler une collection aussi importante de résultats, nous avons utilisé le traitement informatique : listes diverses, étude de statistique, tracé des diagrammes Schoeller-Berkaloff, calcul d'une trentaine de coefficients de corrélation et d'une quinzaine de rapports caractéristiques pour chaque point de prélèvement, etc ...

6. GRANDE DIVERSITE DES ETUDES.

Dans ce contexte très élaboré, nous avons conduit diverses études d'une grande variété. Nous en énumérons ici les principales :

- identification de différents types de pollution à l'aide des diagrammes Schoeller-Berkaloff ;
- expérimentation in situ de la vitesse de déplacement des polluants en zone non saturée ;
- expérimentation in situ de la vitesse de déplacement des polluants en zone saturée ;
- expérimentation in situ de la dispersion ;
- étude de la contamination de zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées ;
- conception et mise en place d'un dispositif "multitube" garantissant la sélection et la représentativité des échantillons prélevés à différentes profondeurs d'une même verticale, sur toute la hauteur de la nappe ;
- au moyen de ces "multitubes", étude de la répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation ;
- étude de l'épuration naturelle de la pollution chimique ;
- étude de la propagation et de l'épuration de la pollution chimique à l'aval d'une décharge communale, et confirmation d'un moyen de lutter contre cette pollution.

Nous ne nous étendrons pas plus avant dans le rappel de toutes ces recherches. Nous avons seulement voulu en montrer la consistance et la diversité.

C O N C L U S I O N S G E N E R A L E S

D E L A D E U X I E M E P A R T I E

Avant d'aborder les conclusions générales de la deuxième partie, nous rappellerons ici très brièvement la principale conclusion de la première partie de ce mémoire (bilan des connaissances actuelles sur la pollution et sa propagation) : au cours de nos recherches bibliographiques nous n'avons pas trouvé d'études générales sur la pollution chronique la plus communément répandue et la plus diffuse. Cette pollution chronique est celle qui est issue des zones urbaines et rurales non desservies par un réseau d'assainissement et qui a une incidence sur l'ensemble des ions minéraux fondamentaux. C'est pourquoi nous avons décidé d'orienter nos recherches sur ce type de pollution quotidienne et ... séculaire, aux aspects fort variés.

Nous abordons maintenant de façon plus détaillée les conclusions générales de nos travaux et tout d'abord de la deuxième partie de ce mémoire, consacrée au milieu propogateur et à l'identification de la pollution. Nous suivrons pour cela l'ordre logique suivant ;

- les sources de pollution ;
- le milieu propogateur de la pollution ;
- l'identification de la pollution, de son origine à la nappe ;
- la qualité des eaux souterraines.

Nous commencerons par exposer les conclusions qui sont généralisables à toutes les nappes, en précisant notamment les acquisitions faites sur les méthodes de recherche et d'observation.

Pour faciliter au lecteur un report éventuel au texte détaillé de ce mémoire, nous avons suivi l'ordre des chapitres dans chacune des parties (avec un recours toujours possible à la pagination dans la table des matières). Lorsque exceptionnellement cela n'était pas possible, nous avons précisé la référence exacte au corps du sujet.

A. ENQUETE SUR LES DIVERSES SOURCES DE POLLUTION

Toute étude hydrogéologique sur la pollution commence (après examen du cadre géologique) par un inventaire détaillé des points d'eau existants (voir dans ce mémoire, p. 189 à 192) et des sources de pollution potentielles (voir p. 180 à 188).

1. METHODE : ENQUETE SUR L'ENVIRONNEMENT POLLUANT DES POINTS D'EAU.

Il convient de faire, dès le départ, cet inventaire des points d'eau dans l'optique d'une étude sur la pollution. Il ne suffit pas de noter si les points d'eau trouvés se prêtent aux mesures piézométriques, aux pélèvements, aux pompages d'essai. Il faut encore indiquer avec précision (croquis orienté et distances à l'appui) toutes les sources de pollution possibles de l'environnement du point d'eau : habitations raccordées ou non à l'égoût, fosses septiques, fermes, étables, fosses à vidange, usines, décharges, etc ... Autrement dit, il faut ajouter à la classique "fiche de point d'eau" (habituelle dans tout inventaire hydrogéologique) une "fiche d'environnement polluant du point d'eau" où seront notés tous les renseignements spécifiques de l'enquête sur les sources possibles de pollution.

Il est préférable de faire l'enquête hydrogéologique dans cette optique dès le départ, si on ne veut pas être astreint à revenir deux et même trois fois de suite sur le même point d'eau. Outre la perte de temps non négligeable, il est aussi préférable de ne pas déranger trop souvent les propriétaires ou usagers du point d'eau. De la bonne volonté de ces derniers à répondre aux questions (fosses septiques, puisards, puits perdus, anciens puits transformés en égouts, etc ...) dépend la validité et l'intérêt de l'enquête.

2. METHODE : ENQUETE SUR LES DECHARGES.

Dans les plaines alluviales bordant les grandes agglomérations, nombreuses sont les anciennes gravières abandonnées qui ont été transformées en décharges. Il convient de faire un inventaire détaillé de toutes les décharges, publiques ou clandestines. On peut être grandement aidé dans ce travail par l'étude de photos aériennes.

Il convient de noter tous les renseignements possibles concernant la décharge : son propriétaire (s'il existe), ses coordonnées, sa surface (croquis orienté), la date de sa mise en service, la nature et le volume des déchets qui y sont rejetés, etc ...

A cet effet nous avons mis au point une fiche "enquête décharge".

3. METHODE : ENQUETE SUR LES INDUSTRIES.

Lorsqu'une industrie utilise ou fabrique des produits polluants, elle doit faire l'objet d'une enquête détaillée. Il convient d'abord de bien connaître l'ensemble du cycle de fabrication. Il faut ensuite noter avec précision :

- les points de prélèvement d'eau et les débits utilisés ;
- les points de rejet de l'eau usinée (dans le milieu naturel ou dans un réseau d'assainissement) ; la nature des liquides

rejetés, leur débit ;

- les aires de stockage et les possibilités d'infiltration à partir de celles-ci, etc ...

A cet effet, nous avons mis au point, avec l'agent effectuant les enquêtes, plusieurs fiches "enquêtes-industries" dont le nombre varie avec la nature et la complexité de l'usine étudiée :

- une fiche définissant l'usine (désignation, n° INSEE, nature de l'activité, nombre de salariés, volume de production, rythme d'activité, etc ...) et donnant les principaux renseignements concernant les rejets d'eau usinée (origine par catégorie d'emploi, quantités rejetées, types d'ouvrages de rejet, nature des produits polluants, appréciation sur l'importance de la pollution) ;

- un plan détaillé de toute la surface de l'usine, comportant notamment les puits de pompage, les points de rejet de l'eau usinée, les réservoirs (enterrés ou non), les aires de stockage (avec ou sans risque de pollution), etc ... ;

- une fiche "circuit de l'eau", de son origine à son rejet, avec des renseignements quantitatifs et qualitatifs ;

- une fiche "produits stockés en réservoirs" ;

- une fiche "produits stockés sur aires" ;

- une fiche "pollution due à la fabrication".

4. CONCLUSIONS GENERALISABLES ET LOCALES : CARTES DE SOURCES DE POLLUTION.

Nous avons cartographié les renseignements recueillis au cours des différentes enquêtes. Il semble bien que ces cartes de sources de pollution soient les premières à avoir été publiées, à tout le moins en France (BUSSE J-F., 1970 a).

- carte des sources de pollution dues à l'habitat : rejets dans le milieu naturel, décharges ;

- cartes des sources de pollution dues à l'industrie : rejet dans le milieu naturel, risques dus au stockage.

Il est inutile d'insister sur l'intérêt que représentent ces cartes sur le plan strictement local. Elle synthétisent tous les risques de pollution potentielle pesant sur les principales zones de captage de l'agglomération lyonnaise, situées dans le cadre de notre étude.

B. ETUDE DU MILIEU PROPAGATEUR DE LA POLLUTION

Nous avons attaché une grande importance à l'étude du milieu propogateur de la pollution. En effet, pour que nos résultats sur la propagation de la pollution soient généralisables, il fallait qu'ils s'appuient sur des données hydrogéologiques précises et chiffrées.

Par ailleurs, nous avons toujours conduit cette étude hydrogéologique dans une optique bien spécifique : la propagation de la pollution.

1. LE MILIEU PROPAGATEUR NON SATURÉ.

Nous commencerons par indiquer un enseignement concernant les méthodes établies par notre étude, puis nous préciserons une conclusion généralisable en milieu non saturé.

1.1. Acquisition d'une méthode nouvelle.

L'acquisition d'une méthode nouvelle dans notre étude sur la propagation de la pollution porte sur l'utilisation de la géophysique pour détecter, dans la zone non saturée, des écrans argileux pouvant s'opposer à la pénétration des polluants jusqu'à la nappe.

1.2. Détection de couches argileuses par la géophysique.

C'est dans l'optique de la propagation de la pollution, que nous avons utilisé, pour la première fois en hydrogéologie, la géophysique dans la recherche des couches argileuses en zone non saturée.

Cette étude nous a permis de connaître :

- l'épaisseur de la couche d'argile superficielle ;
ce renseignement est d'un grand intérêt, car si les limons superficiels ont une épaisseur d'ordre seulement décimétrique, ils seront aisément traversés par le moindre fossé et ne formeront pas un écran continu à l'infiltration des polluants (dans le cas d'un renversement de camion-citerne, par exemple) ;

- l'existence et l'épaisseur d'intercalations argileuses cachées au sein de la zone non saturée.

Tous les résultats obtenus ont été cartographiés, ce qui est d'un grand intérêt sur le plan local.

2. LE MILIEU PROPAGATEUR SATURÉ.

Ici encore, nous avons effectué notre étude dans l'optique particulière de la propagation de la pollution.

2.1. Conclusions sur la méthode.

Les enseignements sont ici de deux ordres.

1 - Dans une étude sur la pollution, il est conseillé d'étendre les mesures piézométriques jusques et au delà de la ligne de partage des eaux souterraines limitant le bassin hydrogéologique.

2 - La géophysique (sondages électriques) est une excellente méthode pour établir une carte détaillée des perméabilités, si l'on prend la précaution d'étalonner les résultats sur de très nombreux pompages d'essai, effectués sur toute l'étendue de la nappe.

2.2. Conclusions de l'étude piézométrique : délimitation de la ligne de partage des eaux souterraines, "nappes en dômes".

Il est du plus grand intérêt de connaître les limites naturelles imposées par la forme de la nappe à la propagation de polluants évoluant dans des régions voisines. Si l'on veut faire une étude exhaustive sur la pollution d'une région, il faut être certain qu'aucune substance occulte ne pénètre "incognito" dans la zone d'étude à travers les limites latérales. C'est pourquoi il est nécessaire que celles-ci soient déterminées en fonction de la ligne de partage des eaux souterraines.

C'est la première fois (BUSSE J-F., 1971) qu'une étude hydrogéologique sur la pollution fait état de lignes de partage des eaux souterraines comme limites naturelles de la zone de recherche. En fait, par mesure de prudence, nous avons reculé ces limites jusqu'aux frontières des terrains géologiques contenant ces lignes de partage des eaux souterraines (les collines glaciaires).

Nous indiquons, à cette occasion, la cartographie exceptionnelle de "nappes en dôme" dans les collines glaciaires. A notre connaissance, ce type de nappe n'avait encore jamais été mis en évidence ni cartographié dans ce genre de formation.

2.3. Connaissance détaillée de la perméabilité du terrain aquifère et calcul des vitesses effectives.

Rappelons que l'étude géophysique comporte 1 000 sondages électriques, étalonnés sur deux campagnes générales de mesures piézométriques, 145 sondages mécaniques (pour les coupes géologiques) et 105 essais de pompage et 400 mesures de conductivité de l'eau souterraine (pour le calcul des coefficients de perméabilité de l'aquifère).

Il est rare de pouvoir obtenir des coefficients de perméabilité, à partir de la géophysique, avec un tel concours de données permettant d'étalonner aussi précisément les résultats obtenus. La grande rigueur de cette étude géophysique n'a pas été inutile, car

c'est à partir de ces mesures de perméabilité et des gradients hydrauliques de la nappe (connus avec grande précision par nos deux campagnes générales de piézométrie) que nous avons pu calculer sur 1 000 points les vitesses effectives de l'eau souterraine.

C. IDENTIFICATION DE LA POLLUTION

Nous avons atteint notre but, qui était d'établir une véritable "carte d'identité" chimique pour chaque type de pollution observé, depuis sa source jusqu'à la nappe. Cette "carte d'identité", a été obtenue à l'aide du diagramme SCHOELLER-BERKALOFF.

C'est la première fois que ce diagramme est systématiquement utilisé pour identifier la nature de la pollution des eaux souterraines. Il a donné des résultats remarquables.

Nous avons pu ainsi identifier 6 types de pollution, à savoir 3 types caractéristiques et 3 types mixtes ou diffus.

Nous avons obtenu ces 6 types à l'aide de diagrammes Schoeller-Berkaloff établis à partir des résultats d'analyse "bruts", c'est-à-dire où se superposent les teneurs en sels minéraux dues à la nature même de l'eau souterraine (bicarbonatée calcique, en l'occurrence) et les teneurs occasionnées par les divers apports polluants. Mais pour pouvoir généraliser ces résultats, nous avons soustrait des résultats bruts les teneurs dues à la minéralisation naturelle de la nappe, afin de ne plus faire figurer sur les diagrammes que le seul apport polluant. Nous avons calculé la moyenne des apports minéraux polluants pour chaque type de pollution et nous en avons tracé le diagramme. Les résultats de ce travail sont résumés ci-après.

1. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION ORGANIQUE D'ORIGINE HUMAINE.

(Voir en annexe la planche n° 17).

Le diagramme Schoeller-Berkaloff (établi à partir des moyennes de chaque ion) présente un apport polluant chloruré-sodique et bicarbonaté-calcique, en quantités à peu près équivalentes, avec toutefois une légère prédominance de Cl (1,81 me/l) puis de Na 1,55 me/l). La nature organique de ce type de pollution est signée par une importante oxydabilité moyenne au Mn O4 K : 27,7 mg/l.

2. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION ORGANIQUE PROVENANT DE

STABULATION. (Voir en annexe la planche n° 19).

L'apport polluant est bicarbonaté (1,34 me/l) - potassique (0,85 me/l - calcique 0,83 me/l). Son caractère organique est nettement marqué avec une oxydabilité moyenne au Mn O4 K de 18,8 mg/l. A noter que ce n'est pas l'ion HCO3 qui est vraiment caractéristique de ce type d'apport polluant, car on le trouve en quantités voisines dans la pollution organique d'origine humaine. L'ion vraiment spécifique est ici K, dont les quantités en me/l sont le double de celles de Cl et Na, alors que dans tous les autres types de pollution que nous avons observés, l'ion K est toujours nettement plus faible que les ions Cl et Na.

3. TYPE CARACTERISTIQUE DE POLLUTION PAR DECHARGES A PLATRAS

DOMINANTS. (Voir en annexe la planche n° 21).

Le diagramme Schoeller-Berkaloff de l'apport polluant est très largement sulfaté (1,45 me/l) - calcique (1,41 me/l). La pollution organique n'intervient que pour une faible part ; l'oxydabilité moyenne au Mn O4 K est de 4,6 mg/l seulement.

4. TYPE MIXTE DE POLLUTION PAR DES PRODUITS INDUSTRIALISES.

(Voir en annexe la planche n° 23).

Le diagramme Schoeller-Berkaloff de cet apport polluant est très particulier et unique en son genre. Une dominante nettement calcique (1,7 me/l) coïncide avec une absence complète de Mg. Pour le reste, tous les autres ions se présentent en quantités à peu près équivalentes : 0,5 à 0,7 me/l (sauf K, nettement plus faible, comme à l'accoutumée).

En dépit des apparences, l'ion le plus caractéristique est ici NO₃, qui avec 0,68 me/l présente la plus forte valeur de tous les types observés ; même l'apport polluant d'origine organique humaine vient après, avec 0,56 me/l.

L'absence de Mg ne plaide pas en faveur d'une origine naturelle de la pollution : tous les produits d'une origine entièrement humaine, animale ou végétale comportent Mg. Par ailleurs, l'environnement immédiat des points de prélèvement est constitué de maisons d'habitation (pour plus de 50 %) et de fermes (près de 30 %) ; et pourtant la pollution organique reste faible : l'oxydabilité moyenne au Mn O₄ K n'est que de 7 mg/l (4 fois moins que dans la pollution organique d'origine humaine). D'autre part, ces apports extraordinairement identiques en NO₃ (0,68 me/l), HCO₃ (0,67 me/l) et SO₄ (0,67 me/l) incitent fortement à penser qu'il s'agit là de produits non naturels : très vraisemblablement des engrais chimiques. Cette hypothèse est très plausible : la grande majorité des points d'eau présentant ce type de pollution est située dans un contexte essentiellement rural.

Deux autres origines possibles, pour SO₄, sont celles des hydrocarbures et des détergents, du moins pour les points d'eau situés à proximité immédiate d'habitations. Des analyses isotopiques du soufre - 34 n'ont pas apporté de précision supplémentaire à ce sujet. En revanche elles ont nettement confirmé la nature différente des sulfates provenant des décharges à plâtras dominants.

5. TYPE MIXTE DE POLLUTION ORGANIQUE MODEREE.

(Voir en annexe la planche n° 25).

La courbe du diagramme de cet apport polluant s'apparente sans difficulté à celle de la pollution organique d'origine humaine. Mais ici, l'apport est surtout bicarbonaté (1,1 me/l - calcique (1,28 me/l)), avec des quantités de peu inférieures à celles observées dans la pollution organique humaine. L'apport chloruré-sodique est toujours marqué, mais avec des teneurs bien plus faibles. L'apport en polluant organique est des plus modérés ; l'oxydabilité moyenne au Mn O₄ K est de 1,5 mg/l seulement.

6. TYPE MIXTE DE POLLUTION DIFFUSE.

(Voir en annexe la planche n° 27).

Le diagramme Schoeller-Berkaloff de cet apport polluant peut rappeler celui de la pollution organique d'origine humaine, mais avec une baisse marquée des teneurs de tous les ions. L'apport polluant reste du type bicarbonaté (0,46 me/l) - calcique (0,91 me/l). Ici l'apport polluant d'origine organique est pratiquement inexistant : l'oxydabilité au Mn O₄ K n'est que de 0,5 mg/l.

7. INTERET DE L'ETABLISSEMENT DE "CARTES D'IDENTITE" DE LA POLLUTION.

Nous avons donc mis en évidence 6 types d'apports polluants et démontré les liens très nets existant entre ces différents types et les sources de pollution situées dans leur environnement.

L'établissement de ces "cartes d'identité" de la pollution nous permettra de remonter plus aisément de la nappe contaminée jusqu'à la source polluante. Nous pouvons maintenant détecter plus fa-

cilement la source inconnue de contaminations clandestines de la nappe, car nous savons désormais, au vu d'une simple analyse d'eau souterraine, quelle source de pollution est à rechercher.

8. LE PROBLEME DE L'ORIGINE DES NITRATES.

Actuellement, l'accroissement progressif des teneurs en nitrates dans de nombreuses nappes (exploitées pour l'alimentation en eau potable) est un sujet de préoccupation grandissante. Notre zone d'étude n'échappe pas à ce danger, puisque 25 % des points d'eau analysés y présentent des teneurs excessives en NO₃ (de 45 à 215 mg/l).

Si l'on se réfère aux types de pollution que nous avons définis, il apparaît que celui qui présente le plus grand apport en NO₃ est le type mixte de pollution par produits industrialisés (engrais chimiques notamment). Mais il n'est pas le seul. Le type caractéristique de pollution organique d'origine humaine donne un apport polluant en NO₃ presque aussi important : en moyenne 0,56 me/l contre 0,68 me/l. Loin derrière viennent ensuite les apports polluants en NO₃ dus aux effluents de stabulation (une moyenne de 0,39 me/l) et à la pollution organique modérée (0,35 me/l).

En conclusion, il semble que - dans notre zone d'étude - les deux plus grands responsables de la pollution en NO₃ soient les engrais chimiques et les divers déchets organiques d'origine humaine (eaux usées, décharges). Il est possible de généraliser cette conclusion à toutes les nappes qui sont sous la dépendance de la pollution chronique la plus communément répandue et la plus diffuse : celle qui est issue des zones de culture et des zones d'habitat.

9. CONCLUSIONS SUR LA METHODE.

Ces dernières années, il était courant d'utiliser le diagramme de PIPER dans les études de pollution des eaux souterraines.

Nous-même en avons fait l'usage. Nous lui préférons maintenant le diagramme SCHOELLER-BERKALOFF.

Le diagramme Schoeller-Berkaloff permet une analyse plus fouillée ; il peut prendre en compte au moins 4 anions et 4 cations (et davantage si on le désire), alors que le diagramme de Piper est limité à 3 anions et 3 cations. En outre, le diagramme Schoeller-Berkaloff, où tous les ions figurent suivant la même échelle en me/l, permet de comparer rapidement l'importance de ces différents ions entre eux. De plus, la lecture d'une "courbe" sur le diagramme Schoeller-Berkaloff permet de comparer très aisément, et avec une grande précision, plusieurs diagrammes entre eux, la forme du graphique ne changeant pas avec la dilution. Nous conseillons donc de ne pas confiner le diagramme Schoeller-Berkaloff dans les études classiques sur la qualité naturelle des eaux souterraines, mais de l'utiliser aussi très largement dans la prospection des eaux polluées.

Par ailleurs, en matière d'identification de la pollution, il est toujours préférable de travailler sur l'analyse chimique la plus précise possible. Si dans une analyse classique d'eau souterraine non polluée, on se contente souvent d'un titre hydrotimétrique (au lieu de Ca et Mg), et si l'on se passe aisément de K, il n'en va pas de même dans une étude sur la pollution. Nous avons noté l'intérêt que présente un apport élevé en K (au point de dépasser Na ou Cl) pour déceler une pollution organique provenant de stabulation. Nous avons également montré comment l'absence de Mg dans un apport polluant peut mettre sur la voie d'une contamination par un produit industrialisé (toute pollution d'origine organique naturelle contenant Mg).

D. QUALITE DE L'EAU SOUTERRAINE

Nous venons de démontrer qu'en dépit du caractère varié et disséminé de la pollution chronique, il est possible d'en identifier l'origine exacte, au vu d'une analyse chimique.

Nous constatons par ailleurs que cette pollution chronique, quoique diffuse, n'en affecte pas moins sensiblement la qualité de l'eau souterraine, puisque 48 % des 400 points prélevés présentent des teneurs excessives en titre hydrotimétrique (de 31° à 60°) et que 25 % offrent des valeurs en NO₃ supérieures au seuil de potabilité (de 45 mg/l à 215 mg/l).

E. CONCLUSIONS PLUS STRICTEMENT REGIONALES

Après avoir exposé les conclusions qui sont généralisables à toutes les nappes, nous allons préciser ci-après celles qui présentent un aspect plus strictement régional, en priant le lecteur de bien vouloir nous excuser d'inévitables répétitions.

1. ENQUETES SUR LES SOURCES POSSIBLES DE POLLUTION.

Nos enquêtes très fouillées nous ont permis d'établir des fichiers très détaillés concernant :

- les industries ;
- les décharges ;
- l'environnement polluant des points d'eau,

sur toute notre zone d'étude. Ces documents existent à l'Agence de Bassin Rhône - Méditerranée - Corse.

Rappelons que ces enquêtes ont donné lieu à l'établissement des premières cartes de sources de pollution dans le Sud-Est de la France, et plus particulièrement dans la région lyonnaise (BUSSE J.-F., 1970 a).

Ces documents sont du plus grand intérêt pour la protection de l'eau des zones de captage de l'agglomération lyonnaise contre la pollution.

2. ETUDE DU MILIEU PROPAGATEUR DE LA POLLUTION.

La nappe des alluvions quaternaires de l'Est lyonnais a été l'objet de nombreuses études, campagnes et recherches tant en zone saturée que non saturée.

2.1. Le milieu propagateur en zone non saturée.

C'est en 1970 que nous avons publié la première carte de vulnérabilité de la nappe (BUSSE J.-F., 1970 a) dans la région lyonnaise. Ce document comporte la nature géologique et la perméabilité générale des différents terrains, ainsi que l'épaisseur de la zone non saturée : il comporte aussi les zones de risques dus aux relations entre la nappe et les eaux de surface.

Par ailleurs, la prospection géophysique effectuée en zone non saturée a permis de mesurer et de cartographier régionalement :

- l'épaisseur de la couverture argileuse ;
- la cote du toit et du mur des intercalations argileuses au sein de la zone non saturée,

sur 1 000 points, soit avec une maille d'environ 500 m, cette maille ayant été doublée en certaines zones. C'est la première fois qu'un document de cette importance était publié sur la zone non saturée dans la région lyonnaise (LUNSKI S., BUSSE J.-F., 1973).

2.2. Le milieu propagateur en zone saturée.

Les conclusions d'intérêt plus strictement régional de nos mesures piézométriques sont nombreuses. Elles découlent toutes de l'établissement des deux premières cartes piézométriques (hautes eaux en Mai 1970 et basses eaux en Septembre 1970) d'ensemble de notre zone d'étude. Il convient de rappeler que c'est la première fois que de telles cartes incluent dans leurs observations les collines glaciaires (BUSSE J.-F., 1971). Les principales conclusions sont les suivantes.

Les limites de la nappe étudiée sont déterminées à l'amont par la ligne de partage des eaux souterraines dans les collines glaciaires, couvrant ainsi une zone de 280 km² ; les limites aval sont constituées par le Rhône (canal de Miribel au Nord, et canal de fuite de l'usine hydroélectrique de Cusset au Nord Ouest).

Il existe souvent un écart important de 500 m à 1 000 m, dans les collines glaciaires, entre leurs lignes de crête topographique et la ligne de partage des eaux souterraines ; cet écart, qui a été cartographié, est à prendre en compte si l'on veut savoir quelle est la nappe qui est menacée par les infiltrations polluantes survenant sur les collines glaciaires.

Ces axes de divergence isolent la zone étudiée de l'aquifère de la Bourbre (à l'Est) et de celui du couloir d'Heyrieux (au Sud) ; de même, la séparation piézométrique totale (autant dans les terrains glaciaires que dans la molasse), entre les couloirs fluvio-glaciaires de Meyzieu et de Décines, empêche tout passage polluant de l'un à l'autre.

L'allure générale de la surface piézométrique (direction et gradient hydraulique) est tributaire de la forme du substratum qui détermine axes drainants et "nappes en dômes" ; c'est la première fois que celles-ci sont cartographiées dans les collines glaciaires.

Il existe dans la colline morainique de Genas (et vraisemblablement dans les autres collines glaciaires de la région étudiée) une nappe dans le Glaciaire qui est perchée sur une nappe dans la molasse ; pourtant elles ne sont séparées par aucun écran argileux important (décelable par la géophysique) ; seule la nature très hétérogène du matériau glaciaire semble devoir en être la cause ; c'est là une observation nouvelle.

Les eaux du canal de Jonage alimentent en permanence la nappe par infiltrations (jusqu'à l'usine hydroélectrique de Cusset) ces infiltrations sont démontrées de façon irréfutable par les analyses chimiques. De même l'importante zone de captage de Charmy (32 puits) est tributaire d'une réalimentation induite provenant du Vieux-Rhône, (ce dernier pouvant recevoir les eaux du canal de Miribel).

Les eaux souterraines issues des collines glaciaires (et pouvant donc véhiculer des pollutions d'origine urbaine et rurale) s'écoulent dans les couloirs fluvio-glaciaires (où elles peuvent rencontrer d'autres apports polluants de même type et d'éventuelles pollutions d'origine industrielle), puis gagnent les alluvions modernes (en compagnie de multiples pollutions issues de diverses décharges et provenant de l'agglomération de Vaulx-en-Velin).

Sur leur trajet, les eaux souterraines, éventuellement polluées, passent à travers plusieurs zones de captage communales, avant de converger vers celles de la communauté urbaine de Lyon au Nord Ouest. Ceci est particulièrement net pour les eaux souterraines s'écoulant dans le couloir de Meyzieu ; notamment en période de crue du Rhône (canal de Miribel), c'est toute éventuelle pollution issue du couloir de Meyzieu qui est repoussée à l'Ouest, vers les zones de captage de l'agglomération lyonnaise (Charmy et Crépieux).

La grande campagne de prospection géophysique ayant permis d'interpréter 1 000 sondages électriques a donné naissance à 3 cartes particulièrement utiles :

- la carte des courbes de niveau du substratum conducteur ;

- la carte des résistivités du substratum conducteur ;
- la carte des coefficients de perméabilité des alluvions saturées (1 000 valeurs calculées).

Nous avons, à partir de ces résultats, établi pour toute la superficie de notre zone d'étude (280 km²) la carte des épaisseurs d'alluvions saturées.

3. IDENTIFICATION DE LA POLLUTION.

A la fin de notre travail sur les différents types de pollution, nous avons dessiné une carte des types d'eau naturelle et des types de pollution, dans notre zone d'étude. C'est le premier document de cette sorte existant dans la région lyonnaise, ainsi qu'en France, et à notre connaissance, à l'étranger (voir en annexe la diapo. n° 9).

Nous avons défini, au total, 2 "types-bases" (d'eau naturelle) et 6 types de pollution. Nous avons figuré sur cette carte, pour chacun des quelques 400 points retenus, le type d'eau qu'il présentait. La répartition numérique de ces différents types est la suivante :

- type-base de nappe : 27 points ;
- type-base influencé par le Rhône : 86 points ; ce chiffre comprend 12 points d'analyse sur le Rhône lui-même ; restent 74 points ; ce chiffre qui demeure élevé est dû au grand nombre de tubes piézométriques implantés dans les alluvions modernes, à proximité du canal de Miribel et du canal de Jonage ;
- type caractéristique de pollution organique d'origine humaine : 30 points ;
- type caractéristique de pollution organique provenant de stabulation : 25 points ;
- type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants : 44 points ;
- type mixte de pollution par produits industrialisés : 55 points ;

- type mixte de pollution organique modérée : 22 points ;
- type mixte de pollution diffuse : 116 points.

Il résulte de ce travail qu'il existe une concordance très nette entre les types d'eau ou de pollution observés dans la nappe et la nature de l'environnement des points de prélèvements.

Cet environnement des points de prélèvements est parfois complexe et varié. Aussi, d'une analyse sur l'autre, peut-on observer un passage d'un type de pollution à un autre ; mais ceci se fait toujours en parfaite concordance avec l'environnement existant.

4. QUALITE DE LA NAPPE.

Nous avons dessiné une vingtaine de cartes hydrogéochimiques pour chacune des 2 grandes campagnes d'analyses portant sur plus de 400 points. Ces cartes sont les premières existant avec une telle densité de résultats dans notre zone d'étude.

La carte des conductivités présente une minéralisation peu accentuée à moyenne pour 70 % des points d'eau analysés ; 3 % ont une minéralisation excessive : supérieure à 1 000 micromho/cm⁻¹ (voir en annexe la diapo. n° 12).

Le pH est celui des eaux potables ordinaires de type basique. Près de 80 % de points ont un pH compris entre 7,1 et 7,5.

Les plus fortes oxydabilités au Mn O₄ K sont dues aux pollutions organiques humaines ou aux pollutions par effluents de stabulation.

La carte des titres hydrotimétriques présente des valeurs élevées : 48 % des points d'eau analysés ont un TH supérieur à 30 %.

Les fortes valeurs des TH sont dues au Ca ; 8 % seulement ont des teneurs inférieures à 70 mg/l.

Par contre, sur la carte du Mg, les valeurs sont faibles : 9 % seulement des points ont des teneurs supérieures à 12 mg/l.

Les fortes valeurs de Na sont nettement liées au type de pollution organique humaine.

Les apports globaux de K à la nappe sont faibles : 97 % des points ont des valeurs inférieures à 20 mg/l. Les teneurs les plus importantes sont liées d'abord à la pollution par purins, ensuite à la pollution organique d'origine humaine. Rappelons que K n'est caractéristique d'une pollution organique par effluent de stabulation que lorsqu'il est supérieur à Na et Cl (ce qui n'est pas le cas dans la pollution organique d'origine humaine).

Sur la carte du Cl (voir en annexe la diapo. n° 13), 45 % des points sont compris entre 50 et 250 mg/l, et 1 % seulement excède la limite de potabilité (250 mg/l). Les valeurs les plus élevées sont liées à la pollution organique d'origine humaine.

Les plus fortes teneurs en SO4 (voir en annexe la diapo. n° 14) sont liées au type de pollution par décharges à plâtras dominants, suivi du type de pollution mixte et artificielle.

Pour nous conformer à l'usage le plus fréquent, nous avons exprimé la carte des HCO3 en valeurs de TAC. Celui-ci est compris entre 20° et 30° pour 67 % des points.

La carte du NO3 (voir en annexe la diapo. n° 15) présente une importante pollution : 25 % des points ont des teneurs supérieures à la limite de potabilité (44 mg/l). Les valeurs les plus élevées sont surtout dues au type de pollution mixte et artificielle ainsi qu'à la pollution organique d'origine humaine.

Les cartes représentatives des analyses de coliformes, détergents, hydrocarbures, toxiques et indésirables témoignent d'une faible pollution de la nappe en dépit d'une importante présence urbaine et industrielle.

C O N C L U S I O N S G E N E R A L E S

D E L A T R O I S I E M E P A R T I E

A l'étude du milieu propogateur et de l'identification de la pollution (c'est la deuxième partie de notre mémoire) succèdent plusieurs recherches sur la propagation et l'épuration de cette pollution : c'est la troisième partie de cette étude. Nous en exposons ci-après les conclusions générales, concernant notamment :

- les vitesses de propagation et la dispersion ;
- la contamination de l'eau des zones de captage à partir d'eaux superficielles polluées ;
- la répartition verticale de la pollution au cours de sa propagation ;
- l'épuration naturelle de la pollution chimique ;
- les moyens de lutte contre la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères.

A. VITESSE DE PROPAGATION ET DISPERSION

Lorsque se présente un cas concret de pollution, la première question qui se pose est celle de la vitesse de propagation du produit polluant. Et tout de suite après surgit le problème de la concentration de la substance polluante au sein de la nappe.

Les réponses à la première question ont été données directement par des expériences in situ. Et pour connaître l'évolution des concentrations, deux modèles mathématiques ont été mis au point (FRIED J.J., UNGEMACH P., 1973) ; les paramètres nécessaires à leur fonctionnement ont été recueillis au cours de mesures in situ sur les phénomènes de dispersion.

1. MESURES IN SITU DE LA VITESSE DE DEPLACEMENT VERTICAL EN MILIEU NON SATURÉ.

Pour connaître les modalités de propagation des rejets occultes (puisards, puits perdus) en zone non saturée, nous avons procédé, avec l'aide du Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble (MOLINARI J., CALMELS P.), à des simulations in situ de rejets continus.

1.1. Enseignements sur la méthode d'expérimentation.

Les débits injectés ont varié entre 0,2 et 2,6 m³/h, pour simuler des rejets allant du type domestique au type industriel. A la suite d'essais préliminaires (Octobre 1971 et Février 1972), nous avons mis au point (au cours du premier semestre 1972) un procédé simple qui a prouvé son efficacité sur des épaisseurs d'alluvions importantes : injections de traceurs faites dans des souilles (réparties autour de forages cimentés à l'extrados sur toute la hau-

teur non saturée (pour éviter les risques de court-circuit dans le terrain remanié autour de l'ouvrage de captage). Cette méthode a été mise au point en équipe avec MM. MOLINARI J. et CALMELS P. (Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble).

1.2. Conclusion généralisable des mesures de vitesse in situ en zone non saturée.

La conclusion de cette expérimentation in situ (MOLINARI J., CALMELS P., BUSSE J.-F., 1974) va à l'encontre d'une idée parfois admise. Nous avons observé que la présence d'une couche argileuse dans la zone non saturée ne constitue pas un écran imperméable absolu aux infiltrations des rejets permanents. Il ne faut donc pas se laisser abusivement sécuriser par la présence d'intercalations argileuses en zone non saturée ; elles n'arrêtent pas les infiltrations chroniques ; celles-ci les traversent à la vitesse de déplacement maximale (vitesse correspondant à l'arrivée de la première bouffée polluante) de 0,10 m/h.

D'autre part, nous avons mesuré, dans les alluvions grave-lo-sableuses des vitesses de déplacement maximales importantes : 0,5 m/h, dans les alluvions modernes et 1 m/h dans les alluvions fluvio-glaciaires ; dans ce dernier cas, l'épaisseur traversée était notable : 15,5 m. La perméabilité verticale semble donc deux fois plus forte dans les alluvions fluvio-glaciaires que dans les alluvions modernes, ce qui concorderait avec les valeurs mesurées pour les perméabilités horizontales de ces formations.

Notons au passage qu'une mesure de vitesse verticale effectuée ultérieurement dans le couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu (à hauteur de Pusignan) a donné 15 m/j (ROUSSELOT D., 1976). Le fait que cette valeur soit un peu moins forte que celle que nous avons trouvée s'explique par la situation du point d'expérimentation : en bordure orientale du couloir de Meyzieu, dans une zone où les alluvions risquent d'avoir été moins bien lessivées. Rappelons que notre propre expérience dans les alluvions fluvio-glaciaires a été effectuée au centre même du couloir et plus à l'aval, c'est-à-dire dans une zone à priori mieux lavée. Quoiqu'il en soit, la valeur trouvée ultérieurement par M. ROUSSELOT D. est du même ordre que la nôtre et confirme les résultats de nos travaux.

Autre conclusion importante et généralisable de nos recherches en zone non saturée : en raison de la stratification entrecroisée des alluvions, l'eau infiltrée s'étale horizontalement autour de l'axe du point de rejet, tant que subsiste la mince couche plus argileuse qui la soutient ; l'eau descend ainsi en cascade de couche plus limoneuse en couche plus limoneuse, au gré de la stratification entrecroisée. Celle-ci étant d'ordre métrique à décimétrique, il en résulte un large épanouissement horizontal du rejet en zone non saturée. Cet étalement aura d'autant plus de chance d'être important que la hauteur non saturée sera grande.

Il peut même se faire, au hasard de la stratification entrecroisée, que l'eau polluée rejetée dans une souille ne soit pas retrouvée dans la nappe à la verticale de ce point d'infiltration. L'eau rejetée aura été largement détournée latéralement ou même vers l'aval.

Il conviendra de tenir compte de ce phénomène dans l'implantation d'un sondage destiné à récupérer un liquide polluant déversé accidentellement sur le sol. Il sera toujours préférable d'implanter ce sondage à l'aval hydraulique souterrain de la zone d'infiltration, si l'on ne veut pas courir le risque de pomper dans la nappe à l'amont de la zone contaminée.

2. MESURES IN SITU DES VITESSES DE PROPAGATION EN MILIEU SATURÉ.

Comme précédemment nous exposerons d'abord les conclusions concernant les méthodes mises en oeuvre.

2.1. Conclusions sur les méthodes.

Pour mesurer in situ les vitesses de propagation en milieu saturé, nous proposons de jumeler deux méthodes complémentaires : la détection géophysique sur saumure (donnant une vitesse moyenne sur une grande distance) et la dilution sur "puits unique" (précisant ponctuellement les nombreuses valeurs effectives).

Les mesures de vitesse in situ par Géophysique sur saumure reposent sur un principe bien connu, mais qui n'avait pas encore été mis en oeuvre, du moins - à notre connaissance - en France. La détection géophysique sur saumure injectée dans la nappe est une méthode sûre pour observer la direction et la vitesse de déplacement moyenne des eaux souterraines (elle permet aussi de mesurer les coefficients de dispersion longitudinale et transversale). L'injection de saumure devant être faite sans perturber l'écoulement naturel de la nappe, le Service Géologique d'Alsace-Lorraine a mis au point un appareillage permettant de travailler dans le même sondage en circuit fermé : injection et pompage dans le même point d'eau (FRIED J.J., UNGEMACH P., 1973).

Dans une étude sur la pollution, les mesures géophysiques sur saumure (qui sont des observations de vitesses de déplacement moyennes) doivent être doublées, sur chaque site d'expérimentation, par la mesure des différentes vitesses au sein des diverses strates sur toute la hauteur des alluvions saturées. Ces mesures des différentes vitesses de strate sont obtenues par la méthode de "dilution sur puits unique".

2.2. Carte des vitesses effectives et mesure par traçage des vitesses de déplacement.

Le caractère original de notre étude sur les vitesses réside dans les comparaisons effectuées entre les différentes méthodes.

2.2.1. Les valeurs indiquées sur la carte des vitesses effectives (voir en annexe la diapo. n° 10) ont été calculées à partir :

- des vitesses de filtration ou "de Darcy", celles-ci ayant été obtenues à partir de 1 000 valeurs de coefficient de perméabilité et des gradients hydrauliques de la nappe (comme nous l'avons précisé précédemment) ;

- de la porosité cinématique, celle-ci ayant été calculée en faisant le rapport de la vitesse de déplacement (donnée par la méthode "géophysique sur saumure") à la vitesse de filtration.

Les vitesses effectives cartographiées sont donc corrélées avec les vitesses de déplacement mesurées par "géophysique sur saumure".

2.2.2. Les vitesses de déplacement ont été mesurées par deux méthodes différentes : la méthode "géophysique sur saumure" et la méthode "traceurs sur multipuits". Ces deux méthodes ont été comparées sur un même site. Les vitesses de déplacement moyennes obtenues par "traceurs sur multipuits", sur une distance de 12 m sont 2 à 3 fois plus élevées que la vitesse de déplacement moyenne mesurée par géophysique sur saumure.

La vitesse qui intéresse en premier lieu le responsable d'une lutte anti-pollution est la vitesse de déplacement maximale (c'est-à-dire la vitesse correspondant à l'arrivée de la première bouffée polluante). Les vitesses de déplacement maximales mesurées par "traceurs sur multipuits" sont 4 à 6 fois (et même à l'occasion 16 fois) plus élevées que les vitesses de déplacement moyennes obtenues par "géophysique sur saumure".

2.2.3. L'interprétation de la carte des vitesses effectives devra être faite avec beaucoup de prudence. En effet les vitesses effectives ont été corrélées avec les vitesses de déplacement moyennes (mesurées par "géophysique sur saumure") ; donc les vitesses de déplacement maximales peuvent être 4 à 6 fois (et même parfois 16 fois) plus élevées que les vitesses effectives cartographiées.

Il ne faut jamais perdre de vue que ces écarts entre vitesses de déplacement maximales et vitesses effectives sont dus à la stratification entrecroisée des alluvions. Donc, lorsque l'eau polluée se déplacera dans une direction identique à celle de l'alluvionnement, de très grands écarts pourront être rencontrés sur des distances d'ordre hectométrique. Au delà (à l'échelle kilométrique), l'entrecroisement de la stratification tendra à freiner sérieusement la progression dans les couches les plus perméables. Au contraire, si les filets d'eau contaminés se déplacent dans l'aquifère perpendiculairement au sens de l'alluvionnement, leur pro-

gression dans les strates les plus perméables sera freinée beaucoup plus rapidement (sur des distances d'ordre métrique à décimétrique). Dans ce dernier cas, et sur des distances notables (d'ordre hectométrique à kilométrique), les vitesses maximales deviendront plus proches des vitesses moyennes.

3. MESURES DE LA DISPERSION.

Les coefficients de dispersion longitudinale et transversale ont été calculés par modèles mathématiques à partir des observations effectuées in situ par la méthode "géophysique sur saumure".

3.1. Conclusion sur la méthode.

C'est la méthode "géophysique sur saumure" - la même que celle décrite ci-dessus pour mesurer in situ les vitesses de propagation en milieu saturé - qui a été utilisée sur le terrain. Elle a permis d'évaluer les paramètres nécessaires, et notamment les vitesses de déplacement de la nappe, qui sont une fonction directe des coefficients de dispersion.

Quant aux modèles mathématiques utilisés, leur mise au point a fait l'objet d'études théoriques et de recherches méthodologiques avancées (FRIED J.J., UNGEMACH P., 1973).

3.2. Forme du panache polluant et valeurs des coefficients de dispersion.

L'allure serpentine du panache polluant (voir en annexe la planche n° 53) traduit l'incidence de la stratification entrecroisée sur la trajectoire des filets liquides. La langue de pollution ondule à l'échelle du mètre et du décimètre, mais respecte la direction générale indiquée par les cartes piézométriques à l'échelle de l'hectomètre et du kilomètre.

La forme théoriquement parabolique du panache de dispersion en milieu poreux (GAILLARD B., 1976) est confirmée au cours de la première dizaine de mètres de propagation. Ensuite cet évasement initial se restreint, parfois même jusqu'à devenir une bande à bords parallèles (le coefficient de dispersion transversale est alors très faible). A une quarantaine de mètres à l'aval d'une injection ponctuelle, ne perturbant pas l'équilibre naturel de la nappe, dans des alluvions gravelo-sableuses (ayant un coefficient de perméabilité moyenne de 5.10^{-3} m/s et présentant des vitesses de déplacement d'environ 10 m/j), la largeur du panache de dispersion est de l'ordre du mètre au décimètre.

Ceci traduit des valeurs de coefficients de dispersion transversale (0,6 à 7 m²/j) qui sont 10 à 100 fois plus faibles que celles des coefficients de dispersion longitudinale (60 à 80 m²/j).

B. CONTAMINATION DE L'EAU DE ZONES DE CAPTAGE
A PARTIR D'EAUX SUPERFICIELLES POLLUEES

Les zones de captage situées en bordure d'un cours d'eau en sont généralement tributaires, par alimentation naturelle ou réalimentation induite. Ce phénomène est toujours favorable d'un point de vue quantitatif et l'est souvent aussi d'un point de vue qualitatif. Mais lorsque les eaux superficielles ainsi mises à contribution sont accidentellement polluées, cette contamination passe-t-elle dans les ouvrages de captage ? Nous avons profité de deux vidanges du barrage de Verbois (à l'exutoire du Lac Léman), l'une en Juillet 1969, l'autre en Juillet 1972, pour observer l'incidence d'une pollution du Rhône sur les zones de captage qui en sont tributaires.

1. CONCLUSION SUR LES METHODES : PREVOIR UNE CAMPAGNE
DE PRELEVEMENTS "AU PIED LEVE".

Lorsqu'une zone de captage est alimentée par un cours d'eau (de façon naturelle ou induite), il convient d'être à l'affût de toute pollution accidentelle par ce dernier ; en effet cette pollution assure, sans aucun frais, la mise en oeuvre d'un traceur de choix pour étudier les relations entre eaux superficielles et eaux souterraines captées. Si cette contamination peut être contrôlée et programmée (comme lors de la vidange d'un barrage, par exemple), on a tout le temps de mettre au point une campagne de prélèvements et d'analyses tant sur les eaux superficielles que souterraines.

Mais cela n'est pas toujours possible, notamment lorsqu'il s'agit de pollution accidentelle. Aussi est-il souhaitable d'établir à l'avance un plan précis de la campagne de prélèvements : lieux de prélèvements, cadences de prélèvements, etc. Il convient que chaque agent préleveur connaisse à l'avance son programme de travail. Il faut, bien sûr, que les agents préleveurs concernés soient en mesure d'intervenir à tout moment et le plus rapidement possible, sur simple appel.

2. DISTANCES MINIMALES POUR SE PREMUNIR CONTRE LA POLLUTION
BACTERIOLOGIQUE.

Nos observations sur plusieurs zones de captage nous ont permis de déterminer les distances minimales entre puits de captage et eaux de surface polluées bactériologiquement. Une distance d'ordre hectométrique (entre le cours d'eau et le puits qu'il réalimente de façon induite) a permis une filtration des Escherichia coli, dans des alluvions aquifères présentant des coefficients de perméabilité d'environ 10^{-3} m/s. Par contre, des distances d'ordre métrique à décimétriques se sont révélées nettement insuffisantes à cet effet.

3. RAPIDITE DES TEMPS DE TRANSIT DE LA POLLUTION CHIMIQUE ENTRE COURS D'EAU ET PUIITS.

En prenant la précaution d'implanter les puits à une distance convenable du cours d'eau voisin, il est donc possible de se protéger contre la pollution bactériologique de celui-ci. Mais il n'y a pas que la contamination bactériologique qui soit à redouter. Il est de plus en plus fréquent de voir rivières et fleuves accidentellement atteints par d'importantes pollutions de nature chimique. Les zones de captage situées dans leur voisinage sont-elles menacées et, si oui, dans quels délais ? Pour le savoir nous avons observé la propagation de la pollution chimique avec l'aide de l'ion NO₃, bien caractéristique de la contamination provoquée par la vidange d'un barrage.

La conclusion de nos observations est qu'il y a contamination chimique de l'eau des ouvrages de captage et que celle-ci est très rapide. L'absence de pollution bactériologique dans une zone de captage, alimentée de façon induite par un cours d'eau, ne met pas cette zone à l'abri de toute contamination chimique, comme cela est parfois admis à tort. Les temps de transit de la pollution chimique par NO₃ (entre cours d'eau et puits) sont de 5 à 7 h pour des puits situés au plus loin à 125 m et 185 m du cours d'eau. Ces délais extrêmement courts sont confirmés par les résultats d'analyses de l'oxydabilité au Mn O₄ K. Le terrain aquifère transité présente des coefficients de perméabilité qui sont ceux de très bonnes alluvions gravo-sableuses : 10^{-3} à 10^{-2} m/s.

Cette conclusion originale est facilement généralisable à de nombreux champs de captage implantés en terrain alluvial, (ce qui est le cas de la plupart de ceux qui alimentent de grandes agglomérations). Il conviendrait donc que leurs exploitants soient dûment avertis de la brièveté des temps de transit observés.

Pour remédier à ce risque, nous proposons que toutes les grandes zones de captage alimentées de façon induite par un cours d'eau voisin soient reliées à un "signal d'alarme". Ce dernier serait - le cas échéant - déclenché par une ou plusieurs stations d'analyses automatiques et permanentes de l'eau de surface responsable de la

réalimentation induite. Ces stations automatiques d'analyses devraient être situées suffisamment à l'amont, sur le cours d'eau, pour accorder un délai d'intervention en cas de pollution accidentelle et massive.

4. COLMATAGE TEMPORAIRE DES BERGES ET DES ALLUVIONS AQUIFERES LORS DU PASSAGE DE LA VAGUE DE POLLUTION EN MATIERES DECANTABLES.

Lorsqu'un cours d'eau est momentanément contaminé par une charge physique importante, ceci affecte temporairement le champ de captage voisin qu'il alimente de façon induite. Les particules en suspension dans les eaux de surface sont entraînées avec celles-ci dans les alluvions aquifères, qu'elles ont alors tendance à colmater provisoirement, à partir des berges. Nous avons ainsi mesuré, lors du passage de la vague de pollution en matières décantables, des perméabilités 2 à 6 fois plus basses que les perméabilités antérieures. Ces baisses sont d'autant plus accusées et durables que la perméabilité du terrain aquifère est initialement plus réduite.

5. ACCROISSEMENT DE LA PERMEABILITE DES ALLUVIONS AQUIFERES.

Nous avons observé ci-dessus que la baisse de perméabilité des alluvions aquifères envahies par des matières décantables n'était que temporaire. Des constatations analogues ont déjà été faites, mais dans un contexte différent ; à l'occasion d'une crue, un cours d'eau alimentant provisoirement la zone limitrophe de la nappe tend à colmater ses berges, mais lors de la décrue les eaux souterraines reprenant leur direction antérieure débouchent à nouveau les pores aquifères. Au contraire, dans notre cas, il n'y a pas inversion du sens d'écoulement de la nappe. Ce dernier se produit depuis le cours d'eau vers les ouvrages de captage, et ce de façon constante (les pompes étant quasi permanents).

L'explication du décolmatage que nous avons observé est la suivante. Dans un champ de captage réalimenté de façon induite par un cours d'eau voisin, un pompage presque continu (20 h sur 24 h) entraîne progressivement un "ramonage" des particules les plus fines des alluvions aquifères (entre puits et eaux de surface). C'est un phénomène de "suffosion".

Lorsque ce phénomène dure une dizaine d'années, il en résulte une augmentation notable de la perméabilité du terrain aquifère. C'est à notre connaissance une des premières fois qu'un tel accroissement est mesuré. En 10 ans, les coefficients de perméabilité d'alluvions ayant initialement 10^{-4} à 10^{-3} m/s ont augmenté d'une puissance de 10.

6. CONCLUSIONS PLUS STRICTEMENT LOCALES.

Nos conclusions plus strictement locales portent sur la pollution bactériologique.

Lors de la vidange de Verbois de Juillet 1969, nous avons observé la qualité bactériologique de l'eau dans plusieurs zones de captage situées en bordure du Rhône et alimentées par ce dernier (canal de Jonage, canal de Miribel, Vieux-Rhône). Il n'a pas été trouvé d'Escherichia coli dans aucune des zones de captage de Jonage, Meyzieu, Décines, Charmy et Crépieux.

Par contre, la pollution bactériologique (20 à 30 Escherichia coli par 100 ml, trois jours de suite) a touché une partie de la zone de captage du Grand Camp :

- 15 puits alignés le long du Rhône, alternativement les uns à une vingtaine de mètres et les autres à une quarantaine de mètres du fleuve ;

22 puits situés plus en retrait du Rhône, mais disposés le long d'un chenal d'alimentation artificielle, tour à tour les uns à une dizaine de mètres et les autres à une trentaine de mètres de ce dernier.

On peut donc affirmer que, dans les alluvions du Grand

Camp, une distance d'ordre décimétrique entre ouvrages de captage et eau de surface est trop faible pour assurer une filtration suffisante en cas d'importante pollution bactériologique du Rhône.

Nous avons aussi observé une forte pollution bactériologique de la zone de captage de Saint-Clair. La galerie d'ensemble a été la plus contaminée : à 800 Escherichia coli par 100 ml. Puis viennent les "10 puits-usine" avec 400 à 600 Escherichia coli par ml, et enfin les "11 puits-amont" avec 100 Escherichia coli par 100 ml. Ces résultats confirment que les distances d'ordre décimétrique entre les ouvrages de captage et le Rhône sont insuffisants pour assurer une protection efficace en cas de notable pollution bactériologique du fleuve.

C. REPARTITION VERTICALE DE LA POLLUTION

AU COURS DE SA PROPAGATION

Pour étudier la répartition verticale de la pollution, nous avons mis au point un nouveau procédé de prélèvements (et de mesures) : le "multitube".

A l'aide de 19 de ces "multitubes" nous avons étudié la répartition verticale de la pollution à l'amont d'une zone de captage menacée par diverses pollutions.

1. MISE AU POINT D'UN DISPOSITIF DE PRELEVEMENTS SPECIFIQUE :

"LE MULTITUBE".

A la suite de nombreuses recherches, nous avons mis au point une technologie nouvelle pour effectuer des prélèvements et des mesures à quatre profondeurs différentes du terrain aquifère, sur une même verticale. En effet, les points d'eau les plus fréquents

ne permettent pas d'effectuer des prélèvements complètement sélectifs à différentes profondeurs.

Notre dispositif de prélèvement, nommé "multitube", présente le grand avantage de pouvoir mettre en place 4 tubes - prélevant sélectivement à 4 profondeurs différentes - dans un sondage unique. Cette possibilité confère à notre procédé un avantage économique ; son coût est presque deux fois moindre que celui de son concurrent (le dispositif en "flûte de Pan") pour un résultat identique et une utilisation plus pratique.

Le dispositif multitube donne le maximum de garantie quant à la représentativité des échantillons prélevés. C'est un dispositif de contrôle indispensable dans la protection des grandes zones de captage contre la pollution croissante.

2. OBSERVATIONS FAITES SUR UNE BARRIERE DE CONTROLE PAR "MULTITUBES".

Pour la première fois, une barrière de contrôle de la qualité de la nappe sur toute la profondeur de celle-ci, a été mise en place à l'amont phréatique d'une zone de captage particulièrement importante et menacée. Nous avons aligné une batterie de 19 multitubes (espacés entre eux de 75 m environ) entre une importante zone de captage (32 puits) et, plus à l'amont, d'une part un groupe de décharges à l'Ouest et, d'autre part, l'agglomération de Vaulx-en-Velin à l'Est.

La répartition homogène des apports polluants (venus de la surface) sur toute l'épaisseur de la nappe (une quinzaine de mètres) se fait approximativement entre 500 et 1 000 mètres, dans des alluvions aquifères d'une perméabilité de 2 à 7.10^{-3} m/s, où la vitesse moyenne de la nappe varie de 1 à 6m/j.

Lorsque les apports polluants venus de la surface ont gagné toute l'épaisseur de la nappe, on observe - dans une zone soumise au type de pollution diffuse - un accroissement des teneurs en Cl et Na à la base de la nappe. Pour Na, cette augmentation à la partie inférieure de la nappe est de 26 % par rapport aux valeurs observées à sa partie supérieure.

3. CONCLUSIONS PLUS STRICTEMENT LOCALES.

La première ~~barrière~~ barrière de contrôle de la qualité de la nappe par "multitubes" a été mise en place d'Est en Ouest, à l'amont phréatique (300 à 400 m) de la zone de captage de Charmy (32 puits participant à l'alimentation en eau du grand Lyon).

C'est dans la moitié occidentale de cette barrière de multitubes que les teneurs sont les plus élevées : conductivités de 650 à 800 microhmo. cm^{-1} . Elles indiquent un type caractéristique de pollution par décharges à plâtras dominants. Ces dernières sont nettement visibles 200 m à l'amont hydraulique souterrain de la barrière de contrôle, où elles s'étendent de façon à peu près ininterrompue sur une longueur de 1 km et sur une largeur de 100 m à 200 m.

Les puits de la batterie méridionale de Charmy sont particulièrement touchés par cette pollution. Mais nous avons déjà observé que ces puits sont aussi tributaires d'une alimentation induite issue du Vieux-Rhône, qui constitue 60 à 70 % du mélange. Cette importante dilution par une eau moins minéralisée atténue notablement les risques de pollution que font peser les zones de décharges sur la qualité de l'eau prélevée : les limites de non-potabilité ne sont pas atteintes.

Cependant les risques subsistent. A ce sujet, nous rappelons une solution possible, déjà évoquée en conclusion de la seconde partie. Elle consisterait à isoler complètement la zone de Charmy de la nappe, en transformant artificiellement ce méandre en une île. Il conviendrait pour cela de creuser un canal de quelques 1 400 m à l'amont phréatique de la batterie de puits méridionale et parallèlement à cette dernière. Il serait souhaitable de tracer ce canal à l'amont hydraulique souterrain immédiat de la barrière de multitubes. Ces derniers permettraient ainsi de mesurer exactement l'efficacité de ce procédé pour protéger la zone de captage de Charmy.

D. EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE

Les mécanismes de l'épuration naturelle de la pollution bactériologique sont maintenant bien connus. Ils s'appuient sur de nombreuses études et plusieurs expériences in situ, très détaillées. Mais il n'existe, à ce jour, rien de tel pour l'épuration naturelle de la pollution chimique. En principe, celle-ci se transmet intégralement depuis sa source jusqu'au sein de la nappe. Notre étude nous a permis de faire plusieurs observations à ce sujet et d'en tirer des conclusions généralisables, tant dans la zone non saturée que saturée.

1. ROLE DE LA ZONE NON SATURÉE DANS L'EPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE.

Nos conclusions portent sur :

- la baisse de teneurs observée entre la source polluante et la nappe polluée ;
- les variations saisonnières des apports polluants à la nappe ;
- l'incidence de l'épaisseur non saturée et des intercalations argileuses.

1.1. Baisse des teneurs entre les sources polluantes et la nappe polluée.

La façon la plus immédiate d'évaluer le rôle filtrant de la zone non saturée est de comparer les teneurs des zones polluantes à celles de la nappe à leur voisinage immédiat.

Nous avons fait ce travail pour la pollution organique d'origine humaine, sur 18 sources polluantes : 15 rejets domestiques

particuliers et 3 rejets d'eaux d'égouts dans le sol, dont un seul après traitement dans une station d'épuration.

A ce sujet, nous devons d'abord faire remarquer un fait peu connu. Les stations d'épuration des réseaux d'assainissement public interviennent efficacement sur les matières en suspension et la pollution organique mesurée en DBO 5 et DCO. Pour ces dernières mesures, nous avons observé des baisses de 90 % entre l'entrée et la sortie de 3 stations d'épuration de notre zone d'étude. Par contre, la pollution strictement minérale (issue des polluants organiques) subsiste en de fortes proportions à la sortie des stations d'épuration. Il en va de même pour les divers dispositifs d'assainissement privé. Quoique limpides et à peu près inorganiques, leurs rejets n'en demeurent pas moins, eux aussi, très chargés en pollution minérale. Donc les stations d'épuration publiques et les dispositifs d'assainissement privés qui rejettent leurs effluents dans le sol - ce qui est la grande majorité des cas - contribuent à la pollution chimique minérale de la nappe sous-jacente. Il importe de ne pas perdre de vue cette réalité.

Nous avons comparé la teneur moyenne de 18 analyses représentatives de la pollution organique d'origine humaine aux proches points de prélèvement dans la nappe, tributaires de ces rejets polluants. On observe une baisse de pollution de 68 % : depuis 51 me/l jusqu'à 16 me/l d'ions minéraux fondamentaux.

Nous avons fait de même une telle comparaison pour la pollution organique par effluents de stabulation. En principe, ce type de pollution ne devrait pas atteindre la nappe, puisque les effluents de stabulation sont recueillis dans des fosses à vidanger. Mais, en fait, on doit constater qu'il existe des fuites. Par ailleurs, tous les tas de fumier ne sont pas disposés sur une aire étanche, dont le lessivat serait lui-même canalisé vers une fosse à vidanger. La teneur moyenne des échantillons analysés dans 11 fosses à purin est de 700 me/l. Celle des eaux de la nappe influencées par ce type de pollution est de 15,5 me/l. En dépit d'une différence spectaculaire de 98 % entre ces deux chiffres (ce qui prouve l'efficacité des fosses à vidanger), l'eau souterraine est affectée de façon pratiquement identique (15,5 me/l dans un cas et 16 me/l dans l'autre) par la pollution organique

d'origine animale et d'origine humaine.

Dans ces baisses de pollution observées dans les sources polluantes et la nappe contaminée, il conviendrait de départager ce qui est dû à la seule filtration en zone non saturée et ce qui est occasionné par un début de mélange au sein de la nappe. Seules des stations expérimentales "in situ", spécialement équipées à cet effet, peuvent apporter une solution à ce problème. Le caractère original de notre travail réside dans le fait d'avoir fait pour la première fois des observations chiffrées qui ont permis de constater que la nappe est affectée de façon pratiquement identique par la pollution d'origine humaine (habitat) et par la pollution provenant des effluents de stabulation.

1.2. Variations saisonnières des apports polluants à la nappe.

Nous avons pu mesurer deux ans de suite que la pollution de la nappe est plus forte en fin de saison pluvieuse qu'en fin de saison sèche. A priori, on aurait pu penser que l'apport saisonnier des précipitations atmosphériques diluerait les substances polluantes et entraînerait des teneurs plus faibles en fin de saison pluvieuse. Or c'est l'inverse qui se produit.

Une explication possible est que le terrain non saturé adsorbe une partie des substances polluantes et que le retour saisonnier des infiltrations météoriques a pour conséquence un phénomène de désorption. Une autre hypothèse avancée est que l'adsorption est plus efficace dans un terrain faiblement humidifié que dans un sol fortement imbibé d'eau. Cette hypothèse pourrait d'ailleurs être complémentaire de l'explication précédente.

1.3. Incidence de l'épaisseur non saturée et des intercalations argileuses.

En dépit d'une épaisseur alluviale deux à quatre fois plus importante et, de surcroît, malgré la présence d'intercalations argileuses d'une dizaine de mètres en moyenne, on ne constate,

dans la nappe aucune différence notable de pollution entre l'amont et l'aval de couloir fluvio-glaciaire de Meyzieu.

Contrairement à toute attente, c'est dans les collines glaciaires, qui sont de nature moins perméable et comportent les intercalations argileuses les plus importantes, que la nappe présente les points les plus fortement pollués. Cette anomalie apparente trouvera son explication ci-après, dans l'épuration naturelle de la pollution chimique en zone saturée.

2. ROLE DE LA ZONE SATURÉE DANS L'ÉPURATION NATURELLE DE LA POLLUTION CHIMIQUE.

Nos conclusions porteront d'abord sur la vitesse des eaux souterraines et, partant, la dispersion et la dilution qui en résultent, ensuite sur la dilution par les eaux de surface.

2.1. La vitesse des eaux souterraines et les phénomènes de dispersion.

Nous avons comparé, dans les collines glaciaires et dans les couloirs fluvio-glaciaires, à hauteur non saturée équivalente et pour un même type de pollution, la qualité de la nappe à la verticale des sources polluantes. Cette qualité est nettement meilleure dans les couloirs fluvio-glaciaires, où pourtant la zone non saturée est, dans l'ensemble, plus perméable. La raison de cette disparité est à rechercher dans les différences de vitesse horizontale de la nappe entre les deux formations géologiques. Les vitesses effectives de la nappe sont beaucoup plus élevées dans les alluvions fluvio-glaciaires (1 à plusieurs dizaines de m/j) que dans les moraines glaciaires (inférieures ou égales à 1 m/j). Les substances polluantes parvenant dans la nappe, très lente, des terrains glaciaires s'y accumulent progressivement et ne s'écoulent vers l'aval que parcimonieusement. Au contraire, les apports polluants arrivant à la nappe rapide des alluvions fluvio-glaciaires sont vivement entraînés vers l'aval et subissent une dis-

persion et une dilution importantes. Dans les collines glaciaires, il y a accumulation de la pollution chimique dans une nappe quasi stagnante. Au contraire, dans les couloirs fluvioglaciers, il y a entraînement immédiat de la pollution chimique dans une nappe rapide et prompte à se renouveler en eau propre.

Dans la zone saturée, l'épuration naturelle est surtout liée à l'importance de la vitesse d'écoulement de la nappe, à la grande dispersion et à la forte dilution qui en résultent.

2.2. La dilution de la pollution chimique d'une nappe par les eaux de surface.

La dilution de la pollution chimique au sein de la nappe peut être considérablement améliorée par des apports souterrains d'eau de surface. C'est ainsi que les infiltrations provenant d'un canal perché au-dessus de la nappe contaminée peuvent constituer un apport non négligeable d'eau propre. Nous avons pu observer à l'aval hydraulique souterrain d'un tel canal que les infiltrations issues de ce dernier consistaient 60 à 70 % de l'eau de la nappe (au vu de prélèvements faits dans la partie supérieure de celle-ci).

Autre exemple de dilution de la pollution chimique d'une nappe : l'alimentation induite d'une zone de captage en bordure d'un cours d'eau. Nous connaissons une importante zone de captage de l'agglomération lyonnaise, qui - en raison de ces apports occultes d'eau de surface - ne prélève que 10 % d'eau réellement "de nappe" dans les trois-quarts de ses puits, et 30 à 40 % dans les autres.

3. EPURATION NATURELLE ET VULNERABILITE.

A la lumière des conclusions précédentes, il conviendrait de comparer l'épuration naturelle de la nappe et la vulnérabilité de cette dernière. Rappelons que nous nous situons dans le cadre d'une étude sur la pollution chimique de nature chronique, la plus communément répandue et diffuse (rejets d'eaux usées domestiques, efflu-

ents de stabulation et de fumiers, engrais, etc ...).

Une des conclusions les plus importantes de nos recherches est la suivante : des infiltrations polluantes de nature chronique (rejets d'eaux usées domestiques, effluents de stabulation ou de fumiers, etc) finissent toujours par atteindre la nappe malgré la présence d'écrans argileux, qu'ils traversent à la vitesse de déplacement maximale de 0,10 m/h. La nature argileuse d'un terrain n'est donc pas un remède absolu à la contamination des eaux souterraines, ce n'est qu'un frein. Une fois que les polluants ont fini par arriver à la nappe baignant ce terrain argileux, ils s'y accumulent et ne sont entraînés vers l'aval que très lentement : à la vitesse même de cette eau souterraine quasi-stagnante.

Dans un terrain alluvial non saturé, la vitesse de déplacement maximale d'un liquide pollué est beaucoup plus rapide : 0,5 à 1 m/h. Mais par contre, une fois parvenues à la nappe qui baigne ces alluvions très perméables, les substances polluantes sont rapidement chassées vers l'aval, en raison de l'importante vitesse des eaux souterraines. Cette forte vitesse occasionne une grande dispersion, cette dernière accélérant la dilution des produits polluants.

Si l'on se place dans le cas d'une pollution chimique de nature accidentelle, il est évident qu'on préférera la voir se produire sur un terrain argileux. Plus l'infiltration à travers la zone non saturée sera lente et plus il y aura de temps pour mettre en place un dispositif de sauvegarde de la nappe, avant que celle-ci ne soit atteinte. Et, si la nappe est malgré tout contaminée, sa faible vitesse permettra d'intervenir plus efficacement avant que la pollution ne se soit trop déplacée vers l'aval. Par contre, si l'on se place dans le cas d'une pollution chimique de nature chronique, que l'on sait devoir atteindre la nappe tôt ou tard, les terrains argileux se trouvent alors défavorisés par rapport aux terrains plus perméables. En effet, ces derniers bénéficient d'une épuration naturelle plus importante. La capacité de renouvellement de la nappe et une forte dispersion apparaissent alors comme des remèdes primordiaux pour sauvegarder la qualité de l'eau souterraine.

4. CONCLUSIONS PLUS STRICTEMENT REGIONALES.

Dans notre zone d'étude, l'épuration naturelle de la pollution chimique peut être due à trois facteurs :

- la forte vitesse des eaux souterraines, l'importante dispersion et la dilution qui en résultent ; nous ne reviendrons pas sur ce sujet traité ci-dessus ;
- un accroissement de la dilution par des apports d'eau superficielle moins minéralisée ;
- la drainance ascendante de la nappe molassique.

4.1. La dilution par des apports d'eau superficielle moins minéralisée

La carte des SO₄ (le seul ion pour lequel l'eau du Rhône a des teneurs supérieures à celles de la nappe) trahit de fortes infiltrations du canal de Jonage vers la nappe, particulièrement visibles dans les alluvions modernes. Sur la rive droite du canal de Jonage, nous avons mesuré dans la nappe une proportion de 60 à 70 % d'eau de surface infiltrée. Il convient de souligner le rôle bénéfique de ces apports d'eau du Rhône (canal de Jonage). Cette eau de surface, peu minéralisée, contribue fortement à diluer dans la nappe les apports polluants issus de couloirs fluvio-glaciaires.

Il existe un autre endroit, lui aussi nettement visible sur la carte des SO₄, où les eaux de surface envahissent la nappe : c'est la zone de captage de Charmy, alimentée induitement par le Vieux-Rhône. Dans les puits les plus proches du Vieux-Rhône (100 à 180 m) l'apport de ce dernier est de 90 à 99 %. Dans la batterie de puits qui en est la plus éloignée, les apports d'eau de surface sont de 60 à 70 %. Là aussi, ces apports d'eau superficielle viennent diluer les apports polluants issus des décharges jouxtant la zone de captage à son amont phréatique.

Pour mettre la zone de captage de Charmy à peu près totallement à l'abri d'éventuelles pollutions alarmantes dans la nappe des alluvions modernes, nous proposons d'isoler totalement cette zone en transformant artificiellement ce méandre en une île, par le creusement

d'un canal d'environ 1 400 m.

Nous conseillons aussi de ne pas chercher à limiter les infiltrations du canal de Jonage vers la nappe, eu égard à leur caractère bénéfique pour la qualité de celle-ci.

Le nombre et l'importance des zones de captage qui sont d'ores et déjà tributaires de l'eau du Rhône, nous obligent à faire remarquer que cette dépendance - actuellement bénéfique - pourrait devenir brusquement catastrophique dans le cas d'une importante pollution accidentelle du fleuve. C'est pourquoi il serait hautement souhaitable de relier chacune de ces zones de captage à un "signal d'alarme" de la pollution de l'eau du Rhône. Une ou plusieurs stations d'analyse automatique pourraient contrôler en permanence la qualité de l'eau du Rhône le plus en amont possible de l'île de Miribel-Jonage, mais toutefois à l'aval de la confluence de la rivière d'Ain.

4.2. La drainance ascendante de la nappe molassique.

La datation au Tritium de 12 échantillons d'eau (provenant de points de prélèvements différents) a permis de mettre en évidence une très vraisemblable drainance ascendante de la nappe de la molasse vers les eaux souterraines circulant dans les alluvions fluvio-glaciaires. Cette drainance a été confirmée par les résultats d'analyses isotopiques du radiocarbone (EVIN J., MONGEREAU N., ROUSSELOT D., 1980). Il est fort probable que ce phénomène de drainance met la nappe de la molasse à l'abri des pollutions pouvant circuler au sein de la nappe des alluvions fluvio-glaciaires.

Ce gîte aquifère de la molasse est loin d'être négligeable avec des débits spécifiques pouvant atteindre une dizaine de mètres cubes par mètre de rabattement et une réserve d'une capacité évaluée à 150 milliards de mètres cubes pour l'ensemble du Bas-Dauphiné. Si la pollution venait à croître de façon importante dans les couloirs fluvio-glaciaires, le recours à l'exploitation de ce gîte molassique serait une solution possible, sous réserve que cette exploitation ne contrecarre pas le phénomène de drainance qui met la nappe de la molasse à l'abri des apports polluants venus de la surface.

E. MOYENS DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION CHIMIQUE
A L'AVAL D'UNE DECHARGE D'ORDURES MENAGERES

Le cas de décharges d'ordures remblayant progressivement d'anciennes gravières en eau n'est pas rare dans les alluvions modernes de notre zone d'étude. Les substances polluantes sont alors en contact direct avec la nappe. Nous avons décidé d'étudier à fond ce grave problème de pollution, qui n'est pas l'apanage de la seule région lyonnaise, mais sévit dans toutes les nappes alluviales de faible profondeur situées à proximité des grandes concentrations urbaines.

Le but de notre étude est de mettre au point un procédé pour lutter efficacement contre la propagation de la pollution à l'aval de toute décharge d'ordures ménagères en contact direct avec la nappe.

1. ORIGINALITE DE LA METHODE D'OBSERVATION.

Il existe de nombreuses études sur la pollution issue des dépôts d'ordures ménagères, dont certaines très importantes (NÖRING F., GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W., 1968). Mais le caractère original de notre recherche réside dans le fait d'avoir pu comparer sur un même site de décharge, d'une part une zone de gravière en eau entièrement remblayée par les ordures ménagères, d'autre part une zone où seule la partie amont (phréatique) de la gravière a été envahie par les dépôts. Nous avons pu ainsi observer, à l'aval d'une même décharge :

- d'une part une zone où la nappe, autrefois à l'air libre dans la gravière, a été entièrement occultée par les ordures ménagères ;
- d'autre part, une zone où la nappe s'écoule encore localement à l'air libre, mais après avoir percolé à travers le dépôt d'ordures.

2. BAISSE EXCEPTIONNELLE DE NO₃, DE N TOTAL ET DE Ca, A L'AVAL IMMEDIAT DE LA DECHARGE.

Il est bien connu qu'il existe, dans une nappe polluée par une décharge d'ordures ménagères, des phénomènes de réduction à l'aval immédiat du dépôt. Nous-même avons observé des telles réductions sur HCO₃, SO₄ et NO₃.

Mais c'est, à notre connaissance, la première fois que l'on met en évidence que cette réduction peut être si forte, à l'aval immédiat du dépôt, que les teneurs en NO₃ et même en N total (de NO₃, NO₂, NH₄) s'amenuisent jusqu'à devenir plus faibles qu'à l'amont hydraulique de la décharge. Cette baisse spectaculaire en azote total s'explique très vraisemblablement par un dégagement d'azote élémentaire volatil et par l'adsorption de NH₄.

C'est aussi la première fois, à notre connaissance, que l'on observe dans une nappe, à l'aval immédiat d'une décharge d'ordures ménagères, des teneurs en Ca plus faibles qu'à l'amont hydraulique. Cette baisse extraordinaire de Ca a sans doute pour cause la transformation des bicarbonates en carbonates, suivie d'une précipitation de ces derniers.

3. IMPORTANCE DE L'OXYGENATION DE LA NAPPE A L'AIR LIBRE.

Nous avons déjà indiqué que l'originalité de notre site d'étude réside dans la juxtaposition d'une partie "aérée" et d'une partie "non aérée" de la nappe après percolation à travers les ordures ménagères. Il résulte de cette comparaison qu'à l'aval immédiat de la partie aérée, la pollution typiquement organique (NH₄) est déjà 10 fois plus faible qu'à l'aval immédiat de la partie non aérée. Et à 225 m au delà, NH₄ a presque complètement disparu à l'aval de la gravière en eau, et sa teneur est devenue 40 fois plus basse qu'à l'aval de la partie non aérée de la décharge.

Cette baisse exceptionnelle de pollution à l'aval de la gravière en eau s'explique en partie, (comme nous le démontrerons plus loin) par un accroissement notable de l'oxygénation de la nappe (mise à l'air libre), ce qui accélère les phénomènes de réduction. Ceux-ci sont pratiquement terminés 225 m à l'aval de la zone aérée : la réduction extrêmement forte de NO₃ et la baisse extraordinaire de Ca ont cessé ; ces ions ont retrouvé des valeurs identiques à celles observées dans la nappe à l'amont du dépôt. Par contre, à la même distance de la décharge, les soldes négatifs de NO₃ et Ca persistent à l'aval de la zone non aérée.

Nous allons voir ci-après que, dans cette baisse exceptionnelle de NH₄ à l'aval de la zone aérée, l'oxygénation de la nappe n'est pas seule en cause, mais qu'intervient aussi un phénomène de dilution.

4. DILUTION A L'AVAL DE LA GRAVIERE EN EAU.

A l'aval immédiat de la gravière en eau, on observe aussi une baisse sur les ions non soumis aux phénomènes de réduction, autrement dit sur la pollution strictement minérale issue de la décharge (Na, Cl ...). C'est ainsi que les teneurs de Na sont 3,5 fois moins fortes et celles de Cl 4,7 fois moins élevées qu'à l'aval immédiat de la partie non aérée.

Ce phénomène ne peut s'expliquer que par dilution de la pollution minérale par un apport d'eau souterraine non contaminée. De fait, la mise en place d'un multitube, à l'aval immédiat de la zone aérée, a permis d'observer qu'à cet endroit seule la partie supérieure de la nappe, située au droit des ordures ménagères, est polluée.

Il y a donc vraisemblablement dilution par l'eau "propre" s'écoulant immédiatement sous la décharge. Il est possible que cette eau non contaminée arrive par le fond de la gravière en eau, en raison de la remontée artificielle de son niveau (par rapport à la nappe), remontée occasionnée par le colmatage de sa bordure aval.

On peut donc estimer que la présence de la gravière en eau fait baisser de 3 à 5 fois, par dilution, les teneurs de tous les ions, et notamment de ceux non soumis aux phénomènes de réduction (Na, Cl ...). Pour NH₄, s'ajoute à cette baisse, celle due à l'accélération des phénomènes de réduction à l'aval de la zone aérée, ce qui fait encore chuter 2 à 3 fois davantage ses valeurs par rapport à celles qu'il présente à l'aval de la partie non aérée de la décharge.

5. LES MEILLEURS TRACEURS IONIQUES.

Les meilleurs traceurs ioniques ne sont pas les mêmes selon qu'on les mesure en valeur relative ou en valeur absolue.

En valeur relative, la qualité de traceur des différents ions a été mesurée en calculant le pourcentage de l'apport polluant (à 250 m à l'aval de la partie non aérée de la décharge) par rapport à la teneur de la nappe non encore polluée. Les meilleurs traceurs ioniques en valeur relative sont dans l'ordre :

- NH₄ avec 4 000 % ;
- K avec 550 % ;
- Na avec 210 % ;
- Cl avec 120 %.

Mais, en valeur absolue, les teneurs les plus élevées sont nettement celles de Cl et Na.

Pour la mesure de la pollution strictement organique (qui cesse approximativement avec la fin de la zone de réduction) nous conseillons d'utiliser NH₄. Pour l'étude de la contamination minérale, qui persiste bien au delà, il est recommandé d'utiliser Cl et Na.

6. DEUX MOYENS DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION CHIMIQUE A L'AVAL D'UNE DECHARGE D'ORDURES MENAGERES.

La confirmation de l'efficacité de ces deux moyens (déjà

évoqués par l'équipe NORING F., GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W., 1968) est un des résultats importants de nos recherches. Ces moyens sont généralisables à tous les cas analogues.

En premier lieu, pour lutter efficacement contre la propagation de la pollution chimique à l'aval d'une décharge, il convient de créer, à l'aval hydraulique souterrain le plus proche du dépôt d'ordures, une extraction de graviers qui mettra la nappe à l'air libre sur une profondeur identique à celle où baignent les ordures. De ce seul fait, les phénomènes de réduction seront grandement accélérés.

Il convient, en second lieu, que cette extraction pénètre dans la nappe à une profondeur plus importante que les ordures, si celles-ci sont en contact direct avec les eaux souterraines. Il faudra aussi que les limites latérales de cette gravière en eau débordent largement sur les côtés de la décharge. De ce fait, les phénomènes de dilution seront activés dans la gravière en eau. Ce second moyen - faisant appel à la dilution - peut être utilisé non seulement dans le cas de dépôts d'ordures ménagères, mais dans tous les types de décharges polluantes où une accélération de la dilution au sein de la nappe peut être bénéfique.

Nous avons donc confirmé deux moyens de lutter contre la propagation de la pollution chimique à l'aval d'une décharge d'ordures ménagères, le premier concerne plus spécialement la pollution strictement organique, le second intervient contre l'ensemble de la pollution minérale issue de la décharge.

7. CONCLUSION PLUS STRICTEMENT LOCALE.

La propagation de la pollution à l'aval de la décharge d'ordures ménagères de Vaulx-en-Velin est véhiculée par la nappe des alluvions modernes avec une vitesse effective moyenne de 1 m/j.

A l'aval de la zone non aérée, la pollution strictement organique ne semble pas devoir excéder 300 m, mais la contamination minérale devrait encore subsister jusqu'à près de 2 km.

A l'aval de la partie aérée de la décharge, cette présen-

ce de la gravière en eau a pratiquement fait cesser toute pollution organique à 225 m ; quant à la pollution minérale, elle ne semble pas devoir excéder 1 km.

Il conviendrait d'utiliser les deux moyens mis en évidence à Vaulx-en-Velin sur toutes les décharges contaminant la nappe des alluvions modernes (peu profondes).

L'objet particulier de ce mémoire est peu spectaculaire : il s'agit de la pollution chimique de nature chronique, celle qui est due à "Monsieur tout le monde" (directement ou indirectement) : eaux usées domestiques (eaux d'égouts), décharges d'ordures ménagères et de gravats de construction, fuites de cuves à mazout, engrais chimiques, etc ... Nous serons toutefois heureux si - après avoir pris connaissance de cette étude - le lecteur cultivé et non averti de ces problèmes a pu préciser quelques une de ses idées ou rectifier certaines opinions communément répandues mais peu fondées.

On estime généralement que la pollution chimique de nature chronique est tellement variée et disséminée qu'il est impossible d'en identifier l'origine exacte, à partir d'un simple prélèvement dans la nappe. Nos recherches prouvent, au contraire, que cette identification est parfaitement possible (à partir d'une simple analyse chimique des ions minéraux fondamentaux).

Il est admis que la pollution chimique de nature chronique est tellement diffuse qu'elle est sans grande importance et n'affecte pas notablement la qualité des eaux de la nappe souterraine. Nos observations vont à l'encontre de cette assertion (notamment en ce qui concerne le titre hydrotimétrique et les nitrates).

Il convient aussi de préciser quelques idées concernant la propagation de la pollution chimique.

En zone non saturée, une couche d'argile ne se comporte pas comme un écran absolument étanche, empêchant toute progression verticale de la pollution chimique de nature chronique ; cette dernière parvient relativement vite jusqu'à la nappe.

Lorsque des zones de captage faisant l'objet d'une ré-alimentation induite par un cours d'eau sont indemnes de toute pollution bactériologique, elles ne sont pas - par le fait même - à l'abri de toute contamination chimique véhiculée par ces mêmes eaux de surface, (ceci, tous les spécialistes le savent) ; or, nous avons

observé sur une importante zone de captage que cette contamination chimique est beaucoup plus rapide que prévu (les délais se chiffrant en heures).

Dans les alluvions modernes du Rhône, la répartition verticale d'une pollution chimique venue de la surface ne se fait de façon homogène qu'à la suite d'un trajet étonnamment long (relativement à l'épaisseur de la nappe contaminée) et ce, vraisemblablement, en raison de la stratification des alluvions saturées.

Au sujet de l'épuration de la pollution chimique, il existe certaines opinions qui ne sont pas toujours fondées.

C'est une idée assez couramment répandue que les stations d'épuration (traitant les eaux d'égouts) ou les fosses septiques (traitant les eaux usées des habitations isolées) ont une action efficace contre la pollution chimique de nature minérale. C'est loin d'être le cas ; et ceci pourrait inciter à l'usage de plateaux absorbants étanches, dans le cas d'habitations non raccordées à un réseau d'assainissement collectif.

Est-il si vrai que pour la pollution chimique il n'existe pas d'épuration naturelle efficace, à l'encontre de ce que l'on observe pour la pollution bactériologique ? En fait, alors que la présence de formations argileuses est un facteur favorable à l'épuration naturelle de la pollution bactériologique, elle n'a en revanche que peu d'influence sur la pollution chimique de nature chronique (la désorption succédant à l'adsorption). Et même, une très faible perméabilité de l'aquifère tend à entraîner une accumulation massive des polluants, qui peut être préjudiciable pour toute une zone de la nappe. Mais de fortes perméabilités de l'aquifère (celles-ci occasionnant pour les eaux souterraines des vitesses de déplacement élevées) sont un facteur important de la dilution de la pollution au sein de la nappe. Si l'on veut bien considérer cette dilution comme un phénomène d'autoépuration, la nature n'est pas désarmée devant la pollution chimique.

Lorsque des décharges d'ordures ménagères sont en contact direct avec la nappe, il est généralement admis qu'il n'y a

plus rien à faire pour lutter contre la pollution chimique de cette dernière. Nos études ont permis de confirmer un procédé simple et efficace pour régénérer la qualité de l'eau souterraine ainsi contaminée : il suffit de créer, à l'aval de la décharge polluante, un plan d'eau (pénétrant profondément et largement dans la nappe contaminée), par exemple au moyen de l'exploitation d'une gravière en eau.

En observant la pollution chimique des eaux souterraines et les phénomènes qui président à l'épuration naturelle de cette pollution, on ne peut s'empêcher de constater, dans les mécanismes naturels en cause, un jeu de balance constant entre les aspects plus favorables et ceux qui le sont moins. Par exemple, si les polluants chroniques ne progressent que lentement (ce qui est heureux) dans les formations assez argileuses, en revanche leur accumulation y occasionne des concentrations relativement élevées. A l'opposé, si les polluants chroniques se déplacent rapidement dans un aquifère très perméable, en revanche leur dilution y est beaucoup plus grande (proportionnellement à leur vitesse de déplacement).

Il semble que dans la nature on n'observe pas l'affrontement dialectique de mécanismes contradictoires. On y découvre plutôt l'agencement équilibré de mécanismes complémentaires. C'est vraisemblablement la raison pour laquelle on constate souvent qu'il est plus efficace d'apprivoiser les phénomènes naturels que de les brutaliser.

B I B L I O G R A P H I E

Not direct copy of text

S. I. A. S. H. Hall
Scientific Secretary

A B R E V I A T I O N S

A.B.R.M.C. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée. Corse
(Lyon) - (F.)

A.H.B. Archiv für Hygiene und Bakteriologie

A.I.H. (I.A.H.) Association Internationale des
Hydrogéologues (Int.)

A.I.H.S. (I.A.S.H.) Association Internationale d'Hydro-
logie Scientifique (Int.)

A.I.R.H. Association Internationale de Recherches
Hydrauliques (Int.)

A.N.P.E. Association Nationale pour la Protection des
Eaux (F.)

A.S.C.E. Association of Sanitary Civil Engineers (U.S.A.)

B.B.R.G.M. Bulletin du B.R.G.M. (F.)

B.E.P.-D.G.R.S.T. Bureau d'Etude Permanent de la
Direction Générale de Recherche Scientifique et
Technique (F.)

B.I.A.S.H. Bulletin of the international association of
scientific hydrology (Int.)

- B.I.F.E.P.E. Bulletin d'Information de la Fédération
Européenne de la Pollution des Eaux (Eur.)
- B.R.G.M. Bureau de Recherches Géologiques et
Minières (F.)
- B.S.G.F. Bulletin de la Société Géologique de France (F.)
- C.A.N.R.T. Collection de l'Association Nationale de
la Recherche Technique (F.)
- C.E.B.E.D.E.A.U. Centre Belge d'Etude et de Documentation
des Eaux (B.)
- C.E.N.G. Centre d'Etudes Nucléaires de Grenoble (F.)
- C.E.N.S. Centre d'Etudes Nucléaires de Saclay (F.)
- C.H. Chronique d'Hydrogéologie du B.R.G.M. (F.)
- C.R.S.A.S. Comptes-rendus des séances de l'Académie
des Sciences (F.)
- D.E.R.S.P. Département d'Etudes et de Recherches de la
Sté Pétrocarbol. (F.)
- D.G.M. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (D.)
- D.L.G.F.S.L. Documents des Laboratoires de Géologie
de la Faculté des Sciences de Lyon (F.)
- E.I. Eau et Industrie (F.)
- G.I. Gesundheits Ingenieur (D.)
- G.I.R.O.M. Groupe International de Recherche sur les
Ordures Ménagères (CH.)

- G.L. Gewässerschutz - Lufthygiene (CH.)
- G.L.B.W. Geologischer Landesamt Baden Württemberg (D.)
- G.W. Ground Water (U.S.A.)
- G.W.F. (W.A.) Gas und Wasserfach (Wasser-Abwasser) (D.)
- G.W.W. Gas-Wasser-Wärme (Wien) (A.)
- H.B. Houille Blanche (F.)
- I.A.W.P.R. International Association on Water
Pollution Research (Int.)
- I.A.E.A. International Atomic Energy Agency (Int.)
- I.P.A.G. Inter Parlementarische Arbeits Gemeinschaft
- I.W.S.A. International Water Supply Association (London) (Int.)
- J.A.W.W.A. Journal of American Water Works Association (U.S.A.)
- J.N.E.W.W.A. Journal of New England Water Works
Association (U.S.A.)
- J.S.E.D. Journal of Sanitary Engineering Division (U.S.A.)
- J.W.P.C.F. Journal of Water Pollution Control Federa-
tion (U.S.A.)
- L.M.F.S. Laboratoire de Mécanique des Fluides de
Strasbourg (F.)
- L.V.C. La Vie Collective
- M.A.I.H. Mémoires de l'A.I.H. (Int.)

M.V.W.E. Mitt. der Versuchsanstalt für Wasserbau und
Erdbau (C.H.)

P.C. Public Cleansing (U.S.A.)

P.H.S. Public Health Service (U.S.A.)

P.S.W.T.E. Proceedings of Society for Water Treatment
Examination (G.B.)

P.W. Public Work (U.S.A.)

R.A.T.S.E.C. Robert A. Taft Sanitary Engineering
Center (U.S.A.)

R.I.P.L. Revue de l'Institut Pasteur de Lyon (F.)

S.G.A.L. Service Géologique d'Alsace et de Lorraine (F.)

S.G.N. Service Géologique National (F.)

S.H.F. Société Hydrotechnique de France (F.)

S.S.S.A.P. Soil science society of America proceedings (U.S.A.)

S.W.Q.C.B.C. State Water Quality Control Board of
California (U.S.A.)

S.W.M./R.R.J. Solid Waste Management/Refuse Removal
Journal (U.S.A.)

T.E. Terre et Eaux (F.)

T.L.G.G. Travaux du Laboratoire de Géologie de Grenoble (F.)

T.E.A. Technique de l'Eau et de l'Assainissement (B.)

T.S.M. Techniques et Sciences Municipales (B.)

U.F.G. Union Française des Géologues (F.)

U.S.G.S.P.P. U.S. Geological Survey Professional Paper (U.S.A.)

U.S.G.S.W.S.P. U.S. Geological Survey Water Supply
Paper (U.S.A.)

V.D.G. Vereinigung Deutscher Gewässerkunde (D.)

V.W. Vom Wasser (D.)

W.A.B.W. Wasser und Abwasser (D.)

W.B. Wasser und Boden (D.)

W.R.R. Water Resources Research (U.S.A.)

W.S.W. Water and Sewage Works

W.W. Wasserwirtschaft - Wassertechnik (Berlin) (D.)

LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

- ABRARD R. (1963) - Les conditions géologiques des décharges contrôlées d'ordures ménagères
T.S.M. Nov. 1963 - 58 : 11 - 5 p
- ABRASSART F. (1979) - Etude d'impact de tracés autoroutiers. Diagnostic de vulnérabilité des eaux souterraines. Dispositifs de protection. Colloque national organisé par le S G N - B.R.G.M. à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 1 - 12.
- ALBINET M. (1965) - La pollution des eaux souterraines. C.H. B.R.G.M., n° 6, Juin 1965, p. 7-42.
- ALBINET M. (1971) - Détermination des périmètres de protection des captages d'eau destinés à l'alimentation publique. B.B.R.G.M., 2e série, n° 4, 1971, p. 33-37.
- ALBINET M. (1974) - Les interventions réglementaires de l'expert géologue dans le domaine de la protection des eaux en FRANCE. B.R.G.M. 74 S.G.N. 141. A.M.E.
- ALBINET M., CHAMAYOU J., SAMSON A., LHOSTE J. (1974) - Qualité chimique de l'eau souterraine sous une exploitation agricole : constatation, évolution. B.R.G.M. 74 S.G.N. 429 A.M.E.
- ALBINET M., DIREC F., PEAUDECERF P. (1972) - Contribution à la délimitation des périmètres de protection des captages d'eau souterraine. Essai de détermination de l'aire d'alimentation de captages en nappe libre. 11e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. LYON, Déc. 1972, Document XLVII, vol. 1.
- ALBINET M., MARGAT J. (1970) - Cartographie de la vulnérabilité

à la pollution des nappes d'eau souterraine B.B.R.G.M.
2eme série, section III, n° 4, 1970, p. 13-22.

ALBINET M., MARGAT J. (1977) - Etat actuel de la cartographie des eaux souterraines en FRANCE. Note d'information. Colloque national organisé par le SGN - B.R.G.M. à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la FRANCE. p. 15 - 19.

AMIRSADRI A. (1967) - Contribution à l'étude hydrodynamique des nappes souterraines. Vitesse et circulation dans les terrains perméables. Application à l'étude de la pollution d'une nappe phréatique.
Thèse d'Université - 21.6.67 - 111 p. L.M.F.S.

AMPHLETT (1958) - Les échanges ioniques dans les argiles
ENDEAVOUR. Vol. XVII. Juillet 1958. N 67. pp 149 - 155.

ANDERSEN J.R., DORNBUSH J.H. (1967) - Influence of sanitary landfill on ground water quality,
J.A.W.W.A., 4/67, 59 : 4, p 457-70, 6 fig., 4 tabl.
(1972) : Intercepting trench at landfill renders leachate into available source of water
S.W.M./R.R.J., 1/72, 15 : 1, p. 60-68, 2 fig., 1 tab.

Anonyme (1962) - Drinking water standards
PHS - 1962 - Pub. n° 956 - 61 p.

Anonyme (1963) - Der Gebrauch von Pestiziden, IPAG 1963 31 p.

Anonyme (1963,a) - Water Quality Criteria : Chap. V : Quality criteria for the major beneficial uses of water -
Chap. VI : Potential pollutants,
SWQCBC - 1963 - n° 3-A - p. 88-298.

Anonyme (1963,b) - Water Quality Criteria - Chapitre VIII

Radioactivity - SWQCBC - n° 3-4 1963 p. 343-54

Anonyme (1965 a) - Dispersion and persistence of synthetic detergents in ground water, San Bernardino and Riverside counties,
SWQCBC n° 30 1965 - 45 p.

Anonyme (1965, b) In situ investigation of movements of gases produced from decomposing refuse
SWQCBC - 1965 - Pub. n° 31 - 211 p.

Anonyme (1968) - Direction and velocity - Guide Book of nuclear techniques in hydrology, Technical report series n° 91 chap. IVB 3, p. 139-155 - I.A.E.A. Vienne 1968.

Anonyme (1969) - Viruses in water - Rapport de commission -
J.A.W.W.A. Oct. 1969, vol. 61 n° 10, p. 491 - 494.

Anonyme (1975) - Underground liquid waste disposal.
Journal of Hydraulic Division. Proceedings of the Amer. S.C.E. Mars 1975, p. 421-435.

APGAR M.A., LANGMUIR D. (1971) - Ground water pollution potential of a landfill above the water table - G.W. Vol. 916 Nov. Déc. 1971 p. 76-96.

ARANYOSSY J.F. (1978) - Contribution à l'étude des transferts d'eau et de solutés dans la zone non saturée par traçage cationique et isotopique. Thèse de 3e cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, Septembre 1978.

ARMANGAU C., MARTIN C., TALBOT A, (1970) - Détermination de divers polluants des eaux de rivières provenant des principaux constituants des détergents ménagers. Leurs relations. Mémoires du Centre d'Etudes et de Recherches Géologiques et Hydrogéologiques. C.E.R.G.A. Montpellier 1971 p.3-21.

- ARNAUD A., BARRES M. (1979) - Guide Méthodologique pour la réalisation des études d'impact sur l'environnement des décharges contrôlées.
Colloque national organisé par le SGN-BRGM à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain p. 77 - 81.
- ASSOCIATION NATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX (1975) - Vulnérabilité et protection des eaux souterraines. Une réunion d'information de l'A N P E le 20-11-1975.
E.I. n° 4, Janv/Fév. 1976, p. 82-87.
- AURIOL J., COLLIN J.J. (1971) - Interprétation de pompages d'essai effectués dans la plaine de l'Est Lyonnais
B.R.G.M. - 71 SGN 261 JAL.
- AURIOL J., ROUSSELOT D. (1971) - Etude théorique de l'écoulement autour d'une cavité de puisage cylindrique avec application numérique sur les points S19 et S20 à Vaulx-en-Velin. B.R.G.M. - 71 SGN 251 JAL.
- BAARS J.K. (1961) - Experience in the Netherlands with Contamination of ground water,
RATSEC - W61 - 5 - GWC - PHS - 1961 - p. 56 - 63.
- BABOT M. (1974) - Influence des exploitations de sable et de graviers sur la qualité des eaux souterraines. T.S.M. n° 6 1974.
- BABOT Y. (1973) - Recommandations relatives à l'implantation et à l'exploitation des décharges d'ordures ménagères,
B.R.G.M. - 75 S.G.N. 053 GAL.
- BABOT Y., BARRES M. (1972) - Etude bibliographique de la pollution des eaux souterraines par les dépôts d'ordures ménagères en milieu alluvial.
S.G.A.L. 15.09.1972

- BABOT Y., GRAFF D., SIMLER L., SOMMELET H. (1972) - Etude bibliographique de la migration des polluants en milieu poreux.
S.G.A.L. 7.07.1972.
- BABOT Y., SIMLER L. (1969,a) - La pollution des eaux souterraines. Etude bibliographique.
S.G.A.L. 7.07.1969.
- BABOT Y., SIMLER L. (1969 b) - Pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures. Etude bibliographique.
S.G.A.L. Nov. 1969.
- BABOT Y., SIMLER L., (1970) - Pollution des eaux souterraines. Etude bibliographique.
S.G.A.L. 24.02.1970.
- BADIN L., MICHEL R. (1955) - Etude hydrogéologique des nappes alluviales de l'Allier et de la Dore dans la traversée du département du Puy de Dôme. Rev. des Sciences Naturelles d'Auvergne, 21, 1955, p. 41-100.
- BALDY J. (1966) - Solution de l'industrie pour résoudre le problème de la pollution des eaux par les détergents (tiré de "La pollution des eaux - Quelques problèmes d'actualité"). CANRT - Ed. Eyrolles 1966 - p. 139-51.
- BARBIER R. (1952) - Une curieuse forme d'érosion : les entonnoirs d'ablation. T.L.G.G., 30, 1952, p. 183-188.
- BARBIER R. (1959) - Sur l'existence d'entonnoirs d'ablation en pays granitique au Brésil. T.L.G.G., 35, 1959, p. 27-30.
- BARRES M. (1974) - Pollution des eaux souterraines par les décharges. T.S.M. L'eau, n° spécial : 6/1974, p.365-371.

BARRES M. (1974) - Evolution des ordures ménagères en décharges contrôlées et compactées d'ordures brutes. B.R.G.M., 74, S.G.N., 354, A.M.E.

BARRES M. (1977) - Evolution des ordures ménagères en décharges d'ordures broyées. B.R.G.M. 77, S.G.N. 421, H.Y.D.

BARRES M. (1979) - Recherche et sélection de sites pour les décharges contrôlées en fonction de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines.
Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M.
à LYON (FRANCE) les 13 et 14 Mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain, p. 171-182.

BARTHELEMY Y., JONAC R., (1979) - Approvisionnement en eau de l'agglomération lyonnaise.
Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M.
à Lyon (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain, p. 183-190.

BARTZ J. (1966) - Gefährdung des Grundwassers durch Mineralölprodukte G.I. 1966 - Vol. 9 p. 254 - 7

BARTZ J., PRIER H. (1966 - 1967) Oel und Benzinversickerungsversuche in der Oberrheinebene - G.W.F. - 11.2.1966 - 107 : 6. p. 143-8, 27.1.1967 - 108 : 4. p. 91-101.

BARTZ J. KAB W. (1970) - Untersuchungen über das Verhalten von Benzin und Ölversickerungen im Untergrund und ihren Einfluss auf das Grundwasser - G.L.B.W. 4 déc. 1970.

BASTIEN F., MUNTZER P., ZILLIOX L. (1977) - Pollution par les produits pétroliers. Transfert d'hydrocarbures dans l'eau et propagation du contaminant dans l'aquifère.
Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M.
à Orléans-la-Source (FRANCE), les 1er et 2 mars 1977.

Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 1 - 19.

BAUCHAT R. (1957) - Etude hydrogéologique sur la salure de la nappe aquifère du Haut-Rhin.
SGAL - 1957 - n° E9 - 25 p.

BAZEX M., BENOIT-CATTIN Ph. (1979) - Les techniques juridiques de la protection des nappes phréatiques. Etudes à partir du cas du pays d'Yvetot.
Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M.
à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 191-198.

BECKSMANN E. (1965) - Comportement des agents de pollution des eaux souterraines. M. AIH Congrès Hanovre 1965
Mai 1967 - p. 152-6.

BECKSMANN E., BILLIB H., ENGELHARDT W. (VON), ZIMMERMANN W. (1965) Gutachten : Verhalten von Erdölprodukten im Boden. Stand der Erkenntnisse und offene Fragen - V.D.G. Bad-Godesberg - 1965 - 1 vol. 138 p.

BEHNKE J.J., HASKELL J.R. (1968) - Ground water nitrate distributions beneath - Fresno Californie,
JAWWA - Avril 1968 - 60 : 4 - p 477-80.

BELLEGARDE (DE)B. (1966) - Connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de LYON. Rapport n° 3. Etude par traceurs des relations entre la nappe alluviale et le canal de Jonage.
B.R.G.M.-D.S.G.R. 66 A 438.

BELLEGARDE (DE) B., DAVID L., CAMUS G., GUDEFIN H. LIENHARDT G. (1966) - Connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de Lyon. Rapport n° 2. Etude préliminaire de l'Ile de Vaulx-en-Velin. B.R.G.M. - D.S.G.R. 66 A 18.

BERAUD J.F., CLOUER d'ORVAL M. (1976) - Détermination du colmatage du lit d'une rivière en relation avec une nappe souterraine, B.R.G.M. 2e partie, section III, n° 3/4 1976, p. 125 - 137.

BERGER G., BOSCH B., DESPREZ N., LETOLLE R., MARCE A., MARIOTTI A., MEGNIEN C. (1977) - La minéralisation des eaux souterraines de la Beauce et le renouvellement de la nappe : application des marquages isotopiques (^3H , ^{15}N , ^{34}S) - Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (FRANCE) les 1er et 2 Mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2 p. 21 - 33.

BERGER G., CHARLET D., THIERY D., VALENTIN J. (1979). Champ captant de Chalons-sur-Marne. Définition par modèles mathématiques des conditions d'exploitation et des périmètres de protection. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 199 - 209.

BERNARD D., BONNET M., BROSSIER G., LANDREAU A. (1977) - Acquisition de la composition chimique de l'eau au cours de l'infiltration à travers la zone non saturée : présentation du site expérimental et du programme de l'étude. B.R.G.M., 77, S.G.N., 606, H.Y.D.

BERNARD D., CAULIER P., CREMILLE L., MANTA J. (1977) - Etat et évolution de la qualité chimique de l'eau de la nappe de la craie dans le Nord de la France. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1. p. 65-92.

BESBES M., LEDOUX E. et al (1976) - Evolution à long terme de la qualité des eaux souterraines dans un bassin hydrogéologique, provoquée par l'activité humaine. S.H.F. 14e Journées de l'Hydraulique, Question IV, Rapport n° 6, Sept. 1976, p. 1-8.

BEYER W. (1965) - Das Verhalten von Mineralölen im Boden und die Eignung bindiger Erdstoffe als Dichtungsmaterial - W.W. 8. 1965 - 15 : 8 - p. 284.7.

BEYER W., SCHWIFIGER K.H. (1967) - Mineralöle im Boden und Grundwasser - W.W. 7. 1967 - 17 : 7 - p. 226-31.

BEZZEGH MM. (1964) - Problème radioactif du Trinkwasser in Zitternen und deren Lösung - BIFEPE n° 10 - Mai 1964 p. 69-72.

BILLIB H., MULL. R. (1968) - Wasseraufsichtsbehörde und Ölunfall - W.B. 4/1968 p. 102-106 ; 5/1968 p. 132-137.

BINDEMAN, BOBRYCHEV, BOCHEVER et al (1976) - Détermination du degré de liaison hydraulique entre nappe et rivière (Extrait de "Recherche et prospection des eaux souterraines pour l'alimentation en eau à grand débit". Traduit du russe par PIRAUD J.) B.B.R.G.M., 2e série, section III, 3/4, 1976, p. 169-170.

BISHOP W.D., CARTER R.C., LUDWIG H.F. (1965) - Gas movement in landfill rubbish - P.W. 11/65, 96 : 11, p. 64-68.

BLASZYK T., PAWULA A. (1973) - Principes de protection des captages d'eaux souterraines. Extrait. B.R.G.M. 75 S.G.N., 012 AME.

BLAVOUX B., SIWERTZ E. (1971) - Traçage isotopique de l'infiltration sur lysimètre - C.R.S.A.S. t. 273, p. 2056-59, 29 Nov. 1971.

- BOGAN R.H. (1961) - Problems arising from ground water contamination by sewage lagoons et Tieton, Washington, RATSEC - W 61 - 5 - GWC - (US DH) - 1961 - p. 83-7.
- BONNET M. (1971) - Rappel de quelques généralités concernant la propagation des fluides miscibles en milieu poreux. B.B.R.G.M., 2e série, n° 4, 1971, p. 3 - 7.
- BONNET M. (1978) - Méthodologie des modèles de simulation en Hydrogéologie. Thèse d'Etat. Nancy, Juin 1978. B.R.G.M. 78, S.G.N. 655, M Y D.
- BONNET M., LALLEMAND-BARRES A. - Mesure de la vitesse d'écoulement en milieu saturé par les méthodes de traçage - B.R.G.M., 70, SGN, 365, HYD, Décembre 1970.
- BONNET M. et LALLEMAND-BARRES A. (1972) - Détermination des paramètres des aquifères à l'aide de traceurs. B.R.G.M. 72, S.G.N., 017, AME, 28 p.
- BONNET M. LALLEMAND-BARRES A. (1977) - Propagation des nitrates dans un sol du Val de Loire. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (FRANCE) les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2 p. 37 - 43.
- BONNET M., MARGAT J. (1976) - Aide-mémoire sur l'évaluation des ressources en eau des aquifères subordonnées aux cours d'eau. B.R.G.M., 2e Série, Section III, 3/4, 1976, p. 115 - 124.
- BONNET M., PEAUDECERF P. (1977) - Pour l'établissement de modèles régionaux des gestions des eaux souterraines. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Nice (FRANCE) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines

- et l'approvisionnement en eau de la FRANCE. p. 131-136.
- BONTE (1962) - Etude de la salure de la nappe alluviale du Rhin entre Mulhouse et Colmar. Mines de Potasse d'Alsace (M.D.P.A.) - 1962 - n° E11.
- BOOCHS P.W., BAROVOC G., MULL R. (1977) - L'influence de la sorption sur les processus de transport dans l'eau souterraine. D.G.M. n° 3, Juin 1977, p. 60-65.
- BOROWCZYK M., MAIRHOFER J., ZUBER A. (1966) - Single well pulse technique. Isotopes in Hydrology, Proceedings of a Symposium, Vienne 14-18 Nov. 1966, I.A.E.A Vienne 67.
- BOSCH B., CORDEAU J.Y., FOURNEAUX J.C., MARCE A., SARROT-REYNAULD J. (1972) - Le dosage des isotopes du soufre et la détermination de l'origine des sulfates dans les eaux. Deuxième Colloque sur la protection et la pollution des eaux de la région Rhône-Alpes, LYON, 5.6.7. Déc. 1972, Document LIV.
- BOSSY G. (1976) - La pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures. S.H.F. 14e Journée de l'Hydraulique, Question IV, Sept. 1976, p. 1-6.
- BOSSY G., de CARMANTRAND B. (1977) - Recherche d'une méthodologie pour l'établissement de consignes d'intervention en cas de pollution accidentelle. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (FRANCE), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 3 p. 13-21.
- BOUCETTA M. (1977) - Vulnérabilité de la nappe des calcaires de Beauce à la pollution. Premiers résultats concernant la pollution agricole (engrais - pesticides).

Colloque national organisé par S G N - B R G M à Orléans la Source (FRANCE), les 1er et 2 mars 1977.

Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1. p. 93 - 98.

BOUQUIAUX J. LAFONTAINE A. (1966) - Etablissement des limites admissibles de concentration des substances radioactives dans l'eau potable, CEBEDEAU Le Livre de l'eau, vol. IV 1966, p. 295 - 330.

BOUYAT C., FAGES R., PICOD G., (1979) - Prévision de la suppression de pompages importants. Exemple des pompages du Grand Camp à LYON. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain p. 303 - 314.

BOVARD P., GRAUBY A. (1963) - Etude de la migration des radioéléments dans le sol en place - Colloque international sur la rétention et la migration des ions radioactifs dans les sols 1963, p 25 à 40, C.E.N.S. P.U.F.

BRASSART (1969) - Etude relative à la neutralisation des huiles usagées - D.E.R.S.P. - 1969 - 74 p.

BREBION G., CABRIDENC R., LEYGUE M. (1967) - Etude des possibilités de dégradation du phénol - T.E. 2e tri. 1967 - 20 : 51 - p 46-9.

BRESSON G., REVERT J., ROUGIER J., (1979) - Injection dans le sous sol des effluents après traitement. Expérience de la ville de Saint Jean de Monts (Vendée). Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous sol, un atout pour l'aménagement urbain p. 315 - 333.

BRINKHAUS T. (1967) - Erfahrungen mit uferfiltrierten Grundwasser am Mittelrhein GWF - 10.2.1967 - 108 : 6 - p. 135 - 8.

BRISSAUD F., COUCHAT Ph. et al. (1976) - Influence des échanges entre phases sur la propagation des solutés du milieu poreux naturel. S.H.F., 14e Journées de l'Hydraulique, Question IV, sept. 1976, p. 1-7.

BRISSAUD F., COUCHAT P., LAMBERT F., (1977) - Représentation du rôle de l'hétérogénéité des formations aquifères dans la propagation des solutés. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (FRANCE), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 45 - 54.

BRISSAUD F., COUCHAT Ph. (1978) - Intéraction liquide-solide et migration des solutés en milieu poreux saturé. B.B.R.G.M., 2e Série, Section III, n° 4, 1978, p. 293-302.

BRISSAUD F., PAPPALARDO A., PEAUDECERF P. (1978) - Transfert dispersif dans une tranche verticale de milieu aquifère. Symposium of Fluid mechanics and scale effects on the phenomena in porous media. Thessaloniki A.I.R.H.

BROWN D.J., RAYMOND J., (1962) - Radiologie monitoring of ground water at the Handford project. JAWWA 54 : 10 Oct. 62 p.

BUCKSTEEG W. (1967) - Beseistigung anorganischer Schmutzstoffe GWF - B08 : 34/36 - 25.8.67 - p. 962-65 - 8.9.67 p. 1018.

BUSSE J.F. (1962) - Les formations quaternaires de la région de Valence. Etude hydrogéologique. Diplôme d'Etudes Supérieures. Faculté des Sciences de Grenoble. Institut DOLOMIEU, 2 vol. 183 p.

BUSSE J.F. (1967) - Etudes de la protection et de l'extension des zones de captage de l'agglomération lyonnaise A.B.R.M.C. Fév. 1967, 30 p, 1 pl.

BUSSE J.F. (1970,a) - Protection des zones de captage de l'agglomération lyonnaise. Résultats acquis et études à mener. A.B.R.M.C. 16.02.1970, 17 p, 4 pl.

BUSSE J.F. (1970 b) - Ressources en eau de la région lyonnaise. Résultats des études hydrogéologiques. Protection des nappes alluviales. A.B.R.M.C., 19.02. 1970 38 p , 2 pl.

BUSSE J.F. (1971) - Etude de la protection de la nappe alluviale du Rhône en amont de l'agglomération lyonnaise. Résultats des campagnes de prélèvements et mesures effectuées en 1970. A.B.R.M.C., juin 1971, 11p. 7 fig. 2 tabl. 2 pl, 15 diapositives.

BUSSE J.F. (1973) - Protection de la nappe de LYON contre la pollution. La Houille Blanche n° 4/5 1974. Comptes rendus de la session organisée les 15.16. Nov. 1973 par la Société Hydrotechnique de France. La Houille Blanche, numéro spécial 4/5/ - 1974 p. 343 - 355, 5 fig.

BUSSE J.F. (1974) - Protection de la nappe de LYON contre la pollution. A.I.H. Congrès de Montpellier, FRANCE 1974, tome X, 1, p 46-50, 1 fig.

BUSSE J.F., CALMELS P., MOLINARI J. (1972) - Propagation de la pollution entre le sol et la nappe (zone non saturée) dans la plaine de l'Est lyonnais. Deuxième colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon 5.6.7. Déc. 1972. Document LXXXVII, 1p.

BUSSE J.F., CALMELS P., MOLINARI J. (1974) - Propagation de la pollution entre le sol et la nappe (zone non saturée) dans la plaine de l'Est lyonnais. Revue de l'Institut Pasteur de Lyon, 1974, t. 7, n° 4, p. 347 - 371, 12 fig, 4 tabl.

BUSSE J.F., GLEIZES C., LACROIX J.L. (1972) - La pollution et sa propagation dans la nappe alluviale de l'Est lyonnais. Deuxième colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon 5,6,7. Déc. 1972. Document C.I., 4 p.

BUSSE J.F., LAKSHMANAN J., LUNSKI S. (1972) - Protection de la nappe alluviale du Rhône à l'amont de Lyon. Prospection géophysique. Compagnie de Prospection Géophysique Française. 35 p. , 6 pl.

BUSSE J.F., LAKSHMANAN J., LUNSKI S. (1973) - Protection de la nappe alluviale du Rhône à l'amont de Lyon. Prospection géographique de la zone non saturée. Compagnie de Prospection Géophysique Française. 26 juin 1973. 10 p., 6 pl.

BUYDENS R. LAFONTAINE A. (1965) - Caractéristiques de potabilité d'une eau (Le Livre de l'Eau. Vol. III),
CEBEDEAU - 1965 - p. 177-207.

CADILLON M., PORTIER J. (1977) - Quelques résultats expérimentaux sur le pouvoir épurateur des sols soumis à l'épandage d'effluents. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 Mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 65-74.

CALVET R., TIERCE M. (1977) - Absorption des herbicides par les constituants minéraux du sol. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p 75-88.

CAMPENNI L.G. Synthetic detergents in ground water (part 2)
WSW - 108 : 6 - 1961 - p. 210 - 3.

CARGILL R.L., DAVIDSON J.M. (1969) - Movement and adsorption of fluomevuron in norgeloam - Proceedings twenty-second annual meeting southern weed science society, Janv. 21, 22, 23 1969 ; DALLAS, TEXAS

CASTANY G. (1967) - Traité pratique des eaux souterraines, Paris Dunod, 2e éd. 1967, 696 p.

CASTANY G. (1977) - Ressources en eau souterraine et approvisionnement en eau de la France. Etat actuel des connaissances et perspectives de développement. Rôle de l'Hydrogéologie. Géologues. (Revue de l'U.F.G.) n° 42, Oct. 1977, p. 7.

CASTANY G. (1978) - Protection des eaux souterraines contre la pollution 15e journées de l'Hydraulique Toulouse 5,6,7, septembre 1978, question 3. Rapport général p. 1 - 12.

CASTANY G., MARCE A., MARGAT J. (1975) - Contribution des traceurs naturels à l'évaluation des ressources en eau souterraine. H.B. n° spécial 3 - 4 - 1976.
p. 253 - 259.

CASTANY G., MARGAT J. (1977) - Dictionnaire Français d'Hydrogéologie. B.R.G.M.-S.G.N.

CATROUX G., COUTON V., VERGUET A. (1977). Etude du pouvoir épurateur d'un plateau absorbant utilisé en assainissement individuel. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 89-93.

CATROUX G., GERMON J.C. (1977) - Epandage d'eaux résiduares de sucrerie. Evolution caractéristique des eaux percolantes. Colloque national organisé par le S.G.N. B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 97 - 110.

CHOUTEAU A.F., CORTES A., DUBUS J. (1977) - Evolution des caractéristiques d'une nappe souterraine en cours d'exploitation. Essai d'interprétation synthétique des mesures hydrogéologiques et hydrochimiques dans les relations nappe-rivière. Exemple de la nappe souterraine de Jouchy à St Pierre de Mésage (Isère). Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.

Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 111 - 144.

CHOUTEAU A.F., FOURNEAUX J.C. (1972) - Un exemple de l'influence d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité des eaux d'une nappe. Deuxième colloque sur la pollution des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon Déc. 1972. Document XXIII.

CHRETIEN J., MERS C., de GRIMAL J.P., VIGREUX C. (1977) - Evolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation du département de l'Yonne. Aspects écologiques et sanitaires. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème I. p 111 - 127.

CLOUET Y. FEODOROFF A., LIBOIS A., MERIAUX S. (1972) - Infiltration et déplacement d'un traceur localisé dans un sol non saturé. Effet de l'humidité initiale. Annales agronomiques, 1972, 23 (4), p. 461 - 468.

COE J.J. (1970) - Effect of solid waste disposal on ground water quality - J.A.W.W.A. 62/12 p. 776-83, 1970.

COLAS A. (1970) - Pollution de l'eau par les pesticides - T.E.A., 1971 N° 290, p 21-36.

COLE J.A., WILKINSON W.B. (1976) - Un aperçu des recherches récentes sur la pollution des eaux souterraines au Royaume-Uni S.H.F 14e journées de l'Hydraulique, Question IV, Sept. 1976, p 1-8.

COLLEAUX L. (1966) - Le pouvoir autoépurateur du sol dans " le livre de l'eau" vol. V - CEBEDEAU 1966 p.297.303.

COLLIN J.J. (1967) - La pollution de la nappe alluviale du Doubs par les chlorures, dans le secteur de Gevry-Molay (Jura). B.B.R.G.M., 4, 1967, p. 23-30.

COLLIN J.J. (1971) - Etude hydrogéologique du couloir de Meyzieu B.R.G.M. 71 S G N 130 J A L.

COLLIN J.J. (1972) Interprétation de pompages d'essai effectués dans la plaine de l'est lyonnais - Campagne de septembre Novembre 1971 - B.R.G.M. 72 S G N 113 J A L.

COLLIN J.J. (1977) - La protection des captages contre les polluants chimiques. Défense passive ou contre-attaque ? Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 3. p 85 - 93.

COLLIN J.J., GUDEFIN H., HERVE J.Y. LIENHARDT M.J., ROUSSELOT D. (1973) système aquifère de l'Est lyonnais. Synthèse des connaissances, B.R.G.M. 73 S.G.N. 199 J A L.

COLSON R. (1967) - Un élément positif dans la lutte contre la pollution des eaux : Les détergents biodégradables. L.V.C. 33 : 387 10/67 - p. 1181 - 5 .

CONRAD G., DELEPOULLE A., ROUESLI M.S. (1977) - Propagation et évolution d'une pollution par hydrocarbures dans la nappe alluviale de la Seine, à Rouen, Haute-Normandie (France). Colloque national organisé par S.G.N.- B.R.G.M. Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1 p. 129-141.

COPPENS R., CHAROY B. (1975) - Pollution radioactive naturelle des eaux. Actes du 100e Congrès National des Sociétés Savantes, Paris, 1975, fasc. 1, p. 125 - 133.

- CORDEAU F., CORDEAU J.Y., FOURNEAUX J.C., SARROT-REYNAULD J. (1972) - Modification de la composition chimique des eaux des nappes aux abords des piézomètres en liaison avec leur mise en place. Deuxième colloque sur la protection et la pollution des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon, 5.6.7., Déc. 1972, Document LVI.
- CORDEAU F., CORDEAU J.Y., MARCE A., OLIVE Ph., SARROT-REYNAULD J. (1972) - Détermination du temps de résidence des eaux souterraines et de la vulnérabilité des nappes par dosage de tritium. Application aux nappes du Drac et de la Romanche. Deuxième Colloque sur la pollution des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon, Déc. 1972, Document LII.
- COREY J.C., NIELSEN D.R., KIRKHAM Don (1967) - Miscible displacement of nitrate through soil columns - S.S.S.A.P. 31/4, Juil. Août 1967, p. 497. 501.
- COROMINAS DULCET Jordi (1979) - Pollution de la Riera de Vilafranca et ses effets sur la nappe aquifère de la dépression de Saint Père de Ribes (Barcelone, Espagne). Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Lyon (France) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 513 - 523.
- COROMPT P., GAILLARD B., GUIZERIX J., MARGRITA R., MOLINARI J., CORDA R., CRAMPON N., OLIVIER D. (1974) - Méthode pour la détermination de caractéristiques de transfert de substances polluantes dans les nappes aquifères. Colloque sur l'emploi des techniques isotopiques dans l'hydrologie des eaux souterraines, I.A.E.A Vienne 11-15 Mars 1974. 13 p., 11 fig.

- CRAMPON N. (1977) - Quelques possibilités réglementaires et techniques d'amélioration de la protection des eaux souterraines captées. Adaptation des servitudes. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 3. p. 105 - 116.
- CROSBY J.W. III, JOHNSTONE D.L., DRAKE C.H., FENTON R.L., (1968) - Migration of pollutants in a glacial outwash environment. 1 W.R.R., Vol. 4, n° 5, Oct. 1968, p. 1095 - 1114.
- CROSBY J.W. III, JOHNSTONE D.L., FENTON R.L. (1971, a) - Migration of pollutants in a glacial outwash environment 2 - W.R.R. Vol. 7, N° 1, Févr. 1971, p. 204 - 208.
- CROSBY J.W. III, JOHNSTONE D.L., FENTON R.L. (1971 b) - Migration of pollutants in a glacial outwash environment 3 - W.R.R., Vol. 7, n° 3, Juin 1971, p. 713-720.
- DAFRANCA N. (1965) - Etude du mécanisme de la salure de la nappe phréatique à l'amont de Colmar. Haut Rhin, SGAL - Sept. 1965 - n° E 13 - 65 p.
- DALLEMAGNE M.J. (1966) - Pesticides (Le livre de l'eau - vol. V) CEBEDEAU 1966, vol. V p 353-81.
- DASSONVILLE G. (1978) - Méthodes récentes d'études des nappes d'eau souterraine au moyen de modèles mathématiques. Applications pratiques. T.E.A. n° 373, Janv. 1978, p. 6 à 16.
- DASSONVILLE G. (1979) - L'évolution de la qualité de l'eau souterraine pompée dans une nappe alluviale. Colloque national organisé par le S.G.N.- B.R.G.M. à Lyon (FRANCE)

les 13 et 14 Mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 525 - 526.

DAVID L. (1967) - Formations glaciaires et fluvioglaciales de la région lyonnaise. D.L.G.F.S.L. n° 22, 1967, 159 p. 37 texte-fig, 23 pl.

DAVID L., DE BELLEGARDE B., CAMUS G., GUDEFIN M., LIENHARDT G. (1966) - Connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de Lyon. Rapport n° 2. Etude préliminaire de l'Ile de Vaulx-en-Velin - B.R.G.M. - D.S.G.R.66 A 18.

DAVID L., GUDEFIN H., LIENHARDT G. (1965) - Connaissance de l'hydrogéologie de la plaine de Lyon - Rapport n° 1 B.R.G.M. - D.S.G.R. 65 A 3925.

DAVID L., MONGEREAU N., VIAL J. (1972) - Pollution par le fer et le manganèse. 2e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes Lyon 5 - 7 Décembre 1972 - Doc. X C.

DAVIDSON J.M., RIECK C.E., SANTELMANN P.W. (1968) - Influence of water flux and porous material on the movement of selected herbicides - S.S.S.A.P., Vol. 32, N° 5, Sept. Oct. 1968, p. 629 - 33.

DEGOT B. (1965) - La pollution des eaux par les matières radioactives - C.H. N° 6 - juin 65 p 57-63.

DEJONGHE P., BAESTLE L., MAES W., STANER P. (1963) - Etat d'avancement du programme d'études sur le mouvement de radioéléments dans le sol au C.E.N. à MOL - Colloque international sur la rétention et la migration des ions radioactifs dans les sols - 1963, C.E.N. SACLAY, p. 25 à 40 P.U.F.

DEUTSCH M. (1963) - Ground water contamination and legal control in Michigan USGSWSP - 1963 - n° 1691 - 79 p.

DION J., MOUSSU P. (1978) - Sélection bibliographique sur les relations nappe/rivière. B.B.R.G.M., 2e série, section III, 3/4, 1978, p. 171-172.

DOSCH Von F. (1967) - Technik und Ergebnisse von Schichtenfärberversuchen in Grund und Oberflächenwässern sowie in gespeicherter Trinkwässern - Steirische Beiträge zur Hydrogeologie 1966/67, Graz 1967, p. 185-204.

DOWST R.B. (1967) - Highway chloride applications and their effects upon water supplies. JNEWWA - Mars 1967 - 81 - 1 p. 63 - 7.

DRACOS Th. (1966) - Physikalische Grundlage und Modellversuche über das Verhalten und die Bewegung von nichtmischbaren Flüssigkeiten in homogenen Böden - MVWE ETH Zürich 5.1.1966 - 72 - 38 p.

DRACOS Th. (1976) - Pollution des nappes par les hydrocarbures. S.H.F., 14e Journées de l'Hydraulique, Question W. Sept. 1976, p. 17.

DROST, KLOTZ, KOCH, MOSER, NEUMAIER, RAUERT (1968) - Point dilution - W.R.R. Vol. 4, n° 1, Fév. 1968 p. 125 - 146.

DUPRAT, SIMLER L., UNGEMACH P. (1966) - Résultats de la campagne de prospection électrique sur le secteur Colmar Sud. S.G.A.L. - 1966 - n° E 14.

DUPUIS J.D. (1974) - L'action des fondants chimiques (sels de déneigement) sur les eaux superficielles et souterraines. N E V E INTERNATIONAL n° 4, 1974, p. 44-49.

EFFENBERGER E. (1964) - Verunreinigung eines Grundwassers durch Cyanide AHB - 1964 - 148 : 4/5 - p. 271-87.

ELLIS H.M. (1965) - Influence des décharges de résidus solides domestiques et industriels sur les eaux de surface et souterraines. Troisième Congrès international du G.I.R.O.M, Trente (Italie), 24-29 Mai 1965, p. 37-42.

ELLIS H.M. (1968) - Influence of dumps of solid domestic and industrial refuse on surface and underground water P.C. - juin 1968 - 55 : 6 - p. 378-80.

ELLIS W.R., KEVI L., WIEBENGA W.A. (1968) - The investigation of water flowthrough porous mediums by means of radio tracers - W.R.R., Vol. 4 , n° 2, avril 1968, p. 413 - 16.

EMSELLEM Y. (1976) - Pollution des nappes souterraines. S.H.F., 14e Journées de l'Hydraulique, Question V, Sept. 1976, p 1-6.

EVIN J., MONGEREAU N., ROUSSELOT D. (1980) - Utilisation du radio-carbone pour une meilleure connaissance de l'alimentation des nappes aquifères. Origine des eaux souterraines du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieux (Rhône). T.S.M. Avril 1980, p. 193-199., 3 fig., 1 tabl.

EWING B.B., LEFKE L.W., BANERJI S.K. (1961) - Retention of ABS on soils and biological slimes - RATSEC - W 61 - 5 GWC - USDHEW - P.H.S. 1961 - p. 166-77.

FARVOLDEN R.N., HUGHES G.M. (1971) : Hydrogéologie implications in solid waste disposal. Conference de Moscou 1971, 7p., 8 fig., 3 tabl.

FAUST S.D., ALY O.M. (1964) - Water pollution by organic pesticides - JAWWA 56 : 3 - Mars 1964 p. 267-79.

FLYNN J.M. (1961) - Impact of suburban growth on ground water quality in Suffolk County. N.Y. - RATSEC - W 61 - R - GWC USDH - PHS - 1961 - p. 71-82.

FLYNN J.M., ANDREOLI A., GUERRERA A.A. (1958) - Study of Synthetic Detergents in Ground Water - JAWWA - 50 : 12 12/58 p. 1551-62.

FOURNEAUX J.C. (1977) - Mise en évidence des liaisons entre une nappe à surface libre et un cours d'eau superficiel. Colloque national organisé par le S G N - B.R.G.M. à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France. p. 281 - 288.

FOURNEAUX J.C. (1978) - La nappe de la plaine de l'Isère dans l'ombilic de Grenoble. Géologie alpine, t 54 1978, p 25 - 66;

FRANK H., HAGEL G. von (1964) - Untersuchungen über die Dekontaminierungswirkung - G.W.F. 105 : 50 11/12/64 - 1400-3.

FRIED J.J. (1972) - Etudes théoriques et méthodologiques de la dispersion en milieu poreux naturel. Thèse de Doctorat d'Etat ès-sciences physiques, Faculté des Sciences de l'Université de BORDEAUX.

FRIED J.J. (1975) - La pollution de l'eau souterraine. Théorie Méthodologie, Modélisation et règles pratiques. Elsevier scientific publishing Company, Amsterdam, 1975, p. 1-330.

- FRIED J.J. (1976) - Mécanismes de la pollution des eaux souterraines et aménagement de l'environnement vers une méthode d'implantation de dépôts d'ordures ménagères. S.H.F., 14e Journées de l'Hydraulique, Question IV, Rapport n° 7 b, Sept. 1976.
- FRIED J.J., MOSER H., MUNTZER P., POULET J.B., TRIMBORN P., ZILLIOX L. (1977) - Détermination du champ des vitesses de l'eau souterraine par la méthode de dilution ponctuelle. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p 175 - 182.
- FRIED J.J., UNGEMACH P. (1973) - Recherche des vitesses et des coefficients de dispersion. Méthodes géophysiques et modèle hydrodispersif. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris Centre d'Informatique géologique, LHM/R/73/15, 64 p.
- FURNESS J.F. (1962) - The effect on surrounding underground water of tipping household refuse into wet gravel pits at Egham PSWTE - 1962 - 11 : 1 - p. 23-31.
- GACHON L., TRIBOI E. (coll. techn. DELPY R., BAUCHER G. (1977) - Influence du système cultural sur la charge en nitrates des eaux d'infiltration. Colloque national organisé par le S G N B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1, p. 143 - 159.
- GAILLARD B. (1976) - Méthode de traceurs pour la détermination des paramètres de transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères, contribution à la délimita-

tion des périmètres de protection des captages d'eau d'alimentation publique. Thèse de Doctorat d'Université, présentée à l'Université Scientifique et Médicale de Grenoble, t. 1, texte 119 p. ; t. 2, 81 fig.

- GAILLARD B., GUIZERIX J., MARGAT J., MARGRITA R., MOLINARI J., ROUSSELOT D., SAUTY J.P. (1976). Evaluation pratique par traceurs de caractéristiques de transfert de l'eau, vecteur de polluants, dans la zone saturée des aquifères I.A.E.A. Vienna 1976
- GAILLARD B., LALLEMAND-BARRES A., MOLINARI J., PEAUDECERF P. (1977) - Migrations comparées de diverses substances polluantes dans une nappe. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2 p. 183 - 194.
- GAILLARD B. ROUSSELOT D., SAUTY J.P. (1977) - Application d'une méthode économique de détermination sur le terrain des paramètres de dispersion : traçage en écoulement radial convergent. Expérimentation et Interprétation. Pavie, 20-22 Avril 1977, Hydrodynamic diffusion and dispersion in porous media.
- GAMRASNI M.A. - (1967 - 1968) - Les pesticides et l'eau, L'EAU Déc. 1967 p. 579-84 - Janv. 1968 p. 23-31.
- GANOULIS J., THIRRIOT C. (1977) - Modèles pour l'étude de la dispersion des rejets. Dispersion capillaire en milieux poreux et applications aux problèmes de pollution des sols. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimen-

tation humaine. Thème 2 p. 195 - 202.

GARNIER J.-L., UNGEMACH P. (1968) - Résultats acquis à la date du 15.12.1967 sur le secteur alluvial Colmar-Sud. S.G.A.L. - 8.1.1968 - n° E 16 - 27 p.

GATELLIER C., GUDIN C., ROGIER Ph. (1974) - Conséquences d'un déversement d'hydrocarbures dans le sol et techniques applicables à une réhabilitation. S.H.F. 13e Journées de l'Hydraulique, Paris 1974, Question VI, Rapport 2, p. 1-12.

GAUDET J.P., JEGAT H., VACHAUD G. (1975) - Etude du mécanisme des transferts d'eau et de soluté en zone non saturée avec prise en compte d'une fraction liquide immobile H.B. n° spécial 3 - 4 1976. p. 243 - 251.

GAUDET J.P., VACHAUD G. (1977) - Simulation de l'infiltration en régime transitoire d'eau et de soluté dans la zone non saturée. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 Mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 203 - 212.

G.E.E.R.S.(1974) - Rapport du groupe d'études sur l'élimination des résidus solides. T.S.M. L'eau 2/1974, p. 88-89.

GENDRIN P., TALEB R. (1977) - Pollution de la nappe phréatique d'Alsace par les chlorures des mines de potasse. Colloque national organisé par S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1 p. 161 - 171.

GERBA G.B. et al (1975) - Fate of wastewater bacteria and virus in soil. Proc. A.S.C.E.J. of irrigation and drainage division, vol. 101, n° 1 R3, Sept. 1975, p. 157 - 174.

GERENTE M. (1977) - Réflexions sur l'action de l'Administration dans le domaine de la gestion et de la police des eaux souterraines. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France. p. 299-305.

GEVIN P., LIENHARDT G., MICHEL R. (1964) - Etat des principaux problèmes, hydrogéologiques posés dans la zone de coordination de l'eau Rhône 2. B R G M - D S G R 64 A 23.

GILLHAM R.W., WERBER L.R. (1969) - Nitrogen contamination of groundwater by barnyards leachates - J.W.P.C.F., Oct. 1969, vol. 41/10, p. 1752-1762.

GIRARD R.F. (1966) - Plan de l'an 2000 du Service des Eaux de Lyon. Agence Rhodanienne de Publicité et de l'Edition. 1966.

GLEIZES C. (1975 - Protection des nappes alluviales contre la pollution. Site alluvial de l'Est Lyonnais. A.B.R.M.C. 1975.

GOBLET P., LEDOUX E., LESSI J., de MARSILY G. (1977) - Transport de matière en aquifère hétérogène. Influence

du facteur d'échelle sur la détermination des paramètres de la dispersion. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 Mars 1977.

Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p 215 - 229.

GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W. - (1970) - Selbstreinigungsvorgänge im aeroben und anaeroben Grundwasserbereich - Sonderdruck aus V.W. Band XXXVI, 1970, p. 64-92, 7 fig., 4 tabl., 56 ref.

GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W. (1972) - Contamination de l'eau souterraine par des dépôts de déchets et implications pour les méthodes d'évacuation des résidus. CEBEDEAU, Oct. 1972, n° 347, p. 428-433, 1 fig., 1 tabl.

GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W. (1972) - Contamination de l'eau souterraine par des dépôts de déchets et implications pour les méthodes d'évacuation des résidus. CEBEDEAU. Oct. 1972 n° 347 p. 428 - 433.

GOMELLA C., BALETTE B. (1972) - Les décharges d'ordures ménagères et la protection des eaux. 2e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon, Déc. 1972, vol. 1, Doc XXXVI, p. 1-3.

GONI J., GREFFARD J., LELEU M., MONITION L. (1973) - Le fluor dans les eaux de boisson B.R.G.M. - 73 S G N 429 AME.

GRANDA ROVSKI G. (1975) - Qualité des eaux de la nappe phréatique d'Alsace. Carte des pollutions constatées. Hydrogéologie, Géologie de l'ingénieur B.B.R.G.M. Section III, n° 2, 1975, p. 97-101.

GREFFARD J. (1970) - Equilibres carboniques et corrosion - B. B.R.G.M. (deuxième série) section III, n° 4, 1970, p. 23-44.

GRILLOT J.C., BAYER F. (1976) - Sur les possibilités de stockage à l'air libre, en pays karstique, d'ordures ménagères traitées par broyage et compactage : un exemple d'analyse et de contrôle des risques de pollution biologique des eaux souterraines. CEBEDEAU, n° 388, vol. 29, Mars 1976, p. 94-103.

GRISON G. (1965) - Le stockage des déchets radio-actifs - AIH Mémoire T. VII - Congrès de Hanovre, 16/9/65 1967 p. 157-64.

GRUBB H.F. (1970) - Effets of a concentrated acid on water chemistry and water use in a pleistocene outwash aquifer - G.W. vol. 8 : 5, p. 4-7, 1970.

GUDEFIN H. (1971) - Note de synthèse résumant les principaux enseignements tirés des observations piezométriques.

GUIZERIX J., CALMELS P., COROMPT P., GAILLARD B., MAESTRINI A. (1967) - Appareil utilisant une source de neutrons pour la mesure des vitesses horizontales de filtration - Steirische Beiträge zur Hydrogeologie, 1966/67 - Graz 1967, p. 51 - 67.

- GUIZERIX J., MARGRITA R. (1975) - Méthodologie d'étude par traceur des transferts de masse. H.B. Numéro spécial 3-4 - 1976 p. 187-196.
- GUIZERIX J., MARGRITA R. (1975) - Théorie de la méthode d'Allen et ses conséquences pratiques pour la mesure des débits en conduite H.B. numéro spécial 3 - 4 1976 p. 291 - 296.
- HAMMERTON C. (1962) - Pollution of underground waters by synthetic detergents - PSWTE - 11 : 1 - 1962 - p. 17-22.
- HARMESON R.H. (1961) - ABS in ground water - RATSEC - W 61-5 GWC - USDHEW - P.H.S. 1961 p. 190-3.
- HARTKORN K.H. (1971) - L'influence des eaux usées et de l'eau de percolation des dépôts d'ordures sur les nappes souterraines. W A B W, 1971, p. 113-152, 20 fig.
- HASCOET M., JAMET P. et al (1974) - Entraînement des pesticides par percolation et ruissellement. Influence particulière du drainage. S.H.F., 13e Journée de l'Hydraulique, 1974. Question III, Rapport 14, p. 17.
- HAUSGHEM C., RONDIA D., VANBENEDEN G. (1966) - Pollution et toxicité des eaux d'alimentation (Le Livre de l'eau Vol. IV) - CEBEDEAU 1966 p. 332-78.
- HAZZAA I.B. (1970) - Détermination of the velocity and direction of ground water flow by radioisotopes B.A.S.H. XV, 2, juin 1970, p. 11 à 15.
- HEUSGHEM C., RONDIA D., VAN BENEDEN G. (1966) - Pollution et toxicité des eaux d'alimentation (dans le "livre de l'eau" Vol. IV - CEBEDEAU - 1966.

- HILL D.W., Mr CARY P.L. (1967) - Anaérobic dégradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides - JWPCF 39 : 8 - Août 1967 p. 1259.
- HOEKS J. (1976) - La pollution du sol et de l'eau souterraine par les décharges de déchets solides. Institute for Land and Water Management Research. Technical Bulletin 1976, p. 70-86.
- HOFFMAN B. (1972) - Dispersion of soluble hydrocarbons in groundwater stream - Advances in water pollution research, HA 7b, Pergamon Press 1972.
- HUBER G. (1968) Oelunfall in Chateauf - G.L. 7 1968 - p 9-12.
- HUNT B.W. (1974) - (Radical dispersion in ground-water flow) La dispersion radicale dans l'écoulement de l'eau souterraine. Proc. A.S.C.E., J. ENG. MECH. DIV. Vol 100, n° EM6, Dec 1974, p 1117-1127.
- JAMIER D., VIAL R. (1978) - Applications hydrogéologiques des isotopes naturels de l'eau. Géologues (revue officielle de l'U.F.G.) n° 46, Oct. 1978, p. 54-62.
- JAMMET (1956) - Les risques de pollution des eaux par les produits radio-actifs - L'EAU n° 12 - Déc. 56 p. 263-72
- JUSTE C., TAUZIN J., COURPRON C., DUREAU P. (1977) - Lessivage des éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes et contribution de ce phénomène à la pollution éventuelles des exutoires (fossés de drainage et lacs littoraux). Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1. p. 173 - 191.

KAUFMANN W.S. (1961) - Inorganic contamination of ground water
RATSEC - W 61 - 5 - GWC - PHS - 1961 - p. 43-50.

KEILLING J. (1956) - La contamination du sol et des eaux par
les produits utilisés en agriculture.
L'EAU - Déc. 1956 - n° 12 - p. 277-81.

KLAER F.H. (1963) - Bacteriological and chemical factors in
induced infiltration - G.W. - 1 : 1 Janv. 1963 -
p. 38-43.

KNUTSON G. (1967) - Tracing groundwater flow in sand and
gravel using radioactive isotopes - Steirische Beitrage
zur hydrologie - 1966 - 67 - Graz 1967, p. 13 - 33.

KOLB E. (1975) - Physiologie des animaux domestiques.
Paris, Edit. Vigot Frères, 1975, 974 p, 277 fig.
250 tabl.

KRIEGER R.A. (1961) Ground water contamination in the Greensburg
oil field - Kentucky - RATSEC - W 61-5 - GWC - PHS
1961 - p. 91-97.

LACROIX J.L., GLEIZES C., BUSSE J.F. (1972) - La pollution et
sa propagation dans la nappe alluviale de l'Est lyonnais.
Deuxième colloque sur la pollution et la protection des
eaux de la région Rhône-Alpes, Lyon 5.6.7., Déc. 1972.
Document C1, 4 p.

LALLEMAND-BARRES A. (1969) - Possibilités offertes par les métho-
des de traçage pour l'étude du mouvement de l'eau dans
la zone non saturée - B.R.G.M. 69 SGL 281 HYD. Sept.
1969.

LALLEMAND-BARRES A. (1971) - Mesure de la vitesse d'écoulement
en milieu saturé par les méthodes de traçage. Etude

documentaire B.B.R.G.M., 2e série, n° 4, 1971,
p. 9-15.

LALLEMAND-BARRES A., BROSSIER G. (1973) - Contribution
à l'étude de la propagation des polluants dans la
zone non saturée. B.R.G.M. - 73 S G N 396 A M E.

LALLEMAND-BARRES A., PEAUDECERF P. (1978) - Recherche des
relations entre les valeurs mesurées de la dispersi-
vité macroscopique d'un milieu aquifère, ses autres
caractéristiques et les conditions de mesure. Etude
bibliographique. B. B.R.G.M. 2e série, Section III,
n° 4, 1978, p. 277-284.

LANDON R.A. (1971) - Application of hydrogeology to the
selection of refuse disposal sites - G.W. Vol. 9 : 6
p 9 - 13, 1971.

LANDREAU A., LEMOINE B. (1977) - Présentation de la carte de la
qualité chimique des eaux souterraines de la France.
Colloque national organisé par le S G N - B R G M
à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux
souterraines et l'approvisionnement en eau de la
France, p. 359.

LANGER W. (1965) - L'influence des décharges de résidus solides
sur les eaux de surface et souterraines. Troisième
Congrès international du G I R O M, Trente (Italie)
24 - 29 Mai 1965, p. 7-36.

LECLERC E. (1971) - Les détergents et la pollution des eaux
Méthodes d'analyses. Ouvrage - Editions CEBEDOC
Liège (Belgique) 1971.

LERENARD A. (1966) - La pollution des eaux par les pesticides
(La pollution des eaux. Quelques problèmes d'actua-
lité).

- CANRT - Ed. Eyrolles G. Villars 1966 p. 19-43.
- LE STRAT - (1956) - La pollution des eaux par les produits détersifs - L'EAU n° 12 12/56 p. 272-7.
- LETOLLE R. (1974) - Etat actuel des connaissances relatives à la Géochimie isotopique de l'azote. Revue de Géogr. phys. et de Géol. dynam. (2) Vol. XVI, fasc. 1, p 131-138, Paris 1974.
- LETOLLE R. (1978) - La géochimie isotopique et ses applications. Géologues, n° 46, oct. 1978, p. 42-53.
- LETOLLE R., MARIOTTI A (1977) - Détermination de l'origine des pollutions azotées sur le marquage isotopique naturel. Colloque national organisé par le S G N B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p 239-241.
- LETOLLE R., LORENZI L., MONTIEL A., (1977) - Le mercure dans les nappes souterraines de la région parisienne. Colloque national organisé par le S.G.N. B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 1. p. 203 - 207.
- LETOURNEUR J. MICHEL R. (1971) - Géologie du Génie civil, Paris, Armand COLLIN, Collection U, série "Géologie" 728 p.
- LEVEQUE P. (1969) - Emploi des traceurs radioactifs naturels et artificiels en hydrologie souterraine. H.B. n° 8 - 1969 p. 833-48.

- LIENHARDT G. (1967-68) - Introduction du thème "eaux souterraines et présentation des cartes de la nature chimique des eaux souterraines de la région Rhône-Alpes."
RIPL - 1967/68 - t. 1 n° 2 - p. 227-33.
- LIPPOK W. (1966) - Modellversuche über das Verhalten von Heizöl EL im porösen Medium - DGM 10.1966 - 10 : 5 - p. 145-57.
- LUMU B.M. (1973) - Etude des possibilités d'emploi comme traceurs en hydrologie souterraine des cations activables chélatés. Application à l'Indium - D.T.P.A. Thèse de Docteur d'Université. Paris 6.
- LUNSKI S., LARSHMANAN J., BUSSE J.F. (1972) - Protection de la nappe alluviale du Rhône à l'amont de Lyon. Prospection géophysique. Compagnie de Prospection géophysique française, 35 p. 6 pl.
- LUNSKI S., LARSHMANAN J., BUSSE J.F. (1973) - Prospection de la nappe alluviale du Rhône à l'amont de Lyon. Prospection géophysique de la zone non saturée. Compagnie de Prospection géophysique française, 26 juin 1973, 10p. 6 pl.
- MAES M. (1977) - Maîtrise de la décharge contrôlée. Recherches d'une protection des nappes phréatiques contre les décharges de résidus urbains et industriels. APAVE n° 193, 1976, p. 71-82 et n° 194, 1977, p. 67.81.
- MALLMANN W.L., MACK W.N. (1961) - Biological contamination of ground water - RATSEC - 1961 - W 61-R - GWC - USDH p 35 - 43.
- MANDEL (1960) - Hydrogeological field work with radioactive tracers in Israel up to May 1960. A.I.H.S. Assemblée générale de Helsinki 1960, Commission des eaux souterraines.

- MARCHETTI R. (1966) - Relations entre l'activité de surface la composition chimique et la toxicité, vis à vis de la vie aquatique, des détergents synthétiques. CANRT - Ed. Eyrolles 1966 - p. 185-217 - Tiré de "La pollution des eaux".
- MARGAT J. (1968) - Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. Bases de sa cartographie B.R.G.M. 68 - S G L 198. HYD.
- MARGAT J. (1977) - A propos de la gestion de la qualité des eaux souterraines. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France. p. 409-415.
- MARGAT J., ALBINET M. (1965) - La pollution des eaux souterraines par les eaux de surface. BRGM - DS 65-A96 Nov. 1965 - 21 p.
- MARGAT J., MONITION L. (1970) - Qualité des eaux. Pollutions. Prévention, protection, parade, remèdes (généralités). B B.R.G.M., 2e Série, section III, 4 - 1970, p. 5-12.
- MARIOTTI A., LETOLLE R. (1977) - Application de l'étude isotopique de l'azote en Hydrologie et Hydrogéologie. Analyse des résultats obtenus sur un exemple précis : le Bassin de Mélarchez (Seine et Marne, France) J. of Hydrology, vol. 33, n° 1/2, mars 1977, p. 157-172.
- MARTIN (1977) - Devenir des polluants organiques dans le milieu naturel en fonction des traitements et par rapport aux cycles de vie de ces produits (P.C.B., pesticides, agents de surface). Les journées de Montpellier, 12-13-14 Oct. 1977, Ministère de la Culture et de l'Environnement. Affaires scientifiques, Thème 1, sujet 4 92 p.

- MARTIN P. (1979) - La pollution du sous sol des zones urbanisées par les hydrocarbures. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à LYON (FRANCE) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain p. 753-761.
- MASCLAUX R. (1967) - Etude par prospection électrique dans la région de Fessenheim (bassin M.D.P.A.). S.G.A.L 28.2.1967 - n° 68-37 bis - 37 p.
- MATTHESS G. (1976) - Pollution de l'eau souterraine par les décharges : une discussion sur diverses possibilités de diminuer les dangers de contamination. T.S.M. 1976, p. 65-75.
- MICHEL R. (1960) - Contribution à l'étude de la température des sources dans le département de l'Isère. T.L.G.G. 36, 1960, p. 115-131.
- MICHEL R., BADIN L. (1955) - Etude hydrogéologique des nappes alluviales de l'Allier et la Dore, dans la traversée du département du Puy-de-Dôme. Revue Sciences Nat. Auvergne, 21, 1955, p. 41-100.
- MICHEL R., LETOURNEUR J. (1971) - Géologie du Génie civil. Paris, Armand COLIN, Collection U, Série "Géologie", 728p.
- MICHEL R., ROTHE J. (1959) - Sur la nature et l'épaisseur des alluvions quaternaires dans le bassin de Vizille (vallée de la Romanche, Isère) T.L.G.G. 35, 1959, p. 7-14.
- Mac MILLION L.G. (1965) - Hydrologie aspects of disposal of oil field brines in Texas. G.W. - Oct. 1965 - 3 : 4 p 36-42.

- MILLOT G., SIMLER L. (1961) - Etude hydrogéologique sur la salure de la nappe phréatique du Haut Rhin. SGAL - Janv. 1961 - n° E 10 - 27 p.
- MOLINARI J. (1969) - Les traceurs isotopiques en hydrologie - Annales des Mines - Oct. 1969, p. 13-38.
- MOLINARI J. (1975) - Intéractions avec le milieu et développements récents dans l'emploi des traceurs artificiels H.B. Numéro spécial 3-4-1976. p. 197-204.
- MOLINARI J., CALMELS P., BUSSE J.F. (1972) - Propagation de la pollution entre le sol et la nappe (zone non saturée) dans la plaine de l'Est lyonnais. 2e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la Région Rhône-Alpes Lyon. 5 - 7 décembre 1972. Doc. LXXXVII.
- MOLINARI J., CALMELS P., BUSSE J.F. (1974) - Propagation de la pollution entre le sol et la nappe (zone non saturée) dans la plaine de l'Est lyonnais. R.I.P.L. 1974, t. 7, n° 4, p. 347-371.
- MOLINARI J., ROCHON J. (1975) - Mesure des paramètres de transport de l'eau et des substances en solution en zone saturée. H.B. Numéro spécial 3-4-1976 p. 223 - 242.
- MONGEREAU N., DAVID L., VIAL J. (1972) - Pollution par le fer et le manganèse. 2e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon 5-7 décembre 1972 Doc XC.
- MONGEREAU N., EVIN J., ROUSSELOT D. (1980) - Utilisation du radiocarbone pour une meilleure connaissance de l'alimentation des nappes aquifères ? Origine des

- eaux souterraines du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieux (Rhône). T.S.N., avril 1980, p. 193-199, 3 fig. , 1 tabl.
- MORET L. (1958) - Précis de Géologie, Paris, Masson, 3e éd. 675p. 322 fig.
- MULL R. (1972) - The migration of oil products in the subsoil with regard to ground water pollution by oil - Advances in water pollution research HA 7 a, Pergamon Press 1972.
- MULLER J.C. (1977) - Epanchage d'eaux résiduares de féculerie. Etude en lysimètres sur sols de craie non remaniée. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 253 - 269.
- NELSON J.L., HANEY W.A., KNOLL K.C., BENSON D.W. (1963) - Laboratory, Pilot and field scale studies of fission product migration rates in soils - Colloque international sur la rétention et la migration des ions radioactifs dans les sols - 1963, p. 107-115.
- NEWELL I.L., ALMQUIST FOA, (1960) - Contamination of ground water by synthetic detergents. - J. NEWWA - 74 : 1 3/60 p. 61/74.
- NICHOLS M.S., KOEPP E. (1961) - Synthetic detergents as a criterion of Wisconsin ground water pollution. JAWWA - 53 : 3 3/61 - 3 p.
- NORING F., GOLWER A., MATTHESS G. (1965) : Auswirkungen von Industrie und Hausmüll auf das Grundwasser. Congrès de Hanovre de l'A.I.H. 9/65 - M.A.I.H. t. 7, 1967, p. 165-71, 3 fig.

- NORING F., GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W (1968) :
Über Abbauvorgänge von Grundwasserverunreinigung im
Unterstrom von Abfalldeponien - G.W.F 9/2/68, 109 :
6, p. 137-42, 4 fig., 8 tabl.
- OLIVE P. (1970) - Contribution à l'étude géodynamique du cycle
de l'eau dans l'hémisphère nord par la méthode du tri-
tium. - Thèse d'Etat, Université de Paris VI, 138 p.,
54 fig. 20 tabl.
- PAAKOLA O. (1964) - Methoden der Dekontaminierung des radio-
aktive verunreinigten Wassers - BIFEPE n°10, Mai 64,
p. 66-68.
- PAGE H.G., WAYMAN C.H., (1966) - Removal of ABS and other ser-
vage components by infiltration through soils G.W., 4:1,
1/66, p. 10 - 17.
- PATTON J. (1963) - Surface active agents (Water quality Criteria
Chap. 8) - SWQCBC-Publ. n°3-A 1963 - p. 393-404.
- PAYOT P.H. (1966) - Die Verwendung Chemischen Schädlingsbekämp-
fungsmittel in dem Land und Fortwirtschaft ind das
Problem der Gewässerverschmutzung - BIFEPE n°13, Avril
1966, p. 21-6.
- PEAUDECERF P. (1975) - Effet des gravières sur le comportement
hydrodynamique des nappes d'eau souterraines. H.B., n°2/3
1975.
- PEAUDECERF P., ROUSSELOT D., SAUTY J.P. (1978) - Moyens d'étude
et de prévision de la migration des pollutions dans les
nappes. S.H.F., Toulouse, 1978, 7 p.

- PEAUDECERF P., SAUTY J.P. (1978) - Application of a mathematical
model to the characterization of dispersion effects on
groundwater quality. I.A.W.P.R., 9e Conférence Interna-
tionale, Stockholm, Juin 1978 .
- PERLMUTTER N. (1964) - Contamination of ground water by deter-
gents in a suburban environment South Farmingdale area -
Long Island (N.Y.) - USGSPP n°501 C 1964 - p. 170-5.
- PERLMUTTER R.N.M., LIEBER M., FRAUENTHAL H.L. (1964) - Cadmium
and Hexavalent chromium in Nassau County Ground water -
JAWWA - Juin 1964 - 56:6 - p. 739-47.
- PERSON J. (1979) - L'intervention des géologues agréés en vue de
la protection des eaux destinées à l'alimentation humain-
e - Colloque national organisé par le SGN-BRGM à Lyon
(France) les 13 et 14 mars (1979). Connaître le sous-sol
un atout pour l'aménagement urbain, p. 921-933.
- PEYRETTI G., ROUSSELOT D., (1979) - Assainissement de l'Est
lyonnais. Etude des possibilités d'infiltration des
eaux pluviales dans le sous-sol. Colloque national
organisé par le S G N - B R G M à Lyon (France) les 13
et 14 Mars 1979. Connaître le sous-sol , un atout pour
l'aménagement urbain. p. 935 - 943.
- PLEGAT R. , ARMANGAU C. (1969) - Alimentation de nappes aquifères
et détergents - T.E. n° 58 1 - 3/69 p. 19-28.
- PONCET C., CHASSAING B. (1977) - Exemple de contamination d'une
nappe par le chrome hexavalent et décontamination. Col-
loque national organisé par le S.G.N. - B.R.G.M. à Or-
léans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimen-
tation humaine. Thème 1. p. 209 - 213.

PRAT J. , GIRAUD A. (1964) - La pollution des eaux par les détergents - POCDE n° 16602 3/64 - 90 p.

PRESSMAN R. (1963) - Pesticides. Water Quality Criteria Chap. IX - SWQCBC n° 3A 1963 p. 355-91.

PRICE D. (1967) - Rate and extent of migration of a "one shot" contaminant in an alluvial aquifer in Keizer - Oregon USGSPP - 1967 - n° 575 B - p. 217-20.

PRUDHOMME P. (1977) - Protection des eaux souterraines contre la pollution par la mise en oeuvre de barrières hydrauliques. Colloque national organisé par le S G N B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977.
Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 3. p. 143 - 152.

PUTALLAZ J. (1977) - Captages d'alimentation en eau potable et zones industrielles : contraintes réciproques et comptabilité. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France. p. 517 - 536.

QASIM S.R., BURCHINAL J.C. (1970) : Leaching from simulated landfills J.S.E.D., Proc. A.S.C.E., 2/70, 96 : SA1, p. 49-58 - J.W.P.C.F. 3/70, Vol. 42, p. 371-9.

QAUTY J.P. (1978) - Mise au point et utilisation d'abaques pour l'interprétation des expériences de traçage dans les nappes d'eau souterraine. B B.R.G.M., 2e série, section III, n° 4, 1978, p. 285-292.

RAKOTOBE R. (1968) - Contribution à l'étude de certains constituants de l'urine des vaches. Thèse présentée

à la Faculté mixte de Médecine et de Pharmacie de Lyon. Ecole Vétérinaire de Lyon, n° 6, 1968, 60 p., 6 tabl., 3 fig.

RAMON S. (1977) - Les injections en nappe profonde de liquides résiduaux. Géologues. (Revue officielle de l'U.F.G.) n° 40, p. 27-30, mars 1977.

RANÇON D. (1973) - Comportement dans les milieux souterrains de l'uranium et du thorium rejetés par l'industrie nucléaire. I.A.E.A. Vienne 1973.

REMSON I., FUNGAROLI A.A., ASCE M., LAWRENCE A.W., ASCE A.M., (1968) - Water movement in an unsaturated sanitary landfill - J.S.E.D. Proceedings of the A.S.C.E. Vol. 94, n° SA2, avril 1968, p. 307-317.

REMY J.C. (1977) - Contribution de la fertilisation à la pollution des nappes par les nitrates : étude de la migration d'un nitrate marqué à l'azote - 15. Colloque nationale organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France), les 1er et 2 mars 1977. Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 271 - 281.

RENAUT D., MUNTZER P., ZILLIOX L. (1975) - Propagation d'un front de pollution dans un aquifère. T.S.M. L'eau, avril 1975, p. 153-157.

ROBECK G.G., BRYANT A.R., WOODWARD R.L. (1962) - Influence of ABS on Coliform movement through water saturated sandy soils - JAWWA 54 : 1 1/62 p. 75-82.

ROBECK G.G., COHEN J.M., SAYERS W.T., WOODWARD R.L. (1963) Degradation of ABS and other organics in un saturated soils - JWPCF 35 : 10 10/63 p. 1225-36.

ROCHON J. (1978) - Principaux mécanismes physico-chimiques causant la disparition de substances nuisibles dans les sous sols. B.B.R.G.M., 2e série, section III, n° 4, 1978, p. 303-310.

ROCHON J. (1979) Barrières géochimiques pour le transfert de polluants dans le sol. Aspect méthodologique. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Lyon (France) les 13 et 14 mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain. p. 975 - 977.

ROCHON J., GOURMEL J.P. (1979) - Aspect expérimental et théorique de la fixation d'ions en milieu poreux. Colloque international sur l'évacuation des déchets radioactifs dans le sol. I.A.E.A. Otaniemi (Finlande), 2-6 juillet 1979.

ROMERO J.C. (1970) - The movement of bacteria and viruses through porous media - G.W. vol. 8 : 2, p. 37-48 1970.

ROUSSELOT D. (1970) - Essais exécutés en juin 1970 sur les points de prélèvements 519 et 520 - Région de Vault en Velin B.R.G.M. 70 S G N 301 JAL.

ROUSSELOT D. (1976) - Aéroport de Lyon-Satolas. Etude hydrodynamique du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieux en vue de la protection de la qualité des ressources en eau. Simulation des transferts. B.B.R.G.M., 2e Série, section III, n° 1/2, 1976, p. 71-87.

ROUSSELOT D. (1977) - Aéroport de Lyon-Satolas. Etude hydrodynamique du couloir fluvio-glaciaire de Meyzieux en vue de la protection de la qualité des ressources en eau. Simulation des transferts. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Orléans-la-Source (France),

les 1er et 2 mars 1977.

Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2. p. 283 - 301.

ROUSSELOT D. (1977) - Proposition pour une loi de distribution des perméabilités et des transmissibilités. Application à l'évaluation des ressources ponctuelles et exploitables. Application au calage des modèles de simulation. Colloque national organisé par le S G N - B R G M à Nice (France) les 27 et 28 octobre 1977. Les eaux souterraines et l'approvisionnement en eau de la France. p. 569-584.

ROUSSELOT D., GUDEFIN M., PUTALLAZ J. (1978) - Etude hydrogéologique de la molasse du Bas-Dauphiné entre le Rhône et l'Isère, B.R.G.M. 78 S G N 225. JAL.

ROUX J.C. (1979) - L'accroissement des besoins en eau potable des agglomérations urbaines de la Basse-Seine. Problèmes posés pour la recherche et la protection à long terme de ressources en eau souterraine de bonne qualité. Colloque national organisé par le S G N B.R.G.M. à Lyon (France) les 13 et 14 Mars 1979. Connaître le sous-sol, un atout pour l'aménagement urbain p. 1005-1019.

RUBELT Ch., SCHWEISFURTH R. ZIMMERMANN W. (1967) Experimentaluntersuchung über die verschmutzung von Grundwasser durch Mineralölprodukte - GWF 11.8.1967 - 108 : 32 - p. 893-900.

SACKMANN L.A. (1968) - Hydrogéologie et Mécanique des Fluides B du B.R.G.M., 2e série, section III, n° 4, 1968, p.1-5.

SARROT-REYNAUD J. (1967-1968) - Conditions de captage et de protection des eaux potables dans la région grenobloise. R.I.P.L., 1, 1967-1968, p. 155-270.

- SARROT-REYNAUD J., BOSCH B., CORDEAU J.Y. et F., FOURNEAUX J.C., MARCE A. (1972) - le dosage des isotopes du soufre et la détermination de l'origine des sulfates dans les eaux. 2e colloque sur la protection des eaux de la région Rhône-Alpes. Lyon 5-7 Décembre 1972. Doc. LIV.
- SARROT-REYNAUD J., CORDEAU F., CORDEAU J.Y., FOURNEAUX J.C. (1972) - Modification de la composition chimique des eaux des nappes aux abords des piézomètres en liaison avec leur mise en place. 2e colloque sur la pollution et la protection des eaux de la Région Rhône-Alpes. Lyon 5-7 Décembre 1972. Doc. LVI.
- SARROT-REYNAUD J., TRON L., MARCE A., OLIVE P., JAMIER D. (1975) - Apport des analyses isotopiques à l'étude d'un bassin versant expérimental le bassin de Saint Genis (Hautes Alpes). Actes du 100e Congrès National des Sociétés Savantes, 1975, fasc. 1, p. 113-124.
- SAUTY J.P. (1977) - Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçages. Thèse de Docteur-Ingénieur, Grenoble 1977. B.R.G.M. 77, S.G.N., 515 H.Y.D.
- SAUTY J.P. (1978) - Mise au point et utilisation d'abaques pour l'interprétation des expériences de traçage dans les nappes d'eau souterraine. B B.R.G.M., 2e série, n° 4, 1978. p. 285 - 291.
- SAUTY J.P. (1979) - Analyse de la courbe de restitution d'une injection instantanée de traceur parfait dans une nappe en écoulement uniforme. Colloque national organisé par le S.G.N. - B.R.G.M. à Orléans-la-Source (France) les 1er et 2 mars 1977.

- Protection des eaux souterraines captées pour l'alimentation humaine. Thème 2 p. 303-316.
- SCHMASMANN H. (1961) - Möglichkeiten und Gefahren des Ablagerung fester Abfälle aus Industriebetrieben. G.L. - Av. 1961 p 12 - 16.
- SCHOELLER H. (1962) - Les eaux souterraines. Paris, Masson, 1962 642 p.
- SCHOELLER M. (1963) - Recherches sur l'acquisition de la composition chimique des eaux souterraines. Thèse de Doctorat d'Etat, Lyon, 1963, 231 p.
- SCHWARTZ H.G. (1967) - Microbial dégradation of pesticides in aqueous solutions - JWPCF n° 39 octobre 1967 p. 1701 - 14.
- SCHWILLE F. (1966) - Die Kontamination des Untergrundes durch Mineralöl Ein hydrologisches Problem. D.G.M. 12.1966 10 : 6 p. 194-207.
- SCHWILLE F. (1969) - Hohe Nitratgehalte in den Brunnenwässern der Moseltalaue zwischen Trier und Koblenz - GWF 10.1.1969 - 110 : 2 - p. 35 - 44.
- SENEZ J.C. (1968) - Microbiologie générale. Paris, Doin, 1968, 592 p. 215 fig.
- SIMLER L. (1974) - Influence des rejets d'eaux usées salines sur les nappes souterraines. S.H.F. 13e journées de l'Hydraulique, Paris, 1974, Question VI, Rapport 3, p. 1-12.
- SIMLER L., BABOT Y. (1969) - Pollution des eaux souterraines par les hydrocarbures - S.G.A.L. Nov. 1969.

SIMLER L., BABOT Y. (1970) - Pollution des eaux souterraines - Etude bibliographique - S.G.A.L. Fév. 1970.

SINGER P.C., STUMM W. (1970) - The solubility of ferrous iron in carbonate bearing waters - J.A.W.W.A. 62 : 3, 1970, p. 198-202.

SIWERTZ E. (1973) - Etude expérimentale par le tritium et l'oxygène - 18 de l'infiltration sur les lysimètres et le bassin de Thonon. Thèse 3e cycle, Université de Paris, Tome I : 170 p., 41 fig., 15 tabl. ; tome 2 121 p., 20 fig., 71 tabl.

SIWERTZ E., VIEILLEFON J. (1972) - Conséquences d'un double mécanisme de l'infiltration sur la minéralisation et la pollution éventuelle des eaux souterraines. Deuxième colloque sur la pollution et la protection des eaux souterraines de la région Rhône-Alpes. Lyon, 5,6,7 Déc. 1972, Document XXVIII, 9 p. 3 fig.

SOMMELET H (1967) - Recherche d'un secteur de mise en terrils des résidus solubles des MDPA - S.G.A.L. 2/3/67 - 20 p.

STONE R., ASCE F., GUPTA R.K. (1970) - Aerobic and an aerobic landfill stabilization process - J.S.E.D. - Proceedings of the A.S.C.E. - Vol. 96 : SA 6, Déc. 1970, p 1399 - 1414.

STROHL G.W. (1966) - Uber einen Fall weitreichender Grundwasserverunreinigung durch Pestizide und Detergentien - G.I. 87 : 4 10/4/66 p. 108-14.

SUESS M.J. (1964) - Retardation of ABS in different aquifers JAWWA 56 : 1 - 1/64 p. 89-91.

TALEB R., VALENTIN J. (1975) - Nuisances dues aux terrils de sel en Alsace. Hydrogéologie - Géologie de l'Ingénieur

B.B.R.G.M., Section III, n° 2, 1975, p. 103-107.

TREUIL M. (1970) - Les diagrammes d'équilibre en hydrochimie. B.B.R.G.M. (deuxième partie) section III, n° 4, 1970 p. 45-74.

TRON L., MARCE A., OLIVE P., SARROT-REYNAULD J., JAMIER D. (1975) - Apport des analyses isotopiques à l'étude d'un bassin versant expérimental : le bassin de Saint-Genis (Hautes-Alpes). Actes du 100e Congrès National des Sociétés Savantes, 1975, fasc. 1. p. 113-124.

ULLMANN W.W. (1962) - Effect of radioactive fallout on water supplies in Connecticut - J. NEWWA 76 : 3 Sept. 62 p. 197-206.

UNGEMACH P., VERNIER J. (1969) - Etude du mécanisme de la pollution d'une nappe phréatique par le sel. Modèles mathématiques S.G.A.L. - 1969 - n° E23 - 13 p.

VACHAUD G. (1977) - Processus d'évolution de la qualité des eaux souterraines. Propagation de fluides miscibles en milieu poreux. Recherche scientifique et technique sur l'environnement, Journées de Montpellier n° 8 (3/3), Thème 3, Sujet n° 4, Oct. 1977, p. 1-20.

VAUCLIN M., GAUDET J.P. et al. (1976) - Réalimentation de la nappe libre avec ou sans transfert de polluant. Aspects physiques et simulation. S.H.F. 14e Journées de l'Hydraulique, Question IV, Sept. 1976, p. 1-7.

VAUCOULOUX M. (1966) - Etudes sur modèles physiques de la propagation de polluant en milieu poreux. Contribution à l'étude de la pollution des eaux souterraines. Incidence des infiltrations de saumures dans la

nappe alluviale du Rhin depuis les bassins de stockage Fessenheim (Essais sur modèle physique). Diplôme de l'E.N.I.T.R. 25.6.66 - 47 p. L.M.F.S.

VIAL J. (1977) - Signification des indicateurs et des niveaux de pollution relatifs aux micro-organismes. Les journées de Montpellier, 12-13-14 oct. 1977. Ministère de la Culture et de l'Environnement - Affaires scientifiques - Thème 1, Sujet n° 5, 41 p.

VILLERMAUX J. ANTOINE B. (1978) - Construction et ajustement des modèles mathématiques : une science ou un art ? B.B.R.G.M., 2e Série, Section III, n° 4, 1978, p. 327-339.

VOGT J.E. (1961) - Infections hepatitis outbreak in Posen - Michigan RATSEC - 1961 - W 61-R - GWC - USDH - PHS - p. 87-91.

VUILLAUME Y. (1966) - Les conditions de l'épuration naturelle des eaux souterraines par les roches aquifères filtrantes BRGM - Juin 1966 - DS 66-A67 - 50 p.

WALKER W.H. (1969) - Illinois ground-water pollution p. 31 - 1969 - J.A.W.W.A. 61 : 1,

WALTON G. (1961) - Public Health aspects of the contamination of ground water in the vicinity of Derby - Colorado RATSEC - W 61-5 - GWC - PHS - 1961 - p. 121-5.

WASMER H.R. (1969) - Ablagerung fester Abfallstoffe und Gewässerschutz GW, 1969, 49 : 5, 7 p.

WAYMAN C.H., PAGE H.G. (1966) - Removal of ABS and other sewage components by infiltration through soils, GW - Janv. 1966 - 4 : 1 - p. 10-17.

WAYMAN C.H., ROBERTSON J.B., PAGE A.G.

(1962a) Foaming characteristics of synthetic detergent solution USGSPP 450 D 1962 p. 188-90.

(1962b) Surface tension of detergents solutions, USGSPP 450 D 1962 p. 188-92.

(1962c) Adsorption of the surfactant ABS³⁵ on Kaolinite USGSPP 450 E 1962 p. 181-3,

(1962d) An application of the Gibbs adsorption equation to detergent solutions, USGSPP 450 E 1962 - p. 184-6.

WAYMAN C.H., ROBERTSON J.B., PAGE A.G.

(1963a) Factors influencing the survival of E. Coli in detergents solutions, USGSPP 475 B 1963 p. 265-8

(1963b) Adsorption of the surfactant ABS³⁵ on illite USGSPP 475 C 1963 p. 221-3,

(1963c) idem (on Montmorillonite) USGSPP 475 B 1963 p. 213-16,

(1963d) Effect of detergent on the viscosity of water containing bacteria and clay USGSPP 475 B 1963 p. 209-12.

WEAVER L. (1961) - Refuse disposal, its significance RATSEC - 1961 - W61 - R - GWC - USDH - PHS - p. 104-110.

WEBB H.J. (1962) - Water pollution resulting from agricultural activities JAWWA - 54 - 1 Janv. 1962 p. 83-7

WEIBEL S.R., WEIDNER R.B., COHEN J.M., CHRISTIANSON A.G. (1966) - Pesticides and other contaminants in rainfall and runoff JAWWA 58 : 8 Août 1966 p. 1075-84.

WILLIAMS D.E., WILDER D.G. (1971) - Gasoline pollution of a

ground-water reservoir, a case history G.W. Vol. 9, n° 6, Nov, Déc. 1971, p. 50-56.

WOLFSKEHL O. BOYE E. (1966) - Einwirkung von abgelagerter Müllasche und von Müllkompost auf das Grundwasser.

GWF - 1966 - 107 : 2 - p. 36-38.

WOLTER R., AURAND K. (1965) - Zur radioaktiven Kontamination von Uferfiltrat und Grundwasser.

AIH Mémoires T. VII - Congrès de Hanovre - Sept. 65 1967 - p. 172-5.

WOODWARD L. (1961) - Ground water contamination in the Minneapolis and St Paul Suburbs.

RATSEC - 1961 - W61 - R - GWC - PHS - p. 66-71

WORMSER G. (1962) - Expérience de décontamination de liquides radioactifs par voie biologique.

L'EAU - n° 2 Févr. 62 p. 51-54.

ZAJIC J., SPACEK O. STRIZIC V., (1970) - BOD and COD analyses on paraffinic hydrocarbons - J.A.W.W.A Déc. 70 - Vol. 62 12 p. 784-786.

ZILLIOX L. (1968) - Pollution des nappes d'eau souterraine par infiltration de pétrole brut. Etude de l'évolution dynamique et mise au point d'un dispositif de protection. B B.R.G.M. 2e partie, Section III, n° 4, 1968, p. 7-44, 33 fig.

ZILLIOX L. (1969) - Etude physique des écoulements de liquides miscibles en milieu poreux. Application à la pollution des eaux souterraines (modèles physiques - Dispersion dynamique).

Thèse d'état - 28.10.1969 - 104 p. L.M.F.S.

ZILLIOX L., AMIRSADRI A., KOPP C. (1969) - Sur un facteur essentiel du cycle naturel de l'eau : sa vitesse de circulation dans les terrains perméables - T.E. n° 58, 1969 1er trimestre, p. 29-34.

ZILLIOX L., MUNTZER P. (1976) - Mécanisme de la pollution des eaux souterraines et aménagement de l'environnement. Détermination quantitative d'une source de pollution des eaux souterraines par des produits pétroliers. S.H.F. 14e Journées de l'Hydraulique, Question IV, Sept. 1976, p. 1-5.

ZILLIOX L., MUNTZER P., GATELLIER C. (1978) - Pollution des eaux souterraines par les produits pétroliers. B B.R.G.M., 2e Série, Section III, N° 4, 1978, p. 317-326.

ZIMMERMANN W. (1964) - Pollution of water and soil by miscellaneous petroleum products - IWSA - Congrès de Stockholm - 15 - 19.6.1964 - Rapport n° 2 - 88 p.

AUTORISATION DE SOUTENANCE

VU les dispositions de l'article 5 de l'arrêté du 16 Avril 1974,
VU les rapports de MM. MICHEL... et SARROT... REYNAUD
M. ...CASTANY.....
M.M. DAVI.D. et MONGEREAU...

M. ...Jean-François... BUSSE..... est autorisé
à présenter une thèse en soutenance pour l'obtention du grade de
DOCTEUR D'ETAT ES SCIENCES.

Fait à GRENOBLE, le 10.09.1980

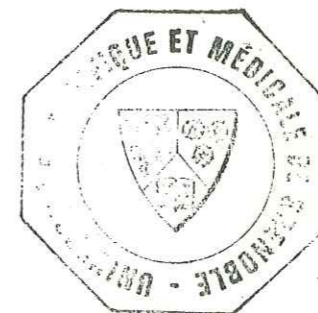
Le Président de l'U.S.M.G.

Le Président de l'I.N.P.G.

Paul Cau

Ph. TRAYNARD
Président
de l'Institut National Polytechnique

D. G. CAU



P.O. le Vice-Président,

[Signature]