

50376
1979
70

UNIVERSITÉ DES SCIENCES ET TECHNIQUES DE LILLE

U.E.R DES SCIENCES DE LA TERRE

50376
1979
70

N° 747

THÈSE

PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION DU

DOCTORAT DE TROISIÈME CYCLE

en

SCIENCES NATURELLES

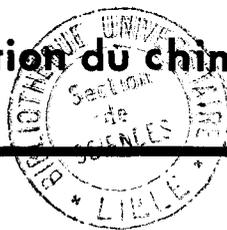
MENTION GÉOLOGIE APPLIQUÉE

CONTRIBUTION A L'ETUDE HYDROGEOCHIMIQUE

DE LA NAPPE DE LA CRAIE

DANS LE NORD DE LA FRANCE

Etat et acquisition du chimisme de l'eau



PAR

Daniel BERNARD

Commission d'examen

MM. P. CELET	Président
P. DEBRABANT	Rapporteur
G. CASTANY	Examineur
A. BONTE	Invité
A. MARCE	Invité

Soutenu à Lille le Février 1979

à mon fils, Olivier.

RESUME

L'état et l'évolution chimique de l'eau de la nappe de la craie sont étudiés dans le Bassin Minier du Nord-Pas-de-Calais et le Cambrésis par l'étude des analyses chimiques des éléments majeurs (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{--} , HCO_3^- , Ca^{++} , Na^- , K^+ , Mg^{++}) et de quelques traces (Al, Cu, Mn, F^- , Zn).

Le comportement hydrodynamique de la nappe dans le Cambrésis est précisé grâce à un modèle mathématique, les interprétations qui en découlent étant étayées par les analyses isotopiques du tritium et du soufre des sulfates en solution. L'origine naturelle ou de pollution de la minéralisation est souvent discernée grâce aux analyses isotopiques (^3H , ^{15}N , ^{34}S) autant dans le Bassin Minier que dans le Cambrésis.

Par ailleurs, l'origine naturelle de la minéralisation de l'eau est étudiée grâce à l'extraction et l'analyse d'échantillons d'eau dans la zone non saturée ; de même, la pollution de l'eau par des percolations en provenance d'ordures ménagères est examinée.

Enfin l'analyse de l'ensemble des données est effectuée à l'aide de l'informatique.

AVANT-PROPOS

Avant de présenter les résultats qui font l'objet de ce mémoire, je tiens à remercier les membres du jury qui ont bien voulu siéger à cette soutenance :

Monsieur le professeur P. CELET qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence du jury,

Monsieur le professeur P. DEBRABANT qui m'a accordé sa confiance et a accepté de diriger mon travail tout en me prodiguant de nombreux conseils et encouragements,

Monsieur le professeur A. BONTE pour l'intérêt qu'il m'a communiqué pour la géologie appliquée en général et les problèmes de la minéralisation de la nappe de la craie en particulier,

Monsieur le professeur G. CASTANY, conseiller scientifique au Bureau de Recherches Géologiques et Minières et hydrogéologue de réputation internationale qui a bien voulu juger cette thèse,

Monsieur A. MARCE, chef du service d'analyses isotopiques du Bureau de Recherches Géologiques et Minières à qui je dois l'accès aux techniques isotopiques en hydrogéologie et pour l'aide scientifique qu'il m'a apportée tout au long de ma recherche.

Je voudrais également assurer de ma profonde gratitude Monsieur G. SOULIEZ, Directeur du Service géologique régional du Bureau de Recherches Géologiques et Minières de Lezennes qui m'a accueilli dans son service et soutenu matériellement, tout en m'assurant de sa confiance dans la réalisation des études auxquelles j'ai pu collaborer.

Mes remerciements vont aussi aux ingénieurs et techniciens du SGR/NPC et en particulier Messieurs P. CAULIER, L. CREMILLE, A. PHILIPPART et A. TALBOT. Leurs compétences et leur amitié m'ont été très précieuses.

Je ne saurais oublier les ingénieurs et techniciens des services centraux du Bureau de Recherches Géologiques et Minières à Orléans et en particulier Madame SARCIA, Mademoiselle BOURGEOIS, Messieurs B. BOSCH et A. DUMAS au département MGA et Messieurs A. BONNET, G. BROSSIER et A. LANDREAU au département HYD ; leurs conseils et remarques m'ont toujours été très utiles.

C'est avec plaisir que je remercie mes collègues et amis stagiaires-thésards du SGR/NPC ; Mademoiselle B. TILLIE, Messieurs B. DELPORTE et J.P. KLESZCZ, pour le soutien moral et matériel qu'ils m'ont apporté durant toute la durée de mon travail.

Enfin je tiens à remercier tout le personnel du SGR/NPC pour leurs dévouements et leur gentillesse ainsi que ceux sans lesquels je n'aurais pu mener la mise en forme de cet ouvrage : Madame D. VON pour sa dactylographie très soignée et Monsieur B. MONNIER pour l'excellente qualité de ses dessins.

S O M M A I R E

	<u>Pages</u>
INTRODUCTION.....	1
1 - HYDROGEOLOGIE DE LA NAPPE DE LA CRAIE DANS LE BASSIN MINIER ET LE CAMBRESIS.....	5
11 - Hydrographie.....	5
12 - Activités humaines ; agriculture et industrie.....	6
13 - Géologie.....	6
131 - Stratigraphie.....	6
132 - Schéma structural.....	10
14 - Hydrogéologie.....	12
141 - Introduction.....	12
142 - Piézométrie de la nappe de la craie.....	12
1421 - Cartes piézométriques.....	12
1422 - Evolution piézométrique.....	15
1423 - Variation des volumes d'eau selon la profondeur dans la zone saturée.....	16
1424 - Répartition des transmissivités de la nappe de la craie.	17
15 - Contribution au bilan aquifère de la nappe de la craie : le modèle mathématique Sensée - Haut-Escaut.....	18
151 - Le modèle mathématique.....	19
152 - Acquisition des données.....	20
1521 - Choix des limites.....	20
1522 - Echanges de la nappe avec l'extérieur.....	20
153 - Calage du modèle.....	25
1531 - Préparation du modèle et hypothèses initiales.....	25
1532 - Résultats du calage.....	25
154 - Etablissement du bilan.....	28
1541 - Echanges aux limites.....	28
1542 - Bilan total.....	29
1543 - Comparaison entre la piézométrie "réelle" et calculée...	30
155 - Exploitation du modèle.....	30
16 - Conclusions.....	32

2 - HYDROCHIMIE DE LA NAPPE DE LA CRAIE.....	35
21 - Introduction.....	35
211 - Généralités.....	35
212 - Acquisition des données.....	35
22 - Propriétés chimiques de la nappe de la craie.....	36
221 - Etude du diagramme de PIPER.....	36
222 - Eléments de la balance ionique.....	39
2221 - Caractéristiques physico-chimiques.....	39
2222 - Caractéristiques chimiques.....	40
2223 - Les éléments traces.....	60
23 - Les équilibres chimiques des ions présents dans l'eau de la nappe de la craie.....	63
231 - Introduction.....	63
232 - Stabilités des minéraux en solution : programme HYCHIM et WATEQ.....	64
2321 - Le programme HYCHIM.....	64
2322 - Le programme WATEQ.....	64
233 - Applications des programmes de calculs hydrogéochimiques aux données disponibles.....	66
2331 - Introduction.....	66
2332 - Résultats du programme HYCHIM.....	66
2333 - Exploitation du programme WATEQ.....	70
234 - Etude graphique de la stabilité du fer : le diagramme Eh/pH.....	72
24 - Evolution du chimisme de la nappe de la craie dans le temps.....	74
241 - Introduction.....	74
242 - Type de données recueillies.....	74
243 - Méthodes utilisées dans l'évaluation de l'évolution chimique et discussion des données.....	74
2431 - Etude graphique de l'évolution des concentrations.....	75
2432 - Analyses anciennes des nitrates dans le Cambrésis.....	75
2433 - Comparaison des cartes hydrochimiques de 1975, 1976 et 1977.....	77
244 - Conclusions.....	78
25 - Conclusions.....	78

3 - ACQUISITION DU CHIMISME DE LA NAPPE DE LA CRAIE.....	83
31 - Etude de quelques eaux de surface.....	83
32 - Acquisition naturelle du chimisme de la nappe de la craie par le transfert d'eau dans la zone non saturée.....	85
321 - Introduction.....	85
322 - Présentation du site.....	87
323 - Propriétés minéralogiques et géochimiques des terrains traversés.....	87
324 - Examen des résultats analytiques concernant les échantil- lons d'eau.....	91
325 - Interprétation des données.....	95
3251 - Saturation en minéraux dissous.....	95
326 - Apport de minéralisation extérieure au milieu : les pluies et les fertilisants.....	97
327 - Conclusions.....	99
33 - Pollution de la nappe de la craie par la présence d'une décharge d'ordures ménagères.....	101
331 - Introduction.....	101
332 - Nature et comportement des déchets.....	102
333 - Conséquences sur la bactériologie et l'hydrochimie de la nappe de la craie.....	103
334 - Conclusions.....	108
34 - Pollution de la nappe de la craie : recherche des pesticides, des hydrocarbures et des phénols.....	109
341 - Les pesticides.....	109
3411 - Généralités.....	109
3412 - Les pesticides dans la nappe de la craie.....	109
3413 - Les pesticides dans les limons de recouvrement.....	110
342 - Les hydrocarbures et les phénols.....	111
35 - Conclusions.....	112
4 - HYDROCHIMIE ISOTOPIQUE DE LA NAPPE DE LA CRAIE.....	115
41 - Généralité.....	115
411 - Introduction.....	115
412 - Les isotopes stables.....	115
4121 - Le soufre ³⁴ des sulfates.....	116
4122 - L'azote des nitrates.....	118

413 - Les isotopes radio-actifs instables.....	119
4131 - Le tritium.....	120
42 - Etude régionale de la nappe de la craie : le Bassin Minier du Nord - Pas-de-Calais et Cambrésis.....	120
421 - Généralités.....	120
422 - Etude des concentrations en tritium.....	121
423 - Etude du soufre ³⁴ des sulfates.....	126
424 - L'azote ¹⁵ des nitrates.....	132
425 - Relation entre la nappe des sables landéniens et la nappe de la craie au Nord-Ouest de Douai.....	134
43 - Une application de l'étude des isotopes : caractérisation de la vulnérabilité de la nappe de la craie.....	138
44 - Cas particulier : analyses isotopiques provenant du site de Fretin.....	140
45 - Conclusions.....	141
5 - ANALYSE DES DONNEES.....	145
51 - Généralités : création et gestion des fichiers de données.....	145
52 - Analyses multivariables des données.....	146
521 - Introduction.....	146
522 - Coefficients de corrélation.....	146
5221 - Généralités.....	146
5222 - Examen des matrices de corrélation.....	149
523 - Analyse factorielle des correspondances.....	151
5231 - Généralités.....	151
5232 - Analyse factorielle des correspondances du fichier 1..	152
5233 - Analyse des correspondances du fichier 6.....	159
53 - Conclusions.....	162
6 - CONCLUSIONS GENERALES.....	167
61 - Généralités.....	167
62 - Acquisition naturelle du chimisme de la nappe.....	167
63 - Comportement chimique de la nappe.....	168
64 - Modifications chimiques de l'eau dues à la pollution découlant d'activités humaines.....	169
65 - Prospection d'avenir.....	170
BIBLIOGRAPHIE.....	171

LISTE DES FIGURES

	<u>Pages</u>
Fig. 1.1 Bassins hydrographiques du Cambrésis.....	5
Fig. 1.2 Log stratigraphique du sondage B.R.G.M. de Bellonne.....	7
Fig. 1.3 Carte géologique simplifiée du Cambrésis.....	9
Fig. 1.4 Carte du toit du Turonien moyen dans le Cambrésis.....	10
Fig. 1.5 Coupe géologique de Le Cateau à Bailleul-Sire-Berthoult.....	11
Fig. 1.6 Carte piézométrique de la nappe de la craie dans le Bassin Minier (novembre 1972).....	13
Fig. 1.7 Carte piézométrique de la nappe de la craie dans le Cambrésis (septembre 1976).....	14
Fig. 1.8 Schéma d'évolution piézométrique.....	15
Fig. 1.9 Diagramme des venues d'eau lors du creusement des fosses houillères.....	16
Fig. 1.10 Répartition des transmissivités dans le Bassin Minier.....	17
Fig. 1.11 Répartition des transmissivités dans le Cambrésis.....	18
Fig. 1.12 Maillage du modèle mathématique Sensée - Haut-Escaut.....	21
Fig. 1.13 Pluie efficace à Troisville et Epinoy pour l'année 1975.....	22
Fig. 1.14 Evolution des précipitations et de l'infiltration efficace à Epinoy.....	23
Fig. 1.15 Débits jaugés de la Rasse à Thun-Lévêque.....	24
Fig. 1.16 Organigramme du processus de calage du modèle mathématique.....	26
Fig. 1.17 Distribution des transmissivités obtenues au 30ème passage.....	27
Fig. 1.18 Echanges aux limites du modèle Sensée - Haut-Escaut.....	28
Fig. 1.19 Distribution des débits calculés au 30ème passage.....	29
Fig. 1.20 Bilan de la nappe calculée par le modèle.....	30
Fig. 2.1 Graphe de la relation pH (terrain) = f (pH (labo)).....	36
Fig. 2.2 Diagramme de PIPER.....	37
Fig. 2.3 Histogrammes de la résistivité et du résidu sec.....	39
Fig. 2.4 Histogramme et diagramme gaussien-logarithmique des chlorures.....	41
Fig. 2.5 Carte des chlorures dans le Bassin Minier.....	42
Fig. 2.6 Carte des chlorures dans le Cambrésis.....	43
Fig. 2.7 Graphe $\langle Cl \rangle = f\left(\frac{r Ca}{F Na + r K}\right)$	43
Fig. 2.8 Bilan du soufre terrestre.....	46
Fig. 2.9 Histogramme et diagramme gaussien-logarithmique des sulfates.....	46
Fig. 2.10 Carte des sulfates dans le Cambrésis.....	47
Fig. 2.11 Carte des sulfates dans le Bassin Minier.....	47

Fig. 2.12	Cycle de l'azote.....	48
Fig. 2.13	Histogramme et diagramme gaussien-logarithmique des nitrates.....	49
Fig. 2.14	Carte des nitrates dans le Cambrésis.....	50
Fig. 2.15	Carte des nitrates dans le Bassin Minier.....	51
Fig. 2.16	Histogramme de la silice.....	52
Fig. 2.17	Carte de la silice dans le Cambrésis.....	53
Fig. 2.18	Histogramme du calcium.....	54
Fig. 2.19	Carte du calcium dans le Cambrésis.....	54
Fig. 2.20	Diagramme gaussien-logarithmique du magnésium.....	55
Fig. 2.21	Carte du magnésium dans le Cambrésis.....	55
Fig. 2.22	Diagramme gaussien-logarithmique du sodium.....	56
Fig. 2.23	Diagramme gaussien-logarithmique du potassium.....	57
Fig. 2.24	Carte du sodium dans le Cambrésis.....	58
Fig. 2.25	Histogrammes des rapports caractérisant les relations des ions alcalins avec les anions.....	58
Fig. 2.26	Diagramme gaussien-logarithmique du fluor.....	59
Fig. 2.27	Tableaux des résultats du programme HYCHIM.....	67
Fig. 2.28	Carte de la force ionique dans le Cambrésis.....	68
Fig. 2.29	Relation entre le S.A.T. calcite et le S.A.T. dolomite.....	70
Fig. 2.30	Résultats du programme WATEQ.....	71
Fig. 2.31	Diagramme Eh/pH du fer.....	73
Fig. 2.32	Evolution des nitrates dans quelques captages.....	76
Fig. 2.33	Evolution des sulfates dans quelques captages.....	76
Fig. 2.34	Evolution des nitrates dans le Cambrésis.....	78
Fig. 3.1	Position des prélèvements d'eau de surface.....	83
Fig. 3.2	Diagramme de Schoeller Berkloff des eaux de surface.....	84
Fig. 3.3	Position des bougies poreuses sur le site expérimental de Sainghin-en-Mélantois.....	86
Fig. 3.4	Minéralogie du profil limon-craie au site expérimental.....	86
Fig. 3.5	Géochimie du profil limon-craie au site expérimental.....	88
Fig. 3.6	Analyse géochimique d'un échantillon de craie grise à Sainghin-en-Mélantois d'après Colbeaux et al.....	89
Fig. 3.7	Profils hydrochimiques de la zone non saturée au site expérimental ; conductivité, chlorures, nitrates, sulfates.....	90
Fig. 3.8	Profils hydrochimiques de la zone non saturée au site expérimental ; calcium, sodium, silice, magnésium.....	92
Fig. 3.9	Evolution de l'équilibre de la calcite, de la dolomite et du gypse selon la profondeur.....	96

Fig. 3.10	Composition chimique de quelques eaux de pluie.....	98
Fig. 3.11	Calcul des concentrations de l'eau de pluie réellement infiltrée.....	98
Fig. 3.12	Coupe effectuée selon la ligne de courant passant par la décharge.....	102
Fig. 3.13	Profil d'évolution des ions polluants.....	104
Fig. 3.14	Carte des chlorures à Fretin.....	105
Fig. 3.15	Carte de la silice à Fretin.....	105
Fig. 3.16	Bilan azoté à Fretin le 6/6/1977.....	106
Fig. 3.17	Profil des traces à Fretin.....	107
Fig. 3.18	Pesticides dans la zone non saturée.....	110
Fig. 4.1	Tableau des isotopes utilisés en géologie.....	116
Fig. 4.2	Cycle géochimique du soufre.....	117
Fig. 4.3	Tableau de référence des $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4^{--}).....	117
Fig. 4.4	Tableau de référence des $\delta^{15}\text{N}$ (NO_3^-).....	119
Fig. 4.5	Concentration en tritium dans les précipitations à Lezennes.....	121
Fig. 4.6	Caractéristiques des forages étudiés.....	122
Fig. 4.7	Graphe des concentrations en tritium fonction de la trans- missivité.....	123
Fig. 4.8	Graphe des concentrations en tritium fonction de la profondeur..	124
Fig. 4.9	Teneur en tritium de quelques cours d'eau.....	125
Fig. 4.10	Graphe des concentrations en tritium fonction de la pression partielle de CO_2	126
Fig. 4.11	Graphe de la relation ; $\log(\text{SO}_4^{--}) = f(\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{--}))$	127
Fig. 4.12	Graphe de la relation ; $\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{--}) = f(\text{tritium})$	131
Fig. 4.13	$\delta^{15}\text{N} = f(^3\text{H})$	133
Fig. 4.14	Graphe de la relation ; $(\delta^{15}\text{N}_{(\text{NO}_3^-)}) = f \delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{--})$	133
Fig. 4.15	$\delta^{34}\text{S}$ de quelques sédiments.....	135
Fig. 4.16	Position des prélèvements dans la région de Carvin.....	137
Fig. 4.17	Evolution de la teneur en tritium dans la zone non saturée à Sainghin-en-Mélantois.....	138
Fig. 5.1	Matrice de corrélation : fichiers 1,2,3.....	147
Fig. 5.2	Matrice de corrélation : fichiers 4 et 5.....	148
Fig. 5.3	Valeurs propres des cinq premiers facteurs de l'analyse des correspondances du fichier 1.....	152
Fig. 5.4	Analyse factorielle du fichier 1 : plan factoriel 2,3.....	154
Fig. 5.5	Analyse factorielle du fichier 1 : plan factoriel 4,5.....	156

Fig. 5.6	Cartographie des valeurs propres du quatrième facteur.....	158
Fig. 5.7	Cartographie des valeurs propres du cinquième facteur.....	158
Fig. 5.8	Graphe de la relation $\text{SiO}_2 = f(\text{Mg}^{++})$	158
Fig. 5.9	Analyse des correspondances des données de Fretin ; plan factoriel 1,2.....	161
Fig. 5.10	Analyse des correspondances des données de Fretin ; plan factoriel 3,4.....	163

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE I Tableau des débits pompés à la nappe de la craie (d'après l'Agence de Bassin Artois-Picardie).
- ANNEXE II Situation des points d'échantillonnage dans le Cambrésis.
- ANNEXE III Rappels sur l'hydrochimie des carbonates.
- ANNEXE IV Description du programme HYCHIM.
- ANNEXE V Construction du diagramme Eh/pH du fer.
- ANNEXE VI Tableau des analyses anciennes dans le Cambrésis.
- ANNEXE VII Description du programme CARTIMP.
- ANNEXE VIII Cartes de variation des chlorures et sulfates en 1975, 1976 et 1977.
- ANNEXE IX Analyses géochimiques des terrains au site expérimental de Sainghin-en-Mélantois.
- ANNEXE X Analyses hydrochimiques des traces au site expérimental de Sainghin-en-Mélantois.
- ANNEXE XI Résultats analytiques (chimie et isotopes) de la campagne de prélèvement de janvier 1978 dans le Cambrésis.
- ANNEXE XII Graphiques de la relation $\frac{r \text{ SO}_4}{r \text{ Cl}^-} = f(\delta^{34}\text{S})$
- et de la relation $\frac{r \text{ NO}_3^-}{r \text{ SO}_4} = f(\delta^{34}\text{S})$

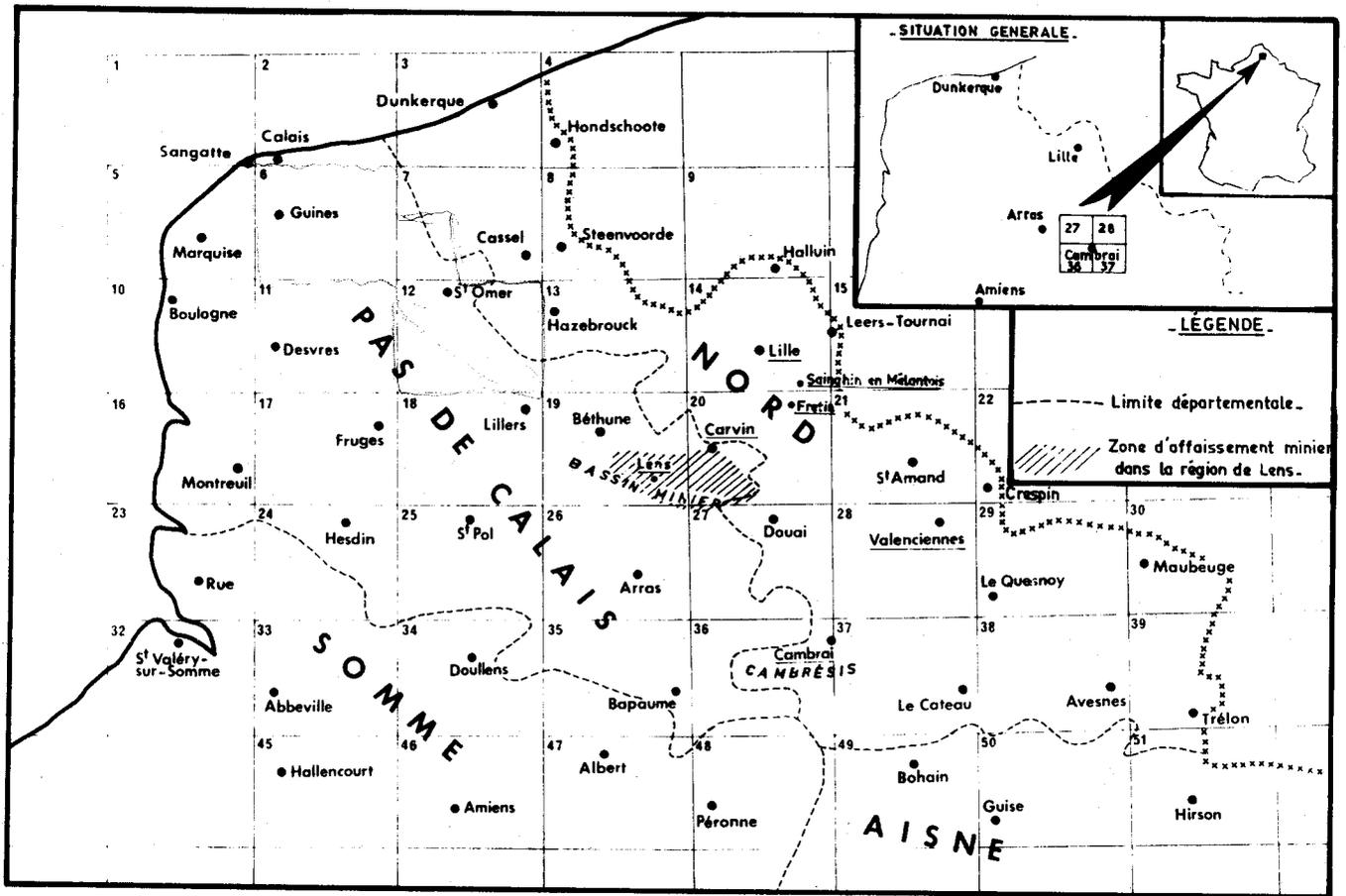


Figure 1



L'hydrogéochimie concerne la chimie des eaux souterraines, mais aussi la géochimie des aquifères et tous les facteurs pouvant provoquer une modification de l'équilibre général. L'hydrogéochimie doit donc intégrer de nombreux paramètres pour tenter d'apprécier le mode de minéralisation de l'eau et son évolution chimique.

C'est essentiellement l'aquifère crayeux du Nord de la France qui fait ici l'objet de notre attention. En effet, se révélant la plus grande réserve d'eau souterraine de cette région, la nappe de la craie est exploitée intensivement pour la consommation tant humaine qu'industrielle.

Sa position, souvent voisine de la surface du sol, la rend vulnérable aux infiltrations polluantes qui provoquent parfois l'arrêt de certaines exploitations et mettent en péril le potentiel local des ressources en eau souterraine.

Dans le Nord de la France, on doit au Bureau de Recherches Géologiques et Minières (B.R.G.M.) les premières synthèses des études sur la nappe de la craie, suite aux travaux de J. Gosselet (1904) et L. Dollé (1923).

C'est précisément dans la région de Cambrai que Louis Dollé effectua une remarquable étude sur l'hydrogéologie de la nappe de la craie. Dans le Bassin Minier du Nord - Pas-de-Calais, J. Gosselet a été amené à étudier la nappe de la craie du fait des problèmes des venues d'eau parfois importantes, rencontrées par les mineurs lors du creusement des fosses d'exploitation de la houille. L'industrialisation de cette région constitua ultérieurement une grave menace pour la potabilité de la nappe, actuellement inexploitable par endroit.

Nous avons donc choisi ces deux régions du Cambrésis et du Bassin Minier pour effectuer notre étude, à cause des conditions d'environnement de surfaces très différentes qu'y rencontre la nappe. Nous avons complété ce travail par quelques exemples caractéristiques rencontrés dans la région lilloise ; nous avons étudié en particulier l'acquisition naturelle du chimisme de la nappe par l'intermédiaire du milieu non saturé (site expérimental de Sainghin-en-Mélantois), et la pollution de la nappe par des percolations en provenance d'ordures ménagères (décharge d'ordures ménagères de Fretin).

Nous verrons successivement quatre chapitres : le premier est consacré à l'hydrogéologie de la nappe de la craie dans le Bassin Minier et le Cambrésis. Au cours du second chapitre, l'état et l'évolution de l'hydrochimie de la nappe sont abordés, et c'est dans une troisième partie que nous étudierons quelques processus d'acquisition du chimisme de l'eau.

Dans le quatrième chapitre l'étude des répartitions isotopiques de l'azote, de l'hydrogène et du soufre nous a permis de préciser quelques phénomènes affectant la qualité chimique de l'eau et son évolution.

Nous essayerons enfin dans le cinquième chapitre d'effectuer à l'aide de l'informatique une analyse de l'ensemble des données recueillies

CHAPITRE I

HYDROGEOLOGIE

11 - Hydrographie

La zone étudiée recouvre cinq bassins versants :

- le bassin de la Haute-Deûle,
- le bassin de la Scarpe,
- le bassin du Haut-Escaut,
- le bassin de la Selle,
- le bassin de la Sensée.

Ils sont mis artificiellement en communication par des canaux, ceux-ci reprenant parfois le lit des principaux cours d'eaux (fig. 1.1). Ces cinq bassins hydrographiques correspondent à une seule nappe souterraine d'importance : la nappe de la craie du Séno-turonien.

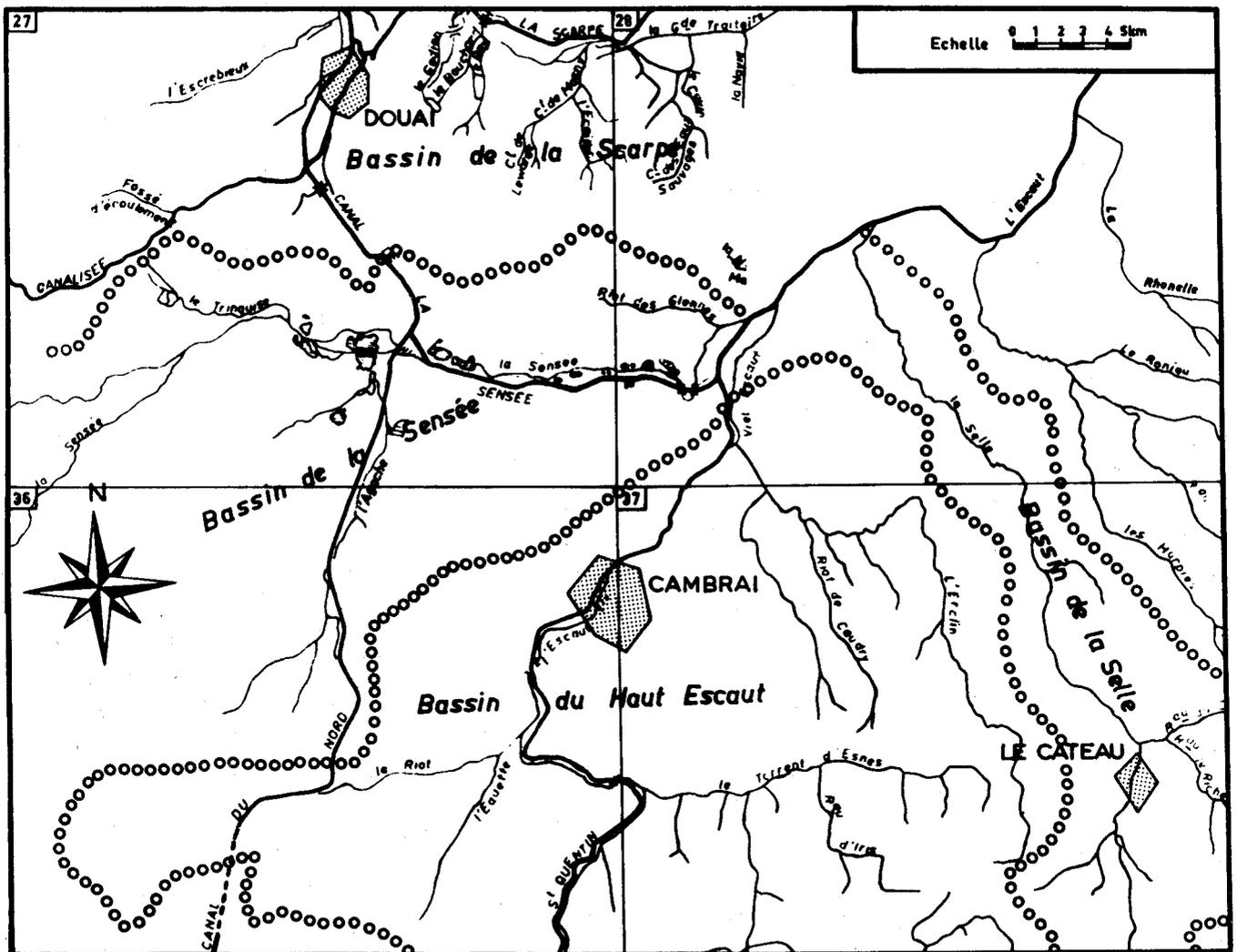


Figure 1.1 : Bassins hydrographiques du Cambrésis

6

12 - Activités humaines : agriculture et industrie

Les industries lourdes sont concentrées au N dans le Bassin Minier et dérivent de l'exploitation intensive de la houille. Actuellement, la conjoncture économique conduit à une industrialisation de remplacement : industries de transformation, chimie, mécanique et matériel électrique.

Dans la région qui va du Bassin Minier à la limite sud des départements du Nord et du Pas-de-Calais, les seules industries importantes sont concentrées aux abords des grandes villes : Douai, Cambrai, Caudry et Le Cateau. Il s'agit le plus souvent d'industries liées au caractère agricole de la région : conserverie, sucrerie et chimie (engrais), auxquelles s'ajoutent la construction mécanique et le textile (teinturerie, tissage et confection).

Si l'urbanisation et l'industrie occupent 90% de la surface du Bassin Minier, l'agriculture prédomine dans le Cambrésis, avec 85% de cultures maraîchères et fermières et 15% de pâturages.

13 - Géologie

131 - Stratigraphie

Nous emprunterons à P. Caulier (1974) la description lithologique des terrains concernés. Le log de sondage du forage B.R.G.M. de Bellonne (indice national 27-6-30) - (fig.1.2) définit les repères stratigraphiques communément utilisés ; ceux-ci étant par ailleurs facilement identifiables à l'aide des méthodes micro-paléontologiques ou diagraphiques.

Le schéma général paléogéographique est défini par une transgression Céno-manienne sur un socle Dévonien ou Carbonifère.

. Le Céno-manien inférieur rencontré au sondage de Bellonne se compose de sable gris-vert avec des marnes noires à la base (50 cm d'épaisseur) ; il s'agit du début de la transgression sur le socle primaire avec dépôt de sédiments côtiers. Ce niveau est appelé "Tourtia" dans le Nord - Pas-de-Calais.

. Les marnes crayeuses grises du Céno-manien supérieur sont épaisses d'une vingtaine de mètres à Bellonne ; elles s'amincissent vers l'Est dans le sens de la transgression et deviennent blanches dans le Bassin Minier.

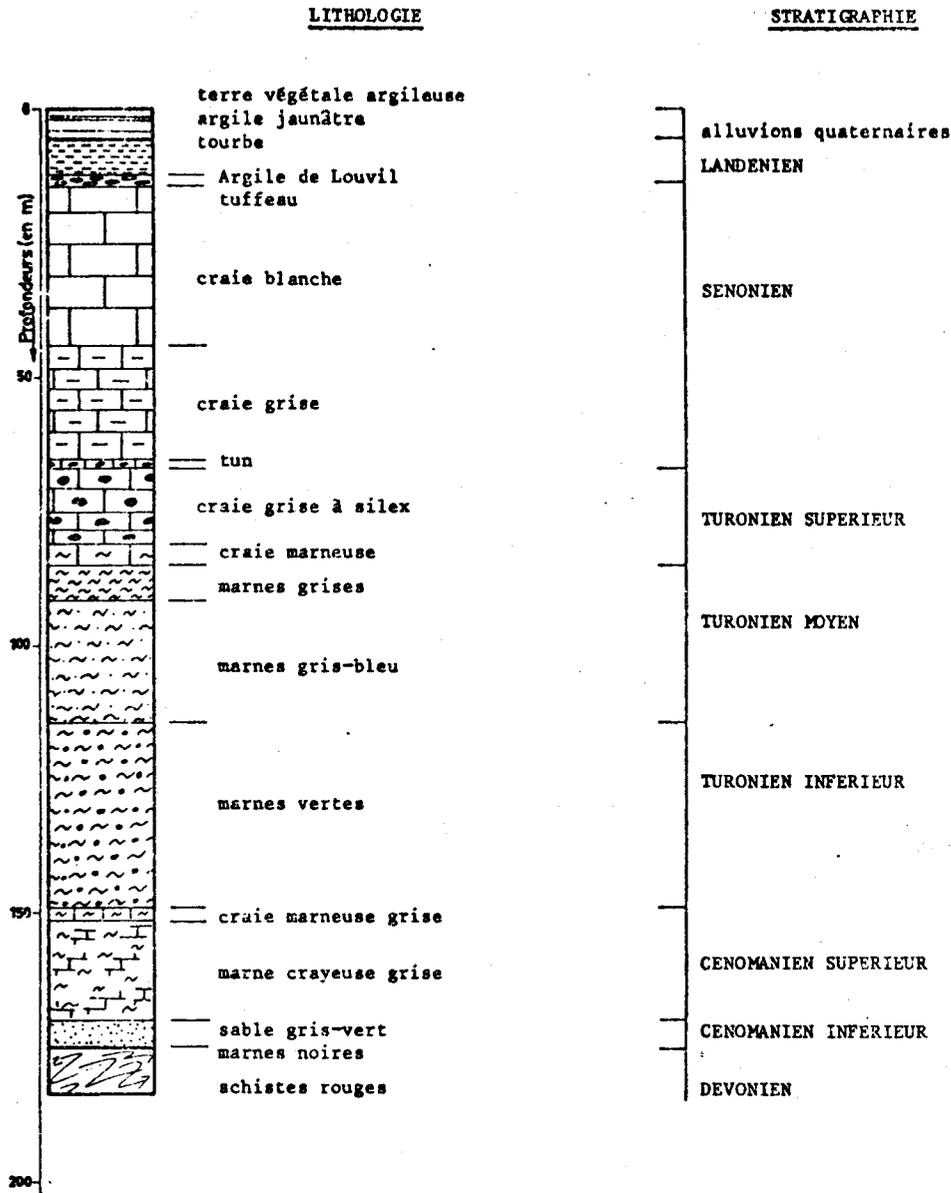


Figure 1.2 : Log stratigraphique du sondage B.R.G.M. de Bellonne

. Le Turonien inférieur est caractérisé par des marnes verdâtres appelées "dièves vertes". Leur puissance varie de 20 à 40 mètres. A la base de ces dièves, au contact du Cénomanién, on peut trouver un conglomérat à galets de calcaire dur, de quartz et de grès assemblés par une marne verte très glauconieuse appelée également "Tourtia". Dans la zone qui nous intéresse tous les étages précédents ne sont connus qu'en sondage.

. Avec le Turonien moyen on aborde les assises qui affleurent à la faveur des flancs de vallées, ou sont recouvertes par des limons quaternaires. Le Turonien moyen est constitué de marnes gris-bleu qui jaunissent à l'air par oxydation du fer des sulfures et de la glauconie. Leur épaisseur varie d'une quarantaine de mètres dans le Bassin Minier et à Bellonne à vingt mètres à l'E dans la vallée de la Selle, où elles affleurent. A cet endroit il s'agit d'une alternance de marnes et de calcaires susceptibles de recéler de faibles nappes aquifères captives (Dollé ; 1923).

. Le passage à la craie grise à silex indique la présence du Turonien supérieur. Plus blanche à la base, la craie à silex s'enrichit en glauconie vers le sommet en devenant grise. La puissance de cet étage reste faible, de l'ordre d'une dizaine de mètres. La craie turonienne marque le passage de la sédimentation marneuse à la sédimentation franchement crayeuse et la limite entre le Turonien et le Sénonien est souvent difficile à préciser. Néanmoins, il existe dans le Cambrésis un niveau plus dur constitué de craie grise dont les pores ont été comblés par de la calcite cristallisée : c'est le banc de "meule" (ou tun dans la région lilloise). Parfois ce niveau apparaît remanié et formé de blocs de craie roulés dont la surface est enrobée de phosphate de chaux ou de glauconie très verte. Classiquement on situe ce banc au sommet du Turonien supérieur.

. Au Sénonien le faciès craie blanche est le mieux représenté. Ce faciès est généralisé sur tout le Nord de la France. Il est le résultat d'une sédimentation pélagique calme.

Il est d'ailleurs difficile d'effectuer des distinctions de sous-étages dans le Sénonien du fait de l'absence relative de macrofaune. On parle donc de la craie blanche sénonienne dont l'épaisseur peut atteindre une cinquantaine de mètres ; elle affleure sous le manteau de limon de plateau sur une grande partie de la région Nord de la France.

Le passage du Secondaire au Tertiaire est brutal, sans discordance marquée. Généralement le Tertiaire est observable sous forme de buttes témoins souvent boisées. A la base du Landénien (Thanétien), on trouve dans le Cambrésis un niveau sableux dont les grains sont cimentés par de l'Opale : c'est le tuffeau son épaisseur maximale est de 4 mètres. On trouvera sur le schéma géologique simplifié (fig. 1.3) l'étendue de la couverture imputable à cet étage.

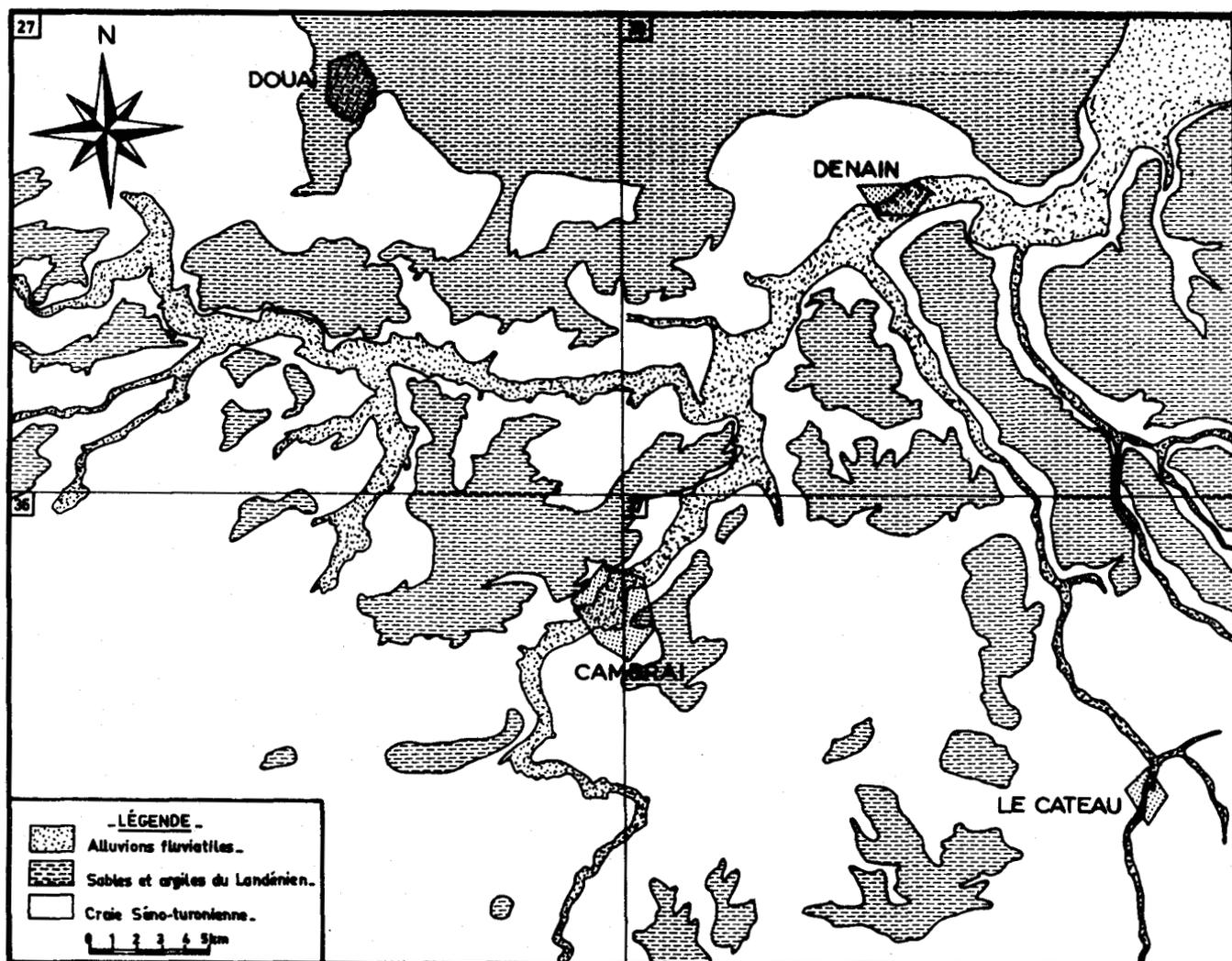


Figure 1.3 : Carte géologique simplifiée du Cambrésis

Le Landénien marin a été déposé lors d'une transgression marine vers l'E. De ce fait le tuffeau n'existe plus après la vallée de l'Erclin. L'Argile de Clary, argile plastique de 5 mètres d'épaisseur fait suite au tuffeau ou bien repose directement sur la craie. Dans le Bassin Minier, l'Argile de Clary équivaut à l'Argile de Louvil ou au Tuffeau de Valenciennes. Dans le Cambrésis, l'Argile de Louvil est surmontée par les sables de Grandglise glauconifère, et par le Landénien dit "continental" représenté par les Sables du Quesnoy : ce sont des sables blancs fins à stratification entrecroisée et à débris de plantes ou de bois flottés. Cette assise dont l'épaisseur peut atteindre 15 mètres repose, soit sur l'un des terrains du Landénien marin, soit directement sur la craie (Viesly, Béthencourt par exemple).

. L'Yprésien se rencontre au sommet de la butte tertiaire de Bourlon (à l'W de Cambrai). On y distingue une quinzaine de mètres de sables fins, suivis au sommet de 4 mètres d'argile grise-verdâtre.

Enfin, les limons pleïstocènes recouvrent l'ensemble de la région du Nord. Ces limons, riches en granules de craie ainsi que des formations limoneuses récentes surincombrantes apparaissent comme un produit mixte dû aux actions éoliennes et au ruissellement. La partie supérieure de ces limons est souvent décalcifiée et de couleur brune : c'est la terre à brique qui peut faire l'objet d'exploitations pour la confection de tuiles ou de briques.

132 - Schéma structural

La région du Nord de la France se trouve au confluent des contraintes des directions Armoricaïne et Varisque représentées respectivement par le bombement de l'Artois, les failles de Marquaffles et par le bouclier Ardennais. Il en résulte que les formations géologiques mésozoïques et cénozoïques ont tendance à constituer un "hémicycle", ouvert au N. Dans le Cambrésis. Cette structure peut être visualisée sur le schéma isobathimétrique du toit du Turonien moyen (fig. 1.4) et par une coupe effectuée du Cateau à Bailleul-Sire-Berthoult (fig. 1.5).

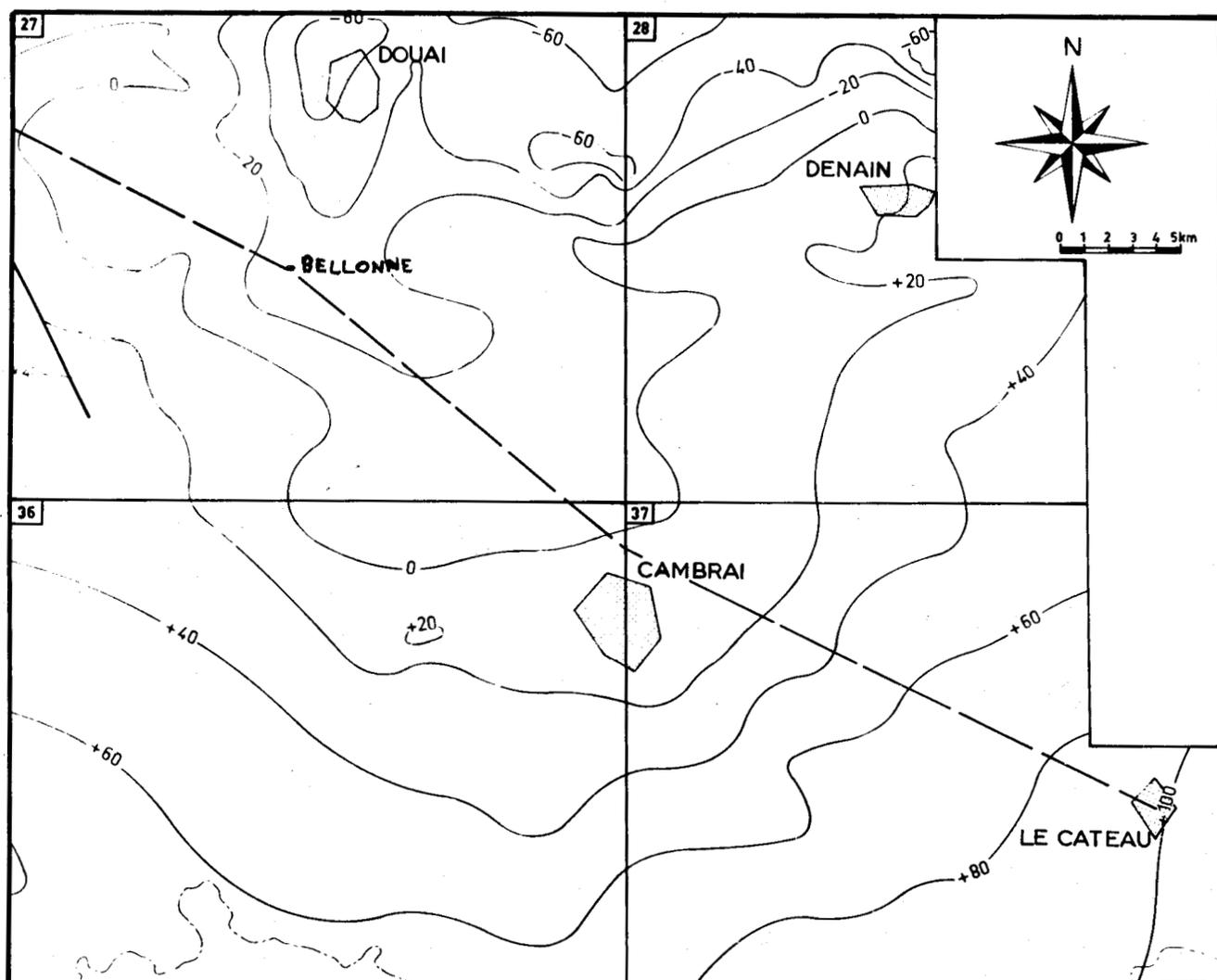
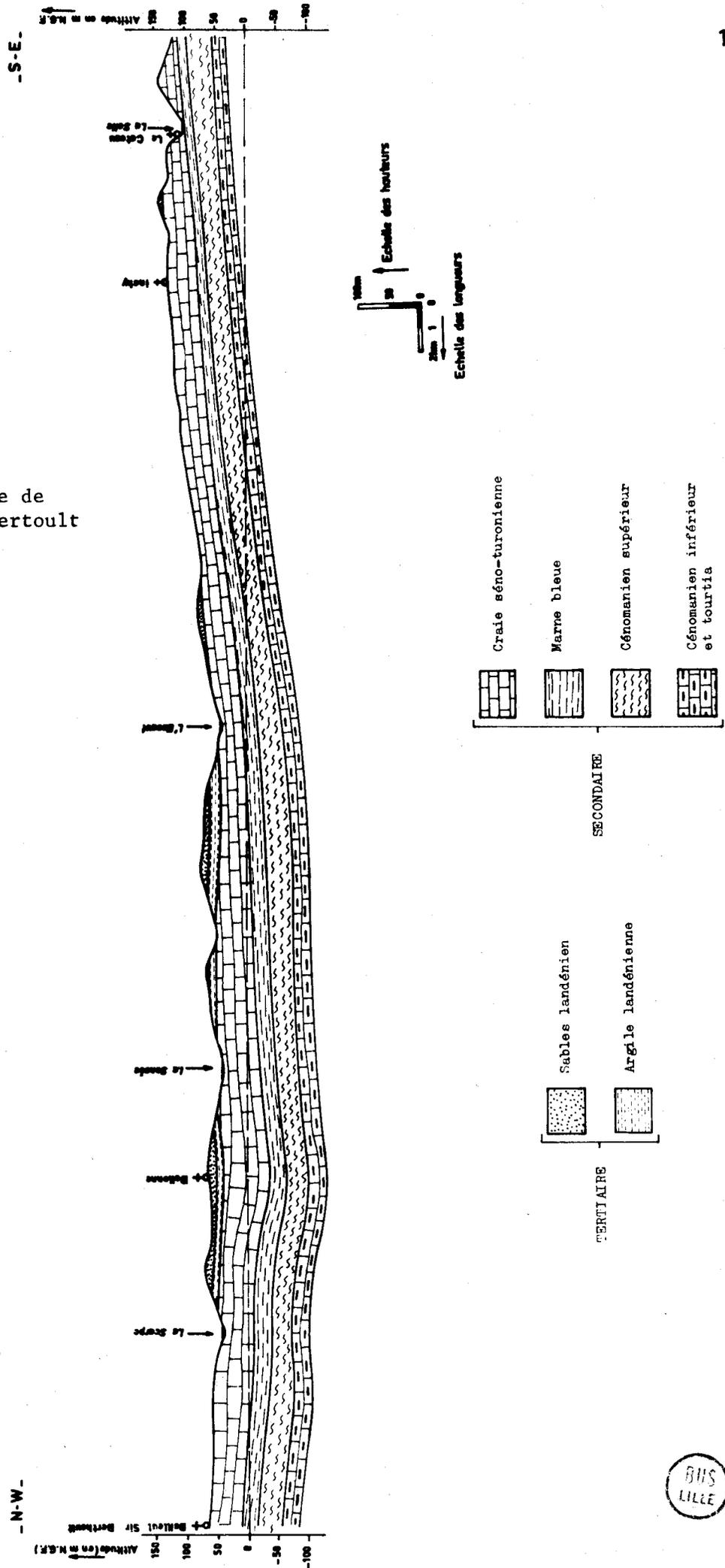


Figure 1.4 : Carte du toit du Turonien moyen dans le Cambrésis

(d'après P. Caulier ; 1974)

— — — : tracé de la coupe de la figure 1.5.

Figure 1.5 : Coupe géologique de Bailleul-Sire-Bertoult à Le Cateau



BIS LILLE

La figure 1.5 indique le fort relèvement des couches vers le S-E, en même temps que l'amincissement du Turonien moyen. Au N-W, les formations crétacées s'épaississent, mais ont une allure plus ondulée due à la proximité de la faille de Marqueffles. Dans le Bassin Minier, la structure se régularise sauf au niveau de la faille de Marqueffles qui met en contact le Séno-Turonien au N-E et le Cénomaniens au S-O. Enfin, il faut tenir compte des nombreuses failles dues aux affaissements miniers qui affectent les "morts terrains" de cette région.

14 - Hydrogéologie

141 - Introduction

Quatre nappes superposées sont connues, mais leur importance est très variable et l'on considère la nappe de la craie comme seule nappe véritablement exploitable par pompage.

On distingue d'abord la nappe des sables landéniens, d'extension limitée aux buttes-témoins tertiaires, puis la nappe de la craie séno-turonienne qui circule dans les fissures de la craie. Cette nappe s'étend sur une grande partie du Nord de la France; dans la zone qui nous intéresse, son régime est presque toujours du type libre. A l'E de Cambrai, Dollé (1924) signale une petite nappe captive dans les bancs crayeux du Turonien moyen marneux. La zone d'alimentation connue de cette nappe est située dans la vallée de la Selle où affleure le Turonien moyen.

Enfin, quelques forages ont atteint une nappe profonde à la limite du Secondaire et du Primaire ; c'est la nappe du "Tourtia" Cénomaniens. L'hydrochimie de ces nappes est bien différenciée ; nous nous intéressons seulement dans les chapitres suivants aux nappes de la craie et des sables. La nappe du Turonien moyen est souvent captée en même temps que celle du Turono-Sénonien, mais elle est d'une minéralisation comparable. Quant à la nappe du Tourtia, elle possède une minéralisation trop importante (fer en particulier) pour être exploitée en vue d'adduction d'eau potable.

142 - Piézométrie de la nappe de la craie

1421 - Cartes piézométriques

La carte piézométrique du Bassin Minier (fig. 1.6) levée en novembre 1972 (L. Crémille ; 1974) montre que les écoulements suivent sensiblement le pendage des couches géologiques, c'est-à-dire du S-O vers le N-E. L'allure des courbes isopiézométriques indique la présence d'une dépression dont les bords

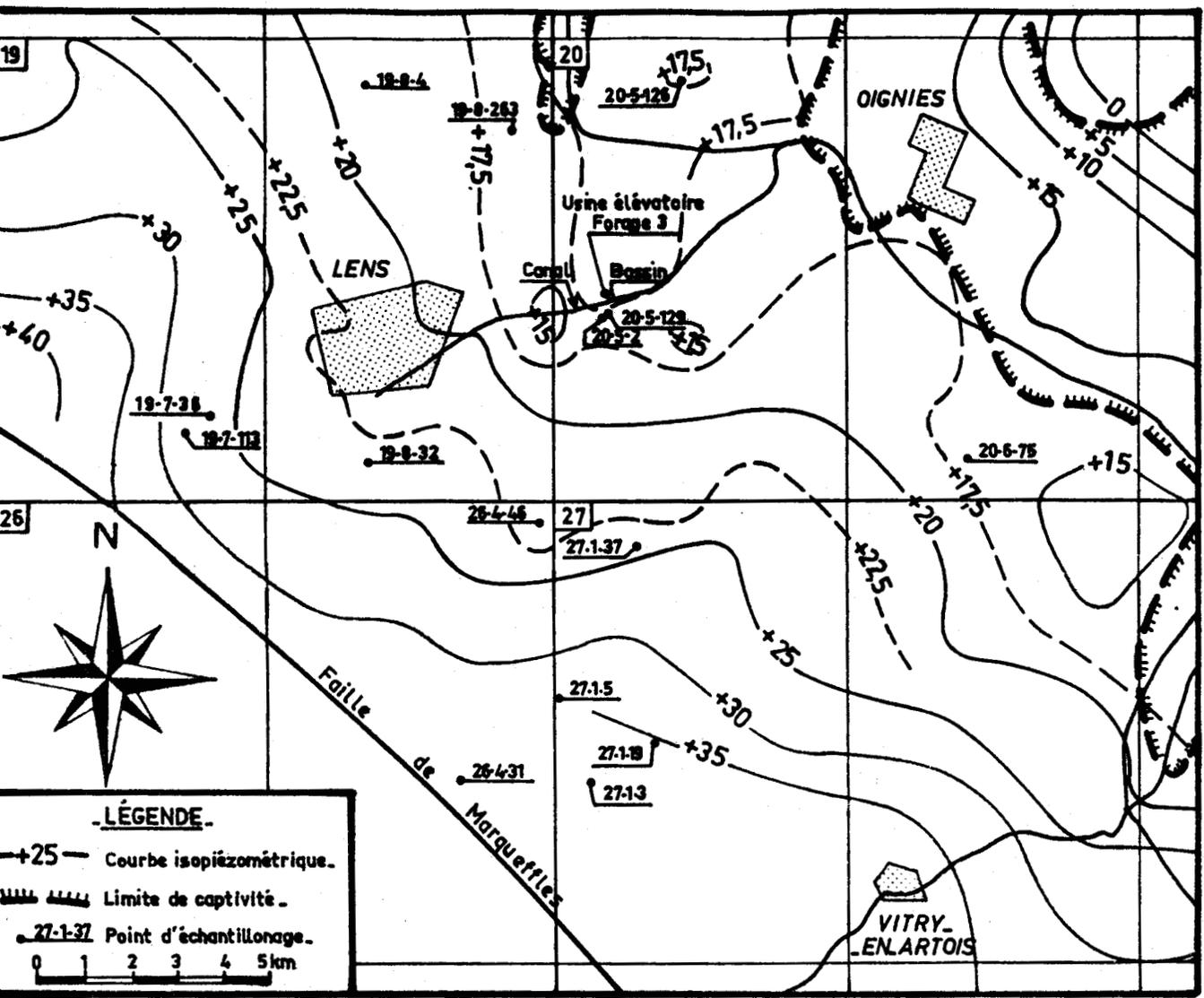
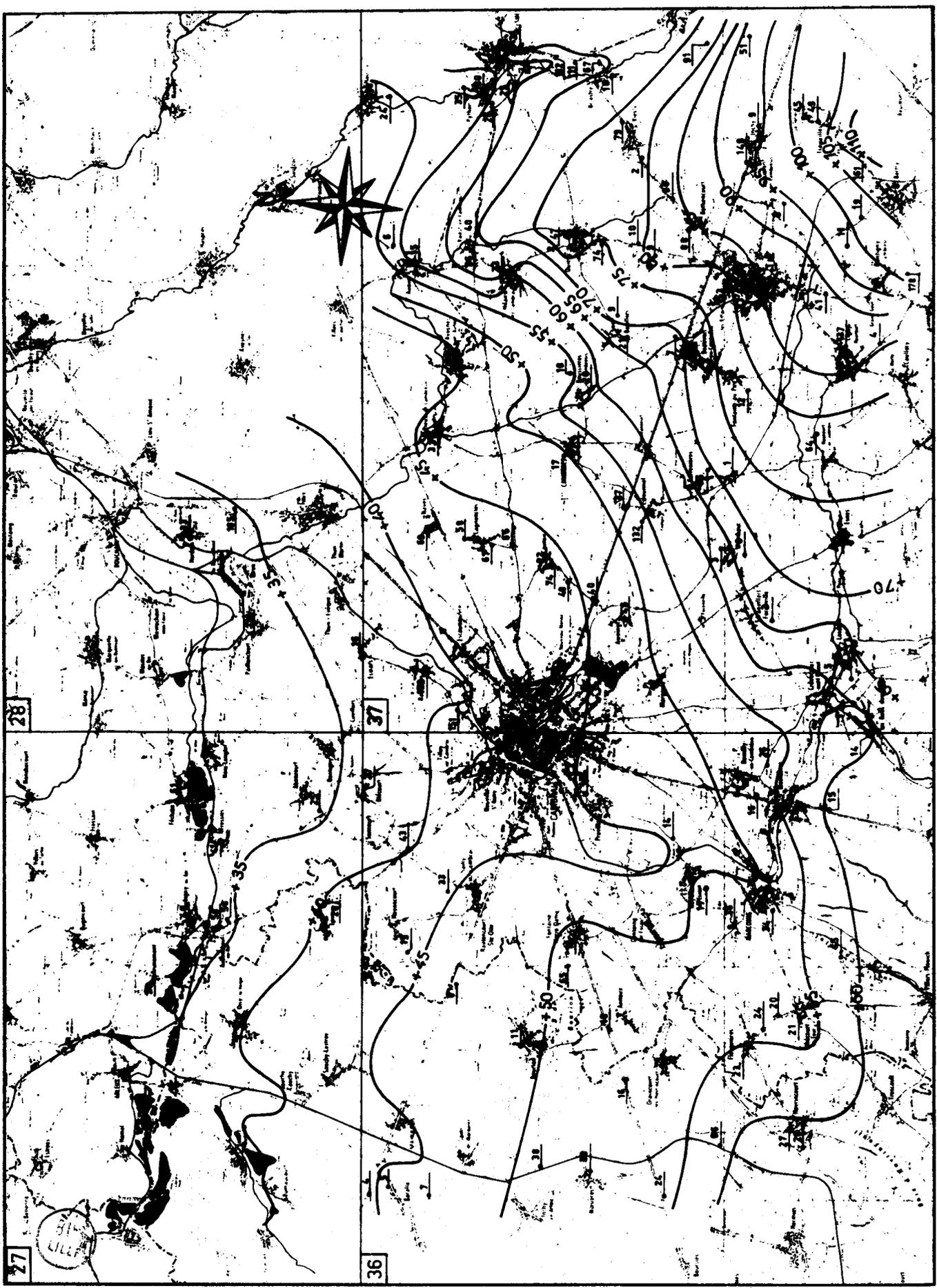


Figure 1.6 : Carte piézométrique de la nappe de la craie dans le Bassin Minier (novembre 1972). D'après L. Crémillie (1974)

convergent vers Noyelles-sous-Lens, encadrée par deux dômes piézométriques allongés suivant la direction de l'écoulement (Aix-Noulettes-La Bassée et Drocourt-Dourges). Un troisième dôme de moindre importance (cote +17,5) inverse localement le gradient de la nappe de Annay-sous-Lens à Carvin.

En août et septembre 1976 une campagne de piézométrie a permis de dessiner les courbes isopiézométriques dans le Cambrésis (fig. 1.7). L'allure de ces courbes isopiézométriques est celle d'un hémicycle dont la concavité est tournée vers le N. Cette disposition est à rapprocher de la structure du toit du Turonien moyen, considéré comme le substratum de la nappe. Le gradient piézométrique est faible au N et à l'W de Cambrai (5°/∞), il augmente en allant vers le S et l'E, pour devenir faible vers Caudry (≈10°/∞).

Figure 1.7 : Carte piézométrique de la nappe de la craie dans le Cambrésis (septembre 1976)



1422 - Evolution piézométrique

Il est important dans toute étude hydrogéochimique de connaître la hauteur de la zone de battement d'une nappe libre. En effet, la plus ou moins grande minéralisation de l'eau peut dépendre de la piézométrie de la nappe : différence de volume d'eau présente, nouvelles dissolutions de minéraux lors du contact avec la zone non saturée, modification de la vulnérabilité de la nappe.

Nous avons sélectionné deux courbes d'évolution piézométrique parmi ceux qu'a permis d'établir la surveillance piézométrique du B.R.G.M. (fig.1.8).

La hauteur de battement observée sur plus d'une dizaine d'années à Havrincourt et Rieux atteint 5 mètres.

De 1966 à 1970, la recharge hivernale de la nappe provoque un niveau d'étiage qui baisse ensuite jusqu'à la fin de 1974. Après la période pluvieuse de 1974-1975 la nappe retrouve son niveau initial suivi aussitôt par un étiage sévère. Les différences de niveau sont alors maximales

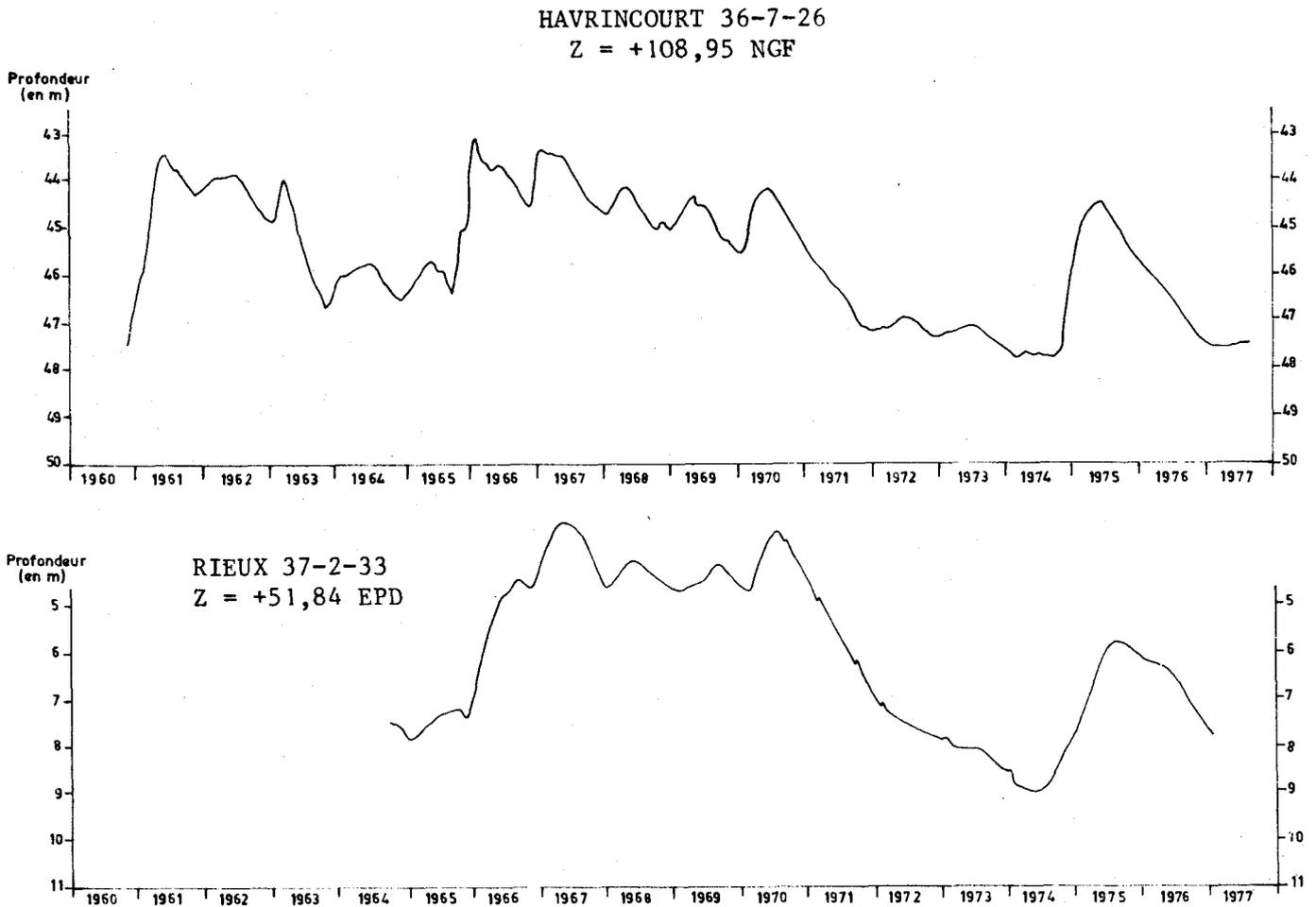


Figure 1.8 : Evolution piézométrique à Havrincourt et Rieux

1423 - Variation des volumes d'eau selon la profondeur dans la

 zone saturée

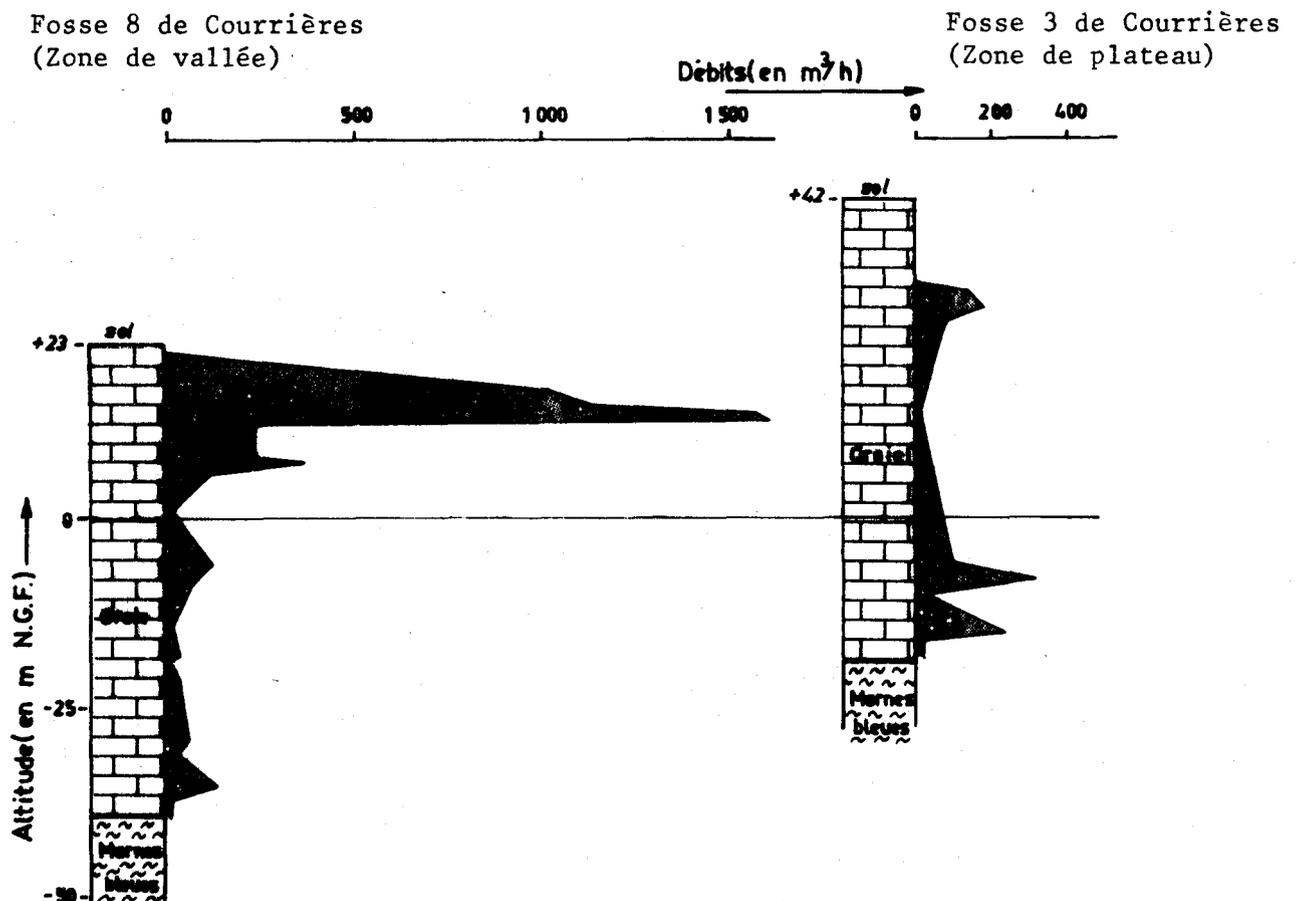
La craie, roche magasin de l'eau, ne possède pas une perméabilité isotrope. En effet, la circulation de l'eau se fait au sein de la nappe à des niveaux préférentiels provoqués par la fracturation de la roche suivant les principales directions tectoniques et la dissolution.

La reconnaissance des niveaux productifs de l'aquifère est facilitée par l'interprétation des diagraphies au micromoulinet de forage (Mania et al. ; 1978).

Gosselet (1904) arrive à la même conclusion en interprétant les variations des volumes d'eau pompés dans la nappe lors de l'avancement du creusement des puits d'extraction de la houille (fig. 1.9).

Dans les deux cas on constate qu'en zone de plateau, les débits obtenus sont moyens à faibles, un petit niveau productif se trouvant à la base de l'aquifère. Par contre en zone basse de vallée, les volumes d'eau disponibles sont beaucoup plus importants, le niveau de circulation préférentiel étant situé en tête de l'aquifère.

Figure 1.9 : Diagramme des venues d'eau lors du creusement des fosses houillères (d'après J. Gosselet ; 1904)



1424 - Répartition des transmissivités de la nappe de la craie

Les répartitions des transmissivités dans le Bassin Minier et la région de Cambrai sont données figures 10 et 11 ; les valeurs sont empruntées à P. Caulier (1974). Le tracé de la courbe d'isotransmissivité 10^{-2} m²/s permet de différencier deux zones. La structure de l'aquifère explique cette répartition :

- zone de $T < 10^{-2}$ m²/s, constituée des dômes piézométriques situés sur les anticlinaux du Bassin Minier et des zones de plateau du Cambrésis,
- zone de $T > 10^{-2}$ m²/s ; il s'agit de la zone de dépression piézométrique en même temps que la zone des vallées. La nappe est proche du sol donc des zones altérées et les infiltrations d'eau météorique se font rapidement.

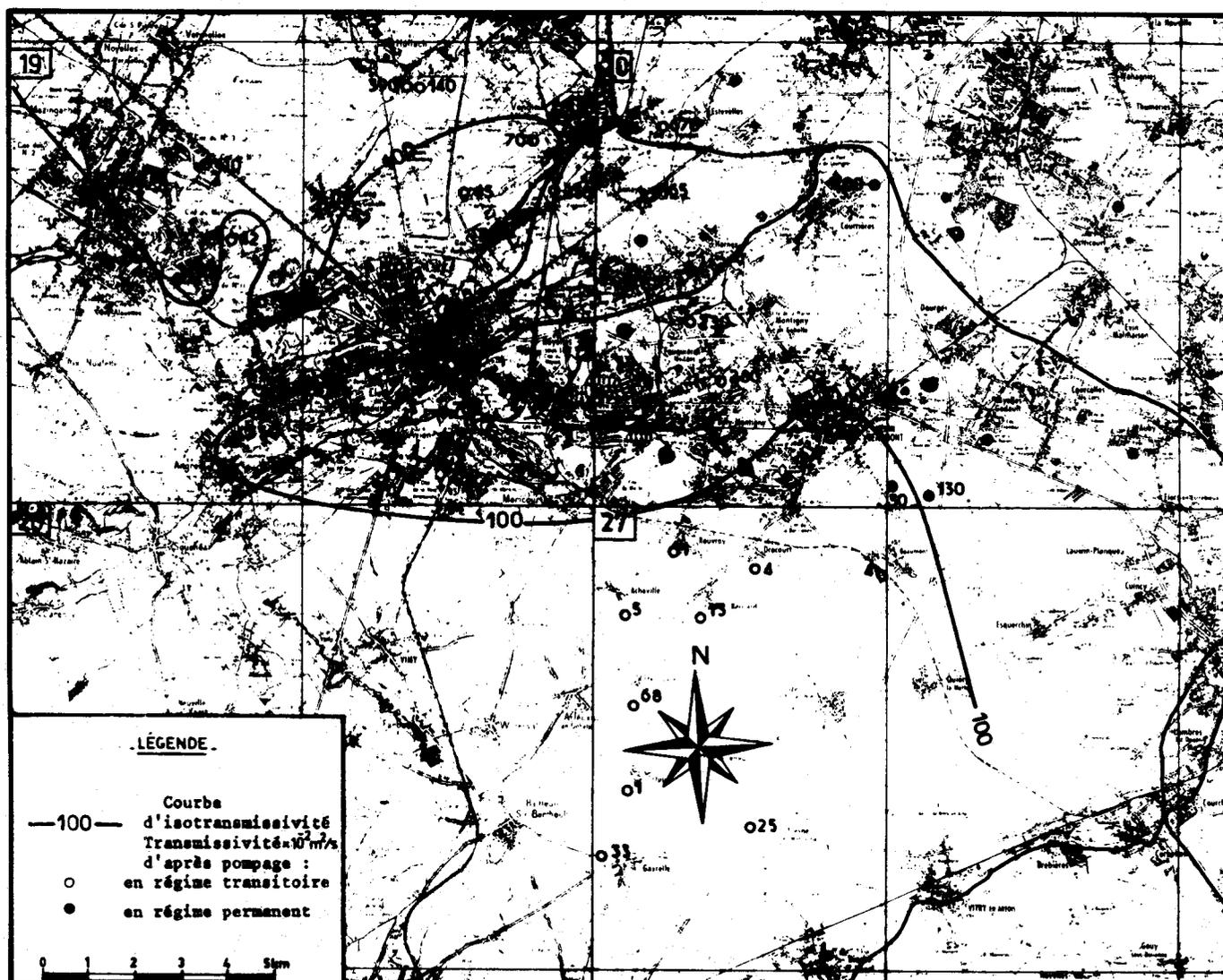


Figure 1.10 : Répartition des transmissivités dans le Bassin Minier

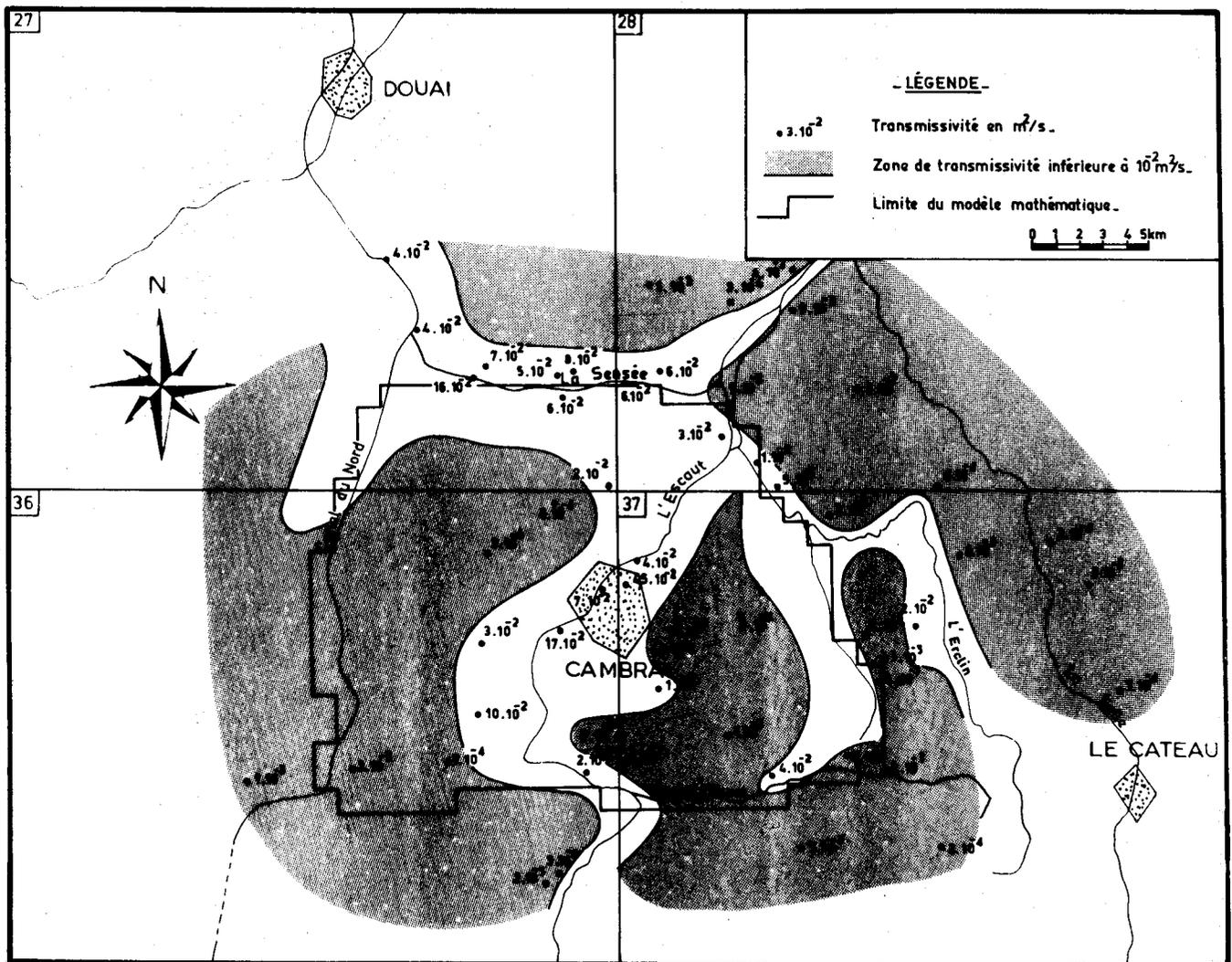


Figure 1.11 : Répartition des transmissivités dans le Cambrésis

15 - Contribution au bilan aquifère de la nappe de la craie :

Le modèle mathématique Sensée-Haut-Escaut

La méthode de modélisation consiste à équilibrer les débits entrants ou sortants d'un aquifère tout en respectant la piézométrie réelle de la nappe.

Les résultats nous conduisent à une meilleure connaissance des paramètres hydrodynamiques de celle-ci, tout en apportant des renseignements de caractères plus généraux que ceux livrés par les essais de terrain.

L'étude se conçoit en deux phases : l'acquisition des données d'une part, le calage du modèle d'autre part. Celui-ci est effectué par retouches successives des données les moins connues, jusqu'à concordance de la piézométrie calculée avec la piézométrie réelle.

151 - Le modèle mathématique

On suppose le problème plan, la hauteur (H) ne varie donc pas avec la profondeur (z). De même on estime que les écoulements demeurent indépendants du temps, donc en régime permanent (hypothèse de Dupuit).

Le but à atteindre est de permettre le calcul de la hauteur piézométrique en tous points d'un aquifère.

Deux principes de base sont utilisés (Marsily dans Lafitte ; 1972); l'équation de continuité, équilibrant les débits entrants et sortants d'une "tranche" du milieu poreux:

$$dQ = - \left[\frac{\partial}{\partial x} (e U_x) + \frac{\partial}{\partial y} (e U_y) \right] dx dy$$

avec : U = vitesse apparente de l'eau
 e = épaisseur de l'aquifère
 Q = débit

L'équation de Darcy, donnant la vitesse apparente de l'eau en fonction de sa charge :

$$\vec{U} = - K \text{ grad } H$$

avec : K = coefficient de perméabilité
 H = hauteur piézométrique

La combinaison de ces deux relations permet de définir l'équation dite de diffusivité en régime permanent, en supposant que la transmissivité est homogène et isotrope dans l'aquifère :

$$\frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} = \frac{Q}{T} = \Delta H$$

La résolution de l'équation de diffusivité sur l'aquifère étudié est réalisée par la méthode de discrétisation aux différences finies (Marsily dans Lafitte ; 1972, Fried ; 1975).

Nous avons utilisé un modèle mathématique répertorié au B.R.G.M. sous le nom de DRPC1 (Rousselot ; 1972).

Ce modèle calcule donc le bilan d'une nappe captive ou n'ayant que de faibles fluctuations piézométriques, en régime permanent. L'épaisseur de la nappe est considérée comme constante et n'affecte pas les valeurs affichées de la transmissivité.

152 - Acquisition des données

1521 - Choix des limites

Les limites géographiques du modèle dans la région de Cambrai ont été déterminées en fonction de la facilité de choisir des mailles imperméables (ligne de courant par exemple), ou des mailles à potentiel imposé.

La limite nord du modèle passe par le potentiel piézométrique des étangs de la Sensée, les limites ouest et est sont respectivement le Canal du Nord et l'Erclin (fig. 1.12). Aucun cours d'eau important n'existant entre Havrincourt et Marcoing, la limite sud sera donc le potentiel de la nappe à l'W, le niveau de l'Escaut jusqu'à Crèvecoeur-sur-l'Escaut, puis celui du torrent d'Esnes jusqu'à Caudry. Les seules mailles imperméables correspondant à une ligne de courant sont les quatre mailles situées à l'W de Caudry. La surface totale du modèle couvre 293 kilomètres carrés.

1522 - Echanges de la nappe avec l'extérieur

Il s'agit de l'alimentation de la nappe et des soutirages. L'alimentation est constituée par :

- la pluie efficace dans les zones d'affleurement de la craie. Le ruissellement sur les buttes tertiaires empêche parfois l'infiltration efficace d'atteindre la nappe ; ceci peut également se produire lorsque la couche de limons pleïstocènes argilo-sableux dépasse 10 mètres d'épaisseur. Il s'agit cependant de phénomènes locaux dans cette région,

- les pertes des cours d'eau vers la nappe,
- les échanges passant par les mailles à potentiels imposés qui ne correspondent pas à un cours d'eau de surface.

Les sous-tirages sont constitués par :

- l'exhaure de la nappe de la craie là où elle affleure : sources captées de Proville et sources de Thun-St-Martin dans la vallée de l'Escaut par exemple,
- le drainage des alluvions,
- les captages d'adduction d'eau potable ou d'eau industrielle,
- et également certains échanges aux limites du modèle.

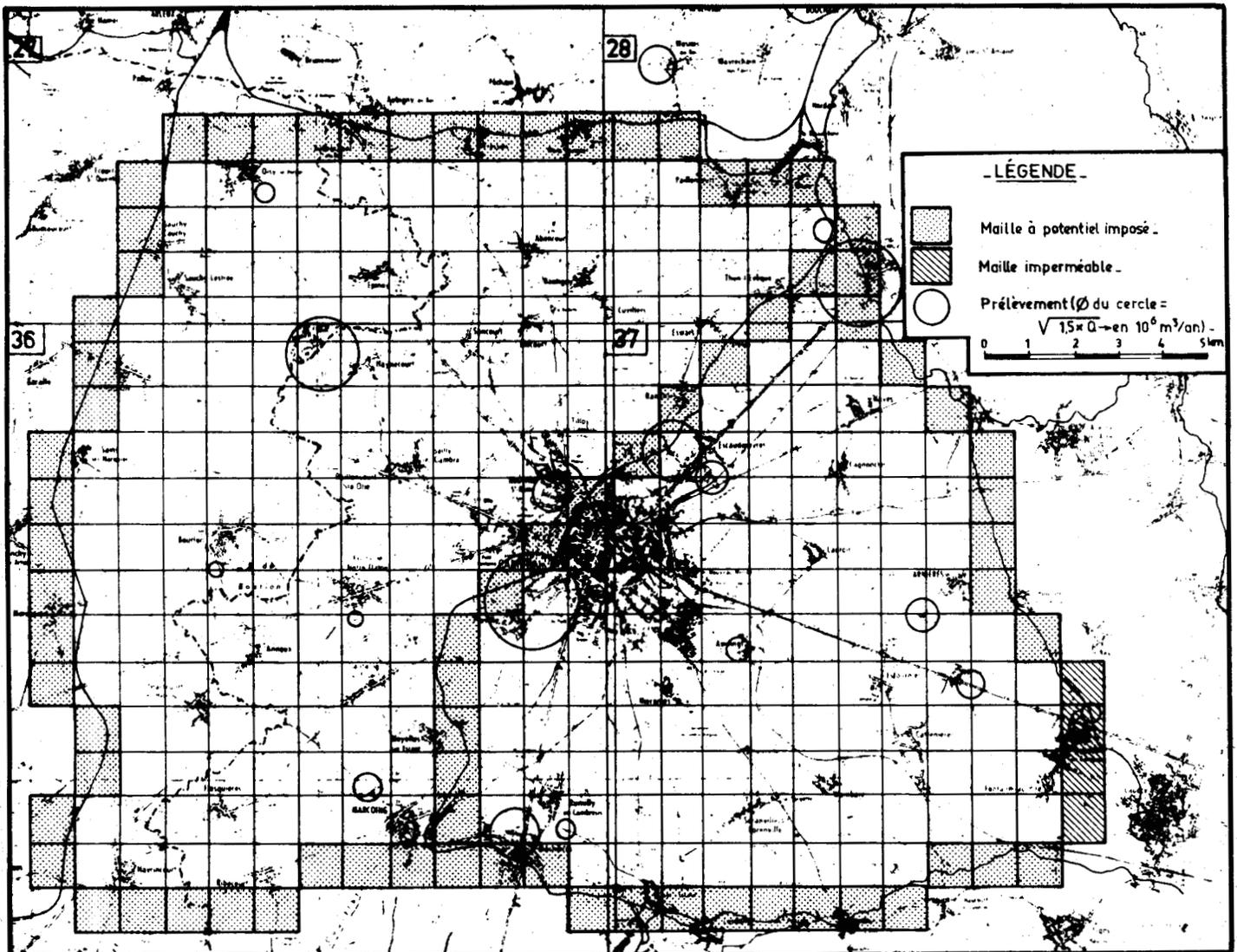


Figure 1.12 : Maillage du modèle mathématique Sensée-Haut-Escaut

a) - Calcul de la pluie efficace

Les seules données véritablement calculables sont la pluie efficace (suivant l'hypothèse de Thornthwaite), le débit des sources, les prélèvements par pompages et, dans une moindre mesure, les débits de pertes des cours d'eau si ceux-ci ont été jaugés.

Les valeurs de la pluie efficace sont calculées pour l'année 1975 (programme BILAN, Delporte ; 1978, édition en cours). Deux stations pluviométriques ont été retenues : Troisville et Epinoy :

Station	Pluie efficace (en mm)	Pluie efficace (en l/sec/km ²)
Troisville	113,0	3,583
Epinoy	120	5,787

Figure 1.13 : Pluie efficace à Troisville et Epinoy pour l'année 1975.

Les températures utilisées sont celles de la station thermométrique d'Epinoy. La figure 1.14 indique l'évolution des précipitations et de l'infiltration efficace pour les dix dernières années ; les années 1970 à 1974 apparaissent ainsi comme années déficitaires, le bilan redevenant équilibré à la fin de 1974.

Les débits d'infiltration affichés dans le modèle sont donc de 4 litres/sec. au N-O et 6 litres/sec. au S-E. On considère en première approximation que le ruissellement sur les pays crayeux est négligeable.

b) - Les prélèvements à la nappe de la craie

Les débits soutirés à la nappe par pompage en 1975 sont rassemblés d'après les archives de l'A.E.A.P.* (annexe 1). Les volumes prélevés sont représentés sur la carte de la figure 1.12 (le diamètre des cercles, en centimètres, étant égal à $\sqrt{1,5 \times Q}$ avec Q en 10^6 m³/an).

Les centres de forts prélèvements à la nappe apparaissent concentrés dans les zones de Cambrai, la vallée de l'Escaut, l'aérodrome militaire d'Epinoy et Rumilly-en-Cambrésis.

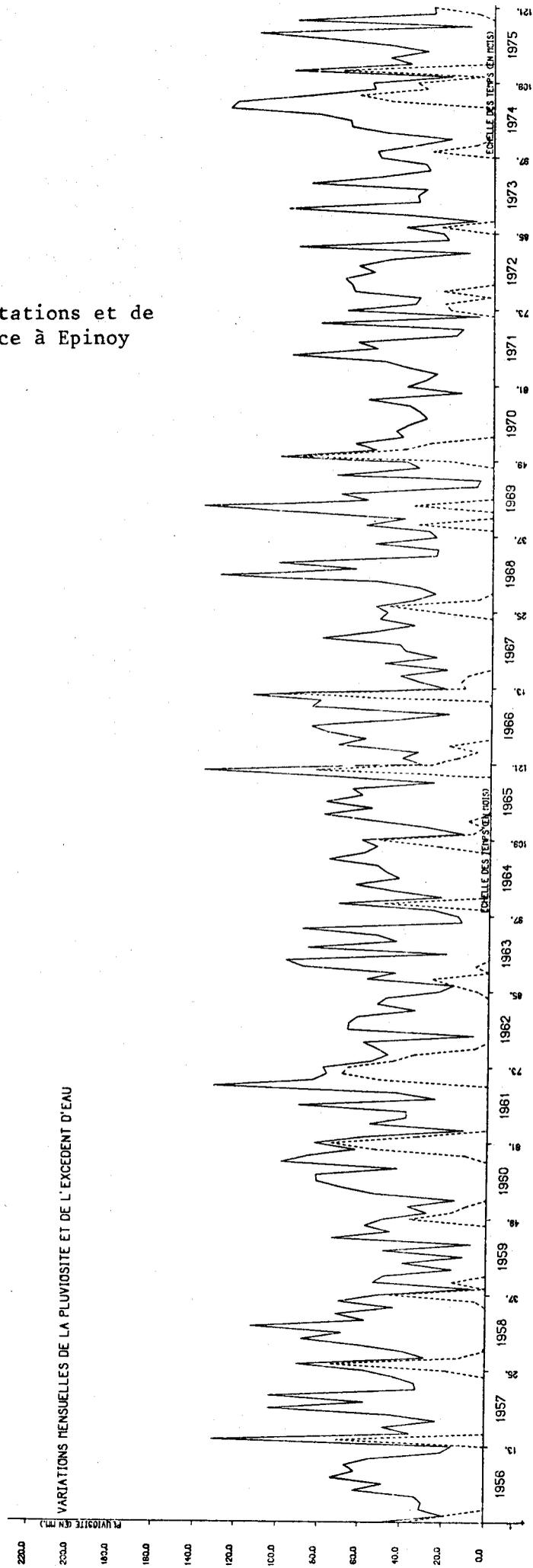
c) - Relation du réseau hydrographique avec la nappe

Nous verrons successivement l'état de l'Escaut et du Canal du Nord.

G. Dassonville (1965) montre la complexité du régime de l'Escaut à partir de Crévecoeur :

* A.E.A.P. : Agence de l'Eau Artois-Picardie

Figure 1.14 : Evolution des précipitations et de l'infiltration efficace à Epinoy



"après le confluent du torrent d'Esnes à Crévecoeur, l'Escaut passe en tunnel sous le canal et sa position en rive gauche lui permet de récupérer à Marcoing les apports de l'Eauwette. Après Noyelles-sur-Escaut, il repasse en rive droite et son débit grossit au fur et à mesure du drainage des émergences particulièrement nombreuses depuis Marcoing jusqu'aux portes de Cambrai. A Cambrai le débit de l'Escaut passe au canal. L'Escaut renaît à partir des sources de Rumillies et Escaudoevre, et une nouvelle fois, à Thun-Lévêque, il vient se jeter dans le canal". On mesure ainsi l'importance de l'exhaure de la nappe vers l'Escaut.

Un jaugeage des petits ruisseaux collectant les sources vers Thun-Lévêque a été effectué en 1970 et 1973 par le B.R.G.M. :

Date	Débit
le 11/6/1970	442 l/s
le 10/4/1970	657 l/s
le 5/6/1973	350 l/s

Figure 1.15 : Débits jaugés de la Rasse à Thun-Lévêque

Ces mesures faites en hautes eaux doivent être diminuées pour correspondre à une valeur d'étiage. Ainsi on a affiché dans le modèle un débit sortant de 150 l/s pour deux mailles en rive droite de l'Escaut entre Escaudoevre et Thun-St-Martin.

Le canal du Nord emprunte la vallée de l'Agache dans sa partie aval ; il est creusé directement dans la craie dans sa partie amont. Mais aucun jaugeage ne permet de préciser la valeur de ses échanges avec la nappe.

d) - Caractéristiques hydrauliques de la craie

Les transmissivités sont calculées à partir des essais de pompages en régime permanent ou transitoire. La distribution de T a déjà été discutée. Le passage de ces données au modèle est effectué par une extrapolation estimée en T dans toutes les mailles, à partir des valeurs connues.

153 - Calage du modèle1531 - Préparation du modèle et hypothèses initiales
.....

La discrétisation de la zone à modéliser a nécessité un panneau de 20 X 24 mailles carrées (1 kilomètre de côté chacune). Les données réparties suivant ce maillage sont les hauteurs piézométriques (piézométrie de juin 1976), les débits et les transmissivités.

Le modèle initial comportera donc :

- les mailles contour à potentiel imposé avec quatre mailles imperméables à l'E,
- l'Escaut au centre à potentiel imposé,
- l'alimentation par la pluie efficace, de 4 l/s à l'E de l'Escaut et de 6 l/s à l'W,
- les régions de bonne transmissivité ($>10^{-2}$ m²/s) que sont les vallées de l'Escaut et de la Sensée.

Les résultats fournis par le calcul comporte des tableaux reproduisant les transmissivités initiales, les débits initiaux, les charges initiales puis la piézométrie calculée et les débits simulés.

30 passages ont été nécessaires pour caler les courbes piézométriques simulées sur la piézométrie réelle. La figure 1.16 résume le processus du calage.

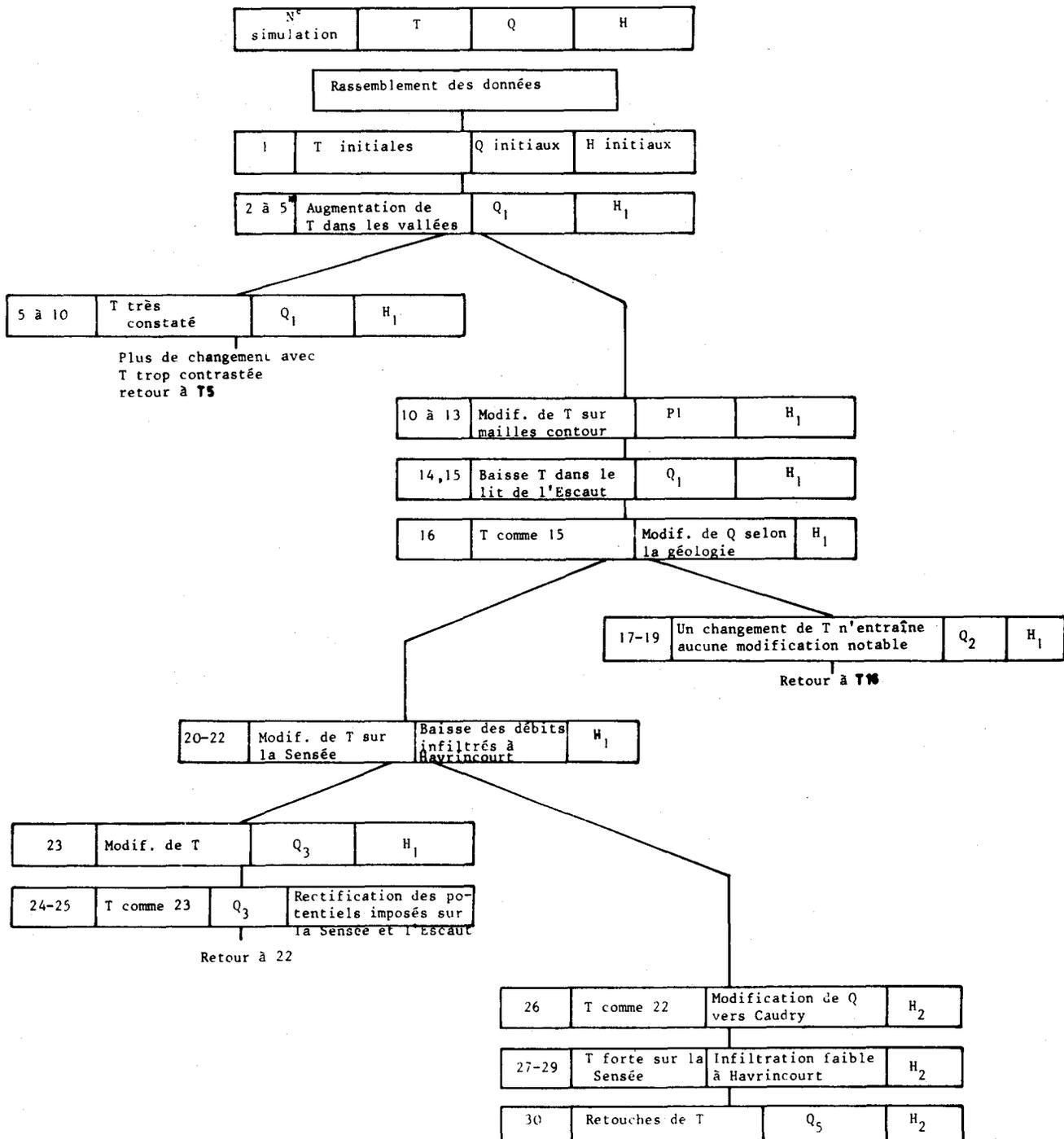
En dehors des modifications de la transmissivité, les principales modifications de données, nécessitées pour obtenir la bonne concordance des courbes piézométriques, ont concerné :

- le relèvement des potentiels imposés de la Sensée au confluent de l'Escaut,
- la diminution des débits d'infiltration efficaces au Sud dans les régions d'Havrincourt et de Cattenière.

1532 - Résultats du calage
.....

Sur la figure 1.21 est représentée la piézométrie calculée au 30ème passage. La figure 1.17 donnant la distribution finale des transmissivités.

Figure 1.16 : Organigramme du processus de calage du modèle mathématique Sensée-Haut-Escaut



27

28

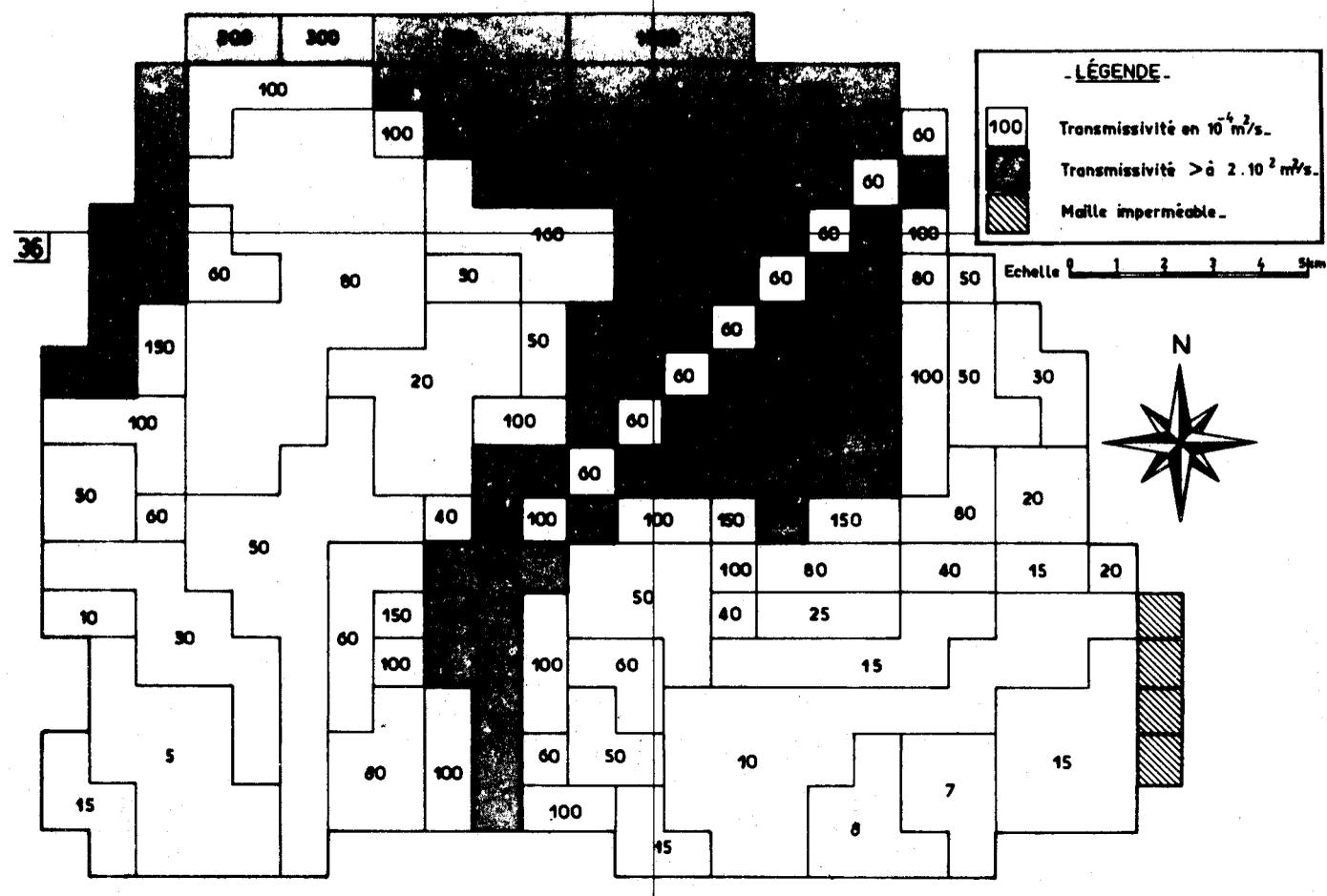


Figure 1.17 : Répartition des transmissivités au 30ème passage

Il apparaît que les transmissivités sont très contrastées. En effet, on note une forte différence entre la région N-NE et le S du modèle. Au N, la Sensée s'écoule dans une dépression topographique très plate, celle-ci s'élargissant jusqu'au confluent de l'Escaut. Cette dépression se poursuit au-delà de l'Escaut par la vallée de l'Erclin jusque Rieux. Dans toute cette zone on trouve des transmissivités généralement supérieures à $10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ et pouvant aller jusqu'à $0,1 \text{ m}^2/\text{s}$ sur la Sensée au niveau de Hem-Lenglet. Les alentours d'Iwuy - Thun-St-Martin sont le siège d'une excellente transmissivité ($\approx 3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$).

Dans la partie sud du modèle, la vallée de l'Escaut est le siège d'une forte transmissivité, surtout à Proville et à Cantaing-sur-Escaut. A l'aval de Cambrai les transmissivités affichées sont faibles car la nappe est peu épaisse sous le lit du fleuve et il a fallu réduire la valeur appliquée initialement pour correctement modéliser les échanges entre la nappe et l'Escaut.

Enfin, à l'W les transmissivités sont importantes dans la vallée de l'Agache ($2 \cdot 10^{-2}$).

En dehors de tous ces domaines, la transmissivité passe très vite de $1,5 \cdot 10^{-2}$ à $2 \cdot 10^{-3}$ m²/s (Sailly-les-Cambrai, Carnières - Estourmel). Les transmissivités minimales sont atteintes dans les régions sud où la topographie est plus accidentée ($5 \cdot 10^{-4}$ à Flesquière, $7 \cdot 10^{-4}$ à Wambaix, 10^{-3} à Cattenière) et le gradient piézométrique plus important.

154 - Etablissement du bilan

1541 - Echanges des limites

La synthèse des échanges aux limites du modèle au 30ème passage est reprise dans les figures 1.18 et 1.19 :

Localisation de la limite	Nature	Débit avec l'extérieur (l/s)	
		Entrant	Sortant
Nord	Sensée		-647
Nord-Ouest	Agache	+5	-106
Ouest	Canal du Nord	+15	0
Sud-Ouest	Canal du Nord limite à potentiel imposé à Ribécourt	0	0
Sud/Sud-Ouest	Escaut à Marcoing	+64	-7
Sud	Torrent d'Esnes	+1	-2
Sud/Sud-Est	Limite à potentiel imposé à Haucourt	+15	0
Est	Riot Beauvois et l'Erclin	+73	-2
Centre	Escaut	+226 (aval)	-189 (amont)
Total des échanges		+399	-953

Figure 1.18 : Echanges aux limites du modèle calé

Les échanges de la nappe avec l'extérieur par l'intermédiaire des mailles limites sont donc déficitaires : il s'échappe 953 l/s alors que les entrées sont de 399 l/s. Les principaux échanges ont lieu sur les deux cours d'eau principaux traversant le modèle ; la Sensée et l'Escaut. La Sensée draine 647 l/s ; le volume d'eau transitant par cette limite est considérable, alors que l'Escaut draine 189 l/s en amont de Cambrai et alimente la nappe de 226 l/s en aval. Le canal du Nord draine la nappe dans sa partie aval lorsqu'il est creusé dans la vallée de l'Agache.

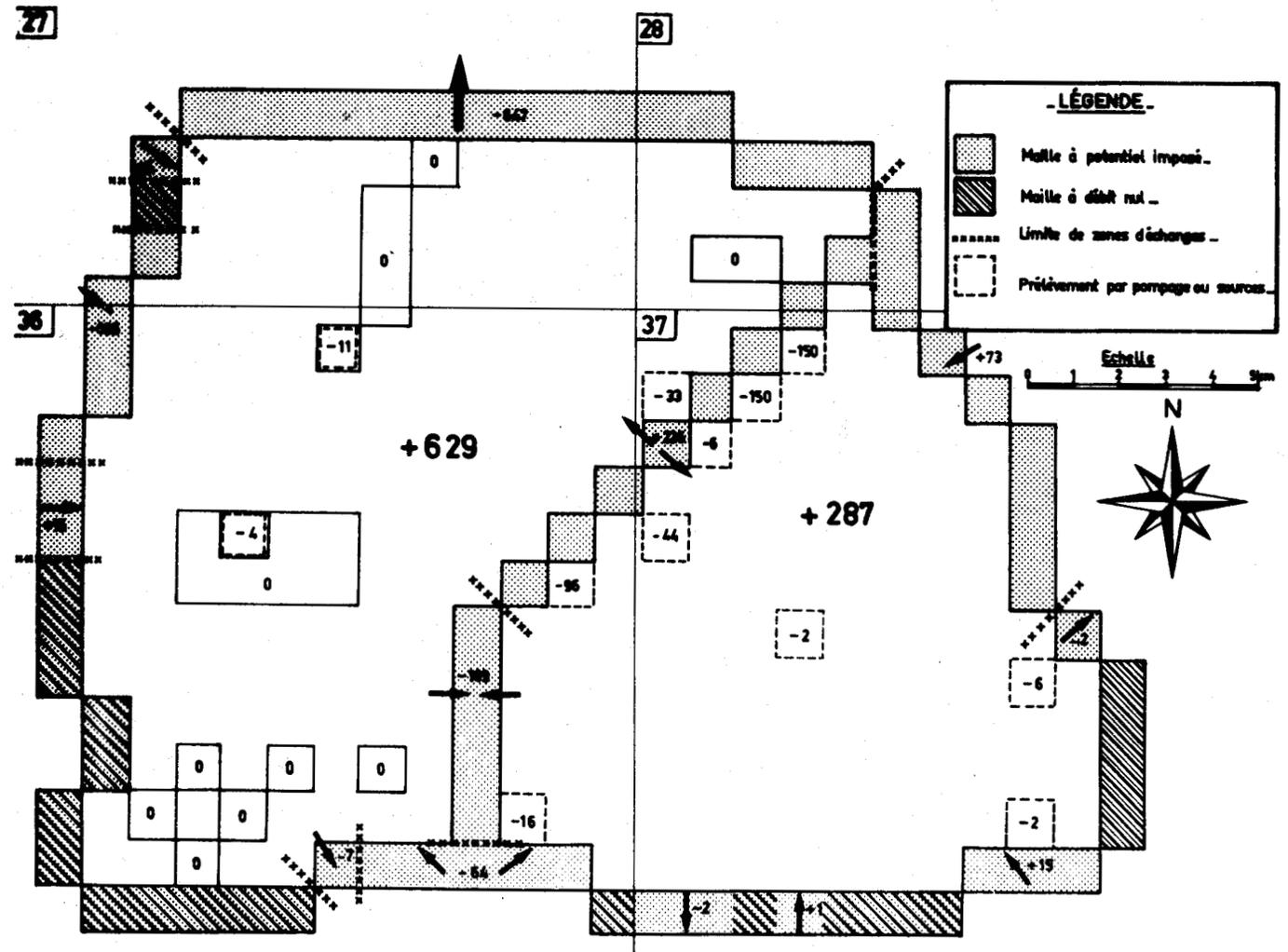


Figure 1.19 : Distribution des débits obtenus au 30ème passage

Les alluvions de l'Agache tiennent certainement un rôle prépondérant dans ce phénomène.

Les échanges de la nappe au travers des autres mailles limites sont minimes, sauf dans la région de Rieux-en-Cambrésis où l'alimentation atteint 73 l/s. Partout ailleurs les débits sont faibles et les mailles peuvent pratiquement être considérées comme imperméables, comme la partie amont du canal du Nord (limite sud-ouest).

1542 - Bilan total
.....

Le tableau ci-après résume le total des échanges calculés entre la nappe et l'extérieur :

Nature	Débit entrant	%	Débit sortant	%
Echanges aux limites	+399	30,3	-953	64,6
Prélèvements par captages et sources			-521	35,4
Alimentation par infiltration efficace	+916	69,7		
Total	1315	100	1474	100

Figure 1.20 : Bilan de la nappe calculée par le modèle.

1543 - Comparaison entre la piézométrie "réelle" et calculée

La figure 1.21 montre que l'ajustement est correct dans la partie sud où le gradient de la nappe est important. Par contre au N, le gradient est faible et la bonne concordance des courbes réelles et calculées ne peut être obtenue : en effet, les niveaux piézométriques sont relevés par rapport à des cotes estimées sur la carte au 1/25 000 ; l'erreur sur la mesure peut ainsi atteindre 3 mètres. La simulation montre que +40 passant à Epinoy doit être plus rectiligne ; de même la courbe +35 m ne s'avance pas si loin vers Cambrai.

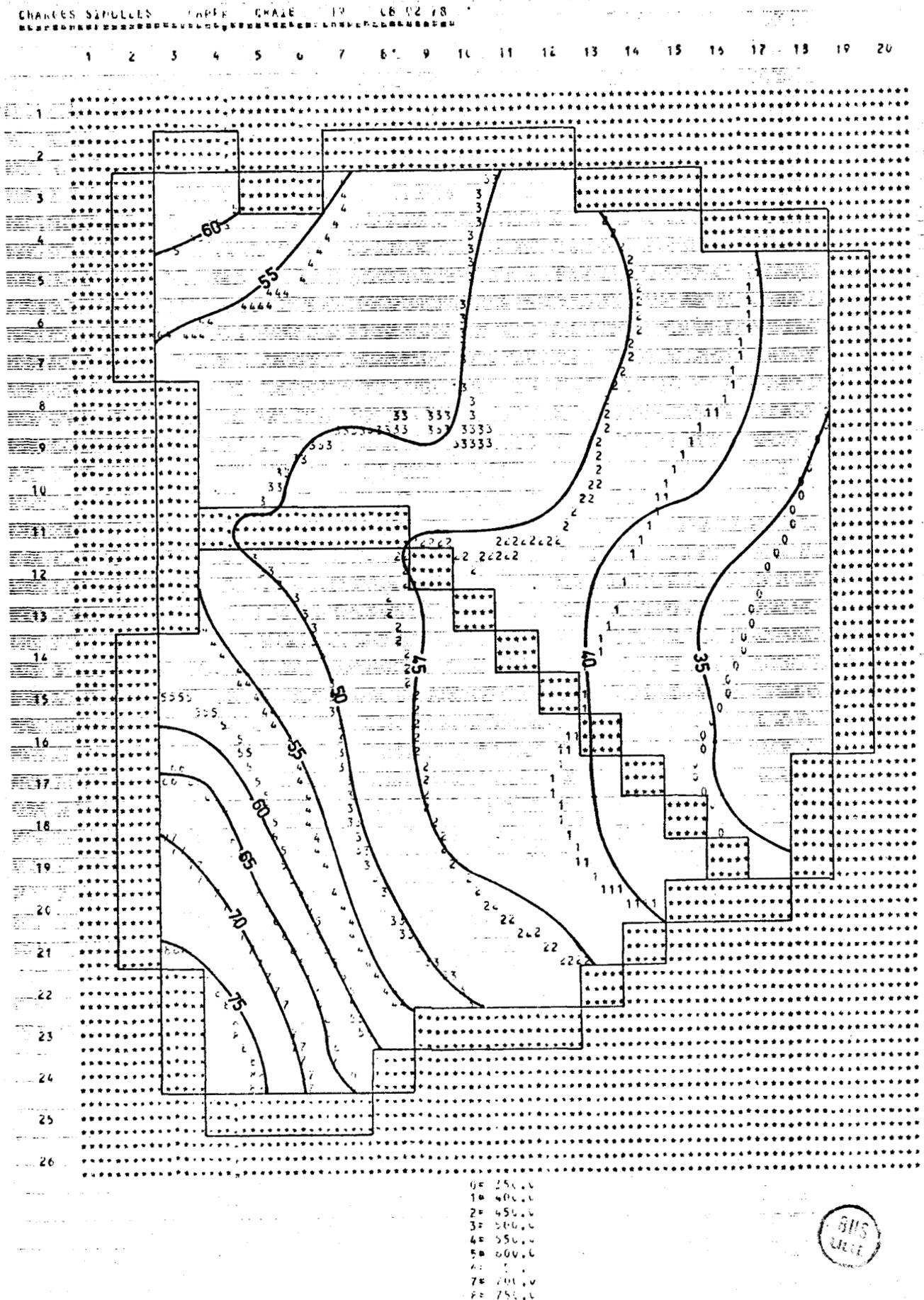
Au niveau de Proville la piézométrie calculée est différente de la piézométrie réelle ; en fait la courbe +45 est interprétée sans mesure. Le modèle apporte donc ici une bonne précision sur le comportement de la nappe dans cette zone.

155 - Exploitation du modèle

La simulation d'une nappe par modèle mathématique aide à mieux comprendre le sens des transferts d'eau de la nappe avec l'extérieur ; le modèle permet également de vérifier certaines hypothèses quant à l'hydraulique de la nappe. Dans la région de Cambrai la nappe est toujours en régime libre, un léger artésianisme se manifestant au niveau de la Sensée à Féchain. Les buttes tertiaires, en provoquant un ruissellement, empêchent localement l'alimentation de la nappe, de même que les limons pléistocènes dans la partie Sud du modèle.

Les principaux échanges de la nappe avec les cours d'eau sont localisés au niveau de la Sensée pour une grande partie et de l'Escaut pour une partie moindre.

Figure 1.21 : Comparaison entre la piézométrie réelle et la piézométrie calculée



L'alimentation de la nappe étant principalement assurée par "la pluie efficace", l'exploitation du modèle calé montre que les réserves en eau les plus importantes et les plus facilement exploitables se trouvent à l'aval de Cambrai, entre Cambrai et la Sensée ainsi qu'entre Proville et Cantaing-sur-Escaut.

La simulation de la nappe à l'aide d'un modèle permanent mono-couche et à mailles carrées constitue un premier état de la modélisation de la nappe : au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances, on pourrait obtenir une simulation plus précise grâce à un modèle à mailles variables, puis un modèle en régime transitoire.

16 - Conclusions

La région de Cambrai possède de bonnes réserves en eau souterraine qui est encore peu exploitée, surtout dans la partie aval de l'Escaut, au N de Cambrai. Cependant la nappe de la craie y est assez proche du sol et donc très vulnérable à la pollution en provenance de la surface du sol.

Le gradient piézométrique est assez important au S, principalement sous le recouvrement des argiles et sables du Landénien : le degré de fissuration de la craie est faible, et donc sa transmissivité.

L'implantation de nouveaux captages d'eau devra donc se faire dans la vallée de la Sensée ou de l'Escaut, selon la qualité chimique de la nappe et les risques de pollution ; c'est l'objet du chapitre suivant. Nous essayerons plus loin de mettre en évidence quelques relations existant entre le chimisme de la nappe et les caractéristiques hydrauliques de l'aquifère.

CHAPITRE II

**ETAT ET EVOLUTION
DU CHIMISME DE L'EAU**

21 - Introduction

211 - Généralités

Ce chapitre tentera de répondre à deux questions :

- Quel est l'état hydrochimique de la nappe de la craie ?
- Comment la qualité de l'eau se modifie-t-elle au contact de la roche aquifère ?

Pour tenter d'apporter des éléments de réponse, nous avons étudié deux zones d'importance régionale : le Bassin Minier et la région de Cambrai.

212 - Acquisition des données

Beaucoup d'auteurs ont traité des méthodes et précautions à prendre lors des prélèvements d'eau. M Louvrier (1976) montre qu'ils doivent être faits avec beaucoup de soin, l'analyse en laboratoire devant également être rapide. Tous nos prélèvements n'ont pas été effectués en une seule fois, mais lors de plusieurs campagnes, et par des manipulateurs différents. Le processus d'échantillonnage est cependant resté le même, à quelques exceptions près, plusieurs mesures étant faites sur le terrain :

- mesure de la profondeur de l'eau (sonde Rossignol),
- mesure du pH (pH mètre ORION type 407),
- mesure de la conductivité (conductivimètre W T W),
- mesure de l'oxygène dissous (oxymètre PONSELLE digital),
- mesure de la température de l'eau (thermomètre à mercure au 1/10 de degré).

L'échantillon est prélevé à la colonne montante de la pompe du forage, après un pompage continu d'une durée de cinq minutes au minimum, et recueilli dans des flacons neufs d'un litre en polyéthylène. Ce matériau d'un prix raisonnable, est en effet le plus inerte au contact de l'eau (Husson ; 1976). La situation de tous les points de prélèvement est indiquée sur la carte de l'annexe II.

Une analyse complète comporte généralement la détermination des caractéristiques physico-chimiques ; pH, Eh, température, oxygène dissous, dureté (TH et TAC), conductivité, résidu sec, la balance ionique des éléments majeurs ; Ca^{++} , Na^{++} , K^+ , Mg^{++} , Mn_4^+ , Cl^- , SO_4^{--} , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{--} , F^- , HCO_3^- (dosé à 0,1 ppm près), et éventuellement des éléments-traces comme les métaux lourds.

Certaines analyses ne proviennent pas de nos prélèvements. Ainsi nous disposons des analyses effectuées par l'Institut Pasteur de Lille pour le compte de la D.D.A.S.S.* et qui concernent la majorité des captages d'adduction d'eau potable des départements du Nord et du Pas-de-Calais. Ces analyses sont faites uniquement pour éviter la consommation d'eau polluée, aussi sont-elles parfois incomplètes. En particulier, nous ne disposons pas du pH et de la température mesurés sur le terrain. Sur le graphe pH terrain = pH labo (fig. 2.1), l'hétérogénéité du nuage de points montre que les modifications du chimisme durant le transport de l'eau en flacon sont parfois importantes.

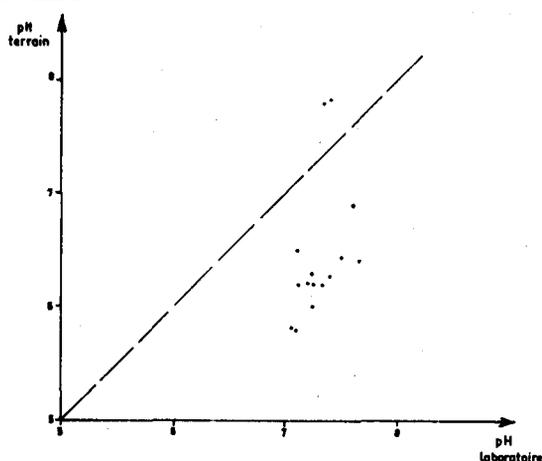


Figure 2.1 : Relation graphique du pH mesuré sur le terrain et du pH mesuré en laboratoire

22 - Propriétés chimiques de la nappe de la craie

Dans ce sous-chapitre, nous examinerons le chimisme de l'eau souterraine pris d'abord dans son ensemble, puis nous étudierons les particularités de chaque élément et nous tenterons de mettre en évidence les équilibres ioniques ou les déséquilibres provoqués dans certains cas.

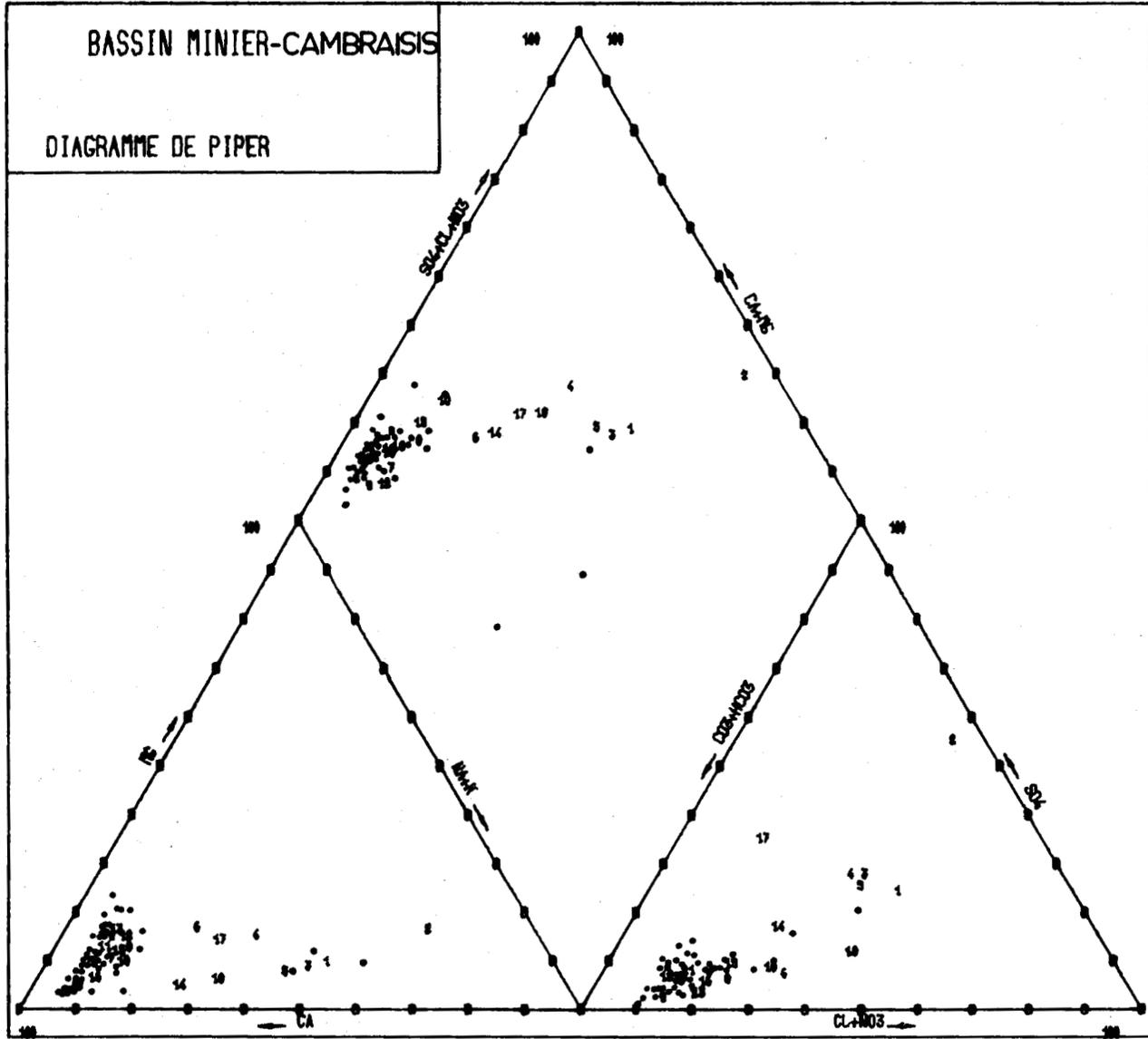
221 - Etude du diagramme de PIPER

Le diagramme de PIPER dessiné sur table traçante (F. Derec, M. Louvrier ; 1973) permet la représentation du faciès hydrochimique de l'eau en fonction de six variables. Sur la figure 2.2 relative au Bassin Minier, nous avons reporté quelques points caractéristiques de la nappe de la craie dans le Cambrésis. On remarque une concentration de la majorité des points autour des valeurs moyennes :

- 75% Ca ; 15% Mg ; 10% (Na + K), 70% HCO_3 ; 20% (Cl + NO_3) ; 10% SO_4 .

* D.D.A.S.S. - Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale.

Figure 2.2 : Diagramme de Piper



N°	NOMS	N°	NOMS	N°	NOMS
1	CANAL DE LENS	7	ROUVROY	13	OPPY
2	BASSIN DE DECANTATION	8	BAILLEUL-SIRE-BERTHOULT	14	HULLUCH
3	NOYELLES Fo 1	9	MERICOURT	15	NEUVIREUIL
4	NOYELLES Fo 2	10	VENDIN-LE-VIEIL	16	LIEVIN-EQUIPAGE
5	HARNES Fo 3	11	LIEVIN-ROLLENCOURT	17	ESTEVELLES
6	ARLEUX-EN-GOHELLE	12	COURCELLES-LEZ-LENS	18	AVION

• : Points représentatifs des échantillons du Cambrésis



Par ailleurs, quelques forages du Bassin Minier (n°s 3, 4 et 5) ont un faciès où le rapport $\frac{\text{Na} + \text{K}}{\text{Ca}}$ augmente parfois fortement, de même que le rapport $\frac{\text{Cl} + \text{NO}_3}{\text{HCO}_3}$, ce qui les rend comparables, en valeur relative, à une eau de canal (n° 1). Dans le Cambrésis, les trois points représentatifs des eaux de surface (Erclin, Riot de Beauvois, torrent d'Esnes ; annexe VIII) ont une position très différente de celle des eaux souterraines et analogue à celle de l'eau du canal de Lens (n°1).

Le faciès hydrochimique de l'eau souterraine est donc en général bicarbonaté-calciqne et peut évoluer vers un faciès chloruré sodique plus caractéristique des eaux de surface. A partir de ces observations, une première classification peut se dégager dans le Bassin Minier :

1ère classe : Canal de Lens	(1),
Noyelles Fo 1	(3),
Noyelles Fo 2	(4),
Harnes	(5).
2ème classe : Arleux-en-Gohelle	(6),
Vendin-le-Vieil	(10),
Hulluch	(14),
Estevelles	(17),
Avion	(18).
3ème classe : Méricourt	(9),
Neuvireuil	(15),
Rouvroy	(7),
Courcelles	(12),
Liévin-Rollencourt	(11),
Oppy	(13),
Liévin-Equipages	(16).

Ces trois classes correspondent à des zones précises :

- 1ère classe : zone de Noyelles-sous-Lens,
- 2ème classe : zone urbanisée et industrialisée de Lens et Arleux-en-Gohelle,
- 3ème classe : zone agricole sud et bordure du Bassin Minier.

La troisième classe rassemble les eaux à faciès chimique équilibré ; cet équilibre est rompu vers Noyelles-sous-Lens où le déséquilibre est maximal. La répartition du nuage des points relatifs au Cambrésis est plus homogène autour des valeurs moyennes citées plus haut. On peut donc considérer celles-ci comme les proportions normales, dans l'eau de la craie, des six éléments représentés.

222 - Eléments de la balance ionique

2221 - Caractéristiques physico-chimiques

Bien que n'étant pas pris en compte dans la balance ionique, les caractéristiques physico-chimiques accompagnent toujours les analyses chimiques. Leur utilité réside dans le caractère de simplicité de ces paramètres, qui intègrent chacun plusieurs particularités chimiques :

Le pH, dont l'instabilité rend obligatoire sa mesure sur le terrain, est indispensable dans tous les calculs hydrochimiques. Cette instabilité est souvent due à la présence dans l'eau de gaz carbonique dissous qui a tendance à se dégager, modifiant les équilibres carbonatés et la solubilité de certains éléments-traces. Sans faire de statistique précise, le pH de l'eau de la nappe de la craie fluctue le plus souvent entre 6,5 et 7. Il n'y a que lorsque des modifications chimiques importantes interviennent (pollution) que le pH s'écarte notablement de ces valeurs, ceci en raison de l'effet-tampon de l'eau.

a) - Conductivité et résidu sec à 105°C.

Regroupés dans le même paragraphe, ces deux termes sont liés à la même idée : la minéralisation globale de l'eau. Comme le montre l'histogramme de la résistivité (inverse de la conductivité ; fig. 2.3), celle-ci marque une fréquence maximale vers 1700 ohms/cm, les eaux les moins chargées ne dépassant guère 2000 ohms/cm à 20°C. L'allure de l'histogramme "résistivité" se retrouve dans celui du résidu sec, dont les bornes fluctuent entre 300 mg/l et 650 mg/l ; la fréquence la plus forte se marque vers 400 mg/l, ce qui correspond à une résistivité de 1700 ohms/cm. Il faut noter que ces valeurs restent en-deçà du seuil de potabilité conseillé par la législation (500 mg/l).

Par expérience, nous préférons la conductivité au résidu sec. En effet, le résidu sec doit être recherché en laboratoire et il demande un volume d'eau important, ce qui est parfois gênant, alors que le premier paramètre est recherché directement lors du prélèvement en tenant compte de la température de l'eau. Enfin, la conductivité présente l'avantage d'être assez sensible aux minéralisations accidentelles.

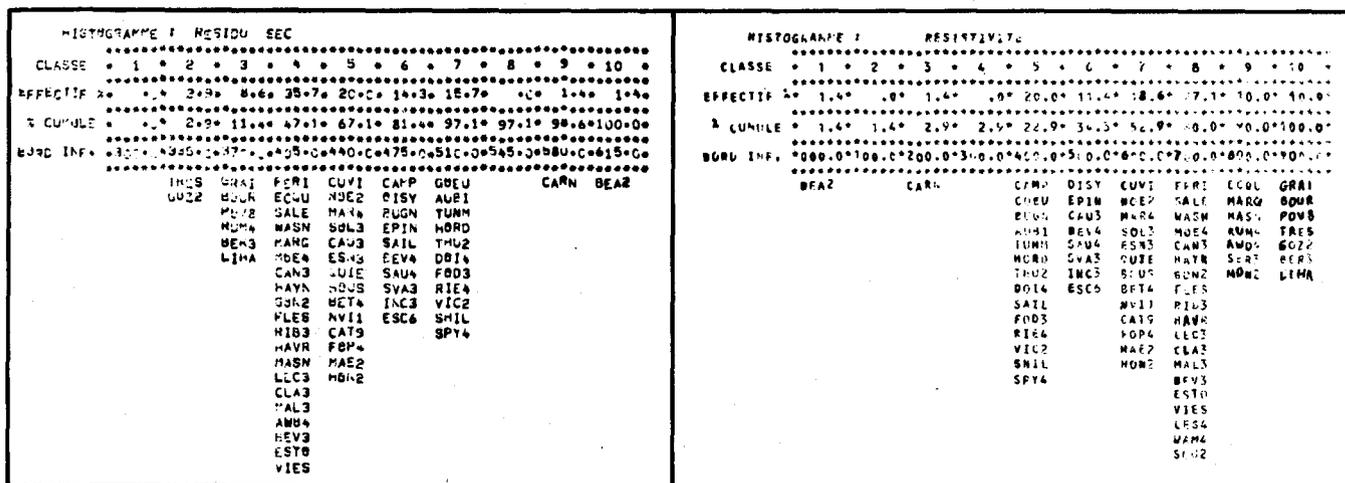


Figure 2.3 : Histogramme de la résistivité et du résidu sec

Il existe deux variables, calculées à partir des analyses et qui englobent également la minéralisation totale : le T.D.S. (Total Dissolved Solid) et la force ionique ; nous étudierons ces deux paramètres dans le paragraphe 2.3.

b) - La température de l'eau est un facteur important dans les équilibres chimiques, puisqu'elle affecte les produits de solubilité. D'une façon générale, la température de l'eau de la nappe de la craie oscille autour de 11°C, les valeurs supérieures ou inférieures étant à mettre au compte de la pollution bactériologique, ou à la proximité de la surface du sol.

c) - La teneur en oxygène dissous indique le degré d'oxydation de l'eau. Ceci est important pour les mises en solution liées aux phénomènes d'oxydo-réduction. En fait, les mesures varient entre 3 mg/l et 8 mg/l d'oxygène dissous sans indiquer d'influence particulière, que cela soit dû à la position de la nappe ou à une influence extérieure au milieu. Ce médiocre résultat est certainement la conséquence du brassage de l'eau dans les tuyauteries lors du pompage. La meilleure solution pour avoir une réponse satisfaisante serait de mettre la sonde à oxygène dissous dans le forage, puis de pomper l'eau du forage, la mesure étant obtenue lors de la stabilisation du signal.

Le problème de la reproductibilité d'une analyse de l'eau après un pompage se pose également pour de nombreux paramètres ; pH, eH, conductivité, isotopes. A cela s'ajoute le fait qu'un pompage soutire en général de l'eau des horizons aquifères les plus productifs. De ce fait, on analyse l'eau d'un échantillon moyen de l'épaisseur de la nappe traversée par le forage. Il semble donc que dans l'avenir il faille s'orienter vers les sondes et électrodes de mesure in situ, ainsi que cela se pratique couramment pour les eaux de surface.

2222 - Caractéristiques chimiques

a) - les chlorures

Analyse : Méthode de MOHR

Seuil de potabilité : 250 mg/l conseillés (France).

Les chlorures en solution, tout comme les sulfates, ne proviennent pas de l'attaque de la matrice carbonatée. La teneur en chlorures ne provient que d'un apport de l'extérieur, et principalement de l'arrivée à la nappe d'eau de pluie chargée de chlorures provenant en majorité de la dispersion d'eau de mer dans l'atmosphère, selon un processus naturel. Cependant une part importante de chlorures dérive d'activités humaines, tel l'épandage, l'hiver, de sel sur les routes ou la pollution par des eaux usées (Mercado ; 1976).

L'ajustement de la répartition des teneurs selon la loi gaussologarithmique (fig. 2.4) présente une séparation en deux familles d'eaux à partir de 20 mg/l (point de brisure des droites de HENRY). L'histogramme de ces mêmes teneurs indique que la majorité des eaux prélevées sont dans la première famille (Cl < 20 mg/l). Ceci correspond à des captages situés en zone rurale, alors que la carte des chlorures dans le Bassin Minier (fig. 2.5) montre une courbe iso-valeur à 100 mg/l ; il y a même 210 mg/l en bordure du canal de Lens, à Noyelles-sous-Lens. En zone rurale (fig. 2.6), les 20 mg/l sont dépassés dans la région qui va de La Sensée à Douai, dans les environs immédiats de Cambrai et dans quelques zones au S et au S.W.

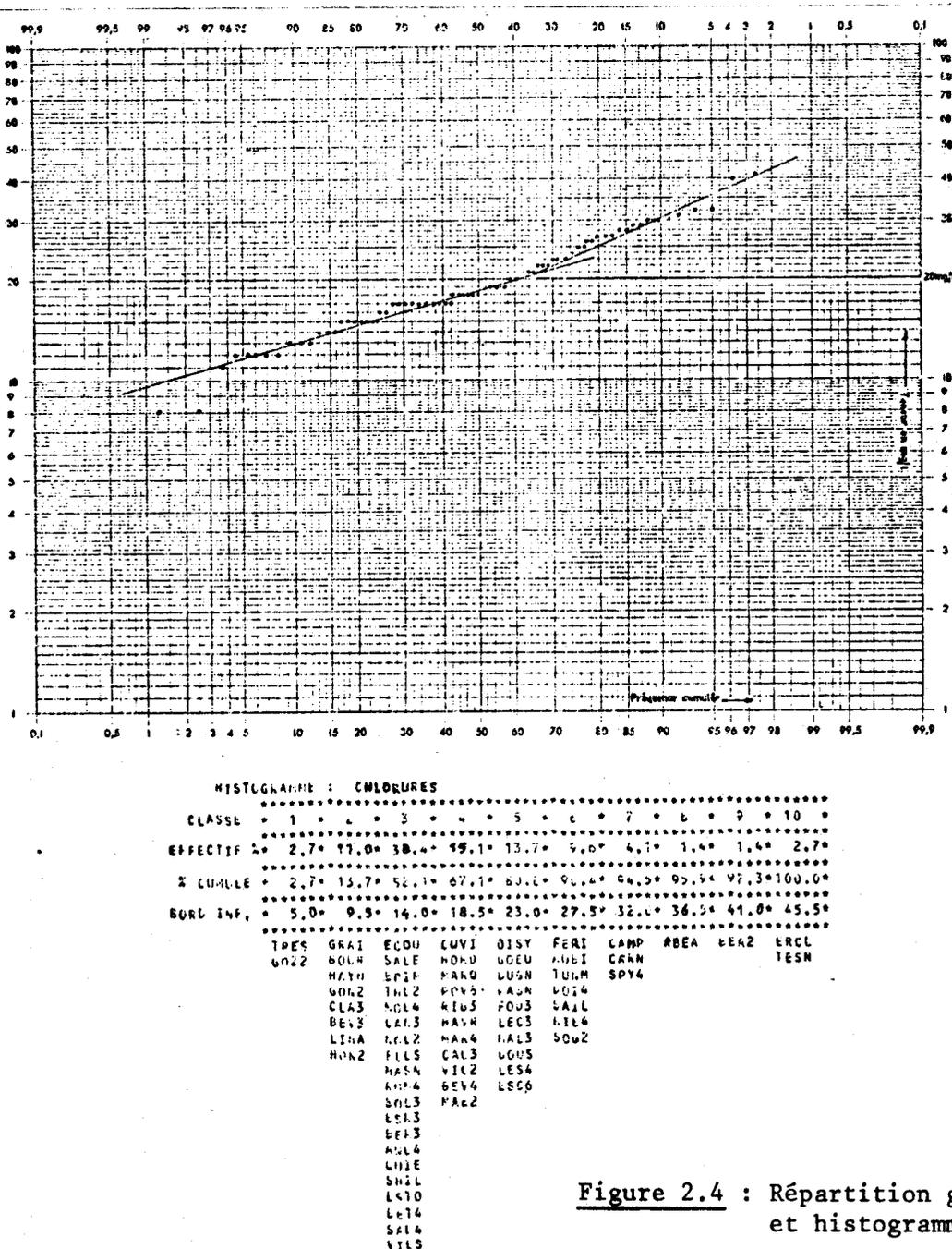


Figure 2.4 : Répartition gaussienne et histogramme des chlorures

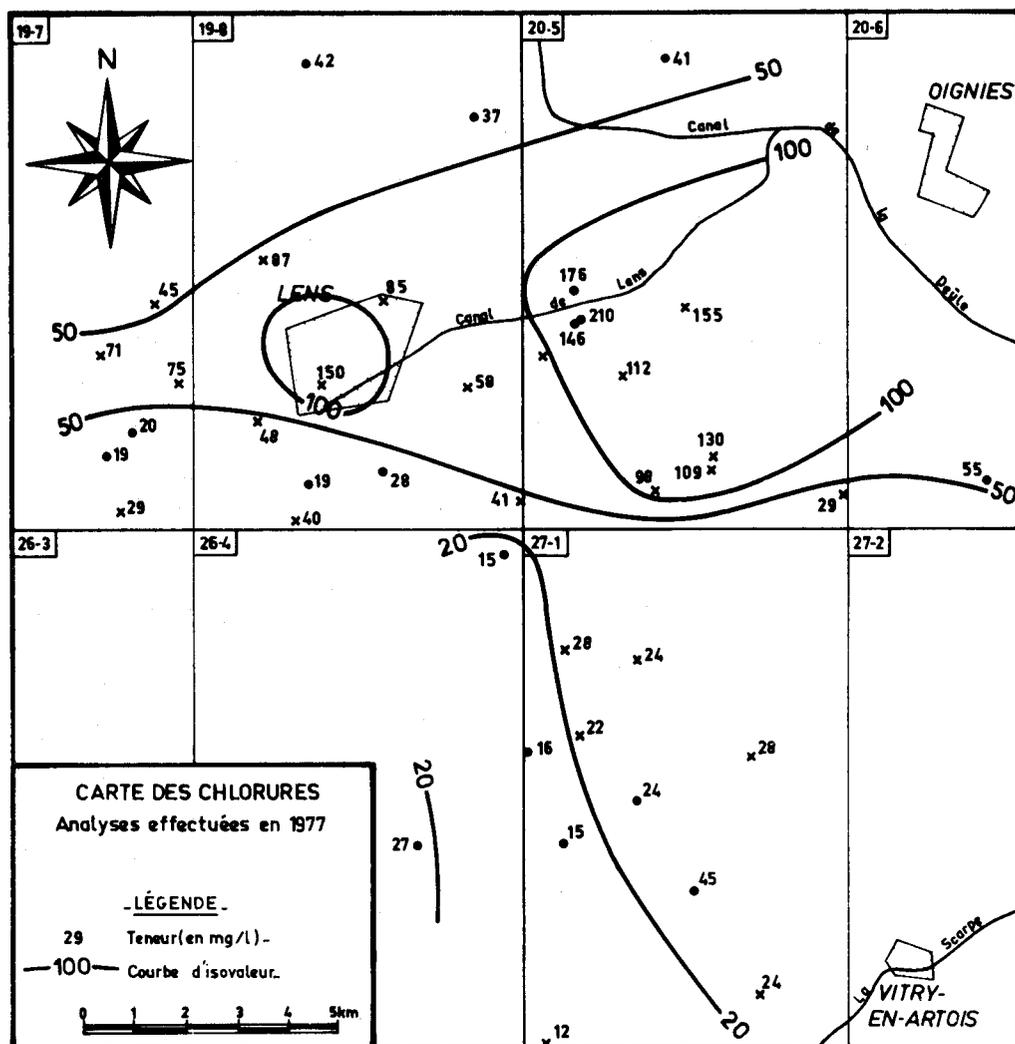


Figure 2.5 : Carte des chlorures dans le Bassin Minier

Un graphique de l'activité ionique des chlorures fonction du rapport $\frac{r_{Ca}}{r_{Na} + r_K}$ (fig. 2.7) montre que les fortes activités de chlorures sont accompagnées de préférence par les ions alcalins et les faibles activités par le calcium. Dans le premier cas, il peut s'agir d'un apport récent à la nappe de chlorure de sodium et de potassium, et dans le deuxième, de la réaction lente des chlorures avec la craie, la teneur initiale des chlorures pouvant diminuer suite à la dispersion dans l'aquifère, ou l'apport étant assez faible à l'origine ; ceci est en accord avec les observations de Long et Saalem (1974), qui, en étudiant un aquifère carbonaté de l'ILLINOIS (USA), ont montré que les concentrations supérieures à 50 mg/l de chlorures étaient dues à un apport extérieur de Na Cl et de K Cl.

* r indique que les concentrations sont exprimées en milliéquivalent.

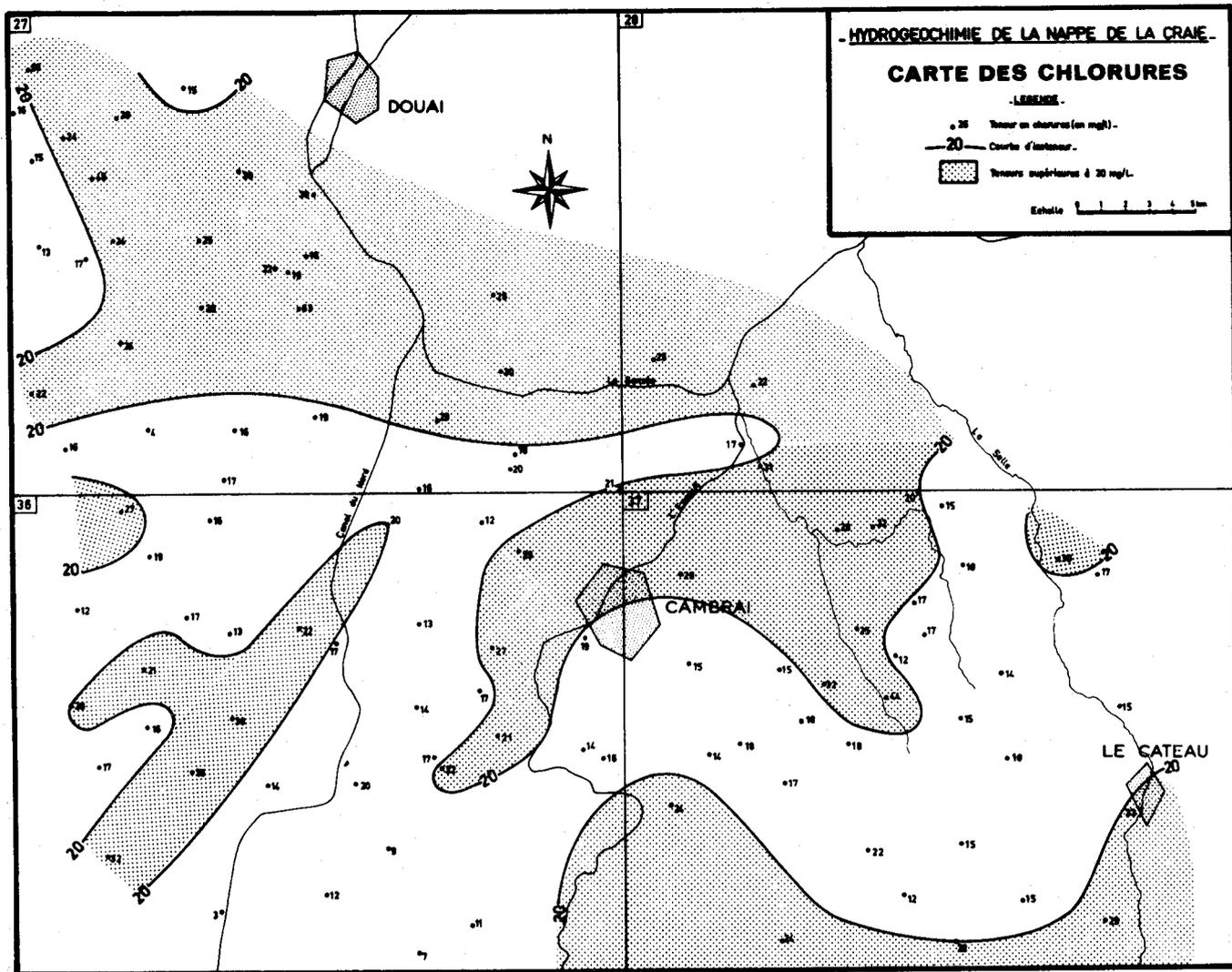
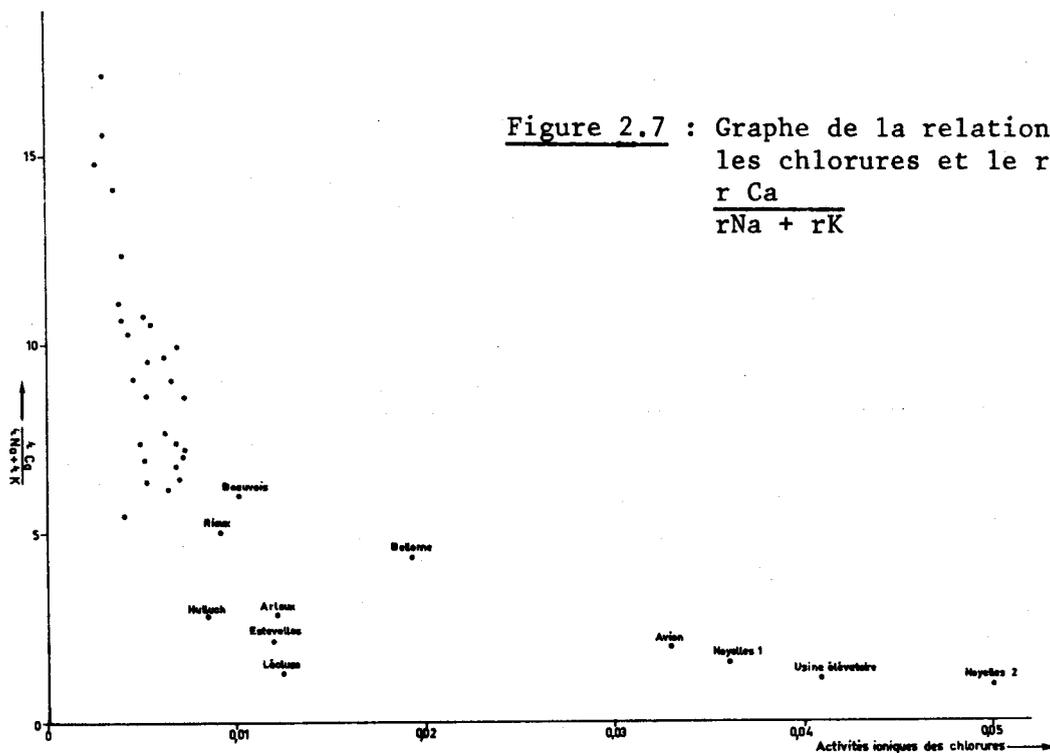


Figure 2.6 : Carte des chlorures dans le Cambrésis



Le taux de 250 mg/l de chlorures a été retenu par les législateurs comme concentration conseillée à ne pas dépasser dans l'eau d'adduction publique. En effet, les eaux chlorurées alcalines sont laxatives et préjudiciables aux personnes atteintes de maladies cardiovasculaires ou rénales. Par ailleurs, dans nos régions, une concentration de l'ordre de 200 mg/l indique la présence d'une eau polluée et cette pollution est souvent accompagnée de composés azotés et de phénol ; les chlorures peuvent alors former des associations avec ceux-ci et former des chloramines ou des chlorophénols particulièrement malodorants. Un problème similaire peut également exister lors de chloration à des fins bactéricides, lorsque l'eau contient des phénols.

b) - les sulfates

Analyse : Méthode gravimétrique

Seuil de potabilité : 250 mg/l conseillés.

Les sulfates sont les seuls composés du soufre présents naturellement dans la nappe de la craie. Il faut en effet des conditions exceptionnelles de pH et de Eh pour que l'on détecte la présence de H_2S ou de SO_2 dans l'eau.

Le soufre est un élément assez rare dans la lithosphère ; Ramade (1975) signale que la seule minéralisation à partir de l'altération des roches est impossible et que beaucoup de sulfates proviennent de l'oxydation des composés volatiles du soufre (H_2S et SO_2) dégagés par la combustion des combustibles fossiles. Les embruns marins et les précipitations atmosphériques ramènent alors ce soufre au sol sous forme de sulfate d'ammonium et d'acide sulfurique. Par ailleurs, une autre source de soufre est constituée par les fumures minérales (fig. 2.8).

L'histogramme des sulfates (fig. 2.9) montre un pic centré sur 20 mg/l. C'est une valeur que l'on considère comme "normale", car la plus courante. En-deçà, on trouve des valeurs qui correspondent à des forages profonds ou à l'écart de pollution. Au-delà de 20 mg/l la nappe est minéralisée par des causes diverses, puis apparaissent les eaux de surface (Erclin, Torrent d'Esnes). L'ajustement de cette distribution à une loi normale (diagramme gaussologarithmique) montre deux brisures, ces points définissant trois familles :

Une famille à population dense (entre 20 et 40 mg/l) qui constitue, comme nous l'avons vu, les eaux dont la minéralisation en sulfates peut être considérée comme "normale". Au-delà et en-deçà, les deux familles restantes correspondent aux eaux particulières tant au point de vue minéralisation que protection ou conditions chimiques. La carte des sulfates dans la région de Cambrai (fig. 2.10) indique la répartition des trois familles d'eaux déjà nommées.

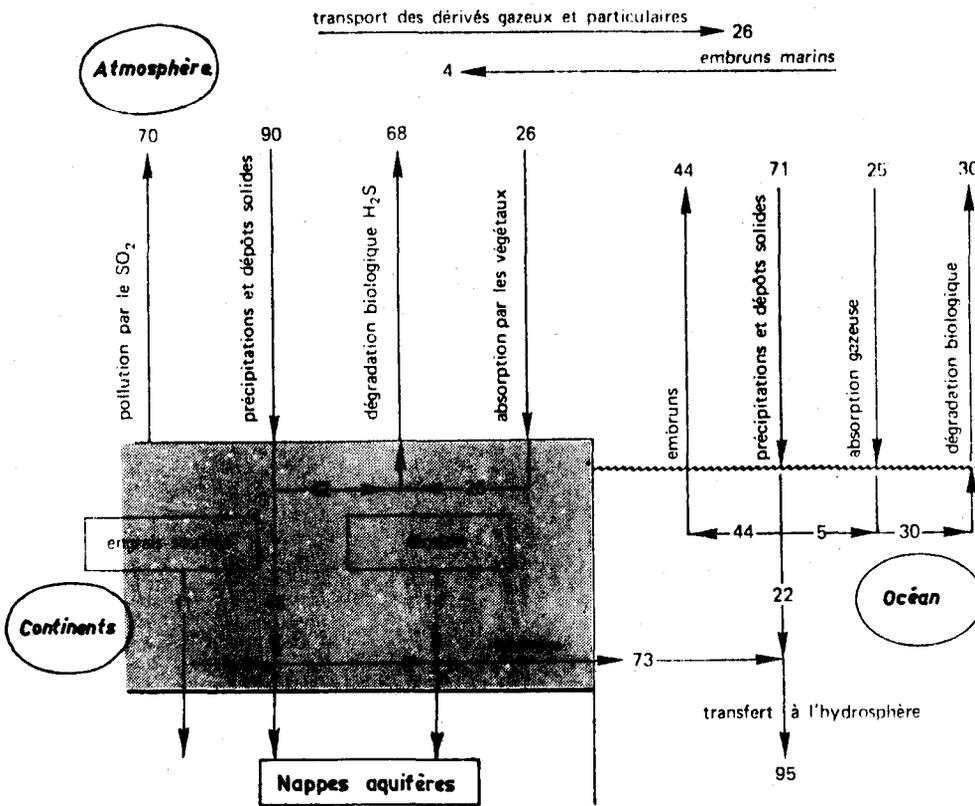
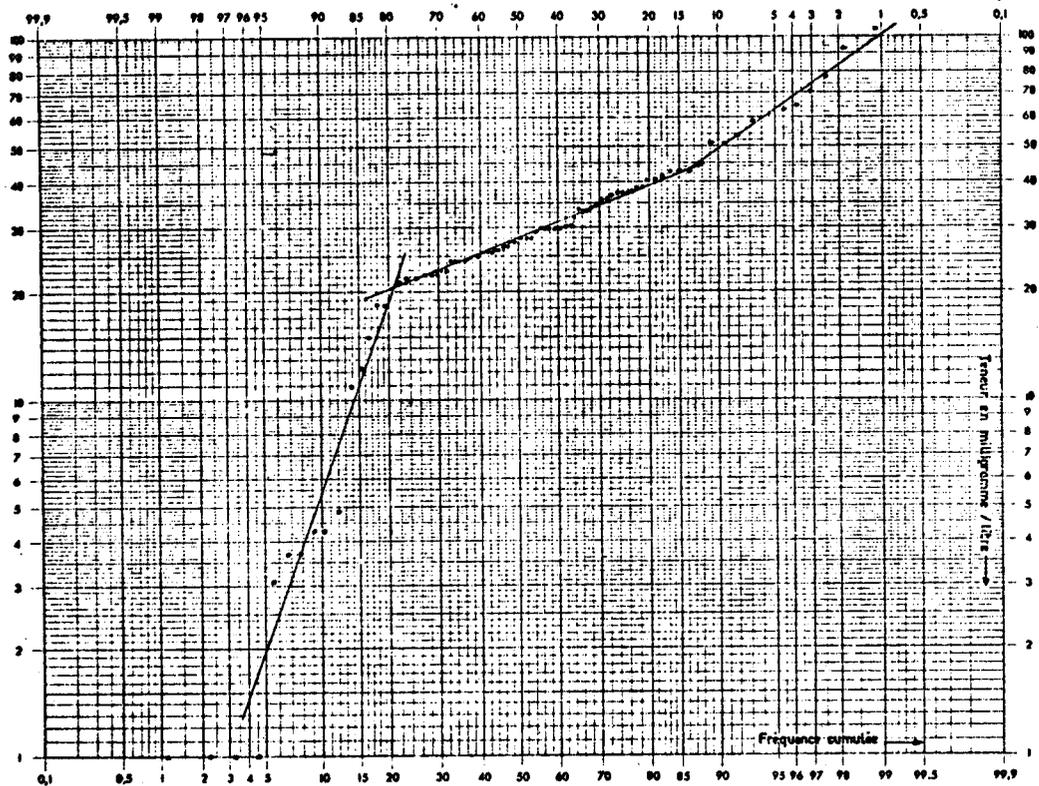


Figure 2.8 : Bilan du soufre terrestre - chiffres en millions de tonnes - (d'après Robinson et Robbins dans Ramade - 1975)

Les plus fortes teneurs (> 50 mg/l) se situent vers Douai, en bordure du recouvrement tertiaire, dans une région très industrialisée. La zone intermédiaire longe la première et s'étend sur la majorité de la feuille IGN 37 (Le Cateau). Enfin, les plus faibles valeurs se trouvent sur la feuille IGN 36 (Cambrai). Le recouvrement tertiaire n'existe en abondance que sur les feuilles 27, 28 et 37 (Douai, Valenciennes, Le Cateau), alors que la craie affleure sur la plus grande partie de la feuille de Cambrai. Il semble donc que la nappe des sables landéniens, très sulfatée, peut minéraliser l'eau de la craie.

Dans le Bassin Minier (fig. 2.11) les teneurs en sulfates peuvent dépasser 100 mg/l sur la zone centrale Lens-Hénin-Beaumont. A une pollution d'origine urbaine et industrielle, s'ajoutent les sulfates provenant de l'oxydation des schistes miniers déposés en terrils. Nous essaierons d'éclaircir le problème de ces fortes teneurs lors de l'étude isotopique du soufre des sulfates.



HISTOGRAMME 1 Sulfates

CLASSE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
EFFECTIF	9,4	20,5	30,1	19,2	9,0	5,5	0,0	2,7	1,4	1,4
% CUMULE	9,0	30,1	60,3	79,5	89,0	94,5	94,5	97,3	98,0	100,0
BORD INF.	1,0	8,9	10,8	24,7	32,0	40,5	48,4	56,3	64,2	72,1

EPIN	SALE	ECQU	RBEA	FERI	CAIP	ERCL	GOLU	TESN
GRAI	CUVI	THUM	UISY	L014	LUON	AUBI		
CAN3	MAL0	MGL4	WASH	SOL3	WEA2			
HAYP	BOU4	FOV8	NDNU	LAU3	MAL2			
TRES	NOL2	SAIL	THL2	SVA3				
GOZ2	GOL2	FOO3	BEK3	NV11				
MARA	FLS	NUM4	NIL4	SOU2				
	RIB3	LEC3	BEV4					
	HAVR	LIA3	BOUS					
	MASH	LSI3	SPY4					
	AVO4	NAL3	LFS4					
	BEV3	VIQ2	MUR2					
	ES10	GOIE	INL3					
	LINA	SHIL	NOI2					
	ESL6	LARN						
		LET4						
		SAU4						
		VILS						
		BEK3						
		MARA						

Figure 2.9 : Répartition gaussienne et histogramme des sulfates



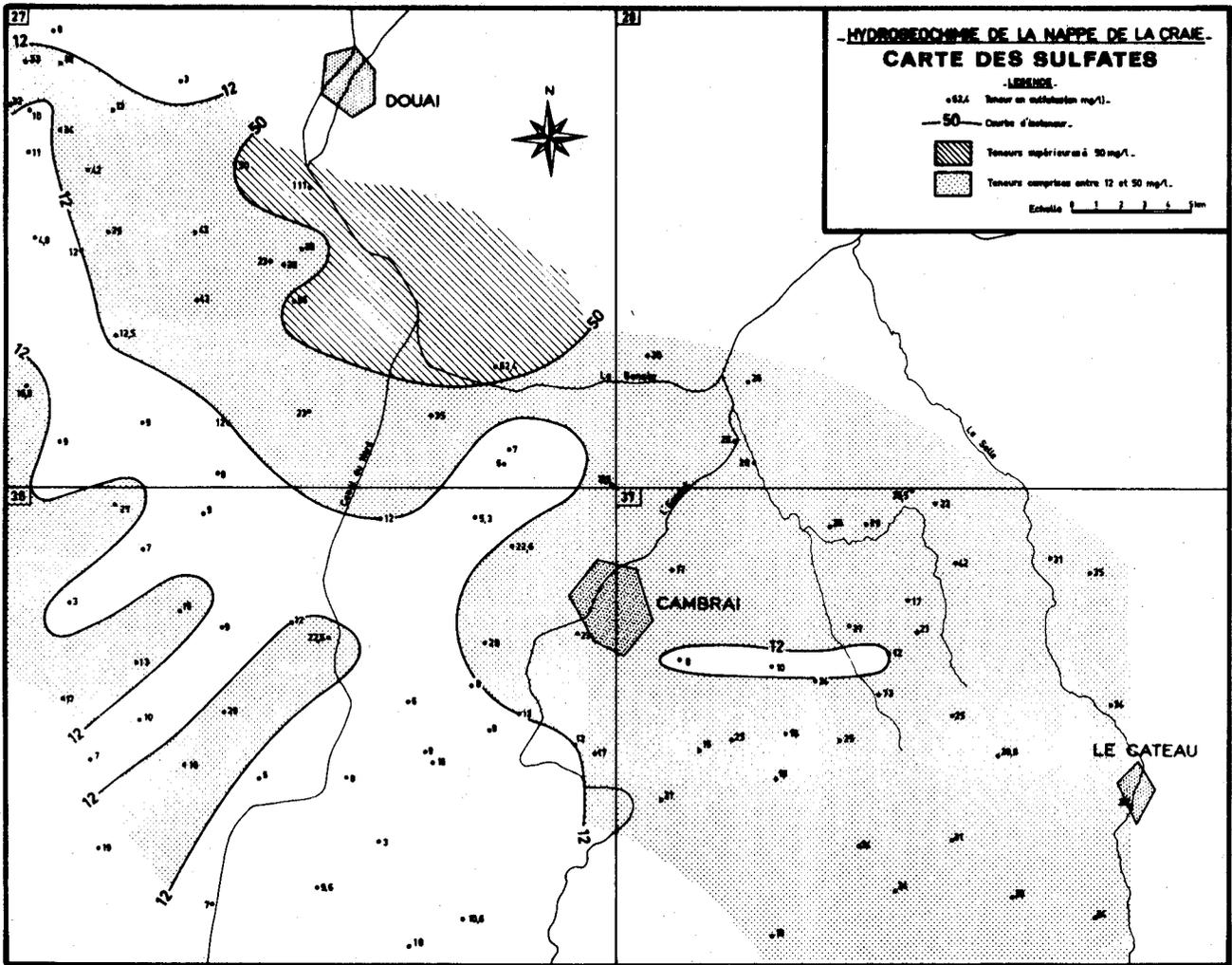


Figure 2.10 :

Répartition des sulfates dans le Cambrésis

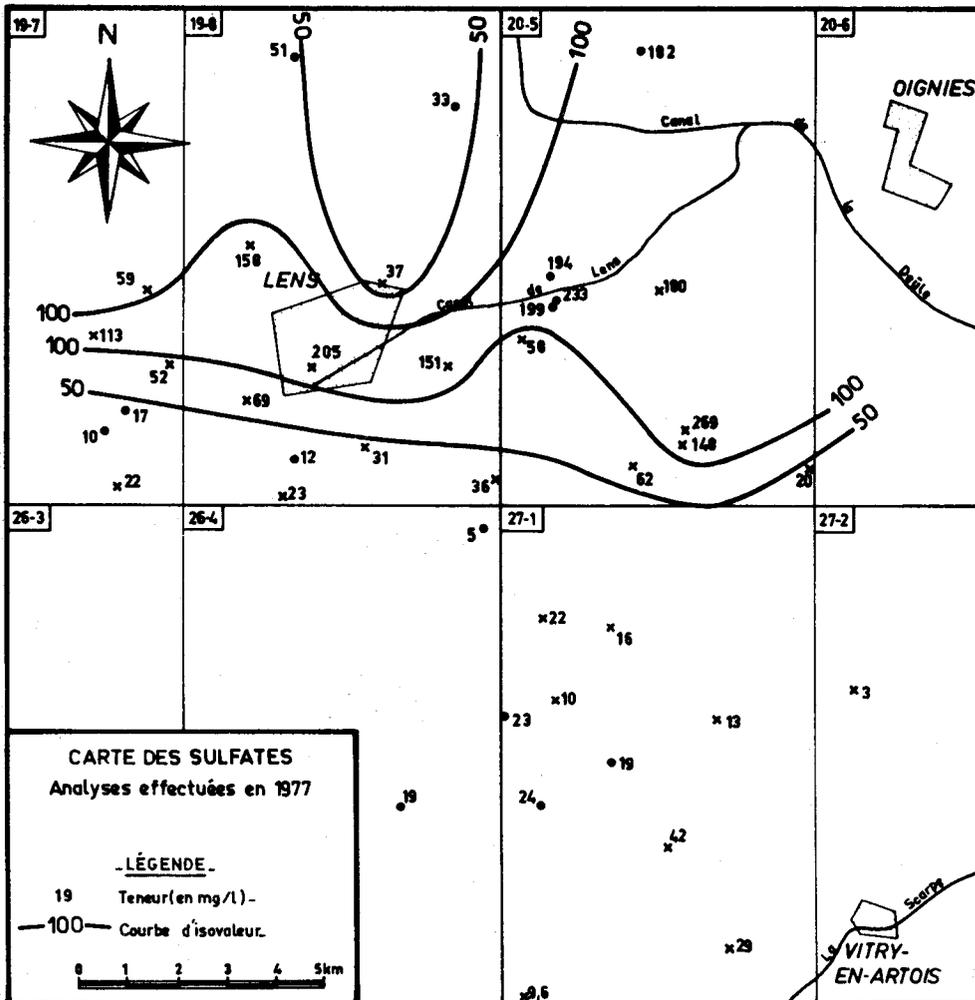


Figure 2.11 :

Répartition des sulfates dans le Bassin Minier du Nord-Pas-de-Calais



c) - les composés de l'azote

Analyse : NH_4^+ : réactif de NESSLER

NO_2^- : réactif de ZAMBELLI

NO_3^- : méthode à l'acide sulfophénique

Normes de potabilité :

NH_4^+ : 0,5 mg/l (en azote USA)

NO_2^- : limite de détectabilité (USA)

NO_3^- : 44 mg/l (France), 50 mg/l (OMS)

Les composés de l'azote sont sous trois formes dans l'eau : ammoniacque, nitrites, nitrates. Ces ions évoluent selon le cycle de l'azote (fig. 2.12). Ce cycle a pour lieu d'origine la couche d'humus des sols où la décomposition des matériaux végétaux ou animaux est assurée par l'intermédiaire des réactions bactériennes. A ce cycle naturel se surimpose l'arrivée de matériaux d'origine chimique (engrais).

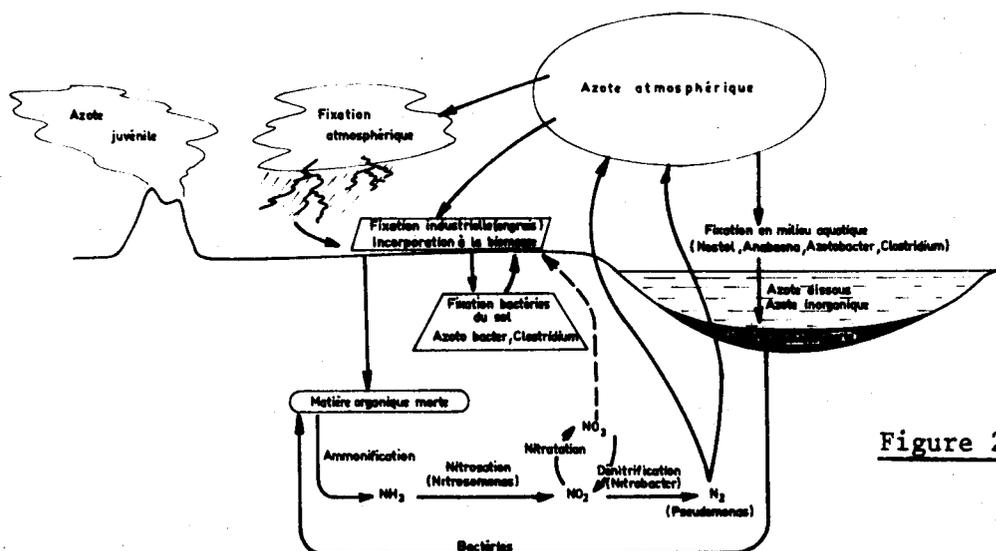
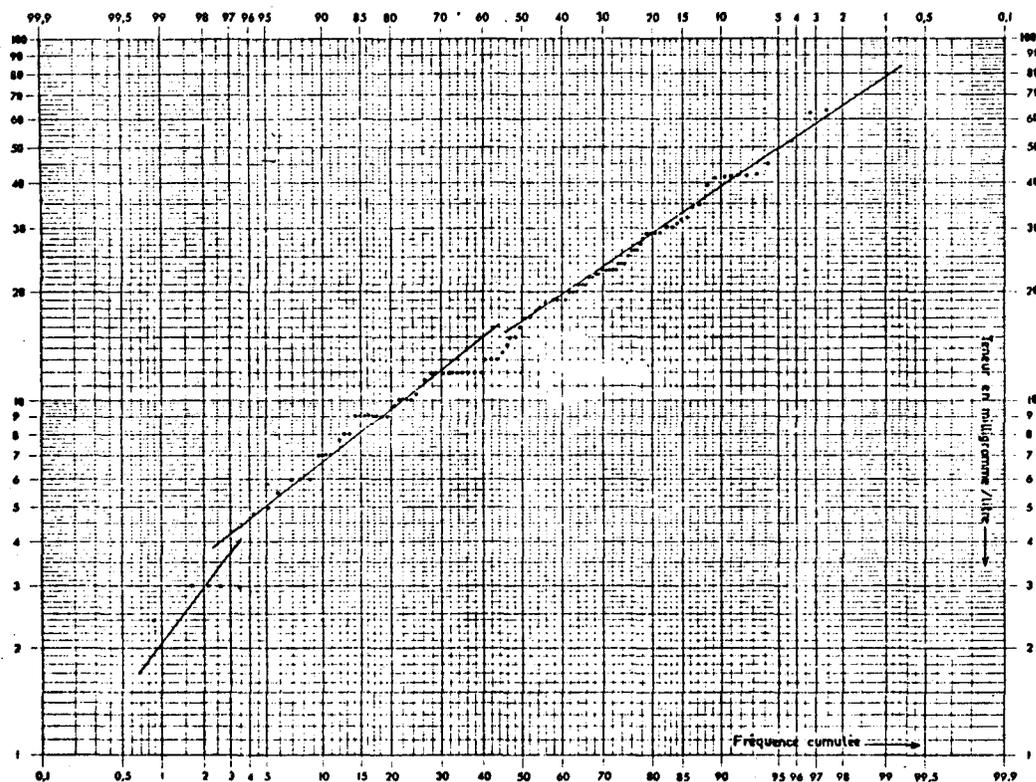


Figure 2.12 : Cycle de l'azote (d'après F. Ramade, 1975)

La présence de composés azotés en trop grande quantité dans l'eau pose des problèmes sur le plan toxicologique. Ainsi les nitrites entraînent la transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine, ce qui provoque chez le nourrisson une asphyxie progressive de l'organisme (cyanose). Si les nitrates en eux-mêmes sont relativement peu toxiques, le danger provient du fait que ceux-ci sont réduits sous l'action de la flore intestinale des nourrissons, ceux-ci étant particulièrement exposés à la méthémoglobinisation du sang. D'autre part, l'association de nitrates réduits en nitrites avec des ions aminés peut se révéler dangereuse. Des études démontrent les corrélations existant entre le nombre de personnes atteintes d'un cancer de l'estomac et le taux de nitrates dans l'eau d'alimentation, qui était de l'ordre de 90 mg/l. De nombreux auteurs ont travaillé sur ce sujet, leurs références sont rappelées dans un

travail de Levesque (1976). Cet auteur étudie également les divers procédés d'épuration d'eaux contenant des nitrates, en particulier la méthode de nitrification - dénitrification biologique. Cette méthode est intéressante, car elle fait appel à des activités bactériennes ; la dénitrification en milieu anaérobie pouvant se rapprocher de ce qui se passe en nappe captive. La nitrification biologique consiste à transformer l'ammoniaque en nitrites, puis en nitrates en présence de CO₂ et avec des bactéries comme Nitrosomonas. Lors de la dénitrification biologique les nitrates jouent le rôle de l'oxygène dans la respiration aérobie ; les ions nitrates sont réduits en azote gazeux en présence de CO₂ par l'activité de bactéries comme Pseudomonas, Achromobacter, Bacillus et Micrococcus.



HISTOGRAMME : NITRATES

CLASS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
EFFECTIF	0.6	14.3	34.2	20.6	6.1	5.5	2.7	1.6	1.0	1.4
% CUMULE	0.6	14.9	49.1	69.7	75.8	81.3	84.0	85.6	86.6	87.6
BORD INF.	1	10.1	20.1	30.1	40.1	50.6	60.6	70.6	80.6	90.6

LR01	SALE	EMEN	ECQU	OISY	LAMP	DD14	BEA2
TESK	UHEU	LUVI	EPIN	MAR4	SAIL	RIE4	
AREA	THU2	HUE1	HURD	CAU3	POL3		
FERI	BOUP	MA5M	MAR4	BEV4	LOUS		
SOU2	BEN3	TUMM	FOV8	INC3			
	VJC2	GRA1	NOL2	ESU6			
	NUN2	NOL4	FLS				
	MAL2	CAI3	KIL3				
	HOL2	HAYN	HAYR				
		UHE2	HUE4				
		TRLS	ESL3				
		UHE2	MAL3				
		HAS4	GHIE				
		LEL3	SH1L				
		COL3	ESTO				
		LEF3	CAN4				
		ALG4	BET4				
		LEF3	SVR3				
		SAL4	HVA1				
		VIL5	WAF4				

Figure 2.13 : Répartition gaussienne et histogramme des nitrates

L'histogramme des nitrates (fig. 2.13) révèle un maximum de fréquence pour $\text{NO}_3^- = 30 \text{ mg/l}$. La bonne homogénéité des points sur le graphe est confirmée par l'aspect des droites de HENRY. Le point de brisure est en effet à peine marqué vers 15 mg/l . Les deux familles obtenues ne sont donc pas vraiment indépendantes. Sur les cartes des figures 2.14 et 2.15, nous avons tracé les isovaleurs 20, 30 et 44 mg/l . Les plus fortes valeurs (supérieures à 44 mg/l) sont situées autour de Cambrai et vers le Bassin Minier au N. Trois points au SW de la feuille 36 de Cambrai (Beaumetz-les-Cambrai, Doignies, Barastre), forment également une tache de minéralisation. La proximité des zones urbaines et industrielles peut provoquer une telle augmentation du taux de nitrates dans la nappe par le biais des infiltrations d'eaux usées ; de même l'augmentation de la production agricole (céréales au N, betteraves à Cambrai) et donc de l'utilisation d'engrais, ceux-ci dérivant de fumure avant la dernière guerre et remplacés par des engrais artificiels depuis une vingtaine d'années contribuent à la minéralisation nitraté de l'eau (Hebert ; 1974, Boucetta ; 1975, Mariotti et al. 1976). Les concentrations inférieures à 20 mg/l sont rassemblées au N de Cambrai et à l'E de Douai ; la nappe y est en effet protégée par une couverture d'argiles et de sables tertiaires (cas de Bellonne). La concentration tombe au seuil de détection,

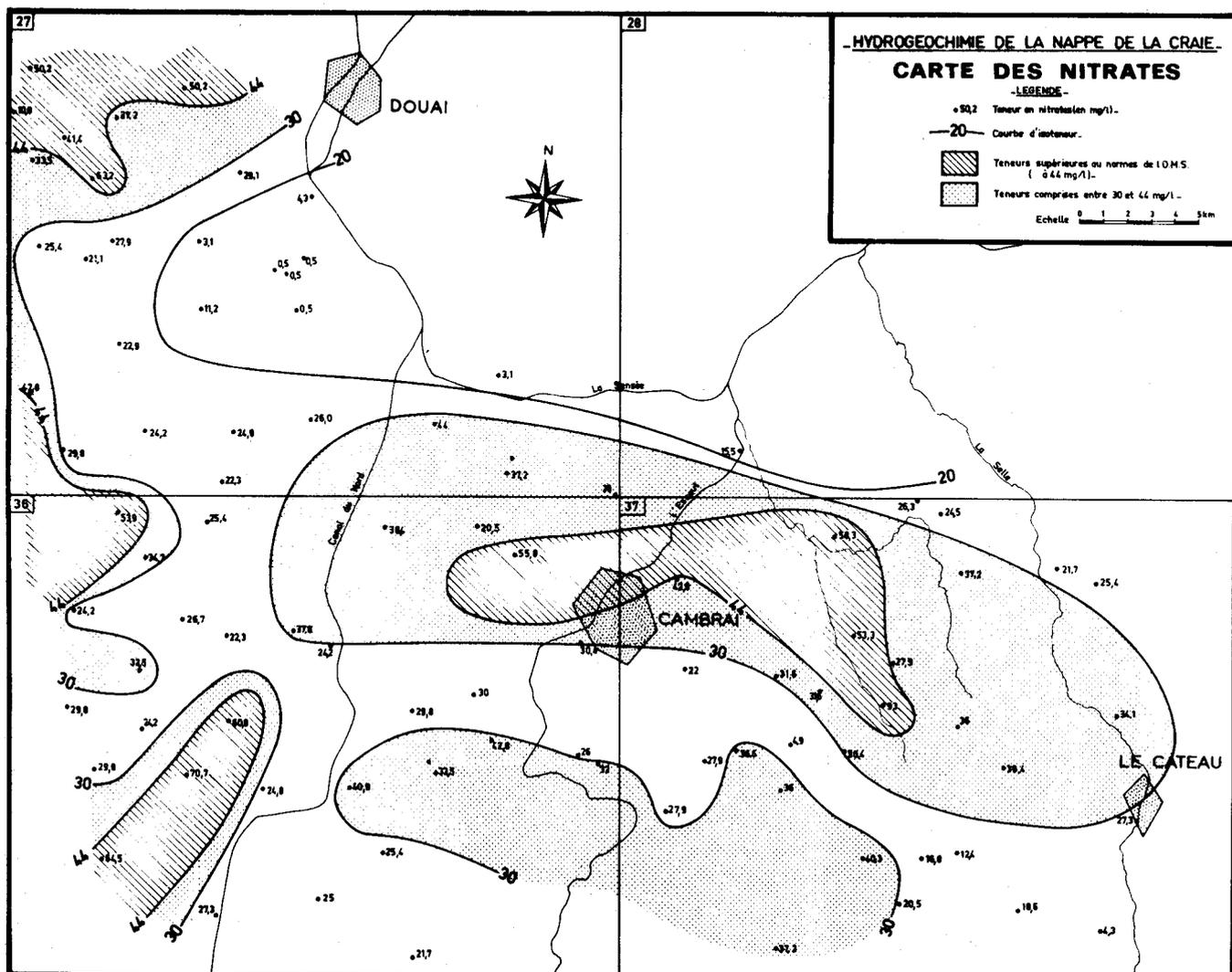


Figure 2.14 : Carte des nitrates dans le Cambrésis

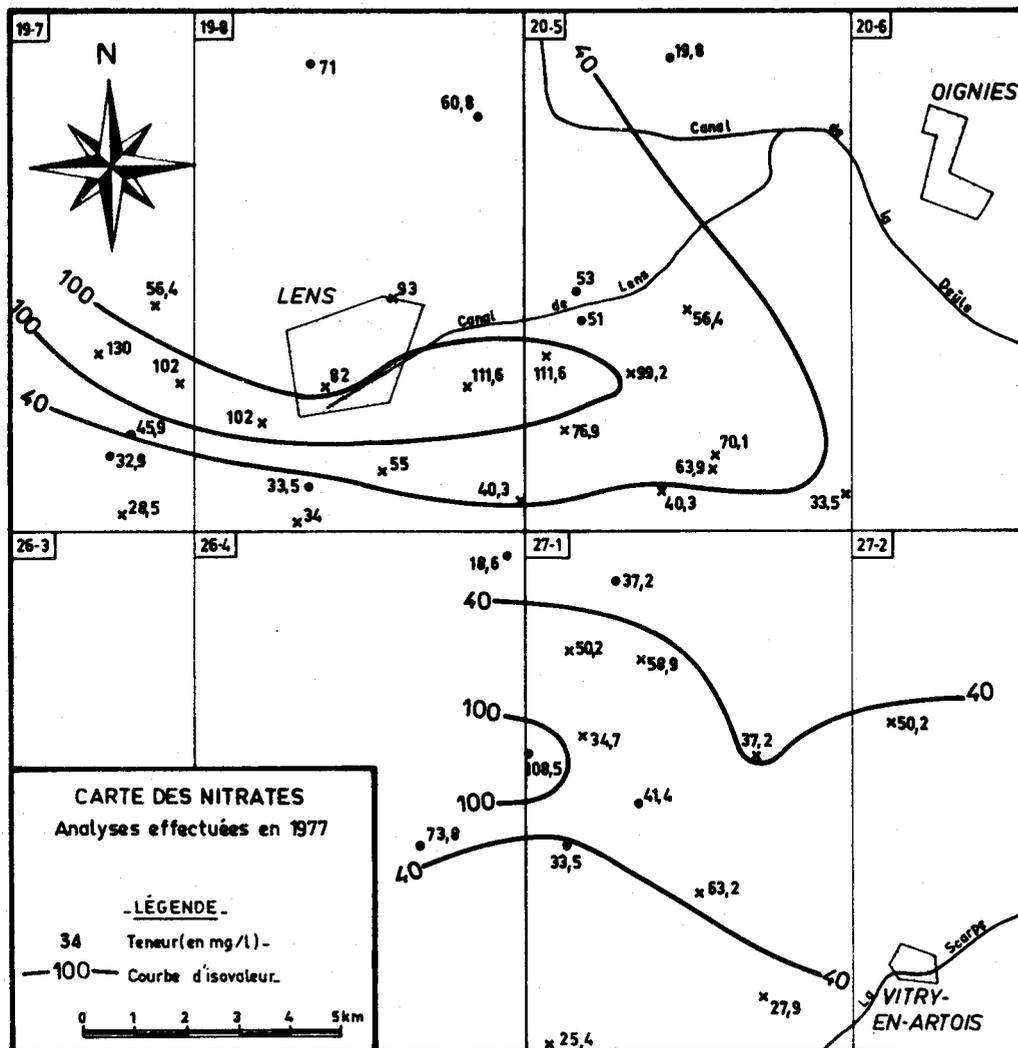


Figure 2.15 : Carte des nitrates dans le Bassin Minier

les nitrates accédant à la nappe étant alors dégradés en azote libre. Dans le Bassin Minier, les teneurs en nitrates sont partout supérieures à 30 mg/l. On trouve même 100 mg/l à Arleux-en-Gohelle et sur l'axe Lens-Hénin-Beaumont, cette disposition étant similaire à celle des sulfates.

d) - la silice

Les argiles résultant de l'altération de roches silicatées conservent dans leurs feuillets des ions de silice libre qui pourront se solubiliser dans l'eau selon le pH, la température et le degré de saturation de l'eau par rapport à la silice. Celle-ci se trouve sous forme amorphe selon la réaction : $\text{SiO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4$; $\log (K_T) = -3.02$ à 25°C , (Helgeson ; 1969).

La géochimie de la craie (Colbeaux et al. ; 1975) montre que la craie blanche du Sénonien comporte à peu près 3% de SiO_2 , la craie verte 5,5% et la craie grise 0,2%, ces deux dernières craies faisant partie du Turonien supérieur. L'attaque de la craie peut donc provoquer la mise en solution de silice. Mais la concentration en silice de la craie est négligeable devant celle des limons pléistocènes (70 à 75% de SiO_2) ou de l'argile du Landénien.

Les travaux de Correns (1940 et 1949, dans Schoeller ; 1956) ont montré que la silice est surtout soluble aux pH basiques ; ainsi à pH 4 on peut trouver 60 mg/l de silice et à pH 8 on en trouve 318. L'histogramme des valeurs de la concentration en silice (fig. 2.16) met en évidence l'existence de deux familles d'eaux : eau à moins de 18 mg/l et eau à plus de 20 mg/l. Sur la carte de la figure 2.17, nous avons tracé l'isovaleur 18 mg/l. Celle-ci partage la carte sensiblement en deux parties. La comparaison avec la géologie montre que la zone ouest correspondant à la famille d'eaux à peu de silice ne possède pratiquement aucun recouvrement d'argiles et de sables tertiaires, alors qu'à l'E de l'isovaleur 18 mg/l de SiO_2 , la craie est souvent recouverte de terrains argileux. La silice en solution dans l'eau provient donc du lessivage de minéraux phylliteux ; un processus identique doit être responsable des teneurs en aluminium de la nappe de la craie.

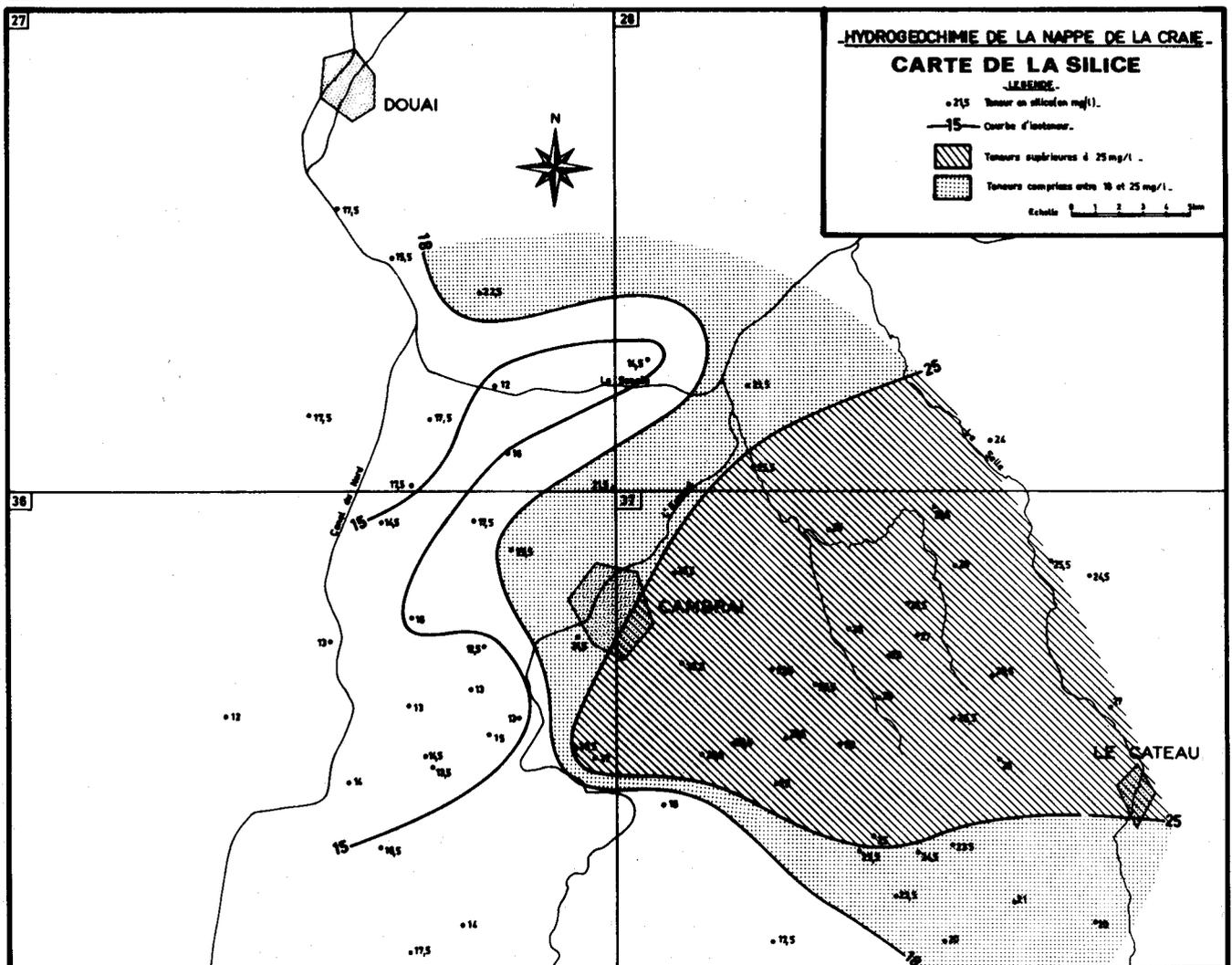


Figure 2.17 : Carte de la silice dans le Cambrésis

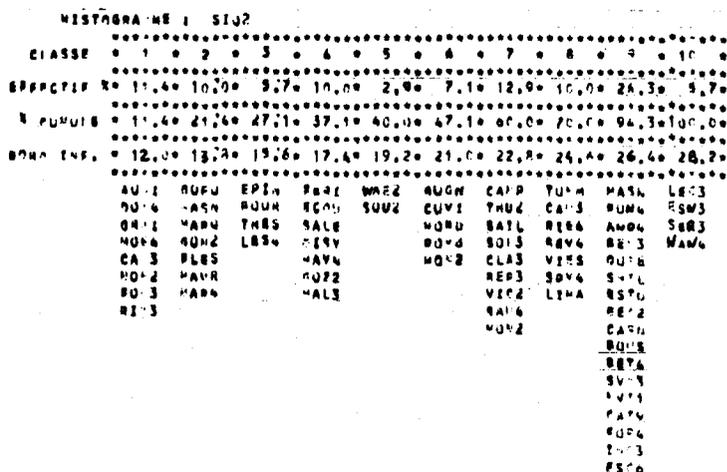


Figure 2.16 : Histogramme de la silice

c) - le calcium et le magnésium

Analyse : Spectrométrie par absorption atomique

Seuil de potabilité : Ca = 200 mg/l (OMS) ; aucun en France

Mg = 150 mg/l (OMS) ; 125 mg/l souhaité en France

Ces deux éléments sont souvent liés du fait de leur identité de comportement, tant géochimique qu'hydrochimique. Le calcium est le cation le plus abondant dans la craie, le magnésium intervenant seulement dans quelques horizons crayeux : craie verte du Turonien, marnes "bleues".

La craie, attaquée par l'eau agressive contenant du CO_2 libre en excès, libère du calcium qui se trouve alors en solution. Le calcium peut également être présent dans l'eau par suite de l'infiltration de substances polluantes ou dérivées des activités humaines : sel d'épandage des routes, engrais, calcium dérivé de matières organiques. L'apport d'ions calcium par les pluies sera étudié au paragraphe 3.2.

Le calcium ne se trouve pas entièrement en solution vraie dans l'eau ; en effet, une petite partie, de l'ordre de 10% est complexée par des anions de même valence (SO_4^{--} par exemple), la molécule qui en résulte se trouvant à une valence neutre (Garrels et al. ; 1962, Wigley ; 1971). Ce composé calcique est alors très stable et ne rentre pas dans les équilibres calco-carbonatés de l'eau ; un problème identique existe pour le magnésium. L'histogramme des teneurs en calcium (fig. 2.18) montre l'hétérogénéité de la répartition des points. Néanmoins, on distingue un maximum de fréquence pour 110 mg/l, que nous avons pris comme isovaleur sur la carte hydrochimique du calcium (fig. 2.19). Les points au N de la Sensée ont des valeurs inférieures à ce taux, ainsi qu'une zone allant de Cambrai au canal du Nord. On distingue également une zone allant du Cateau à Caudry où la teneur dépasse 130 mg/l.

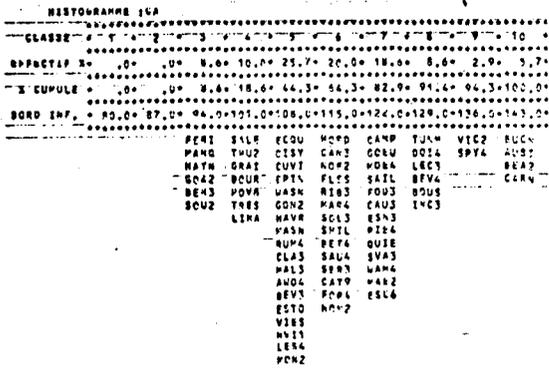
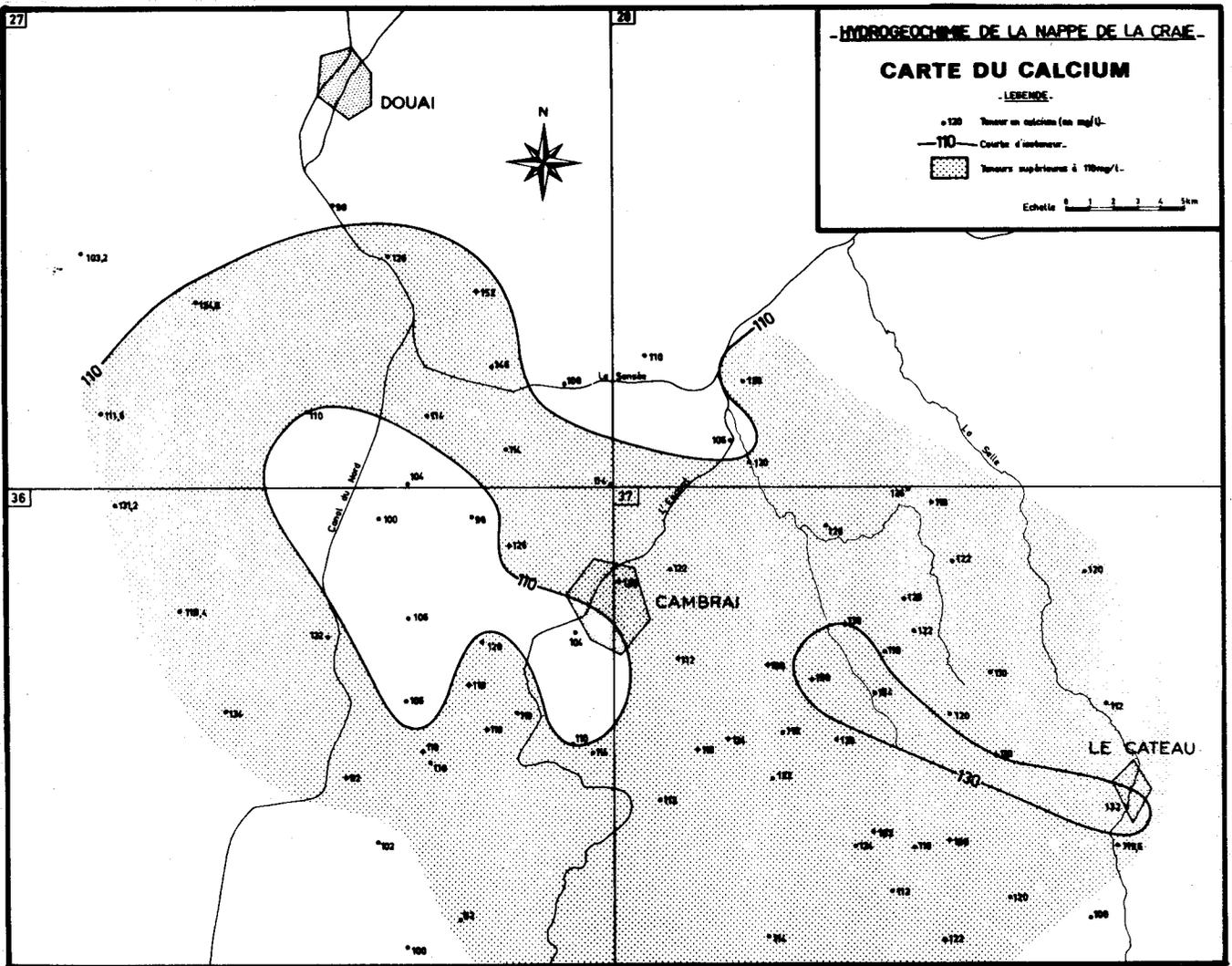


Figure 2.18 : Histogramme du calcium

Figure 2.19 : Carte du calcium dans le Cambrésis



Sur le diagramme gaussologarithmique des valeurs en magnésium (fig. 2.20), c'est la valeur 12 mg/l qui marque une différenciation statistique. Reportés sur la carte du magnésium (fig. 2.21), les points à plus de 12 mg/l sont regroupés dans la zone située à l'O de Cambrai, à peu près aux mêmes points où il n'y avait que moins de 110 mg/l de calcium.

Figure 2.20 : Répartition gaussienne du magnésium

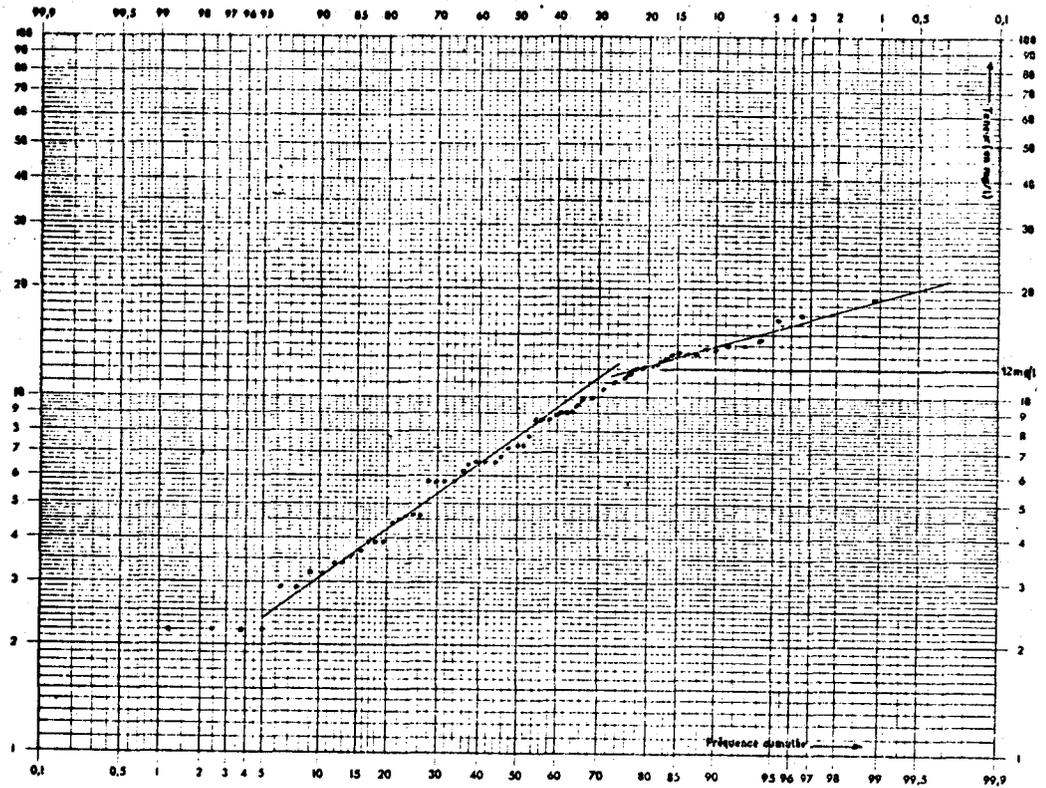
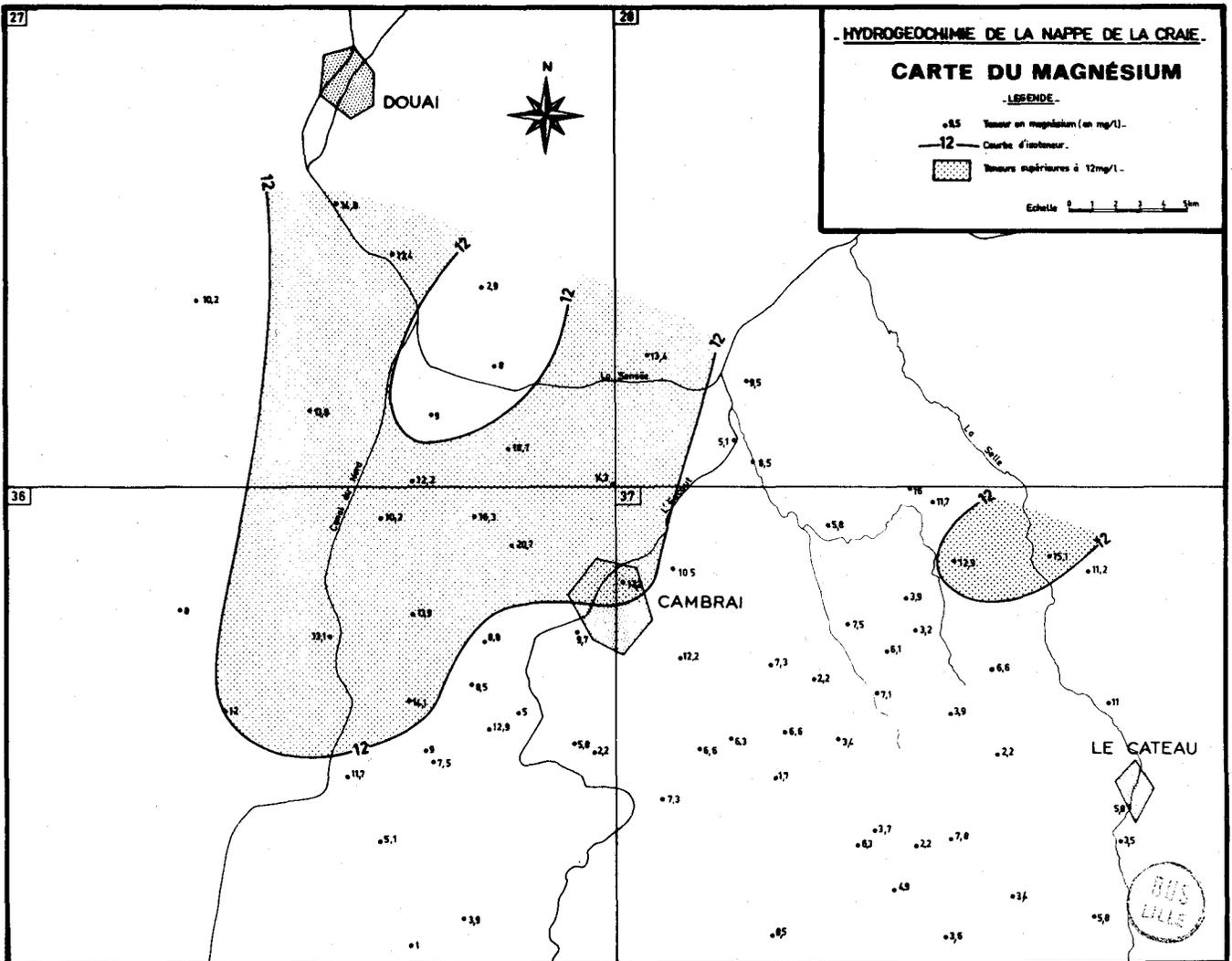


Figure 2.21 : Carte du Magnésium dans le Cambrésis



Ces constatations amènent plusieurs remarques :

L'augmentation du magnésium par rapport au calcium dans la région W de Cambrai peut être due à la solubilisation de magnésium provenant de niveaux de craie contenant plus de phyllites ou de glauconie, comme dans la craie verte du Turonien supérieur (Colbeaux et al. ; 1975). Par contre à l'E du Cambrésis, la nappe de la craie se trouve sous l'influence d'infiltrations d'eaux usées découlant de l'urbanisation et de l'activité industrielle de la région de Caudry. Ces eaux parfois agressives attaquent la matrice carbonatée et apportent ainsi un surplus de calcium à la nappe.

Dans le Bassin Minier, les deux phénomènes décrits se conjuguent, la nappe se trouve dans le Turonien supérieur-Sénonien et les arrivées d'eaux usées ou polluées sont importantes : on note de fortes teneurs en calcium et magnésium (au-delà de 110 mg/l de Ca et 12 mg/l de Mg) dans la région de Lens-Hénin-Beaumont, au centre du Bassin Minier.

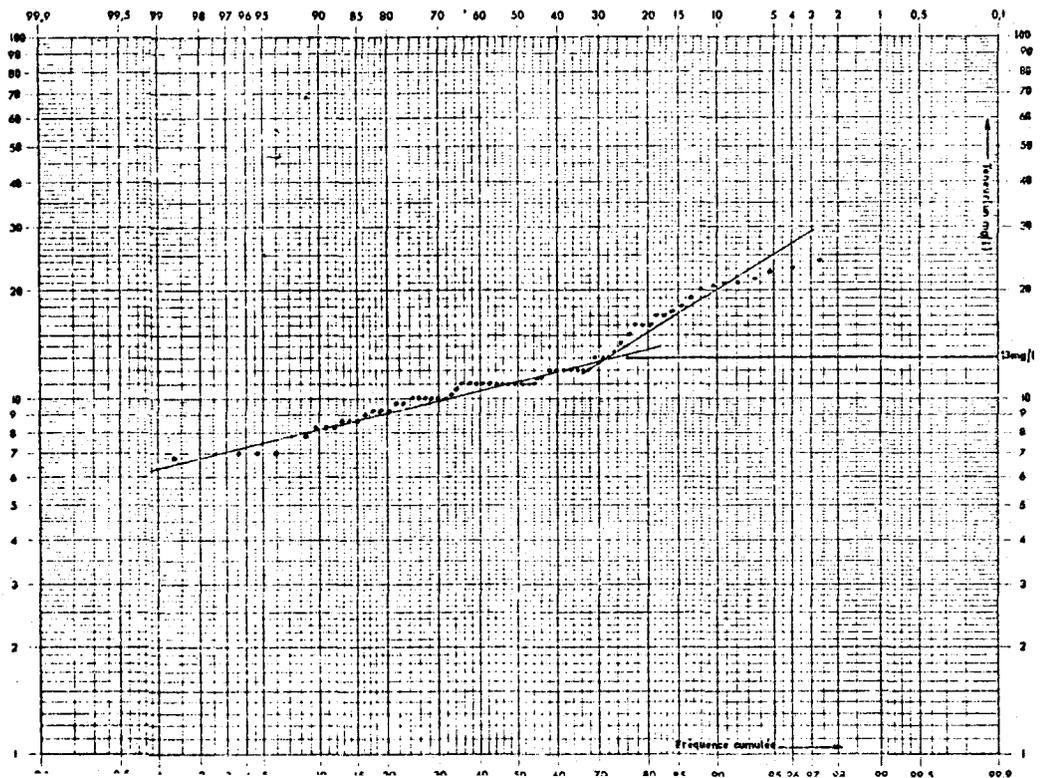
f) - sodium et potassium

Analyse : spectométrie par absorption atomique

Seuil de potabilité : aucun

Par rapport au calcium et au magnésium, les métaux alcalins sont fortement ionisés en solution. Ainsi sont-ils très solubles et leur concentration peut atteindre 2 grammes par litre; normalement, la teneur en alcalin de la nappe de la craie est faible. La répartition gaussologarithmique du sodium (fig. 2.22) montre une inflexion à 13 milligrammes par litre, teneur que l'on peut considérer comme maximum dans le cas de la concentration naturelle de la nappe en sodium.

Figure 2.22 :
Répartition gaussienne
du sodium



Nous avons vu que le sodium accompagnait les chlorures dans le cas d'une arrivée importante de ceux-ci dans la nappe. Géochimiquement la craie du Turonien supérieur ne contient en moyenne que 0,05 % de sodium, soit 600 ppm et autant de potassium ; ces deux éléments pourraient donc provenir des précipitations atmosphériques ou de phénomènes d'échanges ioniques avec les ions calcium dans les argiles.

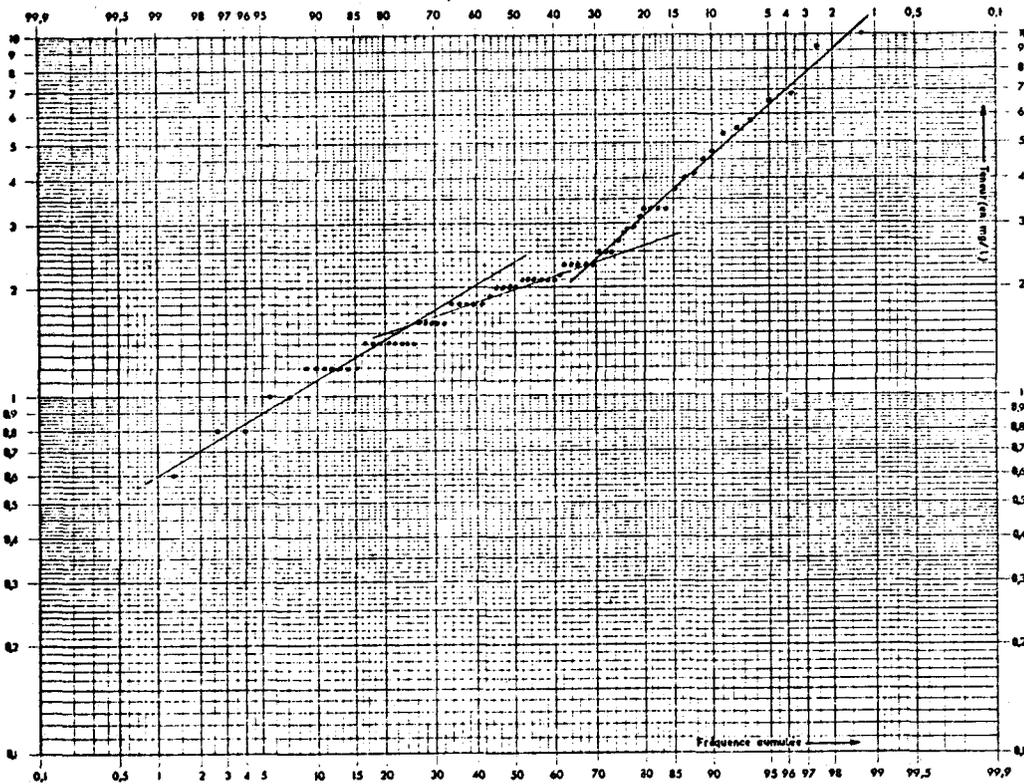


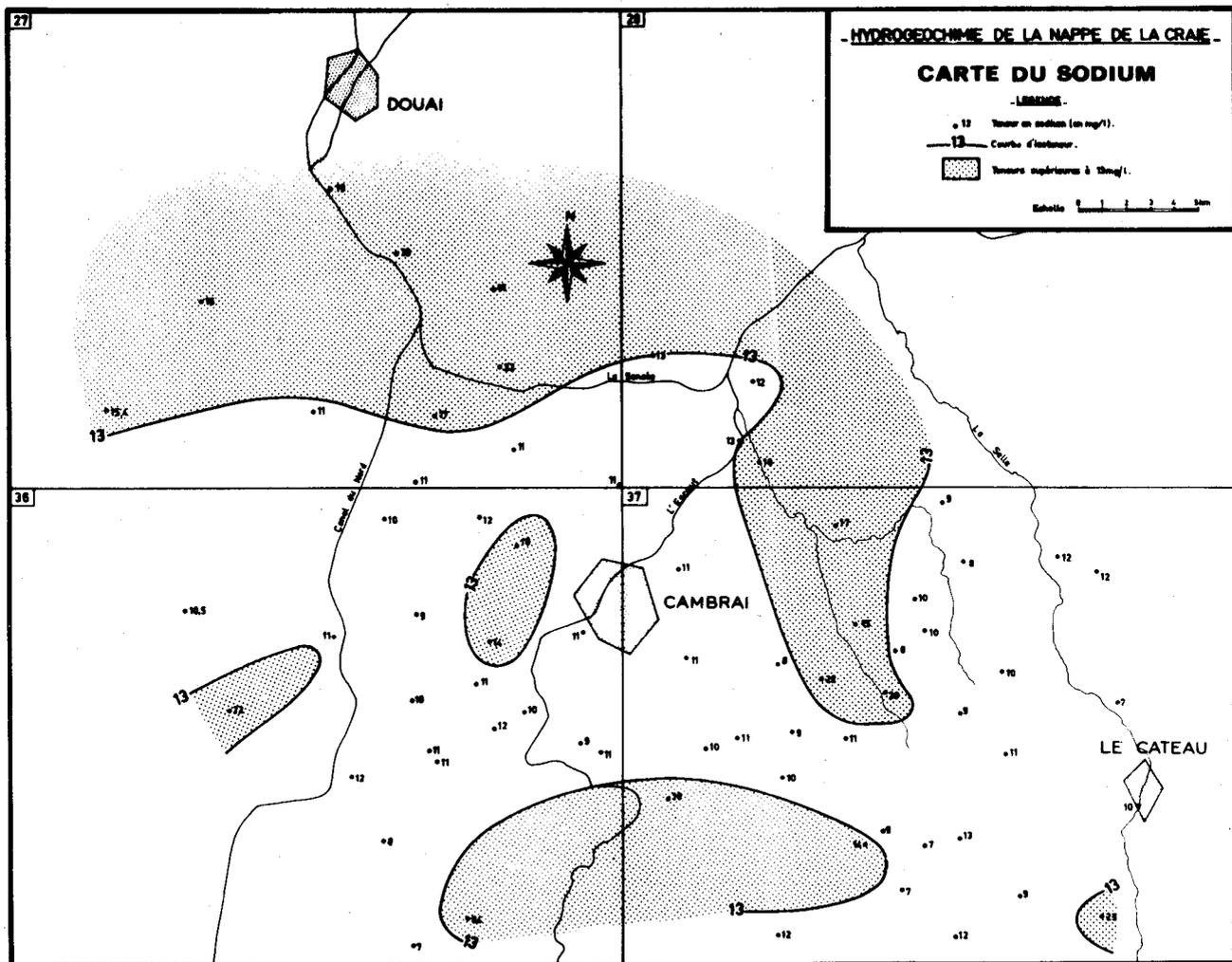
Figure 2.23 : Répartition gaussienne du potassium

La répartition gaussienne des valeurs du sodium et du potassium (fig. 2.22 et 2.23) montre qu'il existe une différence de comportement chimique pour les teneurs de 13 mg/l de sodium et de 2,5 mg/l de potassium. Ce sont d'ailleurs les mêmes forages qui possèdent les plus fortes teneurs en sodium et en potassium. Parmi celles-ci, on retrouve la zone située au N de la Sensée, la région de Caudry et la Vallée de l'Erclin (fig. 2.24).

Nous avons recherché si les métaux alcalins ne pouvaient pas être liés à d'autres anions que les chlorures. Nous avons réalisé à cette fin les histogrammes des valeurs de trois rapports ioniques (fig. 2.25) :

$$\frac{r(\text{Na} + \text{K})}{r \text{ Cl}} ; \frac{r(\text{Na} + \text{K})}{r(\text{Cl} + \text{SO}_4)} ; \frac{r(\text{Na} + \text{K})}{r(\text{Cl} + \text{SO}_4 + \text{NO}_3)}$$

Figure 2.24 : Carte du sodium dans le Cambrésis



<p>HISTOGRAMME : R (NA-R)/(CL+504)</p> <p>CLASSI * 1 * 2 * 3 * 4 * 5 * 6 * 7 * 8 * 9 * 10 *</p> <p>EFFECTIF * 0 * 0 * 1 * 8 * 2 * 3 * 2 * 37 * 0 * 6 * 8 * 5 * 5 * 2 * 7 * 4 * 1 *</p> <p>% LUMULE * 0 * 0 * 1 * 4 * 9 * 6 * 43 * 8 * 80 * 8 * 87 * 7 * 95 * 2 * 95 * 9 * 100 * 0 *</p> <p>BORD INF. * 1 * 3 * 5 * 7 * 9 * 1 * 0 * 1 * 2 * 1 * 4 * 1 * 6 * 1 * 8 *</p>										<p>HISTOGRAMME : R (NA-R)/(CL+504)</p> <p>CLASSI * 1 * 2 * 3 * 4 * 5 * 6 * 7 * 8 * 9 * 10 *</p> <p>EFFECTIF * 1 * 4 * 15 * 1 * 5 * 1 * 21 * 5 * 2 * 7 * 1 * 4 * 2 * 7 * 1 * 4 * 1 * 0 * 1 * 4 *</p> <p>% LUMULE * 1 * 4 * 16 * 4 * 18 * 5 * 90 * 4 * 95 * 2 * 94 * 5 * 97 * 3 * 98 * 4 * 98 * 2 * 100 * 0 *</p> <p>BORD INF. * 1 * 3 * 5 * 7 * 9 * 1 * 0 * 1 * 2 * 1 * 4 * 1 * 6 * 1 * 8 *</p>									
SPY4	LEC3	ERCL	FERI	CAMP	AUDI	HAYN	TESN				GUZ2	GOEU	EPCL	CAMP	GRAI	TESN	FEA	HAYN	GCN2
SAU4	BUGN	ECOU		THU2	DO14	TRES	RREA				BUBA	PE11	SALE		FLES				
SVAS	CUVI	SALE		GHAT	GO22		WON2				LEO3	CFDU	EP14						
MY11	MASH	OISY		LES4	BER3						LLA3	OISY	HUI4						
MHW2	TUNP	GOEU		SOU2							SAU4	LUVE	ROUK						
ESCO											SPY4	AUBI	CAN3						
	HARQ	POUK									SVAS	VACH	RIB3						
	POVE	MOE4									NV11	TUM	H-VX						
	MCE2	CAN3									MUN2	RCAN	MAR4						
	JAIL	PLES									MAE2	THU2	PAS4						
	FLU3	RIB3									MUN2	HARQ	ALO4						
	HAYR	MASH									MOE4	REV3							
	MAK4	RUM6									FOLE	CARN							
	ESN3	SOL3									MOE2	LES4							
	MAL3	CAU3									SAIL	LIHA							
	RIE4	PLA3									FRO3	SOU2							
	VIC2	AMU4									RUM6								
	DUIE	BEV3									LOL3								
	SWIL	BEA2									CIUS								
	BEV4	CAN									CCN3								

Figure 2.25 :

<p>HISTOGRAMME : R (NA-R)/(CL+504+NO3)</p> <p>CLASSI * 1 * 2 * 3 * 4 * 5 * 6 * 7 * 8 * 9 * 10 *</p> <p>EFFECTIF * 8 * 2 * 87 * 1 * 17 * 8 * 2 * 7 * 0 * 2 * 7 * 0 * 0 * 0 * 1 * 4 *</p> <p>% LUMULE * 8 * 2 * 75 * 3 * 93 * 2 * 95 * 6 * 95 * 6 * 98 * 6 * 98 * 6 * 98 * 6 * 100 * 0 *</p> <p>BORD INF. * 1 * 3 * 5 * 7 * 9 * 1 * 0 * 1 * 2 * 1 * 4 * 1 * 6 * 1 * 8 *</p>									
GOZ2	CAMP	ERCL	HAYN	TESN					GCN2
SAU4	ECOU	PER1	SOU2	RREA					
SPY4	OISY	SALE							
SVAS	GOEU	AUDI							
NV11	BUCH	TUNP							
MUN2	CUVI	THU2							
	EPJN	GCAT							
	MASH	FLES							
	MPP1	TRES							
	D-11	B-R3							
	MAR1	AUD4							
	DOU-	DARY							
	MULL	LES4							
	LANS								
	POVE								
	NOE2								
	SAIL								
	FUP3								
	RIB3								
	HAYN								



Il en ressort que les métaux alcalins sont le plus souvent liés aux chlorures, le pic de fréquence de $\frac{r(\text{Na} + \text{K})}{r\text{Cl}}$ se rapprochant le plus de l'unité. Une faible valeur de ce dernier rapport est due à la fraction chlorée liée au calcium et inversement les fortes valeurs indiquent que le sodium est lié aux trois anions majeurs ; chlorures, sulfates et nitrates. C'est le cas bien particulier des deux eaux de surface que nous avons étudié en même temps que les eaux souterraines, le torrent d'Esnes et le rivot de Beauvois.

g) - le fluor

Analyse : colorimétrie ou électrode spécifique

Potabilité : 1 mg/l (France), 1,5 mg/l (OMS)

Le fluor, élément courant dans les eaux souterraines, est nocif à fortes doses et peut provoquer des déficiences dentaires pour une concentration dépassant 2,7 mg/l. De nombreux chiffres sont avancés et discutés par Rodier (1975). Le même auteur signale que quelques industries rejettent du fluor dans leurs eaux usées : usine d'acide phosphorique, engrais, engrais phosphatés, production d'aluminium (Meinck et al. ; 1970). En étudiant quelques aquifères calcaires de Lorraine, Ricour et al. (1977) montrent que la géochimie du fluor semble liée aux phénomènes d'échanges de bases en nappe captive: la teneur en fluor augmente ainsi avec le degré de captivité de la nappe et le rapport $\frac{r\text{Na} + r\text{K}}{r\text{Ca} + r\text{Mg}}$; le fluor proviendrait alors du remplacement des ponts fluorés par des ponts hydroxyles liant les feuillets silicatés des argiles.

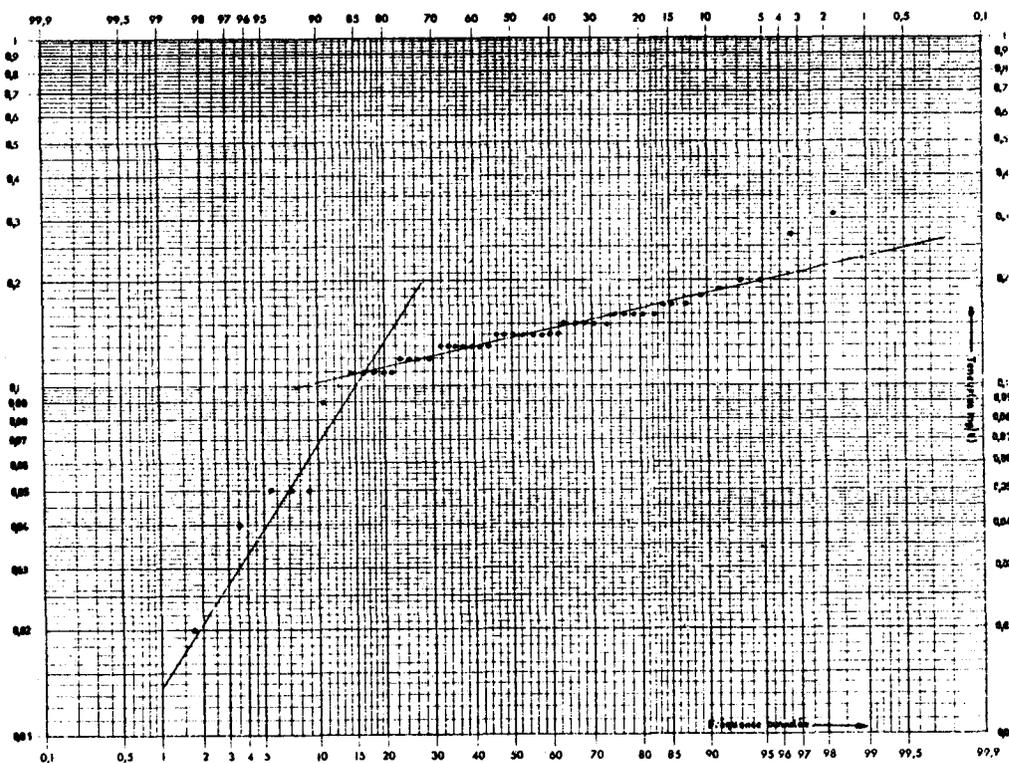


Figure 2.26 :
Répartition
gaussienne
du fluor

Avec les valeurs analytiques du fluor que nous possédons dans le Cambrésis, nous avons établi un diagramme gaussologarithmique (fig. 2.26). Celui-ci indique que la teneur en fluor de la nappe ne dépasse pas 0,3 mg/l et qu'une différenciation statistique existe pour 0,11 mg/l. Ramon (1971) a trouvé des valeurs de F^{-} dans la nappe de la craie à Lille, qui atteignent 0,6 mg/l. La présence de fluor semble également liée au degré de pollution de la nappe, mais nous ne disposons que de trop peu d'analyses pour discuter le comportement de cet élément dans la nappe de la craie.

2223 - Les éléments traces

Le terme d'éléments traces regroupe tous les éléments qui existent en faible quantité dans l'eau, ou qui n'existent qu'épisodiquement ; habituellement, un élément trace se détecte à 10^{-3} ppm près (ppb). A des concentrations inférieures on recherche les infra-traces qui nécessitent un appareillage très spécialisé, et qui n'ont pas été l'objet de ce travail.

Les éléments traces que nous avons détectés au moins une fois dans la nappe sont les suivants :

Fe, Mn, Al, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, B, V, Cd.

Le lithium n'a pas été recherché, mais il est probable que son comportement hydrochimique est comparable à celui des alcalins.

Ces éléments sont en trace en raison de leur faible solubilité aux conditions de pH et de Eh existant dans la nappe de la craie (pH \approx 7, Eh \approx 200 mv), et de leur faible concentration dans les sols et les roches. Nous verrons cependant que dans des conditions réductrices acides la concentration en éléments trace augmente sensiblement.

a) - le fer

Le fer se trouve principalement en solution sous forme de fer ferreux, le fer ferrique étant pratiquement insoluble. L'équilibre entre ces deux ions, par rapport à quelques autres éléments de la balance ionique, est étudié plus loin (§ 235).

En général, le fer provient de l'attaque des minéraux phylliteux ou ferromagnésiens contenus dans les argiles ou les marnes. La concentration en fer de la nappe dépasse rarement 0,2 ppm. On a mesuré 0,012 ppm dans la nappe à Sainghin-en-Mélantois, dans les conditions d'oxydo-réduction habituelles de la nappe de la craie en région libre. La présence de fer dans la nappe de la craie est souvent due à des

conditions très particulières du chimisme (anaérobie) et provient parfois de l'attaque du tubage en acier du forage. Sa présence peut également découler de pollution modifiant les conditions oxydo-réductrices nécessaires à sa solubilisation.

b) - manganèse

Le manganèse est un élément très rare dans la nappe de la craie à des concentrations supérieures à 0,1 ppm. Le fer et la manganèse présentent toutefois souvent des particularités similaires de solubilisation. Si le manganèse n'est pas toxique, sa présence dans l'eau entraîne des précipitations pouvant tacher le linge ou gêner l'utilisation de l'eau dans l'industrie.

c) - Aluminium

L'aluminium, très peu soluble dans l'eau aux pH voisins de la neutralité, est un élément présent dans l'eau de la craie à des doses inférieures à 0,1 ppm. Sa présence est due à l'attaque des silicates d'alumine des argiles ou de la craie. L'aluminium a été dosé dans le Bassin Minier et il semble que sa présence suive la minéralisation générale de l'eau (corrélation de 0,51 avec la résistivité).

d) - Zinc, plomb, cadmium

La présence de zinc est souvent associée à l'autres métaux toxiques, surtout en milieu réducteur acide : le plomb et le cadmium. Mais si le zinc peut se rencontrer à des concentrations avoisinant 0,05 mg/l, les teneurs en plomb et en cadmium sont toujours en-deçà de ce chiffre, sauf en cas de pollution marquée.

e) - Nickel - bore - vanadium

Ces trois éléments n'existent pas à des concentrations dépassant le seuil analytique de la spectrométrie d'absorption atomique (0,001 ppm). En cas de pollution caractérisée il n'est cependant pas rare de trouver du **nickel** dans l'eau.

f) - strontium

Le strontium n'a pas été recherché systématiquement, en raison de sa similitude de comportement avec le calcium, tout comme le lithium avec le sodium (Skougstad et al. ; 1963). Selon Rodier (1975) la toxicité du strontium n'est réelle qu'à doses élevées et se manifeste par des troubles intestinaux.

g) - cuivre

Cet élément a été recherché sur les échantillons d'eaux prélevés dans le Cambrésis en janvier 1978. Les teneurs analysées vont de 0,001 ppm à 0,052 ppm. Il n'a pas été possible de mettre en évidence une quelconque relation chimique avec d'autres éléments, sinon avec la profondeur de la nappe (faible corrélation de 0.38). Cependant, aucune analyse géochimique de la craie ne nous permet de déterminer la provenance de cuivre, sinon par l'attaque des tubages de captage, ou à partir de la destruction de minéraux argileux. La présence de cuivre dans une eau d'AEP ne doit pas dépasser 1 mg/l bien que la toxicité des sels de cuivre ne soit pas démontrée de façon certaine.

h) - chrome

Le chrome est considéré comme un élément dont la présence est anormale dans l'eau. Il se trouve à l'état trivalent ou hexavalent, ce dernier étant considéré comme toxique. Les normes internationales sont de ce fait strictes et donnent 0.05 mg/l comme limite supérieure. En France, l'eau ne doit pas contenir de chrome hexavalent.

La mise en solution d'éléments-traces dérive donc de conditions d'oxydo-réduction peu réalisées naturellement, l'origine de ces métaux pouvant être assez diverse : lessivage ou démantèlement d'argiles, forte pollution de l'eau (ordures ménagères, produits chimiques) corrosion des métaux entrant dans la fabrication des tubages de forage.

M. Neveux (1968), dans une étude générale sur la corrosion, montre que la corrosion d'un tubage disposé dans une nappe provient de plusieurs phénomènes :

- conditions d'oxydo-réduction et de pH. Nous verrons ce processus dans le cas du fer,
- agressivité de l'eau : il s'agit de l'attaque du métal par un acide ; le plus souvent l'acide carbonique libre en excès,
- action bactérienne : c'est le cas le plus courant, bien que son action soit couplée avec les conditions de Eh et pH.

Remarque :

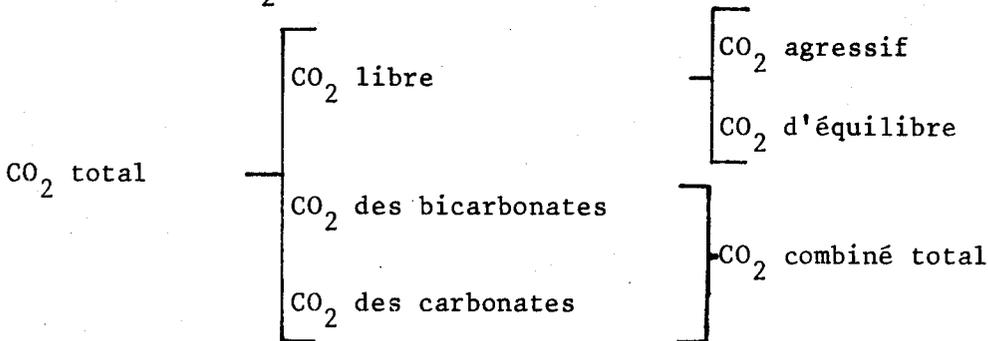
Il peut exister un quatrième mode d'attaque, qui est l'action indirecte de dépôts responsables physiquement d'une pile électrochimique d'aération différentielle.

De la présence de métaux lourds découlent alors des actions sur le fer ; l'électrolyse de celui-ci libérant en retour d'autres métaux. Parmi les solutions existantes pour limiter ces effets de corrosion, il semble que le seul moyen vraiment efficace soit la mise en place de tubage crépiné en acier inoxydable dans les forages en cours de création, une action sur les forages anciens étant aléatoire et coûteuse.

23 - Les équilibres chimiques des ions présents dans l'eau de la nappe de la craie

231 - Introduction

Nous avons vu que le faciès de l'eau de la nappe de la craie est nettement bicarbonaté calcique. Le chimisme de l'eau de la nappe est naturellement dominé par le calcium et les bicarbonates. Le terme de bicarbonate utilisé est restrictif car les dérivés de l'acide carbonique sont nombreux. En représentant tous ces dérivés sous forme de CO_2 , on aurait la distribution suivante (Schoeller, 1969) :



L'analyse chimique donnant le CO_2 total présent dans l'eau, il est possible de retrouver par le calcul les concentrations des divers CO_2 , en particulier du CO_2 libre agressif et du CO_2 d'équilibre (Roques ; 1962, 1963, 1964, Garrels et Christ; 1965 , Schoeller; 1956, 1969 , Shuster et al. ; 1972 , Langmuir; 1971 , Hissel; 1975).

Par ailleurs, nous donnons en annexe III un bref aperçu des équations entrant dans les équilibres carbonatés, ainsi que des rappels d'hydrochimie nécessaire à l'élaboration de programmes de calculs d'équilibres (Gill et al. ; 1975 , Kempe; 1975 , Kharaka; 1973 , Truesdell et al. ; 1974).

232 - Stabilités des minéraux en solution : programmes HYCHIM et WATEQ

De par l'importance de l'encombrement de mémoire ordinateur du programme WATEQ (Truesdell et Jones; 1974), le programme HYCHIM est destiné à une utilisation courante ; le programme WATEQ calculant l'équilibre de plus de 150 minéraux et la distribution de 162 espèces chimiques en solution est plutôt réservé à des eaux dont on possède une analyse très complète en éléments majeurs et traces.

HYCHIM est écrit en FORTRAN IV et WATEQ en langage P L 1. Une version de WATEQ existe aussi en FORTRAN IV (Plummer et al. ; 1976).

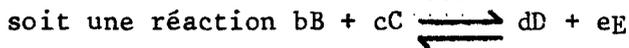
2321 - Le programme HYCHIM
.....

La description de ce programme est reportée en annexe IV. On peut simplement retenir que HYCHIM comporte, outre la transformation des données en milliéquivalent et en activités ioniques ainsi que le calcul de quelques rapport ioniques, la recherche de la stabilité de la calcite, de la dolomite et du gypse en solution. Cette étude est faite en tenant compte de la complexation ionique en "ions pairs" (Garrels et al. ; 1962). Enfin quelques expressions utiles en hydrochimie sont calculées, en particulier la force ionique et la pression partielle de CO₂ dissous.

2322 - Le programme WATEQ
.....

A partir des équations de stabilité de 158 minéraux, Truesdell et Jones ont élaboré un programme de calcul indiquant leur stabilité à partir des analyses chimiques. La limitation du nombre de minéraux est due aux données thermodynamiques parfois inexistantes.

L'équation fondamentale utilisée ici reste la loi d'action de masse :



à l'équilibre, on aura :

$$\frac{D^d \cdot E^e}{B^b \cdot C^c} = K$$

et :

$$\Delta G_f^\circ = c\Delta G^\circ E + d\Delta G^\circ D - b\Delta G^\circ B - c\Delta G^\circ C$$

où : ΔG_f° = variation d'enthalpie libre standard de formation.

Or, la constante d'équilibre est reliée à la variation d'enthalpie libre par la relation :

$$\Delta G_f^\circ = - R T \text{Ln } K$$

R : constante des gaz parfaits
T : température absolue en degré K

et plus généralement :

$$\Delta G_f^\circ = \Delta G_f^\circ + RT \text{Ln } \frac{\langle D \rangle d \cdot \langle E \rangle e}{\langle B \rangle b \cdot \langle C \rangle c} \quad (1)$$

Les constantes d'équilibre peuvent être calculées à partir des données thermodynamiques (entropie, enthalpie, énergie libre et capacité de chaleur) au moyen des programmes de calculs écrits par Helgeson (1969 à 1971) dans Kharaka (1973). Les constantes d'équilibre sont ajustées à la température voulue par l'intégration de l'équation de VAN'T HOFF'. L'état de stabilité du minéral ou de l'espèce chimique en solution est estimée en calculant la variation d'énergie libre de GIBBS (ou d'enthalpie libre).

En considérant l'état actuel d'équilibre de l'échantillon et l'état théorique d'équilibre, on peut alors calculer la différence d'énergie libre entre l'état actuel et l'état théorique selon l'équation dérivée de (1) :

$$\Delta G = RT \text{Ln } \frac{Q}{K}$$

en considérant le solide à la gauche de la réaction (convention américaine) avec :

- Q : produit des activités ioniques de la réaction
K : constante d'équilibre de la réaction pour la température considérée.

En conséquence :

- | | |
|--------------------------|---|
| lorsque : $\Delta G < 0$ | la réaction se déplace vers la droite et l'eau est agressive pour l'élément considéré, |
| lorsque : $\Delta G = 0$ | la réaction ne se déplace pas et l'équilibre est atteint, |
| lorsque : $\Delta G > 0$ | la réaction se déplace vers la gauche et l'élément en solution a tendance à précipiter. |

Le programme WATEQ tient compte des ions **pairs** dans le calcul des équilibres, la concentration de ceux-ci est calculée suivant une procédure itérative analogue à celle détaillée en annexe III.

L'étude des équilibres des ions en solution et de leur stabilité par rapport aux minéraux dont ils peuvent dériver, constitue le premier stade à partir duquel on peut faire évoluer le système par dissolution de la matrice ou concentration par évaporation. Ceci a été tenté par Helgeson et al. (1970) et plus récemment appliqué à l'altération des minéraux du granite (Fritz ; 1975).

233 - Applications des programmes de calculs hydrogéochimiques aux données disponibles

2331 - Introduction
.....

Nous allons examiner dans ce paragraphe les résultats apportés par l'exploitation des programmes de calcul décrits précédemment. Du fait de la différence d'utilisation des deux programmes, nous avons utilisé HYCHIM sur toutes les analyses disponibles et WATEQ sur des analyses sélectionnées, de façon à étudier une majorité de cas possibles.

2332 - Résultats du programme HYCHIM
.....

Les tableaux donnant les résultats relatifs aux analyses des échantillons d'eau de janvier 1978 sont reportés dans la figure 2.27.

Parmi les rappports ioniques calculés on remarque que le rapport des activités du Ca et Mg demeure toujours nettement à l'avantage du calcium. Long et Saalem (1974) indiquent que le rapport Ca/Mg d'une dolomite pure est de 1,65 et que les eaux provenant d'un aquifère dolomitique se rapproche de cette valeur. Pour Schoeller (1956), le rapport Ca/Mg d'une eau provenant d'un aquifère crayeux fluctue autour de 2 ; nous obtenons des valeurs plus élevées du rapport Ca/Mg ce qui montre que l'eau de la craie du Séno-Turonien contient très peu de magnésium par rapport au calcium. Par ailleurs, le produit de solubilité de la calcite est plus rapidement atteint que le produit de solubilité de la dolomite.

SENSEE HT ESCAUT

* NOM	NO BRGM	* DATE	* S04	* N03	* N03	* N03	CA	CA	CA	NA	NA	NA+K	NA+K	NA+K	NIEB	PIEB	SAR	TDS	
			R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--	R--					R--
			CL	S04	S04	CL	MG	MG	MG	NA+K	K	K	CL	CL+S04	ANIONS				
*NOL1	20	5.130.10	8.77.02	.06	.18	.05	5.39	5.35	1.00	37.84	38.05	1.34	.74	.72	-.173	.000	3.559	1243.35	
*LIEQ	19	7.36.10	8.77.07	.70	2.12	3.49	1.48	14.51	14.45	9.05	6.18	6.20	1.19	.70	-.38	-.018	.000	3.05	526.55
*AVIO	19	8.32.10	8.77.32	.58	1.38	.19	11.11	11.05	2.01	62.07	62.22	1.87	.65	.57	.000	.133	1.689	735.64	
*HULL	19	8.4.10	8.77.13	.78	2.03	1.01	16.07	16.00	2.79	30.15	30.22	1.88	.82	.57	-.150	.000	1.633	548.35	
*VEVI	19	8.263.12	8.77.05	2.05	5.22	1.33	8.48	8.44	6.13	34.01	34.08	1.02	.62	.34	-.003	.000	.444	438.55	
*LIRO	19	7.113.12	8.77.52	2.00	5.17	1.04	6.51	6.49	10.25	7.09	7.10	1.04	.68	.50	-.003	.000	.234	506.05	
*ESTE	20	5.126.10	8.77.03	.09	.26	.30	4.25	4.22	2.13	34.01	34.14	2.30	.59	.56	-.186	.000	1.457	803.15	
*COUR	20	6.75.12	8.77.78	.55	1.44	.43	5.41	5.38	6.95	12.75	12.79	1.31	.74	.59	-.027	.000	.383	523.45	
*NOL2	20	5.130.10	8.77.01	.20	.58	.20	3.51	3.48	1.58	53.93	54.20	1.19	.60	.54	-.078	.000	2.159	1065.33	
*USEL	20	5.136.10	8.77.81	.21	.62	.17	7.02	6.96	1.21	22.73	22.84	1.34	.74	.68	-.161	.000	2.976	1155.25	
*BABE	26	4.31.12	8.77.64	2.30	6.07	1.48	6.29	6.26	6.35	4.74	4.75	1.38	.84	.44	-.042	.000	.407	579.75	
*MARI	26	4.46.12	8.77.26	3.66	9.44	.96	5.30	5.27	5.76	1.03	1.03	2.11	1.67	.95	-.077	.000	.250	507.45	
*NEUV	27	1.19.10	8.77.90	1.27	3.37	1.14	6.62	6.59	7.07	4.61	4.63	1.07	.57	.35	-.009	.000	.375	609.85	
*OPPY	27	1.3.10	8.77.39	3.75	9.91	1.45	4.69	4.67	9.55	13.82	13.86	1.02	.74	.36	-.002	.000	.302	607.05	
*ARGO	27	1.5.12	8.77.51	2.58	6.97	1.33	3.91	3.89	2.85	2.18	2.18	1.37	1.03	.55	-.108	.000	.730	743.75	
*ROUV	27	1.37.12	8.77.31	3.60	9.31	1.12	8.25	8.22	8.61	7.56	7.58	1.10	.84	.45	-.010	.000	.309	513.55	
*CANT	27	1.1.16	1.78.17	.15	.41	.30	5.39	5.36	6.42	8.03	8.05	1.30	.44	.40	-.030	.000	.454	649.05	
*WASN	0	0.0.16	1.78.77	.74	1.95	.57	8.82	8.78	9.58	11.14	11.17	.94	.54	.41	.000	.043	.313	554.84	
*MORD	28	5.73.16	1.78.96	.95	2.53	.91	6.10	6.07	10.72	9.88	9.91	1.04	.53	.36	-.003	.000	.278	608.75	
*THUL	28	5.27.16	1.78.93	1.20	3.20	1.12	9.23	9.18	9.08	6.80	6.82	1.11	.57	.36	-.011	.000	.329	611.75	
*RIEU	37	2.34.16	1.78.59	1.39	3.70	.83	7.97	7.93	5.17	7.72	7.74	1.19	.74	.49	-.030	.000	.569	623.55	
*IWUY	0	0.0.16	1.78.89	1.39	3.70	1.24	9.83	9.78	7.70	6.14	6.15	1.24	.66	.40	-.025	.000	.383	612.15	
*OISY	27	7.16.17	1.78.83	1.00	2.63	.82	6.63	6.59	6.82	5.10	5.12	1.20	.66	.45	-.022	.000	.393	582.25	
*ECOU	27	6.32.17	1.78.56	1.18	3.10	.66	6.93	6.90	9.98	9.95	9.97	.79	.51	.36	.000	.206	.285	544.75	
*SAOS	27	6.27.17	1.78.01	.00	.25	.68	7.42	7.39	8.37	22.67	22.74	.92	.68	.41	.000	.080	.370	594.05	
*PLOU	27	5.36.17	1.78.37	2.55	6.58	.94	8.35	8.32	10.33	16.39	16.43	1.24	.91	.54	-.017	.000	.272	489.65	
*SACA	36	4.33.17	1.78.61	1.68	4.53	1.02	4.11	4.09	7.04	4.52	4.53	1.14	.71	.44	-.016	.000	.372	673.85	
*MARG	36	3.1.17	1.78.36	2.93	7.58	1.05	8.27	8.24	10.62	16.54	16.58	.95	.70	.39	.000	.054	.272	494.35	
*VISA	27	5.10.17	1.78.34	2.07	5.41	.70	6.91	6.88	7.38	7.94	7.96	1.37	1.02	.67	-.033	.000	.375	552.85	
*HEND	36	1.1.17	1.78.37	2.98	7.96	1.10	8.04	8.00	7.41	4.48	4.49	1.29	.88	.47	-.022	.000	.376	646.25	
*QUEA	36	2.12.17	1.78.76	1.29	3.39	.99	8.98	8.94	11.18	6.38	6.39	1.29	.73	.47	-.019	.000	.232	554.45	
*MOBU	36	3.20.17	1.78.02	.88	2.33	.89	7.33	7.30	12.31	12.24	12.28	1.13	.56	.39	.000	.000	.290	592.05	
*ESTO	0	0.0.18	1.78.67	2.03	5.28	.96	10.67	10.63	14.09	9.96	9.98	1.11	.76	.46	-.007	.000	.205	494.55	
*BEAU	0	0.0.18	1.78.91	.94	2.59	1.14	12.27	12.20	6.16	11.05	11.09	1.18	.53	.35	-.027	.000	.372	734.55	
*STBE	37	8.1.18	1.78.16	.80	2.08	.92	20.73	20.64	16.32	10.77	10.80	1.11	.52	.36	-.006	.000	.187	512.25	
*TROI	37	7.161.18	1.78.55	.62	1.61	.95	19.10	19.01	17.36	10.20	10.23	1.16	.46	.33	-.008	.000	.177	511.05	
*CLAR	37	6.8.18	1.78.28	.54	1.40	.70	16.15	16.09	14.80	10.33	10.36	1.14	.51	.39	-.009	.000	.200	490.95	
*ESNE	37	6.6.18	1.78.02	1.02	2.67	1.04	16.58	16.50	12.12	8.67	8.70	1.10	.54	.36	-.007	.000	.249	533.15	
*LESO	37	5.5.18	1.78.80	.60	1.56	.48	9.18	9.14	6.46	8.14	8.16	1.28	.71	.54	-.031	.000	.437	543.15	
*PROV	36	4.38.18	1.78.78	.94	2.44	.73	12.59	12.53	9.89	9.04	9.07	1.11	.63	.44	-.010	.000	.293	508.65	
*ESCA	37	1.157.18	1.78.66	1.46	3.88	.97	5.24	5.22	11.03	13.26	13.30	.97	.58	.37	.000	.030	.268	592.45	
*CUIV	27	8.5.18	1.78.52	1.10	2.92	.57	4.15	4.13	9.73	5.65	5.67	1.11	.73	.53	-.009	.000	.263	572.35	
*THUM	0	0.0.19	0.0.98	.94	2.51	.93	8.95	8.90	9.67	6.70	6.72	1.13	.57	.39	-.012	.000	.307	601.75	

SENSEE HT ESCAUT

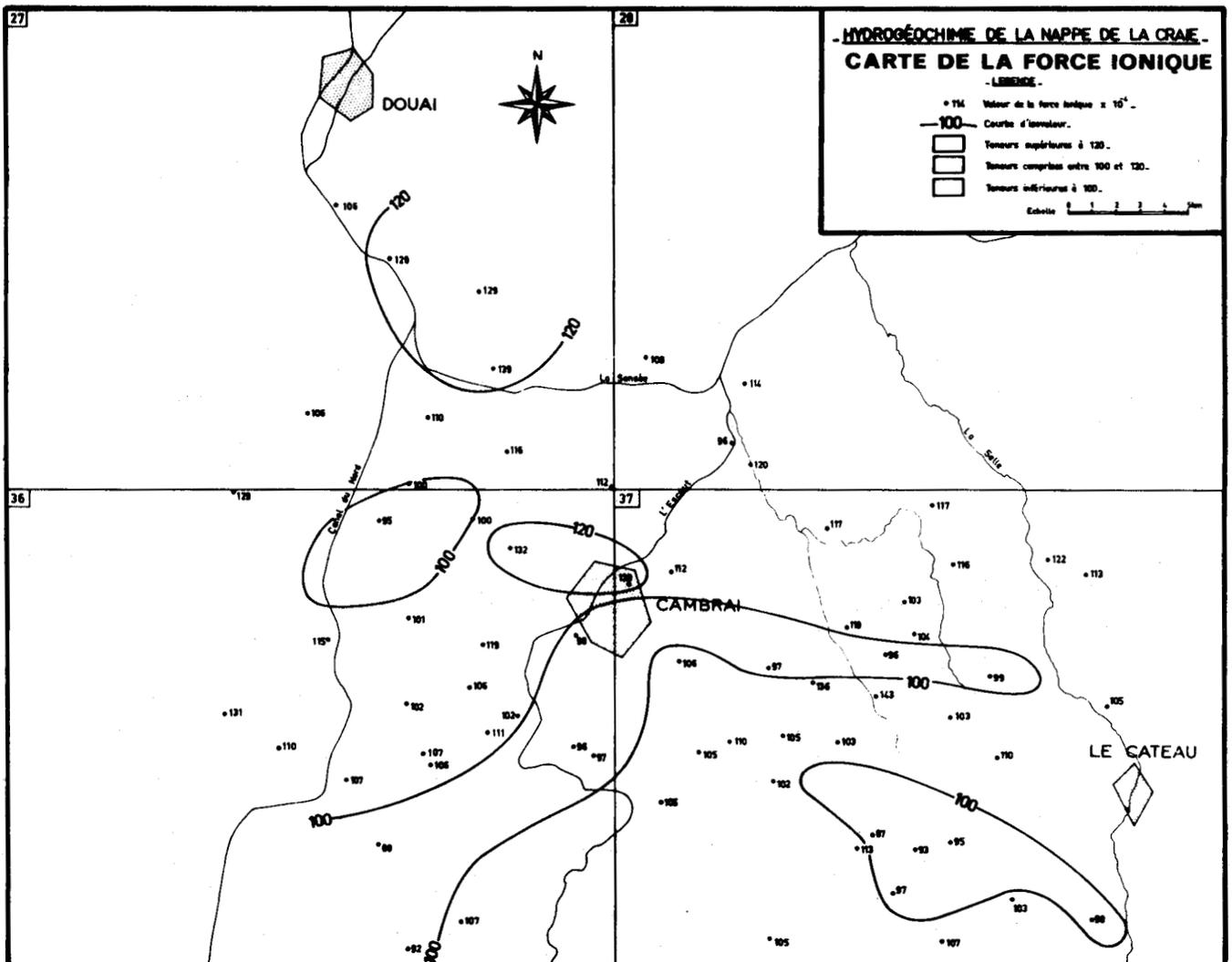
* NOM	NO BRGM	* DATE	* FORCE	* IONIQUE	INDEX	CO2	TENSION	CO2	PRESS	SOLUB	SOLUB	SAT	SAT	SAT	SAT2	SAT2
			LANGE	INDEX	CO2	CO2	SALCI	SALCI	SAT	SAT	SAT2	SAT2				
			CL	CL	INDEX	INDEX	CO2	CO2	CO2	SALCI	SALCI	SAT	SAT	SAT2	SAT2	
*NOL1	20	5.130.10	8.77.02483	-.563	7.626	.14E-02	30E-01	25E-03	3.39	6.20	-1.4092	-.5628	-.5597	-.6519	-1.5303	-.7249
*LIEQ	19	7.36.10	8.77.00978	-1.107	8.413	.66E-03	12E-02	40E-03	1.83	1.37	-2.9141	-1.1066	-1.7180	-1.1433	-2.9664	-1.8368
*AVIO	19	8.32.10	8.77.01469	-1.254	8.508	.71E-03	15E-01	61E-03	1.97	2.78	-3.0989	-1.2542	-1.1689	-1.3023	-3.1705	-1.2993
*HULL	19	8.4.10	8.77.01035	-1.664	9.127	.38E-03	75E-02	81E-03	.96	2.41	-4.0690	-1.6637	-1.2423	-1.7062	-4.1328	-1.5944
*VEVI	19	8.263.12	8.77.00840	-.619	8.139	.28E-03	58E-02	56E-04	.45	1.40	-1.7141	-.6194	-1.6846	-.6522	-1.7625	-1.7908
*LIRO	19	7.113.12	8.77.00934	-.323	7.646	.69E-03	13E-01	64E-04	1.78	1.11	-1.0007	-.3229	-1.8990	-.3600	-1.0530	-2.0176
*ESTE	20	5.126.10	8.77.01667	-.934	8.168	.83E-03	17E-01	34E-03	2.26	4.86	-2.0403	-.9339	-.7049	-1.0099	-2.1604	-.8375
*COUR	20	6.75.12	8.77.00981	-.476	6.847	.70E-03	14E-01	11E-04	1.94	1.41	-.6818	-.4762	-1.6979	-.4285	-.6127	-1.8179
*NOL2	20	5.130.10	8.77.02217	-.930	8.061	.11E-02	23E-01	45E-03	3.90	5.66	-1.9307	-.9303	-.6196	-1.0089	-2.0740	-.7846
*USEL	20	5.136.10	8.77.02281	-1.277	8.354	.13E-02	28E-01	12E-02	2.26	5.69	-2.9495	-1.2771	-.6192	-1.3577	-3.0758	-.7793
*BABE	26	4.31.12	8.77.01100	-1.104	8.408	.71E-03	14E-01	41E-03	2.03	1.52	-2.5390	-1.1041	-1.6470	-1.1417	-2.5922	-1.7709
*MARI	26	4.46.12	8.77.00937	-.003	7.344	.64E-03	13E-01	30E-04	1.79	.69	-.2553	-.0029	-2.3030	-.0339	-.3065	-2.4179
*NEUV	27	1.19.10	8.77.01169	-1.058	8.312	.80E-03	16E-01	42E-03	2.22	2.04	-2.4704	-1.0560	-1.4028	-1.0987	-2.5320	-1.5328
*OPPY	27	1.3.10	8.77.01141	-1.426	8.653	.95E-03	19E-01	12E-02	2.57	1.13	-3.0608	-1.4263	-1.9043	-1.4654	-3.1151	-2.0339
*ARGO	27	1.5.12	8.77.01352	-.960	8.220	.86E-03	17E-01	36E-03	2.44	1.94	-2.0434	-.9599	-1.4643	-1.0032	-2.1067	-1.5934
*ROUV	27	1.37.12	8.77.00944	-.933	8.266	.65E-03	13E-01	23E-03	1.82	.90	-2.3193	-.9332	-2.0735	-.9674	-2.3669	-1.2885
*CANT	27	1.1.16	1.78.01312	-.892	8.124	.94E-03	18E-01	33E-03	2.65	3.07	-2.0434	-.8920	-1.0656	-.9434	-2.1191	-1.2041
*WASN	0	0.0.16	1.78.01079	-.589	7.879	.77E-03	15E-01	14E-03	2.26	1.70	-1.6498	-.5894	-1.5457	-.6283	-1.7048	-1.6706
*MORD	28	5.73.16	1.78.01182	-.193	7.416	.99E-03	19E-01	70E-04	2.75	1.82	-.6984	-.1929	-1.5006	-.2360	-.7595	-1.6334
*THUL	28	5.27.16	1.78.01186	-.198	7.426	.92E-03	18E-01	66E-04	2.59	1.97	-.8891	-.1978	-1.4361	-.2407	-.9505	-1.5684
*RIEU	37	2.34.16	1.78.01199	-.258	7.536	.79E-03	15E-01	65E-04	2.32	1.92	-.9429	-.2580	-1.4580	-.2993	-1.0017	-1.5855
*IWUY	0	0.0.16	1.78.01181	-.138	7.396	.85E-03	19E-02	52E-04	2.47	1.96	-.7923	-.1380	-1.4394	-.1838	-.8586	-1.5698

Les indices d'échanges de base indiquent que l'on est le plus souvent en présence d'un échange des ions alcalino-terreux de l'eau pour les alcalins des "permutolites" (Schoeller ; 1956). Le processus inverse s'établit pour des eaux très chargées en chlorure de sodium, comme Avion, Wasnes-au-Bac, Marquion.

Le SAR (sodium absorption ratio), selon sa nouvelle dénomination, évalue la carence en Ca ou l'excès en Na qui nuirait aux végétaux. Toutes les eaux dont nous possédons une analyse ont un SAR largement inférieur à celui des eaux non utilisables pour l'irrigation, bien que les autres conditions ne soient pas respectées : teneur en azote, minéralisation, teneur en bicarbonates. Dans ces derniers cas, les eaux provenant du centre du Bassin Minier (Noyelles-sous-Lens, Harnes), seraient dans la classe "problèmes".

La répartition de la force ionique dans le Bassin Minier n'apporte rien de vraiment neuf par rapport à ce que nous avons déjà vu, sinon qu'elle est comprise entre 2.10^{-2} m/l (Noyelles-sous-Bellonne) et 3.10^{-3} m/l (Méricourt)

Figure 2.28 : Carte de la force ionique dans le Cambrésis



Cependant la force ionique reste la meilleure représentation de la minéralisation globale d'une eau. Dans le Cambrésis (fig. 2.28) les forces ioniques importantes (autour de $1,20 \cdot 10^{-3}$) sont regroupées dans la vallée de l'Agache, au Nord de Cambrai et dans la région de Caudry. Les zones de faibles forces ioniques sont les régions de Clary au Sud-Est et une région qui s'allonge de Havincourt à Béthencourt en passant par Cambrai.

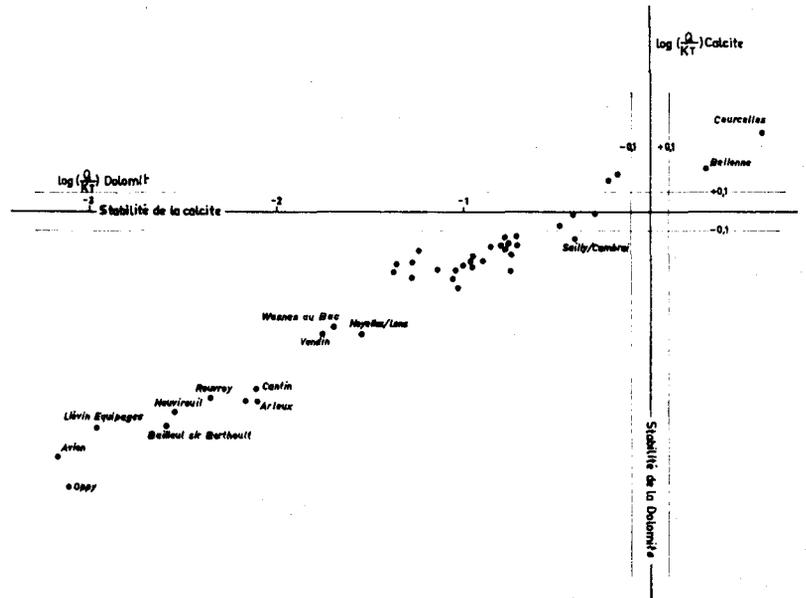
La pression partielle de CO_2 demeure un paramètre très important dans la solubilisation des roches, même des roches granitiques, comme le souligne Fritz (1975). PCO_2 est discutée à partir des résultats issus de WATEQ ; en effet, ce programme calcule la pression de CO_2 dissous sans introduire le pH dans sa formulation, ce qui permet de s'affranchir d'un paramètre où interviennent trop d'incertitudes.

Le CO_2 des eaux souterraines provient de plusieurs sources, et en particulier des activités bactériennes liées au cycle de l'azote et du soufre, surtout dans le milieu anaérobie formé en nappe profonde, semi-captive et captive. Cette production de CO_2 issue de l'activité des bactéries réductrices de l'azote et du soufre provoque une augmentation de la pression partielle du CO_2 qui devient supérieure à celle du CO_2 de l'atmosphère ($PCO_2 = 10^{-3}$ atm).

Les indices de saturation (SAT) indiquent également une tendance à l'agressivité pour les trois minéraux considérés (calcite, dolomite et gypse) ; le fait de prendre en compte les ions pairs (SAT 2) fait baisser le SAT (calcite) de près de 30%, ce qui est en accord avec les résultats publiés par les auteurs (Langmuir, Long et al. ; Garrels et al., 1962). Ce processus a pour conséquence de faire évoluer l'eau d'un état proche de la saturation pour la calcite vers l'agressivité. L'eau de la nappe de la craie est donc pratiquement toujours proche de la saturation vis-à-vis de la calcite, cependant que la saturation par rapport à la dolomite et au gypse évolue franchement vers la sous-saturation. On observe que parfois le SAT_2 du gypse est plus proche de la neutralité que le SAT_2 de la dolomite ; ceci est sensible pour les forages du Bassin Minier (Noyelles, Estevelles, Neuvireuil, Hulluch). C'est d'ailleurs dans cette région que l'eau montre la sous-saturation la plus importante par rapport à la dolomite. Ainsi les apports importants de sulfates dans la nappe provoquent la saturation de l'eau par rapport au gypse, cependant que le déséquilibre entre le Ca et le Mg s'accroît ; ainsi le rapport $\frac{Ca}{Mg}$ monte à 16 à Hulluch, Liévin et Avion, alors qu'il est de 7,9 à Rieux et dans les zones plus rurales. Un problème identique a lieu à l'E de Cambrai, dans des forages assez profonds où le déséquilibre entre le calcium et le magnésium provoque la baisse du SAT_2 de la dolomite.

L'augmentation du rapport $\frac{Ca}{Mg}$ a l'avantage du calcium peut être due, soit à l'arrivée du calcium de l'extérieur, soit aux conditions géologiques ; profondeur de la nappe ou présence de particules argileuses capturant les cations et en particulier le magnésium. La figure 2.29 montre la répartition de SAT_2 (dolomite) par rapport à SAT_2 (calcite) ; la corrélation entre les deux variables atteint 0,99. Dans un aquifère calcaire de Pensylvanie (U.S.A.), Langmuir (1971) trouve sensiblement le même cas de figure. Ainsi une différence de chimisme marquée suite à une pollution par exemple, ne fait pas s'écarter le point représentatif de l'alignement général (Long et al. ; 1974).

Figure 2.29 : Relation entre le $SAT_{calcite}$ et le $SAT_{dolomite}$



2333 - Exploitation du programme WATEQ

Nous avons traité 18 analyses provenant de captages à la craie du Cambrésis et du Bassin Minier, une analyse d'eau des sables Landéniens (Lécluse) et deux analyses d'eau de la nappe de la craie sous la décharge d'ordures ménagères de Fretin. Les résultats sont rassemblés dans le tableau de la figure 2.30.

L'état des minéraux dont on connaît l'existence dans la craie est intéressant. Il s'agit du quartz, de la calcite, de l'illite et de la montmorillonite. Aucune précision n'est donnée quant au type de montmorillonite dans l'analyse diffractométrique, mais il apparaît que l'état calculé de la montmorillonite calcique est en sursaturation pour toutes les eaux étudiées.

La calcite, la dolomite et le gypse ont déjà été étudiés par ailleurs, mais on peut remarquer que l'anhydrite est dans un état de sous-saturation plus prononcé que le gypse, ce qui est logique dans un milieu aqueux. L'état de l'illite est comparable à celui de la montmorillonite, c'est-à-dire sur-saturation, mais plus proche de la stabilité que cette dernière.

La silice est étudiée sous quatre formes : la calcédoine ($\text{SiO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{H}_4\text{SiO}_4^\circ$) qui se trouve toujours à la stabilité (ΔG proche de 0), la cristobalite avec un état voisin de celui de la calcédoine ($\Delta G \approx 0$), la silice amorphe qui est légèrement sous-saturé, ce qui explique son abondance dans l'eau et enfin le quartz qui est en sous-estimation nettement plus poussée que l'ensemble calcédoine-cristobalite.

La séquence de dissolution de la silice minérale sous ses différentes formes est donc classiquement : silice amorphe, calcédoine et cristobalite, quartz.

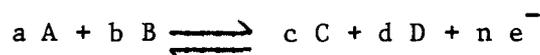
L'analyse d'eau des sables tertiaires de Lécluse montre un état chimique très comparable à l'eau de la craie pour les minéraux de la silice : quartz, silice amorphe. Pour les autres minéraux l'eau est en général agressive en particulier pour la calcite et la dolomite. La teneur en sulfates de cette nappe provoque un état proche de la stabilité pour le gypse.

234 - Etude graphique de la stabilité du fer : le diagramme Eh - pH

L'intérêt des diagrammes Eh-pH réside dans la visualisation immédiate de la stabilité d'un élément en solution sous certaines conditions de Eh et de pH.

Garrels et Christ (1965) ont construit et commenté quelques diagrammes de ce type à partir des travaux de Pourbaix et de ses collaborateurs. L'idée générale de leur construction réside dans l'utilisation de la loi de Nernst :

soit la réaction chimique :



on aura :

$$Eh = E^\circ + \frac{R.T}{n f} \cdot \ln K$$

$$\text{en simplifiant : } Eh = E^\circ + \frac{0,0592}{n f e} \log \frac{\frac{[C]^c [D]^d}{[A]^a [B]^b}}$$

E° est alors calculé d'après la relation :

$$E^\circ = \Delta F^\circ / n \mathcal{F} \quad \text{avec : } F^\circ : \text{variation d'énergie libre de la réaction}$$

$$\mathcal{F} : \text{constante de FARADAY}$$

$$n : \text{nombre d'électrons libres}$$

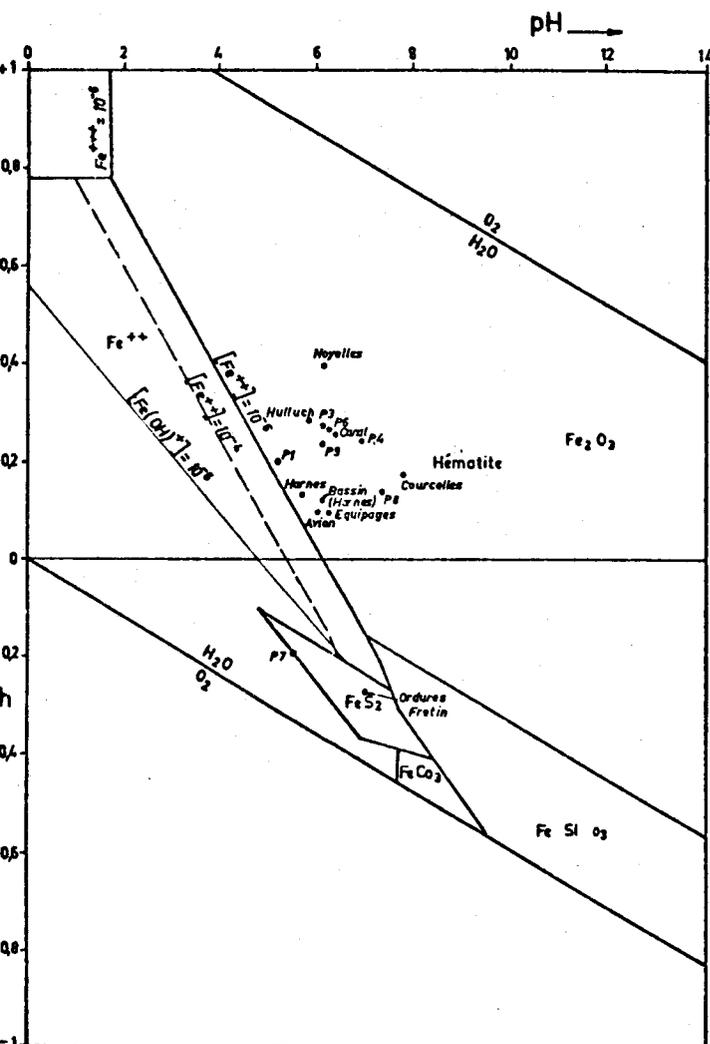


Figure 2.31 : Diagramme Eh/pH des équilibres du fer.
P1 à P9 = décharge de Fretin

Nous avons choisi de construire le diagramme du fer (fig. 2.31), car celui-ci joue un grand rôle dans les problèmes de corrosion et d'incrustation, en particulier lorsqu'il est en présence de carbonates. Le processus suivi est détaillé en annexe V.

Nous avons utilisé ce diagramme en reportant quelques valeurs de Eh et pH en notre possession. Il s'agit des résultats obtenus à Fretin et dans le Bassin Minier, les mesures du Eh dans les eaux prélevées dans le Cambrésis s'étant révélées inexactes.

Nous avons adopté une valeur de 10^{-4} moles/litre de Fe et pour le dessin de la droite séparant le domaine du Fe^{++} soluble de l'hématite insoluble, mais la limite de détection analytique du fer est de 0,02 mg/l, soit 10^{-7} mole/litre. On trouve donc des eaux situées dans le domaine de l'hématite possédant un peu de fer dans leur composition chimique.

Par ailleurs, on note que les eaux étudiées sont en général du type de ($\text{pH} = 6$, $\text{Eh} = +0,2$ volts), ce qui réduit les possibilités de dissolution du fer qui précipiterait immédiatement en hydroxyde ferrique ou en hématite. Les points qui se rapprochent de la droite de stabilité du fer ferreux sont des eaux très minéralisées (Harnes, Bassin de décantation).

A titre de comparaison, nous avons figuré sur le diagramme les points relatifs aux prélèvements de Fretin et dont la position est discutée plus loin.

En tout état de cause, l'exploitation d'un tel graphique est de peu d'intérêt pour les eaux de la nappe de la craie lorsqu'elles ne sont pas soumises à des conditions hydrochimiques très différentes des conditions habituelles.

24 - Evolution du chimisme de la nappe de la craie dans le temps

241 - Introduction

C'est le B.R.G.M., assisté de l'Agence de Bassin Artois-Picardie, qui a effectué une première surveillance chimique de la nappe de la craie de 1972 à 1975. A partir de 1974, les D.D.A.S.S. du Nord et du Pas-de-Calais ont mis en place une surveillance chimique et bactériologique de tous les captages d'AEP connus. On est donc en possession de peu de données relatives aux périodes antérieures permettant de faire un historique étendu du chimisme de la nappe.

242 - Type de données recueillies

Les analyses les plus anciennes proviennent de P. Dollé (1924) et sont en général antérieures à la première guerre mondiale. Puis, il existe une lacune, jusqu'aux années 40, avec quelques analyses éparses, la véritable surveillance ne commençant, dans le meilleur cas, qu'en 1969, les analyses généralisées des captages d'adduction d'eau de la D.D.A.S.S. débutant en 1974.

243 - Méthodes utilisées dans l'évaluation de l'évolution chimique et discussion des données

Les données très anciennes (antérieures à 1914) et anciennes, sont rassemblées dans le tableau de l'annexe VI. Pour les analyses plus récentes, nous avons seulement suivi l'évolution de trois anions majeurs : les nitrates, les sulfates et les chlorures. Ces trois éléments chimiques ont été classés comme traceurs d'une éventuelle pollution, car ils proviennent en majorité de l'infiltration de substances polluantes venant de la surface du sol. En fait, nous nous bornerons à constater les écarts de chimisme, la distinction avec le chimisme naturel de la nappe étant parfois indiscernable hors du recours aux techniques isotopiques (voir chap. 4).

2431 - Etude graphique de l'évolution des concentrations

Les deux graphiques de variation des sulfates et nitrates ont trait à une majorité de points du Bassin Minier, pour deux points seulement au Cambrésis (fig. 2.32 et 2.33).

La teneur en sulfates est comprise généralement entre 10 et 50 mg/l sauf pour Noyelles-sous-Lens (marais du 9), Estevelles et Billy-Montigny qui sont en plein centre du Bassin Minier. La moyenne des nitrates s'établit autour de 45 mg/l.

A la fin de 1975 se situe un pic de minéralisation dépassant tous les autres ; ce pic est d'autant plus haut que les variations antérieures ont une forte amplitude. Or, 1975 est une année pluvieuse suivant plusieurs années sèches ; il s'ensuit que la recharge a introduit dans la nappe des ions dissous en plus grande quantité, le niveau de concentration précédent étant généralement retrouvé par la suite. Nous n'avons pas trouvé d'explication simple à un tel phénomène sinon que les périodes successives de faible recharge peuvent avoir concentré les solutions percolantes dans la zone non saturée, celles-ci étant lessivées lors de la remontée de la nappe.

Les amplitudes des variations sont en relation avec la profondeur de la nappe ; en effet, Vendin-le-Vieil, Rouvroy, Cuvillers montrent des amplitudes faibles et régulières. Courcelles et Méricourt, bien que la nappe soit profonde (près de 30 m), ont des amplitudes régulières mais qui peuvent être fortes. Inversement, lorsque la nappe est proche du sol, les variations d'amplitude des courbes de concentration sont importantes (Noyelles-sous-Lens). Les variations des nitrates sont beaucoup plus brutales et sont plutôt liées à la teneur en nitrates elle-même. Ainsi à Arleux-en-Cohelle, la concentration en azote nitraté dépasse toujours 65 mg/l ; les amplitudes sont larges et font passer la teneur de 80 mg/l à 120 mg/l, puis chutent à 65 mg/l pour réatteindre 100 mg/l et ceci avec une période de 6 mois.

2432 - Analyses anciennes des nitrates dans le Cambrésis

L'examen du tableau des analyses anciennes (annexe VI) montre que les concentrations en nitrates oscillaient de 10 mg/l à 60 mg/l en zone rurale avant 1940. Cependant, les échantillons d'eaux analysés à l'époque ne proviennent pas "pour la plupart" des captages actuels, ceux-ci étant plus récents, mais de puits parfois situés en plein coeur des agglomérations et donc très vulnérables aux infiltrations. Il est ainsi compréhensible que certaines concentrations d'alors soient importantes, comme à Rieux ou Avesnes-les-Aubert.

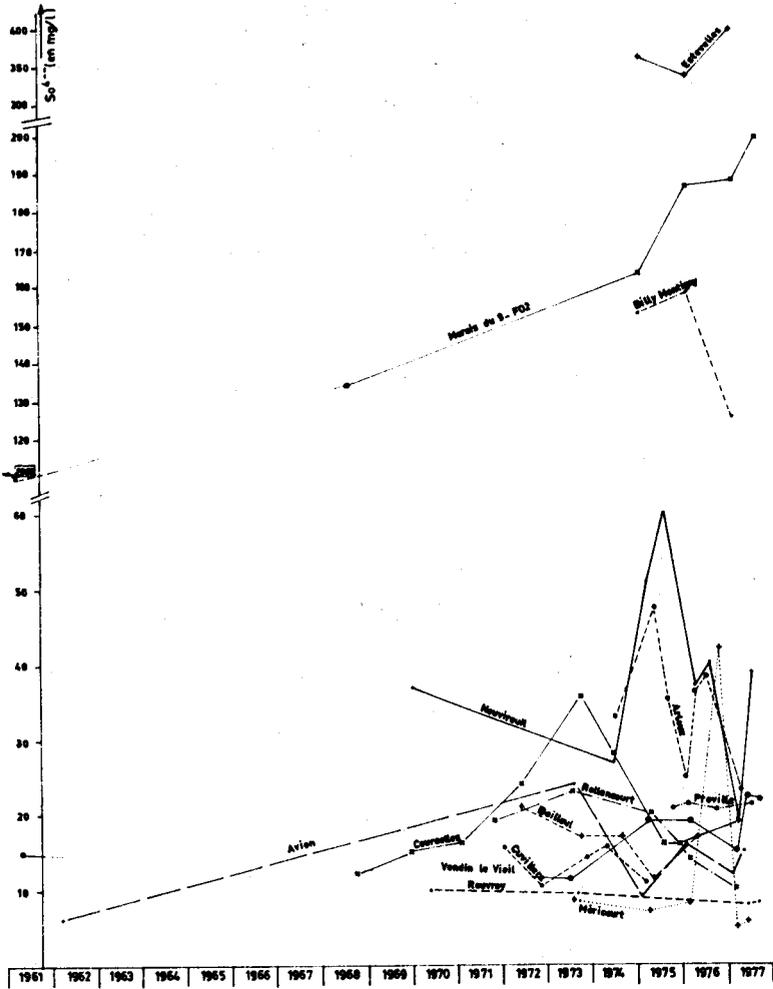


Figure 2.33 : Evolution des sulfates dans quelques forages

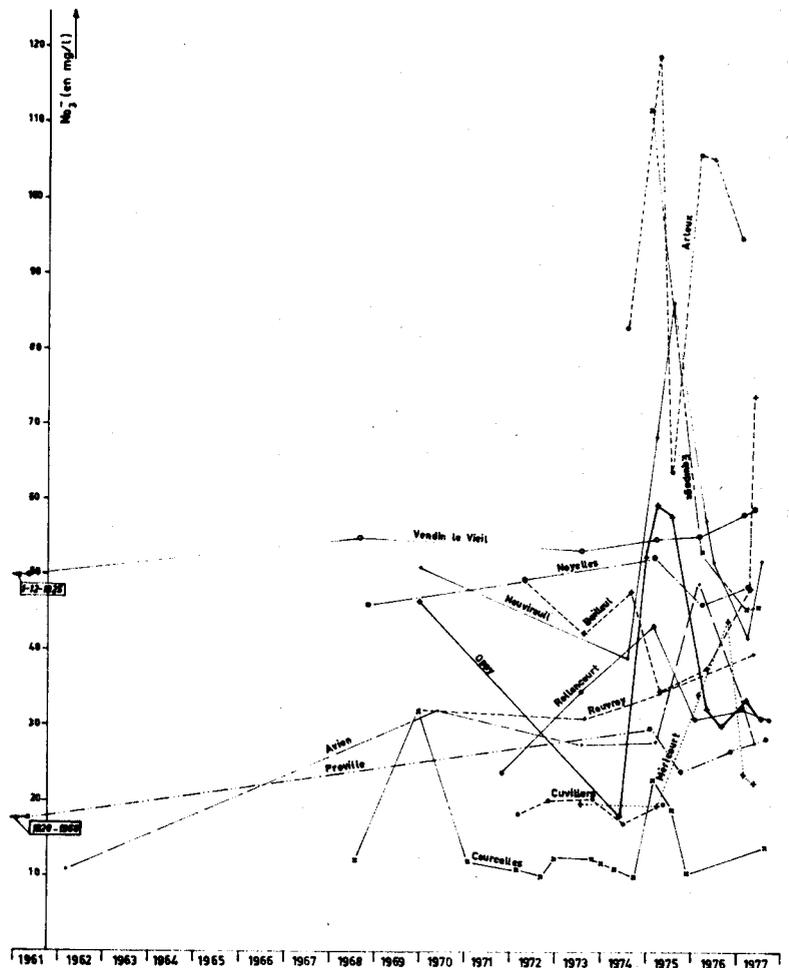


Figure 2.32 : Evolution des nitrates dans quelques forages



2433 - Comparaison des cartes hydrochimiques de 1975, 1976 et 1977
.....

La surveillance chimique actuelle ayant commencé à partir de 1974 dans le département du Nord, on possède des analyses sur tous les captages d'A.E.P.* depuis 1975, soit trois années. La comparaison des cartes établies sur la base de ces analyses serait difficile, car une augmentation brutale d'une concentration ne se traduirait pas forcément par un écart de la courbe d'isoconcentration dessinée par l'hydrogéologue. Ainsi, l'utilisation d'un programme de calcul supprime cet inconvénient tout en rendant à peu près impossible toute comparaison rigoureuse entre carte "automatique" et carte "manuelle". La description du programme CARTIMP que nous avons utilisé figure en annexe VII.

a) - les nitrates (fig. 2.34)

On constate qu'en trois ans la situation s'est dégradée : en 1976, on note l'apparition de teneur supérieure à 41 mg/l (symbole c) à Thun-Lévêque, à Beaumetz-les-Cambrai et autour de Caudry-Beauvois. 1977 voit la disparition de ce pic de nitrate à Thun-Lévêque, mais l'augmentation de la surface des deux taches de minéralisation. De même, en 1977, la surface occupée par les points de concentration inférieurs à 32 mg/l a nettement diminué au profit des concentrations supérieures. L'accroissement de la minéralisation en nitrates est donc ici net et régulier.

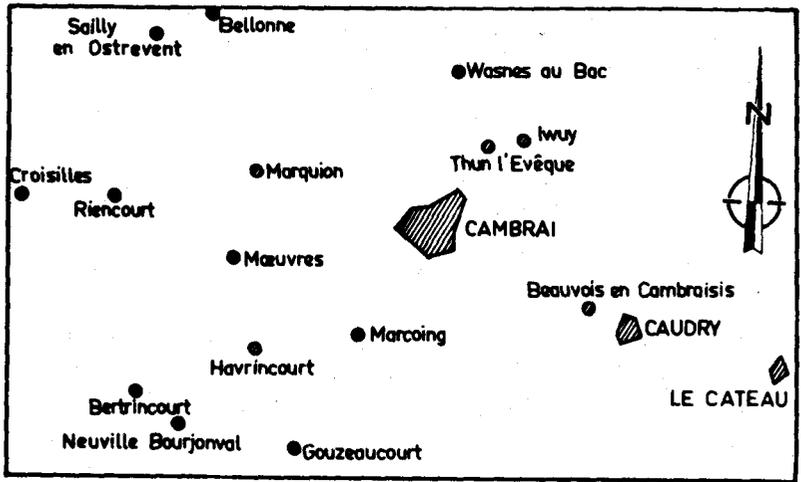
b) - Les sulfates (annexe VIII₁)

Les zones d'isoconcentration sulfatées sont pratiquement identiques d'une année sur l'autre, la zone de plus forte teneur étant située vers Lécluse (41 mg/l < SO₄ < 50 mg/l). Par contre, on note une légère dégradation de la qualité chimique de la nappe vers Caudry-Beauvois et une amélioration dans la région Est (Bertincourt, Vaulx-vraucourt).

c) - les chlorures (annexe VIII₂)

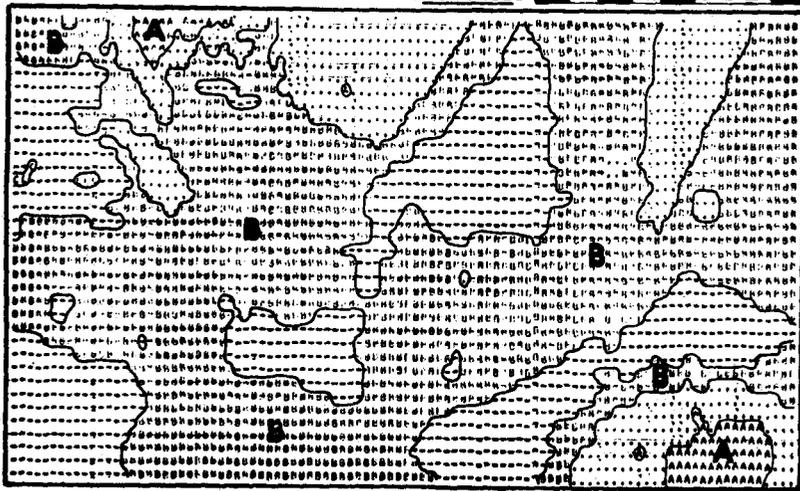
L'évolution des chlorures semble aller vers une baisse généralisée surtout dans la région traversée par l'Escaut : Cambrai et Thun-Lévêque. Pour le reste, la situation des zones établies en 1975 se retrouve sans grand changement en 1976 et 1977. On note cependant une légère augmentation du taux des chlorures aux alentours de Beaumetz-lez-Cambrai.

* A.E.P. : Adduction d'eau potable

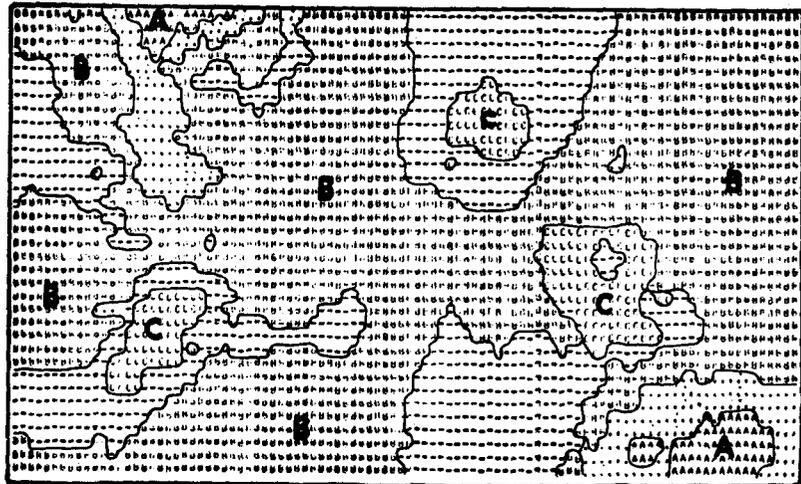


ECHELLE 0 2 4 6 8 10 15 20km

1975



1976



- LÉGENDE -

Isovaleurs	A	B	C
mg/l	9	14	23 32 41 50

1977

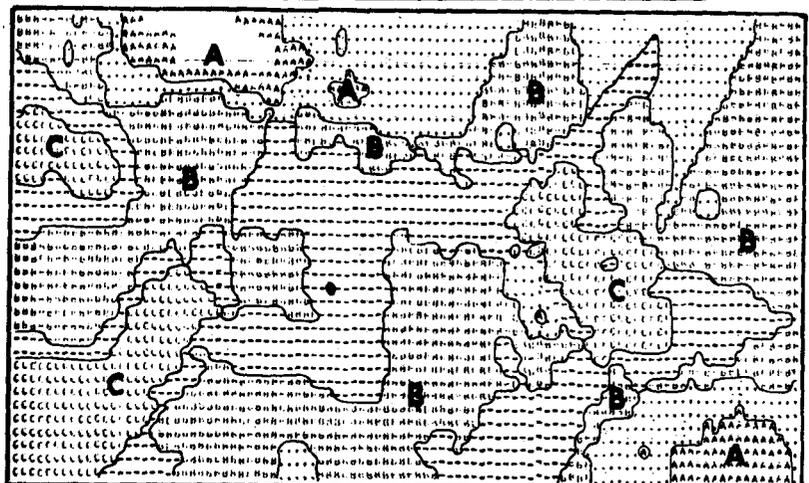


Figure 2.34 : Evolution des nitrates dans le Cambrésis

244 - Conclusions

De cette brève étude des variations chimiques des sulfates, nitrates et chlorures, il ressort plusieurs observations :

- une augmentation brutale de la minéralisation en 1975, consécutive à plusieurs années de recharge déficitaire de la nappe, suivies d'une année pluvieuse,
- des variations très faibles des teneurs en sulfates et chlorures sauf dans le Bassin Minier où elles sont en augmentation continue,
- une tendance à l'accroissement des concentrations en nitrates, même dans le Cambrésis,
- dans le Bassin Minier, la présence des nitrates est liée au milieu chimique parfois réducteur ; c'est en azote total qu'il faudrait parler pour se faire une idée précise du taux d'accroissement de la minéralisation azotée de la nappe.

25 - Conclusions

Si la ressource en eau souterraine n'est pas mise en cause du point de vue des volumes, il faut admettre qu'une partie de ce potentiel est condamnée du fait de son excessive minéralisation dans le Bassin Minier. Dans le Cambrésis l'évolution chimique est plus lente et certaines zones seraient à protéger de façon à créer des réserves d'eau potable ; il s'agit de la vallée de l'Escaut au S de Cambrai et de la vallée de la Sensée ; l'évolution chimique de l'eau, qui doit demeurer en surveillance constante, ne donne pas d'inquiétude à court terme quant à la qualité chimique dans le Cambrésis, sauf dans les zones urbanisées et industrialisées comme la région de Caudry et la ville de Cambrai.

D'un point de vue purement chimique, l'eau de la nappe de la craie possède un faciès bicarbonaté calcique typique ; la minéralisation comporte très peu de métaux lourds en solution du fait des conditions de pH proches de la neutralité. Enfin, les concentrations en chlorures, nitrates et sulfates dépendent principalement des apports de l'extérieur et donc de l'environnement de surface.

Dès à présent, c'est la profondeur de la nappe et la présence d'un recouvrement d'argile tertiaire qui modifient le plus les conditions chimiques naturelles de l'eau dans la nappe (en dehors de toute pollution) ; la transmissivité est réduite, l'eau circule lentement et peut se charger de silice pendant que des échanges cationiques entrent en jeu. C'est l'environnement de surface et le transfert dans la zone non saturée qui donnent à l'eau de la nappe de la craie un chimisme pratiquement définitif : l'étude de ces modes de minéralisation fait l'objet du chapitre 3.

CHAPITRE III

**ACQUISITION DU
CHIMISME DE L'EAU**

31 - Etude de quelques eaux de surface

Afin de comparer le chimisme de la nappe de la craie dans le Cambrésis avec l'eau de certains cours d'eau, nous avons procédé à quelques prélèvements d'eaux de surface, qui ont fait l'objet d'analyses chimiques.

Ces prélèvements sont situés aux endroits suivants (fig. 3.1 et annexe II) :

Nom	Lieux	N° du diagramme de Schoeller (fig. 2.1)
Etangs de Paillencourt	Paillencourt	1
Erclin	Rieux	2
Canal du Nord	Ecluse n°5	3
Riot Beauvois	Beauvois	4
Torrents d'Esnes	Esnes	5

Figure 3.1 : Description des lieux d'échantillonnage des eaux de surface

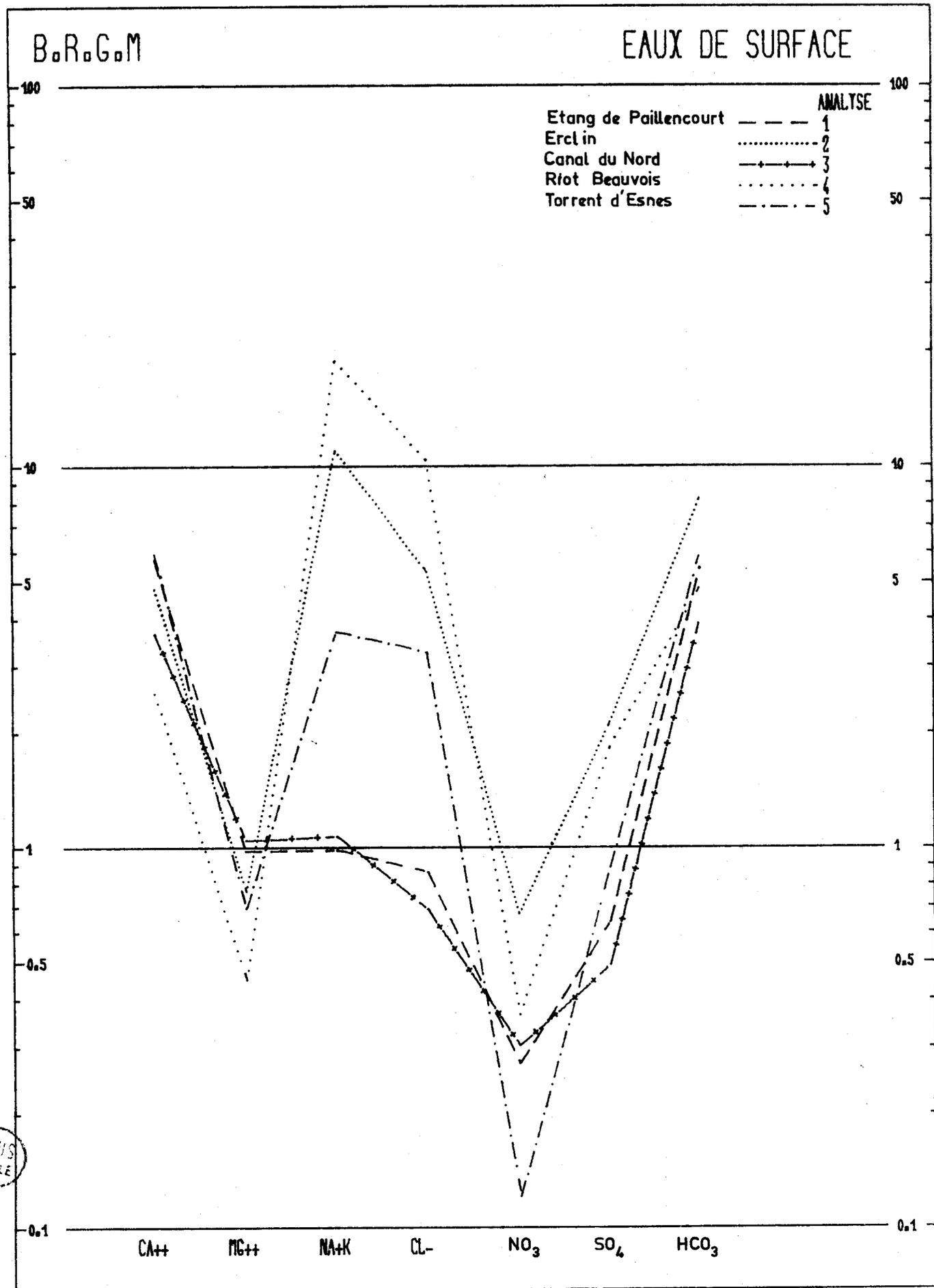
Les analyses chimiques ont permis d'établir un diagramme semi-logarithmique de Schoeller-Berkaloff (fig. 3.2). Il apparaît que ces eaux ont des faciès assez différents, en particulier le riot de Beauvois, qui est chloruré sodique, et l'Erclin.

Les autres échantillons d'eau sont nettement bicarbonatés calciques, bien que le torrent d'Esnes contienne énormément de chlorures et de sodium. Il faut également remarquer que ces eaux contiennent peu ou pas de nitrates. Les résultats analytiques montrent que l'azote se trouve sous forme de nitrites et de nitrates. On note également que les trois eaux qui comportent beaucoup de chlorures et de métaux alcalins présentent un déséquilibre entre le calcium et le magnésium.

Enfin, les étangs de Paillencourt et le canal du Nord ont une eau bicarbonatée calcique, dont le faciès se rapproche le plus de celui de la nappe de la craie en général. Les cours d'eau, dont le canal du Nord, qui a été creusé il y a une quinzaine d'années ne traversent pas des agglomérations importantes et ne sont pas pollués par des rejets industriels ou domestiques.

Si nous avons constaté la relation hydrodynamique de certains cours d'eau avec la nappe de la craie lors du calage du modèle mathématique, cette relation ne se confirme pas chimiquement, sinon à Beauvois où la nappe est très minéralisée.

Figure 3.2 : Diagramme de PIPER



BUS
LILLE

Par ailleurs, trois prélèvements et analyses ont été effectués sur :

- le torrent d'Esnes, à Esnes,
- l'Erclin, à St Hilaire-les-Cambrai,
- le rivot de Beauvois à Boussières,

afin d'y doser les phénols, les détergents, les hydrocarbures et les pesticides.

Les analyses ont donné les résultats suivants :

	Phénol	Détergents anioniques	Hydro- carbures	Lindane
Torrent d'Esnes	0.17 mg/l	0.4 mg/l	2.0 mg/l	0.0 mg/l
Erclin	0.06 mg/l	1.8 mg/l	2.0 mg/l	0.0 mg/l
Rivot-Beauvois	0.06 mg/l	0.36 mg/l	1.2 mg/l	

Ces trois cours d'eau sont donc très pollués et rassemblent les rejets industriels, ainsi que les eaux usées des habitations.

Bien que la recherche des polluants-types soit négative dans la nappe de la craie s'écoulant sous ces cours d'eau, il vaudrait mieux éviter une telle dégradation des eaux de surface, surtout en position amont comme le sont ces petites rivières, à qui l'on pourrait un jour s'adresser pour un approvisionnement en eau de qualité satisfaisante.

32 - Acquisition naturelle du chimisme de la nappe de la craie par le transfert d'eau dans la zone non saturée; le site expérimental de Sainghin-en-Mélantois (Nord)

321 - Introduction

Dans le cadre d'une étude générale sur les transferts d'eaux dans la zone non saturée, nous avons été amenés à étudier la modification du chimisme de l'eau de pluie s'infiltrant dans un ensemble lithologique limon-craie vers la nappe du Séno-Turonien (Bernard et al. ; 1978). La technique utilisée est celle du prélèvement par dépression dans des bougies poreuses enfoncées horizontalement à partir d'un puits. Les échantillons d'eau ainsi recueillis faisant alors l'objet d'analyses chimiques et isotopiques.

Figure 3.3 : Profil du puits expérimental de Sainghin-en-Mélantois

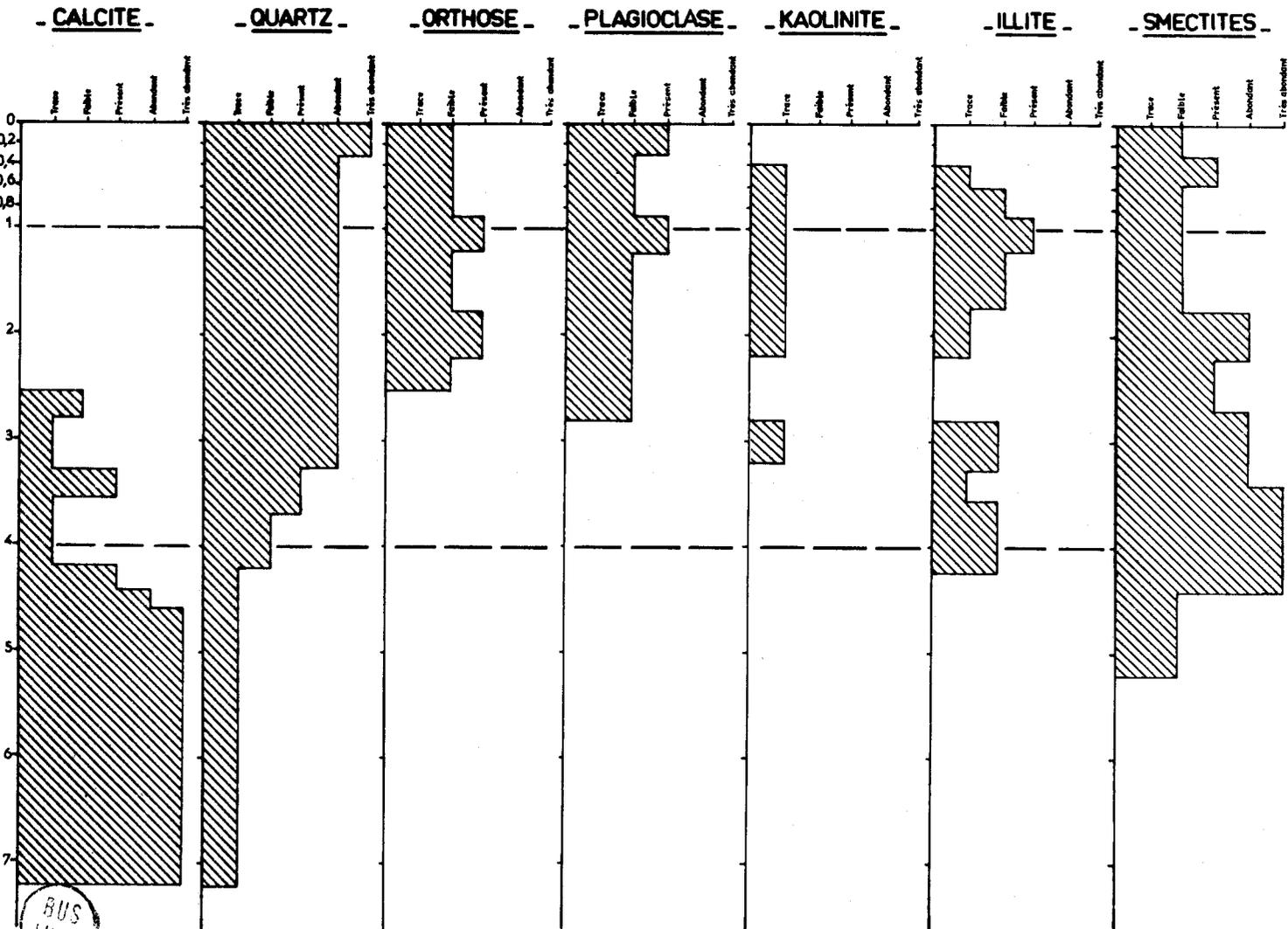
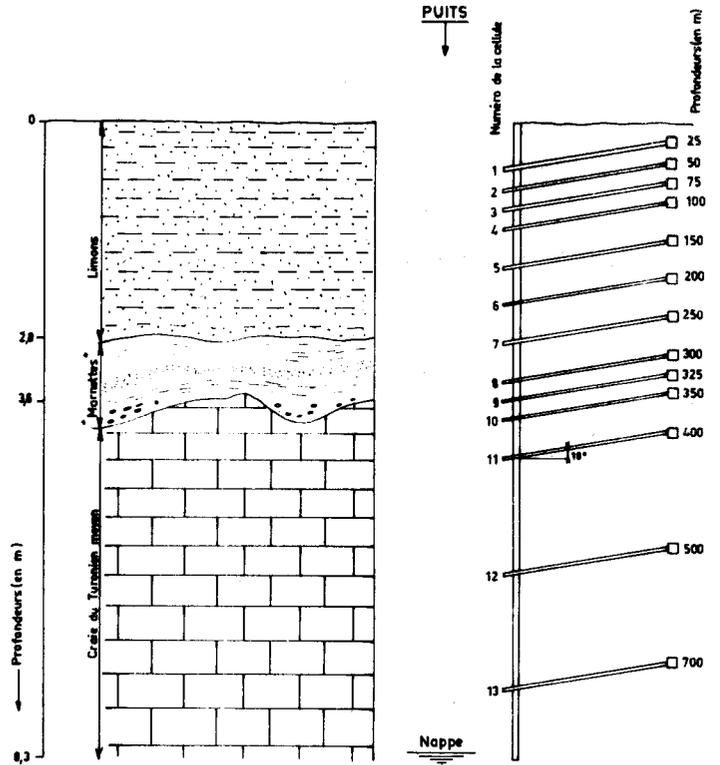


Figure 3.4 : Profil de la minéralogie des terrains traversés à Sainghin-en-Mélantois

322 - Présentation du site

L'ensemble lithologique choisi est constitué de la superposition de 3,6 mètres de limon (fig. 3.3) sur de la craie marneuse du Turonien moyen (interprétation J. Leplat). La nappe de la craie se trouve à environ huit mètres de profondeur. Cette coupe lithologique est à rapprocher de celle levée par Colbeau et al. ; (1975) dans la carrière du Mont-Sainghin, située à deux kilomètres au Sud-Ouest. A l'interface limon-craie, on distingue une couche d'une cinquantaine de centimètres d'épaisseur constituée d'un mélange de silex cornus, de limons et de craie altérée ; ce sont les "marnettes". L'intérêt de cette disposition lithologique tient dans le fait qu'elle se retrouve souvent dans le Nord de la France, quand la craie ne présente pas de recouvrement de terrains tertiaires.

Les cellules de prélèvement (Soil Moisture) sont implantées à partir d'un puits de 8,3 mètres de profondeur et de 1,8 mètre de diamètre, équipé de planchers disposés tous les deux mètres et d'une échelle d'accès (fig. 3.3). Treize cellules sont enfoncées de deux mètres dans le terrain, suivant une génératrice hélicoïdale afin d'augmenter leur zone d'influence dans le terrain. Nous avons placé les bougies poreuses préférentiellement dans les limons et au niveau de l'interface limon-craie.

A l'aide d'une pompe à main, on crée une dépression de 0,7 bars dans les bougies et l'on prélève l'eau récoltée au bout d'une quinzaine de jours, afin d'avoir un volume d'eau suffisant pour les analyses.

Après de nombreux déboires dans les manipulations, nous avons effectué trois campagnes de prélèvements : décembre 1977, février 1978 et mai 1978.

323 - Propriétés minéralogiques et géochimiques des terrains traversés

Le schéma lithologique général de la succession limons sur craie est classique dans le Nord de la France. Cet ensemble est le siège de nombreuses évolutions géochimiques et minérales, surtout dans la zone du passage des limons pléistocènes à la craie turonienne (Bonte et Debrabant, 1973).

Nous avons étudié la minéralogie (fig. 3.4) et la géochimie (fig. 3.5 et annexe IX) des terrains traversés par le puits expérimental à Sainghin-en-Mélantois (Nord). La recherche des principaux minéraux présents dans les échantillons aboutit à la différenciation de trois zones de minéralogie différentes :

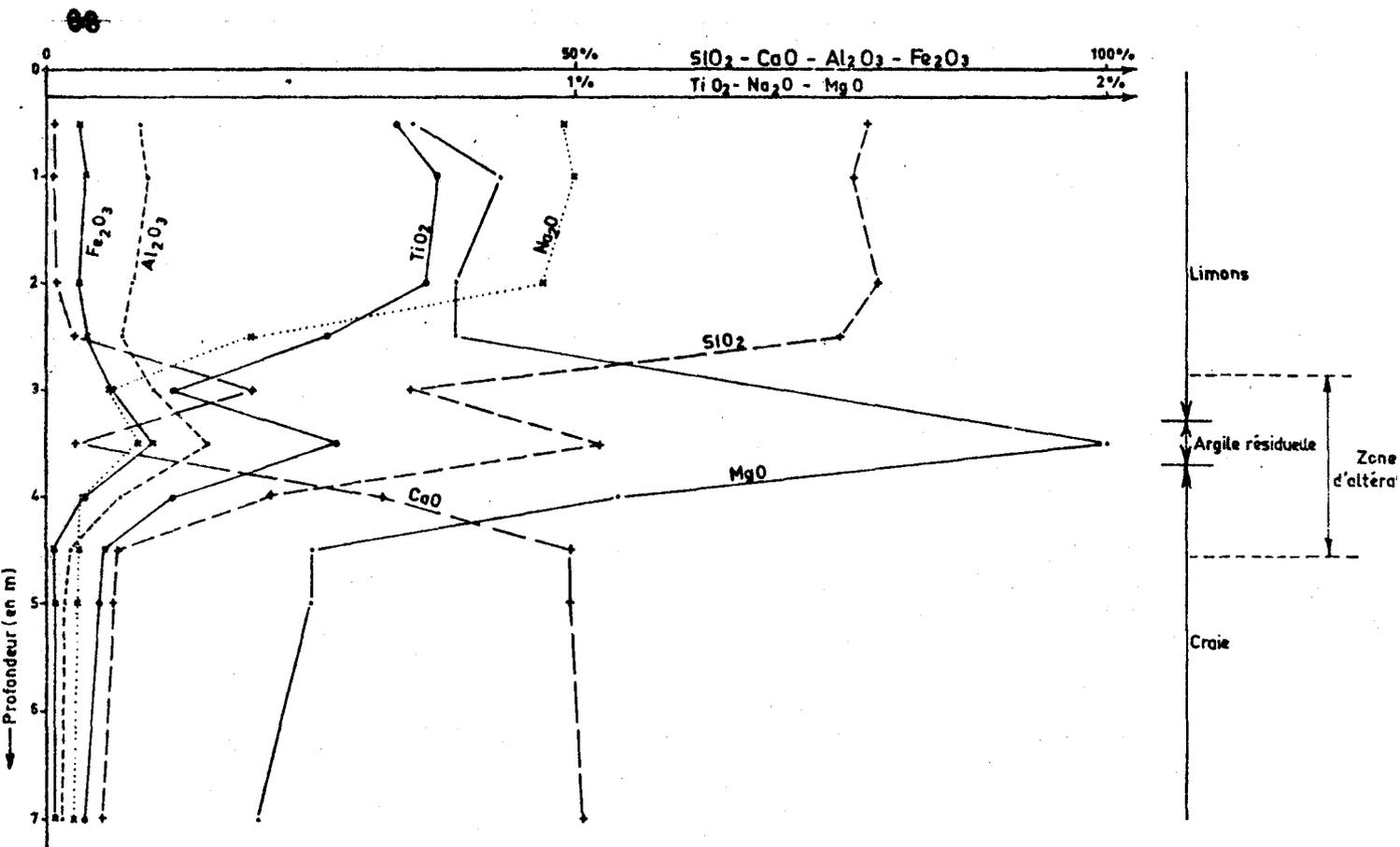


Figure 3.5 : Profil de la géochimie des terrains traversés par le puits expérimental

- de 0 à 2,6 mètres de profondeur, nous sommes en présence de limons argileux, contenant du quartz, des plagioclases, de l'orthose et des minéraux argileux (kaolinite, illites, smectites). On y remarque l'absence de calcite,

- de 2,6 mètres à 4,5 mètres on trouve un mélange de calcite, de quartz, de smectites, d'illites avec absence de feldspath (plagioclases et orthose) et de kaolinite. Les proportions minérales (peu de calcite, smectites abondantes en particulier) indiquent que les limons sont mélangés avec de la craie altérée et des argiles provenant des insolubles de la craie (montmorillonites),

- enfin, de 4,5 mètres au fond du puits, le passage à la craie est rapide en tête avec une augmentation de la teneur en calcite, celle-ci se faisant au détriment des autres minéraux, seul un peu de quartz subsistant, ainsi que des smectites jusqu'à 5,2 mètres. Au-delà de cette profondeur la craie est franche.

L'évolution géochimique du milieu reprend la même succession, mais se montre plus précise dans la zone d'altération de la craie (fig. 3.5).

Les horizons limoneux de 0 à 2,6 mètres de profondeur sont surtout composés de silice (près de 75%) et d'alumine (8%). Parmi les autres éléments on trouve du sodium (1%), du magnésium (0,8%), du titane (0,7%) et du fer.

A partir de 2,6 mètres on assiste à une modification des proportions entre éléments, avec une augmentation importante du magnésium, chute de la teneur en silice et baisse des concentrations en sodium et titane. Le sodium est lessivé à ce niveau avec la silice et l'oxyde de titane.

On est donc en présence d'une opposition du comportement entre la chaux et la magnésie d'une part, et la silice, le sodium et le titane d'autre part. Ce phénomène est maximale à 3 mètres, profondeur à partir de laquelle tous les éléments sont en augmentation, sauf la chaux. Cet horizon est marqué par un pic de concentration à 3,5 mètres qui correspond à une forte teneur de smectites : c'est donc à ce niveau que se trouve le front d'accumulation des minéraux insolubles de la craie et principalement des argiles.

Enfin, à 4,5 mètres, la majorité des éléments évolue vers une baisse, à l'inverse de la chaux qui marque le passage à la craie franche.

L'évolution géochimique ne montre plus dès lors de modification notable. La craie apparaît alors composée de 50% de CaO, 5% de SiO₂, 2% de Al₂O₃, 0,45 % de MgO, 0,6% de Fe₂O₃.

Ces résultats sont du même ordre que ceux publiés par Colbeaux et al. concernant la géochimie de la craie grise du Turonien supérieur (fig. 3.6).

Le passage du Turonien supérieur au Turonien moyen n'est donc pas marqué géochimiquement puisqu'on ne s'adresse pas aux marnes bleues caractéristiques du Turonien moyen.

Elément	SiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	P ₂ O ₅ %	CaO %	CO ₂ %	MgO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	Mn ppm	Ti ppm	Sr ppm	Total %	CaCO ₃ estimé
Concentration	4.20	0.42	0.53	0.06	52.00	41.40	0.39	0.06	0.05	240	140	290	99.2	94.2

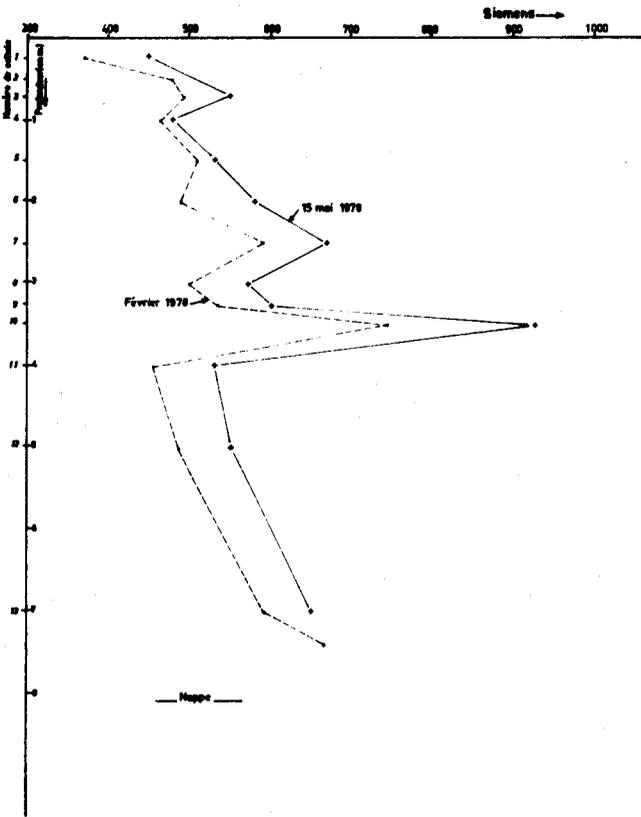
Figure 3.6 : Analyse géochimique d'un échantillon de craie grise franche du Turonien supérieur à Sainghin-en-Mélantois (Colbeaux et al. ; 1975).

La craie se compose ainsi de peu de silice devant le carbonate du calcium. Cependant la concentration en SiO₂ relativement plus élevée que celle des éléments caractéristiques des phyllites (alumine, fer, magnésium, sodium et potassium) confirme la présence de quartz.

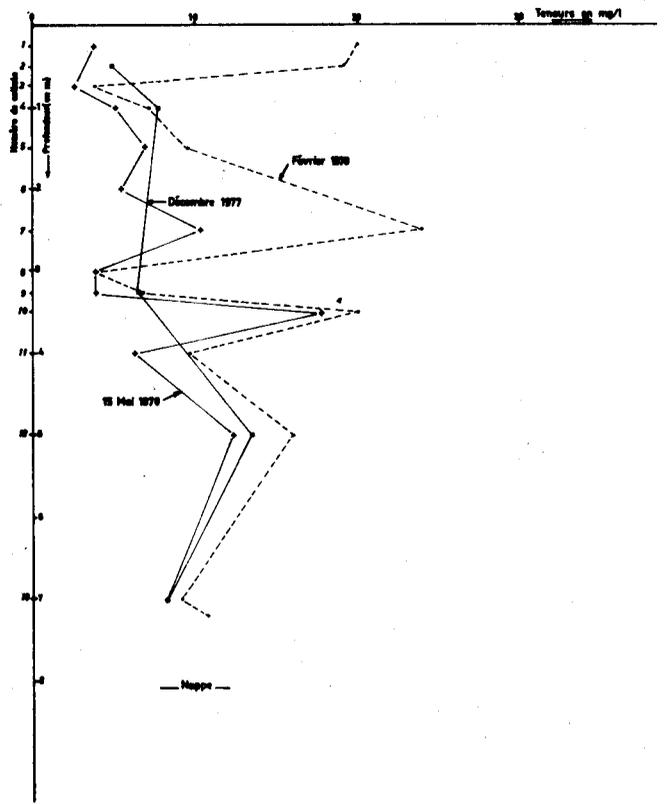
Au seul examen de cette succession d'horizons géochimiques nous allons essayer de mieux comprendre le rôle que doit avoir l'eau d'infiltration.

Figure 3.7 : Profil hydrochimique des eaux prélevées dans la zone non saturée : Conductivité, chlorures, nitrates, sulfates

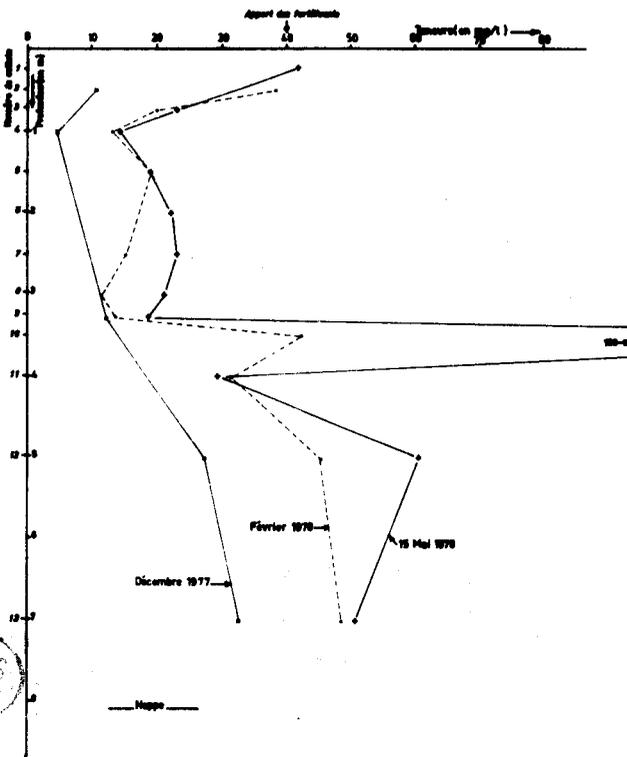
CONDUCTIVITE



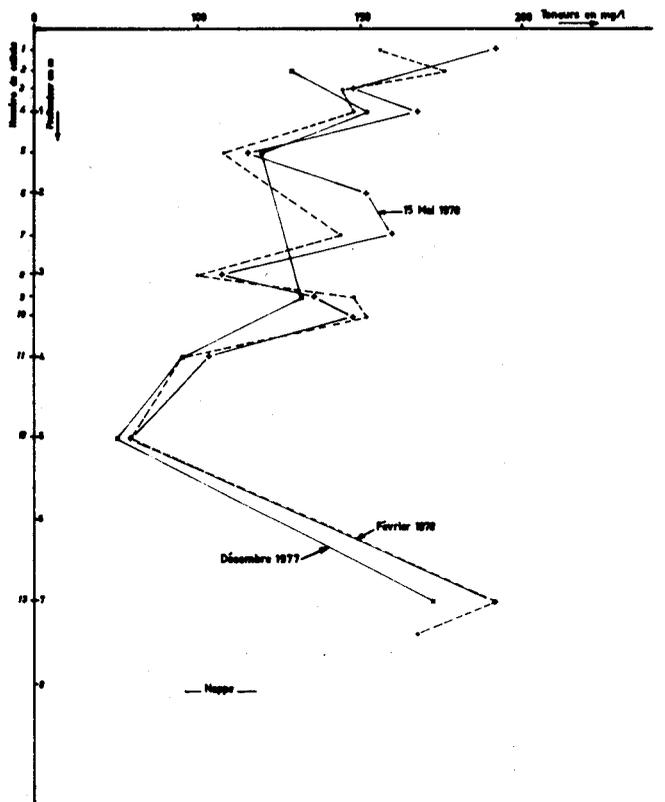
CHLORURES



NITRATES



SULFATES



BUS LILLE

La pluie, peu minéralisée et de pH acide (pH voisin de 4, KLESZCZ ; 1977, non publié) rencontre d'abord la terre végétale et son activité productrice de matières organiques et de gaz carbonique. Les acides humiques transportent vers le bas les lessivats des argiles qui commencent à être dégradés à partir de deux mètres de profondeur (Buffle ; 1977) : destruction des feldspaths, de l'illite, de la kaolinite. Par contre, la teneur en smectites augmente avec l'accumulation des montmorillonites provenant de la dissolution de la craie sous-jacente. Ces smectites favorisent les échanges cationiques (sodium et calcium) ou le remplacement d'ions dans les couches tétraédrique et octaédrique de leurs structures. La teneur en chaux augmentant, le pH devient un peu plus alcalin et la silice est emportée sous forme de silice amorphe. De même, la destruction des minéraux détritiques se manifeste par la chute des concentrations en métaux lourds (titane, manganèse).

La baisse à 2,7% de chaux indique la présence à 3,5 mètres d'un horizon d'argiles résiduelles de l'altération de la craie. Ceci est assimilable à un barrage géochimique (Bonte et Debrabant, 1973), et provoque en même temps que le ralentissement de la vitesse d'infiltration de l'eau, la précipitation de la plus grande partie des éléments en solution. La présence des smectites montre que cet horizon d'altération continue jusqu'à 4,5 mètres où la présence de la calcite devient très abondante.

Nous allons maintenant interpréter les résultats analytiques des échantillons d'eau interstitielle que nous avons recueillis en décembre 1977, mars 1978 et mai 1978, pour déceler les relations pouvant exister entre la roche, la solution et les paramètres régissant l'équilibre.

324 - Examen des résultats analytiques concernant les échantillons d'eau

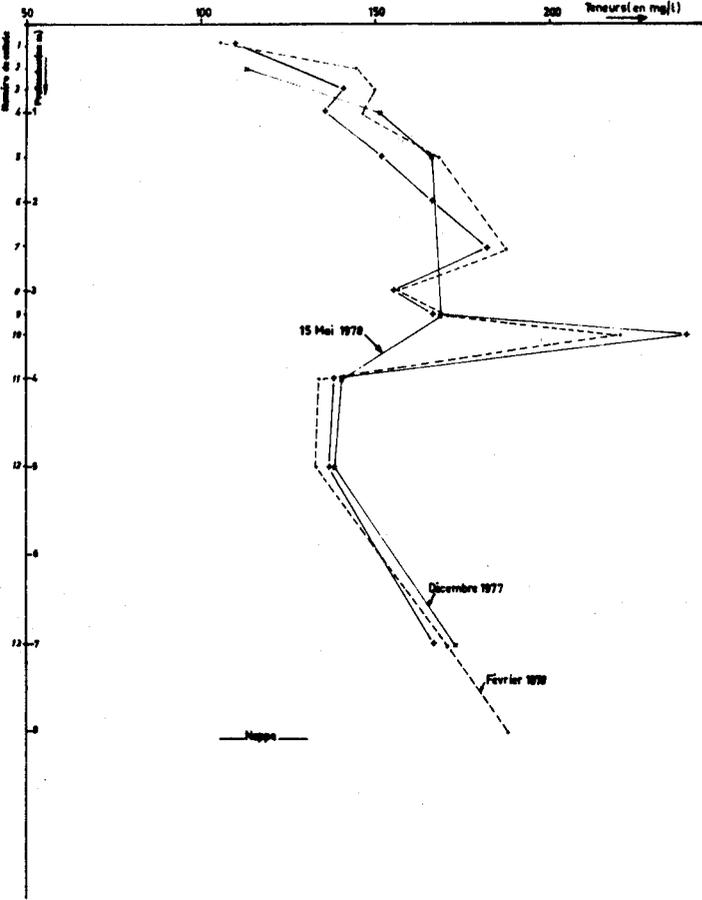
Etant tenu par le volume d'eau recueillie, les analyses et particulièrement celles des éléments-traces sont pratiquement toujours incomplètes. Nous avons donc tracé les profils d'évolution qui nous ont paru les plus intéressants :

- le profil de conductivité (fig. 3.7) montre une augmentation régulière de celle-ci jusqu'à la cellule 10 à 3,5 mètres de profondeur. La minéralisation de l'eau croît jusqu'à ce niveau qui est situé dans le niveau d'argiles résiduelles. Puis, il y a une chute brutale de minéralisation en 50 centimètres et celle-ci augmente à nouveau lors du transfert de l'eau dans la craie dite "sèche", jusqu'à l'arrivée dans la nappe. Le processus de la minéralisation observé à 3,5 mètres rappelle la concentration métallique observée dans les argiles de décalcification de la craie jouant le rôle de barrière de potentiel vis-à-vis des métaux (Bonte et Debrabant ; 1973),

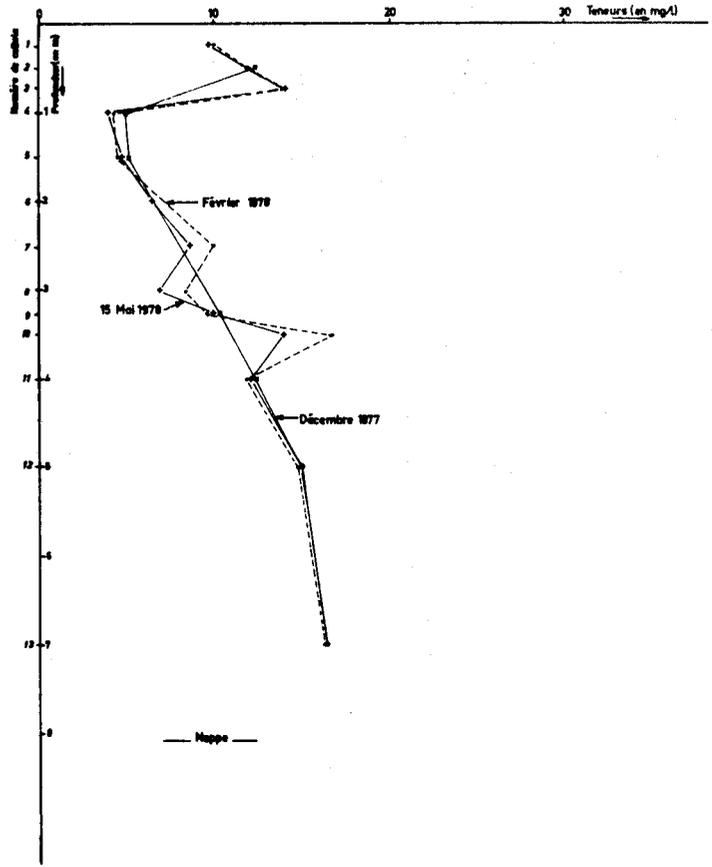
- l'allure de ce profil est généralement retrouvée pour la majorité des éléments analysés, en particulier la chute des concentrations lors du passage dans la craie.

Figure 3.8 : Profil hydrochimique des eaux prélevées dans la zone non saturée : Calcium, sodium, magnésium et silice

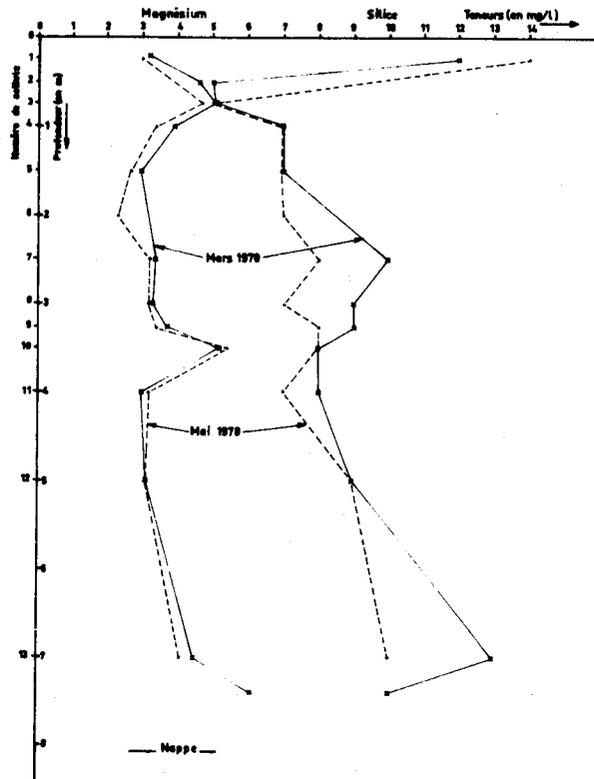
CALCIUM



SODIUM



MAGNESIUM-SILICE



On observe également dans le premier mètre sous la surface du sol que la minéralisation forme un pic qui disparaît ensuite. Ce bref phénomène se situe dans la zone d'activité biologique du sol, où les bactéries et les végétaux absorbent et rejettent les substances en les transformant, en particulier du gaz carbonique agressif qui provoque la mise en solution de certains minéraux.

- le profil des sulfates (fig. 3.7) montre une décroissance nette de la teneur quand on descend vers la nappe. Ceci montre que les limons et la craie ne doivent pas contenir de sulfates, et que ceux-ci proviennent entièrement des précipitations atmosphériques ou d'épandages d'engrais.

Nous n'avons d'ailleurs retrouvé que très peu de sulfates dans le terrain, et la teneur évoluant à l'inverse de celle de l'eau, il y a donc dépôt de sulfates lors du cheminement des solutions vers la profondeur.

L'augmentation brutale de la concentration sulfatée à la cellule 13 est certainement due à une diffusion à partir de la nappe, elle-même assez minéralisée. Ceci est concevable d'autant que l'orifice de la cellule 13 s'est trouvée, en février, très proche de la nappe lors de la remontée piézométrique.

L'évolution des chlorures (fig. 3.7) montre une succession de pics assez reserrés, qui peut correspondre au passage des impulsions d'origine atmosphérique. Ceci est assez curieux, compte-tenu de la capacité de diffusion des chlorures dans l'eau.

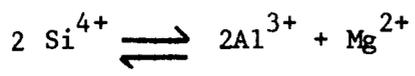
Les concentrations nitratées (fig. 3.7) chutent après le premier mètre de limons, puis marquent une forte augmentation à la cellule 10 pour atteindre progressivement la minéralisation observée dans la nappe (≈ 60 mg/l).

Le profil des concentrations en sodium (fig. 3.8) est plus régulier que celui des chlorures et marque cependant un pic de minéralisation à la cellule 10. L'évolution générale de la teneur restant en augmentation à partir de la cellule 4 à 1 mètre de profondeur, vers la nappe. Ceci concorde avec le lessivage du sodium observé précédemment.

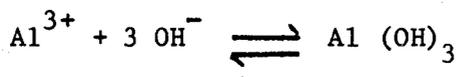
Les teneurs en calcium (fig. 3.8) suivent une évolution comparable aux autres éléments : l'attaque de la matrice limoneuse peut expliquer l'augmentation des concentrations, les diminutions de celles-ci étant gouvernées par les variations de solubilité des minéraux contenant du calcium et les phénomènes d'échanges de base.

Nous avons porté sur la figure 3.8 l'évolution conjointe de la silice et du magnésium ; dans le premier mètre de terrain, le lessivage de la silice est intense grâce à l'activité de la matière organique. Le pH restant acide, la silice précipite presque aussitôt alors que le magnésium continue de passer en solution. La dissolution de la silice reprend à partir de deux mètres de profondeur, le pH devenant plus alcalin par suite de l'augmentation de la teneur en chaux. Le magnésium évolue alors à l'inverse de la silice, ce qui témoigne de l'activité d'autres phénomènes, en particulier au niveau des argiles.

On peut imaginer un phénomène de remplacement isomorphe des ions silicium présents dans les tétraèdres des phyllites par des ions aluminium. Le déficit des charges électriques serait comblé par l'incorporation dans les couches octaédriques de magnésium selon la réaction :



Le remplacement d'ions et le rééquilibrage électrique qui s'ensuit peut s'inverser à l'arrivée des solutions dans l'horizon d'argile résiduelle de la craie, à forte teneur en montmorillonite. C'est alors de l'aluminium et du magnésium qui s'échappent, la teneur en silice baissant dans l'eau à l'inverse de la concentration en magnésium ; l'aluminium, instable à pH neutre précipite sous forme d'hydroxyde $\text{Al}(\text{OH})_3$ suivant la réaction :



Le passage au milieu d'altération de la craie, puis à la craie franche, provoque une baisse simultanée des teneurs en silice et magnésium ; puis l'attaque progressive de la craie charge l'eau d'infiltration en silice et magnésium sous l'influence du pH alcalin favorable à la solubilisation de silice.

La similitude d'évolution de la plupart des courbes pour des concentrations différentes incite à voir une influence de la teneur en eau des terrains, la minéralisation de l'eau contenue dans les pores ou les fissures étant répartie suivant les différents types d'eaux (eau liée, eau piégée dans les pores, eau pelliculaire). Sous l'effet de la dépression infligée par les cellules, le terrain perd son eau suivant la hiérarchie des forces retenant l'eau à la roche (eau libre, puis eaux piégée, l'eau pelliculaire nécessitant des forces importantes pour son extraction). Les écarts constatés dans les teneurs en éléments dissous suivraient ces variations du type d'eau entraînée par la dépression.

Les variations peuvent également être dues aux différences de volumes d'eau, pour des solutions initiales de concentration identique ; l'effet de la dilution donnant des teneurs moins importantes. Ainsi si les concentrations ont baissé sans raison apparente, la minéralisation pondérée par les volumes d'eau mis en jeu devrait redonner les mêmes résultats.

En tout état de cause, il est probable que la concentration des solutions au niveau de la cellule 10 (3,5 m) est en rapport avec la présence d'argiles résiduelles de l'attaque de la craie qui, en retardant l'infiltration de l'eau, favorise l'accumulation des ions en solution au moyen d'une modification des conditions géochimiques et minéralogiques (présence de smectites, présence simultanée de minéraux argileux et de calcite).

Les analyses chimiques ont également porté sur d'autres éléments (annexe X) On retrouve à des doses mesurables de l'ammoniaque, qui disparaît ensuite dans la nappe, du fluor qui ne montre pas de variations particulières et du strontium. Ce dernier présente un pic de concentration à la cellule 10 (0,37 ppm), tout comme le calcium qui a un comportement hydrogéochimique similaire. Quant il était possible de le faire, quelques éléments traces ont été dosés au ppb près. C'est le cas du fer (de 2 à 4 ppb), du manganèse (de 3 à 6 ppb), du zinc (35 à 72 ppb). Tout ceci ne présente pas de différence chimique marquée avec une eau de la nappe de la craie.

325 - Interprétation des données

Si la différence de lithologie doit être à l'origine de ces changements dans l'évolution chimique de l'eau, il est nécessaire de faire appel aux calculs pour mettre en évidence les phénomènes.

Nous avons également effectué une recherche sur la composition chimique de l'eau de pluie, afin d'avoir un état initial du chimisme de l'eau.

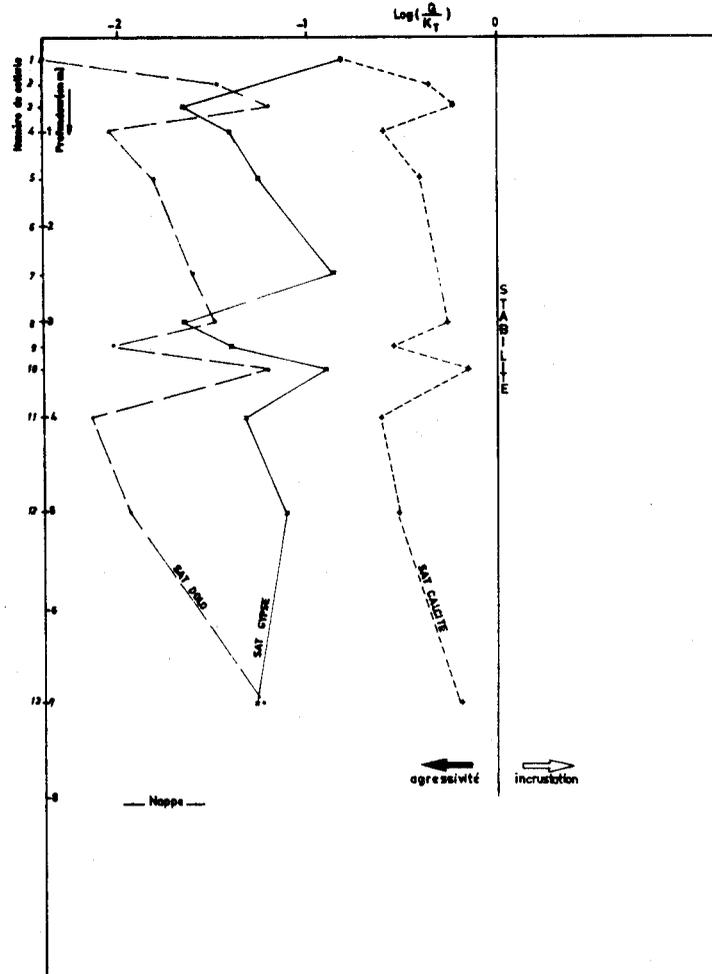
3251 - Saturation en minéraux dissous

Dans le bilan chimique, ce sont les diverses formes de carbonates qui dominent la minéralisation de l'eau ; ce sont également ceux-ci qui imposent leur équilibre chimique au milieu aqueux.

Nous avons calculé (programme HYCHIM) la stabilité des ions en solution par rapport à la calcite, la dolomite et au gypse, qui sont les principaux minéraux pouvant exister dans les conditions hydrogéochimiques de la nappe de la craie.

Profil de saturation en CALCITE, DOLOMITE et GYPSE

Figure 3.9 : Profil figurant l'évolution de la saturation en calcite, dolomite et gypse selon la profondeur



On observe sur la figure 3.9 que c'est la calcite qui est la plus proche de la stabilité, suivie du gypse et de la dolomite. Dans le premier mètre à partir de la surface (4 premières bougies poreuses), la calcite et la dolomite évoluent vers la stabilité, alors que le gypse va dans le sens inverse. Ceci est en relation avec la teneur en calcium (augmentation dans le premier mètre) et en sulfates (baisse de la teneur).

L'activité biologique produisant de l'acide carbonique, celle-ci augmente la saturation en calcite dans le premier mètre de limons. Après une augmentation de l'agressivité par rapport aux trois minéraux étudiés, il y a évolution lente vers la stabilité grâce à la mise en solution du calcium jusqu'à la cellule 10, qui marque le maximum de stabilité pour la calcite, la dolomite et le gypse. Au-delà de l'interface limon-craie, on note la baisse conjointe de la stabilité vis-à-vis des trois minéraux et de la minéralisation en sulfates et en calcium, puis une nouvelle évolution vers la stabilité sauf pour le gypse.

Au niveau de la cellule 10, les trois minéraux étudiés présentent un maximum de stabilité, grâce à une forte teneur en ions dissous.

Au passage dans la craie, le changement de minéralogie modifie complètement les conditions hydrogéochimiques : disparition des particules argileuses, seules restant les montmorillonites de la craie; passage dans un milieu à dominante carbonatée calcique et également modification des propriétés physiques du terrain ; surface spécifique, porosité de fissure au lieu d'une porosité de grains.

Les variations du pH mesuré dans l'eau sont assez faibles ($6,75 < \text{pH} < 7,75$) et ne reflètent certainement pas les conditions de pH présentes dans le terrain.

326 - Apport de minéralisation extérieur au milieu : les pluies et les fertilisants

La qualité chimique des pluies, de même que la pluviométrie, ont fait l'objet d'une surveillance en 1977-1978 (JP. Kleszcz ; non publié).

Une station pluviométrique a été installée à cet effet à Lezennes, à deux kilomètres au Nord-Ouest du site expérimental de Sainghin. Nous avons interprété les données recueillies pour calculer les concentrations en calcium, nitrates et sulfates apportée par les précipitations, compte tenu de l'évapotranspiration. Celle-ci a été calculée suivant l'hypothèse de Thornthwaite pour la station pluviométrique et thermométrique de Lesquin.

Nous avons reporté en figure 3.10 la composition chimique de quelques échantillons d'eau de pluie recueillie.

Pour simplifier le raisonnement, nous n'avons tenu compte que des résultats des analyses chimiques des pluies des mois d'avril 1977, juillet 1977, novembre 1977 et janvier 1978. Les calculs sont effectués de la manière suivante :

L'échantillonnage des eaux de pluie étant journalier, chaque concentration en milligrammes par litre est multipliée par le volume de l'eau précipitée. La somme des concentrations obtenue est divisée par la somme des précipitations, ce qui donne une teneur moyenne en ions pour le mois considéré.

Dans l'eau de pluie, la teneur en azote se trouve presque entièrement sous forme d'ammoniaque (fig. 3.10). Nous avons donc transformé celle-ci en concentration nitratée afin d'avoir des données comparables avec les eaux souterraines.

Le dernier calcul a consisté à tenir compte de l'évapotranspiration: connaissant le volume d'eau effectivement infiltrée dans le sol, on peut donc multiplier la concentration déjà obtenue par un facteur I ($I = \frac{\text{volume d'eau précipitée}}{\text{volume d'eau infiltrée}}$).

	Dates			
	19-1-78	12-4-77	29-7-77	11-11-77
Hauteur de pluie (mm)	21	14,8	33	162
PH	4,2	6,05	4	4,4
Conductivité MOHS/cm	900		80	33
SO ₄ ⁻⁻	156	19	15	4
Cl ⁻	178	9	1,45	3
NO ₂ ⁻	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
NO ₃ ⁻	24,2	3,7	14,3	<0,5
NH ₄ ⁺	11,9	2,16	3,6	0,45
Na ⁺	96	5,01	0,6	1,38
K ⁺	4,3	0,49	0,3	0,27
Ca ⁺⁺	45	4,4	2,7	0,64
Mg ²⁺	16,1	0,96	0,12	0,16
F ⁻	1,8	0,09	0,06	
Cu		0,02	0,01	
Mn		<0,05	<0,05	
Pb		0,03	0,04	
Zn		1,9	0,23	
Fe		0,34	0,1	
Cd		0,012	0,0014	
Ni		<0,01		
Hg		<0,001		
Al		0,11	0,1	
I		<0,01		
Cr ⁶⁺		<0,005	<0,005	

Figure 3.10 : Composition chimique de quelques eaux de pluie à Lezennes (Nord) d'après JP. KLESZCZ ; 1978 (non publié)

Remarque :

Les infiltrations efficaces étant nulles en juillet, il faudrait considérer que les ions sont déposées à la surface du sol pour être reprises par la suite.

	SO ₄ ⁻⁻	NO ₃ ⁻	Ca ⁺⁺
Avril 1977	141,5	76,5	83,4
Juillet 1977	13,8	18,3	2,7
Novembre 1977	56,7	1,3	19
Janvier 1977	163	4,8	11,4

Figure 3.11 : Composition chimique calculée des solutions pénétrant effectivement dans le sol

Les résultats (fig. 3.11) montrent que le calcium pénétrant effectivement dans le sol peut atteindre 83,4 mg/l en avril, les sulfates atteignent 163 mg/l en janvier et les nitrates 76,5 mg/l en avril.

Il est évident que ces calculs ne sont que des approximations seulement destinées à se faire une idée du rôle de la pluie dans la minéralisation de l'eau percolant dans le sol. Mais un examen des analyses effectuées sur l'eau recueillie dans les bougies les plus proches de la surface montre des résultats similaires :

teneur en Ca^{++}	:	de l'ordre de 105 mg/l
teneur en NO_3^-	:	de l'ordre de 40 mg/l
teneur en SO_4^{--}	:	de l'ordre de 150 mg/l

Le calcium et, à un moindre degré, les nitrates ne sont pas expliqués uniquement par l'apport minéral contenu dans les précipitations. Si le calcium peut provenir de l'attaque du carbonate de calcium, la teneur en nitrates ne peut provenir que de l'activité biologique des sols et des fertilisants épandus par l'agriculteur propriétaire du terrain.

Hébert (1974) a recherché la composition chimique théorique d'une eau lessivant un sol fertilisé par de l'azote en excès:

En tenant compte de l'évapotranspiration et à partir de données statistiques sur l'importance des épandages d'engrais et de fumier, l'auteur calcule que la concentration moyenne d'une eau s'infiltrant sous une surface cultivée en céréales s'établit autour de 9 mg/l d'azote, soit 40 mg/l de nitrates.

Sur le profil montrant l'infiltration des nitrates (fig. 3.7) on constate qu'en février et mai, la teneur nitraté observée dans les cellules I et 2 s'établit autour de 40 mg/l, ce qui offre une bonne concordance avec le calcul.

Remarque :

Il serait intéressant de doser isotopiquement ce nitrate, un delta ^{15}N voisin de 0 étant caractéristique du lessivage d'engrais de synthèse en excès.

327 - Conclusion

La conclusion essentielle qui se dégage de cette étude se trouve dans la constatation de la modification de comportement des éléments en solution dans les eaux interstitielles, au niveau du passage limon-craie.

Ce phénomène est expliqué partiellement par la forte différenciation des caractéristiques physiques, minéralogiques et géochimiques.

Les caractères physiques sont la granulométrie de deux matériaux, leur teneur en eau, la taille des pores ou fissures de la roche et la surface spécifique des minéraux.

Enfin, les caractères géochimiques sont les différences de composition chimique des roches, en relation constante avec la composition chimique de l'eau, le pH et le Eh.

On peut ainsi effectuer, à l'aplomb de l'aquifère étudiée, la zonation suivante :

1ère zone : de 0 à 1 mètre de profondeur : zone d'activité biologique, avec transformation de l'azote reçue des précipitations atmosphériques et activité maximale des acides humiques et de la température ; l'eau acide lessive les minéraux argileux, les acides humiques transportant les colloïdes qui reprécipitent sous l'action du pH

2ème zone : de 1 à 2,75 mètres : zone de limon, contenant une grande quantité d'argiles et donc de minéraux favorisant les échanges entre anions de l'eau et cations de la roche.

Les limons sont lessivés et la destruction progressive des illites et de la kaolinite peut s'accompagner de changements ioniques au sein des couches tétraédriques et octaédriques des minéraux phylliteux.

3ème zone : de 2,75 à 4,1 mètres : zone d'altération ou marnettes au sens large.

Cette couche de marnettes S.L. peut se décomposer en deux horizons principaux : un horizon d'argiles à forte teneur de smectites provenant des insolubles de la craie (2,75 à 3,75 mètres). C'est à ce niveau que l'on observe une accumulation de tous les éléments, sauf de la chaux, autant dans l'eau que dans la matrice; l'argile résiduelle formant un barrage géochimique (Bonte et Debrabant, 1973) et hydrochimique. Ce phénomène est favorisé par le ralentissement des solutions percolant dans le terrain. Le deuxième horizon est constitué d'un mélange de granules de craie, d'argile résiduelle et de silex : ce sont les marnettes S.S.

4ème zone : de 4,1 mètres à la nappe : c'est la craie marneuse du Turonien moyen, donc une matrice à dominante carbonatée calcique.

Il semble donc que les principaux phénomènes modificateurs de la chimie des solutions soient le pH, la minéralogie des argiles et la géochimie générale de la matrice. Il y a également les phénomènes plus locaux, comme l'activité bio-organique, les variations de température ne devant intervenir que près de la surface du sol.

Ces paramètres seront également ceux qui régissent la chimie de l'eau de la nappe de la craie, mise à part la teneur en eau. C'est ce que nous allons tenter de mettre en évidence dans la suite de l'étude.

Pour l'avenir, on peut faire beaucoup de remarques sur la qualité des méthodes employées : ainsi, il est préférable de faire des profils hydrochimiques sur des échantillons carottés à sec, avec extraction de l'eau d'imbibition des roches par centrifugation (Young et al. ; 1976) : les mesures de pH et de Eh seraient ainsi beaucoup plus représentatives du milieu qu'une eau ayant décanté pendant une semaine dans une bougie poreuse. Inversement, le volume d'eau à analyser serait bien moindre.

Le bref examen des analyses chimiques des eaux d'infiltration dans la zone non saturée montre l'intérêt qu'il y aurait d'interpréter l'hydrochimie en tenant compte du volume d'eau réellement présent dans le terrain. Ceci constitue une prochaine voie de recherche, le site expérimental étant équipé de tensiomètres implantés régulièrement sur le profil de terrain et permettant de suivre l'évolution des pressions de l'eau interstitielles.

Le site est également équipé de tubes verticaux dans le but de faire des mesures de teneur en eau à la sonde neutronique et permettre ainsi d'améliorer la compréhension des mécanismes du transfert de l'eau dans la zone non saturée. Il serait enfin intéressant de procéder à des traçages chimiques artificiels sur plusieurs années.

33 - Pollution de la nappe de la craie par la présence d'une décharge d'ordures ménagères

331 - Introduction

A une quinzaine de kilomètres au Sud-Est de Lille se situe l'ancienne carrière de Fretin. Implantée dans le Turonien supérieur, cette carrière a été progressivement comblée par des ordures ménagères provenant de la ville de Lille. La piézométrie de la nappe de la craie et la structure des couches crétacées montrent que l'on se trouve sur le flanc Sud du dôme du Mélantois, en zone d'alimentation de la nappe à

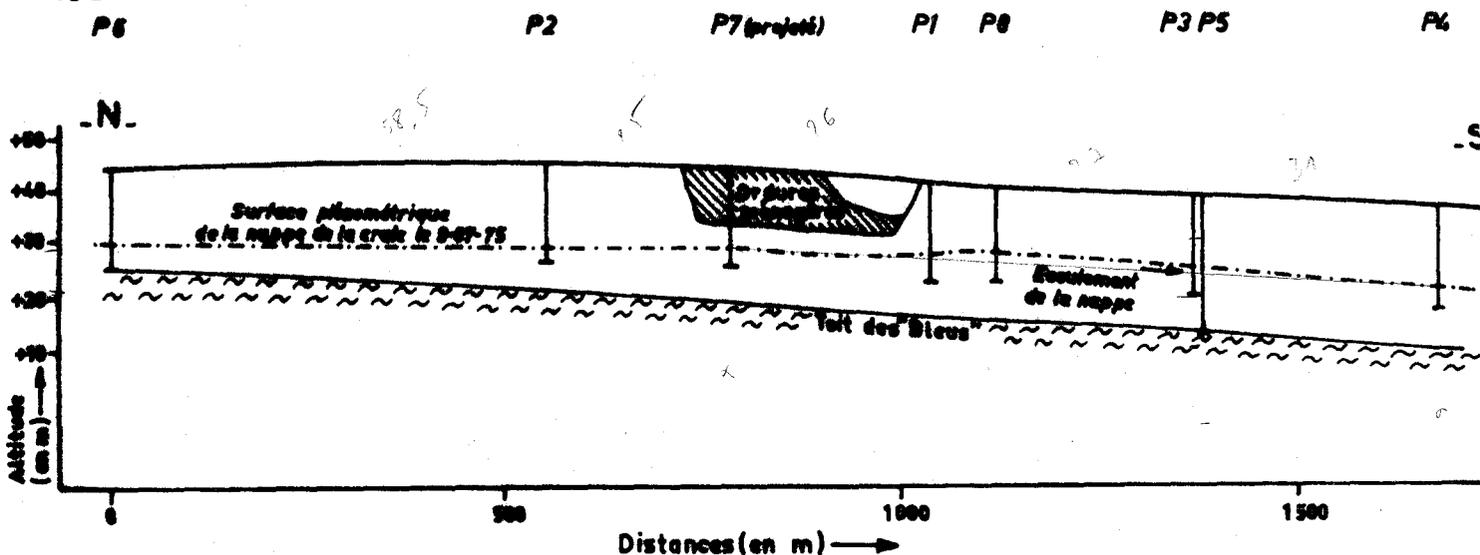


Figure 3.12 : Coupe effectuée selon la ligne de courant passant par la décharge

partir des précipitations atmosphériques. La piézométrie relevée le long d'une ligne de courant traversant la décharge montre que la nappe est peu profonde et que son épaisseur varie de cinq mètres au Nord de la décharge, à quinze mètres au Sud (fig. 3.12).

10 piézomètres, notés de P1 à P10, implantés de façon à intéresser l'étendue du halo de pollution en aval et en amont de la décharge avaient pour but de reconnaissance géologique du site, la surveillance piézométrique et le prélèvement d'échantillons d'eau de nappe pour les analyses chimiques et isotopiques. Cette étude fait suite à de précédents travaux publiés par ailleurs (Bernard ; 1976, 1977).

332 - Nature et comportement des déchets

Les déchets entreposés dans la carrière sont de nature très diverse ; ils comprennent des ordures ménagères, des produits chimiques, des gravats, des déblais et certains produits liquides comme des eaux provenant de l'assainissement d'égouts.

Ces déchets, épais d'une dizaine de mètres, sont le siège de décompositions intenses et sont traversés par les eaux d'imprégnation et les eaux pluviales. Afin de mettre en évidence l'intense activité de ce milieu, deux thermographes suivaient l'évolution de la température dans les ordures, avec des sondes disposées à 1,5, 3,5 et 5,5 mètres de profondeur.

Dans des ordures dont la mise en dépôt remonte à plus de cinq années, la température obtenue après stabilisation est de 32° C à 5,5 mètres, 22° C à 3,5 mètres et 20° C à 1,5 mètre. Dans des ordures récemment déposées, la température monte à 38° C à 5,5 mètres, 25° C à 3,5 mètres et 27° C à 1,5 mètre ; c'est la conséquence de l'augmentation de la fermentation bactérienne et le développement d'un milieu anaérobie.

Ce milieu provoque le développement de souches microbiennes qui empruntent l'oxygène aux sulfates, nitrates et au gaz carbonique, avec production d' H_2S , de CH_4 et de NH_3 . Par ailleurs, la réduction intense des sulfates provoque l'apparition de sulfures de fer qui noircissent les déchets.

333 - Conséquences sur la bactériologie et l'hydrogéochimie de la nappe de la craie

Les analyses bactériologiques de l'eau de nappe ont révélé la présence de germes anaérobies au niveau du P7 et du P8, mais par ailleurs tous les piézomètres ont montré une eau polluée bactériologiquement.

Une conséquence directe de cette importante activité bactérienne est l'augmentation de la température de l'eau de nappe. Ainsi, au piézomètre 7, au droit de la décharge, l'eau atteint $17,6^{\circ}C$, soit $5^{\circ}C$ de plus que la température de l'eau au piézomètre 6, en amont de la nappe.

Au P1 la température est toujours élevée ($14^{\circ}C$), et au P8 (à 80 mètres du P1) elle est retombée à la moyenne de la nappe de la craie ($11,5^{\circ}C$). Les conditions chimiques particulières de la nappe de la craie sous la décharge (milieu réducteur) sont donc dues en majeure partie à l'activité bactérienne intense, plutôt qu'à une dissolution au sens strict des éléments métallifères déposés.

La figure 3.13 donne un aperçu de l'influence de la décharge sur la minéralisation de la nappe. On note l'augmentation générale de tous les éléments analysés (sauf SO_4^{2-} et NO_3^-) et principalement du sodium, du calcium, du potassium et des chlorures.

Les ions sulfates ne sont en grande quantité que dans les piézomètres entourant la décharge, les sulfates étant réduits en majeure partie au P7. De même, il n'y a pas de nitrates au P7, mais de l'ammoniaque et des nitrites, les nitrates évoluant en antagonisme avec l'ammoniaque.

* Remarque : La surveillance chimique dans le temps des piézomètres n'ayant pas révélé de changement important dans l'évolution des concentrations, nous avons examiné le comportement des éléments chimiques sans tenir compte de la date de prélèvement.

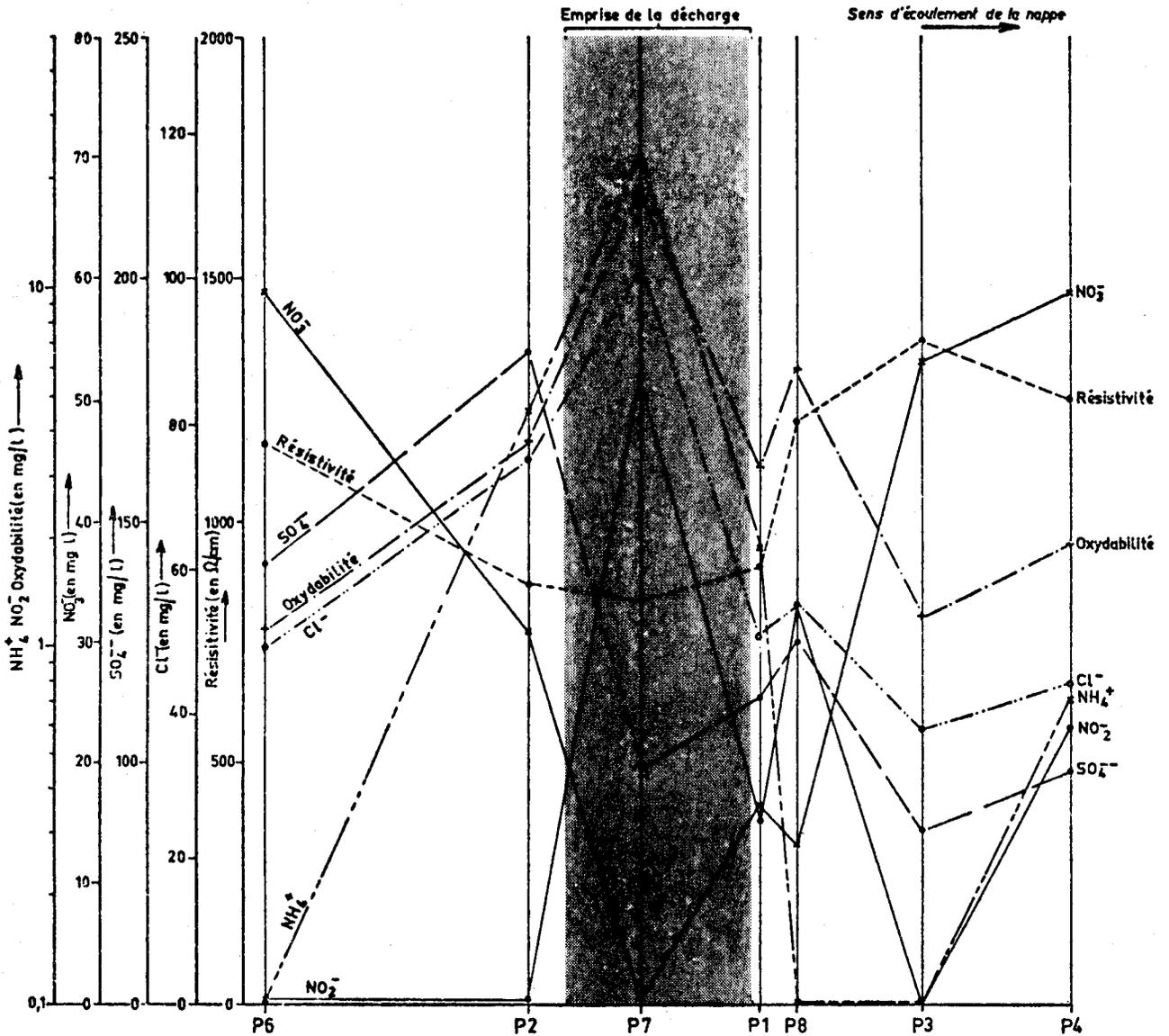


Figure 3.13 : Evolution des terrains des principaux ions selon la ligne de courant passant par la décharge

La dispersion des substances dissoutes est appréciée sur la carte des chlorures (fig. 3.14). Celle-ci fait apparaître le phénomène de diffusion centripète des ions provoquant un gradient de concentration identique en amont et en aval sur une emprise de 500 m autour de la décharge. La diffusion moléculaire prend d'autant plus d'ampleur que la vitesse de circulation de l'eau est faible et que le gradient des concentrations est élevé, ce qui est le cas présentement.

La figure 3.15 indique une augmentation de la teneur en silice dans la nappe sous la décharge. La craie contenant peu de silice (2 à 6% ; Colbeaux et al. ; 1975) cette augmentation peut soit provenir de l'attaque de la craie par l'eau rendue agressive, soit du lessivage des ordures disposées dans la carrière (Matthess ; 1976, Oakes ; 1976).

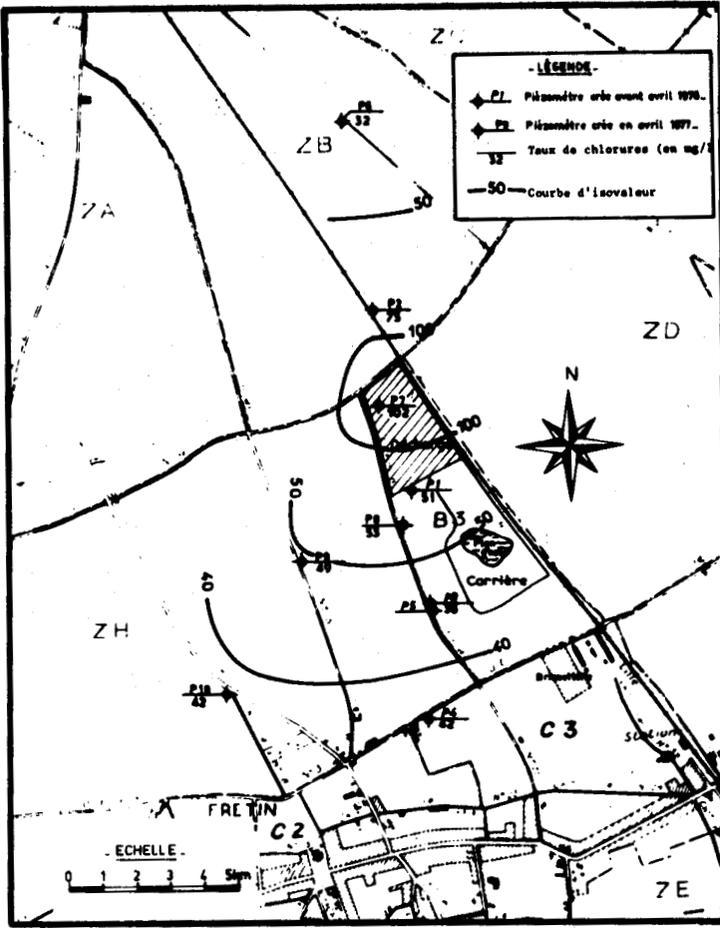


Figure 3.14 : Carte des chlorures à Fretin

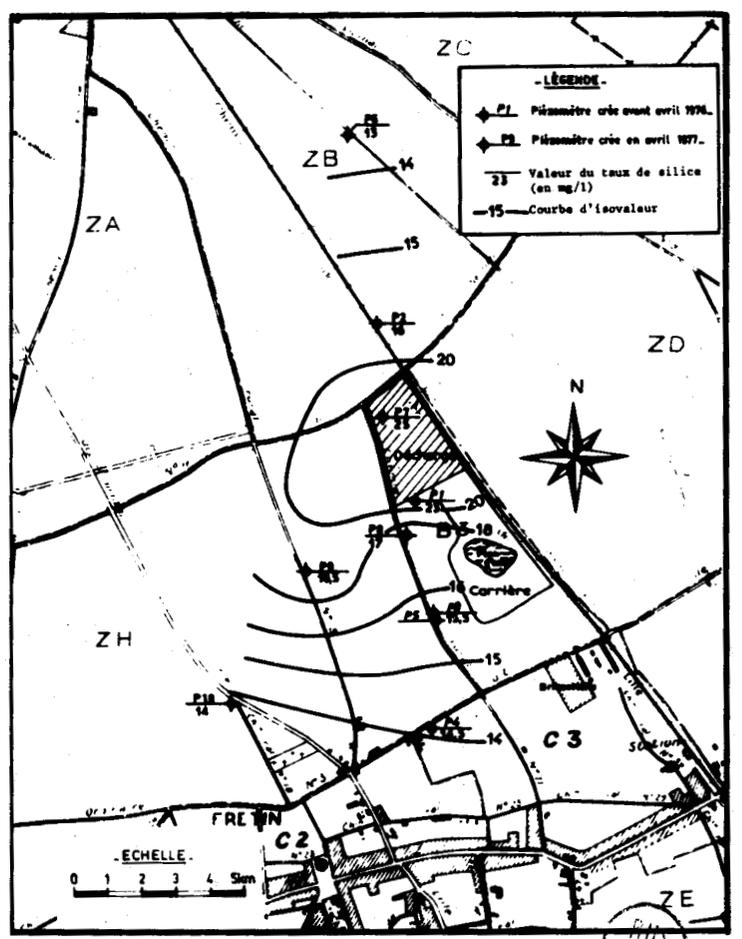


Figure 3.15 : Carte de la silice à Fretin



Le profil d'évolution des composés azotés est typique des conditions réductrices de l'eau. On note cependant que le retour à des conditions oxydantes ne provoque pas l'oxydation complète de l'ammoniaque et des nitrites, qui peuvent être stabilisées sous forme de complexes (Nitrosamines) dans l'eau. La présence d'ammoniaque peut également complexer des métaux, en particulier le fer.

Afin d'examiner l'apport d'azote à partir de la décharge, nous avons effectué le bilan azoté des prélèvements effectués le 6/6/1977 (fig. 3.16) :

Piézomètre	P6	P2	P7	P1	P8	P3	P4	P10
Azote en mg/l	13,954	8,621	31,832	5,192	0,7	13,305	14,005	14,519

Figure 3.16 : Bilan azoté de l'eau prélevée le 6/6/1977

Il est curieux de constater que les teneurs azotées dans l'eau en amont (P6) et en aval (P4) de la décharge sont comparables, mais que par contre au P7 la concentration monte à 31 mg/l, pour redescendre à 8 mg/l au P2 et 0,7 mg/l au P8.

Si l'apport d'azote à partir des matières organiques est démontré au P7, cette baisse du bilan azoté aux piézomètres limitrophes à la décharge paraît inexplicable, sinon par une réduction de l'ammoniaque en azote libre qui se dégagerait, ou par le dégagement d'ammoniaque. De même la déperdition de gaz H_2S provoque une perte de sulfates.

La dernière des conséquences importantes de la réduction bactérienne provoquée par la présence d'un milieu réducteur dans l'eau, est la mise en solution de métaux lourds (Golwer et al. ; 1976) : nous avons ainsi recherché la présence de Pb, Zn, Cd, Ni, Cr, Cu, Mn et Al pour lesquels nous avons tracé les profils d'évolution des teneurs (fig. 3.17). On constate que l'aluminium et le manganèse ont une teneur proche de 1 mg/l. Le fer est également présent à fortes concentrations au P7 (7,7 mg/l). Le domaine de variation du fer a été examiné à l'aide des diagrammes Eh/pH (voir figure 2.31) :

Si les points représentatifs de la plupart des piézomètres ne s'éloignent pas du point (pH = 6, Eh = -0,2), ce n'est pas le cas des points caractéristiques du P7 et des effluents percolant à travers les ordures (pH = 7, Eh = +0,284 V ; Bernard, 1975). Ces derniers points sont situés dans le domaine de stabilité du sulfure de fer $Fe S_2$, responsable avec la matière organique de la couleur noire des ordures.

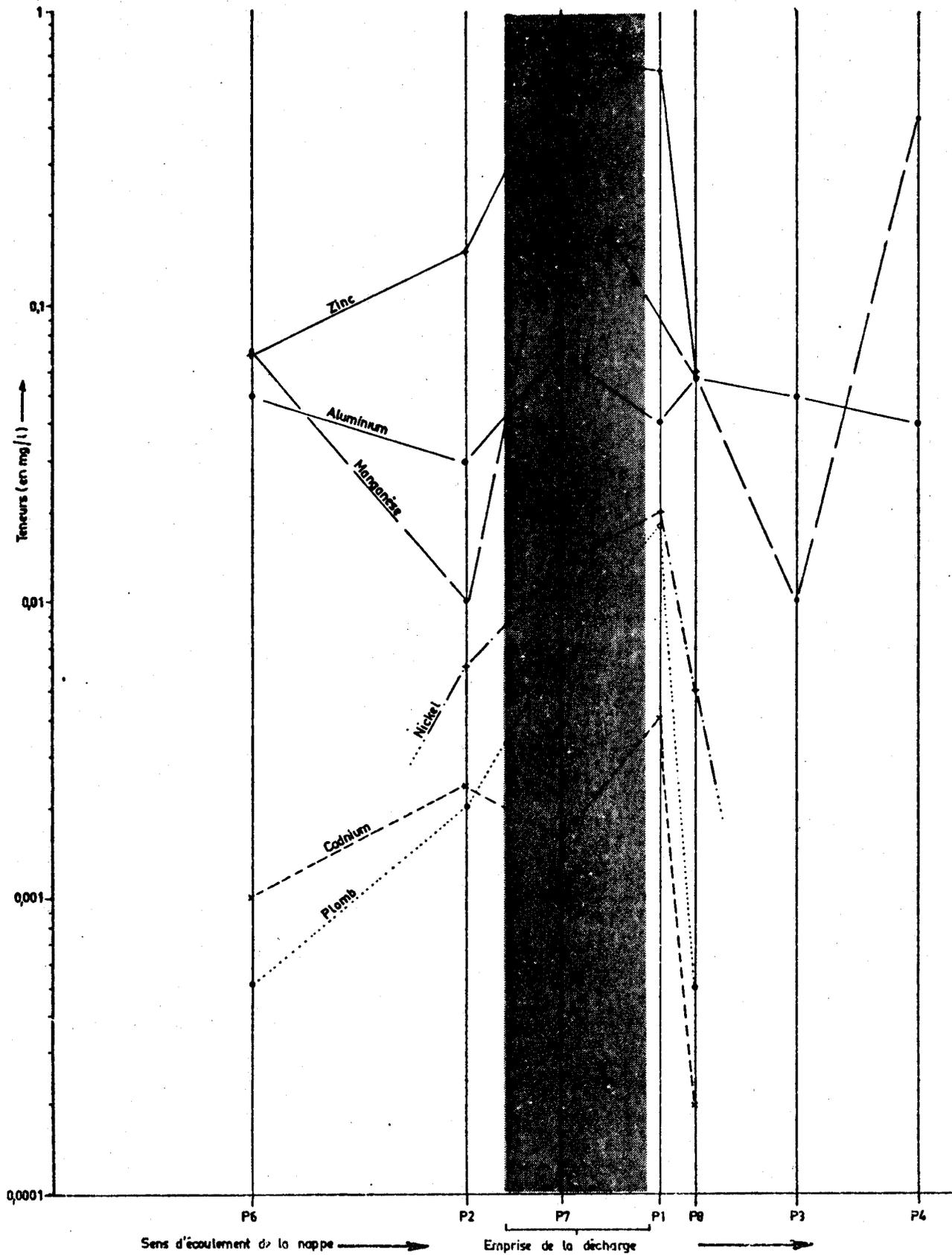


Figure 3.17 : Evolution des teneurs en métaux lourds selon la ligne de courant passant par la décharge

Sur la figure 3.17 on note la faible augmentation de la teneur en aluminium (surtout sensible aux variations de pH) devant celle du manganèse et du zinc et surtout son indépendance relative vis-à-vis des conditions du milieu.

Les teneurs en zinc, nickel, cadmium et plomb, augmentent très fort au passage dans la zone d'emprise de la décharge, mais les plus fortes concentrations se trouvent au P8, soit juste à l'aval de la décharge. Il semble donc que le milieu favorable à la solubilisation des métaux lourds soit déplacé vers l'aval-nappe, sous les déchets. Cette zone correspond d'ailleurs à l'utilisation actuelle de la carrière, le piézomètre 7 étant creusé sous les ordures anciennement déposées.

334 - Conclusions

La conséquence première de la mise en dépôt de déchets ménagers sur une telle épaisseur est la prolifération bactérienne en milieu anaérobie. Cette particularité se communique localement à la nappe par l'intermédiaire des eaux de percolation, celles-ci constituant le vecteur de transport vertical de substances réduites très solubles et de gaz dissous.

L'influence de la décharge sur le chimisme de la nappe se distingue par une augmentation de minéralisation. Ce phénomène est modéré par la réduction des ions sulfates et nitrates, leurs concentrations dans la nappe à la périphérie de la décharge laissant penser à un passage à l'état gazeux (H_2S , NH_3 , N^2 , CH_4).

Les métaux lourds sont très solubles dans le milieu réducteur créé par les activités bactériennes et ils peuvent alors être complexés par des ions aminés. La complexation affecte également les ions nitrites et ammoniacales.

Lors du passage à un milieu oxydant, les métaux sont alors peu solubles et précipitent, une partie restant stable par suite de la complexation.

Le fait marquant de cette recherche demeure la constatation ^{de} réaction relativement rapide du chimisme de l'eau à une impulsion extérieure forte. En dehors de la zone d'influence directe de la décharge, augmentée du halo de diffusion, l'eau de la nappe de la craie retrouve un chimisme pratiquement équilibré. La présence simultanée à forte teneur de tous les ions rend à peu près impossible la reconnaissance du type d'influence extérieure si on ne la connaissait pas.

34 - Pollution de la nappe de la craie : recherche des pesticides, des hydrocarbures et des phénols

Nous ne disposons malheureusement que de données fragmentaires sur ce type de pollution.

Nous avons testé 24 forages d'AEP ou d'eau industrielle dans le Cambrésis, et effectué 4 recherches de ces polluants lors de leurs infiltrations dans les limons. Par ailleurs, la D.D.A.S.S. surveille régulièrement les éventuelles pollutions des captages d'A.E.P.

Le début de l'utilisation intensive de pesticides en agriculture s'est fait à peu près en même temps que la fertilisation des cultures par les engrais de synthèse, voici une vingtaine d'années.

Nous avons également testé quelques cours d'eau dont on sait la relation avec la nappe de la craie.

341 - Les pesticides

3411 - Généralités
.....

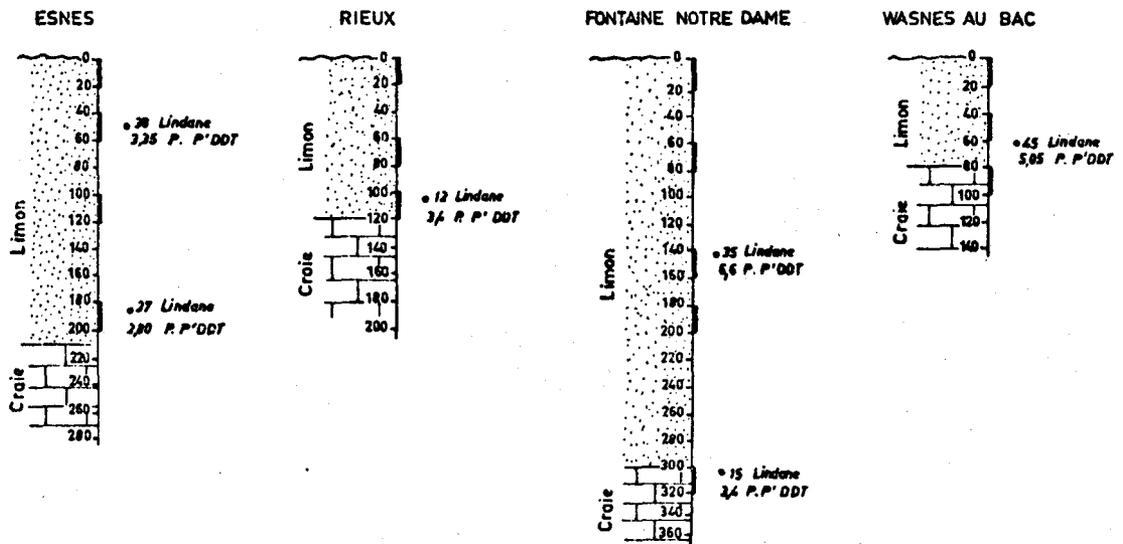
Le terme de "pesticides" englobe tous les produits utilisés pour lutter contre les organismes qui portent atteinte à la santé publique ; nous n'avons étudié ici que les produits insecticides et les herbicides utilisés en agriculture. De par la multiplicité des produits employés, leur détection dans l'eau pose de nombreux problèmes analytiques.

3412 - Les pesticides dans la nappe de la craie
.....

La recherche de pesticides dans la nappe de la craie s'est avérée négative sur tous les points étudiés, ce qui représente la majorité des captages d'A.E.P. du Cambrésis.

Plusieurs phénomènes peuvent expliquer ce résultat :

- très mauvaise solubilité des pesticides chlorés, la solubilité un peu meilleure des pesticides phosphorés étant amortie par leur faible stabilité,
- rétention de ces produits dans la zone non saturée constituée dans la plupart des cas par une couverture de limon sur la craie sèche plus ou moins fissurée,
- temps de transfert très long de ces produits dans la zone non saturée.



	Nappe craie	Torrent d'Esnes	Nappe craie	Erclin	Nappe craie		Nappe craie	Sensee
Lindane	< 0,02 ppb	. 07 ppb	< 0,02 ppb	. 07 ppb	< 0,02 ppb		< 0,02 ppb	?
P.P.'DDT	< 0,3 ppb	< 0,3 ppb	< 0,3 ppb	< 0,3 ppb	< 0,3 ppb		< 0,3 ppb	?
Tritium	12 UT	67 UT	12 UT	?	?		6 UT	41 UT

Figure 3.18 : Comportement des pesticides dans la zone non saturée à Esnes, Rieux, Fontaine-Notre-Dame et Wasnes-au-Bac.

3413 - Les pesticides dans les limons de recouvrement

Quatre sites ont été choisis pour examiner le comportement des pesticides, selon la profondeur dans la zone non saturée (fig. 3.18).

Les prélèvements d'échantillons de sols ont été effectués à la tarière à main dans l'épaisseur de limons recouvrant la craie.

La concentration des pesticides organophosphorés s'est toujours avérée inférieure au seuil de détection, soit 1 mg/kg, ce qui met en évidence leur faible stabilité. Par contre, la figure 3.18 montre que les pesticides organo-chlorés sont présents à des doses perceptibles, surtout le Lindane et le P.P.'DDT que l'on retrouve dans tous les échantillons analysés.

A Esnes, à 0,5 mètre, on retrouve 3,35 mg/kg de P.P.'DDT,
à Rieux, 3,4 mg/kg à 1 mètre,
à Fontaine-Notre-Dame, 6,6 mg/kg à 1,5 mètre,
et à Wasnes-au-Bac, 5,05 mg/kg, à 0,7 mètre de profondeur.

A Esnes et Fontaine-Notre-Dame, des échantillons profonds (1,9 mètre et 3,1 mètres) ont montré la présence de P.P.'DDT à des doses de 2,8 mg/kg et 3,4 mg/kg ; la teneur est moins importante qu'à faible profondeur, mais est très significative.

Le comportement du Lindane est similaire, mais à des concentrations plus faibles (de 0,1 à 0,5 mg/kg).

Nous n'avons malheureusement aucun élément permettant de dire comment la décroissance de teneur en organo-chloré s'effectue dans la craie, bien que la nappe à ces endroits ne contienne pas d'organo-chlorés à des doses mesurables.

342 - Les hydrocarbures et les phénols

Ces deux produits, s'ils ne sont pas comparables chimiquement, sont les témoins d'une pollution industrielle ou urbaine lorsqu'ils sont présents dans les eaux souterraines.

La toxicité des hydrocarbures n'est pas démontrée à faible dose pour l'homme, mais leur présence est gênante pour l'utilisation de l'eau, du point de vue odeur et saveur (pour l'eau d'A.E.P.) et qualité chimique (pour l'eau industrielle).

La présence de phénol dans l'eau (0,001 mg/l, soit le seuil de détection) la rend impropre à la consommation.

Le terme de phénol rassemble les composés hydroxylés du benzène que l'on analyse par une méthode de dosage dont l'étalon est le phénol.

Les produits phénoliques s'oxydent difficilement, s'adsorbent peu et diffusent facilement. Leur toxicité est actuellement discutée à faible concentration, mais l'inconvénient majeur de leur présence dans l'eau apparaît lors du traitement de l'eau par chloration. Il se produit alors des chlorophénols de saveur extrêmement désagréable et persistante, même avec des quantités de quelques microgrammes par litre.

Sur les 23 captages où ont été prélevés des échantillons d'eau, aucun n'a présenté des concentrations des trois polluants recherchés à des teneurs supérieures du seuil de détection, soit :

- 0,1 mg/l (en décane) pour les hydrocarbures,
- 0,01 mg/l pour les phénols.

35 - Conclusions

En étudiant le chimisme de la nappe de la craie en relation avec son aquifère, nous avons déjà constaté l'importance des modifications chimiques résultant de l'arrivée dans la zone saturée de solutions qui influencent parfois fortement l'équilibre ionique général de l'eau. Ce point est confirmé lors de l'étude des conséquences de la mise en dépôts de déchets proche de la surface piézométrique.

Par ailleurs, nous avons constaté que l'eau de pluie (minéralisée initialement) subissait d'énormes modifications chimiques en percolant dans les terrains de la zone non saturée, en particulier au niveau des accumulations de smectites résultant de l'altération de la craie. La minéralogie et la géochimie du milieu solide semble les paramètres gouvernant les équilibres chimiques du milieu aqueux par l'intermédiaire des modifications de pH (peut être de eH) et des échanges ioniques entre les argiles et les solutions.

La stratigraphie du site expérimental choisi (succession limons pléistocènes sur craie) est des plus courantes dans le Nord de la France. Nous avons ainsi pu constater que l'évolution chimique de l'eau n'est pratiquement plus affectée à partir du passage à la craie ; l'eau a déjà acquis les particularités principales de son chimisme qu'elle conservera dans la nappe. C'est donc la présence et l'épaisseur du manteau de limon argilo-sableux qui aura le plus de conséquences sur l'acquisition naturelle du chimisme de l'eau de la nappe de la craie dans la configuration étudiée à Sainghin-en-Mélantois. La nappe peut alors subir des impulsions chimiques locales, résorbées relativement rapidement (pollution d'origine humaine), ou régionales (épandages agricoles) qui concourent dans les deux cas à l'augmentation de la minéralisation générale de la nappe.

CHAPITRE IV

HYDROCHIMIE ISOTOPIQUE

41 - Généralités411 - Introduction

Tous les éléments chimiques en solution dans l'eau et la molécule d'eau elle-même, peuvent être analysées suivant la répartition de leurs isotopes. L'utilisation des abondances isotopiques est parfois très instructive en hydrogéologie, car elle complète fort utilement les analyses chimiques classiques (Pilot ; 1974, Rightmire ; 1974, Marcé ; 1978). De plus l'instabilité des isotopes radio-actifs ajoute la dimension du temps dans l'interprétation générale.

412 - Les isotopes stables

En 1947, Urey montre que les variations de composition isotopique des éléments peut résulter d'un "fractionnement isotopique" caractéristique de l'environnement de ces éléments comme de leur histoire. Ce fractionnement isotopique naturel n'aboutit jamais à une grande variation de composition ; la concentration en isotope lourd (généralement le moins abondant) est d'ailleurs très faible et les analyses consistent à mesurer des variations faibles d'une quantité elle-même petite. Comme les techniques de spectrométrie de masse ne permettent pas d'effectuer des mesures absolues avec suffisamment de précision, on procède par mesures relatives, c'est-à-dire que les mesures sur l'échantillon sont faites par rapport à un "étalon" de référence. On définit une valeur "delta" (δ) telle que :

$$\delta = \left[\frac{R \text{ échantillon}}{R \text{ étalon}} - 1 \right] \times 1000$$

avec $R = \frac{\text{concentration de l'espèce isotopique lourde}}{\text{concentration de l'espèce isotopique légère}}$

Si δ est positif, il y a enrichissement en isotope lourd,
et inversement,
si δ est négatif, il y a appauvrissement.

En hydrogéologie, les isotopes stables que l'on utilise actuellement, sont le deutérium, l'oxygène 18, le carbone 13, le soufre 34 et l'azote 15 (figure 4.1).

ISOTOPE	ISOTOPES STABLES				ISOTOPES RADIOACTIFS	
	² H(D)	¹⁸ O	¹³ C	³⁴ S	³ H(T)	¹⁴ C
Forme moléculaire	H ₂ O liquide, solide ou vapeur	H ₂ ¹⁸ O liquide, solide ou vapeur	¹³ CO ₃ H ⁻ ¹³ CO ₃ ⁼⁼ ¹³ CO ₂ ¹³ CO ₃ Ca	³⁴ SO ₄ ⁼⁼ ³⁴ SH ₂ ³⁴ SO ₄ Ca	H ₂ O liquide, solide ou vapeur	¹⁴ CO ₃ H ⁻ ¹⁴ CO ₃ ⁼⁼ ¹⁴ CO ₂ ¹⁴ CO ₃ Ca
Unité de mesure	δ ‰ R = $\frac{[D]}{[H]}$ (1)	δ ‰ R = $\frac{[^{18}O]}{[^{16}O]}$ (1)	δ ‰ R = $\frac{[^{13}C]}{[^{12}C]}$ (1)	δ ‰ R = $\frac{[^{34}S]}{[^{32}S]}$ (1)	U.T.	‰
Période (années)	/	/	/	/	12,26	5 730
Standard	SMOW (2)	SMOW (2)	P.D.B. (3)	C.D. (4)	1 U.T. = $\frac{^3H}{^1H} \cdot 10^{-18}$	Acide oxalique N.B.S. (5)
Valeur du standard	R = 158.10 ⁻⁶	R = 1 993,4.10 ⁻⁶	R = 11 237,2.10 ⁻⁶	R = 45 004,5.10 ⁻⁶	1 U.T. = 7,28.10 ⁻³ dpm/ml 1 U.T. = 3,28.10 ⁻³ pCi/ml	1,176.10 ⁻⁶ 13,56 dpm/g de C
Variations naturelles dans les eaux	+ 30 ‰ à - 150 ‰	+ 5 ‰ à - 20 ‰	+ 1 ‰ à - 30 ‰	+ 30 ‰ à - 30 ‰	Naturel : 10 à 20 U.T. Thermonucléaire : 20 à 1 000 U.T.	Naturel : < 85 ‰ Thermonucléaire : > 85 ‰

$$(1) \quad \delta \text{ ‰} = \left[\frac{R_{\text{ECHANTILLON}} - R_{\text{STANDARD}}}{R_{\text{STANDARD}}} \right] \cdot 1000$$

(2) SMOW : STANDARD MEAN OCEAN WATER

(3) P.D.B. : Bélemnite américaine du Crétacé de la Pee Dee formation, Caroline du Sud (U.S.A.)

(4) C.D. : Troilite (FeS) de la météorite du CANYON DIABLO (U.S.A.)

(5) N.B.S. : National bureau of Standards (U.S.A.)

Figure 4.1 : Caractéristiques des isotopes utilisés en hydrogéologie

En fonction des problèmes spécifiques de la nappe de la craie, nous avons utilisé dans le cadre de ce travail les répartitions isotopiques du soufre ³⁴S et l'azote ¹⁵N présents dans les sulfates et les nitrates dissous dans l'eau. Il s'agit donc de caractériser à l'aide de ces traceurs l'origine de la minéralisation de l'eau souterraine.

4121 - Le soufre des sulfates

Les isotopes du soufre les plus courants et donc les plus facilement mesurables sont le soufre ³²S "léger" (95%) et le soufre ³⁴S "lourd" (4,2%). La recherche du delta ³⁴S des sulfates contenus dans l'eau est effectuée sur l'anhydride sulfureux (SO₂) obtenu par réduction de ces sulfates en sulfures et grillage de ces derniers dans un excès d'oxygène.

La composition isotopique du soufre est utilisée en géologie pour caractériser le soufre naturel sous différentes combinaisons et afin d'interpréter son origine (Thode ; 1949, Holser et al. ; 1966, Lowe et al. ; 1971, Bortolami et al. ; 1973). Dans le domaine sédimentaire, il y a généralement un enrichissement en soufre ³⁴S dans la forme oxydée (sulfates) et un appauvrissement dans la forme réduite (sulfures). Les variations correspondent aux effets du fractionnement isotopique résultant des divers processus physico-chimiques et biologiques qui ont eu lieu au cours de l'histoire géologique des dépôts et principalement l'activité réductrice des bactéries, telle *Désulfuvibrio Désulfuricans*.

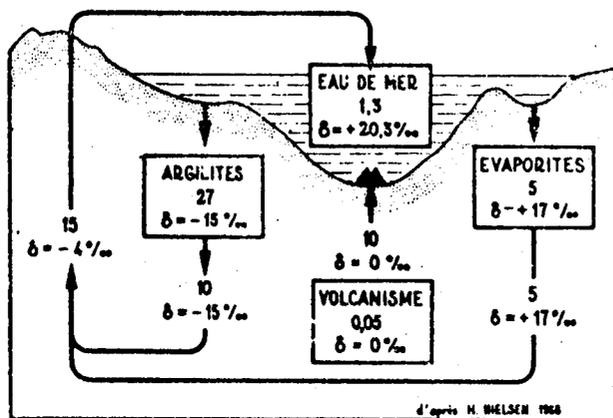


Figure 4.2 : Cycle géochimique du soufre sédimentaire. Les principaux réservoirs de soufre sont indiqués par des rectangles avec leur tonnage en S en 10^{15} tonnes, et leur teneur isotopique moyenne. Sur les différents circuits figurent les transferts annuels de S en 10^6 tonnes, ainsi que les teneurs isotopiques moyennes.

(d'après M. Nielsen ; 1968 dans Marcé ; 1978)

La figure 4.2 schématise le cycle géochimique du soufre avec son évolution isotopique. On remarque que le soufre volcanique possède un delta nul ; de même, les météorites ont un delta nul représentatif du soufre non affecté par des fractionnements isotopiques. L'étalon international de référence a été choisi en fonction de cette particularité : c'est la troïllite de la météorite du Canyon Diablo (U.S.A.).

L'origine du soufre des sulfates dissous dans les eaux superficielles ou souterraines peut donc être naturelle ou de pollution. Dans le cas d'une origine naturelle des sulfates, la minéralisation sulfatée est plus ou moins constante dans l'espace et provient de l'oxydation de pyrites (δ très négatif et concentration faible en sulfates), du lessivage d'évaporites (δ positif et minéralisation sulfatée

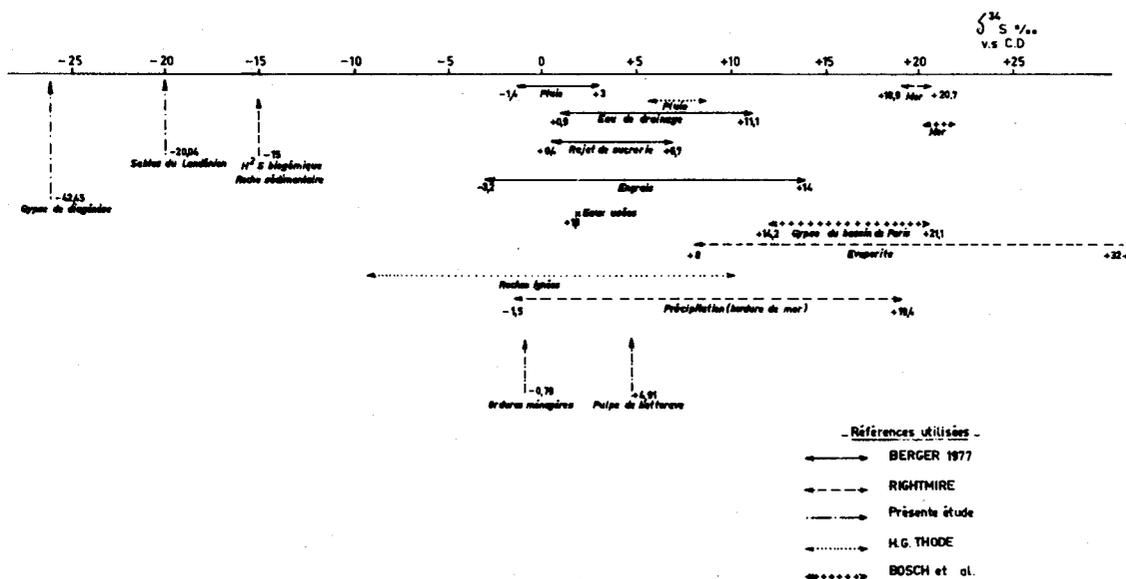


Figure 4.3 : Delta ^{34}S (SO_4^-) de référence

forte), ou enfin de la mise en solution du gypse d'origine diagénétique (δ négatif et minéralisation moyenne en sulfate). Par contre, la pollution de l'eau par des sulfates en solution est accidentelle et peut provenir de sources diverses ; il s'agit alors d'étudier les causes supposées de pollution, puis de comparer les résultats aux analyses de l'eau supposée polluée. On peut ainsi établir un tableau rassemblant les données relatives aux éléments pouvant minéraliser une nappe (fig.4.3).

4122 - L'azote des nitrates

L'élément azote est présent sous forme de deux isotopes stables :

$${}^{14}_7\text{N} = 99.64\% \quad \text{et} \quad {}^{15}_7\text{N} = 0.36\%$$

L'analyse au spectromètre de masse est faite avec l'azote sous forme moléculaire N_2 , le passage des nitrates à l'azote libre se faisant par une distillation-réduction, puis une oxydation rapide et une purification de l'azote obtenu (Kreitler ; 1975, Halima ; 1977).

Contrairement au soufre, l'azote n'entre que pour une faible part dans l'activité géologique générale, mais est surtout lié aux activités organiques de la flore et de la faune. Par ailleurs, la plus grande quantité d'azote se trouve sous forme gazeuse, c'est pourquoi la mesure de $\delta^{15}\text{N}$ se fait par rapport à l'azote de l'air pris comme référence ($\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$).

Dans l'eau, les composés azotés se trouvent sous forme ionisée :

NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- ou sous forme moléculaire : NH_3 et N_2O .

Ces mêmes éléments sont inclus dans le cycle de l'azote (voir fig. 21.4).

La présence de nitrates dans l'eau peut donc provenir du milieu naturel par assimilation bactérienne de l'azote atmosphérique (l'incorporation au stock organique s'effectuerait avec un fractionnement isotopique de l'ordre de -3‰), ou de la dégradation des végétaux par fermentation ; les composés azotés résultant ayant une composition isotopique de l'ordre de $+8\text{‰}$. Les apports nitrates consécutifs aux activités humaines sont dûs (dans une proportion à déterminer) aux fertilisants artificiels ($\delta \approx +2\text{‰}$) ou aux engrais ammoniacaux naturels ($\delta = +3$ à 5‰ , Berger et al. ; 1977).

La difficulté rencontrée le plus souvent par l'étude de ce traceur provient de sa mobilité. Sous l'effet de réactions bactériennes ou chimiques, la composition isotopique de l'azote évolue continuellement dans le sens de l'enrichissement ou de l'appauvrissement ; l'azote, qu'il soit naturel ou chimique est toujours repris dans le cycle naturel de l'azote. Ces continuels changements expliquent le manque d'homogénéité des résultats obtenus par les différents laboratoires intéressés par ce problème et impliquent l'utilisation simultanée de plusieurs isotopes et de l'analyse chimique dans l'interprétation des données (Riga et al. ; 1971, Mariotti et al. ; 1975, 1976). En tenant compte de ces faits, on peut établir un tableau rassemblant les analyses isotopiques des nitrates de substances connues (fig. 4.4).

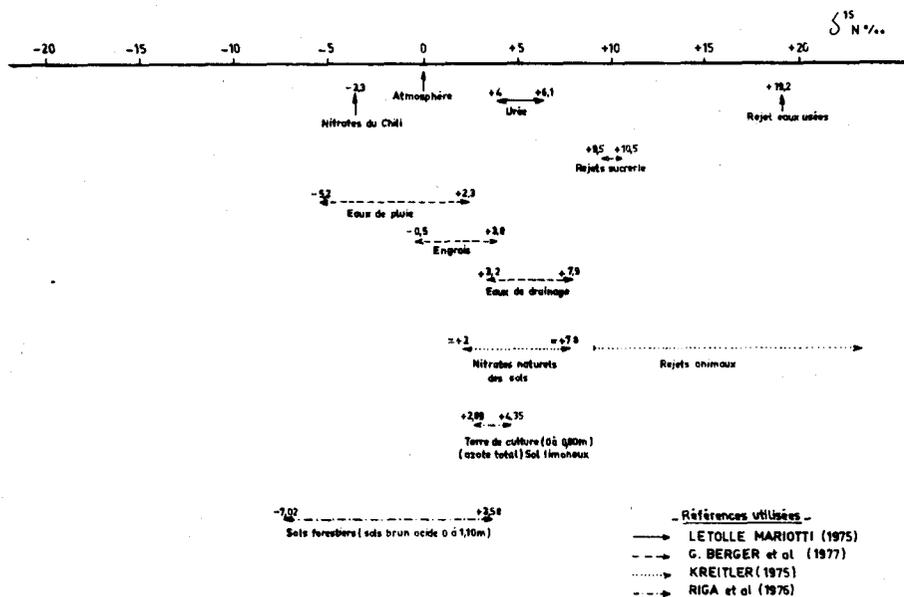


Figure 4.4 : Delta ^{15}N (NO_3^-) de référence

413 - Les isotopes radio-actifs instables

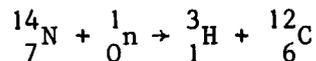
La notion de temps introduite par l'existence de la décroissance radioactive de certains isotopes permet d'approcher le problème du temps de renouvellement de l'eau d'une nappe ; autrement dit, on peut "dater" l'eau.

Les deux isotopes radio-actifs utilisés communément en hydrogéologie sont le tritium ^3_1H (T) et le carbone $^{14}_6\text{C}$. Leur utilisation est fonction de leur période respectivement de 12,26 ans et 5730 ans (fig.4.1). Ainsi, on recherchera plutôt le tritium présent dans la nappe de la craie, plutôt que le carbone 14 présent dans les carbonates en solution, étant donné l'estimation du temps de transfert de l'eau de pluie vers la nappe à travers la zone non saturée.

4131 - Le tritium
.....

Le tritium (${}^3_1\text{H}$) est un isotope radio-actif de l'hydrogène.

C'est un émetteur Bêta de très faible énergie ($E_{\text{max}} = 18,6 \text{ Kev}$) qui se désintègre avec une période de 12,26 ans. La teneur dans les eaux est exprimée en unités tritium (U.T.) ; 1 unité tritium représente 1 atome de ${}^3_1\text{H}$ pour 10^{18} atomes d'hydrogène. Enfin, il est produit dans l'atmosphère par action des rayons cosmiques sur les atomes d'azote suivant la réaction :



Depuis 1953, les essais thermonucléaires ont dispersé environ 200 kg de tritium (Olive; 1970 dans Bosch et al. ; 1974) ; les activités moyennes annuelles dans les précipitations sont alors passées de 10 U.T. avant 1953 à 300 U.T. en 1954, avec un maximum en 1963-1964, marqué par des teneurs en tritium dans les précipitations de 5 000 à 6 000 U.T. pour les latitudes moyennes de l'hémisphère nord.

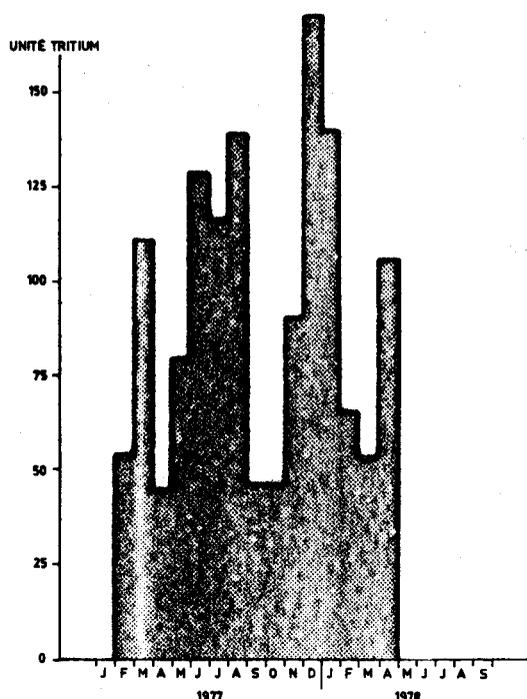
De par sa décroissance radio-active, jointe à sa quasi inexistence dans les eaux souterraines avant 1953, le tritium intégré à la molécule d'eau est un indicateur du temps de transfert de l'eau dans un système aquifère, en particulier dans la zone non saturée (Allison et al. ; 1973, Smith et al. ; 1974). Dans la nappe, il faut en effet tenir compte des mélanges d'eau ancienne et d'eau récente.

La figure 4.5 montre l'évolution mensuelle du tritium dans les eaux de pluie à Lezennes (Nord) entre 1977 et 1978 (D. Bernard et JP. Kleszcz - non publié). Cette évolution correspond au signal d'entrée dans la zone non saturée, la sortie étant représentée par la nappe de la craie.

42 - Etude régionale de la nappe de la craie : le Bassin Minier du Nord -Pas-de-Calais et le Cambrésis421 - Généralités

La dégradation de la qualité chimique de l'eau souterraine du Nord de la France rend nécessaire la protection de l'aquifère crayeux. Il est donc indispensable de reconnaître les causes de minéralisation de l'eau afin d'y remédier dans la mesure du possible. Nous avons abordé à l'aide des méthodes isotopiques

Figure 4.5 : Evolution mensuelle du tritium dans les précipitations à Lezennes



l'étude de la nappe de la craie en fonction de l'aménagement (industrie ou agriculture) ou de l'hydrogéologie (relation de la nappe de la craie avec la nappe des sables tertiaires, transfert de l'eau dans la zone non saturée).

Pour des raisons de clarté de l'exposé, nous avons volontairement rassemblé l'étude du Bassin Minier et du Cambrésis, bien que les problèmes soient différents. Les résultats analytiques sont reportés en annexe XI.

422 - Etude des concentrations en tritium

Le tritium a été dosé sur la totalité des échantillons d'eau prélevés, autant dans la nappe de la craie que dans la nappe des sables du Landénien et dans certains cours d'eau.

Dans le Bassin Minier, sur les 16 forages étudiés, on remarque que certains sont dépourvus de tritium ou ont des teneurs inférieures à 5 U.T. : il s'agit de forages situés dans la zone sud de l'étude (Arleux-en-Cohelle, Oppy, Neuvireuil, Bailleul-Sire Berthould), de deux captages situés en bordure du Bassin Minier (Méricourt, Courcelles) et d'un point situé au Nord dans une zone agricole (Vendin-le-Vieil). Les forages à eaux non tritiées témoignent d'une eau antérieure à la période d'activité thermonucléaire de 1964-1965, alors que l'augmentation de la teneur en tritium montre l'arrivée (latéralement ou par infiltration verticale) d'eau provenant de pluies postérieures à 1965.

Quatre captages ont des teneurs en tritium comprises entre 5 et 10 U.T. : ce sont Rouvroy, Avion, Liévin, Rollencourt et Liévin Equipages ; ils constituent un stade intermédiaire avec les 5 forages restants et les deux eaux de surface (plus de 10 U.T.) :

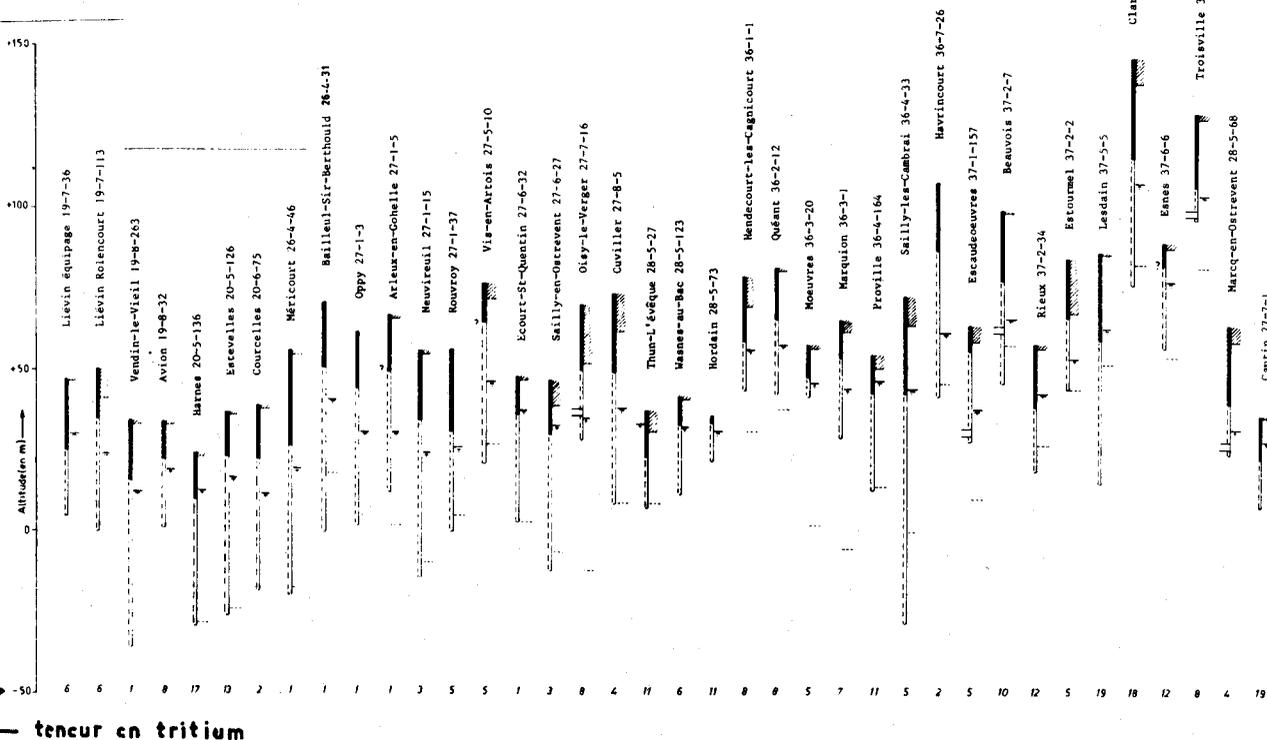
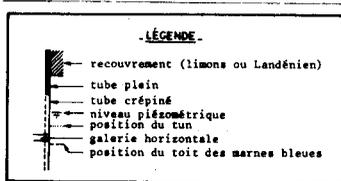
- Noyelles-sous-Lens ; forages 1 et 2,
- usine élévatoire d'Harnes,
- Estevelles,
- Hulluch.

La carte piézométrique (fig. 1.7) levée en 1974 indique d'ailleurs que ces derniers captages sont représentatifs d'une nappe proche du sol et sont situés dans une dépression piézométrique centrée sur le canal de Lens.

Le tritium doit nous renseigner sur le temps de renouvellement de l'eau de la nappe. Il est donc nécessaire de bien connaître les caractéristiques de chaque forage (hauteur du crépinage, niveau aquifère exploité, profondeur de la nappe). Celles-ci sont rassemblées sur la figure 4.6 et montrent qu'il est difficile sinon impossible d'établir une relation entre la teneur en tritium et le niveau aquifère productif de la craie.

En effet, nous avons vu que la nappe de la craie, autant en régime libre qu'en régime captif, présente en pompage de très grandes différences de débit selon la profondeur d'exploitation. On pourrait donc s'attendre à un gradient de la teneur en tritium variant en fonction de la position du point de prélèvement dans la nappe : aux niveaux de fortes circulations devant correspondre les eaux les plus récentes (Mégnien ; 1976).

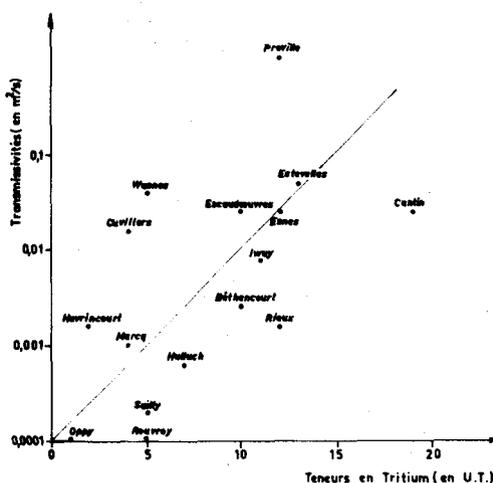
Figure 4.6 : Caractéristiques des forages d'échantillonnage (Cambrésis et Bassin Minier)



Tous les forages visités étant des forages d'A.E.P., la teneur en tritium n'est donc représentative que d'un échantillon moyen de l'épaisseur de la nappe et empêche de tirer des conclusions sur l'importance de la circulation latérale de l'eau sur la concentration en tritium.

Il est cependant intéressant de constater que les forages dont l'eau est tritiée (>5 U.T.) sont également ceux où la transmissivité de l'aquifère est élevée ($\geq 10^{-2}$ m²/s) - (fig. 4.7). Cette relation est due au fait que la taille des fissures de la craie (qui gouverne la vitesse de circulation de l'eau) est fonction de la dissolution de la matrice carbonatée par le CO₂ agressif présent dans l'eau de pluie. La neutralisation étant progressive lors de la percolation à travers la zone non saturée, l'importance de la fissuration est inversement proportionnelle à la profondeur de la nappe.

Figure 4.7 : Relation de la transmissivité avec la teneur en tritium de la nappe



Le schéma de la variation du tritium en fonction de la profondeur de la nappe (fig. 4.8) montre cependant quelques irrégularités :

En effet, la majorité des points représentatifs se situe sous une droite à pente négative, ce qui explique que l'eau peut ne pas contenir plus de 5 U.T. lorsque la nappe est à moins de 15 mètres de profondeur. La période du tritium étant de 12,26 ans, si l'on ne tient compte que de l'alimentation verticale, et que l'on sait que le début de l'arrivée massive de tritium se situe en 1964-1965, on peut dire qu'une eau ne comportant pas de tritium ($\ll 1$ U.T.) provient de l'infiltration d'eau de pluie tombée voici 25 ans ou plus. Une eau contenant entre 1 et 5 U.T. peut résulter du mélange d'un peu d'eau récente avec beaucoup d'eau ancienne, ou de l'arrivée dans la nappe d'une eau "âgée" d'une vingtaine d'années. Sans pouvoir trancher entre ces deux possibilités en raison des conditions de prélèvement, on peut admettre le système du mélange d'une eau vieille sans tritium avec une eau plus récente.

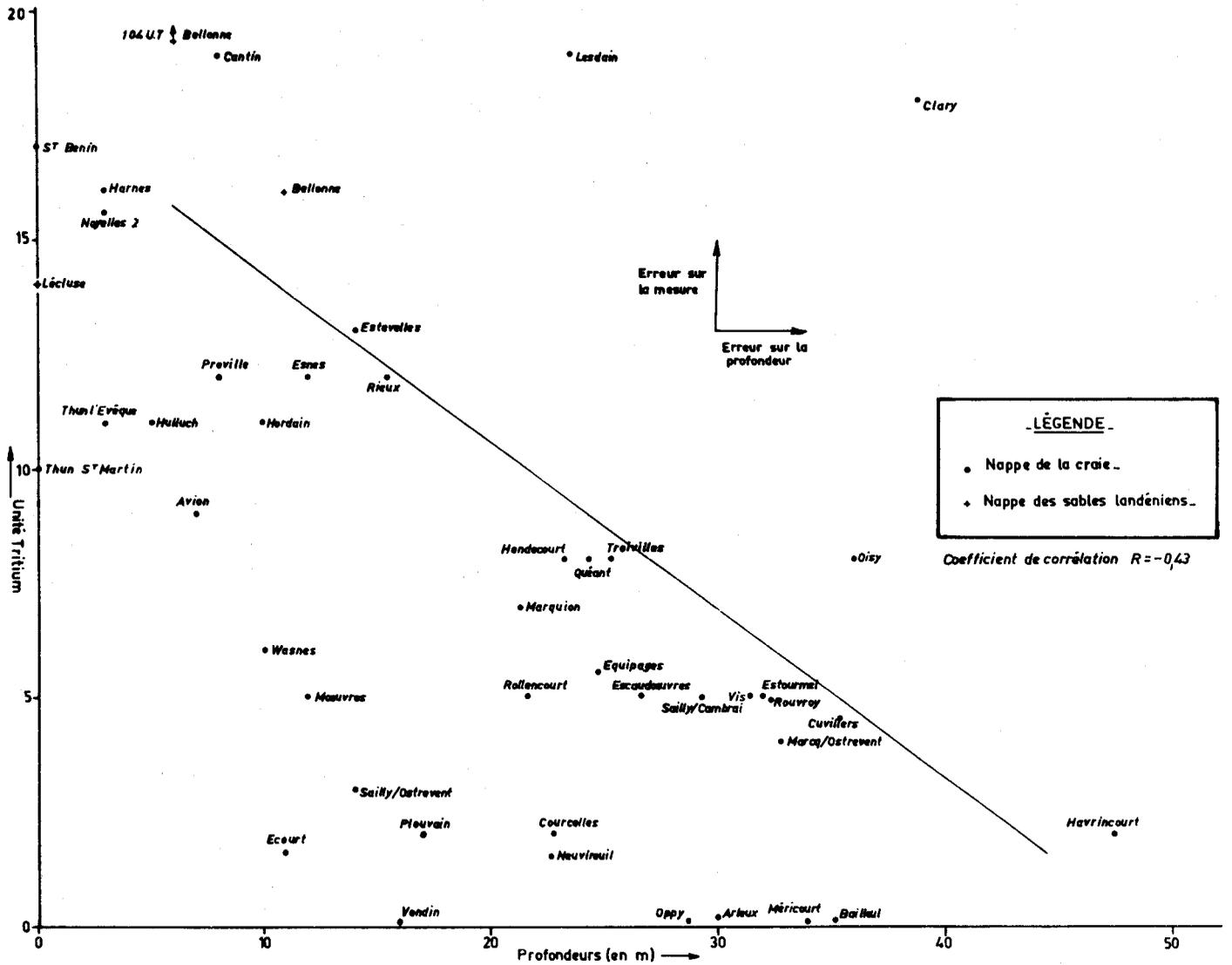


Figure 4.8 : Graphe de la relation entre les teneurs en tritium et la profondeur de la nappe

En tout état de cause, on observe un regroupement de quelques points autour de la valeur (5 U.T. ; P = 30 mètres). Il faut donc vraisemblablement près de 25 ans à l'eau de pluie pour parcourir ces 30 mètres de zone non saturée, avant d'arriver à la nappe. Nous verrons plus loin d'autres arguments permettant d'étayer ce point de vue.

Il reste 5 points situés au-dessus de la droite Prof. = f (^3_1H) : Cantin, Bellonne, Lesdain, Clary et Oisy-le-Verger. Ces cinq forages présentent une forte teneur en tritium ($^3_1\text{H} > 5 \text{ U.T.}$) malgré une nappe parfois profonde : il faut y voir l'influence d'une circulation latérale assez rapide de la nappe, de l'eau récente venant rapidement se mélanger à l'eau plus ancienne. En effet, 3 de ces 5 forages possèdent la particularité de se trouver en bordure d'une vallée et sont rapidement influencés par un cours d'eau (la Sensée à Oisy-le-Verger, le canal du Nord à Cantin, le torrent d'Esnes à Lesdain).

Le prélèvement de Bellonne est fait dans la nappe des sables, ce qui souligne la rapidité locale du renouvellement de son eau à cet endroit. La présence de tritium dans le forage de Clary n'est pas compréhensible simplement.

D'autres forages sont également situés en bordure de vallée mais leur teneur en tritium, entre 10 et 17 U.T. reste "normale", compte tenu de la profondeur de la nappe à ces endroits (Esnes, Rieux, Proville, Harnes, Lesdain). Enfin, le peu de tritium présent (5 U.T.) au forage d'Escaudoeuvres, comme à Moeuvres, souligne le colmatage des berges de l'Escaut et du canal du Nord.

Toutes ces constatations montrent que si la vitesse de percolation de l'eau est lente dans la zone non saturée, la vitesse de propagation latérale de l'eau dans la nappe peut être aussi lente. La mise en oeuvre d'un traçage artificiel, en écoulement radial convergent dans la nappe (Sauty ; 1977), devrait permettre de discuter cette idée.

Le tableau de la figure 4.9 rassemble les teneurs en tritium de quelques cours d'eau des régions étudiées. Les concentrations en tritium sont toutes supérieures à 20 U.T. avec 30 à 35 U.T. pour les canaux et plus de 50 U.T. pour les torrents et ruisseaux ; le volume d'eau joue donc un rôle de "tampon" à la concentration en tritium de l'eau de pluie.

Lieu de prélèvement	Teneur en tritium (U.T.)
Ruisseau de Paillencourt	41 ⁺ 4
Canal du Nord à Sains-les-Marquion	37 ⁺ 4
Riot de Beauvois à Beauvois	65 ⁺ 6
Le torrent d'Esnes à Esnes	68 ⁺ 6
Canal de l'Escaut à Escaudoeuvres	28 ⁺ 3
Canal de la Sensée à Féchain	38 ⁺ 4
Canal de Lens à Noyelles-sous-Lens	23 ⁺ 3

Figure 4.9 : Teneurs en tritium de quelques cours d'eau

Nous avons déjà examiné (chapitre 3) le comportement des pesticides dans la zone non saturée. La figure 3.22 mentionne les teneurs en tritium de la nappe à Esnes et à Rieux. Or la nappe se trouve à moins de 10 mètres de profondeur et possède une teneur de 12 unités tritium, mais ne contient pas de pesticides. Il est vraisemblable que, de par leur différence de comportement vis-à-vis de l'eau (dégradation plus ou moins rapide des pesticides) et du sol (fixation éventuelle) le tritium atteint la nappe avant les pesticides.

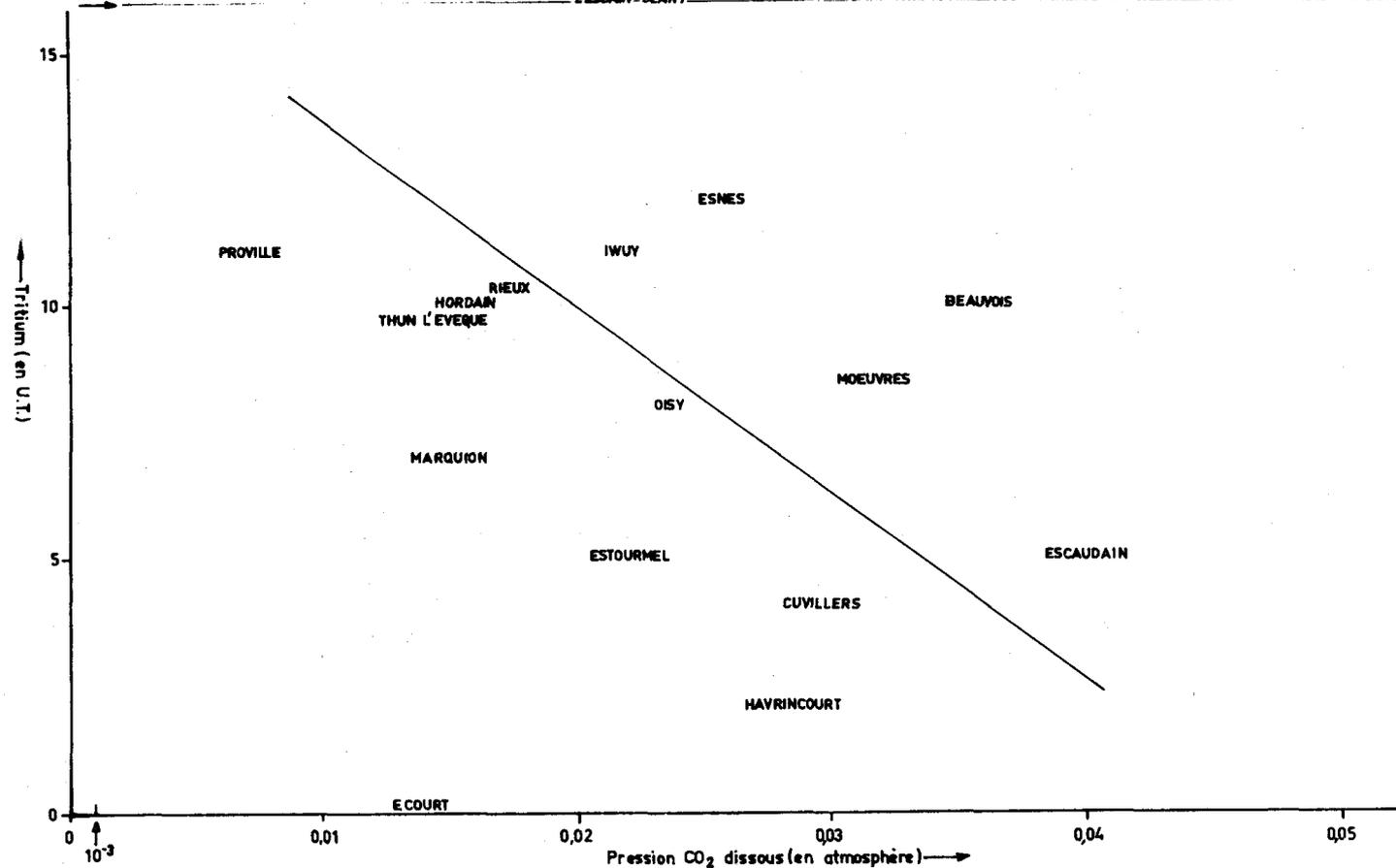


Figure 4.10 : Graphe de la relation entre le tritium et la pression partielle de CO₂ dissous

Si l'abondance en tritium caractérise le taux de renouvellement en eau récente de la nappe, une eau peu tritiée sera favorable à l'établissement d'un milieu réducteur, nécessaire à l'activité bactérienne en milieu anaérobie productrice de CO₂. C'est ainsi que la pression de gaz carbonique dissous se corrèle avec la concentration en tritium, selon une droite de pente négative (fig. 4.10).

Les forages dont l'eau est la moins tritiée sont approximativement ceux dont l'eau possède la plus forte pression de CO₂. A titre indicatif la pression de CO₂ de l'air est de $3 \cdot 10^{-4}$ atm (Paces, 1969)

423 - Etude du soufre 34 des sulfates

Les analyses isotopiques ont concerné la totalité des échantillons prélevés dans la nappe, les cours d'eau et certains échantillons de substances pouvant polluer la nappe, comme des ordures ménagères ou de la pulpe de betteraves. Ces dernières analyses sont reportés sur l'échelle de référence de la figure 4.3*

* Remarque : L'analyse isotopique du soufre des échantillons solides a porté sur le soufre total présent, c'est-à-dire après extraction du soufre à la liqueur de Thode et non sur les seuls sulfates.

Les eaux de nappes montrent le plus souvent des deltas ^{34}S négatifs ou proches de 0 ; la tendance générale est donc l'oxydation d'un soufre antérieurement réduit. Pour examiner ces résultats dans le détail, nous avons établi trois relations graphiques :

$$-\delta^{34}\text{S} \text{ ‰} = f (\log (\text{concentration } \text{SO}_4^{--})) \text{ figure 4.11,}$$

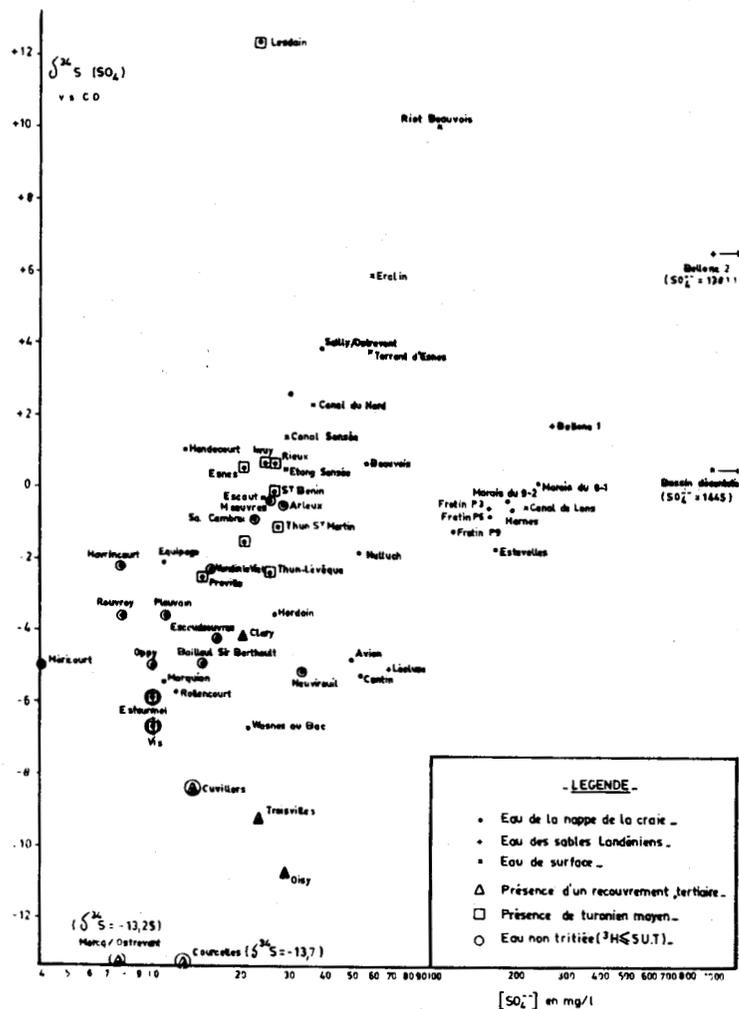
$$-\delta^{34}\text{S} \text{ ‰} = f \left(\frac{r \text{SO}_4^{--}}{r \text{Cl}^-} \right) \text{ annexe VI}$$

$$-\delta^{34}\text{S} \text{ ‰} = f \left(\frac{r \text{SO}_4^{--}}{r \text{NO}_3^{--}} \right) \text{ annexe VII}$$

L'examen de la figure 4.11 amène plusieurs types de conclusions :

- en général les deltas ^{34}S montrent un enrichissement en isotope lourd lorsque la concentration en sulfate augmente. C'est surtout vrai pour les eaux de surface, dont toutes les valeurs sont positives,
- pour les eaux souterraines, on peut distinguer trois groupes :

Figure 4.11 : Graphe de la relation $\delta^{34}\text{S} (\text{SO}_4) = f(\log [\text{SO}_4^{--}])$



- . un groupe rassemblant la majorité des analyses homogènes selon les concentrations en sulfates de 20 mg/l, mais dont les deltas ^{34}S vont de 0 à des valeurs appauvries isotopiquement (-6),
- . un deuxième groupe comportant des $\delta^{34}\text{S}$ très négatifs (-6,3 à -13,7) avec des concentrations en sulfates faibles (8 à 30 mg/l),
- . le dernier groupe est constitué par des eaux à delta ^{34}S nul ou voisin de 0, mais avec des teneurs en sulfates pouvant aller jusqu'à 200 mg/l.

Dans le premier groupe, on retrouve les eaux n'ayant pas de conditions chimiques très particulières, mais que l'on peut néanmoins interpréter selon la concentration en tritium : en effet les eaux à $\delta^{34}\text{S}$ voisin de 0 sont les eaux comportant toutes plus de 5 U.T., alors que les eaux peu ou non tritiées présentent un appauvrissement isotopique en ^{34}S . L'apport d'eau récente dans la nappe implique donc un enrichissement isotopique par effet de bilan, le soufre présent dans les eaux de pluie étant en général enrichi, avec des $\delta^{34}\text{S}$ voisins de +6 (Berger et al. ; 1977). Il est remarquable de constater que l'allongement du nuage des points représentatifs du premier groupe d'eaux souterraines se prolonge vers les valeurs positives de $\delta^{34}\text{S}$ par les eaux de surface. Ainsi l'apport "d'eau récente", souvent évoqué ici, comprend outre de l'eau de pluie, de l'eau d'écoulements superficiels.

Le deuxième groupe comporte 6 forages dont le soufre des sulfates est appauvri en isotope lourd. Or, la coupe lithologique de ces six forages (Vis-en-Artois, Cuvillers, Troiville, Oisy-le-Verger, Courcelles et Marcq-en-Ostrevent) montre la présence ou la proximité d'un épais recouvrement tertiaire.

Pour étudier cette relation, nous avons prélevé des échantillons d'Argile noire de Louvil, de Sable d'Ostricourt et de gypse des argiles d'Orchies à Leforest, afin de comparer leurs abondances isotopiques à celles de l'eau de la craie (fig. 4.3).

Tous les deltas ^{34}S obtenus sont très appauvris en soufre lourd, ce qui montre le passage du soufre par des conditions très réductrices, en l'occurrence, diagénétique.

On peut donc supposer une percolation d'eau à travers l'Argile de Louvil, cette eau appauvrie en soufre lourd rejoignant par la suite la nappe de la craie. La concentration en sulfates des six eaux étudiées est assez faible ; ceci exclut donc l'arrivée dans la nappe de la craie de gros volumes d'eau landénienne très sulfatée. De plus, l'absence de tritium dans ces eaux milite en faveur d'un phénomène naturel lent.

Le dernier groupe est caractérisé par des teneurs en sulfates importantes (≈ 200 mg/l) et un delta ^{34}S proche de 0. Il s'agit de 4 forages situés dans le Bassin Minier et reconnus parmi les plus pollués (Hulluch, marais du 9 n°1 et 2 ; Estevelles), et du captage de Beauvois.

Nous avons d'ailleurs reporté les deltas de trois piézomètres touchés par la pollution en provenance de la décharge d'ordures ménagères de Fretin (P2, P6 et P9) qui se retrouvent dans ce troisième groupe. On peut donc considérer que les eaux de la nappe de la craie ayant une concentration en sulfates supérieure à 40 mg/l et un $\delta^{34}\text{S}$ positif sont atteintes par une minéralisation autre que naturelle, comme c'est le cas pour les eaux de surface.

En résumé, l'interprétation de ces trois groupes peut être la suivante :

Groupe 1 : eaux de la nappe de la craie sans protection tertiaire ou n'ayant pas subi de minéralisation polluante importante.

Caractéristiques : $(\text{SO}_4^{--}) < 20$ mg/l ; $-6 < \delta^{34}\text{S} < 0$.

Groupe 2 : eaux profondes de la nappe de la craie à renouvellement très lent et possédant un recouvrement d'argile tertiaire.

Caractéristiques : $(\text{SO}_4^{--}) < 20$ mg/l ; $\delta^{34}\text{S} < -6$

Groupe 3 : eaux de la nappe de la craie considérées comme polluées par des causes découlant d'activités humaines.

Caractéristiques : $(\text{SO}_4^{--}) > 40$ mg/l $\delta^{34}\text{S} \approx 0$.

Le $\delta^{34}\text{S}$ à Lesdain (+12,2) est difficilement interprétable. En considérant que le captage se trouve sur un flanc de vallée et possède une eau tritiée, on peut invoquer une contamination par le torrent d'Esnes s'écoulant à proximité. Il faudrait alors pour confirmer cette hypothèse analyser l'eau du torrent d'Esnes à Lesdain, l'analyse dont nous disposons a été faite sur un échantillon d'eau prélevé à Esnes. Cet échantillon est d'ailleurs le seul que nous avons trouvé avec un delta du soufre supérieur à +8 qui est caractéristique d'un soufre provenant d'engrais synthétique (Berger et al. ; 1977). On peut donc penser que Lesdain est le seul captage que nous avons visité qui soit touché par des sulfates en provenance d'engrais de synthèse.

Note 1 :

Trois prélèvements relatifs à la nappe des sables landéniens ont été analysés :

L'eau de la source du dolmen à Lécluse se rapproche des eaux du groupe 1 avec un $\delta^{34}\text{S}$ appauvri (-4,6), mais s'en distingue par sa concentration en sulfates (70 mg/l). Les prélèvements de Bellonne ont été effectués dans les piézomètres de surveillance de la pollution par une décharge de goudron acide. Bellonne 1 est situé à plusieurs centaines de mètres en amont de la décharge, Bellonne 2 est creusé à côté des dépôts de goudron.

Si la pollution par l'acide sulfurique contenu dans les goudrons ne fait aucun doute à Bellonne 2 (1381 mg/l de sulfates !), elle est moins discernable à Bellonne 1 où l'on retrouve 260 mg/l de sulfates. Les $\delta^{34}\text{S}$ de ces deux piézomètres montrent par contre qu'à Bellonne 1 le chimisme de l'eau a été profondément modifié par le mélange de l'eau de nappe initiale (à $\delta^{34}\text{S} \approx 0$ comme à Lécluse), avec une eau polluée en provenance de la décharge (à $\delta^{34}\text{S}$ très positif) : l'effet de bilan donnant alors une eau à $\delta+2$.

Les graphiques de l'annexe XIII ont été réalisés afin de tenter de décrire le type de minéralisation sulfatée par rapport aux chlorures et aux nitrates. Dans les deux cas de figures, on constate que les eaux non tritiées sont situées du côté de $\frac{r \text{NO}_3^-}{r \text{SO}_4^{--}} > 1$ et $\frac{r \text{SO}_4^{--}}{r \text{Cl}^-} < 1$; les eaux non tritiées ont tendance à contenir peu de sulfates devant les concentrations en nitrates et en chlorures. Ceci confirme l'hypothèse du processus naturel d'un sulfate antérieurement réduit, la concentration en sulfates demeurant relativement faible.

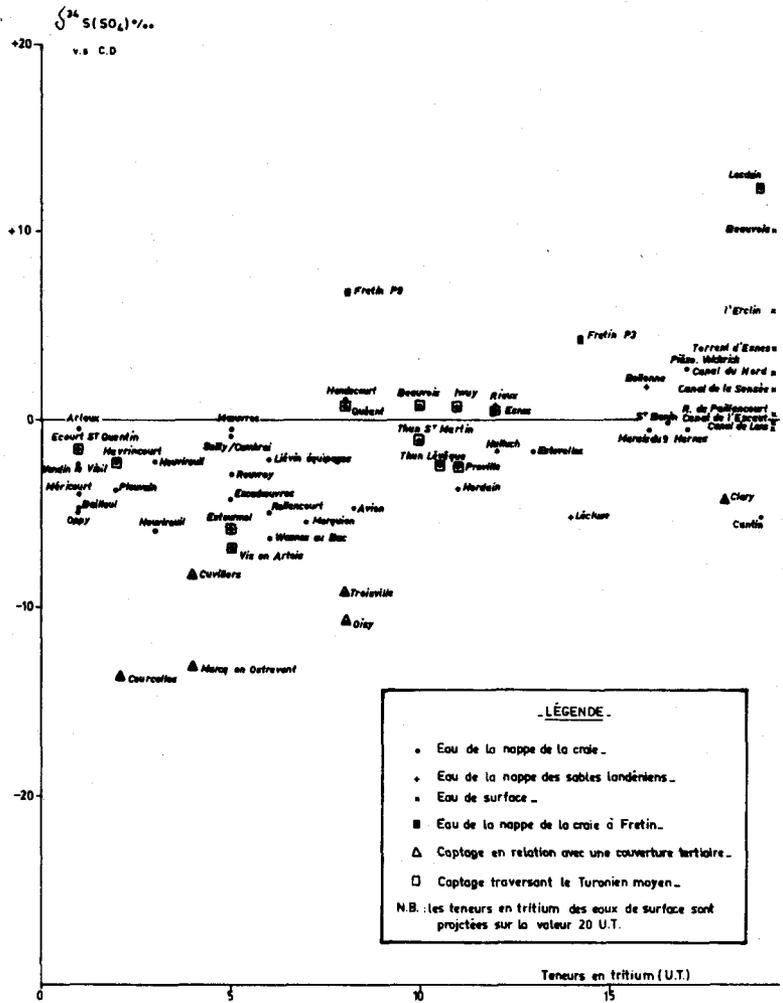
Enfin, nous avons étudié l'évolution des $\delta^{34}\text{S}$ en fonction de la teneur en tritium de l'eau (fig. 4.12). On constate qu'un $\delta^{34}\text{S}$ très négatif est incompatible, avec une teneur en tritium supérieure à 10 U.T., ce fait venant appuyer l'interprétation d'un phénomène naturel.

Enfin, on remarque le bon regroupement des captages atteignant le Turonien moyen autour des coordonnées ($\delta^{34}\text{S} = 0$; $^3\text{H} = 10$ U.T.). Tout ceci ne permet pas de donner avec certitude une valeur de $\delta^{34}\text{S}$ d'un sulfate présent dans la nappe de la craie à l'abri de contaminations extérieures au système.

Note 2 :

Un problème particulier de la minéralisation en sulfates dans le Bassin Minier concerne la présence de nombreux terrils de schistes houillers à la surface du sol. Ces schistes contiennent de la pyrite de fer, qui est oxydée en sulfates, ceux-ci étant alors entraînés vers la nappe par l'eau de pluie.

Figure 4.12 : Graphe de la relation $\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{--}) = f(\text{tritium})$



Un prélèvement de schistes fraîchement extrait a permis de mesurer le delta ^{34}S du soufre total, puis, après lixiviation à l'eau distillée, le delta des sulfates en solution :

	Delta ‰	Teneur en sulfates %
Soufre total sur schistes : (sulfates + sulfures)	- 6,5	0,272
Soufre des sulfates de l'eau de lessivage	- 3,8	0,05

Ces deux deltas montrent que le soufre est d'origine sédimentaire. D'autre part l'eau de lessivage des schistes montre un delta comparable à celui de la majorité des analyses d'eaux de la craie en général : il est donc difficile de mettre en évidence la minéralisation de l'eau à partir du lessivage des schistes par rapport aux autres sources de pollution, sinon en utilisant les variations du couple de valeurs ($\delta^{34}\text{S}$, concentration en SO_4^{--}).

424 - L'azote 15 des nitrates

Seuls les prélèvements relatifs aux 16 forages du Bassin Minier ont fait l'objet de l'analyse de l'azote 15 des nitrates en solution. Il s'agit donc d'essayer de trouver l'origine de la trop forte minéralisation en nitrates de la nappe de la craie dans cette région.

Comme pour l'étude du soufre 34, nous avons procédé à l'analyse d'échantillons de substances présumées polluantes et d'échantillons d'eaux de surfaces rassemblés en figure 4.4. L'examen général des résultats des analyses d'eau montre que tous les deltas de l'azote 15 sont positifs et compris entre +2 et +22.

Les δ élevés ($\delta > +10$) sont produits par la nitrification d'ammoniaque d'origine organique ; cette transformation plus ou moins complète est en relation avec la présence dans les eaux d'ammoniaque et de nitrites (Noyelles-sous-Lens 1 et 2, Harnes, canal de Lens, bassin de décantation).

Sur la figure 4.13 sont reportées la composition isotopique de l'azote des nitrates et les concentrations en tritium mesurées sur ces eaux. L'étude de ce graphique amène les remarques suivantes

Les eaux peu ou pas tritiées (< 5 U.T.) ont également les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ les moins élevées. On distingue des $\delta^{15}\text{N}$ compris entre +4 et +8, caractéristiques des nitrates des sols (Riga et al. ; 1971) ; les valeurs les plus basses (+2,7 à 2,9) pourraient être imputables en partie à un apport d'azote nitrique provenant d'engrais de synthèse. Cette interprétation n'est pas satisfaisante car les eaux sans tritium, donc anciennes (> 25 ans) correspondent à une période où les engrais synthétiques étaient très peu utilisés.

Les eaux tritiées sont celles provenant du centre du Bassin Minier. Ces points s'alignent selon une droite, les points les plus tritiés ayant les $\delta^{15}\text{N}$ les plus élevés. Ceux-ci sont surtout les forages de la région de Noyelles-sous-Lens et les eaux du canal et du bassin de décantation.

La relation tritium - $\delta^{15}\text{N}$ caractérise donc la vulnérabilité de la nappe dans la région de Noyelles-sous-Lens. D'autre part, l'évolution de cette relation indique une nitrification avec apparition d'ammoniaque dans les eaux de rejets (bassin de décantation). Le graphique $\delta^{34}\text{S} - \delta^{15}\text{N}$ (fig. 4.14) précise l'interprétation donnée ci-dessus ; une eau à delta ^{34}S faible a également un delta ^{15}N proche de +3. On obtient donc la classification suivante des captages étudiés dans le Bassin Minier :

Figure 4.13 : Graphe de la relation $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3^-) = f(\text{tritium})$

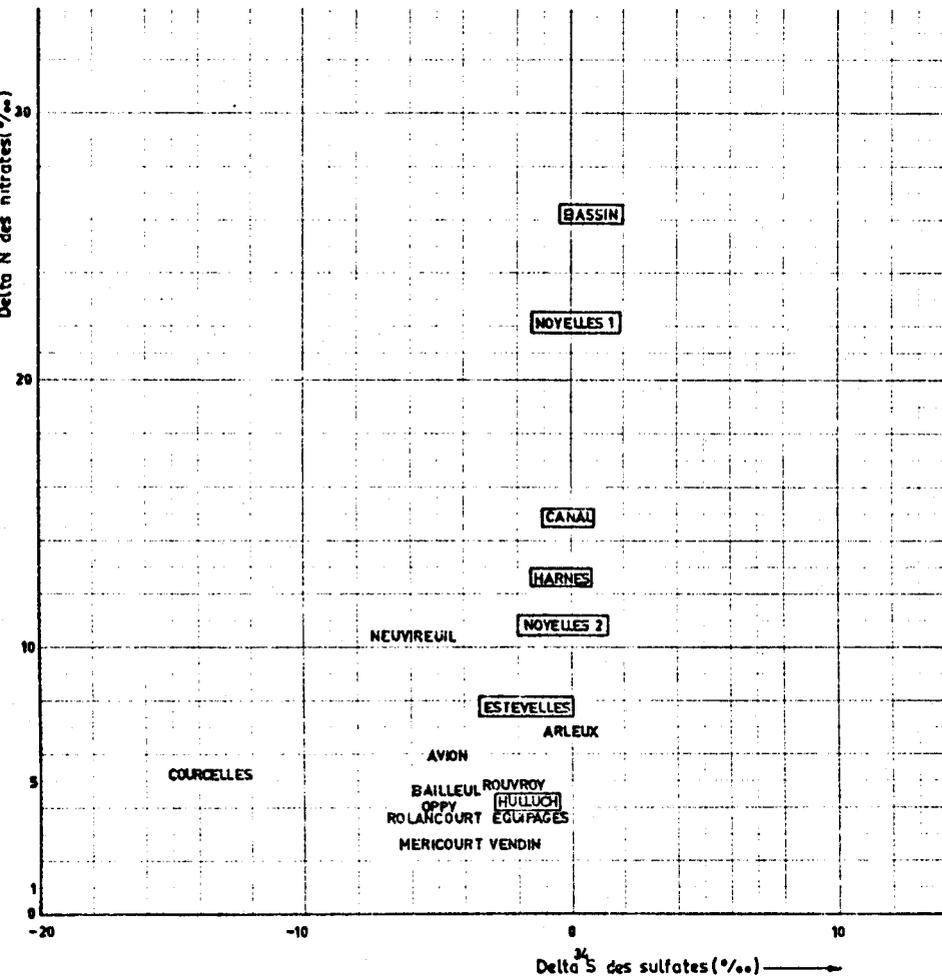
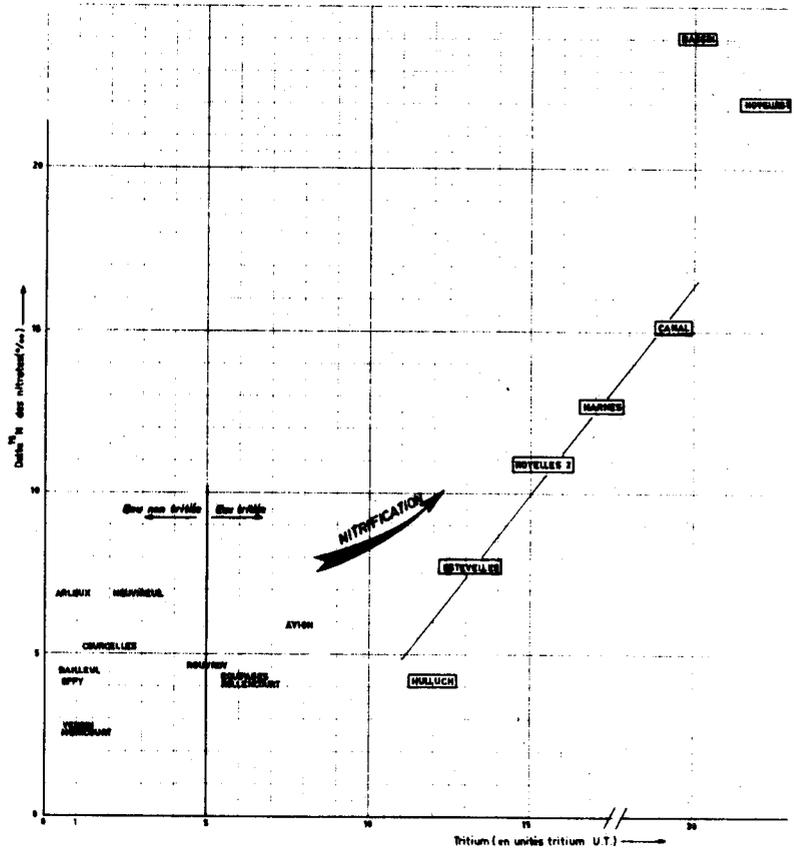


Figure 4.14 : Graphe de la relation $\delta^{15}\text{N}(\text{NO}_3^-) = f(\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4))$



- eau sans tritium et $\delta^{15}\text{N}$ proche de +5

Ce sont 3 forages situés dans la partie sud du Bassin Minier : Bailleul-Sire-Bertoult, Oppy et Neuvireuil.

Ces forages ont été atteints par des nitrates d'origine organique certainement utilisés comme amendements agricoles (purin, lisiers). L'absence de tritium indique que ces activités sont anciennes ; aucun engrais d'origine chimique n'a donc pu y contaminer la nappe jusqu'à présent. Arleux-en-Gohelle est à rattacher au groupe précédent, bien que son $\delta^{34}\text{S}$ indique une contamination plutôt d'origine domestique (eaux usées).

- eau sans tritium avec des $\delta^{15}\text{N}$ proche de +5

Ce sont Méricourt et Vendin-le-Vieil, dont les compositions isotopiques en azote des nitrates sont voisines, mais dont les teneurs sont très différentes (variations de 23,6 à 58,3 mg/l de NO_3^-). La teneur en tritium exclut toute contamination à $\delta^{15}\text{N}$ faible (engrais de synthèse), cependant que le delta $\delta^{15}\text{N}$ marque un "niveau de base".

Rouvroy, avec une concentration en tritium de 5 U.T. est l'indice d'arrivée d'eaux récentes (postérieures à 1950) dans la nappe. Par ailleurs, Rouvroy est à rapprocher des forages de Liévin (Equipage et Rollancourt) et Avion : peu de tritium, $\delta^{15}\text{N} + 5$ et $\delta^{34}\text{S} = - 4$.

Cette famille est intermédiaire entre les classes sans tritium et la classe des eaux tritiées (>5 U.T.) : Hulluch, Estevelles, Le Marais du 9 à Noyelles-sous-Lens, et l'usine élévatoire d'Harnes. Ces 5 forages sont donc rapidement atteints par les eaux météoriques et les infiltrations d'origine superficielle : le $\delta^{34}\text{S}$ est proche de 0 et le $\delta^{15}\text{N}$ atteint des valeurs montrant un enrichissement en azote 15 consécutif à une forte activité azotée.

425 - Relation entre la nappe des sables landéniens et la nappe de la craie au Nord-Ouest de Douai

Nous avons vu lors de l'étude régionale du Cambrésis que les sulfates en solution dans l'eau des forages de Vis-en-Artois ou Troisvilles, avaient des $\delta^{34}\text{S}$ en relation avec le recouvrement tertiaire présent à ces endroits. De même l'analyse isotopique de l'eau des sables à Lécluse a montré une différence avec les analyses relatives à la nappe de la craie.

Lors d'une étude du chimisme de la nappe de la craie dans le Bassin Minier (Bernard, 1975) il est apparu que les eaux de forages d'AEP, situés en bordure de captivité de la nappe de la craie, sous l'Argile de Louvil, étaient très minéralisées en sulfates. Si certains d'entre eux sont touchés par une pollution d'origine à peu près connue (Lens, Seclin..) il n'en est rien à Carvin, Oignies et toutes les agglomérations de la région de Carvin.

La proximité de sédiments tertiaires contenant du gypse (Argile des Flandres) pourrait expliquer la teneur en sulfates, mais il est impossible, au seul examen de la carte hydrochimique, de faire la part de la minéralisation naturelle et d'une pollution d'origine industrielle.

Nous avons donc échantillonné les sédiments tertiaires connus et analysé les isotopes du soufre, ce qui donne le schéma suivant :

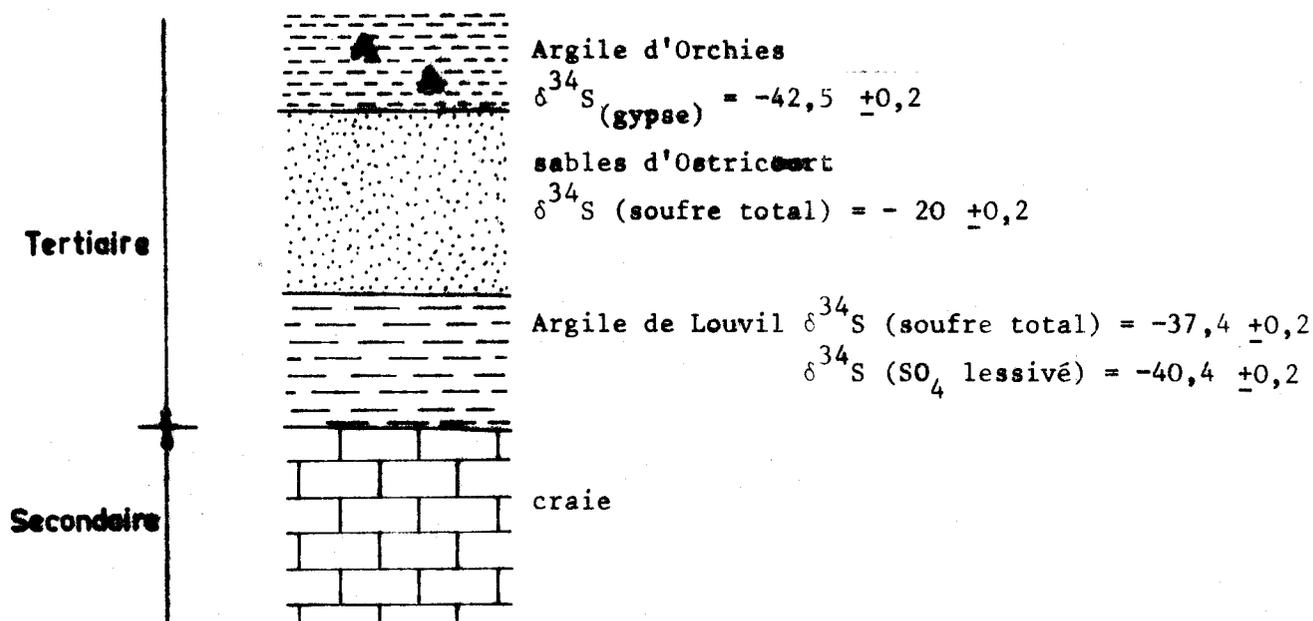


Figure 4.15 : $\delta^{34}\text{S} (\text{SO}_4)$ de quelques sédiments tertiaires formant la couverture de la nappe de la craie

Sur la carte de la figure 4.16 est reportée la situation des quatre points de prélèvement d'eau de la nappe de la craie :

- 20-2-101 Tuilerie de Libercourt,
- 20-1-74 Forage du Service d'eau de Carvin,
- 20-7-9 Forage de l'Asturienne des Mines d'Auby,
- 20-6-36 Brasserie d'Evin-Malmaison.

La coupe lithologique des forages de Libercourt, Carvin et Evin-Malmaison indique l'existence d'une couverture de sédiments tertiaires. Les analyses chimiques d'eau montrent également la présence de fer, ce qui est généralement le témoin d'un régime de nappe captive.

L'analyse isotopique de ces échantillons a donné les résultats suivants :

Nom du prélèvement	$\delta^{34}\text{S} (\text{SO}_4^{--})$	Teneurs en tritium
Evin-Malmaison	- 32,7 \pm 0,2	< 1 U.T.
Auby	- 6,8 \pm 0,2	20 U.T.
Libercourt	- 18,1 \pm 0,2	4 U.T.
Carvin	- 0,6 \pm 0,2	19 U.T.

A ces delta on peut ajouter le $\delta^{34}\text{S} (\text{SO}_4)$ de Courcelles, déjà examiné lors de l'étude du Bassin Minier :

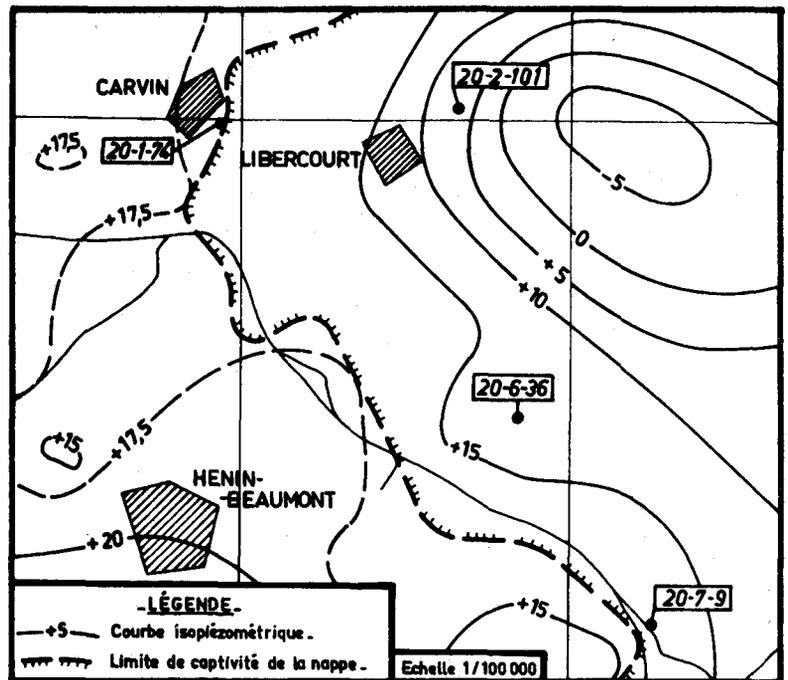
$$\delta^{34}\text{S} (\text{SO}_4) \text{ Courcelles} = -13,7 \pm 0,2.$$

Les delta ^{34}S très appauvris en isotopes lourds d'Evin-Malmaison, Libercourt et Courcelles, montrent que le chimisme de l'eau de la nappe est modifié par la mise en solution de soufre d'origine sédimentaire, dont l'origine est à rechercher dans l'ensemble des terrains tertiaires surmontant la craie. Il pourrait également s'agir d'eaux du Landénien, percolant à travers l'Argile de Louvil, se chargeant en soufre par dissolution du soufre en place ($\delta^{34}\text{S}$ de la lixiviation de l'Argile de Louvil : -40,4) et se mélangeant avec la nappe de la craie. Par ailleurs, ces forages ont une eau peu ou non tritiée ce qui exclue les apports importants d'eaux touchées par des pollutions récentes.

Si ce phénomène est bien mis en évidence pour les deux premiers forages cités, il est moins visible à Courcelles où la teneur en sulfates est très faible, malgré la relation avec les terrains tertiaires. La région de Courcelles, où la nappe n'est pas directement recouverte par les terrains landéniens, a dû bénéficier d'une certaine protection naturelle qui limite les arrivées d'eaux sulfatées.

Les deux analyses effectuées à Carvin et à Auby montrent des $\delta^{34}\text{S}$ proches de 0 ($\delta^{34}\text{S} = 0,6$ à Carvin) et de -6 ($\delta^{34}\text{S} = -6,8$ à Auby). On ne peut donc reconnaître l'influence du soufre des terrains tertiaires dans ces résultats.

Figure 4.16 : Carte piézométrique et situation des points de prélèvement dans la région de Carvin



Si l'on considère l'ensemble des couples (concentration en sulfates, $\delta^{34}\text{S}$), il est possible d'interpréter la provenance des sulfates à Aubry comme le mélange de sulfates à $\delta^{34}\text{S}$ proche de 0 ou positif, donc probablement issus directement de l'activité humaine (une analyse du soufre des sulfates contenus dans des eaux résiduaires industrielles a donné un $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4^{--}) de +0,5 ; bassin de décantation à Harnes ; $\text{SO}_4^{--} = 1445 \text{ mg/l}$), avec la minéralisation sulfatée originelle de l'eau.

Il est vraisemblable que l'eau des forages du Service des eaux de Carvin soit contaminée par des infiltrations en provenance de la surface du sol. Cette hypothèse est en accord avec une concentration importante en tritium (19 U.T.) et en chlorures ($\text{Cl}^- \approx 200 \text{ mg/l}$).

En conclusion, on peut interpréter la minéralisation en sulfates de la nappe de la craie dans la région de Carvin, de la manière suivante

Quand la nappe est captive ou proche d'une couverture tertiaire, des percolations à travers le Landénien, alliées au lessivage de l'Argile de Louvil, provoquent une augmentation de la concentration en sulfates à $\delta^{34}\text{S}$ appauvri en isotopes lourds. Ce phénomène est plus ou moins important selon la position de la nappe et s'atténue en s'éloignant du recouvrement tertiaire, comme à Courcelles, qui semble avoir conservé une eau très peu perturbée par des contaminations autres que naturelles. Il est cependant impossible dans l'état actuel des connaissances de faire la part du lessivage de l'argile et de la percolation à travers cette même argile. Par contre, l'infiltration d'eaux polluées de la surface provoque une sur-minéralisation en sulfates, accompagnée de chlorures ou de nitrates. Le mélange d'eaux à $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4) appauvri et d'eaux à $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4) enrichi, donne des delta plus ou moins proches de 0, à caractère ambigu.

43 - Une application de l'étude des isotopes : caractérisation de la vulnérabilité de la nappe de la craie

La vulnérabilité d'une nappe se définit par la plus ou moins grande protection à la pollution dont elle bénéficie naturellement. De nombreux travaux ont tenté de traduire ce principe dans l'établissement de cartes de vulnérabilité, basées sur la définition de certains critères (Bernard, 1975 ; Kleszcz, 1978 - en impression). Mais ces documents ne comportent aucun renseignement quant au comportement d'éventuels polluants dans les terrains "protégeant" la nappe. Dans le but d'estimer la vitesse de transfert de l'eau dans la zone non saturée, nous avons analysé le tritium dans les échantillons d'eau prélevés au site expérimental de Sainghin-en-Mélantois.

Les profils obtenus (fig. 4.17) doivent permettre de comparer l'emplacement des pics d'activité et d'en déduire un temps de transfert. Cette manipulation donne peu de résultats dans les limons et paraît de plus aléatoire dans la craie en raison du peu de données enregistrées. Par ailleurs, le signal d'entrée (pluie) n'est pas continu, les activités tritium variant saisonnièrement.

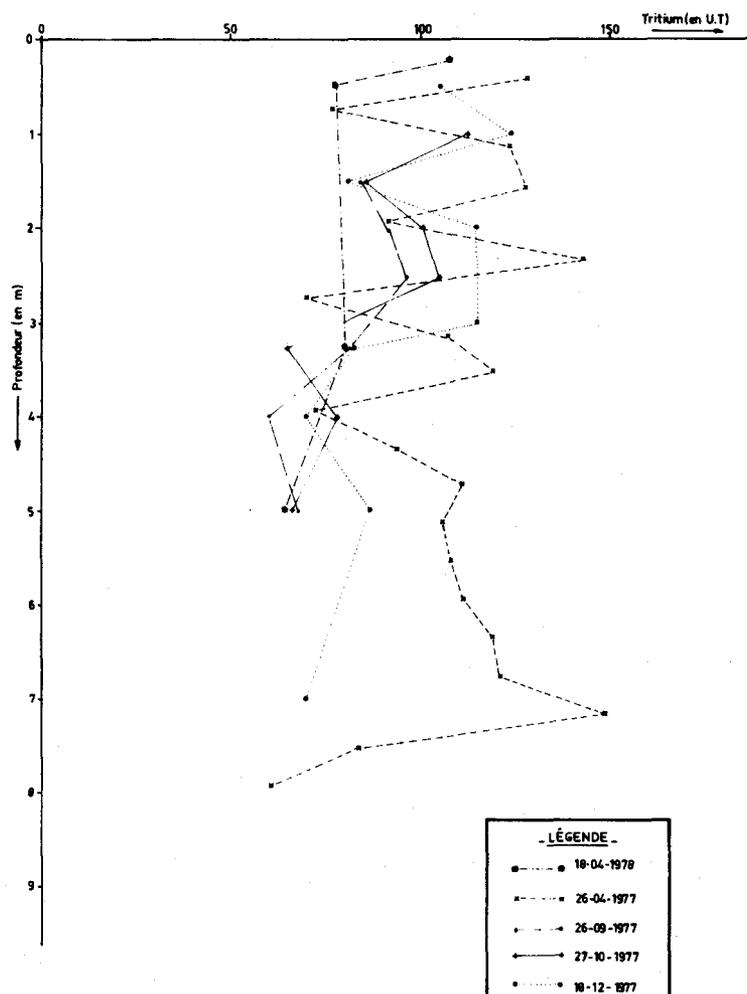


Figure 4.17 : Profils des concentrations en tritium dans la zone non saturée à Sainghin-en-Mélantois

Néanmoins, en se basant sur quelques points des différentes courbes, on obtient une vitesse de transfert de l'eau de 0,80 mètre à 1,2 mètre par an dans les limons.

La vérification de ce premier résultat peut être effectuée : l'excédent de pluie calculé selon la formule de Thorthwaite pour l'année 1975 atteint 207,9 mm à la station météorologique de Lesquin (à cinq kilomètres au S.W de Sainghin-en-Mélantois).

La mesure de la teneur en eau pondérale des limons en laboratoire a donné en moyenne 21% (échantillons prélevés sur le site expérimental), ce qui donne 26% (teneur en eau volumique) en tenant compte d'une densité moyenne des limons de 1,65. Ainsi, sur un mètre d'épaisseur de limon, la lame d'eau effectivement écoulée en 1975 a atteint 20,7 cm. Il faut donc près d'une année à l'eau pour traverser un mètre de terrain, les transferts d'eau en zone non saturée ne se faisant que par pression de lames d'eaux les unes sur les autres. Il est évident que ce résultat n'est qu'une première approximation, étant donné la complexité des phénomènes mis en cause.

Si le tritium est un marqueur intrinsèque de la molécule d'eau, il est certain que les éléments chimiques en solution progressent à une vitesse différente, celle-ci étant liée à leur faculté de diffusion moléculaire. Le tritium possède également la particularité de diffuser en solution, mais ce phénomène reste négligeable devant la capacité de diffusion de certains anions (chlorures par exemple), Wang et al. (1963 dans Foster 1975), donnant un coefficient de diffusion du tritium de $1,6 \cdot 10^{-9}$ m²/sec à 10°C.

L'interprétation de la position du "front du tritium" par rapport à ces pics de concentration ionique doit tenir compte de ces phénomènes, très importants lorsque la vitesse de déplacement par convection est faible*

L'appréhension du temps de transfert de substances chimiques demande donc la mise en oeuvre de traçages artificiels qui sont des manipulations longues en milieu non saturé et donc coûteuses. L'abondance en tritium offre par conséquent l'avantage de constituer un traçage naturel de l'eau et peut être prise comme un bon caractère de vulnérabilité. Une eau de nappe non tritiée (< 1 U.T.) ayant peu de chance d'être contaminée avant quinze à vingt ans selon le type de solution polluante.

* On trouvera dans Bear (1972), Fried (1975) et Sauty (1977) les théories et démonstrations relatives aux phénomènes de déplacement de solutés par convection, dispersion et diffusion.

44 - Cas particulier : analyses isotopiques provenant du site de Fretin

Trois prélèvements relatifs aux piézomètres 3 (aval-nappe), 6 (amont-nappe), 9 (piézomètres à l'écart) ont donné lieu à une recherche des abondances isotopiques. Ils ont donné les résultats suivants :

Piézomètre	Tritium U.T.	$\delta^{34}\text{S} \text{ ‰}$	$\delta^{15}\text{N} \text{ ‰}$
P3	23 \pm 3	- 0,6 \pm 0,2	+ 4,3
P6	54 \pm 5	- 0,8 \pm 0,2	+ 4,8
P9	8 \pm 2	- 1,2 \pm 0,2	+ 6,8

Les teneurs en tritium indiquent que l'eau est d'origine récente au P6, ce qui est logique puisque la nappe est très proche du sol (\approx 9 mètres de profondeur).

Les delta de l'azote 15 montrent que l'azote des nitrates est enrichi en isotope lourd et plus particulièrement au P9. On constate cependant la similitude isotopique des eaux prélevées aux piézomètres les plus proches de la décharge, P6 et P3. Ces $\delta^{15}\text{N}$ sont caractéristiques de nitrates provenant de matières organiques, celles-ci pouvant provenir de la décharge d'ordures comme de l'épandage d'amendements agricoles.

L'analyse des isotopes du soufre montre que celui-ci est légèrement appauvri en isotopes lourds, avec un minimum au P9, les $\delta^{34}\text{S}$ restent comparables à ceux trouvés dans la nappe de la craie du Cambrésis ou du Bassin Minier. Néanmoins on notera la légère différenciation isotopique des piézomètres situés aux alentours immédiats de la décharge (P3 et P6) par rapport à celui disposé à l'écart (P9). Cependant il y a tout lieu de penser que la nappe était assez minéralisée avant la création du dépôt d'ordures qui n'a fait qu'accentuer le processus de pollution.

45 - Conclusions

L'utilisation des abondances isotopiques des isotopes stables pour caractériser la minéralisation de l'eau semble profitable lorsque l'on interprète les résultats analytiques dans leur contexte chimique et hydrogéologique. Nous avons ainsi pu faire la part de la minéralisation naturelle et de pollutions d'origine humaine, en particulier, grâce aux isotopes du soufre. Les conclusions relatives aux analyses des isotopes de l'azote sont plus indécises, du fait de la complexité des mécanismes des fractionnements isotopiques concernant cet élément.

Parmi les isotopes radio-actifs, nous n'avons utilisé que le tritium. En fait, la période de cet élément (12,26 ans) nous a été moins utile que l'époque du maximum de sa dispersion dans l'atmosphère (1964, 1965) : En effet, en 1978 (soit treize années après), nous atteignons une première fois la demie-vie du tritium répandu en 1965 ; c'est donc dans les prochaines années que la dimension du temps introduite par la désintégration de ce radio-élément sera réellement utilisable.

Il est donc nécessaire de créer une surveillance de la concentration en tritium de la nappe à partir de l'état initial constitué par les analyses de 1978 dans le Bassin Minier et le Cambrésis.

La recherche de pic du tritium dans la zone non saturée est également intéressante car elle constitue un traçage naturel du déplacement de l'eau. Cependant les techniques de prélèvement des échantillons d'eau dans le sol doivent être améliorées. De même une voie de recherche future est constituée par la recherche des variations de concentration isotopique au sein de la nappe.

Cependant nous avons mis en évidence quelques relations existant entre les abondances isotopiques et des paramètres physiques de l'aquifère : profondeur de la nappe, existence d'un recouvrement tertiaire, transmissivité.

CHAPITRE V

ANALYSE DES DONNEES

51 - Généralités : Création et gestion des fichiers de données

Lors des chapitres précédents, on s'est efforcé d'interpréter au maximum les données analytiques en fonction de multiples phénomènes connus ou supposés. Le rôle de l'analyse des données est d'une part de synthétiser les propriétés déjà interprétées, et d'autre part de mettre en évidence les multiples relations pouvant exister entre les données et d'affiner les interprétations déjà présentées.

La taille des matrices de données analytiques impose le recours à l'informatique pour le traitement statistique de ces données. L'avantage d'une création de fichiers est de ne pas devoir faire relire les cartes de données lors de chaque exploitation ; l'utilisation de ces fichiers est très aisée. La mise des données en fichiers est faite soit par l'intermédiaire d'un programme simple de transcription, soit par l'utilisation du programme HYCHIM.

Cette dernière méthode possède l'avantage de pouvoir élargir le fichier initial avec des résultats de calculs, indices ou rapports ioniques. L'analyse de données se fait sur ces fichiers complétés.

A partir de toutes les données rassemblant les analyses chimiques, les coordonnées Lambert, la piézométrie et les variables calculées, nous avons élaboré six fichiers :

- FICHER 1 : analyses des ions majeurs (balance ionique) de 1977, complétées par les paramètres calculés et les coordonnées Lambert des points de prélèvements effectués dans le Cambrésis par le B.R.G.M. et la D.D.A.S.S. (phase 1) ; nombre d'observations : 74,
- FICHER 2 : analyses chimiques, analyses isotopiques et paramètres calculés, relatifs à l'étude du Bassin Minier ; nombre d'observations : 16,
- FICHER 3 : analyses chimiques, analyses isotopiques et paramètres calculés, relatifs à l'étude du Cambrésis (janvier 1978) ; nombre d'observations : 31,
- FICHER 4 : réunion des fichiers 2 et 3 pour une étude élargie ; nombre d'observations : 47,
- FICHER 5 : analyses chimiques effectuées sur les mêmes lieux de prélèvements, dans le Cambrésis, en 1975, 1976 et 1977. Pour chaque ensemble de données : 86 observations,

FICHER 6 : analyses chimiques d'eaux contaminées par la décharge d'ordures ménagères de Fretin ; nombre d'observations : 35.

Ces six fichiers de données ainsi créés contiennent le maximum de renseignements, chaque fichier ne contenant pas le même nombre de variables.

Le fichier 5, constitué de trois ensembles de données (1975, 1976 et 1977) est celui qui a servi à effectuer la cartographie automatique décrite dans le chapitre 2.

52 - Analyses multivariables des données

521 - Introduction

Le terme d'"analyse" est utilisé en remplacement de "statistique" employé précédemment. En effet, la statistique ne fait que décrire, alors que l'analyse ajoute un sens interprétatif au processus. De plus, le développement de l'informatique a donné lieu à l'utilisation de programmes de calculs beaucoup plus complexes que les calculs statistiques classiques utilisés jusqu'à il y a une dizaine d'années. Nous avons utilisé deux processus d'analyse multivariable : les coefficients de corrélation et l'analyse factorielle des correspondances.

Il n'est pas dans notre intention de rentrer dans le détail des calculs, que l'on pourra trouver dans la bibliographie : Lebart et Fénélon (1971), Lafitte (1972). Nous rappellerons seulement quelques idées nécessaires à la compréhension de l'interprétation.

522 - Coefficients de corrélation

5221 - Généralité

Les calculs des coefficients de corrélation constituent l'étape préliminaire à toute étude globale de données. Nous utilisons ici le coefficient de corrélation simple, ou coefficient de corrélation totale, ou coefficient de corrélation de Pearson selon la formule classique :

$$r_{xy} = \frac{\sum_{j=1}^n (X_j - \bar{X})(Y_j - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{j=1}^n (X_j - \bar{X})^2 \cdot \sum_{j=1}^n (Y_j - \bar{Y})^2}}$$

où X et Y sont les variables dont on veut étudier les liaisons.

Figure 5.1 : Matrices de corrélation des fichiers 1, 2 et 3

MATRICE DES COEFFICIENTS DE CORRELATION TOTALE

	RES1	TH	TAC	R.S.	S102	CA	MA	NA	K	AL	CL	NO3	SO4	MC03	CO28	SD	PC02	SC	MU
RES1	1.00	-.64	-.58	-.97	-.88	-.62	-.7	-.12	-.13	-.14	-.36	-.48	-.47	-.56	-.63	-.17	-.31	-.33	-.82
TH	-.64	1.00	-.73	-.92	-.87	-.91	-.32	-.44	-.24	-.30	-.25	-.52	-.03	-.82	-.87	-.91	-.94	-.96	-.87
TAC	-.58	-.73	1.00	-.82	-.72	-.71	-.39	-.38	-.38	-.37	-.31	-.28	-.10	-.99	-.88	-.88	-.98	-.93	-.77
R.S.	-.97	-.92	-.82	1.00	-.83	-.87	-.5	-.19	-.18	-.10	-.41	-.52	-.48	-.51	-.60	-.13	-.29	-.27	-.79
S102	-.88	-.87	-.72	-.83	1.00	-.90	-.29	-.36	-.19	-.08	-.24	-.24	-.04	-.81	-.24	-.04	-.02	-.34	-.18
CA	-.62	-.91	-.71	-.87	-.90	1.00	-.14	-.04	-.24	-.10	-.24	-.58	-.00	-.72	-.85	-.18	-.98	-.82	-.82
MA	-.7	-.32	-.39	-.5	-.29	-.14	1.00	-.11	-.04	-.41	-.02	-.03	-.10	-.40	-.22	-.69	-.24	-.10	-.31
NA	-.12	-.44	-.38	-.19	-.36	-.02	-.11	1.00	-.40	-.20	-.67	-.15	-.49	-.32	-.27	-.24	-.17	-.39	-.04
K	-.13	-.24	-.31	-.18	-.15	-.24	-.04	-.40	1.00	-.21	-.64	-.15	-.38	-.36	-.28	-.17	-.10	-.35	-.00
AL	-.14	-.30	-.37	-.10	-.02	-.10	-.41	-.20	-.21	1.00	-.20	-.03	-.23	-.48	-.32	-.34	-.18	-.18	-.21
CL	-.36	-.25	-.31	-.41	-.24	-.24	-.67	-.64	-.60	-.20	1.00	-.01	-.48	-.30	-.14	-.17	-.13	-.32	-.14
NO3	-.48	-.52	-.52	-.52	-.24	-.58	-.19	-.18	-.03	-.01	1.00	-.10	-.30	-.60	-.08	-.29	-.22	-.63	-.53
SO4	-.47	-.03	-.10	-.48	-.04	-.00	-.10	-.49	-.38	-.83	-.68	1.00	-.10	-.10	-.08	-.18	-.01	-.19	-.29
MC03	-.56	-.82	-.89	-.81	-.21	-.72	-.40	-.32	-.39	-.34	-.30	-.10	1.00	-.09	-.89	-.85	-.49	-.78	-.78
CO28	-.63	-.87	-.88	-.86	-.24	-.88	-.22	-.27	-.28	-.33	-.14	-.40	-.03	-.89	1.00	-.36	-.49	-.86	-.85
SD	-.17	-.31	-.35	-.13	-.04	-.14	-.69	-.24	-.17	-.34	-.17	-.08	-.18	-.85	-.36	1.00	-.22	-.73	-.36
PC02	-.31	-.54	-.58	-.25	-.02	-.48	-.24	-.17	-.10	-.18	-.13	-.29	-.01	-.49	-.49	-.22	1.00	-.26	-.51
SC	-.33	-.58	-.63	-.27	-.34	-.67	-.10	-.39	-.30	-.18	-.32	-.22	-.19	-.63	-.66	-.73	-.46	1.00	-.46
MU	-.82	-.87	-.77	-.79	-.18	-.82	-.31	-.04	-.00	-.21	-.14	-.53	-.34	-.78	-.88	-.36	-.61	-.66	1.00

FICHER 1

MATRICE DES COEFFICIENTS DE CORRELATION TOTALE

	TRI	MIS	S28	RES1	TH	TAC	R.S	S102	CA	MA	NA	K	AL	CL	NO3	SO4	MC03
TRI	1.00	-.92	-.95	-.75	-.71	-.46	-.47	-.03	-.77	-.40	-.92	-.05	-.33	-.84	-.32	-.49	-.45
MIS	-.92	1.00	-.92	-.83	-.68	-.99	-.26	-.85	-.57	-.92	-.14	-.33	-.88	-.19	-.84	-.68	-.68
S28	-.95	-.92	1.00	-.85	-.84	-.12	-.51	-.18	-.48	-.29	-.51	-.31	-.12	-.46	-.36	-.92	-.12
RES1	-.75	-.83	-.85	1.00	-.96	-.67	-.96	-.27	-.96	-.67	-.92	-.20	-.51	-.91	-.04	-.89	-.67
TH	-.71	-.68	-.84	-.96	1.00	-.79	-.92	-.43	-.97	-.53	-.85	-.22	-.43	-.84	-.01	-.87	-.79
TAC	-.46	-.68	-.12	-.67	-.79	1.00	-.66	-.60	-.74	-.72	-.57	-.48	-.56	-.94	-.10	-.53	1.00
R.S	-.47	-.92	-.51	-.96	-.92	-.66	1.00	-.22	-.94	-.03	-.94	-.15	-.36	-.97	-.07	-.92	-.66
S102	-.03	-.26	-.18	-.27	-.43	-.60	-.22	1.00	-.31	-.61	-.14	-.26	-.27	-.11	-.26	-.26	-.60
CA	-.77	-.99	-.84	-.97	-.74	-.96	-.93	-.31	1.00	-.67	-.91	-.15	-.56	-.91	-.02	-.87	-.74
MA	-.40	-.67	-.99	-.67	-.89	-.72	-.63	-.61	-.67	1.00	-.84	-.32	-.36	-.49	-.06	-.66	-.72
NA	-.92	-.92	-.81	-.92	-.85	-.87	-.98	-.14	-.91	-.84	1.00	-.12	-.31	-.97	-.15	-.93	-.96
K	-.05	-.18	-.31	-.25	-.22	-.40	-.18	-.24	-.18	-.32	-.12	1.00	-.26	-.31	-.48	-.04	-.40
AL	-.33	-.33	-.12	-.61	-.43	-.56	-.36	-.37	-.40	-.34	-.31	-.26	1.00	-.25	-.14	-.35	-.36
CL	-.84	-.84	-.66	-.91	-.84	-.54	-.97	-.11	-.91	-.49	-.07	-.11	-.25	1.00	-.05	-.84	-.54
NO3	-.20	-.33	-.36	-.20	-.01	-.10	-.07	-.26	-.02	-.06	-.15	-.44	-.14	-.09	1.00	-.21	-.10
SO4	-.89	-.89	-.89	-.87	-.87	-.87	-.87	-.87	-.87	-.93	-.04	-.35	-.44	-.21	-.21	1.00	-.53
MC03	-.45	-.68	-.12	-.67	-.79	1.00	-.66	-.60	-.74	-.72	-.86	-.40	-.56	-.84	-.10	-.83	1.00

FICHER 2

MATRICE DES COEFFICIENTS DE CORRELATION TOTALE

	TEMP	PH	COND	S102	P	PROP	CA	MG	NA	K	NR	CL	NO3	SO4	MC03	ZH	CU	ZD1	TRI	S34	
TEMP	1.00	-.03	-.22	-.18	-.23	-.34	-.05	-.24	-.17	-.21	-.02	-.17	-.20	-.03	-.05	-.04	-.04	-.07	-.04	-.04	-.08
PH	-.03	1.00	-.03	-.10	-.31	-.07	-.42	-.01	-.20	-.07	-.39	-.02	-.07	-.02	-.33	-.32	-.02	-.39	-.36	-.22	-.22
COND	-.22	-.03	1.00	-.11	-.43	-.20	-.44	-.39	-.44	-.42	-.38	-.55	-.40	-.69	-.03	-.40	-.14	-.67	-.21	-.14	-.14
S102	-.18	-.10	-.11	1.00	-.09	-.27	-.11	-.12	-.36	-.13	-.27	-.31	-.47	-.42	-.04	-.04	-.08	-.09	-.00	-.00	-.00
P	-.23	-.31	-.43	-.09	1.00	-.03	-.34	-.48	-.39	-.37	-.42	-.53	-.12	-.67	-.03	-.61	-.13	-.24	-.03	-.00	-.00
PROP	-.34	-.07	-.20	-.27	-.03	1.00	-.02	-.11	-.29	-.00	-.19	-.27	-.12	-.38	-.33	-.04	-.34	-.15	-.31	-.26	-.26
CA	-.05	-.42	-.44	-.11	-.34	-.02	1.00	-.41	-.14	-.37	-.54	-.44	-.35	-.60	-.34	-.43	-.03	-.13	-.11	-.30	-.30
MG	-.24	-.01	-.35	-.12	-.44	-.11	-.41	1.00	-.23	-.48	-.32	-.40	-.22	-.27	-.38	-.45	-.34	-.05	-.09	-.08	-.08
NA	-.17	-.20	-.44	-.36	-.35	-.29	-.14	-.25	1.00	-.38	-.40	-.92	-.74	-.86	-.61	-.62	-.22	-.03	-.27	-.21	-.21
K	-.21	-.07	-.42	-.13	-.37	-.00	-.37	-.48	-.38	1.00	-.30	-.60	-.65	-.59	-.04	-.31	-.01	-.08	-.23	-.20	-.20
NR	-.02	-.34	-.38	-.27	-.62	-.19	-.54	-.32	-.40	-.30	1.00	-.79	-.41	-.80	-.23	-.72	-.04	-.18	-.10	-.18	-.18
CL	-.17	-.02	-.33	-.31	-.53	-.27	-.44	-.40	-.92	-.40	-.79	1.00	-.73	-.91	-.38	-.59	-.16	-.19	-.19	-.26	-.26
NO3	-.20	-.07	-.40	-.47	-.12	-.12	-.35	-.22	-.74	-.65	-.41	-.73	1.00	-.55	-.28	-.18	-.21	-.11	-.07	-.07	-.07
SO4	-.03	-.02	-.49	-.42	-.47	-.38	-.40	-.27	-.86	-.39	-.84	-.91	-.53	1.00	-.49	-.57	-.19	-.12	-.36	-.24	-.24
MC03	-.03	-.33	-.03	-.42	-.03	-.33	-.34	-.38	-.61	-.04	-.23	-.38	-.28	-.49	1.00	-.02	-.73	-.01	-.09	-.04	-.04
ZH	-.04	-.32	-.40	-.04	-.01	-.00	-.43	-.45	-.42	-.31	-.72	-.59	-.18	-.57	-.02	1.00	-.20	-.17	-.00	-.15	-.15
CU	-.04	-.02	-.14	-.04	-.15	-.38	-.05	-.34	-.22	-.01	-.04	-.16	-.21	-.19	-.23	-.28	1.00	-.06	-.14	-.25	-.25
ZD1	-.07	-.39	-.07	-.08	-.24	-.13	-.13	-.03	-.03	-.00	-.16	-.19	-.11	-.12	-.01	-.17	-.08	1.00	-.12	-.16	-.16
TRI	-.04	-.38	-.41	-.09	-.03	-.31	-.11	-.09	-.27	-.23	-.10	-.19	-.07	-.36	-.09	-.00	-.14	-.12	1.00	-.12	-.12
S34	-.08	-.22	-.14	-.00	-.00	-.20	-.40	-.08	-.21	-.20	-.18	-.26	-.17	-.04	-.15	-.25	-.16	-.12	1.00	-.12	1.00

FICHER 3



Figure 5.2 : Matrices de corrélation des fichiers 4 et 6

FICHER 4

MATRICE DES COEFFICIENTS DE CORRELATION TOTALE

	TEMP	PH	CA	MG	NA	K	CL	NO3	SO4	HCO3	SI02	RESI	MU	TRI	S34	SD1	SD2	S62	PRO
TEMP	1.00	-.55	.09	.34	.63	.23	.60	.15	.46	.03	-.31	.06	.46	.13	-.03	-.44	-.41	.35	.05
PH	-.55	1.00	-.01	-.22	-.47	-.19	-.43	-.42	-.33	.11	.28	-.13	-.34	-.16	-.01	.93	.92	-.37	.01
CA	.09	-.01	1.00	.49	.51	.16	.57	.17	.59	.59	.18	.27	.82	.34	.34	.24	.26	.62	-.15
MG	.34	-.22	.49	1.00	.50	.40	.50	.22	.55	.45	.05	.22	.69	.16	.02	-.08	.06	.43	.05
NA	.63	-.47	.51	.50	1.00	.28	.97	.16	.86	.12	-.04	.31	.88	.40	.19	-.37	-.33	.74	-.22
K	.23	-.19	.16	.40	.28	1.00	.28	.53	.20	.18	.02	.12	.32	-.01	.14	-.13	-.07	.14	.18
CL	.60	-.43	.57	.50	.97	.28	1.00	.20	.82	.14	-.04	.31	.89	.37	.19	-.32	-.26	.72	-.18
NO3	.15	-.42	.17	.22	.16	.53	.20	1.00	.20	.21	.05	.08	.23	-.20	.22	-.42	-.39	.28	.04
SO4	.46	-.33	.59	.55	.86	.20	.82	.20	1.00	-.05	.18	.23	.88	.49	.24	-.29	-.24	.69	-.39
HCO3	.03	.11	.59	.45	.12	.18	.14	-.21	-.05	1.00	-.14	.20	.37	.04	.06	.42	.47	-.04	.25
SI02	-.31	.28	.18	.05	-.04	.02	-.04	.05	.18	-.14	1.00	-.04	.09	.12	-.01	.18	.18	.22	-.18
RESI	.06	-.13	.27	.22	.31	.12	.31	.08	.23	.20	-.04	1.00	.33	.03	.11	-.05	-.03	.15	.02
MU	.46	-.31	.82	.69	.88	.32	.89	.23	.88	.17	.09	.33	1.00	.42	.27	-.13	-.07	.80	-.21
TRI	.13	-.16	.34	.16	.40	-.01	.37	-.20	.49	.04	.12	.03	.42	1.00	.23	-.13	-.14	.56	-.43
S34	-.03	-.01	.34	.02	.19	.14	.19	.22	.24	.06	-.01	.11	.29	.23	1.00	.04	.02	.29	-.34
SD1	-.44	.93	.24	-.08	.37	-.13	-.32	-.42	-.29	.42	.18	-.05	-.13	-.13	.04	1.00	.99	-.32	.08
SD2	-.41	.92	.26	.06	-.33	-.07	-.28	-.39	-.24	.47	.18	-.03	-.07	-.14	.02	.99	1.00	-.30	.11
S62	.35	-.37	.62	.43	.74	.14	.72	.28	.89	-.04	.22	.15	.80	.56	.29	-.32	-.30	1.00	-.48
PRO	.05	.01	-.13	.05	-.22	.18	-.18	.04	-.39	.25	-.18	.02	-.21	-.43	-.31	.08	.11	-.48	1.00

FICHER 6

MATRICE DES COEFFICIENTS DE CORRELATION TOTALE--ANALYSES DE LA DECHARGE DE FRETIN

	PH	RESI	CK	R.S.	SI02	CA	MG	NH4	NA	K	FE	MN	AL	CL	NO2	NO3	SO4	PO4	HCO3
PH	1.00	.54	-.30	.09	-.51	-.58	-.40	-.38	-.41	-.36	-.30	-.23	-.28	-.44	-.20	.20	-.26	-.28	-.57
RESI	.54	1.00	-.64	.05	-.85	-.86	-.33	-.78	-.90	-.84	-.62	-.49	-.27	-.89	-.26	.71	.35	-.13	-.95
CK	-.30	-.64	1.00	-.05	.68	.46	.19	.92	.81	.88	.80	.62	.21	.86	-.05	-.43	-.54	-.08	.76
R.S.	.09	.05	-.05	1.00	-.15	-.03	.00	-.05	-.11	-.07	-.06	-.11	-.01	-.17	-.10	.20	.15	-.05	-.11
SI02	-.51	-.85	.68	-.15	1.00	.64	.17	.79	.89	.86	.63	.53	.19	.88	.31	-.73	-.61	.08	.87
CA	-.58	-.86	.46	-.03	.64	1.00	.16	.62	.64	.60	.57	.41	.10	.71	.19	-.43	-.29	.01	.87
MG	-.40	-.33	.19	.00	.17	.16	1.00	.10	.23	.14	.11	-.11	.42	.17	-.16	-.25	.20	.75	.27
NH4	-.38	-.78	.92	-.05	.79	.62	.10	1.00	.88	.97	.87	.69	.26	.92	.05	-.48	-.63	-.08	.88
NA	-.41	-.90	.81	-.11	.89	.64	.23	.88	1.00	.95	.71	.56	.35	.97	.22	-.78	-.47	-.01	.90
K	-.36	-.84	.88	-.07	.86	.60	.14	.97	.95	1.00	.81	.65	.29	.95	.15	-.63	-.57	-.05	.89
FE	-.30	-.62	.80	-.06	.63	.57	.11	.87	.71	.81	1.00	.72	.32	.78	-.17	-.35	-.61	-.09	.77
MN	-.23	-.49	.62	-.11	.53	.41	-.11	.69	.56	.65	.72	1.00	.01	.59	-.07	-.31	-.52	-.08	.58
AL	-.28	-.27	.21	-.01	.19	.10	.42	.26	.35	.29	.32	.01	1.00	.33	.11	-.27	-.07	.04	.28
CL	-.44	-.89	.86	-.17	.88	.71	.17	.92	.97	.95	.78	.59	.33	1.00	.18	-.67	-.56	-.10	.93
NO2	-.20	-.26	-.05	-.10	.31	.19	-.16	.05	.22	.15	-.17	-.07	.11	.18	1.00	-.47	-.61	-.10	.17
NO3	.20	.71	-.43	.20	-.73	-.43	-.25	-.45	-.78	-.65	-.35	-.31	-.27	-.67	-.47	1.00	.08	-.08	-.63
SO4	.26	.35	-.54	.15	-.61	-.29	.20	-.63	-.47	-.57	-.61	-.52	-.07	-.56	.01	.08	1.00	.07	-.53
PO4	-.28	-.13	-.08	-.05	.08	.01	.75	-.08	-.01	-.05	-.09	-.08	.04	-.10	-.10	-.08	.07	1.00	.08
HCO3	-.57	-.95	.76	-.11	.87	.87	.27	.84	.90	.89	.77	.58	.28	.93	.17	-.63	-.53	.08	1.00

BFS
LILLE

Les coefficients de corrélation sont testés au seuil de 95% de crédibilité par le test du T de STUDENT ; les valeurs ainsi crédibles de la matrice de corrélation sont soulignées.

5222 - Examen des matrices de corrélation (fig. 5.1 et 5.2)

Une relation patente soulignée par l'étude du Fichier 1 concerne la liaison entre la minéralisation totale, le calcium et les bicarbonates. Ainsi les liaisons sont élevées entre le TAC et le TH ($r_1 = 0.83$)* ou entre le TAC et HCO_3^- ($r_1 = 0.55$). De même le TH et le calcium ($r_1 = 0.91$), le TH et le résidu sec à 105°C ($r_1 = 0.58$) et (TH, HCO_3^-) ; $r_1 = 0.82$.

Ces relations sont désormais classiques dans une eau bicarbonatée calcique comme l'eau de la nappe de la craie.

Ces interdépendances sont renforcées lorsque l'on examine le Fichier 2 relatif au Bassin Minier ; ainsi le couple (R.S. , TH) montre une corrélation qui passe à 0.92 (au lieu de 0.58). Mais il faut noter que les meilleurs résultats obtenus en général sur le Fichier 2 sont dus également au plus faible nombre d'échantillons ($n = 18$).

De même la contribution des anions majeurs à la minéralisation est importante :

(SO_4^{--} , R.S.) ; $r_1 = 0.48$, $r_2 = 0.92$, (NO_3^- , R.S.) ; $r_1 = 0.52$,

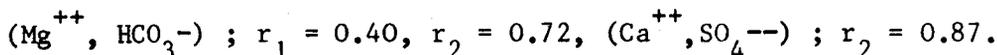
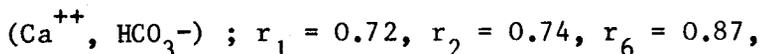
(Cl^- , R.S.) ; $r_1 = 0.41$, $r_2 = 0.97$.

Déjà on remarque que dans le cas du Bassin Minier, la minéralisation est surtout due aux chlorures, aux sulfates ainsi qu'au sodium et au calcium, tandis que dans le Cambrésis, la conductivité se corrèle moyennement avec la plupart des ions majeurs.

Les liaisons entre les anions et cations de la balance ionique sont, elles aussi classiques et rejoignent les précédentes relations : (Na^+ , Cl^-) ; $r_2 = 0.97$, $r_1 = 0.67$, $r_4 = 0.97$, (K^+ , Cl^-) ; $r_1 = 0.64$, $r_6 = 0.95$, $r_3 = 0.60$. On remarque que la liaison (K^+ , Cl^-) pour le Bassin Minier n'est pas significative, ce qui montre le déséquilibre existant au sein même des métaux alcalins. En conséquence, la corrélation entre K^+ et Cl^- dans l'ensemble Bassin Minier-Cambrésis, devient non significative au seuil de 95% de crédibilité.

* l'indice de r désigne le numéro du fichier.

Les autres relations bien connues au sein de la balance ionique concernent les couples :



On note cependant que la liaison ($\text{Ca}^{++}, \text{SO}_4^{--}$) n'est pas significative à Fretin ; cette relation qui représente la mise en solution du gypse, comme le montre la liaison de ($\text{SO}_4^{--}, \text{SAT (gypse)}$) ; $r_4 = 0.89$, est donc meilleure dans le Bassin Minier que dans la zone rurale du Cambrésis. Les modes de minéralisation en sulfates sont donc différents selon les conditions. Les sulfates du Bassin Minier accompagnant le calcium dans son évolution, proviendraient de la dissolution de gypse. Les analyses isotopiques du soufre ont montré que cette hypothèse pouvait être confirmée dans certains cas. En effet, ces mêmes analyses évoquent également une origine sédimentaire du soufre : celui-ci peut provenir de l'oxydation et du lessivage des pyrites contenues dans les schistes houillers déposés en terrils. Les produits en résultant étant de l'acide sulfurique et de l'oxyde de fer ferrique qui précipite. L'attaque de la craie provoque la solubilisation dans la nappe de sulfate de calcium.

Une relation intéressante concerne l'association de NO_3^- et des métaux alcalins (Na^+ et K^+). Dans le Cambrésis, la corrélation ($\text{NO}_3^- , \text{Na}^+$) est forte ; $r_3 = 0.74$, alors qu'elle est mauvaise dans le Bassin Minier et à Fretin. Dans ce dernier cas la relation est meilleure entre Na^+ et NH_4^+ ; $r_6 = 0.88$. Dans les conditions chimiques créées par les déchets déposés dans la décharge, la matière organique est dégradée en milieu anaérobie avec production d'ammoniaque et de Na Cl . Dans un milieu aqueux plus oxydant, l'ammoniaque non complexée est oxydée en nitrites et en nitrates. Par contre, dans les deux cas (Cambrésis et Fretin), les corrélations ($\text{NO}_3^- , \text{Cl}^-$) et ($\text{NO}_3^- , \text{NH}_4^+$) sont excellentes ; $r_3 = 0.73$ et $r_6 = 0.92$, ce qui abonde dans le sens d'une origine similaire de ces ions.

Il est certain qu'à Fretin la matière organique en décomposition explique la minéralisation en chlorures comme des dérivés de l'azote ; l'analogie des relations dans le Cambrésis suggère également le fait que les nitrates comme les chlorures proviennent de la dégradation de matières organiques. Le Cambrésis étant une région à vocation principalement agricole, la matière organique peut provenir d'épandages de fumier ou de lisier.

Dans le Bassin Minier, les nitrates sont indépendants de la plupart des autres variables ; il est probable que les conditions souvent réductrices du milieu aqueux modifient l'évolution des nitrates par rapport aux autres ions, ainsi que le suggèrent les relations des variables avec les delta ^{15}N de l'azote des nitrates. On remarque que les $\delta^{15}\text{N}$ sont bien corrélés avec les variables témoins de la minéralisation : R.S, Ca, Na, SO_4^{--} . Il s'agit de la manifestation de phénomènes déjà mis en évidence (chapitre 4).

Parmi les relations intéressantes, on peut citer le tritium associé aux variables caractéristiques de la minéralisation générale dans le Bassin Minier (R.S., Ca^{++} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{--}). Cette dernière observation témoigne de la relation étroite existant entre la minéralisation de la nappe et sa vulnérabilité.

L'examen de la matrice de corrélation du Fichier 4 (association Cambrésis-Bassin Minier) met en évidence l'antagonisme du tritium et de la profondeur de la nappe ($r_4 = -0.43$), ainsi que nous l'avons déjà signalé précédemment.

On distingue également la forte corrélation des indices de saturation de l'eau par rapport à la calcite et à la dolomite (compte tenu des ions libres) avec le pH, ce qui s'explique par l'intervention du pH dans l'équation de transformation de HCO_3^- en CO_3^{--} et par là même dans le calcul du produit ionique Q de la relation
$$\text{SAT} = \log \frac{Q}{K_T} .$$

Par contre, on ne note pas de bonne liaison entre les deux indices SAT déjà cités avec le calcium et le magnésium. On notera donc l'importance du pH dans les calculs de saturation en aquifère calcaire et par voie de conséquence la nécessité de mesurer le pH sur le terrain avec précision.

523 - Analyse factorielle des correspondances

5231 - Généralités

L'analyse factorielle des correspondances (Benzecri et al. ; 1970, dans Lebart et Fénelon ; 1971) apparaît comme une évolution de l'analyse factorielle simple. Son originalité réside dans l'utilisation de la distance du Khi-deux et dans la représentation conjointe des échantillons et des variables sur les plans formés par les axes factoriels pris deux à deux*.

* On trouvera dans Lebart et Fénelon (1971) et Cehessat (1976) la théorie mathématique concernant les différents types d'analyses factorielles.

Après de nombreux essais d'autres types d'analyses factorielles nous avons utilisé l'analyse factorielle des correspondances, les données étant préalablement centrées et réduites. C'est en effet cette dernière méthode qui nous a donné les meilleurs résultats.

Trois analyses sont présentées ici ; elles concernent le fichier 1 (hydrochimie du Cambrésis), le fichier 3 (hydrochimie et isotopes du Cambrésis) et le fichier 6 (pollution de la nappe à Fretin).

5232 - Analyse factorielle des correspondances des analyses

 chimiques de la nappe de la craie dans le Cambrésis

 (données centrées et réduites) - fichier 1 -

Nous avons étudié ici les données rassemblées dans le fichier 1, c'est-à-dire l'ensemble des analyses chimiques complètes disponibles concernant le Cambrésis.

Le tableau de la figure 5.3 indique que les cinq premières valeurs propres résultant de la diagonalisation de la matrice initiale, expliquent 77% de la variance ; nous arrêterons donc l'interprétation au cinquième facteur.

Valeur propre	% d'explication
0,0414	38,7
0,0194	18,1
0,0116	10,8
0,0098	9,2
0,0061	5,73

Figure 5.3 : Valeurs propres des cinq premiers facteurs

Le premier facteur s'explique par le calcium et les bicarbonates, associés aux chlorures, sulfates et les alcalins. Il s'agit donc de la représentation indirecte de la minéralisation générale de l'eau.

Le deuxième axe est difficile à interpréter car les variables contributives sont également corrélées avec les autres axes ; cependant la meilleure variable explicative de ce second facteur reste la saturation par rapport à la dolomite.

Le troisième axe reprend l'opposition Résistivité-Résidu sec, accompagnée par la pression partielle du CO_2 dissous. Le quatrième axe est dirigé uniquement par l'opposition Silice-Magnésium. Enfin, le cinquième axe concerne l'opposition des nitrates avec la saturation de l'eau par rapport au gypse. L'interprétation des derniers facteurs n'est pas évidente, bien que les variables contributives ressortent parfaitement.

Il importe maintenant d'examiner la répartition des échantillons sur les diagrammes des variables.

Nous avons choisi de discuter les graphiques formés par les axes 2, 3 (fig. 5.4) et les axes 4 et 5 (fig. 5.5). L'axe 1 est en effet trop influencé par les eaux de surface très chargées en sels dissous et repousse les eaux souterraines en provoquant peu de dispersion au sein des échantillons.

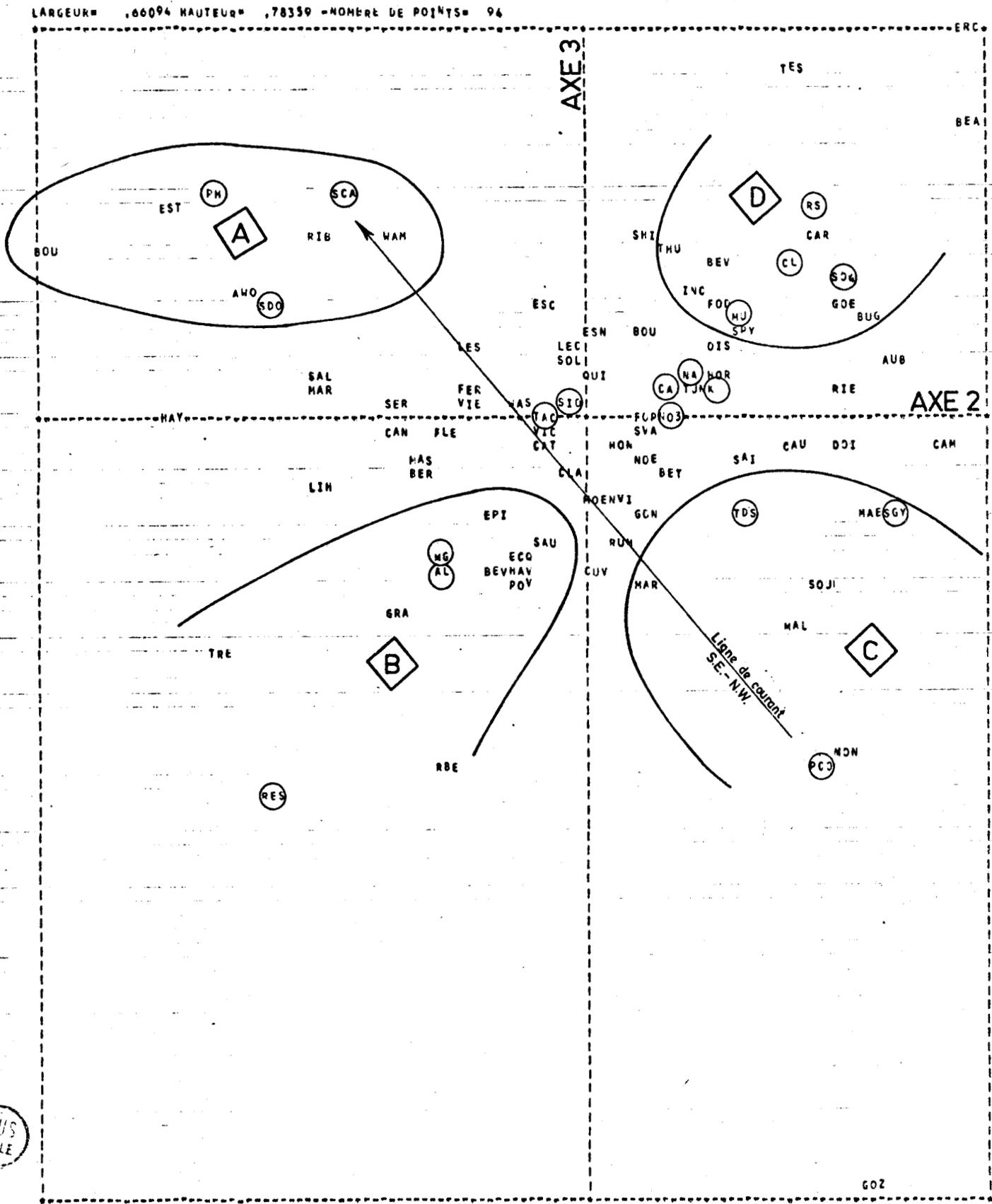
La projection des points représentatifs sur le plan des axes 2 et 3 est intéressante : d'une part, on note l'opposition du R.S. et de la résistivité sur la bissectrice de l'angle formé par les deux axes ; la résistivité a en effet une forte contribution à l'axe 3 et aussi une bonne corrélation avec l'axe 2. De même, l'autre bissectrice est occupée par l'opposition pH, $\text{SAT}_{(\text{calci})}$ et $\text{SAT}_{(\text{dolo})}$ avec la pression partielle du CO_2 . La forme du nuage des observations prend la forme d'un V pour répondre à toutes les tendances exprimées par les deux axes ; cette disposition indique que le facteur 3 est corrélé au deuxième par une relation polynomiale du second degré (Lebart et Fénelon ; 1971). En partant de la tendance pH et $\text{SAT}_{(\text{dolo})}$, on trouve :

- Boussières, Estourmel, Ribecourt-la-Tour, Awoingt, Wanbaix (Pôle A ; pH, SAT calci).

Il s'agit de captages regroupés au Sud-Est de Cambrai ; la nappe de la craie est libre, l'eau a tendance à être sursaturée en carbonates.

- Cattenières, Clary, Solesmes, Quiévy, sont situés au centre du graphique et ne sont donc pas expliqués par les axes 2 et 3. Cependant, on note l'attraction de Trescaut, Graincourt, Proville, Havrincourt, par la résistivité (pôle B) ; ce sont les forages situés dans la région sud de Cambrai, où la nappe est a priori la moins minéralisée.

Figure 5.4 : Analyse des correspondances du fichier 1 : graphique des axes 2 et 3



- Malincourt, Montigny, St Souplet, Marez, Guzeaucourt, sont les forages où la nappe est profonde, avec un recouvrement parfois important de terrain tertiaire argileux (pôle C ; SAT gypse, PCO_2). L'activité bactérienne fait alors augmenter la pression partielle de CO_2 dissous, sans pour autant avoir une influence sur l'agressivité de l'eau par rapport à la calcite. Par contre, ces eaux contiennent peu de sulfates ce qui provoque la tendance à la sous-saturation par rapport au gypse. Les captages sont tous situés en amont de la nappe, dans le Sud-Est du Cambrésis.

On peut dès maintenant remarquer que ces captages s'alignent grossièrement sur la ligne de courant (Sud-Est ; Nord-Ouest) et se retrouvent sur le graphe au niveau du passage Pression partielle de CO_2 à SAT calcite. Les points situés de part et d'autre de cette droite correspondront à une faible minéralisation (influence de résistivité) ou à une forte minéralisation (influence du résidu sec).

Les derniers captages (pôle D ; R.S, SO_4^{--} , Cl^-) s'associent donc à l'influence de résidu sec ; Carnières, Goelzin, Bevillers, Thun-Lévêque, ou à une relation avec les eaux de surface ; Beauvois.

Le graphique relatif aux axes 4 et 5 disperse les variables qui avaient tendance à être au centre sur le plan factoriel (2, 3) : NO_3^- , SiO_2 , Mg^{2+} .

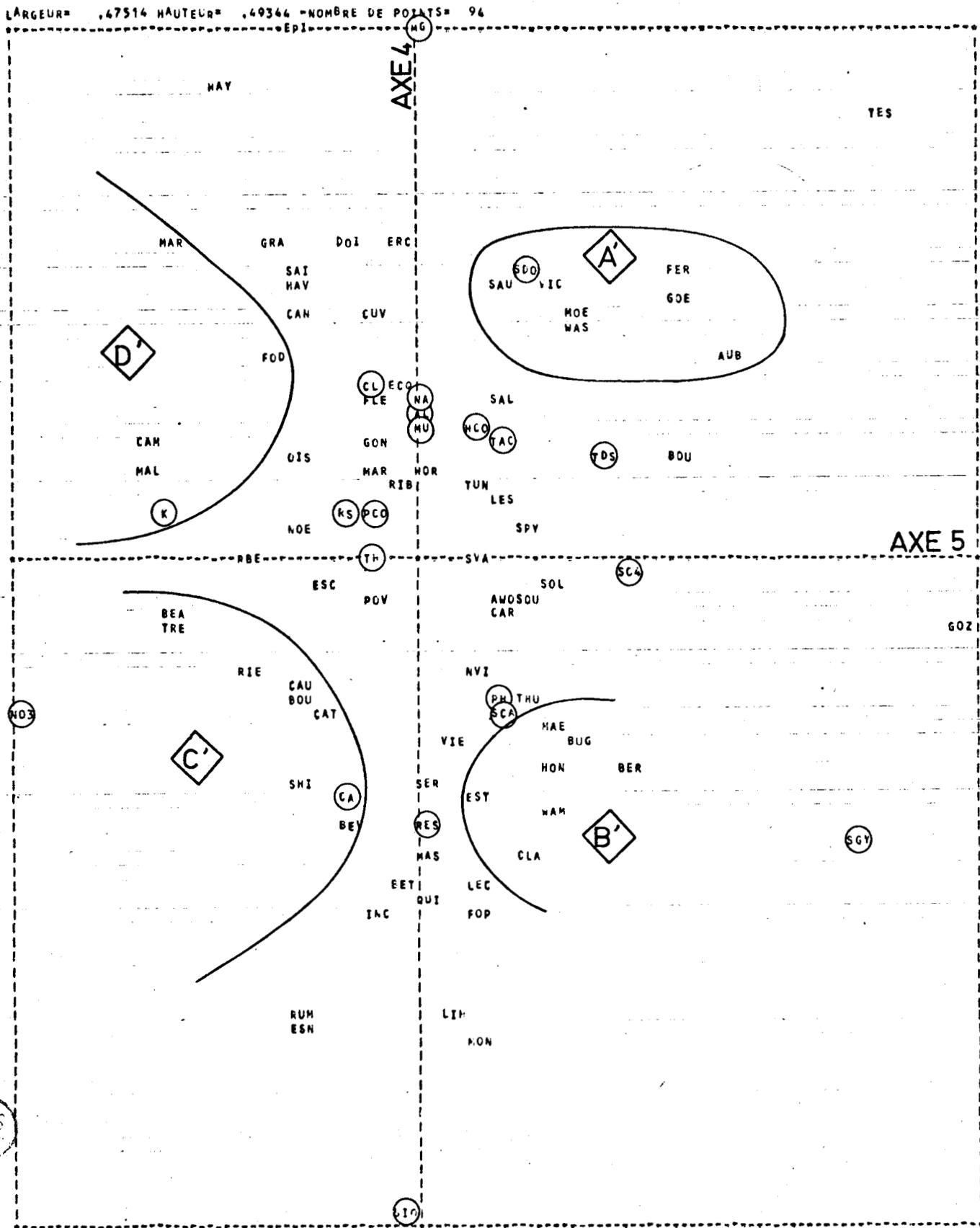
C'est ainsi que l'on trouve une autre distribution des observations, celle-ci étant disposée selon l'influence de l'antagonisme $\text{SiO}_2 - \text{Mg}^{2+}$ (axe 4) et de l'opposition $\text{NO}_3^- - \text{SAT gypse}$.

Comme pour le graphique précédent, on découvre plusieurs tendances dont les limites ne sont pas tranchées (fig. 5.5) :

- le premier quadrant Nord-Est (pôle A') est dominé par l'influence de la relation eau de surface - nappe : Férin, Goelzin, Wasnes-au-Bac, Aubigny-au-Bac, sont des captages situés près d'une rivière (l'Escaut ou la Sensée). L'eau est assez minéralisée et sur-saturée par rapport à la dolomite,

- le passage au deuxième quadrant se fait avec un approfondissement du niveau de la nappe et la présence d'un recouvrement argileux. L'eau est ici sous-saturée par rapport au gypse, la minéralisation silicatée pouvant provenir de la destruction de minéraux argileux (pôle B' ; Marez, Honnechy, Estoumel, Clary),

Figure 5.5 : Analyse des correspondances du fichier 1 : graphique des axes 4 et 5



- le troisième quadrant (pôle C') rassemble les captages dont les eaux sont minéralisées en nitrates (Caudry, Rieux, Trescault, St Hilaire, Bévillers).

Il s'agit d'influences agricoles (Bevillers-Trescault), de la proximité d'un cours d'eau (Boussière, St Hilaire, Rieux) sans que la relation de transfert chimique soit mise en évidence, ou de l'influence de l'urbanisation (Caudry, Beauvois),

- le quatrième quadrant (pôle D') indique la présence de nitrates (proximité de l'axe 5) et de potassium ; l'association (NO_3^- , K) se retrouve autant avec des eaux de captage proches de zones industrialisées et urbanisées (Cambrai, Beauvois, Malincourt) que des zones agricoles (Fontaine-notre-Dame, Marquion).

La partie proche du pôle magnésium regroupe des captages situés en zone agricole, mais où la couche de limon superficiel peut être épaisse (Havrincourt, Graincourt, Marcoing).

En définitive, même si l'on peut observer une certaine répartition géographique, la signification des oppositions (Silice, Mg^{2+}) et (nitrates, SAT) n'est pas évidente. Nous avons essayé d'affiner les premières conclusions en effectuant une cartographie des valeurs propres du quatrième et du cinquième facteur (fig. 5.6 et 5.8) :

le quatrième facteur est celui donnant le plus de contrastes des valeurs propres : l'isovaleur 0 sépare la partie Sud-Est du Cambrésis du reste de la zone étudiée. Le pôle silice, caractérisé par les valeurs négatives, est concentré sur la région de Caudry et suit le torrent d'Esnes jusque Masnière. Par opposition, les valeurs propres positives sont regroupées à l'W et au N de Cambrai.

Mise à part la présence des argiles landéniennes dont l'altération pourrait apporter de la silice, on peut admettre qu'une forte épaisseur de limon peut favoriser le lessivage de la silice au contact avec la craie, d'une manière comparable au phénomène mis en évidence à Sainghin-en-Mélantois (chapitre 3) ; le processus d'échange magnésien au sein des couches tétraédriques et octaédriques des feuillets argileux pouvant également jouer ici.

Le graphe $\text{SiO}_2 = f(\text{Mg}^{2+})$ - (fig. 5.7) permet de constater que l'antagonisme de ces deux éléments est dû à des eaux provenant des forages profonds du SE du Cambrésis. En effet le rapport $\text{SiO}_2/\text{Mg}^{2+}$ se rapproche de 1 pour les autres échantillons d'eau (famille A) et la baisse du taux de magnésium s'accompagne d'une augmentation de teneur en silice dans les captages traversant une couverture argileuse ou une forte épaisseur de limon (famille B). Ceci confirme l'hypothèse d'échange aux seins des minéraux phylliteux.

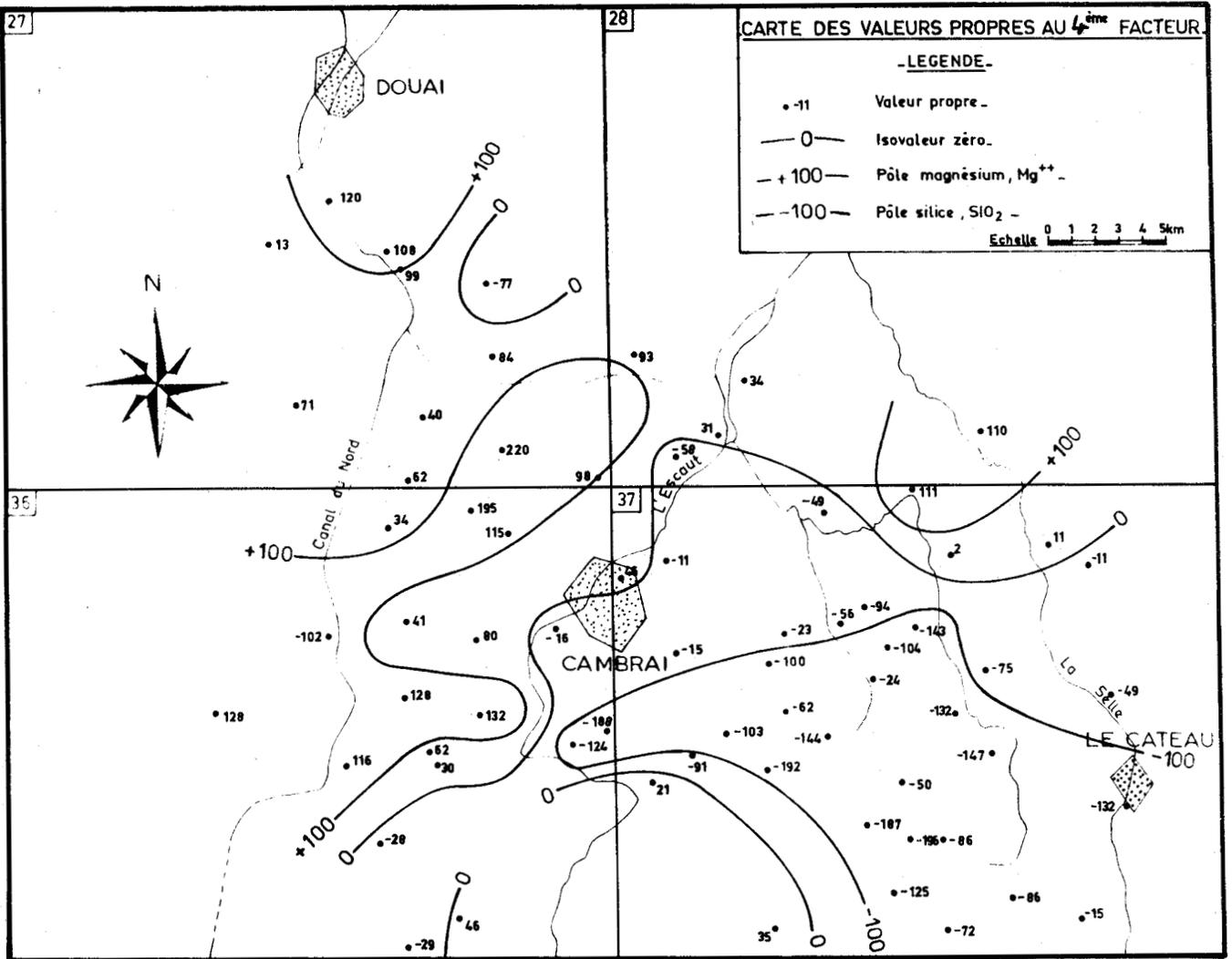
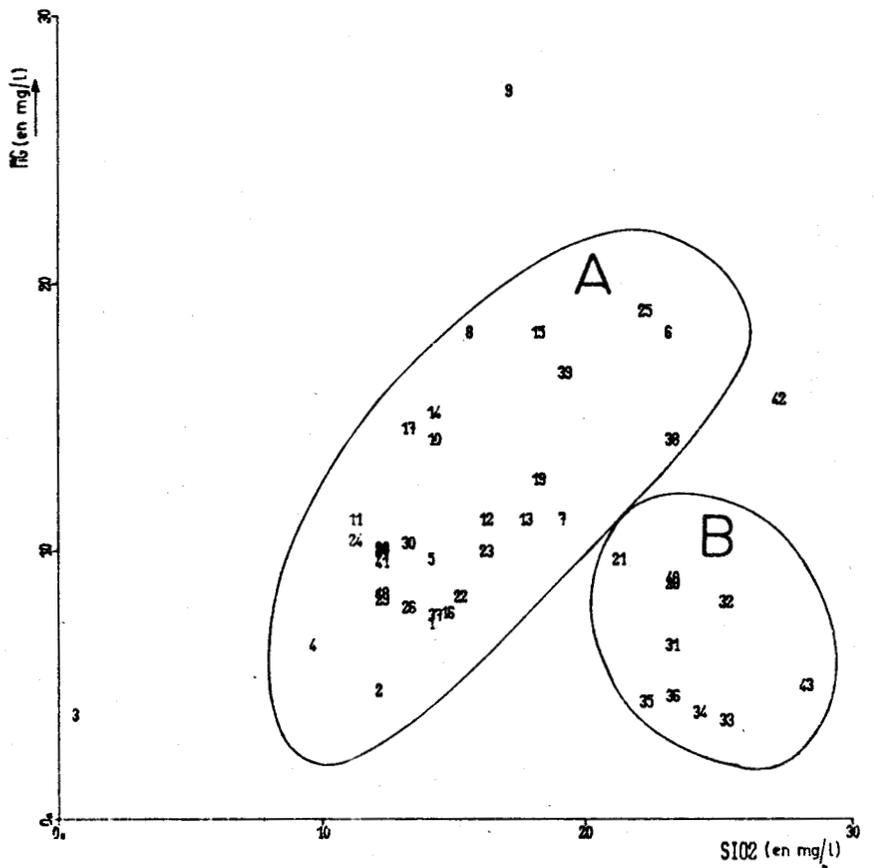


Figure 5.6 : Carte des valeurs propres au 4ème facteur

Figure 5.7 : Graphe de la relation $SiO_2 = \beta(Mg^{2+})$



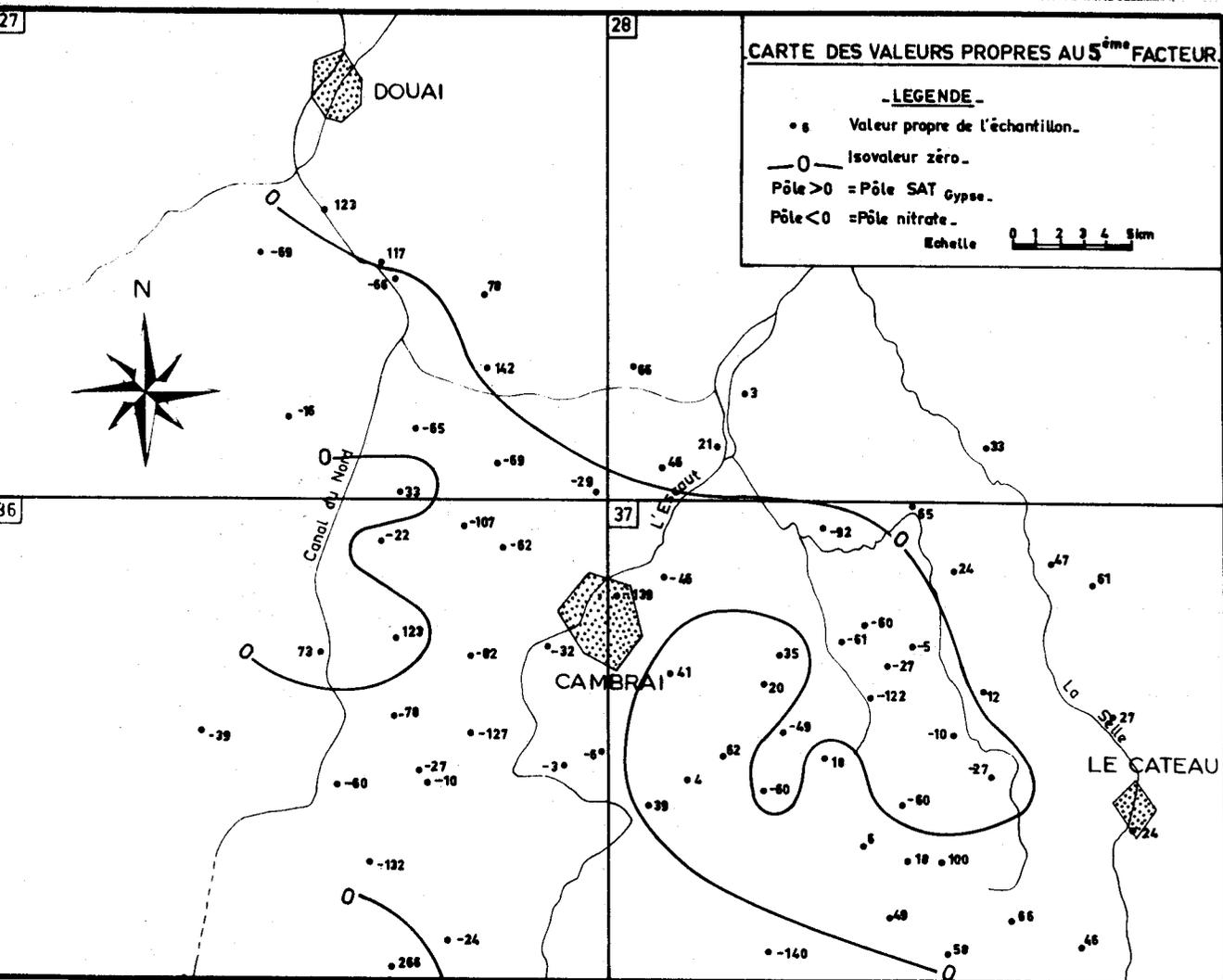


Figure 5.8 : Carte des valeurs propres au 5ème facteur

L'examen de la cartographie des valeurs propres du cinquième facteur (fig. 5.8) révèle que les valeurs positives relatives au SAT gypse sont situées sur la région amont de la nappe, mais à l'exclusion de la zone urbanisée de Caudry-Beauvois, ainsi que Cattenières et Esnes. Les valeurs positives sont encore disposées au NE de Cambrai, dans la partie aval de l'Escaut. Les points négatifs sont caractéristiques des régions agricoles au SW et au NW de Cambrai, ainsi que les zones urbanisées et industrialisées de Cambrai et de Caudry. En fait, on retrouve en grande partie la carte des nitrates, l'ion NO_3^- dominant le facteur 5 ; le pôle SAT gypse indiquant indirectement une nappe peu sulfatée.

5233 - Analyse des correspondances des analyses chimiques de l'eau

 de la nappe de la craie sous la décharge de Fretin

Les analyses concernent donc la surveillance hydrochimique de la nappe de la craie sous la décharge d'ordures ménagères de Fretin (chapitre 3). Nous avons analysé les correspondances du tableau des données de 28 analyses pour 19 variables.

Ces analyses sont représentées dans les tableaux factoriels par une lettre figurant le piézomètre et d'un chiffre donnant la date des prélèvements (avril à juin 1977) :

Piézomètre	P1	P2	P3	P4	P6	P7	P8	P9	P10
Lettre	F	G	H	I	A	B	C	D	E

(l'implantation des piézomètres est donnée sur la figure 3 du chapitre 3)

Comme précédemment, les données ont été centrées et réduites ; l'interprétation des axes factoriels est la suivante :

1er axe (explication : 44%) : comme dans les autres cas c'est la minéralisation qui représente le premier axe, avec la résistivité, NO_3^- et SO_4^{2-} ,

2ème axe (explication : 14,2%) : les contributions les plus importantes du second axe sont fournies par le magnésium et l'ion phosphate PO_4 , ce qui ne donne pas d'interprétation simple,

3ème cas (explication : 9,8%) : cet axe est expliqué uniquement par l'ion nitrite NO_2^- ,

4ème axe (explication : 6,8%) : la meilleure contribution est fournie par l'opposition R.S. - Al. Le calcium étant associé au R.S.,

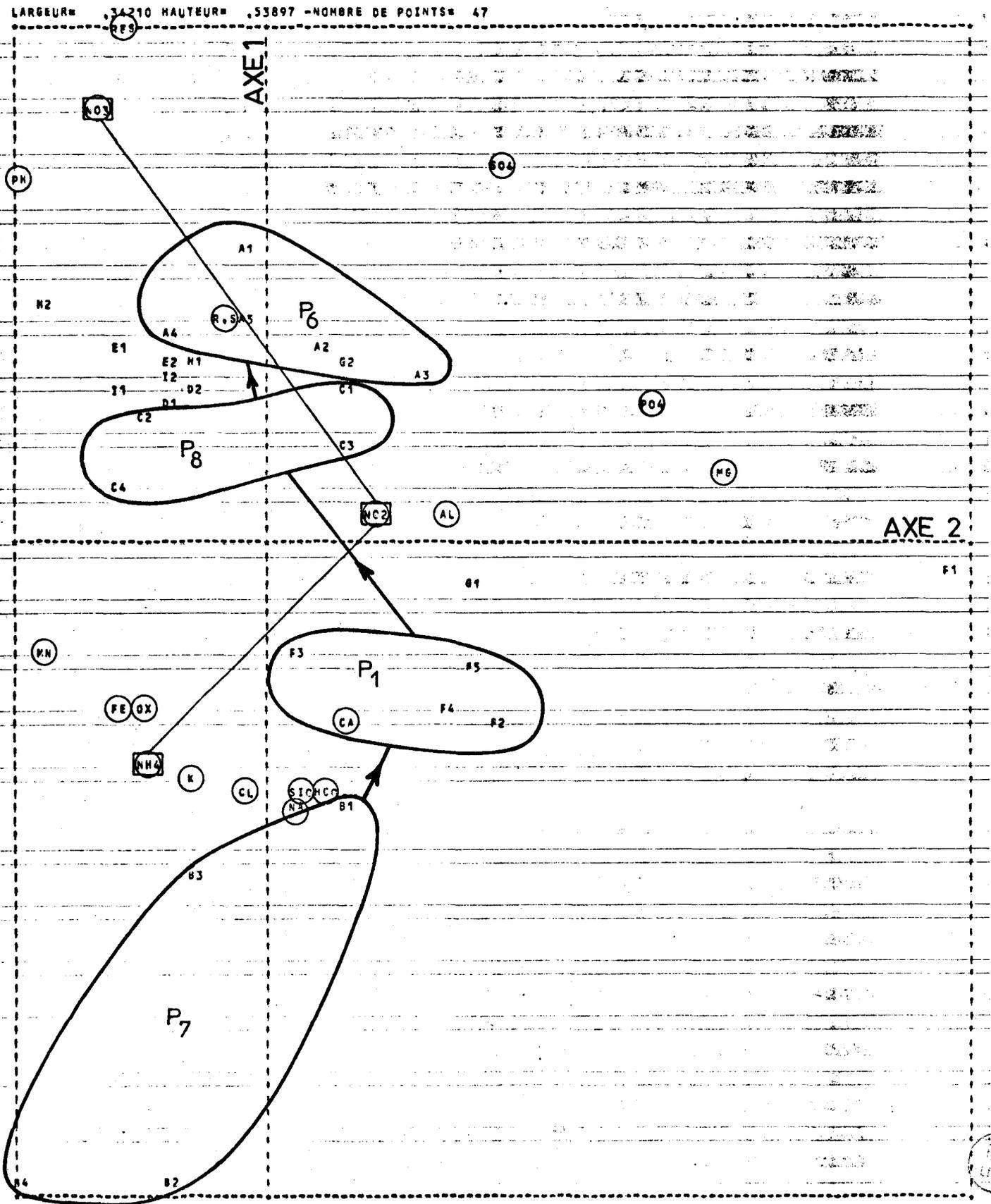
5ème axe (explication : 6,3%) : ce dernier axe est encore expliqué par le R.S., l'aluminium et l'ion phosphaté.

On se rend compte que le fait de centrer et réduire les variables a pour effet de déplacer l'influence de la minéralisation sur tous les axes. L'interprétation générale doit tenir compte de ce phénomène.

Le plan des axes 1 et 2 (fig. 5.9) montre la répartition des prélèvements surtout sur l'axe de la minéralisation. On note également la position des éléments azotés et du Ph le long de ce même axe. Ainsi les éléments responsables d'un milieu réducteur sont situés dans la partie négative de l'axe 1 : NH_4 , Fe, oxydabilité chimique, Mn, auxquels s'associent quelques ions : silice, HCO_3^- , Cl^- , Na^+ .

La présence de la silice dans un milieu a priori acide est étonnante, mais elle apporte très peu de contribution à l'axe. Nous avons d'ailleurs vu que la silice pouvait provenir des ordures déposées dans la décharge ou du résidu siliceux subsistant après l'attaque de la matrice carbonatée.

Figure 5.9 : Analyse des correspondances du fichier 6 ; plan des axes 1 et 2



Le passage du milieu réducteur acide (P7 et P1) au milieu oxydant à pH neutre se fait par l'intermédiaire de l'ion nitrite (associé à l'aluminium) vers l'ion nitrate. Le changement de milieu se fait nettement du P1 au P8, puis d'une manière plus floue vers le reste des piézomètres de contrôle. On note que l'ion sulfate se situe dans la partie du graphique caractéristique du milieu oxydant.

L'examen du plan factoriel (3,4) (fig. 5.10) amène plusieurs remarques :

La dispersion du nuage de point est bonne. On note que plusieurs échantillons relatifs au même piézomètre s'allongent suivant les axes ; en particulier les points B et F (P1 et P7) avec l'axe des nitrites (axe 3), et les points A (P6) selon la conséquence de la modification continue des conditions chimiques de la nappe (conditions de température, de pH, de Eh), modifiant les solubilités des éléments et surtout des métaux en trace (Al, Fe, Mn).

Ceci est surtout valable au P7 et P1, où le chimisme de l'eau, tout en étant réducteur, subit de grandes modifications de pH ; le P8 se montre plus régulier dans son évolution pH - métrique.

Les modifications chimiques enregistrées au P6 concernent également le pH, mais à des niveaux affectant seulement la solubilité du carbonate de calcium.

On note cependant la forte différenciation du comportement chimique de l'eau non affectée par la décharge (P6) avec l'eau polluée.

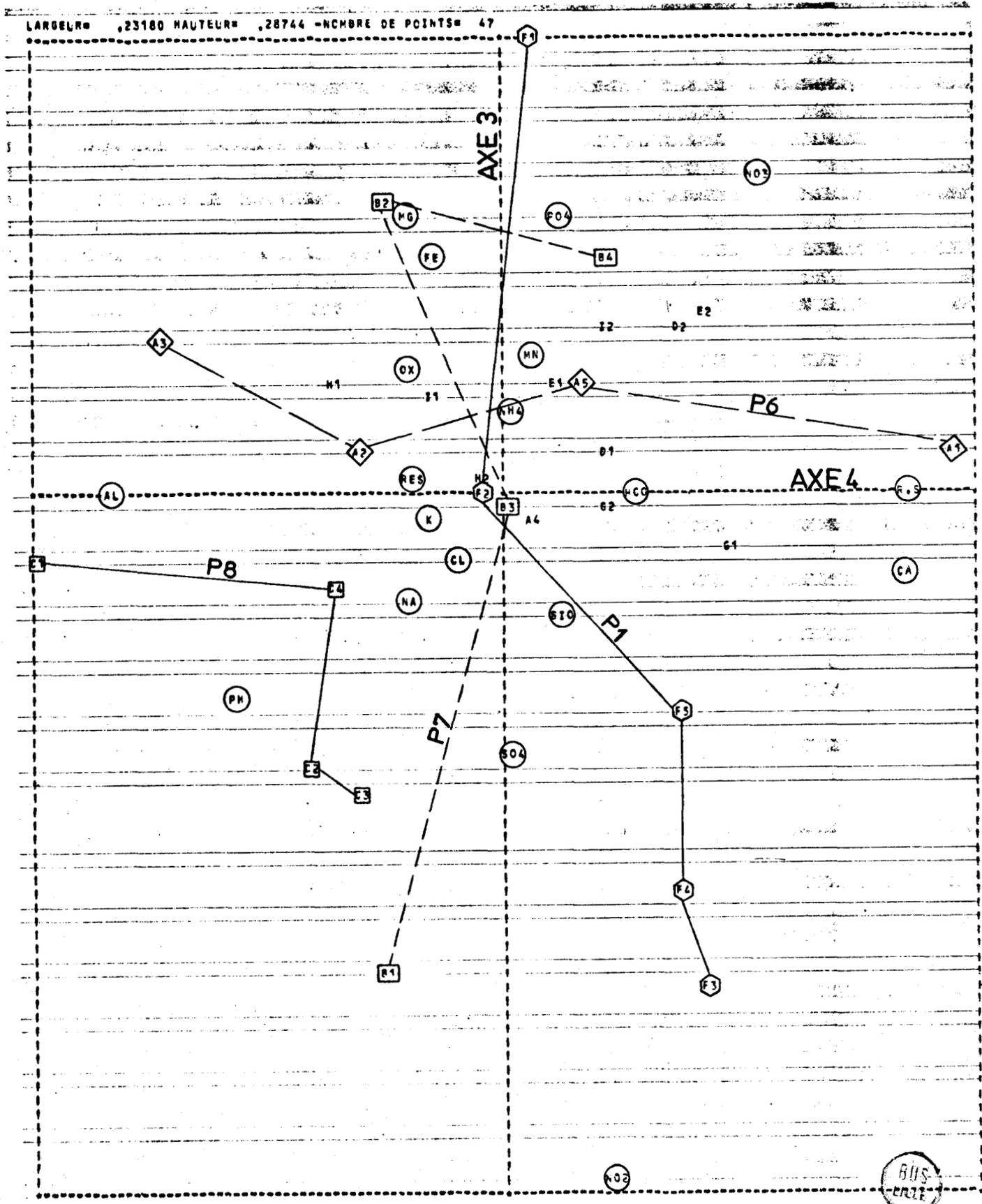
53 - Conclusions

Du point de vue des méthodes employées, on retiendra la faculté de synthèse et de visualisation des phénomènes prodiguée par l'analyse factorielle des correspondances. L'efficacité de celle-ci est améliorée lorsque l'on centre et que l'on réduit les variables, ce qui a pour effet d'atténuer l'effet de taille des individus. Il est alors nécessaire de déplacer l'origine, l'analyse des correspondances n'admettant que des nombres positifs ; cette manipulation n'entraîne que peu d'erreurs dans l'interprétation générale.

D'une façon générale, l'analyse des correspondances d'un tableau de données hydrochimiques amène trois constatations :

Le premier facteur est toujours la représentation de la minéralisation générale de l'eau, même quand celle-ci n'est pas introduite dans les données, avec des variables typiques (résidu sec, T.D.S., résistivité, force ionique).

Figure 5.10 : Analyse des correspondances du fichier 6 ; plan des axes 3 et 4



L'interprétation d'analyses de données régionale ou locale permet généralement de relier le comportement chimique de l'eau aux paramètres régissant celles-ci : géochimie, géologie, environnement.

Enfin l'examen des relations inter-élément peut déboucher sur la mise en évidence de phénomènes parfois oubliés dans l'étude des résultats analytiques ; nous avons ici l'exemple de l'antagonisme (SiO_2 , Mg^{2+}) à l'échelle régionale.

CONCLUSION

61 - Généralités

Cette étude, qui demeure très incomplète, nous a permis de constater l'ampleur du problème abordé, en même temps que le relatif manque de travaux effectués à ce jour dans le domaine de l'hydrogéochimie de la nappe de la craie.

Intuitivement, nous avons essayé de travailler sur quelques problèmes dont nous savions qu'ils avaient une importance sur la minéralisation de la nappe, que ce soit dans le domaine de l'acquisition naturelle du chimisme de l'eau comme de la pollution de la nappe. En effet, il s'est rapidement confirmé que l'état chimique de l'eau de nappe est la conséquence de son transfert dans la zone non saturée et de la lithologie de celle-ci. Les principales modifications chimiques affectant la nappe étant dues à des pollutions d'origine humaine.

62 - Acquisition naturelle du chimisme de la nappe

L'eau de pluie, en entraînant les pollutions atmosphériques, contribue à la minéralisation de la nappe par l'intermédiaire de la zone non saturée, qui comporte généralement dans le Nord de la France, un recouvrement de limons pléistocènes (3,5m à Sainghin-en-Mélantois), sur la craie du Séno-Turonien.

La recherche du tritium a montré que les vitesses d'infiltration des solutions sont lentes dans les limons (0,8m à 1,2m par an), et certainement aussi lentes dans la craie. Le contact de l'eau avec la matrice minérale provoque des réactions chimiques (eau-roche), principalement en fonction des échanges cationiques, des remplacements atomiques au sein des couches tétraédrique et octaédrique des phyllites et du pH.

On distingue ainsi plusieurs zones dans les limons : une première zone d'activités bactériennes, les acides humiques favorisant la mise en solution de colloïdes alumineux ; ensuite vient la zone d'altération, subdivisée en un horizon lessivé et une zone d'accumulation de minéraux insolubles de la craie (smectites en particulier) : c'est à ce niveau que les solutions percolantes sont les plus concentrées. La présence simultanée de minéraux argileux et de carbonates joue un rôle important dans la solubilisation de la silice, pendant que les métaux lourds sont retenus par un niveau d'argile résiduelle à haute teneur en montmorillonites, jouant un rôle de "barrière géochimique". Le passage dans la craie s'accompagne d'une baisse généralisée des concentrations en solution : le chimisme de l'eau est alors déjà comparable à celui de la nappe, mises à part les teneurs en sulfates et chlorures ; ces solutés diffusant vers le haut pour minéraliser la base la zone non saturée.

Du fait de la lenteur de l'infiltration, les phénomènes de déplacement par diffusion moléculaire tiennent certainement une large place que nous n'avons pu mettre clairement en évidence, surtout au niveau de la différenciation en eau libre et eau liée.

63 - Comportement chimique de la nappe

Le faciès chimique de l'eau de la nappe de la craie est classiquement bicarbonaté calcique. On retrouve dans l'eau les éléments majeurs avec la composition chimique théorique suivante :

75% Ca ; 15% Mg ; 10% (Na + K), 70% HCO_3 ; 20% (Cl + NO_3) ; 10% SO_4 .

Les conditions nettement oxydante ($E_h = \pm 200$ mv) et neutre ($\text{pH} \approx 7$) de l'eau conduisent à l'absence de nitrites et d'ammoniaque, en même temps que de métaux lourds à des concentrations dépassant 0,1 ppm.

La recherche des teneurs en tritium de l'eau permet de distinguer les eaux anciennes sans tritium à renouvellement lent (> 25 années), des eaux récentes tritiées ; mais il nous a été impossible, compte-tenu des conditions de prélèvement des échantillons d'eau de mettre en évidence une stratification chimique de la nappe qui serait en relation avec les profils de débits observés au micromoulinet de forage et déjà observés par Gosselet en 1905.

Cependant, le tritium se corrèle bien à la transmissivité, montrant ainsi que les eaux à renouvellement faible ou lent sont situées dans des zones peu transmissives, généralement lorsque la nappe est profonde et en particulier lors de la présence d'un recouvrement parfois important de limons ou de terrains tertiaires argilo-sableux.

L'augmentation de la pression partielle de CO_2 en nappe profonde non tritiée, dénote du développement d'activités bactériennes anaérobies et de la présence d'un milieu plus réducteur favorable à la solubilisation de fer ferreux et à la réduction des éventuels nitrates parvenus à la nappe (régions de Clary, Troisville et Bellonne).

La relation de la nappe de la craie avec la nappe des sables landéniens est confirmée par les analyses isotopiques du soufre des sulfates de l'eau ; ainsi dans la région est de Carvin, les sulfates proviennent de l'égouttement naturel d'eau sulfatée en provenance de l'Argile de Louvil. Un phénomène identique a lieu dans les régions sud-est du Cambrésis (Clary-Troisville).

En tout état de cause, la relative uniformité géochimique de l'aquifère crayeux se représente dans le chimisme de la nappe, en dehors des modifications de conditions chimiques que nous venons de citer ou de pollution de l'eau souterraine.

64 - Modifications chimiques de l'eau dues à la pollution découlant d'activités humaines

Nous avons pu envisager deux phénomènes de minéralisation polluante : une pollution locale par un dépôt d'ordures ménagères et des pollutions régionales par des épandages agricoles ou des activités industrielles liées à l'urbanisation.

Dans le cas de l'arrivée ponctuelle de solutions polluantes, nous avons constaté que l'eau de la nappe imposait son caractère oxydant sitôt dépassé le périmètre d'influence vertical de la décharge.

Celui-ci est constitué d'un milieu réducteur-acide favorable à la solubilisation de métaux lourds (Mn, Ni, Fe, Cd, Pb, Zn) et à la réduction des sulfates et des nitrates en H_2S , NH_4^+ , NO_2^- et en gaz ; le contact rapide (moins de 100 m) avec un milieu oxydant neutre provoque l'oxydation et parfois la précipitation des ions non complexés. La conséquence de la pollution initiale demeurant une augmentation de la minéralisation de la nappe et la présence de complexes (complexes aminés par exemple).

L'urbanisation et l'industrialisation poussées de certaines régions, provoquent la sur-minéralisation de la nappe ; c'est le cas dans le Bassin Minier Nord-Pas-de-Calais où seul le dépouillement conjoint des analyses isotopiques avec les concentrations ioniques nous ont permis de reconnaître partiellement l'influence des terrils miniers, des eaux usées ou des rejets industriels.

La dernière cause de pollution étudiée reste l'épandage d'amendements agricoles ou de pesticides en surplus. Nous avons constaté que les eaux sans tritium pouvaient comporter des teneurs en nitrates importantes. Par ailleurs, les $\delta^{34}S$ ne se rapprochent jamais (sauf à Lesdain) des valeurs caractéristiques des engrais de synthèse.

La minéralisation constatée dans certains cas (Sud du Bassin Minier par exemple) est donc le fait d'épandages anciens (> 25 ans) de substances à base de matières organiques (fumier, lisier). De même la recherche négative de pesticides dans la nappe conduit à dire que les excès d'engrais épandus depuis une vingtaine d'années n'ont pas encore atteint la nappe dans la plupart des cas.

Cette dernière conclusion implique une surveillance accrue de la qualité chimique de la nappe de la craie et la recherche de la position des fronts de pollution dans la zone non saturée.

65 - Prospective d'avenir

Sur le plan de l'exploitation d'eau potable, il faut admettre que si certaines régions sont condamnées à court terme (Bassin Minier en particulier), le Cambrésis offre encore des ressources intéressantes tant en volume qu'en qualité (vallée de la Sensée, vallée de l'Escaut), même si celles-ci sont menacées à moyen et long termes.

Du point de vue des recherches à effectuer, c'est en premier lieu l'étude de la zone non saturée qui doit retenir l'attention et en particulier dans plusieurs directions :

- étude de l'importance de la zone d'altération de la craie dans le transfert de substances polluantes (engrais, pesticides...),
- recherche de l'évolution des fronts de pollution (nitrates en particulier) lors de leur progression dans la zone non saturée.

En second lieu, les recherches concernant l'hydrochimie de la nappe elle-même doivent être orientées sur quelques points :

- mise en évidence de la stratification de niveaux d'eau de chimisme différent,
- surveillance de l'évolution des teneurs en tritium, celle-ci ayant pour but de tirer partie de la demie-vie de cet élément,
- et enfin, étude de l'éventuelle capacité d'auto-épuration de la nappe si celle-ci existe.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

Note : Les références marquées d'une astérisque (+) ne sont pas citées dans le texte mais ont un rapport direct avec le sujet traité.

ALLISON G.B., HOLMES J.W. (1973). - The environmental tritium concentration of underground water and its hydrological interpretation. *Journ. of hydrology*, 19, p. 131-143.

BEAR J. (1972). - Dynamics of fluids in porous media. *Elsevier*, Amsterdam New York.

BERGER G., BOSCH B., DESPREZ N., LETOLLE R., MARCE A., MARIOTTI A., MEGNIEN CL. (1977). - La minéralisation des eaux souterraines de la Beauce et le renouvellement de la nappe. Application des marquages isotopiques (^3H , ^{15}N , ^{34}S). *Prot. des eaux sout. capt. pour l'alim. hum.*, Coll. Nation., 1 et 2 mars 1977.

BERNARD D. (1976). - Contribution à l'étude hydrochimique de la nappe de la craie dans la région de Lille et le Bassin Minier. *DEA, Géolog. appl.* Lille.

BERNARD D., BONNET M., LANDREAU A. (1978). - Acquisition de la composition chimique de l'eau au cours de l'infiltration en milieu naturel crayeux, premiers résultats d'une étude expérimentale. *Hydrogéol. de la craie du Bassin de Paris. Coll. rég.*, Rouen.

BERNARD D., BOSCH B., MARCE A. (1978). - Recherche des origines de la pollution de la nappe de la craie dans le Bassin Minier à l'aide des analyses isotopiques. *Rapport inédit BRGM 78 SGN 105 NPA*.

BERNARD D., CAULIER P., CREMILLE L., MANIA J. (1977). - Etat et évolution de la qualité chimique de l'eau de la nappe de la craie dans le Nord de la France. *Prot. des eaux sout. capt. pour l'alim.*, Coll. nation. Orléans.

BONTE A., DEBRABANT P. (1973). - Etude géochimique de l'argile résiduelle de la craie. *Ann. de la Soc. géol. du Nord*, XCIII, p. 95-115.

BORTOLAMI G., FONTES J.C., PANICHI C. (1973). - Isotopes du milieu et circulation dans les aquifères du sous-sol vénitien. *Earth and plan. sci. let.* V.19, N° 2, juin 1973.

BOSCH B., GUEGAN B., MARCE A., SIMEON G. (1974). - Tritium et bilan hydrogéologique de la nappe alluviale du Rhône entre Donzère et Mondragon (Drôme-Vaucluse). *Bull. BRGM. 2ème série, section III - N° 3*, p. 245-260.

BOSCH B., MARCE A. (1976). - Diagnostic des pollutions agricoles par les techniques isotopiques. L'eau et les activités agricoles. *Coll. inter. C.E.N.E.C.A.* Paris.

BOSCH B., MARCE A., MEGNIEN Cl. (1974). - Observations de la zonalité de la composition isotopique du soufre des gypses du Ludien du Bassin de Paris. *Bull. inf. géol. Bass. Paris.* 41, p. 31-34.

BOUCETTA M. (1975). - Contribution à l'étude hydrogéochimique de la nappe des calcaires de Beauce. *Thèse* -, Université Claude Bernard, Lyon.

+ BIGGAR J.W., NIELSEN D.R. (1976). - Spatial variability of the leaching characteristics of a fiels soil. *Wat. res. res.* 12. N° 1, p. 78-84.

- BREMOND R. (1966). - Note sur l'agressivité et la corrosivité des eaux naturelles. *Com. inter-Afr. d'ét. hydr.* 105 p.
- BUFFLE JAE. (1977). - Les substances humiques et leur interaction avec les ions minéraux. *T.S.M. L'eau.* janvier 1977, p. 3-10.
- + CARNEZ J.L. (1974). - Contribution à l'étude hydrochimique de la nappe de la craie. DEA Lille.
- + CASTAGNY G. (1967). - *Traité pratique des eaux souterraines*, 2ème édition, DUNOD Paris, 661 p.
- CAULIER P. (1974). - Etude des faciès de la craie et de leurs caractéristiques hydrauliques dans la région du Nord. *Thèse 3ème cycle*, Lille.
- CEHESSAT R. (1976). - Exercices commentés de statistique et d'informatique appliquée. DUNOD Paris.
- + CHRIST C.L., HOSTETLER P.B., SIEBERT R.M. (1974). - Stabilities of calcite and aragonite. *Jour. res. U.S. Surv.*, V.2, N° 2, p. 175-184.
- + CLAASSEN H.C., CORDES E.H. (1975). - Two-well recirculating tracer test in fractured carbonate rock, Nevada. *Bull. Sci. Hydr.*, 3, 9.
- COLBEAUX J.P., DEBRABANT P., LEPLAT J., ROBASZYNSKI F. (1975). - Les craies de Sainghin-en-Mélantois. Faune du passage Turono-Coniacien, tectonique cisailante, physicochimie. *Ann. de la soc. géol. du Nord.* XCV 1, p. 17-35.
- CORRENS C.W., SHAW D.M., TUREKIAN K.K., ZEMANN J. (1969). - Hand book of geochemistry. *Springer*, New York.
- CREMILLE L. (1974). - Plan d'exploitation de la nappe de la craie dans le Bassin Minier à l'intérieur du quadrilatère Maisnil-Lez-Ruitz, Gorre, Leforest, Fresnes-Lez-Montauban. *Rap. inédit BRGM 74 SGN 174 NPA*, 1974.
- X DASSONVILLE G. (1965). - Etude hydrogéologique des bassins de la Selle et du Haut-Escaut. *Rap. inédit BRGM. - géopétrole. DSGR 65-A-6.*
- DAVIS J.C. (1973). - *Statistics and data analysis in geology.* John Wiley and sons - New-York, 550 p.
- + DELHOMME J.P. (1976). - Application de la théorie des variables régionalisées dans les sciences de l'eau. *Thèse. doct. ing.*, Paris. 130 p.
- DEREC F., LOUVRIER (1973). - Présentation graphique des analyses d'eau. Le programme PIPER. *Bull. du BRGM. Section III N° 2*, p. 107-112.
- DOLLE L. (1924). - Etudes sur les eaux souterraines de la région de Cambrai. *Impr. de l'éd. et de l'ind.* Montrouge, 293 p.
- EDWARDS A.P. (1974). - Isotopes effects in relation to the interpretation of ^{15}N , ^{14}N ratio in tracer studies. IAEA. Vienna S.M. 191/32. p. 455-467.
- FOSTER S.S.D. (1975). - The chalk groundwater tritium anomaly. A possible explanation. *Jour. of hyd.* 25. p. 159-165.
- FRIED J.J. (1975). - Groundwater pollution. Theory, methodology, modelling and practical rules. *Elsevier.* Amsterdam. 330 p.

- FRITZ (1975). - Etude thermodynamique et simulation des réactions entre minéraux et solutions, application à la géochimie des altérations et des eaux continentales. *Mém. des sci. géol.* N° 41. Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- FULLER W.K., KORTE N.E., NIEBLA E.E., ALESIL B.A. (1976). - Contribution of the soil to the migration of certain common and trace elements. *Soil. sci.* vol. 122. N° 4.
- GARRELS R.M., CHRIST C.L. (1967). - Equilibre des minéraux et de leur solution aqueuse. *Gauthier Villars*. Paris, 327 p.
- GARRELS R.M., THOMPSON (1962). - A chemical model for sea water at 25°C and one atmosphere total pressure, *Am. jour. of sci.* T.260, p. 57-66.
- GILL D., ROSENTHAL E. (1975). - Hydrochem a Fortran IV program for processing analytical hydrochemical data. *Computers and geoscience*. vol. I, p. 83-96.
- GOLWER A., MATTHESS G., SCHNEIDER W. (1976). - Groundwater contamination by heavy metals leached from waste deposits. *A water research centre conference*. Reading.
- GOSSELET J. (1904). - Les assises crétaciques et tertiaires dans les fosses et les sondages du Nord de la France. Fasc. I - région de Douai. *Imp. nationale*. Paris, 141 p.
- HALIMA A. ben. (1977). - Apport de la géochimie isotopique de l'azote à la connaissance des sources de pollution des eaux par les nitrates. *Thèse 3ème cycle*. Paris.
- HEBERT M. (1974). - Bilan des éléments fertilisants dans les terres du Nord de la France et enrichissement des nappes en sels minéraux. *Le sol épurateur biochimique naturel*. Cycle de perfectionnement. ENSIA, Nancy.
- + HELGESON H.C. (1971). - Kinetics of mass transfer among silicates and aqueous solution. *Geoch. and cosm. act.*, v/ 35, p. 421-469.
- HELGESON H.C. (1969). - Thermodynamics of hydrothermal systems at elevated temperature and pression. *Am. jour. of sci.* v. 267, p. 729-804.
- HELGESON H.C., BROWN T.H., NIGRINI A., JONES T.A. (1970). - Calculation of mass transfer in geochemical processes involving aqueous solutions. *Geoch. and cosm. act.*, V.34, p.569-592.
- + HELGESON H.C., GARRELS R.M., MACKENZIE F.F. (1969). - Evaluation of irreversible reactions in geochemical processes involving minerals and aqueous solution, II, Applications *Geoch. and cosm. act.*, v. 33, p. 455-481.
- HEM J.D. (1959). - Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. *Geol. surv. wat. supply paper*, U.S.A. n° 1475, 269 p.
- HISSEL J. (1975). - La chimie des eaux ; la pratique du calcul des équilibres, ed. CEBEDOC - Liège - 209 p.
- HOLSER W.T., KAPLAN I.R. (1966). - Isotope geochemistry of sedimentary sulfates. *Chemical geology*. Elsevier - Amsterdam, p. 93-135.
- HUSSON G.P. (1976). - Sur l'effet de paroi comme cause d'erreurs en provenance de récipients d'échantillonnage en hydrologie analytique. *Thèse 3ème cycle*, Paris.
- KEMPE S. (1975). - A computer program for hydrochemical problems in karstic water. *Ann. spél.* 20, 4, p. 699-702.

- KHARAKA Y.K. (1973). - Solmneq : solution - mineral equilibrium computation. U.S. geol. Surv., comp. cont. program. N° G.204 Menlo Park - California.
- + KIELLAND J. (1937). - Individual activity coefficients of ions in aqueous solutions. *Jour. am. chem. soc.* 59, p. 1675-1678.
- KREITLER C.W. (1975). - Determining the source of nitrate in ground water by nitrogen isotopes studies. *Bur. of econ. geo. of Texas. rep. of inves.* N° 83.
- KREITLER C.W., JONES D.C. (1975). - Natural soil nitrate. The causes of nitrate contamination of ground water in Runnels country Texas. *Ground water*, vol. 15, N° 1.
- LAFITTE P. (sous la direction de). (1972). - *Traité d'informatique géologique.* Masson, 624 p.
- LANGMUIR D. (1971). - The geochemistry of some carbonate ground waters in central Pennsylvania. *Geoch. and cosm. act.*, V 35, p. 1023-1045.
- LEBART L., FENELON J.P. (1971). - Statistique et informatique appliquée. *DUNOD.* Paris, 426 p.
- LEGRAND L., POIRIER G. (1976). - Chimie des eaux naturelles - agressivités - corrosivité - traitement. *Coll. T.S.M.* 312 p., Eyrolles, Paris.
- LETOLLE R., MARIOTTI A. (1974). - Utilisation des variations naturelles d'abondance de l'azote 15 comme traceur en hydrogéologie. *IAEA, SM, 182/40.*
- LEVEQUE L. (1976). - Elimination des nitrates des eaux potables. Agence de Bassin Seine-Normandie, AFEE.
- LONG D.T., SALEEM Z.A. (1974). - Hydrochemistry of carbonate ground-waters of an urban area. *Wat. res. res.*, vol. 10, N° 6, p. 1229-1236.
- LOUVRIER M. (1976). - Acquisition et traitement des données hydrogéochimiques. *Thèse, université Pierre et Marie Curie, Paris, 174 p.*
- + LOWE L.E., SASAKI A., KROUSE H.R. (1971). - Variation of ^{34}S , ^{32}S ratios in soil fractions in western Canada. *Can. Jour. of soil Sci.* 51, p. 129-131.
- + MANIA J. (1978). - Contribution à l'étude des systèmes aquifères. Leurs influences sur la gestion des ressources en eau dans le Nord de la France. *Thèse d'Etat, Lille.*
- MANIA J., ROSSIGNOL F., TALBOT A. (1978). - Diagraphie des vitesses d'écoulement dans la nappe de la craie du Nord de la France. *Hydrogéol. de la craie du Bass. de Paris, Coll. rég., Rouen.*
- + MARCE A. (1978). - Contribution des méthodes isotopiques à l'étude des modalités d'alimentation et de renouvellement des réserves de quelques nappes souterraines du Maroc. *IAEA, Vienna, SM 228/25.*
- MARIOTTI A., HALIMA A.Ben., BERGER G. (1976). - Apport de l'étude isotopique de l'azote à la connaissance de la pollution des aquifères souterrains par les nitrates en milieu agricole. *Rev. de géog. phys. et de géol. dyn.* (2), Vol. XVIII fas. 4, p.97-107, Paris.

- + MARIOTTI A., LETOLLE R., BLAVOUX B., CHASSAING F. (1975). - Détermination par les teneurs naturelles en ^{15}N de l'origine des nitrates. Résultats préliminaires sur le bassin de Melarchez. *C.R. acad. Sci.*, Paris, t. 280, série D, p. 423.
- MATT J.K. (1974). - Waste water renovation through soil percolation. *Water, air, and soil pollution*, 3. Reidel publishing company, Holland.
- MATTHESS G. (1976). - Pollution de l'eau souterraine par les décharges : une discussion sur les diverses possibilités de diminuer les dangers de contamination. *TSM - L'eau*, février 1976, p. 67-75.
- MEGNIEN Cl. (1976). - Hydrogéologie du centre du Bassin de Paris. Contribution à l'étude de quelques aquifères principaux. Tomes I et II. *Thèse d'Etat*, Paris, 709 p., 278 figures.
- MEINCK F., STOFF M., KOHLSCHÜTTER H. (1970). - Les eaux résiduaires industrielles. 4^{ème} édition, MASSON, Paris.
- MERCADO A. - Nitrate and chloride pollution of aquifers : A regional study with the aid of a single cell model. *Wat. reso. rese.* 12, N° 4, p. 731-747.
- + MERCADO A., BILLINGS G.K. (1975). - The Kinetics of mineral dissolution in carbonate aquifers as a tool for hydrological investigations. I. Concentration - time relationships. *Jour. of hyd.*, 24, p. 303-331. Noth holl. Pub. comp., Amsterdam.
- + NAVARRE A., LECONTE P., MARTIN M. (1976). - Analyse des tendances de données hydro-chimiques du Bassin de la Dyle, en amont d'Archennes. *Ann. de la soc. géol. de Bel.*, T.99, p. 299-313.
- NEVEUX M. (1968). - La corrosion des conduites d'eau et de gaz - causes et remèdes. *Coll. Tech. et Sci. mun.* EYROLLES, Paris.
- OAKGS D.B. (1976). - Use of idealised model in predicting the pollution of water supplies due to leachate from Landfillsites. *Wat. res. cent. conf.* Reading - England.
- PACES T. (1969). - Chemical equilibria and zoning of subsurface water from Jackmov ore deposit. Czechoslovakia. *Geoch. and cosm. act.*, V 33, p. 591-609.
- PACES T., THOMAAS. (1972). - Chemical characteristics and equilibration in naturel water. *Geoch. and cosm. act.* V.36, p. 217-240.
- + PICKENS J.F., LENNOX W.C. (1976). - Numerical simulation of waste movement in steady groundwater flow systems. *Wat. reso. rese.*, vol. 12 N° 2, p. 171-180.
- PILOT J. (1974). - Les isotopes en géologie ; méthodes et applications. *DOIN*, Paris, 176 p.
- PLUMMER N.L., JONES B.F., TRUESDELL A.H. (1976). - Wateq, a fortran IV. version of WATEQ. *U.S. geol. surv. Wat. res. inves.*, 76-13, 61 p.
- RAMADE F. (1974). - Eléments d'écologie appliquée. *Ediscience*. Mc Graw Hill, Paris.
- REMY J.C. (1977). - Contribution de la fertilisation à la pollution des nappes par les nitrates. Etude de la migration d'un nitrate marqué à l'azote ^{15}N . *Prot. des eaux sout. capt. pour l'alim. hum.*, Coll. nat., Orléans.

- RICOUR J., LANDREAU A., RAMON S. (1977). - Répartition du fluor dans les eaux de quelques aquifères lorrains. *Rapport inédit BRGM 77 SGN 266 LOR.*
- RIGA A., PRAAG J.J., BRIGODE N. (1971). - Rapports isotopiques naturels de l'azote dans quelques sols forestiers et agricoles de Belgique. *Geoderma*, 6, p.213-222, Elsevier, Amsterdam.
- RIGHTMIRE C.T., PEARSON F.J., BACK W. (1974). - Distribution of sulfur isotopes of sulfates in groundwater from the principal artesian aquifer of Florida and the Edwards aquifer of Texas, U.S.A. IAEA, Vienna - SM 182/39, p. 191.
- RODIER J. (1975). - Analyse chimique et physico-chimique de l'eau. 3ème édition, Tomes I et II, DUNOD, Paris.
- + ROPES L.M., MORGAN C.O., Mc NELLIS J.M. (1969). - Fortran IV program for synthesis and plotting of water quality data. *State geol. surv.*, Spec. distri. public. 39, Univ. of Kansas.
- ROQUES H.(1962). - Considérations théoriques sur la chimie des carbonates. *Ann. de spéléo.*, T. XVII, fasc. I.
- ROQUES H.(1963). - Sur la répartition du CO₂ dans les karsts. *Ann. de spéléo.*, T. XVII, fasc. 2.
- ROQUES H.(1964-). - Contribution à l'étude statique et cinétique du système CO₂ - H₂O - HCO₃. *Ann. de spéléo.*, T. XIX, fasc. 2.
- SCHOELLER H. (1955). - Géochimie des eaux souterraines. *Extraits de la revue de IFP et annales des combustibles liquides.* Paris.
- SCHOELLER H. (1969). - L'acide carbonique des eaux souterraines. *Bull. BRGM.* 2ème série, section III, N° 1, p. 1-32.
- SHUSTER E.T., WHITE W.P. (1972). - Sources areas and climatic effect in carbonate ground-waters determined by saturated indices and carbon dioxide pressure. *Wat. reso. rese.*, vol. 8 N° 4.
- SKOUGSTAD M.W., HERR C.A.(1963). - Occurrence and distribution of strontium in natural water. *U.S. geol. surv. wat.*, supply paper 1476 D, p. 55-97.
- SMITH C.B., RICHARDS H.J. (1974). - Les techniques à base de tritium naturel. *Bull. B.R.G.M.*, 2ème série, section III, N° 2, p. 217-220.
- + THORSTENSON D.C. (1970). - Equilibrium distribution of small organic molecules in natural waters. *Geoch. and cosm. act.*, 34, p. 745-770.
- TRUESDELL A.M., JONES B.F. (1974). - WATEQ, a comuter program for calculating chemical equilibria of natural waters. *Jour. res. U.S. géol. Surv.*, Vol. 2, N° 2, p. 233-248.
- WALTERS R.F. (19669). - Contouring with machine : A user's guide. *The amer. ass. of petrol. géol. bull.*, V.53, N° 11, p. 2324-2340.
- WHITBY L.M., STOKES P.M., HUTCHINSON T.C., MYSLIK G. (1976). - Ecological consequences of acidic and heavy metal discharges from the Sudbury smelters. *Can. miner.*, Vol. 15, p. 47-57.

- WIGLEY T.M. (1971). - Ion pairing and water quality measurements. *Can. Jour. of Earth Sci.*, 8, p. 468.
- + WOLERY T.J. and WALTERS L.J. (1975). - Calculation of equilibrium distribution of chemical species in aqueous solution by means of monotone sequences. *Mathematical geol.*, Vol. 7, N° 2, p. 99-115.
- YOUNG C.P., OAKES D.B., WILKINSON W.B. (1976). - Prediction of future nitrate concentration in ground water. *Ground water*, Vol. 14, N° 6.

ANNEXES

VOLUME D'EAU PRELEVEE DANS LE CAMBRESIS
 (Modèle mathématique Sensée-Haut-Escaut)
D'APRES L'AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE

Commune	N° B.R.G.M.	Organisme préleveur	1974	1975
Masnières	36-8-58	Commune	150.135	167.119
	36-8-31	B.S.N.	715.784	636.539
	36-6-23	Sucrerie Centrale de Cambrai	6.376	5.513
Montigny-en-Cambrésis	37-6-178	SIDEN	35.000	29.253
Neuville-St-Rémy	36-4	Rowntree Machintosh France	373.352	373.352
Pommereuil				63.257
Proville	36-4-13	S.E. Cambrai	3.063.759	3.159.159
	36-4-164			
Quiévy	37-2	Teinturerie J.M. Carron		202.800
Rejet-de-Beaulieu		SIDEN		177.158
				147.775
Rumilly-en-Cambrésis	36-8-26	Syndicat Intercommunal	113.404	104.098
St Benin	37-8-85	Commune		596.929
St Python	37-4-125	SIDEN	25.579	26.748
		Brasserie de Solesmes		47.282
Solesmes	37-4	Commune	53.592	
	37-4-57			
Thun l'Evêque	28-5-27	SIDEN	225.832	196.014
Thun-St-Martin	28-5-57	Sucrerie d'Iwuy	1.894.981	2.350.765
Troisvilles	37-7-161	SIDEN	34.969	31.701
Viesly	37-3-118	Commune	105.000	146.137
Walincourt	37-6-11	Commune		219.000
Wasnes-au-Bac	28-5-123	SIDEN	549.673	497.900
Arleux-en-Gohelle	27-1-5	Commune		31.486
Barastre	36-5-3	Syndicat Intercommunal		27.426
Biache-St-Vasst	27-1-39	Commune		263.289
		Prod. Métallurgique		171.617
		Cie Chiers-Chatillon		378.792
		Ciment. de Biache		1.025.770
Bois-Bernard	27-1-29	C.G.E.		50.693
Bourlon	36-3-10	C.G.E.		48.031
Brebières	27-2-7	Commune		183.796
Barable	36-2	Commune		143.278
Ecourt-St-Quentin	27-6-32	Syndicat Intercommunal	85.507	115.765
Metz-en-Couture	36-7-6	Commune		43.800
Oisy-le-Verger	27-7-16	Commune	81.556	72.932
Quéant	36-2-12			46.215
Saucly-Lestrée	27-7-15		41.800	43.300



VOLUME D'EAU PRELEVEE DANS LE CAMBRESIS
(Modèle mathématique Senece-Haut-Escaut)
D'APRES L'AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE

Commune	N° B.R.G.M.	Organisme préleveur	1974	1975
Anneux	36-3-25	UCARN	19.081	24.499
Aubigny-au-Bac	27-8-17	S.E. Douai	40.352	850
	27-8-49	S.E.N.	8.695	53.484
Arleux	27-7-11	Total gaz	17.520	15.870
		Commune	58.490	69.013
Awoingt	37-1-3	Commune	20.000	
		Coop. Agricole	102.881	153.525
Avesnes-les-Aubert	37-2-26	Malterie Chevalier Martin	42.483	145.693
	37-2-22	Mailliard Frères - Tissage	61.817	94.325
	37-2-29	Commune	338.000	1.401.600
Banteux	36-8-2	SIDEN	76.129	67.296
Beauvois	37-2-7	SIDEN	60.863	67.296
Bugnicourt	27-8	SIDEN		61.691
Bertry	37-7-153	Commune	118.816	116.636
Carnières	37-2-40	Sté Ane. de Boistrancourt	213.500	233.305
Cambrai	36-4-	Roquette Frères	80.300	106.583
	37-1-	Autonet	12.530	13.166
		Prouvos-Masurel	665.840	599.050
		Gillet-Thaon	789.313	794.216
Le Cateau Caudry	37-8-108	Teinturerie nouvelle	146.801	128.461
		SIDEN		729.690
		Sté Caudrésienne de Blanchiment	55.217	54.028
		37-2-53	Carpentier Frères	52.384
		Plez - A et F		40.300
		Dezecache Frères et Cie		36.117
Escaudoeuvre	37-1-157	SIDEN	274.495	315.534
		Sucrerie Centrale de Cambrai	1.019.453	1.212.060
Esnes	37-6-6	SIDEN	44.402	39.484
Esquerchin		Eau de Douai		2.730.626
Férin	27-3-1 à 6	Eau de Douai		
Fontaine-Notre-Dame	36-4-15	SIDEN	63.161	70.667
Fressain	27-8	Commune		23.650
Gonnelieu	36-7-45	SIDEN		51.832
Hagnecourt	27-8-36 ?	Base aérienne 103	541.639	561.947
Inchy		Syndicat intercommunal	83.243	60.032
Ligny-Haucourt	37-6-4	Commune	67.870	74.220
Marcoing	36-8-36	Eau de Cambrai	40.000	203.112
Maretz	37-7-2	SIDEN		47.219
		S.A. Groupement textile Nord		165.622

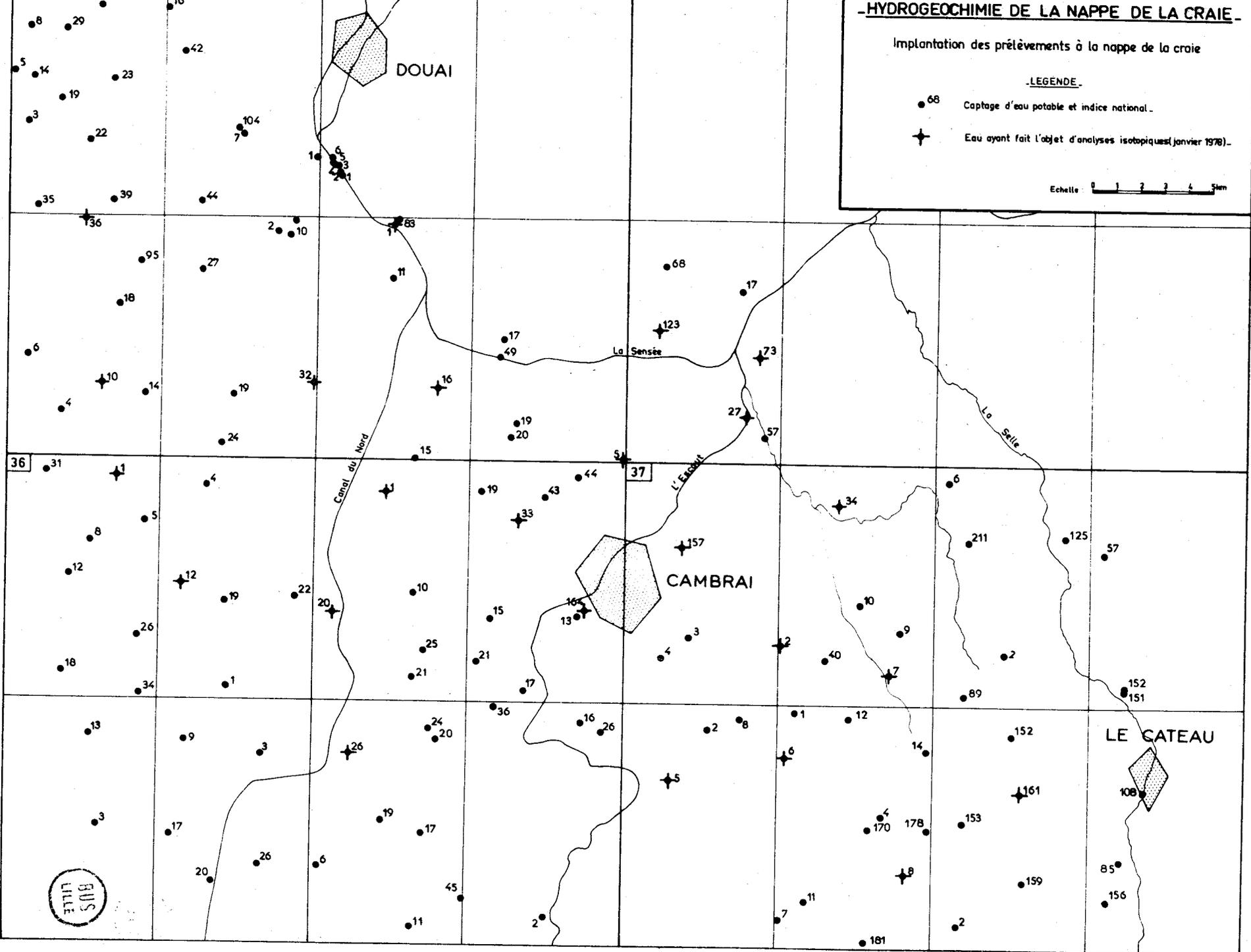
-HYDROGEOCHIMIE DE LA NAPPE DE LA CRAIE-

Implantation des prélèvements à la nappe de la craie

LEGENDE.

- 68 Captage d'eau potable et indice national.
- ✦ Eau ayant fait l'objet d'analyses isotopiques (janvier 1978).

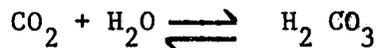
Echelle 0 1 2 3 4 5 km



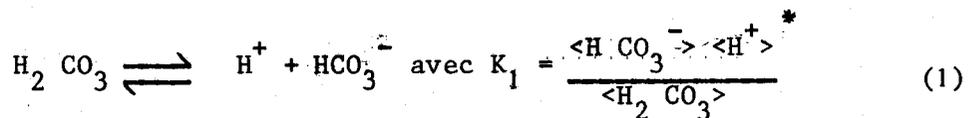
RAPPELS SUR L'HYDROCHIMIE DES CARBONATES

Nous donnons ci-dessous les formules de base en hydrochimie et les principales équations relatives aux équilibres carbonatés :

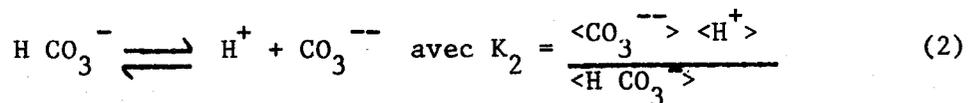
Le gaz carbonique de l'atmosphère peut s'hydrater en petite quantité pour donner de l'acide carbonique $H_2 CO_3$ selon la réaction :



Cet acide peut alors se dissocier :

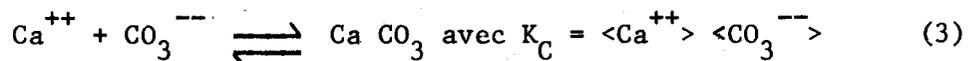


Les bicarbonates peuvent également se dissocier :

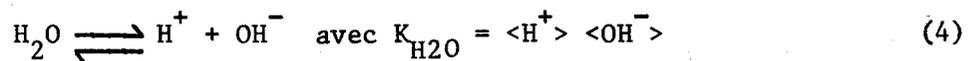


K_1 et K_2 sont les constantes d'équilibre respectives des deux dissociations, exprimées en termes d'activités ioniques.

On considère aussi l'équilibre de dissociation du $Ca CO_3$:



Enfin, la dissociation de l'eau donne :



Toutes ces équations (sauf l'équation 3) dépendent du pH, les constantes d'équilibre dépendant principalement de la température de la solution.

Les pH sont directement mesurés en activité ionique de H^+ , mais les analyses chimiques sont données en milligrammes par litre, que l'on transforme en moles par litre. Il reste à passer aux activités ioniques en calculant les coefficients d'activité d'après la relation de DEBYE et HÜCKEL :

$$\log \gamma = - \frac{A Z^2 \sqrt{\mu}}{1 + B a \sqrt{\mu}} + B^o$$

avec : A et B : coefficients dépendants de la température

Z : charge ionique

a : distance "des ions les plus proches" ou diamètre de l'ion hydraté
(KIELLAND ; 1937)

B° : fonction déviation, elle représente une constante pour les milieux dilués à température constante

μ : force ionique de l'eau

La force ionique de l'eau (force ionique stoechiométrique d'HELGESON) est obtenue de la façon suivante :

$$\mu = 1/2 \sum_{i=1}^n Z_i^2 \cdot m_i \quad \begin{array}{l} m_i = \text{concentration molaire du i\`eme} \\ \text{ion} \\ z_i = \text{valence du i\`eme ion} \end{array}$$

On peut également calculer μ à partir des milliéquivalents :

$$\mu = \left(r \frac{\text{Cl}^+}{2} + r \frac{\text{Na}^+}{2} + r \frac{\text{HCO}_3^-}{2} + r \frac{\text{NO}_3^-}{2} + r \text{SO}_4^{--} + r \text{Ca}^{++} + r \text{Mg}^{++} \right)$$

La force ionique demeure une indication précieuse pour comparer des eaux de compositions variées. En effet, elle tient compte des interactions électriques des ions présents dans la solution, puisque les interactions dépendent du carré de la charge des ions.

L'expression analytique de A et B est : $A = \frac{1,8246 \cdot 10^6 \sqrt{\phi}}{\sqrt[3]{\Sigma \cdot T}}$

$$B = \frac{50,29 \cdot 10^8 \cdot \sqrt{\phi}}{\sqrt{\Sigma \cdot T}}$$

avec : φ : densité de l'eau

Σ : constante diélectrique

T : température en degré Kelvin

l'activité ionique d'un ion X est alors $\langle X \rangle = \gamma_X \cdot [X]$

Cependant, dans l'eau peu minéralisée, on peut calculer A et B d'après ROBINSON et STOKES, dans LOUVRIER (1976) :

$$A = 0,3953 + 0,093 \exp (0,00815.T)$$

$$B = 0,299 + 0,0244 \exp (0,00688.T)$$

On aura donc :

$$\langle H_2 CO_3 \rangle = \gamma_0 [H_2 CO_3]$$

$$\langle H CO_3^- \rangle = \gamma_1 [H CO_3^-] ; \quad \langle CO_3^{--} \rangle = \gamma_2 [CO_3^{--}]$$

$$\langle Ca^{++} \rangle = \gamma_{Ca} [Ca^{++}]$$

$$\langle H^+ \rangle = \gamma_H [H^+]$$

et :

$$\frac{[H^+][H CO_3^-]}{[H_2 CO_3]} = \frac{\gamma}{\gamma_H \gamma_1} \cdot K_1 = K'_1 \quad (5)$$

$$\frac{[H^+][CO_3^{--}]}{[H CO_3^-]} = \frac{\gamma_1}{\gamma_H \gamma_2} \cdot K_2 = K'_2 \quad (6)$$

$$\frac{[CO_3^{--}][Ca^{++}]}{[Ca^{++}]} = \frac{K_c}{\gamma_{Ca} \gamma_2} = K'_c \quad (7)$$

Si la teneur en CO₂ libre dissous dans l'eau est supérieure à la valeur du CO₂ d'équilibre, le CO₂ agressif dissoudra le Ca CO₃ de la matrice carbonatée ; inversement, si le CO₂ est en surplus, il se déposera du Ca CO₃.

Pour caractériser l'état de l'eau, on peut donc rechercher le pH d'équilibre auquel correspond la teneur en bicarbonate (pour un pH < 8,3) de l'eau, LANGELIER montre que l'indice IL = pH mesuré - pH équilibre dénote la nature de l'eau à l'agressivité ou à l'incrustation.

Le pH étant donné en terme d'activité, on aura :

$$\frac{\langle H^+ \rangle [H CO_3^-]}{[H_2 CO_3]} = \frac{\gamma_2 K_1}{\gamma_1} = K''_1 \quad (8)$$

$$\frac{\langle H^+ \rangle [CO_3^{--}]}{[H CO_3^-]} = \frac{\gamma_1 K_2}{\gamma_2} = K''_2 \quad (9)$$

En combinant 7 et 9 on obtient :

$$[H CO_3^-] = \frac{\langle H^+ \rangle K'_c}{[Ca^{++}] K''_2} \quad (10)$$

et :

$$\langle H^+ \rangle = [H CO_3^-] [Ca^{++}] \frac{K''_2}{K'_c} \quad (11)$$

d'après 8, on a :

$$[H_2 CO_3] = \frac{\langle H^+ \rangle [H CO_3^-]}{K''_1} \quad (12)$$

en combinant 11 et 12 on obtient :

$$[H_2 CO_3] = \frac{K'_c K''_2}{K''_1 K'_c} [H CO_3^-]^2 [Ca^{++}] \quad (13)$$

En égalant les seconds membres de 11 et 12 on obtient :

$$\langle H^+ \rangle = \frac{K''_2}{K'_c} [H CO_3^-] [Ca^{++}]$$

*
ou :

$$pH_{eq} = \log \frac{K'_c}{K''_2} - \log [H CO_3^-] - \log [Ca^{++}] \quad (14)$$

Les valeurs des diverses constantes appliquées dans le programme de calcul sont rassemblées dans SCHOELLER (1969), GARRELS et CHRIST (1965) et FRITZ (1975).

Si l'indice de LANGEIER ($il = pH \text{ mesure} - pH_{eq}$) est négatif, l'eau est agressive, et si l'indice est positif, l'eau sera incrustante.

* on appellera le Ph ainsi calculé le Ph équivalent ou Ph_{eq}

RYZNAR a complété cette formulation en établissant un index :

($IR = 2 \text{ pH}_{\text{eq}} - \text{pH}_{\text{mesuré}}$) qui permet de différencier deux eaux dont l'indice LANGELIER est identique, mais qui sont par contre très différentes chimiquement ; ainsi pour une eau à $\text{pH}_m = 6$, $IL = 0,5$; pour une eau à $\text{pH}_m = 10,5$ et $\text{pH}_{\text{eq}} = 10$, $IL = 0,5$; par contre l'index de RYZNAR donnera 5,5 pour la première et 9,5 pour la seconde. Une eau sera neutre si $IR = 6,65$; les valeurs de IR supérieures à 6,5 dénoteront une eau de plus en plus corrosive et en-dessous l'eau sera de plus en plus incrustante.

L'équilibre de la pression du CO_2 dissous avec l'atmosphère et la tension du CO_2 sont envisagés. Nous avons en effet :

$$[\text{CO}_2] = \frac{\alpha \cdot \delta}{22,4} \quad \text{avec} \quad [\text{CO}_2] : \text{concentration de } \text{CO}_2 \text{ dans l'eau}$$

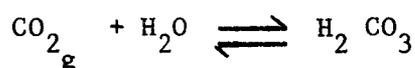
α : coefficient d'absorption du CO_2 dans l'eau

δ : tension partielle de CO_2

d'où :

$$\delta = [\text{CO}_2]_{\text{eq}} \cdot \frac{22,4}{\alpha}$$

La pression partielle CO_2 dissous dérive des équations tirées de l'équation (1) et de l'équation de l'hydratation du gaz carbonique :



dont l'équilibre s'écrit :

$$\frac{\langle \text{H}_2\text{CO}_3 \rangle}{P_{\text{CO}_2}} = K_{\text{CO}_2}$$

On obtient donc :

$$P_{\text{CO}_2} = \frac{\langle \text{H}_2\text{CO}_3 \rangle}{K_{\text{CO}_2}}$$

et en remplaçant $\langle \text{H}_2\text{CO}_3 \rangle$ par sa valeur :

$$P_{\text{CO}_2} = \frac{\langle \text{HCO}_3^- \rangle \langle \text{H}^+ \rangle}{K_1 \cdot K_{\text{CO}_2}}$$

avec P en atmosphère
(LANGMUIR, 1971)

$\log (K_{\text{CO}_2}) = + 1,46$ à 25°C (HELGESON, 1969).

Le calcul de toutes ces équations, bien que très utile et très rapide grâce au recours à l'informatique, ne dispense cependant pas d'avoir recours aux méthodes graphiques développées par d'autres auteurs tels TILLMANS, FRANQUIN et MACERAUX, HALLOPEAU et DUBIN (dans BREMOND, 1966). En effet, ces méthodes, en visualisant l'état d'une eau, permettent d'estimer les traitements à apporter à une eau d'état chimique déséquilibré et de voir l'évolution ultérieure de l'eau après traitement.

DESCRIPTION DU PROGRAMME HYCHIM

Ce programme comporte deux parties :

- calculs des principaux rapports ioniques, des indices d'échanges de bases, de la T.D.S. (total dissolved solid) et du S.A.R. (sodium adsorption ratio),
- calculs de l'agressivité de l'eau, des équations caractéristiques de la chimie des carbonates, de la stabilité de la calcite, de la dolomite et du gypse.

a)-Les concentrations sont introduites en milligrammes par litre ; le programme convertit d'abord celles-ci en moles/litre, puis en milliéquivalents par litre et enfin en activités ioniques. Les diverses transformations des données initiales permettent de calculer quelques rapports importants parmi lesquels on peut retenir :

$$\frac{r \text{ SO}_4}{r \text{ Cl}}, \frac{r \text{ NO}_3}{r \text{ SO}_4}, \frac{\langle \text{NO}_3 \rangle}{\langle \text{SO}_4 \rangle}, \frac{r \text{ Ca}}{r \text{ Mg}}, \frac{r \text{ NO}_3}{r \text{ Cl}}, \frac{\langle \text{Ca} \rangle}{\langle \text{Mg} \rangle}, \frac{r \text{ Ca}}{r (\text{Na} + \text{K})}$$

$$\frac{r \text{ Na}}{r \text{ K}}, \frac{r \text{ Na}}{r \text{ K}}, \frac{\langle \text{Na} \rangle}{\langle \text{K} \rangle}, \frac{r (\text{Na} + \text{K})}{r \text{ Cl}}, \frac{r (\text{Na} + \text{K})}{r \text{ Cl} + r \text{ SO}_4}$$

$$\frac{r (\text{Na} + \text{K})}{r \text{ Cl} + r \text{ SO}_4 + r \text{ NO}_3}$$

b)-Les indices d'échange de bases négatifs (NIEB) ou positifs (PIEB) - SCHOELLER ; 1956) interviennent selon le rapport :

$$\frac{r \text{ Cl}}{r (\text{Na} + \text{K})}$$

Si : $\frac{r \text{ Cl}}{r (\text{Na} + \text{K})} < 1$, Na peut être échangé avec le Ca de l'aquifère

selon le rapport $\text{PIEB} = \frac{r \text{ Cl} - (r \text{ Na} + r \text{ K})}{r \text{ Cl}}$

Si : $\frac{r \text{ Cl}}{r (\text{Na} + \text{K})} > 1$, le processus inverse aura lieu et l'on aura :

$$\text{NIEB} = \frac{r \text{ Cl} - (r \text{ Na} + r \text{ K})}{r \text{ HCO}_3 + r \text{ SO}_4}$$

Le S.A.R (sodium absorption ration) a récemment été modifié pour tenir compte des carbonates en solution.

$$S.A.R. = \frac{r \text{ Na}}{\frac{r \text{ Ca} + r \text{ Mg}}{2}} (1 + 8,4 - \text{pH}_{eq})$$

Le pH_{eq} est le pH d'équilibre des carbonates que nous avons déjà étudié.

D'après les expérimentations du WATER SCIENCE AND ENGINEERING DEPARTMENT de l'Université de Californie (fig. a) on peut étudier l'aptitude d'une eau à l'irrigation et les réactions de plantes diverses au contact d'une eau selon la valeur du S.A.R. et de la résistivité de l'eau.

Figure a : Qualité d'une eau à l'irrigation (d'après le WSED ; Californie)

	sans problème	problèmes	problèmes sérieux
salure en supposant appliquées les quantités d'irrigation habituelles et les quantités nécessaires au lessivage (cf. tableau 1) EC _w de l'eau d'irrigation (mhos/cm)	inf. à 750 μmhos/cm (soit env. 480 mg/l)	750 - 3000 μmhos/cm (480 - 1820 mg/l)	sup. à 3000 μmhos/cm (1820 mg/l)
perméabilité des sols EC _w de l'eau d'irrigation (mhos/cm) SAR ajusté	sup. à 500 μmhos/cm (soit env. 320 mg/l) inf. à 6	inf. à 500 μmhos/cm 6 à 9	inf. à 200 μmhos/cm (130 mg/l) sup. à 9
toxicité spécifique absorption par les racines - sodium en mg/l - chlorure en mg/l - bore en mg/l absorption par les feuilles (aspersion) - sodium en mg/l - chlorure en mg/l	inf. à 70 inf. à 150 inf. à 0,5 inf. à 70 inf. à 100	70 à 200 150 à 350 0,5 à 2 sup. à 70 sup. à 100	sup. à 200 sup. à 350 2 à 10
autres nuisances azote - NH ₄ -N) - NO ₃ -N) pour plantes sensibles en mg/l - HCC ₃ (irrigation par aspersion) en mg/l	inf. à 5 inf. à 90	5 à 30 90 à 250	sup. à 30 sup. à 250
pH	sup. à 6,5/inf. à 8,4	inf. à 6,5/sup. à 8,4	inf. à 6,5/sup. à 8,4

d)-La T.D.S. (total dissolved solids) est la somme de toutes les espèces en solution dans l'eau (en mg/l). Dans le cas présent, la T.D.S. calculée ne prend en compte que les ions classiques de la balance ionique, ce qui n'introduit d'ailleurs que peu d'erreurs par rapport à la T.D.S. prenant en compte les éléments en traces.

c)-Les calculs nécessaires à la recherche de la force ionique de l'eau et des indices découlant de l'hydrochimie des carbonates (indice de Langelier, index de Ryznar, calcul du CO₂ équilibrant, tension du CO₂ dissous, pression partielle de CO₂ dissous) sont détaillés dans l'annexe III.

L'état des équilibres ioniques par rapport à la calcite (Ca CO₃), à la dolomite (Ca Mg (CO₃)₂) et au gypse (Ca SO₄, n H₂O) est calculé d'après l'expression :

$$S.A.T. = \log \left(\frac{Q}{K_T} \right) \text{ (PACES ; 1969, 1972)}$$

avec : Q = produit ionique du minéral considéré

K_T = constante d'équilibre à la température T

- si : S.A.T. > 0 l'eau aura tendance à précipiter le minéral considéré
 S.A.T. ≈ 0 le minéral est en équilibre
 S.A.T. < 0 l'eau aura tendance à dissoudre le minéral considéré

Pour la calcite l'expression calculée sera :

$$\text{S.A.T.}_{\text{calci}} = \log \frac{\langle \text{Ca}^{++} \rangle \langle \text{HCO}_3^- \rangle K_2}{K_{\text{calci}} \langle \text{H}^+ \rangle}$$

Pour la dolomite :

$$\text{S.A.T.}_{\text{dolo}} = \log \frac{\langle \text{Ca}^{++} \rangle \langle \text{Mg}^{++} \rangle \langle \text{HCO}_3^- \rangle^2 K_2}{K_{\text{dolo}} \langle \text{H}^+ \rangle^2}$$

Pour le gypse :

$$\text{S.A.T.}_{\text{gyp}} = \log \frac{\langle \text{Ca}^{++} \rangle \langle \text{SO}_4^{2-} \rangle \langle \text{H}_2\text{O} \rangle^2}{K_{\text{gypse}}}$$

L'activité de l'eau utilisée dans cette dernière équation est le rapport entre la fugacité de l'eau considérée et la fugacité de l'eau pure.

$$\langle \text{H}_2\text{O} \rangle = \frac{f_{\text{H}_2\text{O}}}{f_{\text{H}_2\text{O pure}}}$$

GARRELS et CHRIST (1965) montrent que l'on peut ici confondre la fugacité et la pression partielle et que l'on peut calculer l'activité de l'eau à partir des travaux de ROBINSON et STOCKES (1959):

$$\langle \text{H}_2\text{O} \rangle = 1 - K_w \cdot \Sigma m$$

$$\text{avec : } K_w = \frac{\text{poids moléculaire de l'eau}}{1000} = 0.017$$

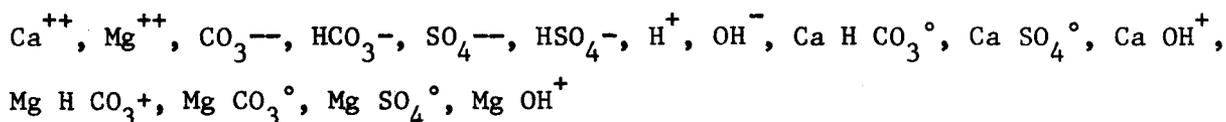
et : Σm = somme des molarités des ions en solution

GARRELS et THOMPSON (1962) ont mis en évidence que des proportions parfois importantes d'ions n'entraient pas dans l'équilibre général, du fait de leur caractère d'ions complexes. Par ailleurs, de nombreux auteurs avaient remarqué que les calculs d'agressivité donnaient souvent des résultats qui allaient dans le sens de la sursaturation, ce qui était anormal. Il existait donc une partie des ions dans la solution qui n'intervenaient pas dans le calcul des équilibres.

f)- Le sous-programme IONLIB est ainsi destiné à calculer la proportion des ions en solution participant réellement au caractère d' "agressivité" ou "d'incrustation" vis-à-vis d'un minéral.

Selon GARRELS et THOMPSON, les ions les plus soumis à la complexation du type "ion pair" sont Ca^{++} , Mg^{++} , SO_4^{--} et CO_3^{--} . Dans une moindre mesure, les complexations peuvent intervenir avec Cl^- , HCO_3^- , bien que KESTER et PYTROWICZ (1970) ont montré que la complexation des ions Cl^- était insignifiante. De même, les ions Na^+ et K^+ sont toujours ionisés en solution ; WIGLEY (1971) remarque que l'ion SO_4^{--} peut se complexer avec Na^+ pour de fortes quantités de sodium, ce qui est rarement le cas des eaux souterraines.

En tenant compte de ce qui précède, GARRELS et THOMPSON (1962) et WIGLEY (1971) ont déduit une répartition des principaux ions existant en solution pour des eaux de faible force ionique :



Les ions notés $^\circ$ sont les ions pairs dont on cherche la concentration.

Le principe général de calcul repose sur l'application de la loi d'action des masses calculées en même temps pour tous les ions. Ainsi, si l'on regroupe tous les ions en présence, on obtient* :

$$[\text{Ca}_{\text{tot}}^{++}] = [\text{Ca}^{++}]_L + [\text{Ca H CO}_3^+] + [\text{Ca CO}_3]^\circ + [\text{Ca SO}_4]^\circ \quad (1)$$

$$[\text{Mg}_{\text{tot}}^{++}] = [\text{Mg}^{++}]_L + [\text{Mg H CO}_3^+] + [\text{Mg CO}_3]^\circ + [\text{Mg SO}_4]^\circ \quad (2)$$

$$[\text{SO}_4_{\text{tot}}^{--}] = [\text{SO}_4^{--}]_L + [\text{Ca SO}_4]^\circ + [\text{Mg SO}_4]^\circ \quad (3)$$

$$[\text{HCO}_3]_{\text{tot}} + [\text{CO}_3]_{\text{tot}} = [\text{H CO}_3^-]_L + [\text{CO}_3^{--}] + [\text{Ca HCO}_3^+] + [\text{Mg H CO}_3^+] +$$

$$2 [\text{Ca CO}_3]^\circ + 2 [\text{Mg CO}_3]^\circ + [\text{OH}^-] + [\text{H}^+] \quad (4)$$

On peut déjà négliger CO_3^{--} qui existe en très faible concentration devant HCO_3^- aux pH ne dépassant pas 8.3.

* l'indice tot indique une concentration totale (analysée) et L une concentration en ion libre.

Tous les composants des membres de droite des équations (1) à (4) sont alors reliés les uns aux autres par les constantes d'équilibre des différentes réactions chimiques pouvant exister en solution :

Dans l'équation (1) Ca HCO_3^+ peut être remplacé par une expression résultant de sa constante d'équilibre :

$$\frac{\langle \text{Ca}^{++} \rangle \cdot \langle \text{HCO}_3^- \rangle}{\langle \text{Ca HCO}_3^+ \rangle} = K_{\text{Ca H CO}_3^+}$$

d'où :

$$[\text{Ca HCO}_3^+] = \frac{\gamma_{\text{Ca}^{++}} \cdot \gamma_1 \cdot [\text{Ca}^{++}] \cdot [\text{HCO}_3^-]}{K_{\text{Ca H CO}_3^+} \cdot \gamma_{\text{Ca HCO}_3^+}}$$

En effectuant le même calcul pour chacun des ions présents dans les équations (1) à (4) et en réarrangeant, on obtient un système de quatre équations : nous écrivons ici l'équation (1) réarrangée de manière à faire apparaître la concentration en calcium libre dans le membre de gauche :

$$[\text{Ca}^{++}]_L = [\text{Ca}^{++}]_{\text{tot}} \left\{ 1 + \gamma_{\text{Ca}^{++}} \frac{\gamma_1 [\text{HCO}_3^-]}{\gamma_{\text{Ca HCO}_3^+} K_{\text{Ca H CO}_3^+}} + \frac{\gamma_1 [\text{HCO}_3^-] K_{\text{HCO}_3^-}}{\text{Ca CO}_3^{\circ} \langle \text{H}^+ \rangle K_{\text{CaCO}_3^{\circ}}} \right. \\ \left. \frac{\gamma_{\text{SO}_4} [\text{SO}_4^{--}]}{\text{Ca SO}_4^{\circ} K_{\text{Ca SO}_4^{\circ}}} \right\}^{-1}$$

Ce système d'équation est résolu par une méthode itérative proposée par GARRELS et THOMPSON (1962) : on introduit dans les membres de droite les concentrations dites totales qui sont les concentrations trouvées à l'analyse. Ensuite, on remplace à chaque itération les concentrations inconnues par celles calculées à l'itération précédente. La convergence est atteinte lorsque le système n'évolue plus, ce qui met rarement plus de 8 itérations. A chaque itération, le programme calcule la nouvelle valeur de la force ionique, qui n'est fonction que des ions libres, puis les nouvelles constantes d'activité ionique nécessaires à la résolution des équations.

Le sous-programme IONLIB effectue le calcul décrit ici jusqu'à dix itérations et calcule le pourcentage d'ions libres réellement présents en solution et leur concentration en milligrammes par litre de solution. Les résultats de chaque itération peuvent être imprimés sur demande (option K). Un exemple de cette sortie est donné en figure b relatif à l'analyse d'une eau provenant du forage n° 1 de Noyelles-sous-Lens.

ION :	CA	Mg	HCO ₃	SO ₄	FORCE IONIQUE
MOLES/LITRE	.3920E-02	.74013E-03	.68646E-02	.24254E-02	.02483
PPM	160.00000	18.00000	412.00000	233.00000	
TENEUR IONS LIBRES(MOLES/LITRE)					
ITERATION 1	.32130E-02	.63788E-03	.65610E-02	.18385E-02	.02174
ITERATION 2	.33113E-02	.65408E-03	.66150E-02	.19056E-02	.02213
ITERATION 3	.32990E-02	.65211E-03	.66080E-02	.18962E-02	.02208
ITERATION 4	.33008E-02	.65239E-03	.66089E-02	.18973E-02	.02209
ITERATION 5	.33005E-02	.65235E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
ITERATION 6	.33006E-02	.65236E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
ITERATION 7	.33006E-02	.65236E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
ITERATION 8	.33006E-02	.65236E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
ITERATION 9	.33006E-02	.65236E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
ITERATION 10	.33006E-02	.65236E-03	.66088E-02	.18972E-02	.02209
CONCENTRATION IONS LIBRES MG/L	132,28709	15,86534	182,25668	396,64697	
POURCENTAGE IONS LIBRES	82,68	88,14	96,27	78,22	

Figure b : Sortie résultat (optionnelle) du sous-programme IONLIB

Dans cette eau, que l'on peut considérer comme très minéralisée, 17,32% de Ca, 11,86% de Mg, 21,78% de SO₄ et 3,73% de HCO₃ sont sous forme d'ions pairs, ce qui réduit la force ionique initialement calculée de 0,024 à 0,022. La différence est sensible et justifie l'exploitation d'un tel calcul dans la recherche de l'état de stabilité d'une eau.

Les trois indices de saturation (S.A.T. calcite, S.A.T. gypse, S.A.T. dolomite) sont calculés en fonction des ions pairs et sont alors désignés par S.A.T.² calcite, S.A.T.² gypse et S.A.T.² dolomite.

g)-SCHOELLER (1956) propose également deux expressions de la saturation de l'eau par rapport à la calcite et au gypse :

Calcul du nombre de milléquivalents de Ca CO₃ que l'eau peut contenir au pH d'équilibre :

$$K'_r = \sqrt[3]{(r \text{ HCO}_3^-)^2 \cdot r \text{ Ca}^{++}}$$

Calcul du nombre de milléquivalents de gypse que l'eau peut contenir :

$$K''_r = \sqrt{r \text{ SO}_4^{--} \cdot r \text{ Ca}^{++}}$$

On remarque que cette dernière équation ne tient pas compte de l'eau de formation du gypse. SCHOELLER reconnaît d'ailleurs la faiblesse de ces types de formulation et indique qu'elles ne permettent de faire que des statistiques de tendances de l'état de la calcite et du gypse.

Les diverses masses atomiques nécessitées par le calcul sont tirées de CORRENS et al. (1969). Les constantes d'équilibre utilisées dans le programme HYCHIM proviennent de GARRELS et CHRIST (1965), KHARAKA (1973), SCHOELLER (1956), HELGESON (1969) et FRITZ (1975).

Celles-ci découlent en général de recherches expérimentales, mais il est admis que ces valeurs, ainsi que celles découlant de calculs à partir de données thermodynamiques, sont toujours imprécises. Le calcul de l'équilibre des minéraux en solution ne peut donc indiquer que des probabilités de réaction. Les valeurs des indices de saturation ne sont donc que des tendances plus ou moins fortes du phénomène de solubilisation ou de précipitation. Par ailleurs, les précipitations et dissolutions peuvent être perturbées par le chimisme même de la solution ; ainsi les complexes magnésiens peuvent augmenter la solubilité du Ca CO_3 (ROQUES ; 1962).

Le programme peut traiter jusqu'à 100 analyses à la suite ; l'ordre des cartes de données est le suivant :

1ère carte : titre, JAC,

nombre d'analyses.

2ème carte : code de l'unité de lecture des données, nombre de cartes FORMAT nécessaire à la lecture d'une analyse.

3ème carte : carte (s) FORMAT de lecture d'une analyse.

4ème carte (et suivantes) : données analytiques.


```

1. C-----
2. C IONLIE CALCUL ITERATIF DE LA CONCENTRATION EN IONS
3. C CALCIUM, MAGNESIUM, SODIUM, POTASSIUM, SULFATE, BICARBONATE DISSOUS
4. C LA DISTRIBUTION DES IONS APPARIES EST ETABLIE SELON GARNRELS ET
5. C THOMPSON (1962), ET HUBLEY (1971),
6. C
7. C CA, XMG1, XMA, XK, CL, XNO3, S04, XCO3, SONT LES TENEURS TOTALES EN PPM
8. C XCA, XMS, XSO, XCO SONT LES TENEURS IONIQUES LIBRES EN MOLES/LITRE
9. C SI XMO LES RESULTATS NE SONT PAS IMPRIMES
10. C LE SOUS-PROGRAMME NE TRAITE QU'UN ECHANTILLON A LA FOIS
11. C-----
12. C SUBROUTINE IONLIE(CA, XMG1, XMA, XK, CL, XNO3, S04, XCO3, TEMP, PH,
13. C *X, XCA, XMS, XSO, XCO, XMU, SAMA, SAMA, SAMA, SAMA)
14. C DIMENSION TCANC(6), TCACO(6), TCASO(6), TMENC(6), TMESO(6), TMECO(6),
15. C *TMCCO(6)
16. C DATA LEC,IMP/105,100/
17. C LOG(KY) CANCOS, HMCOS3 ET HRCOS3 DE LAFON (1969)
18. C DATA TCANC/0.,25.,50.,75.,86.,-1.,26.,-1.64/
19. C DATA TMENC/0.,25.,50.,75.,24.,-9.,-1.32/
20. C DATA TMECO/0.,25.,50.,75.,3.41,-3.4,-3.42/
21. C LOG(KY) CACOS ET HES04 DE MELROSON (1969)
22. C DATA TCACO/0.,25.,50.,75.,2.99,-3.2,-3.4/
23. C DATA TMESO/0.,25.,50.,75.,-2.05,-2.25,-2.6/
24. C PK HCO3 DE SCHUELLER (1969)
25. C DATA TPNC/0.,10.,20.,30.,40.,42.,10.,48.,10.,37.,10.,28/
26. C LOG(KY) CAS04 DE DELL ET GEORGE (1953)
27. C DATA TCASO/0.,25.,50.,75.,-2.22,-2.31,-2.39/
28. C
29. C XCAT=XCA/40000
30. C XMS=XMG1/24320
31. C XMA=XMA/22990
32. C XNLN=XNO3/2200
33. C XSO=XSO/96046
34. C XMK=XK/39096
35. C XMLCL=CL/35466
36. C XCOT=XCO/60018
37. C-----RECHERCHE DES VALEURS DES CONSTANTES DE DISSOCIATION
38. C-----SELON LA TEMPERATURE
39. C CALL GINTER(TCANC,3,TEMP,XX1)
40. C CALL GINTER(TCACO,3,TEMP,XX2)
41. C CALL GINTER(TCASO,3,TEMP,XX3)
42. C CALL GINTER(TMENC,3,TEMP,XX4)
43. C CALL GINTER(TMECO,3,TEMP,XX5)
44. C CALL GINTER(TMESO,3,TEMP,XX6)
45. C CALL GINTER(TPNC,4,TEMP,XX7)
46. C
47. C XK1=10.,**XX1
48. C XK2=1./10.,**XX2
49. C XK3=10.,**XX3
50. C XK4=10.,**XX4
51. C XK5=10.,**XX5
52. C XK6=10.,**XX6
53. C XK7=10.,**XX7
54. C XH1=1./10.,**PH
55. C XCAI=XCAT
56. C XMSI=XMS
57. C XCOI=XCOT
58. C XSOI=XSO
59. C CALCUL DE LA FORCE IONIQUE INITIALE
60. C XMU=(XCAT*4.,XMSI*4.,XCOT*XSOI*4.,XNLNA*XMLK*XMLNO*XMLCL)/2.
61. C IF(X,EG,0)GOTO 700
62. C WRITE(IMP,3001)XCAT,XMSI,XCOI,XSOI,XMU,CA,XMG1,XNO3,S04
63. C
64. C DEBUT DES 10 ITERATIONS DE CALCULS
65. C
66. C 700 DO 500 I=1,10
67. C CALCUL DES COEFFICIENTS D'ACTIVITES IONIQUES
68. C CALL GANNA(TEMP,XMU,6.,4.,SAMA)
69. C CALL GANNA(TEMP,XMU,4.,5.,1.,SAMA)
70. C CALL GANNA(TEMP,XMU,8.,6.,SAMA)
71. C CALL GANNA(TEMP,XMU,6.,5.,6.,SAMA)
72. C XCOI=XCOI/(1.,+SAMA*(SAMA*XCOI)/(SAMA*XK1)+(SAMA*XCOI*XK2)/
73. C (SAMA*XK3)+(SAMA*XSOI)/XK4)
74. C XMSI=XMSI/(1.,+SAMA*(SAMA*XCOI)/(SAMA*XK5)+(SAMA*XCOI*XK2)/
75. C (SAMA*XK6)+(SAMA*XSOI)/XK7)
76. C XCOI=XCOI/(1.,+SAMA*(SAMA*XCAI)/(SAMA*XK1)+(SAMA*XMSI*XMSI)
77. C /3*(SAMA*XK5)+(2.,+SAMA*XK2)/(SAMA*XH)+2.,+SAMA*(SAMA*XCAI*XK2)
78. C /4*(SAMA*XK5)+(2.,+SAMA*(SAMA*XMSI)/XK4)+(SAMA*XMSI*XMSI)/XK7)
79. C XCAI=XCAI
80. C XMSI=XMSI
81. C XCOI=XCOI
82. C XSOI=XSOI
83. C CALCUL DE LA NOUVELLE FORCE IONIQUE
84. C XMU=(XCAI*4.,XMSI*4.,XCOI*XSOI*4.,XNLNA*XMLK*XMLNO*XMLCL)/2.
85. C IF(X,EG,0)GOTO 500
86. C WRITE(IMP,3002)I,XCA,XMS,XCO,XSO,XMU
87. C 500 CONTINUE
88. C IF(X,EG,0)GOTO 600
89. C XCAA=XCA/40000
90. C XMS6=XMG1/24320
91. C XSO6=XSO/96046
92. C XCO6=XCO/60018
93. C WRITE(IMP,3004)XCAA,XMS6,XSO6,XCO6
94. C PCA=XCA/100./XCAT
95. C PMS=XMG1/100./XMSI
96. C PCO=XCO/100./XCOT
97. C PSO=XSO/100./XSOI
98. C WRITE(IMP,3005)PCA,PMS,PCO,PSO
99. C 3001 FORMAT(1HT,7X,'ION 1',15X,'CA',20X,'MG',20X,'NO3',18X,'S04',7X,
100. C '1' FORCE IONIQUE',//1X,4X,'MOLES/LITRE',4E20,5,18X,'P6.5./10X,'PPM',
101. C 24X,4P20,3//1X,'TENEUR IONS LIBRES(MOLES/LITRE)')
102. C 3002 FORMAT(1X,3X,'ITERATION ',12,8X,E10,5,10X,E10,5,10X,E10,5,10X,
103. C 'E10,5,10X)
104. C 3003 FORMAT(1X,'POURCENTAGE IONS',
105. C '1X,4X,'LIBRES', 18X,F5,2,17X,F5,2,17X,F5,2,16X,F5,2)
106. C 3004 FORMAT(1X,'CONCENTRATION IONS'/3X,'LIBRES MG/L',15X,F10,5,3(10X,
107. C *F10,3))
108. C 600 RETURN
109. C END

```

118
119
120
12
12
123
12
12
124
127
128
129
130
131
132
133
135
136



CONSTRUCTION DU DIAGRAMME Eh / pH DU FER EN SOLUTION

Les réactions chimiques et les équations de stabilité des minéraux du fer proviennent de GARRELS et CHRIST (1965, pour une température de 25°C et à pression atmosphérique. Le calcul a été effectué en fonction des concentrations chimiques générales de la nappe de la craie.

Le domaine de stabilité des minéraux du fer est naturellement le domaine de stabilité de l'eau. Celui-ci est représenté par deux droites parallèles à pentes négatives.

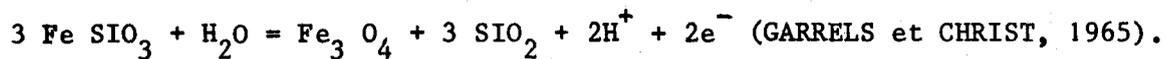
Entre ces droites, nous avons étudié la stabilité de l'hématite (Fe_2O_3) et de la magnétite (Fe_3O_4), qui sont les phases stables du fer dans ce domaine. On examine alors les relations de ces phases solides avec les phases instables ou en solution dans l'eau. Ce sont en particulier les hydroxydes ferreux et ferriques. Dans un deuxième temps, on examine les relations de l'hématite et de la magnétite avec la sidérite (FeCO_3). La difficulté provient du fait que l'équation utilisée dépend du Eh, du pH et de la pression partielle de CO_2 .

On exprime alors les équations de stabilité de la sidérite, de la magnétite et de l'hématite en fonction des équations des carbonates, puis on affiche une concentration en carbonate fixe (ici 10^{-2} moles/litres, soit 600 mg/l). On se ramène donc à un diagramme plan. Le même processus est suivi dans un troisième temps pour l'équilibre des éléments pré-cités en présence de soufre.

Il existe cependant 40 espèces contenant du soufre en solution dont seules quelques unes sont stables à la température ordinaire (VALENSI ; 1960, dans GARRELS et CHRIST ; 1965). Nous nous sommes limités à l'étude de H_2S et de la pyrite FeS_2 ; les autres éléments n'étant pas stables dans le domaine de stabilité de l'eau. L'activité de H_2S a été prise à 10^{-6} M et celle de SO_4 à 10^{-4} M. Enfin, il a été tenu compte de la présence de silice amorphe en solution dans l'eau, l'équation d'équilibre de l'hématite et de la magnétite ne dépendant pas de la concentration en silice.

La superposition de toutes les droites calculées permet d'obtenir un diagramme composite de stabilité du fer en présence de carbonates, de soufre et de silice. La limite des domaines de stabilité est telle que la somme des activités des substances dissoutes en équilibre avec le solide, ne dépasse pas 10^{-6} (règle de POURBAIX).

On constate que le domaine de la sidérite est diminué en présence de pyrite, et que le domaine de la magnétite disparaît, celle-ci étant instable par rapport au silicate Fe SiO₃ en présence de silice amorphe, suivant la réaction :



Cette règle est basée sur l'expérience et correspond bien avec le comportement des minéraux que l'on observe dans la nature.

(Cambésis)

Analyses chimiques anciennes recueillies sur les feuilles IGN, 26, 27, 36 et 37

nom	indice national	date	Résistivité /m	Résidu Sec à 105°C; mg/l	TH degr. franc.	TAC deg. franc.	cl ⁻ mg/l	No ₃ ⁻ mg/l	So ₄ ⁻⁻ mg/l	H Co ₃ ⁻ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe mg/l
ACHEVILLE	27.1.8	20.10.1961		366	27,7	26,5	22,01	21,7	8,16	159	98,6	7,32	
ESQUERCHIN	27.2.25	20.10.1961		366	28,45	25,5	20		13,44	153	100	7,8	
CORBEHEM	27.2	1961		472	35,8	29,5	31,9		41,7	177	122,4	12,48	
FERIN	27.3.1	7.12.1956	2250	382	21,6	30	24		26,4	180	62	14,7	
FLERS EN ESCREB*	27.3.58	13. 9.1955	1824	462	30	27	24		81,6	162	102	11,2	0,02
WAZIERS	27.3.40	3. 7.1936		458	34,5	33,5	30		33	201	115	13,18	
EPINOY	27.7.36	1961			22,6	30	15,97	14,26	4,8	180	70	12,64	
FRESSIES	27.8.44	1961		368	29	26	21,3	11,78	9,6	156	100	9	
CANTIN	27.7.1	1961			33,5	32	17,75	6,2	25,9	192	113	12,7	
HEM ELNGLET	27.8.34	1961		406	34,4	30	19,6	21,7	22	180	104,6	13,8	
ARLEUX	27.7.11	1961			35,2	36	19,88	1,8	18,75	216			
ECOURT StQUENTIN	27.7.35	1961			36	30,5	24,85	29,14	32,64	183			
SAUCHY LESTREES	27.7.15	1961			28,05	28,5	18,87	21,7	5,76	171	96	9,76	
MORCHIES	36.1.36	10.1961		360	23,5	30	12	14,26	3,84	180	65,6	8,2	
MARQUION	36.3.1	19. 4.1926		378	23,9	24	14	39,22	7,68	144	92	6,08	
BARALLE	36.2.10	22.12.1928		334	26,7	31	14		10,08	186	96,4	5,28	
PRONVILLE	36.2.19	22.12.1928		370	29,5	29,5	14	31,62	4,32	177	102	10,08	
NOYELES/ESCAUT	36.4.17	1931		338	27,8	30	14	21,7	5	300	145		
PROVILLE	36.4.13	17.11.1958			29,9	28	16	15	12,6	280	156	8,3	
BLECOURT	36.4.44						180	14,7	56	325			
HERMIES	36.3.3	3. 7.1926		348	29,2	28,5	11,7	11,7	3,8	171	103,4	8,11	
BANCOURT	36.5.27	11. 9.1959		436	36,2	31	22,01		11,7	186	131,2	8,2	
THUN LEVEQUE	28.5.27	16. 6.1955		481,3	36,5		28,6		23,8	191	133,9	7,1	
IMUY (Sucrerie)	28.5.57	6. 6.1951		530			26		25,4		123,8	10,3	
VILLERSenCAUCHIES	37.2.1	6.1963		408	34,2	31	16	16,7	14,4	186	101,6	15,7	
AVESNESlesAUBERT	37.2.5	1963		472	34,8	30	28		13,7	180	126,4	1,8	
CARNIERES	37.2.13	1963		1466	59,5	40	132		175,2	240	181,4	34,6	
ECISTRANCOURT	37.2.38	1963		624	47,7		30		2,8	321	174,4	9,9	
BETHENCOURT				350	29,7		16	30	16		86,4	4,8	
PROVILLE		1920		345	30		16	15			104,2	7,2	
BERTRY		1920		408	31,5		38	35	24		112,1	4,2	
BULLECOURT	36.1.8	26. 3.1923		374	29,6		18	11,7	17,6		100	13,86	
FONTAINEles CROIS	36.1.31	14. 4.1923		360	28,5		16	13,7	7,8	164,6	102,1	9,04	
"	31.1.31	2. 2.1926		372			14	14,7	10,7	167,6	96,4	4,22	
StHILAIREl.Cbrai	37.2.3	4. 56					18	14,71					
StWAASRenChrsais	37.3.211	15. 1. 59			31	28	16	22,06	12,6	167,6			
RIEUX	37.2.34	18. 7. 35		390	28		12	27	13,7	214,3	110,7	9,04	
BEVILLERS	37.2.9	7. 9. 30		304	22		28	51,5		145,7	75	4,82	0,12
MARETZ	24. 4. 51	12.11. 28		308	22,1		10	17,2	3,3	134,7			
AVESNESlesAUBERT	27.2.	24. 4. 51	2079	358	30,2		12	22,06	3,2	167,6	112,86	3,01	
St PYTHON	37.3.125	13. 5. 32			28,5		18	63,7	19,6		110,7	6,02	
CORBEHEM		1933		375	26			39,2	19,6				
SAUCHY LESTREE	27.7.15	3.1937					16	34,3	18,6				
AUBIGNY au BAC		1957		358	27,4		16	22,06	6,2		96,4	9,8	
HENDECOURTcagnic.	36.1.1	1961	1845	416	33,45	31,5	30	0	17,3		116	10,8	1,04
EMPIRE St MEIN	36.1.12	1927		368	32		16	29,4	8,82		302	8,43	
GONDEAIEU	36.7.45	1928			27,9		12	14,51	28,43				
IGRIQUEENNE	27.6.31	1948	2257		26	27	10	19,6	5,39				
THUN LEVEQUE	28.5.27	1962		594	45,6		54	7,8	55,9		157,8	15,1	1,44
"	28.5.27	1951		434	29,3	29	20	39,2	27,9		124,29		0,08
"	28.5.27	1956					20	77,16					
WASNES AU BAC	28.5.123	56		375	23	26,5	20	22	28,8		86,7	3,1	0,12
VAULX VRAUCOURT	36.1.18	1926		290			16	14,7	6,57				
HENDECOURT	36.1.1.	1923		360	28,5		16	13,7	7,8		102,1	9,04	
"	36.1.1	1926		372	26		14	14,7	10,7		96,4	4,38	
YRES	36.6.20	1958	1298				38	58,3					
QUIEVY	37.2.36	1957						22,06					
QUIEVY	37.2.36	1962		400	29,8	27	16	29,4	17,2				
RENES		1933	2139	380	27,4	27	16	19,6	14,7		101	5,4	0,14
GAULLERY	36.6.170	1933		425	32		28	22,06			128,5	4,82	

ELABORATION D'UN PROGRAMME DE CARTOGRAPHIE AUTOMATIQUE
(SUR IMPRIMANTE)

La littérature fait état d'un grand nombre de procédés de cartographie automatique (WALTERS ; 1969). Le calcul choisi devait être simple et le tracé effectué sur imprimante pour des raisons d'économie.

Le problème consiste à interpoler des points Z (concentration) dont on connaît leurs coordonnées Lambert X et Y.

Ces points doivent être reportés sur un plan discrétisé en mailles, chaque maille étant représentée par un caractère de l'imprimante ; on calcule la valeur de chaque maille par rapport à la position et à la valeur des points initiaux (DAVIS ; 1973).

Le programme recherche les points de valeur donnée les plus proches de chaque élément de la matrice des points calculés. La distance entre deux points I et J est donnée par :

$$D_{IJ} = \sqrt{(X_J - X_I)^2 + (Y_J - Y_I)^2}$$

avec : (X_I, X_J, Y_I, Y_J) coordonnées des points I et J.

La valeur Z_C d'un point C de la matrice finale se calcule immédiatement à partir des n points les plus proches en fonction du D_{IJ} (n choisi par l'utilisateur):

$$Z_C = \frac{\sum_{i=1}^n (Z_i / D_{ij})}{\sum_{i=1}^n (1 / D_{ij})}$$

Une fois la matrice Z_C calculée, la machine affecte à chaque valeur un caractère alphanumérique représentatif des écarts inter-isoaleur choisis par l'utilisateur.

Le programme CARTIMP est utilisable sur tous les types d'ordinateur, la seule limite étant le temps de calcul qui est parfois très long (7 minutes sur CII Iris 80 pour une des cartes de la figure 3.13 qui fait 3400 points calculés).

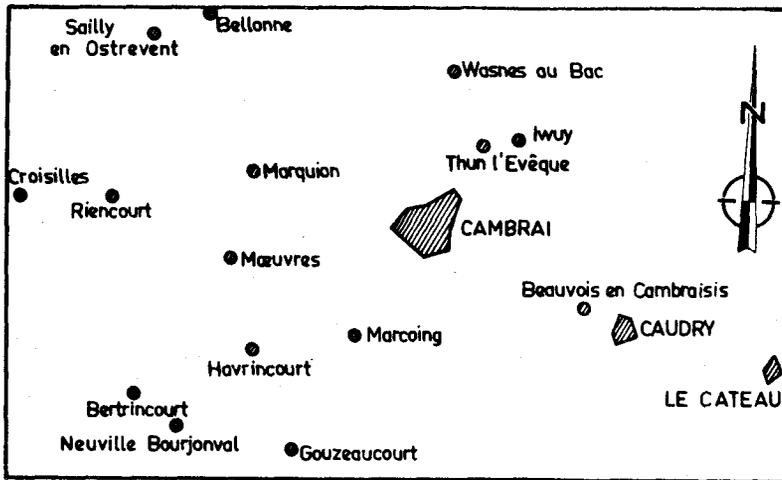
L'avantage de ce type de programme demeure sa simplicité, mais il présente également les inconvénients de faire des cartes dont les contours sont irréguliers (ce qui a peu d'importance en hydrogéochimie, où on dessine les cartes à l'estimation) et de faire un tracé rigoureux. L'équidistance des courbes est purement mathématique ce qui peut être gênant lorsque les contrastes chimiques sont importants.

Listing du programme CARTIMP

```

1. C CARTIMP : CARTOGRAPHIE SUR IMPRIMANTE
2. C
3. C LES DIMENSIONS DES TABLEAUX SONT LIMITEES A 100X200 CARACTERES
4. C SEUL UNE CARTE DE 40950 CENTIMETRES MAXIMUM
5. C LE 55, PROGRAMME PLOT IMPRIME LA CARTE CALCULEE
6. C LES VARIABLES SONT LUES PAR LE 55, PROGRAMME READ
7. C
8. C PARAMETRES A INTRODUIRE (FORMAT 5100)
9. C IFCMD0 ECHELLE 1/40000
10. C IFCMD1 ECHELLE 1/80000
11. C IFCMD2 ECHELLE 1/200000
12. C NOMB* IMPRESSION DES VALEURS DISCRETISEES
13. C NOMB* NOMBRE DE POINTS
14. C N1*22 COORDONNEES LAMBERT
15. C N2*VARIABLES A CARTOGRAPHIER
16. C N3* NOMBRE D'INTERVALLES (10 MAXIMUM)
17. C N4* NOMBRE DE POINTS VOISINS A PRENDRE EN COMPTE
18. C N5* NOMBRE DE L'UNITE DE LECTURE
19. C
20. C ORDRE DES CARTES DE DONNEES :
21. C 1. TITRE
22. C 2. PARAMETRES
23. C 3. FORMAT DES DONNEES
24. C 4. DONNEES (VOIR READ)
25. C
26. C *****
27. C
28. C DIMENSION GDATA(100,3),DIST(100),IRANG(100),TITRE(20)
29. C COMMON MAP(100,100)
30. C INTEGER CODE
31. C DATA LFC,IMP,105,106/
32. C READ(LEC,2005) (TITRE(I),I=1,20)
33. C READ(LEC,3100) (TECH,NAB,N,X1MIN,X1MAX,X2MIN,X2MAX,ZMIN,ZMAX,NOMB,
34. C N1,N2,N3,N4,N5,CODE)
35. C ABX=X1MAX-X1MIN
36. C WBY=Z2-Z1
37. C IF(TECH.EQ.1) WBY=(AB*2)/Z.54
38. C IF(TECH.EQ.2) WBY=(AB*2)/Z.54
39. C IY=0
40. C IY=0,1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20
41. C IY=0,1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20
42. C IY=0,1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20
43. C CALL READM(GDATA,N,3,100,5,CODE)
44. C CALL PRINTM(GDATA,N,3,100,5)
45. C WRITE(IMP,2001)
46. C IZ=0
47. C DO 101 J=1,N
48. C IZ=0
49. C DO 102 J=1,N
50. C DIST(I)=SQRT((GDATA(I,1))**2+(GDATA(I,2))**2)
51. C
52. C 102 CONTINUE
53. C IZ=0
54. C IZ=0
55. C CALL TRIZ(DIST,N,IRANG)
56. C DO 100 J=1,N
57. C IY=IRANG(J)
58. C D=OPT(DIST(I))
59. C IZ=0
60. C IZ=0
61. C IZ=0
62. C AMAP(I,J)=I*52
63. C IY=1+DK1
64. C 101 CONTINUE
65. C IZ=0
66. C 105 CONTINUE
67. C WRITE(IMP,2007) (TITRE(I),I=1,20)
68. C WRITE(IMP,2004)
69. C WRITE(IMP,2005) ((AMAP(I,J),J=1,10),I=1,10)
70. C WRITE(IMP,2003) (I,I=1,N)
71. C WRITE(IMP,107) (TECH,NAB,N,X1MIN,X1MAX,X2MIN,X2MAX,ZMIN,ZMAX,NOMB,
72. C N1,N2,N3,N4,N5,CODE)
73. C IFCMD0,EM,0) N10 1110
74. C CALL PRINTM(AMAP,IN,IY,00,100)
75. C WRITE(IMP,2002)
76. C 1110 CALL PLMT(IN,IY,ZMIN,ZMAX,NOMB)
77. C WRITE(IMP,2003)
78. C 107 FORMAT(1X,11X,'PARAMETRES INTRODUITS :',1X,215,14,6P10,3,314)
79. C 254 FORMAT(1X)
80. C 2001 FORMAT(10,4X,'MATRICE DES VALEURS INITIALES')
81. C 2002 FORMAT(10,4X,'MATRICE DES VALEURS DISCRETISEES')
82. C 2003 FORMAT(1X,5X,10P1,2)
83. C 2004 FORMAT(10,10X,'VALEURS CALCULEES DES 1010 PREMIERS POINTS',11X)
84. C 2005 FORMAT(40,11X,'NOMBRE DE POINTS PAR COLONNE',15,11X,'NOMBRE
85. C DE POINTS PAR LIGNE',15)
86. C 2006 FORMAT(20A4)
87. C 2007 FORMAT(1X,5X,20A4,11X)
88. C 1100 FORMAT(1X,1X,6P1,9,212,14)
89. C STOP
90. C END

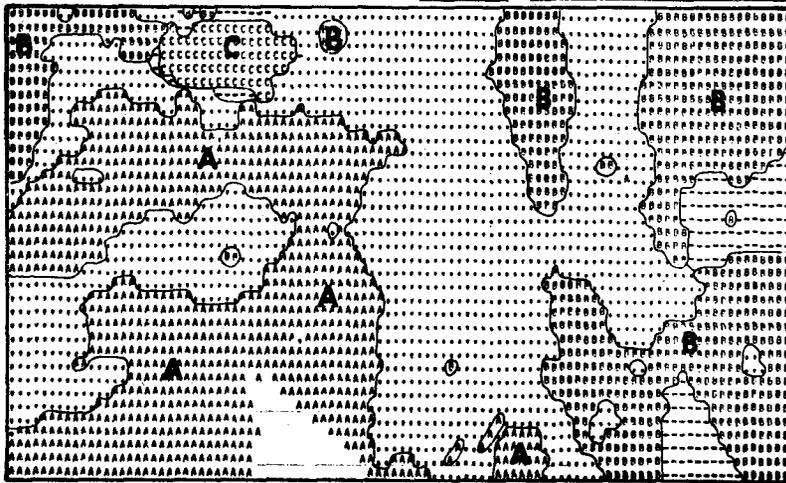
```



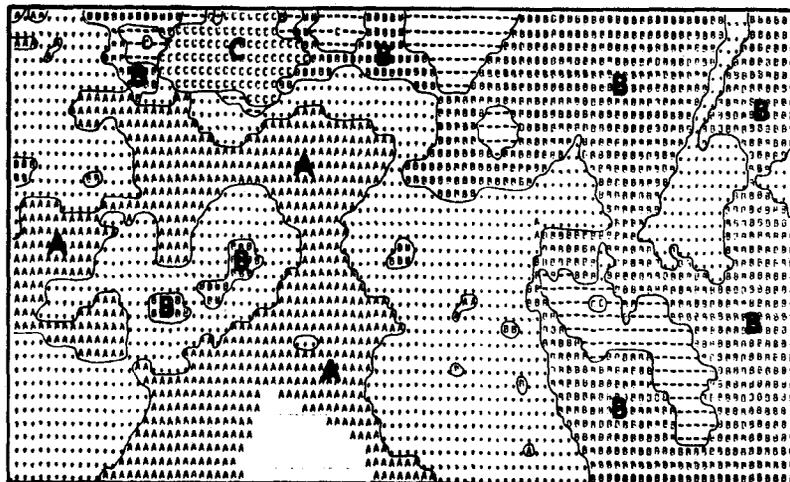
ECHELLE 0 2 4 6 8 10 15 20km

Evolution des sulfates
dans le Cambrésis

1975



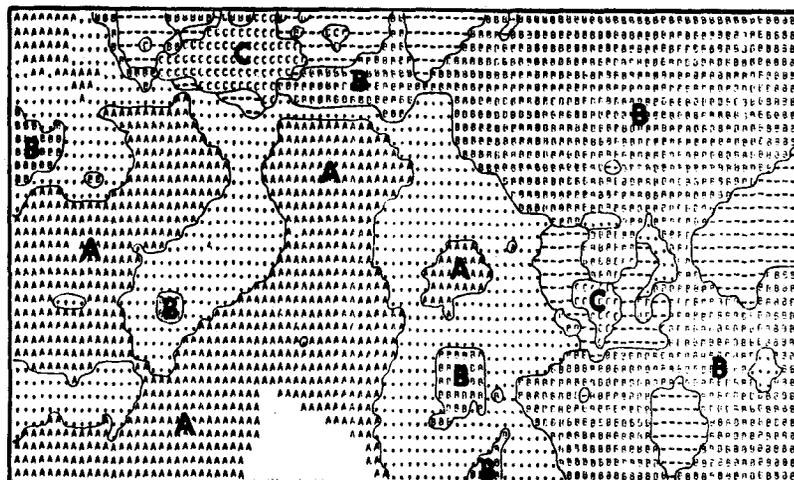
1976

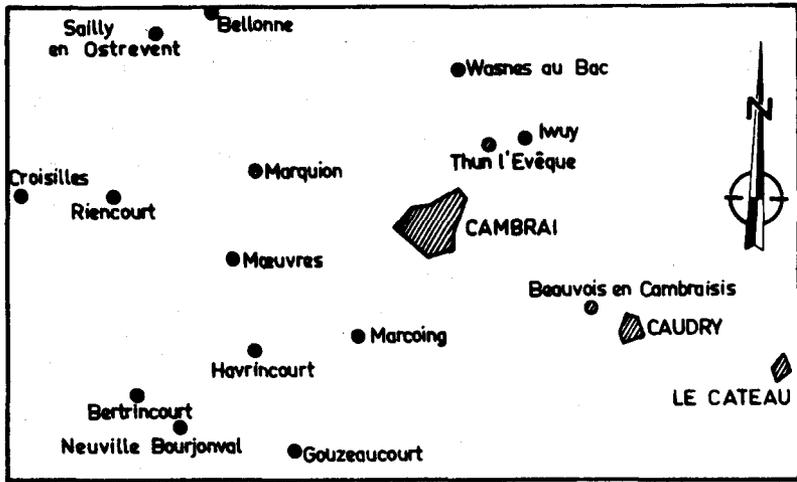


LÉGENDE

Isovaleurs	A	B	C
mg/l	5	14	23 32 41 50

1977

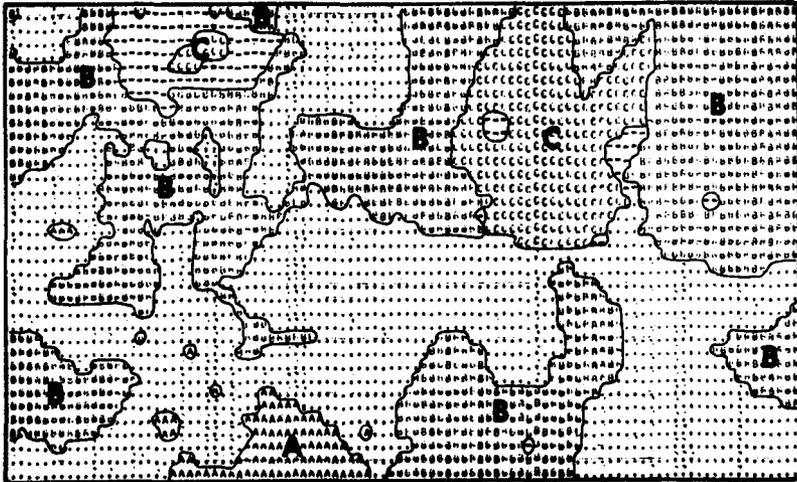




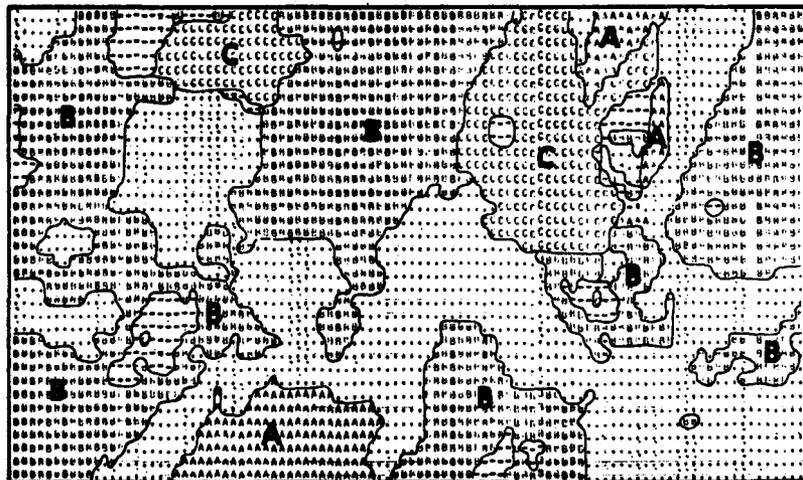
- ECHELLE - 0 2 4 6 8 10 15 20km

Evolution des chlorures
dans le Cambrésis

1975



1976



- LÉGENDE -

isovaleurs	A	B	C
mg/l	8	14,4	20,8
		27,2	33,6
			40

1977

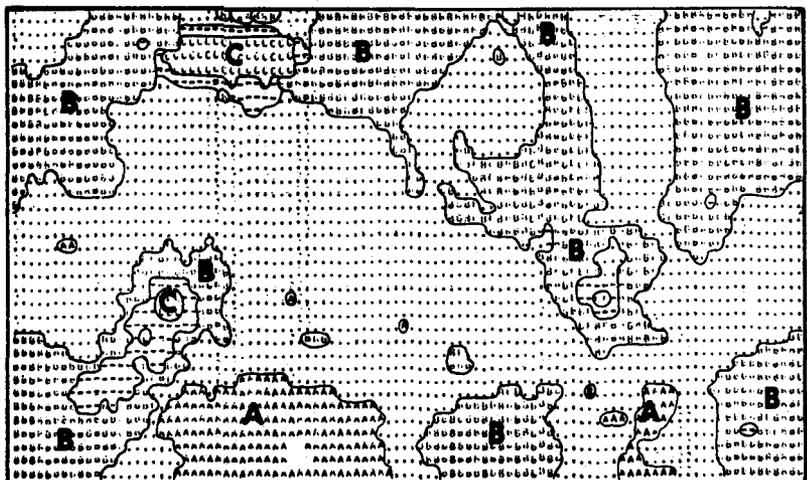


TABLEAU DES ANALYSES GÉOCHIMIQUES DE LIMONS ET DE LA CRAIE
 À SAINGHIN EN MELANTOIS
 (site expérimental du B.R.G.M.)

NATURE DE 1' ECHANTILLON	terre végétale	limon brun	limon ocre	limon ocre	limon + granulés de craie	limon + granulés de craie	craie altérée	craie altérée	craie grise	craie grise
Prof. (mètre)	0,5	1	2	2,5	3	3,5	4	4,5	5	7
Si O ₂	77.60	75.60	78.50	75.00	34.20	52.10	21.30	6.90	6.50	5.30
Al ₂ O ₃	9.00	9.90	8.20	7.10	10.45	15.40	7.00	2.10	1.85	1.35
Fe ₂ O ₃	3.30	3.78	3.20	3.92	6.40	10.05	3.72	0.65	0.73	0.60
Fe O	0.18	0.18	0.22	0.14	0.14	0.14	0.10	0.14	0.10	0.10
Ti O ₂	0.66	0.74	0.72	0.53	0.24	0.55	0.24	0.11	0.10	0.07
Mn O	0.098	0.080	0.072	0.052	0.23	0.38	0.087	0.069	0.067	0.06
Ca O	0.80	0.77	0.80	2.92	19.50	2.70	31.95	49.10	49.20	50.70
Mg O	0.69	0.83	0.75	0.75	1.40	2.00	1.08	0.50	0.50	0.40
Na ₂ O	0.98	1.00	0.94	0.39	0.12	0.18	0.07	0.06	0.06	0.05
K ₂ O	2.21	2.18	1.92	1.47	1.31	2.00	0.97	0.46	0.36	0.32
P ₂ O ₅	0.10	0.09	0.13	0.07	0.29	0.50	0.15	0.15	0.10	0.10
H ₂ O ⁻	1.57	1.53	1.50	2.25	4.50	5.35	2.902	0.50	0.42	0.25
H ₂ O ⁺	2.98	3.15	2.85	3.54	5.80	8.75	4.21	1.27	1.26	0.98
CO ₂	0.15	0.30	0.16	1.68	15.00	0.54	25.50	37.80	38.70	39.70
SO ₄	0.036	0.036	0.042	0.048	0.042	0.048	0.060	0.072	0.096	0.108
CO ₂ organique	0.13	0.11	0.10	0.07	0.13	0.11	0.07	0.05	0.06	0.04



ANALYSE DE QUELQUES PARAMÈTRES PHYSIQUES ET ÉLÉMENTS-TRACES
DANS L'EAU DE LA ZONE NON SATURÉE À SAINGHIN EN MÉLANTOIS

(terrain expérimental du BRGM)

N° cellule	oxygène dissous mg/l 01/03/78	pH 1/3/78	NH ₄ ⁺ mg/l 15/6/78	F ⁻ mg/l 15/6/78	Sh ²⁺ mg/l 15/6/78	Fe ²⁺ mg/l 15/6/78	Mn ²⁺ mg/l 15/6/78	Zn mg/l 15/6/78
1	10,7	7,16	0,2	0,64	0,28	0,03	0,004	0,036
2	8,5	7,4						
3	7,6	7,15	0,2	<0,1	0,28			
4	7,7	6,95	0,4	<0,1	0,24			
5	8	6,92	0,6	<0,1	0,24	0,04	0,004	0,030
6	8,8	7,70	0,4	<0,1	0,26	0,004	0,003	0,048
7	8,6	6,90	0,3	0,12	0,31	0,003	0,003	0,072
8	9,3	6,8	0,4	0,11	0,27			
9	8,6	6,74	0,3	0,11	0,31	0,002	0,003	0,058
10	9,2	7	0,6	<0,1	0,42			
11	7,3	6,84	0,3	0,14	0,24			
12	9,1	7	0,2	0,16	0,27	0,003	0,006	0,057
13	10	7,2	0,2	0,15	0,29			



