

**ÉTUDES ET  
RECHERCHES  
EN TRANSPORTS**



# **EFFETS DES SELS DÉGLAÇANTS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DE L'AQUIFÈRE DE TROIS-RIVIÈRES-OUEST**

**PIERRE GÉLINAS  
JACQUES LOCAT**



**GÉNIE  
ET ENVIRONNEMENT**

CANQ  
TR  
GE  
SM  
112

**Québec** 

**EFFETS DES SELS DÉGLAÇANTS  
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU  
DE L'AQUIFÈRE DE TROIS-RIVIÈRES-OUEST**

**MINISTÈRE DES TRANSPORTS  
CENTRE DE DOCUMENTATION  
700, BOUL. RENÉ-LÉVESQUE EST,  
21<sup>e</sup> ÉTAGE  
QUÉBEC (QUÉBEC) - CANADA  
G1R 5H1**



Dépôt légal - 1<sup>er</sup> trimestre 1988  
Bibliothèque nationale du Québec  
ISBN 2-550-18338-X



Titre et sous-titre du rapport Effets des sels déglaçants sur la qualité de l'eau de l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest				N° du rapport Transports Québec RTQ-87-05		
				Rapport d'étape <input type="checkbox"/> An Mois Jour		
				Rapport final <input checked="" type="checkbox"/>		
Auteur(s) du rapport Pierre Gélinas Jacques Locat				N° du contrat 1140-82-011		
				Date du début d'étude		
				Date de fin d'étude		
				Coût de l'étude		
Étude ou recherche réalisée par (nom et adresse de l'organisme) Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur Département de géologie Faculté des sciences et de génie Université Laval, Sainte-Foy, QC G1K 7P4			Étude ou recherche financée par (nom et adresse de l'organisme) Direction Sols et matériaux Ministère des Transports du Québec 700, boul. Saint-Cyrille Est Québec QC G1R 5H1			
But de l'étude, recherche et renseignements supplémentaires Le but de cette recherche a été d'évaluer les risques actuels et futurs de contamination de l'eau souterraine par les sels déglaçants et de proposer, s'il y a lieu, des méthodes préventives ou correctrices.						
Résumé du rapport La construction de l'autoroute 55, dans la région de Trois-Rivières, a été effectuée au-dessus d'une nappe aquifère majeure de la région. Cette nappe d'eau souterraine est exploitée par la ville de Trois-Rivières-Ouest. Depuis l'ouverture de l'autoroute à la circulation, le ministère des Transports du Québec procède à l'épandage de sels déglaçants afin de maintenir des conditions routières optimales durant l'hiver. Le Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur fut pour sa part mandaté, en 1982, afin d'évaluer l'état actuel et futur de la contamination de l'eau souterraine par les sels déglaçants. L'étude hydrogéologique a nécessité l'exécution de travaux de terrain, de laboratoire et de modélisation. Les résultats de ces travaux indiquent que les conditions hydrogéologiques particulièrement favorables permettent de conclure que les opérations d'épandage de sels déglaçants ne mettent pas en péril l'exploitation et le développement futur de l'aquifère.						
Nbre de pages	Nbre de photos	Nbre de figures	Nbre de tableaux	Nbre de références bibliographiques	Langue du document <input checked="" type="checkbox"/> Français <input type="checkbox"/> Anglais	Autre (spécifier)
Mots-clés Sels déglaçants, hydrogéologie, modélisation, analyses chimiques, instrumentation, contamination, autoroute, aquifère.				Autorisation de diffusion <input checked="" type="checkbox"/> Diffusion autorisée <input type="checkbox"/> Diffusion interdite		
				Signature du directeur général Yvan Tremblay		Date 8810115

## REMERCIEMENTS

Les travaux reliés à cette étude ont été réalisés par une équipe de chercheurs de l'Université Laval, en collaboration avec le personnel professionnel et technique du ministère des Transports. Nous remercions Mozher Sorial et André Drolet pour leur collaboration aussi soutenue qu'efficace, Jocelyn Pruneau et Claude Bergevin ainsi que les techniciens de Transports Québec qui ont mis en place les instruments, assisté au prélèvement et à l'analyse d'échantillons de sol et d'eau et fait des relevés techniques dans les piézomètres. Nous tenons à remercier Daniel Thibault et Serge Lehouiller de la ville de Trois-Rivières-Ouest pour le soutien logistique qu'ils nous ont fourni lors des essais de pompage. Les travaux de terrain et de laboratoire n'auraient pas été possibles sans la participation de Richard Martel, Donald Désaulniers, Michel Rousseau, Serge Goulet, Jacques D'Astous, Gaston Breton, Dannys Breton, Anne Masson, Christine Ouellet, Bernard Soucy, Claire Boulanger et Laurent Dumas. Pierre Therrien a soutenu intensivement et de façon décisive les travaux de modélisation de l'aquifère. Enfin, nous remercions Lise Brisson qui a travaillé à l'édition de cette publication.



### AVANT-PROPOS

La cette publication est la synthèse d'une étude réalisée entre 1982 et 1986 par le Groupe de Recherche en Géologie de l'Ingénieur (GREGI) de l'Université Laval pour le compte du ministère des Transports du Québec, Division des sols et chaussées. L'étude comprend principalement une analyse du mouvement des sels de déglacage à proximité d'une autoroute qui traverse un aquifère en exploitation. Le lecteur pourra consulter le rapport complet de cette recherche qui a été déposé au Centre de documentation de Transports Québec et au GREGI, Département de géologie, Université Laval.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS . . . . .	i
AVANT-PROPOS . . . . .	iii
LISTE DES TABLEAUX . . . . .	ix
LISTE DES FIGURES . . . . .	xi
1. INTRODUCTION . . . . .	1
1.1 Problématique . . . . .	1
1.2 Cheminement du sel dans l'environnement . . . . .	3
1.3 Objectifs . . . . .	3
1.4 Structure du rapport . . . . .	4
1.5 Revue de la littérature et faits saillants . . . . .	5
2. MÉTHODOLOGIE . . . . .	9
2.1 Le site instrumenté . . . . .	9
2.2 Installation de l'instrumentation et échantillonnage du sol . . . . .	9
2.3 Monitoring . . . . .	11
2.3.1. Échantillonnage de la neige . . . . .	11
2.3.2 Échantillonnage de l'eau . . . . .	11
2.3.3 Lectures des piézomètres . . . . .	13
2.4 Analyses . . . . .	13
2.4.1 Analyses physiques et minéralogiques . . . . .	13
2.4.2 Analyses chimiques . . . . .	14
3. L'AQUIFÈRE DE TROIS-RIVIÈRES-OUEST . . . . .	15
3.1 Géologie . . . . .	15
3.2 Nature de l'aquifère . . . . .	16
3.3 Données hydroclimatiques . . . . .	17

3.4	Écoulement souterrain régional . . . . .	18
3.5	Propriétés hydrauliques . . . . .	18
3.5.1	Porosité et conductivité hydraulique . . . . .	19
3.5.2	Infiltration-rétention dans la zone non saturée . . . . .	20
3.6	Données historiques sur la qualité de l'eau souterraine . . . . .	21
4.	<b>LE SEL DANS L'EAU SOUTERRAINE . . . . .</b>	<b>23</b>
4.1	Apports en sels à la nappe . . . . .	23
4.1.1	Sels naturels . . . . .	23
4.1.2	Épandage du sel . . . . .	24
4.1.3	Le sel dans la neige . . . . .	24
4.1.4	Le sel dans la zone non saturée . . . . .	25
4.2	Impact du sel dissous sur la qualité de l'eau . . . . .	26
4.2.1	Évaluation de la fiabilité des résultats d'analyses chimiques . . . . .	26
4.2.2	Évolution de la chimie de l'eau . . . . .	28
4.2.3	Évaluation de la contamination . . . . .	29
4.3	Variations temporelles des chlorures . . . . .	31
4.4	La lentille d'eau salée . . . . .	32
4.5	Bilan global des sels . . . . .	33
5.	<b>ÉCOULEMENT ET TRANSPORT DE MASSE: MODÉLISATION . . . . .</b>	<b>37</b>
5.1	Équation gouvernant l'écoulement . . . . .	38
5.2	Équation gouvernant le transport du sel . . . . .	40
5.3	Méthode de résolution . . . . .	41
5.3.1	Choix de la méthode . . . . .	41
5.3.2	Particularités du modèle . . . . .	41
5.4	Modélisation de l'aquifère . . . . .	42
6.	<b>BILAN QUOTIDIEN DES SELS: PRÉVISIONS . . . . .</b>	<b>45</b>
6.1	Méthode de calcul . . . . .	45
6.2	Bilan quotidien au puits 4 . . . . .	47
7.	<b>CONCLUSION . . . . .</b>	<b>49</b>



8. RECOMMANDATIONS . . . . .	51
ANNEXE . . . . .	111
BIBLIOGRAPHIE . . . . .	113

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 1

- 1.1 Taux annuels d'épandage de sels déglacants dans diverses régions de l'Amérique du Nord . . . . . 53
- 1.2 Teneurs en chlorure et en sodium de l'eau, du sol ou de la neige à proximité des zones affectées par les sels déglacants . . . . . 54

Chapitre 2

- 2.1 Éléments chimiques analysés dans l'eau et la neige . . . . . 55

Chapitre 3

- 3.1 Débit moyen des puits . . . . . 56
- 3.2 Taux d'épandage annuels pour la région de Trois-Rivières-Ouest . . . . . 56
- 3.3 Conductivité hydraulique et transmissivité moyenne de l'aquifère à proximité des puits . . . . . 57

Chapitre 4

- 4.1 Limites chimiques de potabilité . . . . . 58

## LISTE DES FIGURES

### Chapitre 1

- 1.1 Localisation du site et distribution des dépôts de surface . . . . . 59
- 1.2 Relations entre la température de fusion de la glace et la concentration en sels (NaCl et CaCl<sub>2</sub>) . . . . . 60
- 1.3 Cheminement du sel dans l'environnement . . . . . 61

### Chapitre 2

- 2.1 Localisation des piézomètres et des puits . . . . . 62
- 2.2 Coupe schématique d'un faisceau de piézomètres . . . . . 63
- 2.3 Micropompe utilisée pour l'échantillonnage de l'eau dans les piézomètres. . . . . 64

### Chapitre 3

- 3.1 Carte piézométrique de Trois-Rivières et localisation des limites des maillages utilisés pour l'analyse numérique . . . . . 65
- 3.2 Coupe stratigraphique le long de l'autoroute 55 . . . . . 66
- 3.3 Coupe stratigraphique nord-sud orientée perpendiculairement à l'autoroute 55 . . . . . 67
- 3.4 Exemple de courbes de rabattement obtenues lors des essais de pompage . . . . . 68
- 3.5 Sonde à neutrons installée sur un regard géophysique . . . . . 69
- 3.6 Variation de la teneur en eau volumétrique en fonction du rapport de détection (RO) mesuré à une profondeur de 120 cm au regard géophysique 2 . . . . . 70
- 3.7 Profil de la teneur en eau le 14 juin 1985 au regard géophysique 2 par rapport à la valeur minimale observée . . . . . 71



3.8	Variation de la teneur en eau en fonction du temps au regard géophysique 2 mesuré à une profondeur de (a) 150 cm le 1 <sup>er</sup> août 1985 et à une profondeur de 120 cm (b) le 20 août 1985 . . . . .	72
3.9	Profil de la teneur en eau au regard géophysique 2 lors de l'essai d'infiltration . . . . .	73
3.10	Variation mensuelle de la teneur en chlorures aux puits 2 et 4 depuis le mois de janvier 1980 . . . . .	74

#### Chapitre 4

4.1	Graphique du taux annuel d'épandage des sels sur l'autoroute 55 (MTQ) et les boulevards Saint-Jean et Industriel . . . . .	75
4.2	Concentration des ions dans la neige en fonction de la distance de l'autoroute . . . . .	76
4.3	Sel et humidité dans la zone non saturée à proximité du point 3 obtenu en septembre 1984 . . . . .	77
4.4	Évaluation de l'électroneutralité des solutions d'eau provenant des piézomètres . . . . .	78
4.5	Relation entre la conductivité électrique et la somme des ions . . . . .	79
4.6	Relation entre la conductivité électrique et les chlorures . . . . .	80
4.7	Relation entre la conductivité et la concentration en chlorures (sonde de terrain) . . . . .	81
4.8	Comparaison entre les valeurs de chlorures obtenues sur le terrain et au laboratoire . . . . .	82
4.9	Relation entre le chlorure et le sodium dans l'eau dans la zone saturée . . . . .	83
4.10	Diagramme de Piper . . . . .	84
4.11	Diagramme de Shoeller . . . . .	85
4.12	Concentration en chlorures aux puits 2 et 4 . . . . .	86
4.13	Changement de la concentration par rapport à la concentration initiale en fonction de la distance . . . . .	

et du temps (Germain et Frind, 1983) (taux  
d'infiltration à 0,438 m/an;  $\alpha_L = 10$  m;  $\alpha_t = 0,02$  m;  
 $K_h = 24$  m/j;  $K_h/K_v = 10$ ;  $\gamma = 1,0$ ; A: après 4 ans;  
B: après 8 ans) . . . . . 87

4.14	Distribution des chlorures, coupe nord-sud, mars 1985 . . . . .	88
4.15	Distribution des chlorures, coupe est-ouest, mars 1985 . . . . .	89
4.16	Distribution des chlorures, coupe nord-sud, avril 1985 . . . . .	90
4.17	Distribution des chlorures, coupe est-ouest, avril 1985 . . . . .	91
4.18	Distribution des chlorures, coupe nord-sud, mai 1985 . . . . .	92
4.19	Distribution des chlorures, coupe est-ouest, mai 1985 . . . . .	93
4.20	Distribution des chlorures, coupe nord-sud, juin 1985 . . . . .	94
4.21	Distribution des chlorures, coupe est-ouest, juin 1985 . . . . .	95
4.22	Distribution des chlorures, coupe nord-sud, juillet 1985 . . . . .	96
4.23	Distribution des chlorures, coupe est-ouest, juillet 1985 . . . . .	97
4.24	Concentration en chlorures au puits 4 en fonction de son débit . . . . .	98

## Chapitre 5

5.1	Illustrations des variables de l'équation de l'écoulement en nappe libre 2-D . . . . .	99
5.2	Grand maillage . . . . .	100
5.3	Petit maillage . . . . .	101
5.4	Charges hydrauliques observées et calculées . . . . .	102

5.5	Écoulement régional de l'eau souterraine . . . . .	103
5.6	Écoulement de l'eau souterraine à proximité des puits . . . . .	104

Chapitre 6

6.1	Zone d'appel du puits 4 . . . . .	105
6.2	Variations prédites de la concentration quotidienne en chlorures au puits 4 pour une porosité moyenne de 34% . . . . .	106
6.3	Variations prédites de la concentration quotidienne en chlorures au puits 4 pour une porosité moyenne de 25% . . . . .	107
6.4	Temps de parcours de l'eau souterraine avant d'arriver au puits 4 . . . . .	108
6.5	Concentration quotidienne prédite au puits 4 entre mars 1986 et mars 1987 . . . . .	109



## 1. INTRODUCTION

### 1.1 Problématique

Les conditions climatiques du Québec et son développement socio-économique ont exigé une amélioration constante du réseau de communication routière. Depuis la fin des années cinquante, le Québec, comme plusieurs états américains, applique, pour les routes principales, une politique de "pavage à sec" en hiver afin de maintenir un haut niveau de sécurité et d'assurer en tout temps le transport des biens et des personnes.

L'utilisation de chlorure de sodium (NaCl) et de chlorure de calcium (CaCl<sub>2</sub>) pour fondre la glace et la neige est désormais une pratique courante. Au Québec, le ministère des Transports épand sur les routes chaque année entre 500 000 et 700 000 tonnes de sels déglaçants dans une proportion de 97,5% de NaCl et de 2,5% de CaCl<sub>2</sub>. On estime qu'une quantité équivalente de sels est appliquée sur les rues et les routes entretenues par les municipalités. Une grande partie du sel est repoussée en bordure du pavé avec la neige fondante. Au printemps, l'eau de fonte salée ruisselle en surface jusqu'à un cours d'eau, une rivière ou un lac, ou encore s'infiltré dans le sol jusqu'aux nappes souterraines.

À cause de sa grande solubilité, le sel entre rapidement dans les systèmes aquifères. La concentration en chlorures de l'eau souterraine est fonction de nombreux facteurs tels que: la quantité épandue sur les routes, la nature des sols et des formations géologiques, le taux de précipitations, les caractéristiques de la fonte et le réseau de drainage de la route (Pollock et al., 1973). Dans les nappes libres peu profondes, la concentration en chlorures de l'eau souterraine près des autoroutes fluctue beaucoup au cours d'une année.

Les problèmes causés par les sels ne se limitent pas uniquement à la qualité de l'eau. Ils s'étendent aussi aux véhicules, aux structures métalliques (corrosion) et aux bétons (réactions alcalis-granulats). En 1982, Transports Québec entreprend une étude exhaustive du mouvement des sels dans un aquifère important traversé en surface par une autoroute majeure. Il s'agit de l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest.

La ville de Trois-Rivières-Ouest exploite, depuis une vingtaine d'années, un aquifère dans des sédiments deltaïques le long de la rivière Saint-Maurice (figure 1.1). L'eau provient de six puits et la consommation actuelle est de l'ordre de 5 700 mètres cubes par jour. En 1970, Transports Québec commence la construction de l'autoroute 55 (figure 1.1). Comme celle-ci passe exactement au-dessus de la zone exploitée de l'aquifère, les stations de pompage se retrouvent donc en bordure de la route. Depuis 1976, des mesures de salinité, effectuées sur des échantillons d'eau provenant de ces stations, indiquent une augmentation régulière en chlorures. Une première étude a confirmé ces observations pour trois puits localisés à proximité de l'autoroute 55 (Gélinas et al., 1983). L'utilisation de piézomètres à niveaux multiples (Locat et Gélinas, 1984) a permis d'identifier, sous l'autoroute, la présence d'une lentille d'eau salée plus ou moins stationnaire localisée dans la partie supérieure de l'aquifère. Au printemps 1985, la concentration en chlorures dans la lentille atteint, par endroits, plus de 1 000 mg/l.

Étant donné l'importance de cet aquifère pour l'alimentation en eau de la population, il devenait alors essentiel de développer une méthode capable de prédire, en fonction du temps et du taux d'épandage, la concentration en sels aux puits de pompage. Le but de la présente étude se résume donc à préciser l'évolution de la teneur en sels dans l'aquifère et, s'il y a lieu, à proposer des mesures correctrices appropriées.

## 1.2 Cheminement du sel dans l'environnement

Les déglaçants chimiques ont comme rôle d'abaisser le point de fusion de l'eau. Au Québec, on utilise surtout du NaCl, minéral appelé halite, qui est efficace à des températures supérieures à  $-20^{\circ}\text{C}$  (figure 1.2). En abaissant le point de fusion de l'eau, on empêche la formation de neige ou de glace à ces températures, mais on rend aussi le sel en solution ( $\text{Na}^+\text{Cl}^-$ ). Dès la mise en solution, le sel dissous pourra cheminer de diverses façons dans l'environnement (figure 1.3) et, plus particulièrement, dans le sol pour atteindre l'eau souterraine. Le sel va s'accumuler dans la neige et ce sera surtout lors de la fonte printanière que la "douche" salée est importante, puisque le sol gelé empêche l'infiltration du sel durant la période hivernale. Une fois rendue à la nappe phréatique, l'eau salée va se diluer et être transportée selon l'écoulement de l'eau souterraine. Le but de la recherche peut maintenant s'exprimer ainsi: à quel point le transfert du sel dans l'eau souterraine peut-il affecter la qualité de l'eau dans les puits bordiers de l'autoroute 55 à Trois-Rivières-Ouest?

## 1.3 Objectifs

Les travaux ont été réalisés par le Groupe de Recherche en Géologie de l'Ingénieur de l'Université Laval, en étroite collaboration avec la Division des sols et chaussées du ministère des Transports du Québec. Au départ, en 1982, les objectifs fixés étaient les suivants:

1. décrire l'état actuel de la qualité de l'eau et du sol aux abords de l'autoroute 55 et du boulevard Saint-Jean, à Trois-Rivières-Ouest;
2. évaluer les mécanismes de transport des sels dissous et des éléments traces;

3. évaluer la capacité du sol et de l'eau pour absorber les sels et les éléments traces;
4. évaluer la norme américaine sur l'épandage des sels routiers et l'adapter, si possible, aux conditions climatiques et routières du Québec;
5. étudier le réseau de drainage artificiel actuel et proposer des correctifs s'il y a lieu;
6. utiliser le site comme endroit de monitoring (programme de surveillance).

À cause des caractéristiques du milieu et des conditions climatiques, le projet prévu initialement pour deux années a dû être poursuivi pendant deux autres années en y ajoutant les objectifs suivants:

7. mettre au point un modèle d'écoulement et de transport permettant de tenir compte de l'effet du pompage des puits en place;
8. utiliser ce modèle afin de prévoir, à proximité des puits, l'évolution de la teneur en sels dans l'aquifère.

#### 1.4 Structure du rapport

Le rapport de synthèse présente la revue complète des travaux qui ont été réalisés depuis 1982, les résultats obtenus, les conclusions et les recommandations finales. Les annexes contiennent la plupart des données pertinentes qui ont permis de réaliser les objectifs fixés.

En premier lieu, un inventaire des données existantes sur l'épandage des sels en Amérique du Nord a permis de faire une com-



paraison avec la situation au Québec. Les informations recueillies ont servi de support à la planification initiale des travaux et ont aidé au choix des méthodes de terrain décrites à la section suivante. La présentation des caractéristiques géologiques et des propriétés hydrogéologiques du site est suivie d'une description de la présence et du mouvement des sels à proximité de l'autoroute et des puits. Le bilan des sels dans l'aquifère, qui est calculé de plusieurs façons, est corroboré par un modèle d'écoulement et de transport des sels expliquant l'évolution de la concentration en fonction du temps. Une discussion finale ouvre le débat sur l'impact des sels déglaçants dans d'autres environnements terrestres. Le rapport se termine par une énumération des conclusions et des recommandations.

#### 1.5 Revue de la littérature et faits saillants

Aux États-Unis, l'épandage du sel a débuté vers les années quarante, principalement dans les états de la Nouvelle-Angleterre. Le taux annuel d'épandage (tableau 1.1) varie, d'une année à l'autre, de 5 à 25 tonnes de sels par kilomètre de chaussée (Diment et al., 1973). C'est vers la fin des années cinquante que les équipes d'entretien du ministère des Transports du Québec commencent à utiliser des sels déglaçants sur les routes. Pendant l'année budgétaire 1982-1983, Transports Québec achète 512 000 tonnes de sels; le maximum connu est celui de 1970-1971 avec 800 000 tonnes. Dans l'ensemble, les quantités de sels épandues varient de 20 à 45 tonnes par kilomètre de chaussée, avec des quantités souvent plus élevées dans les pentes et les courbes.

L'étude de l'impact des sels utilisés pour les routes débute timidement vers 1960. De 1965 à 1974, plusieurs études sont publiées sur le sujet. La plupart de ces travaux sont cependant reliés aux eaux de surface et, surtout, à leur impact sur les lacs (Bubeck et al., 1971; Wulkowitz, 1974).

Les cas de contamination de l'eau souterraine par l'épandage du sel ne sont pas rares (Deutsch, 1963; Field et al., 1974; Huling et Hollocher, 1972; Hutchinson, 1969; Miller et al., 1974; Pollock et Toler, 1973; Toler et Pollock, 1974; Schraufnagel, 1969; Walker et Wood, 1973; Weigle, 1967; Young, 1974). Dans la plupart des cas, ces études sont reliées à l'effet des sels sur des puits domestiques. Au Canada, les études sont moins nombreuses. Scott (1979) a étudié la qualité des eaux de ruissellement dans la région de Toronto. L'Ontario Department of Transportation and Communication a entrepris, depuis 1979, une surveillance continue du mouvement des sels à proximité d'une autoroute (Crosnier, 1984). Aux États-Unis, nous n'avons répertorié qu'une seule étude détaillée du mouvement des sels le long d'une autoroute (Pollock et Toler, 1973).

À proximité d'une route, la concentration en sels dans l'environnement varie beaucoup selon qu'elle se retrouve dans l'eau ou dans le sol (tableau 1.2). En général, la concentration diminue dans le sens suivant: eaux de ruissellement, neige, sol, eau souterraine. Hutchinson (1969) a effectué des études poussées le long d'une autoroute du Maine où il a échantillonné 115 puits domestiques deux fois par an, pendant deux ans. Il observa que dans 73% des échantillons analysés, la concentration en chlorure (NaCl) était de 3 à 4 mg/l plus élevée que la normale, alors que la concentration moyenne pour le sodium oscillait entre 70 et 76 mg/l (de 100 à 171 pour le Cl<sup>-</sup>). Au total, 16% des puits avaient une teneur en sels au-dessus de la norme de 250 mg/l. Les puits fortement contaminés étaient situés à une distance moyenne de 9 mètres de l'autoroute, la distance maximale étant de 20 mètres. Toutefois, l'étude de Hutchinson (1969) n'a pas permis de suivre l'évolution des chlorures dans le milieu naturel. En fait, cette étude ne faisait qu'inventorier la contamination possible à différents sites.

Pollack et Toler (1973) ont étudié plus en détail la distribution de la contamination au pourtour d'une autoroute dans un contexte

semblable à celui du site de Trois-Rivières-Ouest. Ils ont aussi tenu compte de la zone non saturée et du contexte hydrogéologique. Ils ont observé que la concentration en chlorures était plus élevée près de la base de la zone non saturée. Ils indiquent qu'à la fin de la première année d'observation, l'eau souterraine contient encore entre 15 et 55% du total du sel appliqué lors de la première saison d'épandage. Une lacune majeure de cette étude est le manque de données pour décrire le mouvement des sels. En effet, pour la plupart des sites qu'ils ont étudiés, ces auteurs ne possèdent que trois points de mesure de la qualité de l'eau, et la description des conditions hydrogéologiques est incomplète.

L'étude effectuée en Ontario par Cropsier (1984) s'est faite dans un contexte apparemment plus compliqué que celui de Trois-Rivières-Ouest. Cropsier indique que l'infiltration de l'eau salée s'est produite dans la nappe de surface qui est perchée. De plus, il relie la contamination surtout à l'utilisation de chlorure de calcium lors de la construction de la route, puisque la teneur en sels est constante depuis le début de l'étude.

Dans l'ensemble, la revue de la littérature a permis de constater que le projet de Trois-Rivières-Ouest est très original et que, malgré l'utilisation intensive des sels déglaçants au Canada et aux États-Unis, aucune étude détaillée n'a été effectuée à ce jour concernant la migration des sels dans un aquifère. Cette constatation à elle seule fait du projet de Trois-Rivières-Ouest un cas unique en Amérique du Nord.

## 2. MÉTHODOLOGIE

### 2.1 Le site instrumenté

Le site étudié est situé à moins de 10 kilomètres au nord-ouest de la ville de Trois-Rivières et du fleuve Saint-Laurent (latitude 46°22' N, longitude 72°40' W). L'aire instrumentée a une superficie de 0,09 km<sup>2</sup> et s'étend de chaque côté de l'autoroute 55, près du Chemin de l'Aéroport (figure 1.1). L'élévation moyenne en surface est de 61 m et le relief est plat. Le site repose sur une terrasse formée par les sables et les graviers du delta du Saint-Maurice qui domine la plaine avoisinante constituée surtout de sédiments marins et d'alluvions. Le relief local du delta est d'environ 20 m. Au sud-est de la région, le till de Gentilly remonte en surface jusqu'à une élévation de 75 m. À 3 km au nord-est, le delta est coupé par le ruisseau du Lavoir et la rivière Saint-Maurice qui constitue le drain principal de l'aquifère étudiée.

### 2.2 Installation de l'instrumentation et échantillonnage du sol

Les premiers travaux de terrain ont été réalisés à l'été 1982 et la position des instruments est indiquée à la figure 2.1 (Gélinas et al., 1983). Au total, neuf forages ont permis de recueillir 171 échantillons de sol et de mettre en place 31 piézomètres dont 28 ont servi à l'échantillonnage de l'eau à l'aide de gaz sous pression. Onze lysimètres ont aussi été placés dans la zone non saturée. Pour permettre l'utilisation de la sonde à neutrons, trois regards de géophysique ont été placés à proximité des forages 3, 4 et 5.

Suivant les recommandations du rapport final de la phase I du projet (Locat et Gélinas, 1984), des travaux de terrain supplémentaires



étaient nécessaires pour définir en coupe la zone salée à proximité des puits de la municipalité de Trois-Rivières-Ouest. Durant cette deuxième phase de l'étude, huit faisceaux de piézomètres ont été installés à proximité des puits de la municipalité, de part et d'autre de l'autoroute 55 et des routes secondaires (Boulevard Saint-Jean au nord et Boulevard Industriel au sud, figure 2.1). La position des faisceaux suit deux lignes, ce qui facilite la représentation en coupe de la migration du sel sous l'autoroute dans les directions approximativement perpendiculaires et parallèles à l'écoulement régional.

Chaque faisceau de piézomètres (figure 2.2) est construit autour d'un tube central en chlorure de polyvinyle de 3,4 cm de diamètre qui sert de support à 10 ou 11 petits tubes de polyéthylène de 1 cm de diamètre. Chaque petit tube est perforé à son extrémité et recouvert d'un filtre de nylon, puis fixé au tube central. Les bouts filtrants sont espacés d'un intervalle variant entre 1,5 et 2 m. Les faisceaux de piézomètres pénètrent dans la zone saturée jusqu'à 30 m de profondeur, la nappe phréatique se situant à 8 m de la surface. Le principal avantage de ces faisceaux, par rapport aux instruments déjà en place, est de permettre, dans un même forage, de mesurer en plusieurs points les variations verticales de la charge hydraulique et de contrôler la qualité de l'eau. Les détails de la construction des faisceaux, leurs modes d'installation ainsi que leurs cotes d'élévation sont présentés par Désaulnier et al., (1985).

Ces faisceaux de piézomètres précisent le réseau d'écoulement local et révèlent le patron de migration du sel autour des stations de pompage. Près de chacune de ces installations, des regards géophysiques, interceptant toute l'épaisseur de la zone non saturée, permettent de mesurer, à l'aide d'une sonde à neutrons, les variations verticales de la teneur en eau dans cette zone. Lors de l'installation, le sable de la zone saturée a été prélevé pour établir la stratigraphie et la granulométrie des sables. De plus, un échantillon-

nage en continu de la zone non saturée a servi à évaluer la concentration en sels dans cette zone.

## 2.3 Monitoring

### 2.3.1. Échantillonnage de la neige

Dès le printemps 1982, la neige fut échantillonnée dans des sections verticales, à des distances variant entre 0 et 75 m de l'autoroute.

### 2.3.2 Échantillonnage de l'eau

Les piézomètres et les lysimètres ont été visités au moins douze fois entre les mois de novembre 1982 et novembre 1983. Durant la fonte printanière, il y a eu augmentation de la fréquence des visites, de sorte que le calendrier d'échantillonnage n'est pas uniforme. Les échantillons d'eau étaient ramenés dans les 24 heures au laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec pour permettre diverses analyses chimiques. Très tôt, les lysimètres ont été abandonnés à cause de leur inefficacité dans ce type de sédiment, trop grossier pour assurer une succion efficace.

Durant la phase II du projet, la salinité de l'eau souterraine a été mesurée périodiquement dans le réseau de piézomètres ainsi qu'aux stations de pompage 2 et 4. Les prélèvements dans les faisceaux de piézomètres se sont faits à l'aide d'un échantillonneur conçu spécialement pour des piézomètres à petits diamètres. L'appareil illustré à la figure 2.3 permet de prélever de l'eau dans les faisceaux de piézomètres à une profondeur inaccessible aux pompes à dépression.



L'appareil est formé essentiellement d'un tube de polyéthylène de 2,5 mm de diamètre, relié à une cellule gonflante (packer), et d'un système de contrôle. Le prélèvement s'effectue en insérant le tube de l'échantillonneur dans le piézomètre jusqu'au niveau désiré. Le tube est bouché en surface par un dispositif relié à l'appareil de contrôle. La cellule est ensuite pressurisée par l'unité de contrôle à l'aide d'une bonbonne d'azote, puis une pression de gaz est appliquée à la surface de la colonne d'eau au-dessus de la cellule gonflante pour la forcer à s'écouler dans le tube central, grâce à plusieurs perforations situées juste au-dessus de la cellule gonflante. Les échantillons obtenus de cette façon sont recueillis dans des flacons de 25 ml pour ensuite être acheminés au laboratoire.

La campagne d'échantillonnage de la phase II n'a débuté qu'au mois de mars 1985 parce que l'échantillonneur fonctionne difficilement en hiver, à cause du gel de l'eau dans les conduites. À partir de ce moment, un échantillonnage mensuel a été fait dans tous les faisceaux de piézomètres ainsi que dans les piézomètres de la phase I. Au total, entre 89 et 105 échantillons étaient prélevés chaque mois. Généralement, l'échantillonnage des faisceaux de piézomètres s'est déroulé sans problème jusqu'au mois de juin. À partir de juillet, l'insertion de l'échantillonneur dans les faisceaux de piézomètres est devenue de plus en plus difficile. Finalement, au mois d'août, l'échantillonnage devenait pratiquement impossible parce que l'échantillonneur ne pouvait atteindre la nappe à cause d'une friction trop élevée.

Il semble que les tubes de polyéthylène des faisceaux ne sont pas assez rigides pour supporter longtemps la contrainte imposée (environ 100-150 KPa) par les 7 à 8 m de sable non saturé.

### 2.3.3 Lectures des piézomètres

Le bureau régional du ministère des Transports de Trois-Rivières a pris la responsabilité des lectures de piézomètres et, depuis le mois de novembre 1982, des mesures ont été faites à toutes les semaines. Les résultats de ces mesures apparaissent en annexe du rapport de Locat et Gélinas (1984).

### 2.4 Analyses

Pour réaliser l'objectif principal de l'étude, des mesures sur le terrain et en laboratoire ont été utilisées pour mettre en évidence le cheminement du sel dans l'aquifère. Puisqu'un système efficace de surveillance de la qualité de l'eau doit être à la fois précis et simple d'opération, nous avons procédé à plusieurs vérifications des données obtenues en laboratoire et sur le terrain afin de déterminer la meilleure façon d'estimer les quantités de sels dans l'aquifère.

Sur le terrain, on a mesuré la température, le pH, la conductivité et la teneur en chlorures en utilisant une électrode spécifique à l'ion  $\text{Cl}^-$ . En laboratoire, les mêmes paramètres ont aussi été mesurés, ainsi que tous les ions majeurs (alcalinité ou bicarbonate, sulfate, chlorures, sodium, potassium, calcium et magnésium) et quelques éléments mineurs ou traces (fer, plomb, zinc, cadmium, manganèse). Les résultats de ces analyses sont donnés aux tableaux des annexes 3 et 4.

#### 2.4.1 Analyses physiques et minéralogiques

Une analyse granulométrique a été faite pour chacun des 171 échantillons de sable obtenus lors de la campagne de forage de l'été 1982. Quelques échantillons ont aussi été observés au microscope

électronique à balayage afin d'observer s'il y avait des dépôts à leur surface.

La minéralogie de certains échantillons de sol a été évaluée à l'aide du microscope optique et à la suite de séparations par liqueurs denses.

#### 2.4.2 Analyses chimiques

Plusieurs analyses chimiques ont été réalisées sur les échantillons d'eau et de sol. Pour chaque échantillon d'eau et de neige, divers éléments ont été analysés (tableau 2.1). Au moment de la collecte des données sur le terrain et lors de chaque visite, la température, le pH et la teneur en chlorures de l'eau étaient mesurés.

### 3. L'AQUIFÈRE DE TROIS-RIVIÈRES-OUEST

#### 3.1 Géologie

Le substratum rocheux sous le site est composé de schistes paléozoïques du groupe d'Utica. Plus au nord, les formations rocheuses sont associées au complexe métamorphique du Grenville (Béland, 1961; Globensky, 1975, 1976a, 1976b). En discordance sur ces roches, on retrouve les dépôts quaternaires (Gadd, 1971; Occhietti, 1980). Le roc n'affleure pas dans la région étudiée.

La stratigraphie des dépôts meubles de la région (Occhietti, 1980) comprend, au sommet de la séquence, des dépôts récents de tourbe qui ont rempli d'anciens méandres de la rivière Saint-Maurice. Sous la tourbe, le delta de Trois-Rivières est composé de sable fin à grossier avec une dominante granulométrique en sable moyen (unité 1, figure 1.1). Les sables ont une épaisseur qui peut atteindre 50 mètres et forment l'aquifère majeur de la région. Les puits de la municipalité puisent leur eau dans cette formation. Les sédiments de la mer de Champlain (unité 2, figure 1.1), constitués d'une faible épaisseur de sable gris et d'argiles limoneuses rubannées, se retrouvent sous les sables du delta et forment la base imperméable de l'aquifère.

Les dépôts glaciaires sont représentés surtout par le till de Gentilly (unité 3, figure 1.1) qui repose sous les argiles ou, par endroits, directement sous les sables du delta. Le till sableux de Gentilly contient des fragments de roches granitiques ou de gneiss granitique et des roches d'âge paléozoïque. Le till affleure dans la partie sud-est de la région (figure 1.1). Entre le till de Gentilly et le till de base de Bécancour, on observe, par endroits, une séquence de dépôts non glaciaires constitués principalement des varves de



Deschailions, des sables des Vieilles Forges et des argiles limoneuses de Saint-Pierre. L'épaisseur des dépôts meubles peut atteindre 130 m.

### 3.2 Nature de l'aquifère

Plusieurs forages et sondages ont permis de préciser la stratigraphie du site. L'interprétation de ces données a permis la confection d'une coupe nord-sud présentée à la figure 3.1. Le long de cette section, l'aquifère (sable) a une épaisseur variant de 20 à 30 mètres. Les forages répertoriés pour cette étude proviennent de banques de forages et de rapports techniques. La liste des sources se retrouve dans Désaulnier et al. (1985). En tout, 106 forages exécutés entre 1958 et 1984 couvrent la région représentée par la figure 1.1. La description de chaque forage comprend aussi l'élévation au sommet du tubage, le niveau statique et, dans certains cas, la position de la base d'argile et l'épaisseur saturée de la formation. Deux forages seulement ont atteint le roc. La base argileuse de l'aquifère a été recoupée par 37 forages. Ces données servent de paramètres d'entrée ou de contrôle pour la modélisation de l'aquifère.

Le secteur étudié est entièrement situé à l'intérieur du delta de Trois-Rivières. L'aquifère est ici défini comme comprenant l'étendue de sables deltaïques limitée au sud et à l'ouest par les marécages de la Baie, au sud-est par le till de Gentilly et au nord par la rivière Saint-Maurice et le ruisseau du Lavoir (figure 1.1). Les sables enclos par ce périmètre occupent une superficie de 40 kilomètres carrés. En tenant compte des limites de l'aquifère par rapport à l'exploitation des puits de Trois-Rivières, la portion de l'aquifère étudiée est de 22 km<sup>2</sup> environ (figure 3.1).

### 3.3 Données hydroclimatiques

La précipitation totale annuelle varie de 920 à 1 330 mm. De 15 à 30% de la précipitation tombe sous forme de neige entre la mi-novembre et la mi-avril. La température moyenne annuelle est de 4,8 °C. La température moyenne mensuelle est sous le point de congélation de novembre à mars inclusivement et atteint son maximum en juillet avec 20°C. L'infiltration d'eau dans le sol équivaut annuellement à la précipitation totale moins les pertes dues à l'évapotranspiration, puisque le réseau de drainage de surface est peu développé et que le ruissellement est considéré négligeable. L'évapotranspiration est de 450 à 600 mm par année. Le ruissellement est négligeable, si bien que l'infiltration totale annuelle est évaluée à 50% de la précipitation totale, soit 425 à 750 mm par année.

La municipalité de Trois-Rivières-Ouest tire son eau de six puits dont cinq sont localisés dans le périmètre d'étude. Les puits 2, 3 et 5 pompent en continu, alors que les puits 4 et 6 fonctionnent alternativement selon la demande. Le débit moyen des puits est donné dans le tableau 3.1.

Les forages ont servi à établir deux coupes stratigraphiques. La première est parallèle à l'autoroute 55. Longue de 8,7 km, elle recoupe (figure 3.2) les sables uniformes du delta de Trois-Rivières, les sédiments marins de la mer de Champlain et le till de Gentilly. La topographie est relativement plane au nord-ouest de la route et s'élève lentement vers le sud-est jusqu'à un affleurement du till.

La seconde coupe (figure 3.3), de direction nord-sud, se termine à la rivière Saint-Maurice. Longue de 6,65 km, elle recoupe les dépôts marécageux La Baie, les sables uniformes du delta de Trois-Rivières et les sédiments marins de la mer de Champlain. Le relief peu accentué au sud devient escarpé aux abords du Saint-Maurice. Dans ce secteur, la nappe phréatique, avec un gradient moyen de 0,005, force l'écoulement



du sud vers le nord. Des segments de ces coupes seront utilisés pour illustrer la distribution des sels dans la nappe.

### 3.4 Écoulement souterrain régional

Pour mettre en évidence la distribution des charges hydrauliques dans l'aquifère et pour tracer les lignes d'écoulement de l'eau à l'échelle régionale, on a dressé une carte piézométrique à partir de niveaux d'eau qui proviennent de l'inventaire des forages et des points d'eau toujours accessibles (figure 3.1). Un altimètre a aussi été utilisé pour relever l'élévation des affleurements de la nappe en surface (marécages, fossés). Le niveau de la nappe fluctue de 0,5 et 1,5 mètre par année. La recharge de la nappe souterraine se fait surtout lors de la fonte de la neige (mars-avril) et, à un moindre degré, pendant les mois sans gel où l'évapotranspiration est faible (septembre à novembre).

L'écoulement régional procède grossièrement vers l'est et les équipotentiels épousent la forme du rivage du Saint-Maurice. De façon plus détaillée, la carte présente deux zones de recharge localisées au nord et au sud ainsi qu'une ligne de partage des eaux. Au nord, la zone de recharge correspond à un haut topographique dans les sables deltaïques de Trois-Rivières. Au sud, cette zone correspond à l'affleurement du till de Gentilly. La ligne de partage des eaux se situe à l'ouest dans le marécage La Baie.

Aux abords des escarpements (ruisseau du Lavoir et rivière Saint-Maurice), la nappe chute brusquement et les gradients peuvent être aussi élevés que 0,08. La carte (figure 3.1) illustre bien l'influence des puits, les niveaux d'eau tenant compte de l'effet du pompage.

### 3.5 Propriétés hydrauliques

Les propriétés hydrauliques de l'aquifère, comme la transmissibilité, la conductivité hydraulique, le coefficient d'emmagasinement et de porosité de drainage, sont évaluées à l'aide de travaux de terrain et, plus particulièrement, d'essais de pompage.

On a recours à plusieurs méthodes d'analyse des données pour valider les différentes approches et isoler la technique la plus appropriée à la nature de la nappe et aux essais réalisés.

#### 3.5.1 Porosité et conductivité hydraulique

Des essais de pompage ont été effectués aux puits 2, 3, 4, 5 et 6 de la municipalité de Trois-Rivières-Ouest en janvier 1985 (Désaulniers et al., 1985). De façon générale, les essais de pompage ont été réalisés en deux étapes. D'abord, la pompe est arrêtée pour une période de 24 heures ou plus afin de laisser remonter la nappe à son niveau statique. Ensuite, le pompage reprend pour une période de 18 heures au cours de laquelle les niveaux d'eau dans les piézomètres sont mesurés à intervalle variable (figure 3.4).

Le tableau 3.2 présente une synthèse des résultats des essais de pompage en analysant les résultats par les quatre méthodes élaborées par Neuman (1975a), Theis (1935), et Thiem-Dupuit (Désaulniers et al., 1985). La moyenne arithmétique des conductivités hydrauliques varie de  $4,8 \times 10^{-4}$  m/s à  $25,4 \times 10^{-4}$  m/s. La relation empirique de Hazen, qui utilise le diamètre effectif des grains de la zone saturée  $d_{10}$ , a été employée pour estimer la conductivité hydraulique dans 15 forages. Les résultats de ce calcul se situent dans le même ordre de grandeur que ceux calculés lors des essais de pompage. La porosité totale moyenne de l'aquifère varie de 24,5 à 33,5%.

Des essais in situ au forage F2 et F3 ont permis de calculer une conductivité hydraulique de  $1,2 \times 10^{-4}$  m/s pour le till de Gentilly et de  $1,4 \times 10^{-6}$  m/s pour la zone imperméable des sédiments de la mer de Champlain. Désaulniers et al., (1985) ont évalué à 0,2 le degré d'anisotropie de la conductivité hydraulique.

### 3.5.2 Infiltration-rétention dans la zone non saturée

L'infiltration varie annuellement entre 425 et 750 mm. Lors du passage de l'eau salée dans la zone non saturée, une partie des sels sera retenue. La quantité d'eau retenue varie naturellement dans le temps. De telles variations de la teneur en eau dans la zone non saturée ont été mesurées par dispersion neutronique, à l'aide d'une sonde à neutrons de marque CPN (modèle R503, figure 3.5). L'intensité du flux de neutrons lents atteignant le détecteur est proportionnelle à la teneur en eau (figure 3.6).

Entre les mois d'avril 1984 et juin 1985, les variations de teneur en eau dans la zone non saturée ont été mesurées périodiquement avec la sonde à neutrons (figure 3.7).

Le 20 juillet et le 1<sup>er</sup> août 1985, deux essais d'infiltration ont été entrepris au regard 2 afin d'étudier le comportement de la zone non saturée lors d'un événement d'infiltration provoqué. Le but de ces essais était d'évaluer premièrement la vitesse de migration du front d'eau et, deuxièmement, d'étudier son évolution dans le temps. Le deuxième essai servait en même temps à effectuer une calibration de la sonde à neutrons sur le terrain.

Lors du premier essai d'infiltration, le sol situé à 150 cm sous la surface a été saturé au bout d'environ 24 heures (figure 3.8). Il a fallu une dizaine d'heures, lors du deuxième essai, pour atteindre un palier de stabilisation (figure 3.8). Un autre essai d'infiltration a

été effectué pour évaluer la vitesse de progression du front de saturation (figure 3.9). Des valeurs comprises entre 130 et 145 cm/j ont été obtenues.

### 3.6 Données historiques sur la qualité de l'eau souterraine

Selon les données disponibles de Teck-Eau Inc. (1980), de Simard et DesRosiers (1980) et de la municipalité du Cap-de-la-Madeleine, l'eau de l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest se caractérise par une très faible salinité totale (moins de 200 mg/l en général) et par un pH légèrement acide (de 6,0 à 7,5). Pour ce qui est de la qualité, les problèmes les plus communs proviennent de l'alcalinité très faible qui rend l'eau agressive et de la présence, en quantités élevées, de fer et de manganèse à plusieurs endroits. La composition de l'eau souterraine varie latéralement, mais aussi verticalement. Parce que l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest est une nappe libre, l'eau d'infiltration est généralement acide et bien oxygénée, de sorte que le pH, l'alcalinité, le fer et le manganèse ont des teneurs moins grandes au sommet de l'aquifère qu'à la base. En particulier, la teneur en fer est plus élevée dans les zones profondes où des conditions réductrices prévalent.

Pour étudier l'évolution de la salinité dans l'aquifère, deux paramètres sont importants: le sodium et les chlorures. Le sodium peut provenir de l'altération de plusieurs minéraux comme les feldspaths, et sa présence peut s'expliquer de différentes façons. C'est aussi un ion susceptible de participer à des réactions d'échange ionique à la surface de minéraux comme les phyllosilicates. Le meilleur indicateur de contamination sera l'ion chlorure qui est l'élément le plus mobile (qui réagit le moins) dans l'eau souterraine. Les chlorures sont détectés dans les précipitations en concentrations n'excédant pas 10 mg/l. L'autre source naturelle de chlorures est la présence dans la séquence géologique régionale, originellement saturée



en eau de mer, d'argiles post-glaciaires. Selon les données disponibles au Cap-de-la-Madeleine (150 analyses), la majorité des échantillons (67%) contiennent moins de 20 mg/l de  $\text{Cl}^-$ , et seulement 1% des analyses ont une concentration supérieure à 100 mg/l.

Les données recueillies à Trois-Rivières-Ouest révèlent que pour le puits 2, la valeur de fond n'excède pas 30 mg/l de  $\text{Cl}^-$  pour une moyenne d'environ 10 mg/l. Le puits 4, localisé en aval de la route, a enregistré en 1985 un niveau de 130 mg/l de  $\text{Cl}^-$  pour une concentration moyenne de 75 mg/l de  $\text{Cl}^-$  (figure 3.10). Les concentrations dans les autres puits sont inférieures à 5 mg/l.

#### 4. LE SEL DANS L'EAU SOUTERRAINE

L'évaluation de l'impact des sels sur la qualité de l'eau exigeait de comparer la composition de l'eau à certains standards comme celui de la potabilité (tableau 4.1). Durant la phase I, la plupart des analyses chimiques ont contribué à préciser le niveau de l'impact des sels, alors qu'à la phase II, c'est le mouvement de la lentille d'eau salée sous l'autoroute qui fut scruté. La phase I a, de plus, permis de mettre au point des méthodes rapides et économiques de dosage des sels.

Après un survol des données historiques existantes à propos de la qualité de l'eau de l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest, on abordera les caractéristiques chimiques de la neige, de l'eau de fonte, du sol et de l'eau souterraine. Par la suite, les différentes techniques de dosage seront comparées afin de dégager des corrélations utiles pour le monitoring (programme de surveillance) de la lentille d'eau salée. Ces résultats sont finalement mis à profit pour évaluer le degré de contamination de l'aquifère par les sels déglaçants.

##### 4.1 Apports en sels à la nappe

###### 4.1.1 Sels naturels

Les sels pourraient provenir de la dissolution de roches ou de minéraux solubles tels que le gypse ou l'halite. Mais ceci est improbable dans la région, vu l'absence de quantités significatives de tels minéraux. Un autre apport possible pourrait être dû à la présence de dépôts marins récents situés sous l'aquifère. Dans la zone étudiée, une telle contribution est à éliminer, puisqu'on ne note pas d'augmentation de la salinité avec la profondeur; en fait, c'est plutôt le contraire qui se produit. Dans d'autres secteurs des basses terres du



Saint-Laurent, ces causes pourraient être la source première de sels dissous, principalement dans le centre du bassin et à une grande profondeur (Locat, 1982).

#### 4.1.2 Épandage du sel

Dans la partie supérieure de l'aquifère, la presque totalité du sel dissous provient de l'épandage. La figure 4.1 présente, pour la région du site étudié, la variation du taux annuel d'épandage de sels déglaçants. Au cours des dernières années, les taux d'épandage (figure 4.1) sur l'autoroute ont oscillé entre 22 et 48 tonnes/km/an, alors que pour les voies de service, la ville de Trois-Rivières a déversé entre 15 et 22 tonnes/km/an. Au total, dans le secteur étudié, il s'épand annuellement entre 71 et 136 tonnes/km (tableau 4.2) de sels déglaçants. À cause de la faible pente des fossés de drainage et de la forte perméabilité ( $10^{-4}$  m/s) du sable, la majeure partie du sel dissous va s'infiltrer dans le sol et transiter dans la zone non saturée.

#### 4.1.3 Le sel dans la neige

À cause des conditions climatiques, dès que le sol est gelé, l'infiltration dans le sol cesse et les sels dissous s'accumulent, surtout à la base de la colonne de neige. L'éclaboussement de la neige mouillée et de l'eau de fonte explique la détection de sels en surface sur une distance de 70 mètres mesurés perpendiculairement à l'autoroute (figure 4.2). À 30 mètres de l'accotement, la concentration en chlorures chute à 10% de la teneur maximum enregistrée en bordure de la voie rapide. Exprimée en milliéquivalents par litre, la concentration de  $\text{Na}^+$  et de  $\text{Cl}^-$  passe de 7 500 à 75-80 milliéquivalents par litre à une distance de 75 mètres (figure 4.2). Les mesures de terrains indiquent, par contre, que la majeure partie de l'infiltration se fait

au niveau des fossés de drainage qui collectent la plus grande partie des eaux de ruissellement. L'autoroute 55 représente donc pour l'aquifère une source linéaire de contamination en chlorure de sodium. Les données de la section suivante analysent la distribution des éléments sous l'autoroute.

#### 4.1.4 Le sel dans la zone non saturée

Dans la zone de captage, la nappe libre se situe à une profondeur variant entre 7 et 8 m. Les dépôts de sable non saturé, situés au-dessus de cette nappe, forment une zone où les eaux d'infiltration résident temporairement avant d'atteindre la surface libre. Deux essais d'infiltration d'eau dans la zone non saturée, tel que décrits dans Désaulniers et al. (1985), ont permis d'estimer que le temps requis à une goutte d'eau pour atteindre la nappe phréatique est de 5 à 6 jours.

Un échantillonnage en continu de la zone non saturée à proximité de F3, effectué en septembre 1984, a permis d'évaluer la quantité de sels retenue après le passage de la douche salée du printemps. L'analyse du sel dans la zone non saturée s'est faite sur des échantillons de sable prélevés environ à tous les 10 cm sur l'épaisseur de la zone non saturée. La concentration du  $\text{Cl}^-$  dans chacun des échantillons a été mesurée en lessivant 100 g de sable avec 100 g d'eau distillée. La concentration de  $\text{Cl}^-$  mesurée par cet essai est exprimée en mg de  $\text{Cl}^-$  par 100 g de sable. Le profil (figure 4.3) montre qu'une petite quantité de sel (2 à 4 mg/100 g de sable) est retenue en surface (0 à 0,2 m) par la matière organique. À cause de l'influence de la frange capillaire, une quantité plus appréciable de sels se retrouve à la base de la zone non saturée (6,5 à 8 m). Le reste du profil (0,2 à 6,5 m) est relativement stable autour de 1 mg/100 g de sable.

Selon Toler et Pollock (1974), les petites variations de teneur en sels le long du profil sont reliées aux différences de granulométrie des lits de sable. De façon générale, la quantité de sels retenue dans la zone non saturée est faible ( $182 \text{ g/m}^3$ ). Selon les mêmes auteurs, la quantité de sels retenue dans la zone non saturée atteint rapidement un plateau après la première année d'épandage de sels, et n'augmente pas au cours des années suivantes. Puisque l'autoroute 55 est construite depuis le début des années 70, on estime que la quantité de sels retenue dans la zone non saturée a atteint un équilibre.

#### 4.2 Impact du sel dissous sur la qualité de l'eau

Les travaux de la phase I (1982-1984) ont permis de bien caractériser la chimie de l'eau contaminée par les sels déglacants. Au-delà de 300 analyses de potabilité ont été réalisées sur des échantillons d'eau souterraine provenant des piézomètres installés lors du début des travaux (Gélinas et al., 1983; Locat et Gélinas, 1984). L'étude des résultats nous permet de suivre l'évolution de la chimie de l'eau et d'illustrer le dosage des chlorures comme méthode simple d'évaluation de la contamination par les sels.

##### 4.2.1 Évaluation de la fiabilité des résultats d'analyses chimiques

Avant de procéder à l'interprétation des résultats des analyses chimiques, il faut s'assurer de la qualité des résultats. La précision des analyses en laboratoire peut être appréciée en comparant (en milliéquivalents par litre) la somme des cations et la somme des anions. La figure 4.4 montre, qu'en général, on obtient l'électroneutralité avec une précision de plus ou moins 5%. La précision est beaucoup moins grande pour les faibles salinités où la relation cation-anion n'est précise qu'à 25% (sites 3, 6 et 7). Ces valeurs correspondent souvent à des échantillons non contaminés en sels et pour

lesquels la concentration en ions, autres que ceux qui ont été mesurés, pourrait être importante (F, Br, H, NO<sub>3</sub>, etc.)

Pour les salinités plus élevées (10 milliéquivalents par litre ou plus), la relation est excellente puisque les ions dominants de Na<sup>+</sup> et de Cl<sup>-</sup> masquent complètement les composants mineurs.

Globalement, la précision des analyses peut aussi être vérifiée en les comparant à un paramètre indépendant comme la conductivité électrique, laquelle dépend essentiellement de la quantité d'ions dissous dans l'eau et de leur charge électrique. Ce paramètre a été mesuré sur le terrain et en laboratoire. Une correction positive, correspondant à 2% par degré Celsius au-dessous de 25 °C, doit être appliquée pour obtenir des valeurs normalisées. Les données obtenues sur le terrain montrent une variabilité plus grande que celle du laboratoire, ce qui serait, en partie, attribuable à l'importance de la correction de température qu'on doit appliquer sur les valeurs de terrain (50 à 60%).

Une excellente corrélation ( $r = 0,97$ ) est obtenue entre la somme des ions (SI) mesurés en laboratoire et exprimés en mg/l, et la conductivité électrique (CE) mesurée en micromhos par centimètre. La droite de régression donne:

$$CE = 2,027 SI - 10,7$$

La valeur de conductivité peut donc, en l'absence de toute autre mesure, permettre d'évaluer la salinité totale de l'eau (figure 4.5).

La relation la plus utile que nous voulons établir, est celle qui existe entre les chlorures et la conductivité mesurée en laboratoire. La figure 4.6 illustre cette relation. À faibles valeurs de la chlorinité (inférieure à 100 mg/l), c'est l'ensemble des ions contenus dans l'eau souterraine qui contrôle la conductivité de l'eau. Et il y



a beaucoup de variabilité, surtout pour les échantillons non contaminés où les valeurs de conductivité atteignent à peine 100 micromhos/cm. À salinité plus élevée, c'est la présence de NaCl dissous qui contrôle la conductivité, de sorte qu'il existe une très bonne corrélation entre les chlorures et la conductivité. Cette relation est très importante pour le monitoring de la contamination en sels de l'aquifère.

La même relation, établie à partir des mesures de  $\text{Cl}^-$  sur le terrain, montre aussi une bonne corrélation, mais les points sont plus disséminés que sur la courbe obtenue en laboratoire (figure 4.7). À cause de nombreuses corrections qui sont fonction de la température, les erreurs proviennent à la fois de la détermination de  $\text{Cl}^-$  et de celle de la conductivité.

L'utilisation d'une électrode spécifique au  $\text{Cl}^-$  permet une bonne corrélation ( $r = 0,976$ ) avec le dosage au laboratoire. La sonde de terrain surestime d'environ 10% les concentrations en chlorures (1 000 mg/l), (figure 4.8).

L'ensemble de ces relations permet d'évaluer la précision des mesures prises sur le terrain dans le cadre d'un programme de surveillance. La mesure de la température, de la conductivité et des chlorures (avec l'électrode) permet de suivre adéquatement l'évolution de la qualité de l'eau en relation avec la dispersion du sel. Nous proposons que des analyses en laboratoire soient effectuées pour vérifier les valeurs de chlorures qui excéderaient 500 mg/l.

#### 4.2.2 Évolution de la chimie de l'eau

En pénétrant dans la zone non saturée de l'aquifère et dans la partie supérieure de la nappe, la composition chimique de l'eau évolue constamment. À l'état cristallin, le chlorure de sodium est composé de proportions égales (en équivalents) de chlore et de sodium, mais, en



solution, l'ion sodium réagit plus facilement avec le milieu. La figure 4.9 montre la relation idéale qu'on devrait observer dans l'eau souterraine entre les deux ions (en milliéquivalents par litre), s'il n'y avait pas réaction. Jusqu'à des concentrations de 4 meq/l, les points sont très dispersés, ce qui indique que pour l'eau souterraine non contaminée, il y a toujours une certaine concentration en  $\text{Na}^+$  et en  $\text{Cl}^-$  qui ne provient pas du sel, mais des minéraux présents dans les sédiments. En particulier, les chlorures sont complètement absents dans la plupart des minéraux qui forment les roches.

À des concentrations plus élevées que 4 meq/l, les valeurs observées proviennent surtout de la migration des sels déglacants. Toutefois, au lieu d'avoir une relation de un pour un entre  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$ , on note une diminution sensible de  $\text{Na}^+$  par rapport à  $\text{Cl}^-$ . L'adsorption de  $\text{Na}^+$  peut atteindre 25% par rapport à celle de  $\text{Cl}^-$  qui est très mobile et ne réagit pas. Le processus le plus probable pour expliquer cette différence est l'échange ionique (surtout pour les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ), puisque l'eau maintient son électroneutralité comme on l'a vu plus haut.

#### 4.2.3 Évaluation de la contamination

Plusieurs critères permettent de déterminer à partir de quel point on peut parler de contamination de l'aquifère. Par rapport aux normes de potabilité, l'eau n'est contaminée que lorsque la concentration en  $\text{Na}^+$  et/ou en  $\text{Cl}^-$  excède 250 mg/l. Selon ce critère, 24% des échantillons prélevés dans la partie supérieure de l'aquifère en 1982-83 dépassaient la norme. Ces échantillons provenaient surtout des sites 1, 2 et 8. Mais ce critère n'est toutefois pas très utile pour étudier l'évolution de contamination.

Un autre critère consiste à comparer les analyses de chlorures avec les valeurs considérées normales (background) à l'échelle

régionale. Au Québec, dans la pluie ou la neige non contaminée, le  $\text{Cl}^-$  excède rarement 10 mg/l. Mais 67% des analyses d'eau provenant de l'aquifère de Cap-de-la-Madeleine contenaient plus de 20 mg/l de  $\text{Cl}^-$ . Avec cette dernière valeur comme base de comparaison, seulement 24% des échantillons obtenus ont une teneur en  $\text{Cl}^-$  inférieure à 20 mg/l et 76% sont contaminés.

Si on choisit comme base de comparaison la concentration en  $\text{Cl}^-$  dans le puits 5, qui est profond et éloigné de la source de contamination, ou encore les piézomètres 7-3 ou 5-5, le critère est encore plus restrictif. En suivant ce critère, virtuellement tous les points échantillonnés sont affectés par la présence de sels provenant de l'autoroute.

Une autre façon de déterminer graphiquement la sévérité de la contamination, consiste à analyser la proportion relative des ions majeurs dans l'eau souterraine. Le diagramme de Piper (figure 4.10) montre que les eaux non contaminées ont des concentrations maximales en bicarbonates et en calcium. La contamination de l'eau par les chlorures se traduit par un déplacement de gauche à droite dans les triangles. Toutefois cette représentation, basée uniquement sur les pourcentages relatifs de chaque ion, n'est pas assez sensible pour distinguer clairement les sites les plus contaminés. Mais elle permet toutefois de voir qu'ils se concentrent tous dans la partie supérieure droite du losange.

Les diagrammes logarithmiques de Schoeller (figure 4.11) illustrent, sous forme d'une ligne brisée, la composition en ions majeurs d'un échantillon en mg/l ou en équivalents par million (EPM). De cette façon, on peut comparer visuellement les échantillons qui font partie d'une même famille, même si leur concentration en valeur absolue est très différente. Ainsi, les courbes reliées aux sites 2-2, 8-1 et au puits 4 montrent, à des degrés différents, les mêmes caracté-

ristiques de contamination. Par contre, celles du puits 5 et du site 7-3 n'indiquent aucune contamination.

#### 4.3 Variations temporelles des chlorures

La salinité de l'eau mesurée dans le réseau de piézomètres varie considérablement selon la position des points échantillonnés. Pour l'ensemble des piézomètres, la concentration de  $\text{Cl}^-$  dans l'eau souterraine variait entre 3 et 1 500 ppm. Par contre, dans les puits de production 2 et 4, la concentration de  $\text{Cl}^-$  entre les mois de mai 1985 et mai 1986 n'a pas dépassé 140 ppm. La concentration en chlorures du puits 4 est d'environ quatre fois supérieure à celle du puits 2. Pour les deux ouvrages d'exploitation, il y a une faible augmentation de la salinité moyenne dans les puits. Le maximum de 140 mg/l a été atteint au mois de juillet 1985 (figure 4.12). Après chaque maximum annuel, enregistré environ quatre mois après la fonte printanière, il y a une diminution drastique de la salinité avec un retour à un niveau moyen relativement constant.

L'analyse de la figure 4.12 montre, qu'à partir du 30 avril, la concentration du  $\text{Cl}^-$  augmente graduellement au début du mois de mai et atteint un maximum vers la fin du mois d'août 1985. Par la suite, la concentration du  $\text{Cl}^-$  diminue rapidement puis demeure à un niveau relativement bas et constant jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage. La concentration moyenne annuelle observée aux puits 4 et 2 est respectivement de 80 mg/l et 13,5 mg/l. La dispersion des points le long de la courbe du puits 4 est causée par les arrêts et les départs successifs de la pompe; elle est cependant moins marquée pour le puits 2 qui fonctionne en régime permanent. La concentration de  $\text{Cl}^-$  mesurée dans le puits 2 est plus faible que celle obtenue au puits 4. Cela est dû au fait que le puits 2 est situé en amont de l'autoroute 55, tandis que le puits 4 est en aval.

#### 4.4 La lentille d'eau salée

Comme l'apport en sels à la surface de l'aquifère est causé par l'épandage de sels déglaçants, le réseau routier constitue alors une source linéaire. Sous la route, dans la zone saturée, il y aura donc arrivée d'une eau dont la salinité va varier selon la période de l'année et l'intensité de l'épandage du sel durant la saison froide en cours ou celle de l'année précédente. Frind et Germain (1985) ont analysé la forme de la zone de contamination qui se développe sous une route (recharge en sels uniforme) dans un contexte où il n'y a pas de pompage (figure 4.13). Cette étude présente l'évolution future probable de la lentille d'eau salée dans l'eau souterraine. La présence de puits de pompage modifie sensiblement le réseau d'écoulement de telle sorte que, localement, l'écoulement pourra se faire dans une direction opposée ou différente de celle de l'écoulement régional.

Les figures 4.14 à 4.23 présentent la distribution des chlorures dans la zone saturée au cours de quelques mois de 1985. La présence d'une lentille d'eau salée sous la route est évidente et sa forme varie selon le temps, l'orientation de la coupe et le pompage des puits. Considérant 50 mg/l comme étant proche de la valeur régionale, la lentille atteindrait une épaisseur maximale de 8 à 10 mètres. La largeur de la lentille, dans la direction nord-sud, est d'environ 400 mètres. Le plancher de la lentille est légèrement incliné dans la direction de l'écoulement. Bien que les concentrations varient beaucoup d'une saison à l'autre, le maximum enregistré a été de l'ordre de 1 000 mg/l.

Signalons qu'il y a très peu ou pas de sels de part et d'autre des puits. Mais le puits 4 est celui qui est le plus susceptible de récupérer de grandes quantités de sels vu son taux de pompage de 935 m<sup>3</sup>/j et le fait qu'il soit situé en aval du système d'écoulement régional de l'autoroute 55.



Sur une coupe similaire, la fonte de la neige a, en avril (figures 4.16 et 4.17), fait augmenter à 1 000 mg/l la concentration en chlorures sous l'autoroute. La zone salée atteint à ce moment une épaisseur de 15 m. Cependant, la concentration en chlorures en aval du puits 4 n'atteint qu'un maximum de 100 mg/l. La raison de cette concentration est que ce puits, ne fonctionnant que périodiquement, une partie du sel est alors emportée à l'extérieur de sa zone d'influence.

En juillet 1985 (figure 4.22), il n'y a plus d'apport d'eau salée venant de la surface. Les courbes d'isovaleurs se sont refermées. Le lessivage du sel par les eaux souterraines et la récupération de ce dernier par les puits, ont fait redescendre la concentration de la zone salée sous l'autoroute à 100 mg/l et à une épaisseur de 5 m.

Selon une coupe orientée est-ouest et passant par les puits 3 et 4 en mai 1985 (figure 4.23), le même phénomène est observé. Une zone salée sous l'autoroute s'étire vers les puits et varie en concentration et en épaisseur selon les saisons.

#### 4.5 Bilan global des sels

Une fois le réseau d'écoulement bien établi, la cinématique de l'infiltration du sel sous l'autoroute précisée et les taux d'épandage connus, on peut passer au calcul du bilan global des sels dans l'aquifère. Cette opération consiste principalement à comparer, pour chaque puits, la concentration annuelle moyenne captée à la teneur attendue, en supposant que l'infiltration du sel à travers la zone non saturée et l'écoulement dans la zone saturée sont en régime permanent.

La concentration moyenne que devrait théoriquement absorber chaque ouvrage de captage est obtenue en ajoutant, à la teneur de fond, la contribution entropique moyenne qui est calculée en divisant la quantité de sel épandue dans la zone d'appel de chaque puits par le

volume d'eau pompée au cours de l'année ( $V = Qt$ ). La masse de sel déversée est évaluée en multipliant la longueur d'autoroute, comprise dans chacune des zones d'influence, par le taux d'épandage moyen fourni par Transports Québec. Les volumes d'eau extraits annuellement sont comptés par la municipalité de Trois-Rivières-Ouest, ce qui réduit considérablement les possibilités d'erreur en ce qui concerne le paramètre.

À l'hiver 1984-1985, les taux d'épandage ont été de 20,83 tonnes/km sur l'autoroute 55 et de 14,80 tonnes/km sur les boulevards Saint-Jean et Industriel. La longueur totale des segments de routes recoupés par la zone d'appel du puits 4 est estimée respectivement à 1 150 m et à 1 000 m. La zone d'appel du puits 2 a recoupé le boulevard Saint-Jean sur 180 m. Des masses totales de sels de 38,72 tonnes pour le puits 4 et de 2,67 tonnes pour le puits 2 ont respectivement été diluées dans des volumes d'eau ( $V$ ) de 341 283 m<sup>3</sup> et de 444 531 m<sup>3</sup>.

En additionnant la teneur de fond en chlorures de 5 mg/l, la concentration moyenne annuelle en chlorures calculée au puits 4 est de 75 mg/l, soit 6% plus faible que la moyenne annuelle observée. Au puits 2, la concentration moyenne annuelle calculée est de 8,7 mg/l de chlorures par rapport à la valeur observée de 12 mg/l. Cet exercice permet donc de calculer la concentration en chlorures aux puits de pompage. La quantité de sels va donc varier en fonction du débit. Un calcul de l'effet du débit sur la salinité du puits 4 est présenté à la figure 4.24. Plus le débit augmente, plus le volume d'eau pompée augmente. La proportion "contaminée" du volume d'eau pompée irait en diminuant avec une augmentation du débit.

Le bilan de masse permet de reproduire les concentrations moyennes de chlorures aux puits de la municipalité. Mais le but ultime du modèle est de prédire, sur une base journalière, la concentration en sels dans les puits et de vérifier si une tendance vers une augmenta-

tion de la teneur en sels ne s'installe pas avec le temps. Le modèle physique d'écoulement et de transport de masse, basé sur les propriétés de l'aquifère, permet de simuler les conditions énoncées plus haut.

## 5. ÉCOULEMENT ET TRANSPORT DE MASSE: MODÉLISATION

Cette section traite de la simulation de l'écoulement de l'eau souterraine, du transport du sel dans la zone non saturée (Martel et al., 1986; Gélinas et al., 1987) et du rôle de ces techniques numériques lors de l'appréciation de l'effet du pompage sur la distribution du sel dans l'environnement, ainsi que de la prédiction de l'évolution temporelle de la salinité dans les puits de pompage.

En hydrogéologie, un modèle peut être physique, analogique ou mathématique. Un modèle mathématique comporte une série d'équations qui, soumises à certaines hypothèses, décrivent les processus physiques actifs dans l'aquifère. Les modèles mathématiques peuvent être déterministiques ou statistiques, ou bien une combinaison des deux. La procédure pour développer un modèle mathématique déterministique d'un système physique est résumée ci-dessous.

La première étape consiste à répertorier tous les mécanismes physiques et chimiques qui agissent sur la variable étudiée (ex.: charge hydraulique).

La deuxième étape est de traduire l'influence de phénomènes physiques en termes mathématiques, lesquels sont ensuite rassemblés dans une relation de cause à effet appelée équation différentielle.

La troisième étape aboutira à la solution du problème différentiel par des méthodes analytiques ou numériques.

L'approche analytique produit des solutions valides pour des conditions particulières, ce qui réduit son champ d'application. Les méthodes numériques sont plus flexibles, mais plus complexes. Elles résolvent le problème soumis ponctuellement, contrairement aux



solutions analytiques valides partout dans le milieu physique étudié. Ce dernier point ne compromet aucunement l'efficacité des méthodes numériques, puisqu'il n'existe aucune restriction quant au nombre de points de calcul et à leur position. Les avantages et les désavantages de chacune de ces deux méthodes sont longuement discutés dans Mercer et Faust (1981).

Pour résoudre le problème d'écoulement en nappe libre, un modèle déterministique numérique par éléments finis a été sélectionné. La principale raison du choix de cette méthode est la grande flexibilité qu'elle offre quant à la reproduction de la géométrie du problème à modéliser.

### 5.1 Équation gouvernant l'écoulement

On peut décrire l'écoulement de l'eau souterraine dans une nappe libre en deux dimensions par l'équation de Boussinesq (Bear, 1972). La formulation est basée sur l'hypothèse de Dupuit qui prescrit l'uniformité du champ des vitesses selon une coupe verticale. L'équation de Boussinesq est une équation aux dérivées partielles, non linéaire du second ordre.

On a ajouté des termes qui tiennent compte du pompage, de la recharge de la nappe par la précipitation et des pertes ou gains possibles via la base de l'aquifère. L'écoulement dans la zone non saturée n'apparaît pas dans la formulation de l'équation, car son influence sur le réseau d'écoulement est généralement négligeable (Neuman, 1972). La dérivation complète de l'équation à partir d'un cube élémentaire se retrouve dans Therrien et Martel (1986).

L'équation différentielle décrivant l'écoulement de l'eau souterraine dans un aquifère à surface libre en 2-D suivant le plan horizontal peut s'écrire:

$$\frac{\delta}{\delta x} (K_{xx} \cdot (h-e) \cdot \frac{\delta h}{\delta x} + K_{xy} \cdot (h-e) \cdot \frac{\delta h}{\delta y}) \quad (\text{équation 1})$$

$$+ \frac{\delta}{\delta y} (K_{yy} \cdot (h-e) \cdot \frac{\delta h}{\delta y} + K_{yx} \cdot (h-e) \cdot \frac{\delta h}{\delta x}) - Q + Fv$$

$$+ \frac{(h' - h)}{b'} \cdot K_v = S_y \frac{\delta h}{\delta t}$$

où

$K_{ij}$   $i, j = x, y$ : sont les composantes du tenseur des perméabilités dans un aquifère homogène anisotrope ( $LT^{-1}$ ).

$h$ : charge hydraulique dans l'aquifère (L);

$e$ : position de la base plus ou moins perméable de l'aquifère par rapport à un niveau de référence horizontal (L);

$Q$ : sollicitation concentrée (puits d'injection ou de pompage) ( $L/T^{-1}$ );

$Fv$ : sollicitation répartie (précipitation ou évaporation) ( $L/T^{-1}$ );

$h'$ : charge hydraulique sous la base de l'aquifère (L);

$b'$ : épaisseur de la base de l'aquifère (L);

$K_v$ : conductivité hydraulique verticale de la base de l'aquifère ( $L/T^{-1}$ );

$S_y$ : porosité de drainage de l'aquifère principal.

Les variables de l'équation de l'écoulement sont représentées graphiquement à la figure 5.1.

À Trois-Rivières, nous avons traité l'écoulement en régime permanent ( $\delta h / \delta t = 0$ ) et supposé l'aquifère isotrope ( $K_{xx} = K_{yy}$ ). Les composantes secondaires du tenseur des conductivités hydrauliques ont été posées nulles ( $K_{xy} = K_{yx} = 0$ ). Le terme de perte ou de gain de charge par la base a été rendu nul en imposant un  $K_v$  très petit ( $10^{-10}$  m/s). La charge hydraulique, observée sous la base de l'aquifère, est la même que la charge hydraulique dans l'aquifère.

L'équation devient alors:

$$\frac{\delta}{\delta x}(K_{xx}(h-e)\frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y}(K_{yy}(h-e)\frac{\delta h}{\delta y}) - Q + Fv + \frac{(h'-h)}{b'}K_v = 0 \quad (\text{équation 2})$$

## 5.2 Équation gouvernant le transport du sel

Les composantes du processus de transport sont l'advection, la dispersion (incluant la diffusion moléculaire) et les réactions chimiques.

Pour certains problèmes, les effets de dispersion peuvent être négligés et la migration des contaminants peut être analysée par le biais d'un modèle advectif. La décision de négliger la dispersion est essentiellement fonction du facteur d'échelle. Un modèle advectif ne peut être utilisé dans le but de fournir une description détaillée de l'étendue et de la forme d'un enclave de contamination. Par contre, il peut estimer les changements moyens dans la qualité de l'eau souterraine à l'échelle régionale; il peut aussi déterminer le temps de parcours d'un soluté avant d'arriver à un puits ou à un endroit de décharge de la nappe (Anderson, 1979). L'application du modèle advectif se restreint au transport d'ions conservatifs (non réactifs).

L'advection est modulée par les vitesses d'écoulement que gouverne l'équation de Darcy. En 2-D, cette équation définit les composantes  $V_x$  et  $V_y$ :

$$V_x = -\left(\frac{K_{xx}\delta h}{n \delta x} + \frac{K_{xy}\delta h}{n \delta x}\right) \quad (\text{équation 3})$$

$$V_y = -\left(\frac{K_{yy}\delta h}{n \delta y} + \frac{K_{yx}\delta h}{n \delta y}\right) \quad (\text{équation 4})$$

où  $n$ : porosité totale de l'aquifère.

### 5.3 Méthode de résolution

#### 5.3.1 Choix de la méthode

Comme il a déjà été mentionné, la méthode des éléments finis a été choisie à cause de son aptitude à épouser la géométrie du problème à modéliser (Meyer et Faust, 1983). La disponibilité d'un programme général d'application de la méthode à l'Université Laval - programme MEF4 - a aussi influencé notre choix.

#### 5.3.2 Particularités du modèle

Le modèle, tel que décrit par Therrien et Martel (1986), utilise un élément triangulaire linéaire à trois noeuds de continuité Co.

Les sous-routines du modèle écrites en Fortran 77 sont ajoutées ou substituées à celles déjà existantes dans le programme général MEF4 de Dhatt et Touzot (1981). Les données de base nécessaires à l'exécution



du modèle sont énumérées en annexe. Celles-ci sont placées dans des blocs fonctionnels spécifiques au programme MEF4.

Dans un premier temps, le modèle résoud l'équation d'écoulement aux noeuds du maillage puis, dans une seconde étape, calcule les vitesses de Darcy au centre géométrique de chacun des éléments.

Le logiciel HYGRAPH du Centre de recherche en applications numériques en ingénierie (CRANI) de l'Université Laval permet la visualisation et le traçage des lignes équipotentielles et des modules de vitesse sous forme d'isovaleurs, ainsi que le traçage des lignes de courant. Les modules de vitesse et les lignes de courant exigent la construction d'un second maillage dont les noeuds sont localisés au centre des éléments du maillage des charges hydrauliques.

#### 5.4 Modélisation de l'aquifère

Deux maillages distincts ont été utilisés pour la modélisation de l'écoulement. Un maillage stimulant l'écoulement régional (figure 5.2) et un deuxième plus petit (figure 5.3), situé à l'intérieur du grand, se concentrent sur l'écoulement à proximité des puits de la municipalité. Le grand maillage contient 531 éléments et 303 noeuds. Le petit comporte 1 212 éléments et 633 noeuds. Dans les deux cas, la densité des noeuds a été augmentée aux endroits à gradient hydraulique élevé (près des puits, en bordure des escarpements).

Des conditions limites stables de type Dirichlet ont été imposées autour du grand maillage (figure 3.1). Elles correspondent à des charges hydrauliques observées sur le terrain (carte piézométrique, avril 1985). Au nord, l'altitude du ruisseau du Lavoir fixe la condition limite. Au sud et à l'ouest, elles respectent l'élévation du marécage La Baie. Enfin, à l'est, c'est la position du till de Gentilly qui est déterminante. Les conditions limites du second

maillage sont tirées d'une première simulation impliquant le maillage qui couvre l'aquifère en entier. Les conditions initiales ont été posées à 60 m sur tous les noeuds à l'intérieur des deux maillages.

Par la minimisation (figure 5.4), on obtient la différence entre les charges hydrauliques calculées dans le grand maillage et les charges hydrauliques observées sur le terrain en avril 1985. Une attention toute particulière est accordée aux charges sur les limites de dimension réduite du maillage. Les réponses calculées aux noeuds, situés au voisinage et sur des puits, sont négligées à l'étape du calage. La raison en est que l'erreur en ces points peut devenir significative à cause de l'omission, dans la formulation du problème différentiel, des composantes verticales de l'écoulement et de l'approximation spatiale de type linéaire à continuité  $C_0$  des charges hydrauliques.

Selon l'équation 2, la distribution des charges hydrauliques dans l'aquifère varie en fonction de la conductivité hydraulique, du taux de pompage, de la précipitation et de l'élévation de la base de l'aquifère. En posant le moyenne des taux de pompage et d'infiltration de 1985, et en fixant l'élévation de la base de l'aquifère, le modèle est ajusté (figure 5.4) en variant la conductivité hydraulique.

L'élévation de la base de l'aquifère a été fixée aux noeuds des deux maillages en interpolant linéairement les élévations de base constatées dans les forages et relevées par des sondages verticaux de résistivité électrique (Désaulniers et al., 1985).

L'élévation de la base de l'aquifère se maintient habituellement entre 35 et 40 m au-dessus du niveau de la mer. Elle atteint son maximum à l'ouest dans le marécage La Baie (57 m) et à l'est en bordure du till de Gentilly (52 m). Une dépression (15 m) se retrouve au sud des puits de la municipalité.

Les valeurs des conductivités hydrauliques qui ont permis de caler le modèle sont conformes aux valeurs analysées sur le terrain par essai de pompage, ainsi qu'à celles évaluées en laboratoire par la relation empirique de Hazen. Ces mêmes valeurs ont été transposées sur les éléments correspondants du petit maillage.

Les vitesses sont calculées au centre des éléments du grand et du petit maillage, à partir des charges hydrauliques calées. Les lignes de courant tracées dans le grand maillage (figure 5.5) indiquent que l'eau se dirige vers la rivière Saint-Maurice, mais qu'une partie de celle-ci est récupérée par les puits. Les zones d'appel des puits forment deux triangles dont la surface totale équivaut à  $1,7 \text{ km}^2$ . Ces zones recoupent l'autoroute et les boulevards Saint-Jean et Industriel sur une longueur totale approximative de 3 km. La contribution de chaque puits dans la zone ne peut être distinguée; c'est le petit maillage (figure 5.6) qui permet de faire cette distinction. Il est maintenant possible de mesurer, avec une assez bonne précision, les longueurs d'autoroute et de boulevards qui sont situées dans la zone d'appel des puits.

## 6. BILAN QUOTIDIEN DES SELS: PRÉVISIONS

### 6.1 Méthode de calcul

Cette étape a pour but de développer une méthode de calcul capable de prédire les concentrations quotidiennes en sels dans un puits. La méthode de calcul proposée suppose que les trois hypothèses suivantes sont respectées: le réseau d'écoulement est imperméable, tout le sel s'infiltré jusqu'à la nappe et le transport des sels dans l'eau souterraine se fait par advection.

Le principe de la méthode est simple. La zone d'appel du puits est d'abord divisée en plusieurs tubes d'écoulement qui recourent des sections d'autoroute et de boulevards. Viennent ensuite le calcul de la masse de sel appliquée annuellement à chacune des sections et l'estimation du temps de parcours du soluté entre les sections et le puits. C'est en additionnant la contribution en sels de chaque section de route, qu'on connaît la concentration journalière en sels au puits.

La masse de sels qu'une section reçoit pendant l'hiver ( $m$ ) est égale au taux d'épandage de sels ( $t$ ) multiplié par la longueur de la section ( $l$ ). Cette masse arrive au puits entre le temps  $t_1$  et  $t_2$  après la fonte de la neige ( $t_0$ ). Les temps  $t_1$  et  $t_2$  sont calculés aux limites des sections ou tubes d'écoulement. Ils correspondent à la somme du temps d'infiltration de l'eau dans la zone non saturée et du temps de parcours de l'eau dans la zone saturée avant d'arriver au puits. De plus pour  $t_2$ , le temps nécessaire à la vidange complète de la zone non saturée doit être comptabilisé.

Dans la zone non saturée, le temps d'infiltration a été évalué à 5 jours. Le temps de parcours de l'eau dans la zone saturée est calculé automatiquement par le programme TEMPS (appendice 4) qui



utilise un fichier de données créé par la sous-routine COUR du logiciel HYGRAF.

L'influx de sels parvenant à la nappe a été caractérisé à l'aide de données provenant du piézomètre S9. L'étalement du choc salé printannier sur 60 jours explique l'allure triangulaire des courbes d'arrivée qui sont associées à chaque section de route interceptée.

La sommation des contributions de chaque tube est précédée de la transformation des courbes d'arrivée individuelle en impulsions discontinues. L'amplitude de l'onde carrée résultante sera égale à la masse totale de sel épandu sur la surface de route recoupée et divisée par le temps écoulé entre le début et la fin de l'épisode printannier.

$$F = m / (t_2 - t_1) \quad (\text{équation 8})$$

Les ondes carrées, correspondant à chacune des sections localisées à l'intérieur de la zone d'appel du puits, sont positionnées par rapport au temps de fonte de la neige  $t_0$ . La contribution des années antérieures est ajoutée en supposant que la zone d'appel du puits n'est pas modifiée (le débit moyen du puits n'a pas changé) et que la fonte se produit toujours au même moment. La position des ondes carrées par rapport au temps  $t_0$  de l'année reste donc identique, mais leur hauteur (le flux) change parce que le taux annuel d'épandage est variable.

La concentration quotidienne ( $C_i$ ) en sels au puits (équation 9) est obtenue en divisant la somme des ondes carrées des années antérieures et de l'année courante par le débit moyen du puits ( $Q$ ). Le décalage est de 365 jours par année. Le nombre d'années considéré dans le calcul dépend du temps d'arrivée de la dernière goutte d'eau salée au puits. Un bruit de fond ( $B$ ) de 5 mg/l est ajouté aux concentrations quotidiennes calculées. Le programme BILAN (appendice 5) exécute le calcul des concentrations.

$$C_i = \frac{\Sigma F}{Q} + B \quad (\text{équation 9})$$

## 6.2 Bilan quotidien au puits 4

La zone d'appel du puits 4 de l'année 1985 (figure 6.1) a été divisée en 15 tubes d'écoulement qui recourent 60 sections de boulevards et d'autoroute dont la longueur varie de 7 à 91 m (appendice 6). Pour une porosité de l'aquifère de 34%, les temps de parcours du soluté entre les sections et le puits varient de 32 jours à 5 ans (appendice 7). Pendant cette période, les taux d'épandage de sels ont varié de 35,63 à 63,13 tonnes/km par doubles voies de route. Le flux de sels produit par chacune des 60 sections est inclus à l'appendice 7. En comparant les concentrations calculées par le modèle aux concentrations observées (figure 6.2), on remarque que, dans les deux cas, l'amplitude des fluctuations de concentration est 85 mg/l, mais on remarque aussi que les concentrations calculées sont 30 mg/l supérieures aux concentrations observées. De plus, la longueur d'onde des valeurs calculées est plus grande que la longueur d'onde des valeurs observées, de telle sorte que le maximum observé au début de septembre n'est reproduit qu'en novembre. Pour diminuer la longueur d'onde, la vitesse de l'eau souterraine est augmentée dans la zone saturée. En ramenant la porosité de 34% à 25% (appendice 8), les fluctuations calculées se rapprochent des fluctuations observées (figure 6.3).

Ce réajustement de porosité est justifiable, puisque celle-ci a été évaluée en laboratoire sur un seul échantillon de sable remanié. Il est possible que la porosité ait été à ce moment surestimée.

Les concentrations calculées par le modèle restent plus élevées de 300 mg/l que les valeurs observées. Cette différence s'explique par une surestimation des quantités de sels appliqués sur les boulevards de la municipalité. En effet, ces taux d'épandage ont été calculés en supposant que les sels étaient épandus également sur toutes les routes

de la ville. Or les côtes, les coins de rue et certaines rues prioritaires reçoivent une plus grande attention pendant l'hiver. Les boulevards Saint-Jean et Industriel ne font pas partie de la classe prioritaire et, en proportion, reçoivent donc moins de sels que la moyenne des rues. De plus, des pertes peuvent subvenir par le lessivage du sel au printemps dans les eaux de ruissellement. L'embrun, soulevé par les véhicules qui circulent, entraîne aussi des pertes de sels non négligeables. Enfin, l'arrêt intermittent du puits laisse passer de l'eau salée qui ne peut être récupérée par le puits.

Le temps de parcours de l'eau souterraine avant d'arriver au puits est illustré par les isochrones de la figure 6.4. Près du puits 4, celles-ci sont de forme circulaire, mais elles prennent en s'éloignant la forme d'un U, à cause de la présence du puits 2 et du temps de parcours plus long de l'eau aux limites de la zone d'influence des puits. Pour la région étudiée, c'est-à-dire à l'intérieur de l'emprise de l'autoroute et de ses deux routes de service, l'eau salée arrive au puits 4 entre 1 et 38 mois après la fonte de la neige.

Si les débits moyens des puits restent sensiblement identiques à ceux de 1985 et si la fonte de la neige débute toujours en mars, les concentrations journalières en sels prédites au puits 4 en 1986/1987 (figure 6.5) connaîtront une légère augmentation par rapport à 1985/1986. Cette augmentation (environ 20 mg/l) est principalement causée par un taux d'épandage un peu plus élevé en 1985/1986 sur l'autoroute 55 et sur les boulevards. Pour l'année 1986, la concentration maximum en chlorures s'observera au début septembre. Elle sera de 150 mg/l, puisqu'environ 30 mg/l doivent être soustraits de la valeur prédite afin de tenir compte de la surestimation des taux d'épandage et des pertes de sels par l'embrun. Pour les mêmes raisons, la concentration moyenne annuelle en chlorures devrait être de l'ordre de 90 mg/l en 1986/1987.

## 7. CONCLUSION

1. L'augmentation de salinité de l'eau dans les puits de la municipalité de Trois-Rivières-Ouest est en deçà des normes de potabilité. Et il ne faut pas prévoir d'augmentation sensible de la salinité dans l'eau souterraine à moins d'un accroissement soudain, et à un seuil irréaliste, du taux d'épandage du sel (quatre à cinq fois le maximum historique).
2. Le transport des sels dissous se fait principalement par advection dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine. L'augmentation de la densité de l'eau causée par les sels dissous a un effet négligeable sur les caractéristiques de l'écoulement de l'eau dans le milieu.
3. Le sol adsorbe l'ensemble des métaux traces contenus dans l'eau de drainage, alors que les sels déglaçants, eux, atteignent facilement la nappe. Seule une faible diminution du sodium est notée, ce qui s'explique par une adsorption partielle sur certains minéraux présents dans le sol.
4. La surveillance dans le temps de la qualité de l'eau dans les puits de la municipalité permet un diagnostic régulier et fiable de l'état de la qualité de l'eau dans l'aquifère.
5. Il a été possible de modéliser le transport des sels dans l'aquifère en utilisant principalement un modèle advectif 2-D.
6. Le calage d'un modèle numérique pour le site de Trois-Rivières-Ouest permet le calcul du bilan des sels déglaçants atteignant les puits de pompage.



7. L'impact de l'épandage des sels sur la qualité de l'eau atteignant les puits de pompage est minimisé par les caractéristiques favorables du site, de la localisation des puits, de l'aquifère et de son mode d'exploitation.

## 8. RECOMMANDATIONS

Pour le site de Trois-Rivières-Ouest, nous faisons les recommandations suivantes:

1. l'épandage du sel peut se continuer selon les méthodes habituelles;
2. le réseau de drainage artificiel actuel étant adéquat, aucune modification n'est nécessaire;
3. le développement futur de l'aquifère, s'il y a lieu, devrait se faire du côté ouest de l'autoroute 55;
4. il faudrait simuler divers scénarios de développement de l'aquifère et d'opération des puits;
5. il faut continuer le monitoring de la salinité de l'eau des puits de la municipalité afin de confirmer et d'améliorer la valeur prédictive, à long terme, du modèle (principalement pour les puits 2 et 4);
6. il faut maintenir le système actuel de piézomètres afin de procéder à des vérifications occasionnelles de l'état de la salinité de l'eau sous la route;
7. il faudrait maintenir l'utilisation du site comme lieu de développement de certains modèles ou appareils de mesure (calibration).

Pour d'autres cas de contamination par les sels, il faudrait:

8. procéder à l'identification et à l'évaluation de d'autres milieux hydrogéologiques sensibles tels que: nappes libres de faible épaisseur saturées, milieux fracturés près de la surface, nappe à niveau phréatique élevé et milieux à forte perméabilité;
9. transposer, sur micro-ordinateur du type IBM-AT, le modèle 2-D développé pour le cas de Trois-Rivières-Ouest en optimisant les caractéristiques de travail interactif et graphique disponibles sur les micros;
10. développer, sur un mini-ordinateur (type VAX), un modèle 3-D permettant la simulation de cas géologiques plus complexes et de conditions de pompage plus diverses;
11. mettre au point un modèle reliant le drainage en surface et l'écoulement souterrain;
12. effectuer des simulations sur le déversement accidentel de liquides toxiques en bordure d'une autoroute afin de planifier une intervention efficace.

Autre recommandation:

13. Il faudrait développer des méthodes géophysiques permettant le dépistage, en surface, des zones contaminées par les sels déglaçants.

ÉTAT	TAUX t/km/voie/an	SOURCE
New-Hampshire	9,2	Rich, 1973
Iowa	3,7	Hahne et al., 1973
Massachussets	7,0	Pollack et Toler, 1973
Connecticut	5,6	Miller et al., 1974
Delaware	2,8	id.
Maryland	4,2	id.
New Jersey	2,1	id.
New York	4,7	id.
Vermont	11,3	id.

**TABLEAU 1.1** Taux annuels d'épandage de sels déglaçants dans diverses régions de l'Amérique du Nord



SITE	MILIEU	CHLORURE mg/L	SODIUM mg/L
Massachusetts	sol	715	785
	eau	461	180
	eau (6 m prof.)	400	---
Connecticut	sol	204	285
New-Hampshire	eau (puits)	3500-3800	---
	neige	100-9000	---
Iowa	sol	1500-2500	équiv. NaCl
Wisconsin	ruissellement	10250	
	lac	148	
	sédiments	113-183	
New-York	ruissellement	250	
	puits	400	
Illinois	rivière	100	
Chicago	ruissellement	11000-25000	
Chicago (ouest)	affluents	700-1600	
Toronto	ruisseaux	1200-5000	
Milwaukee	rivière-ville	200-2730	

**TABLEAU 1.2 Teneurs en chlorure et en sodium de l'eau, du sol ou de la neige à proximité des zones affectées par les sels déglaçants.**

ÉLÉMENTS CHIMIQUES	NORMES DE POTABILITÉ (Santé et Bien-être Social, 1979)
Cd	0.005 mg/L
Ca	200 mg/L
Fe	0.3 mg/L
Mg	150 mg/L
Mn	0.05 mg/L
Pb	0.05 mg/L
K	-----
Na	270 mg/L
Zn	5 mg/L
NO <sub>3</sub>	10 mg/L
SO <sub>4</sub>	500 mg/L
Cl (laboratoire et terrain)	250 mg/L
CN	0.2 mg/L
Alcalinité	30 - 500 mg/L
Conductivité électrique	-----
pH	6.5 - 8.5
Température	15° C

**TABLEAU 2.1** Éléments chimiques analysés dans l'eau et la neige  
(au cours de la phase II, seuls les chlorures ont été mesurés)

PUISS	DÉBIT Q litres/sec
2	15.30
3	10.34
4	32.69
5	14.66
6	30.91

TABLEAU 3.1 Débit moyen des puits

ANNÉE	NaCl (tonne/km/an)
80-81	136,3
81-82	107,2
82-83	119,4
83-84	122,9
84-85	71,3
85-86	88,5

TABLEAU 3.2 Taux d'épandage annuels pour la région de Trois-Rivières-Ouest

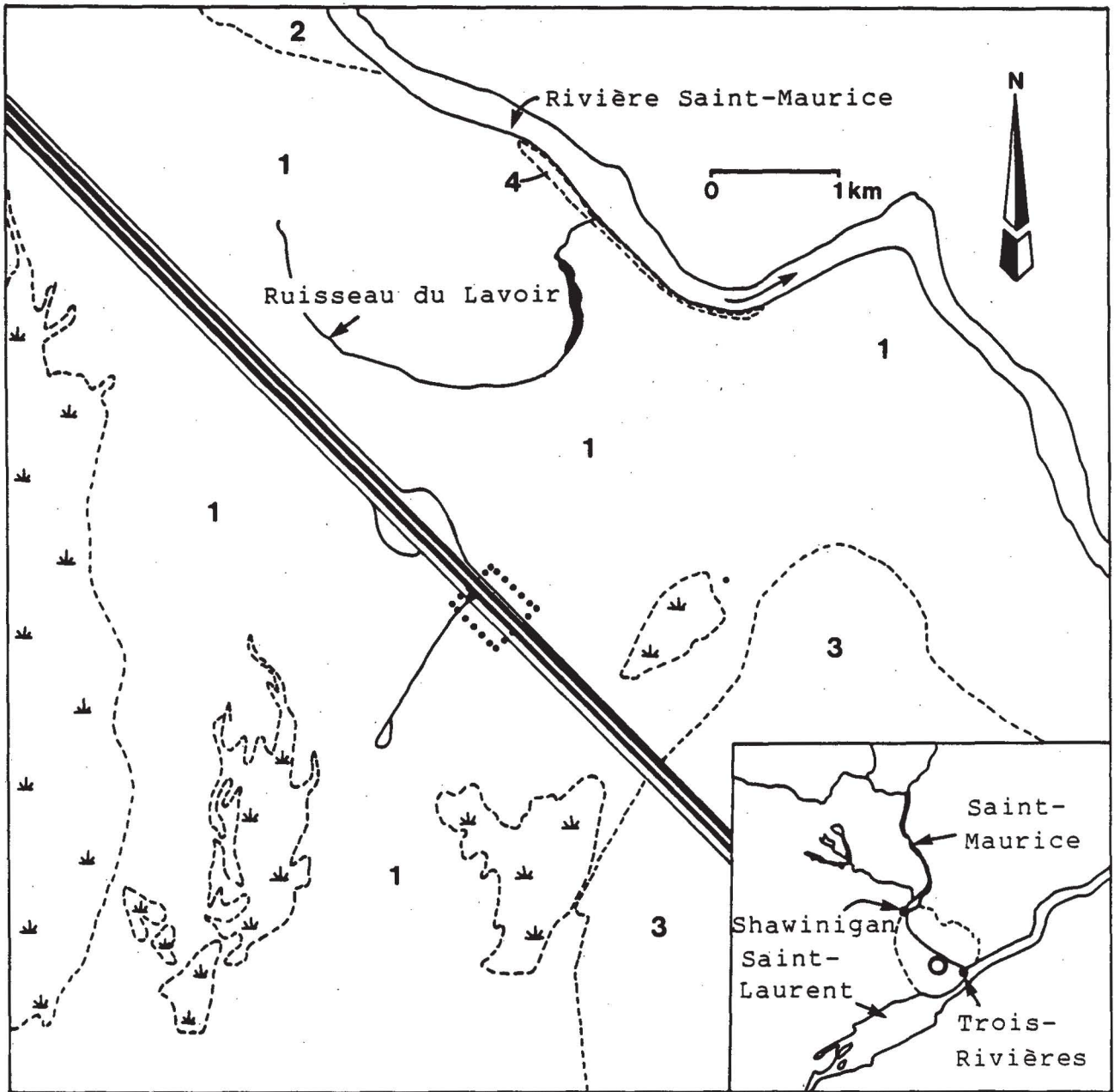
PUITS #	HAUTEUR SATURÉE H m	CONDUCTIVITE HYDRAULIQUE K MOYEN $\times 10^{-4}$ m/s	TRANSMISSIVITE T MOYEN $\times 10^{-4}$ m <sup>2</sup> /s
2	14,6	4,83	70,5
3	14,4	4,91	70,7
4	16,1	4,96	80,0
5	15,4	25,40	391,0
6	23,6	8,40	198,0

TABLEAU 3.3 Conductivité hydraulique et transmissivité moyenne de l'aquifère à proximité des puits



SUBSTANCES	CONCENTRATION MAXIMALE PERMISE (mg/L)
Argent (en Ag)	0,050
Arsenic (en AS)	0,050
Baryum (en BA)	1,0
Bore (en B)	5,0
Cadmium (en Cd)	0,0050
Chrome total (en Cr)	0,050
Cyanures (en CN)	0,20
Fluorures (en F)	1,50
Nitrates + Nitrites (en N)	10,0
Mercure (en Hg)	0,0010
Plomb (en Pb)	0,050
Uranium (en U)	0,020
Sélénium (en Se)	0,010
Sulfates (en SO <sub>4</sub> )	500,0

**TABLEAU 4.1** Limites chimiques de potabilité



LÉGENDE

- |       |                        |   |  |
|-------|------------------------|---|--|
| ..... | Zone d'étude           | 2 | Argiles Mer de Champlain               |
| ↓     | Marécages La Baie      | 3 | Till de Gentilly                       |
| 1     | Delta du Saint-Maurice | 4 | Sédiments interstadiaires Saint-Pierre |

FIGURE 1.1 Localisation du site et distribution des dépôts de surface

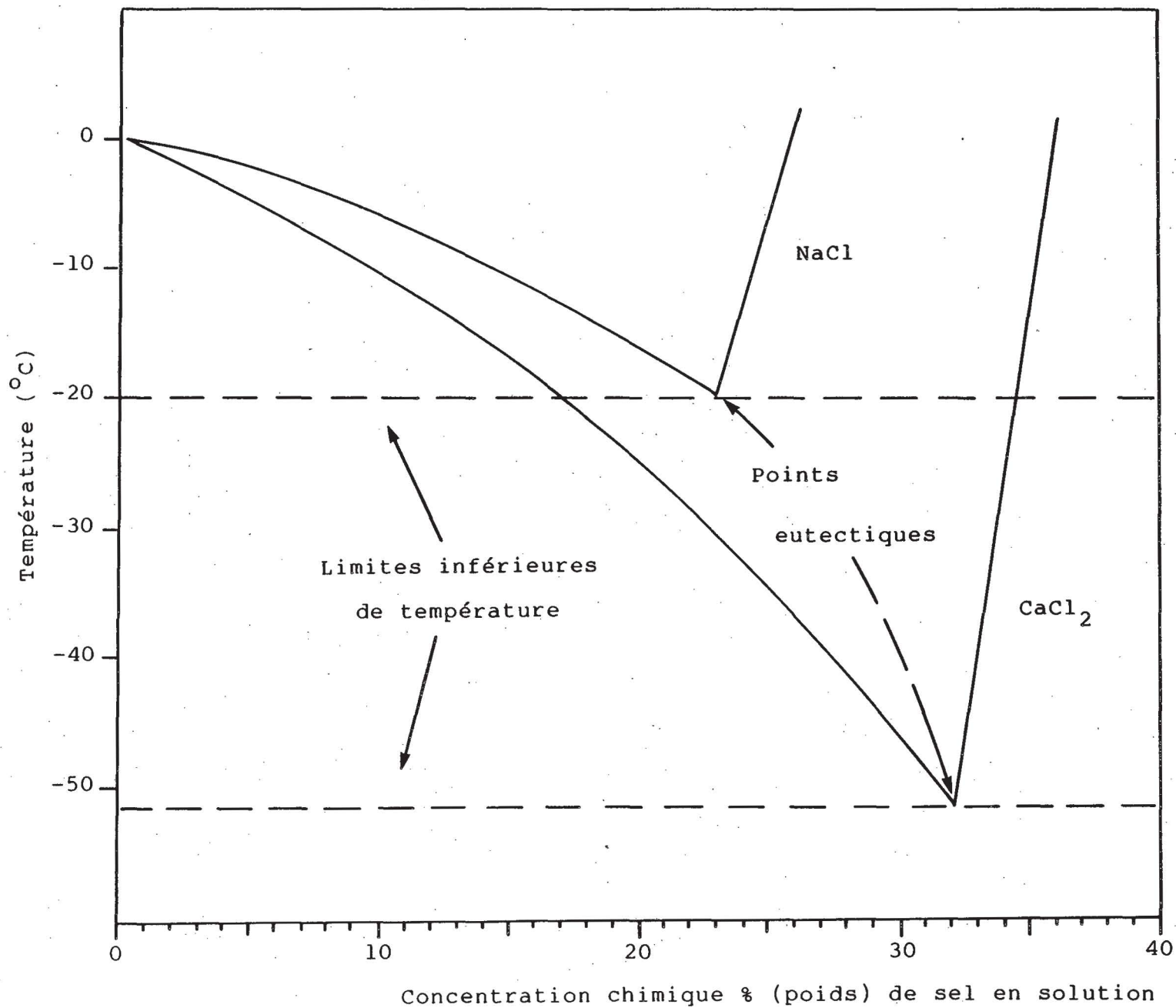


FIGURE 1.2 Relations entre la température de fusion de la glace et la concentration en sels (NaCl et CaCl<sub>2</sub>)

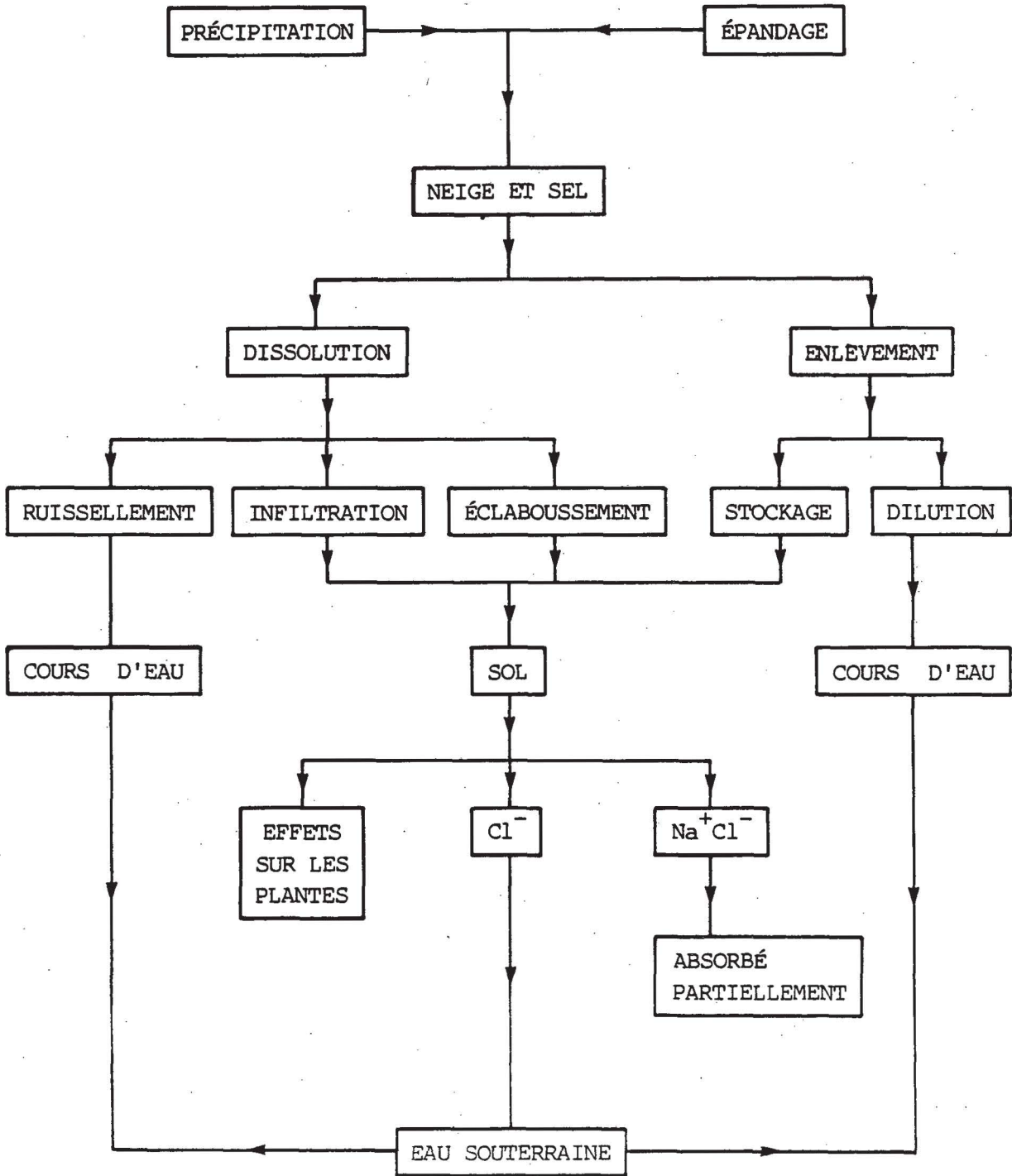


FIGURE 1.3 Cheminement du sel dans l'environnement



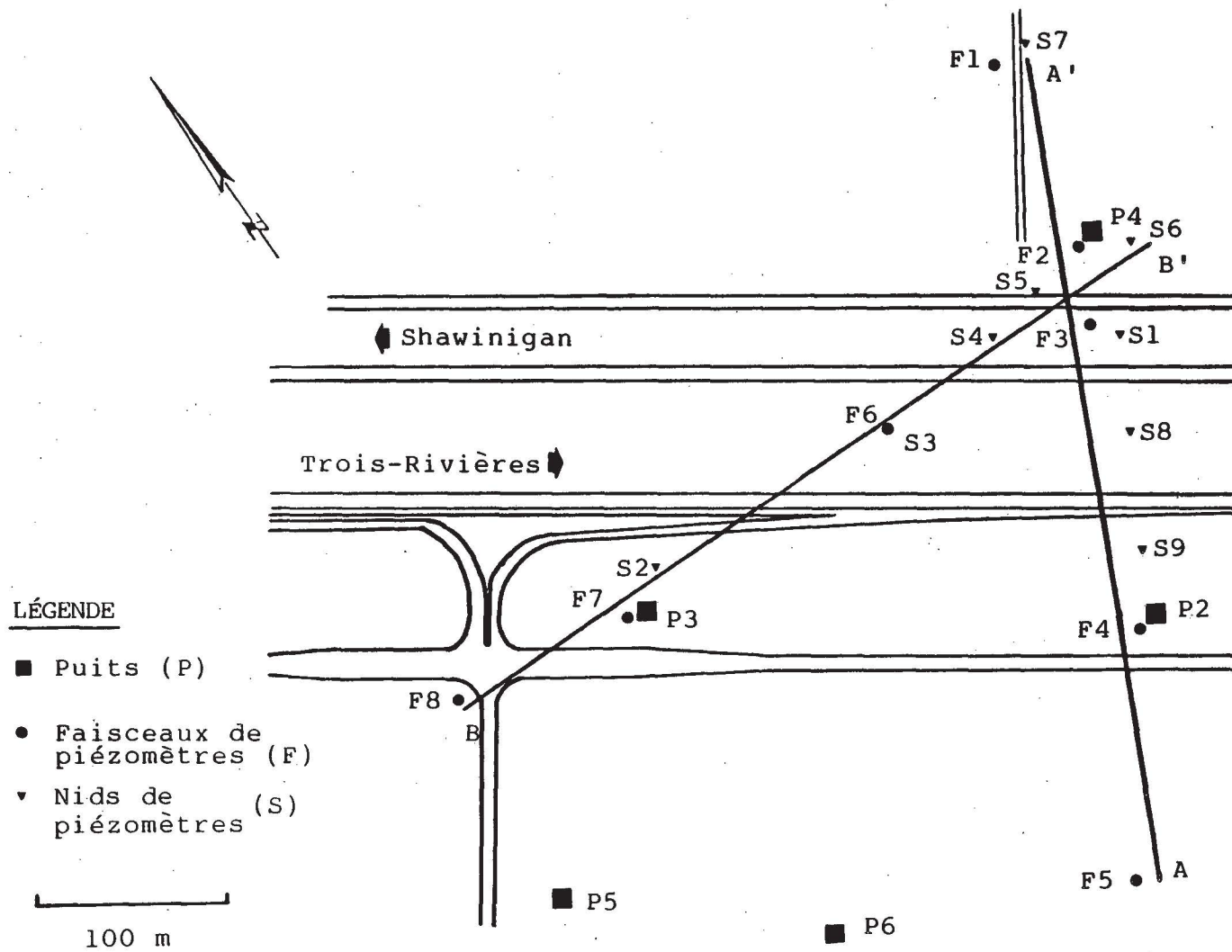


FIGURE 2.1 Localisation des piézomètres et des puits

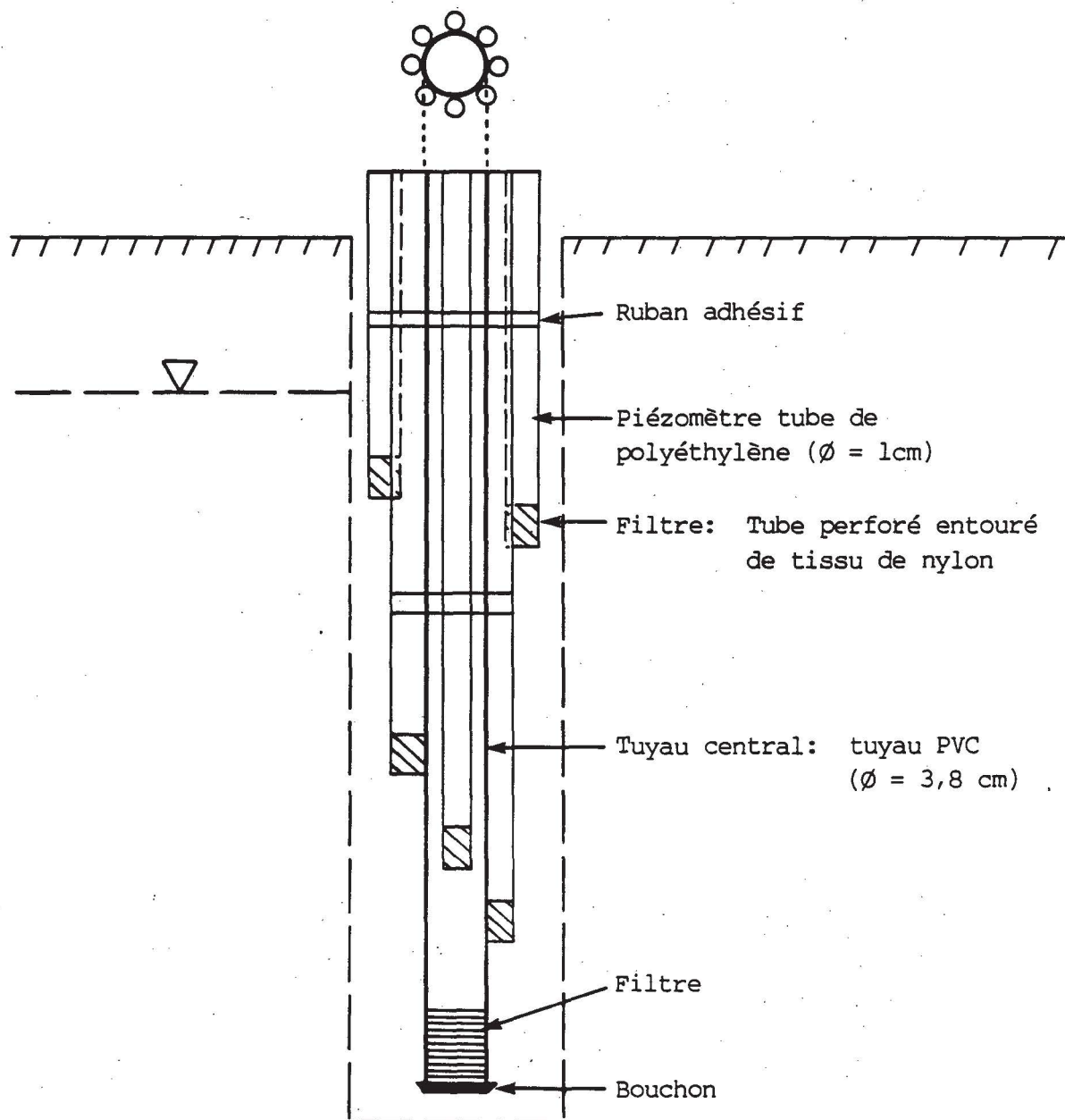


FIGURE 2.2 Coupe schématique d'un faisceau de piézomètres



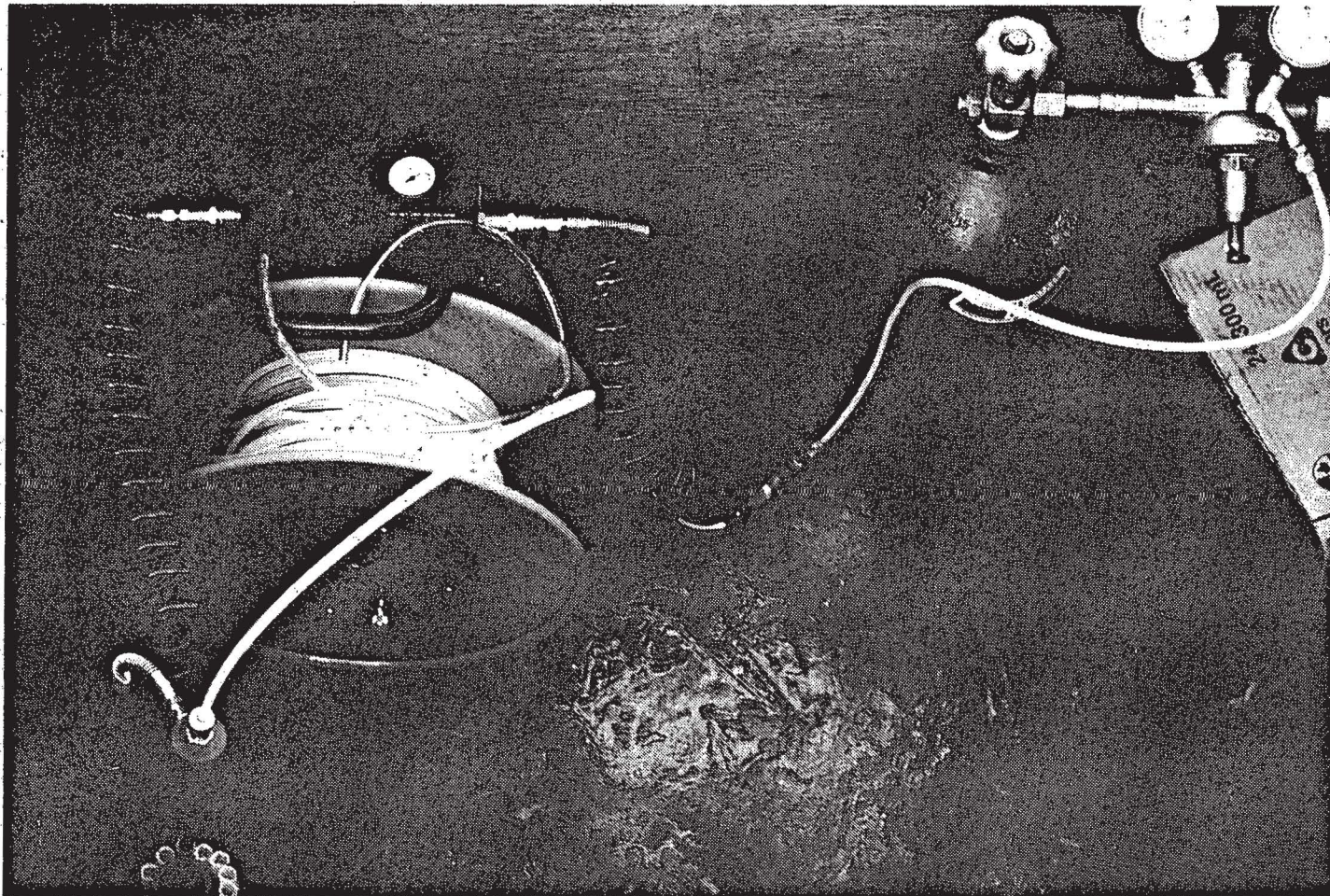
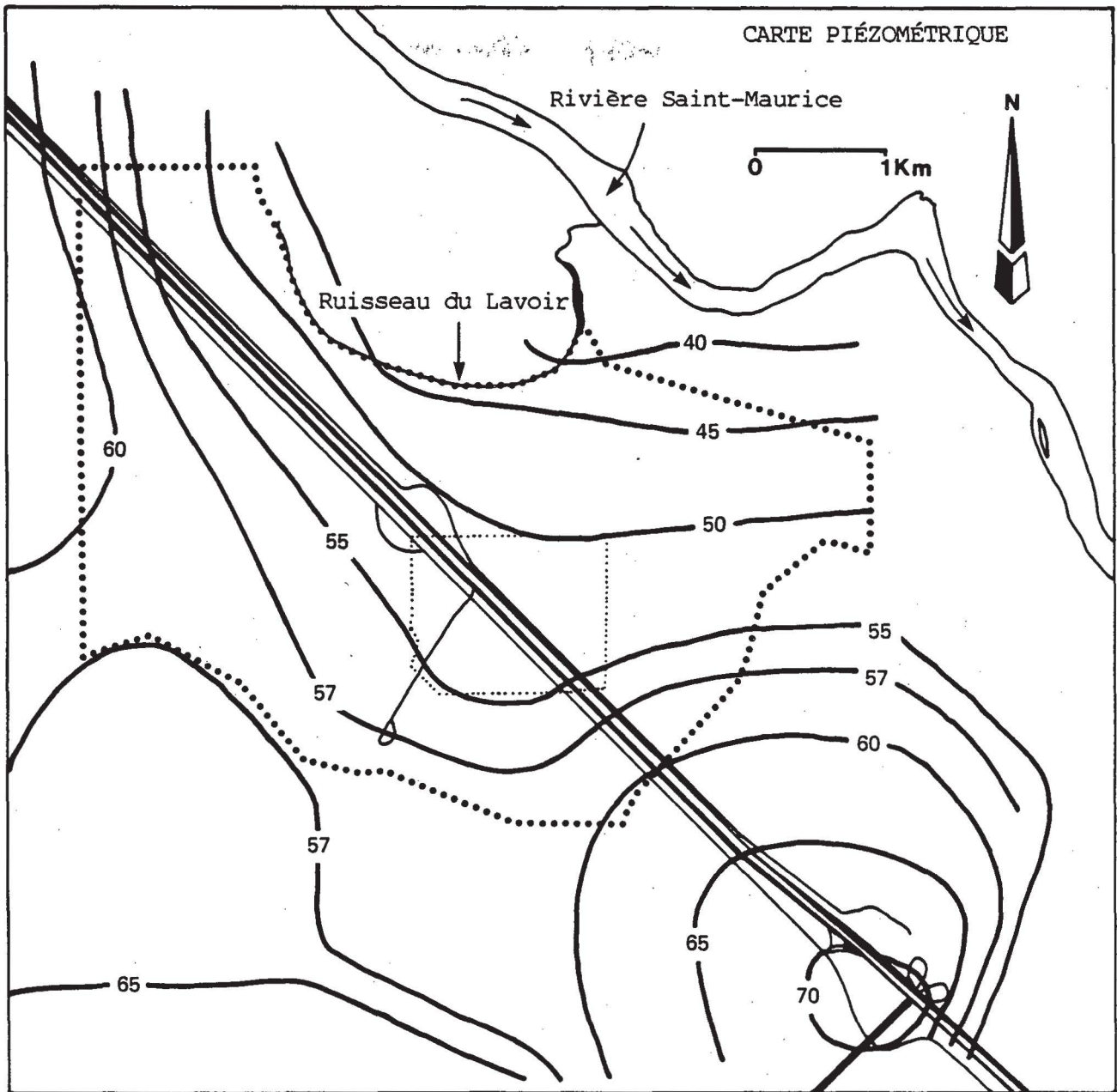


FIGURE 2.3 Micropompe utilisée pour l'échantillonnage de l'eau dans les piézomètres





LÉGENDE

- 57 Isopièzes (m)
- ..... Limites du petit maillage
- ..... Limites du grand maillage

FIGURE 3.1 Carte piézométrique de Trois-Rivières et localisation des limites des maillages utilisés pour l'analyse numérique

COUPE NORD-OUEST SUD-EST

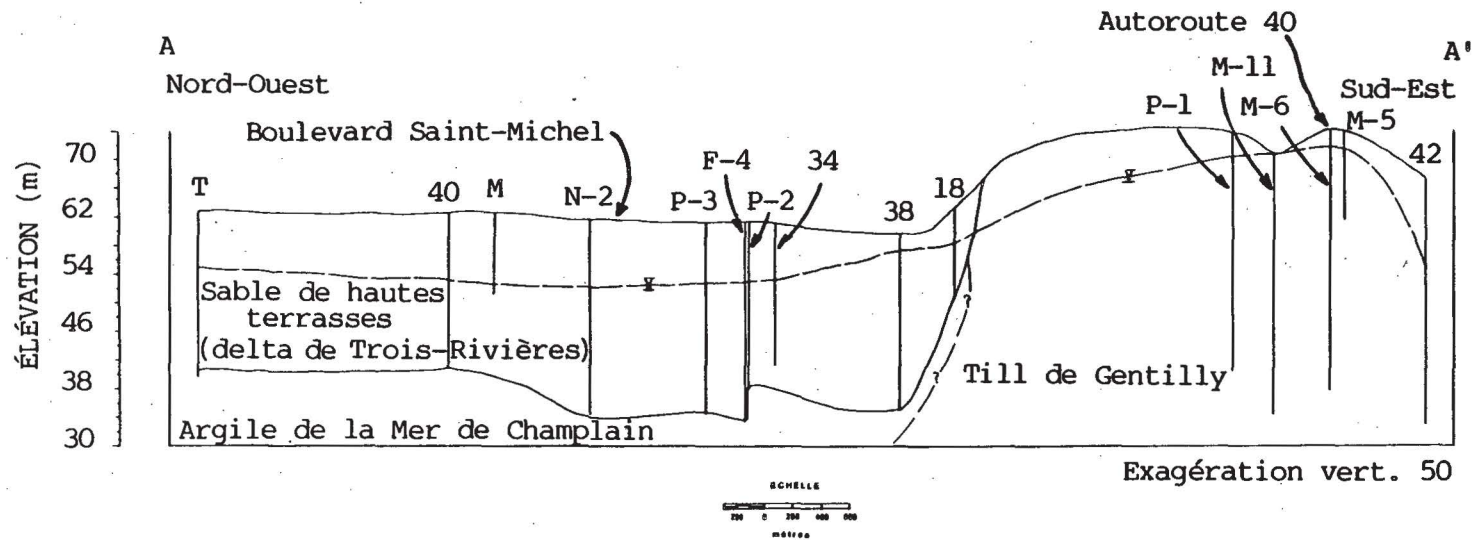


FIGURE 3.2 Coupe stratigraphique le long de l'autoroute 55



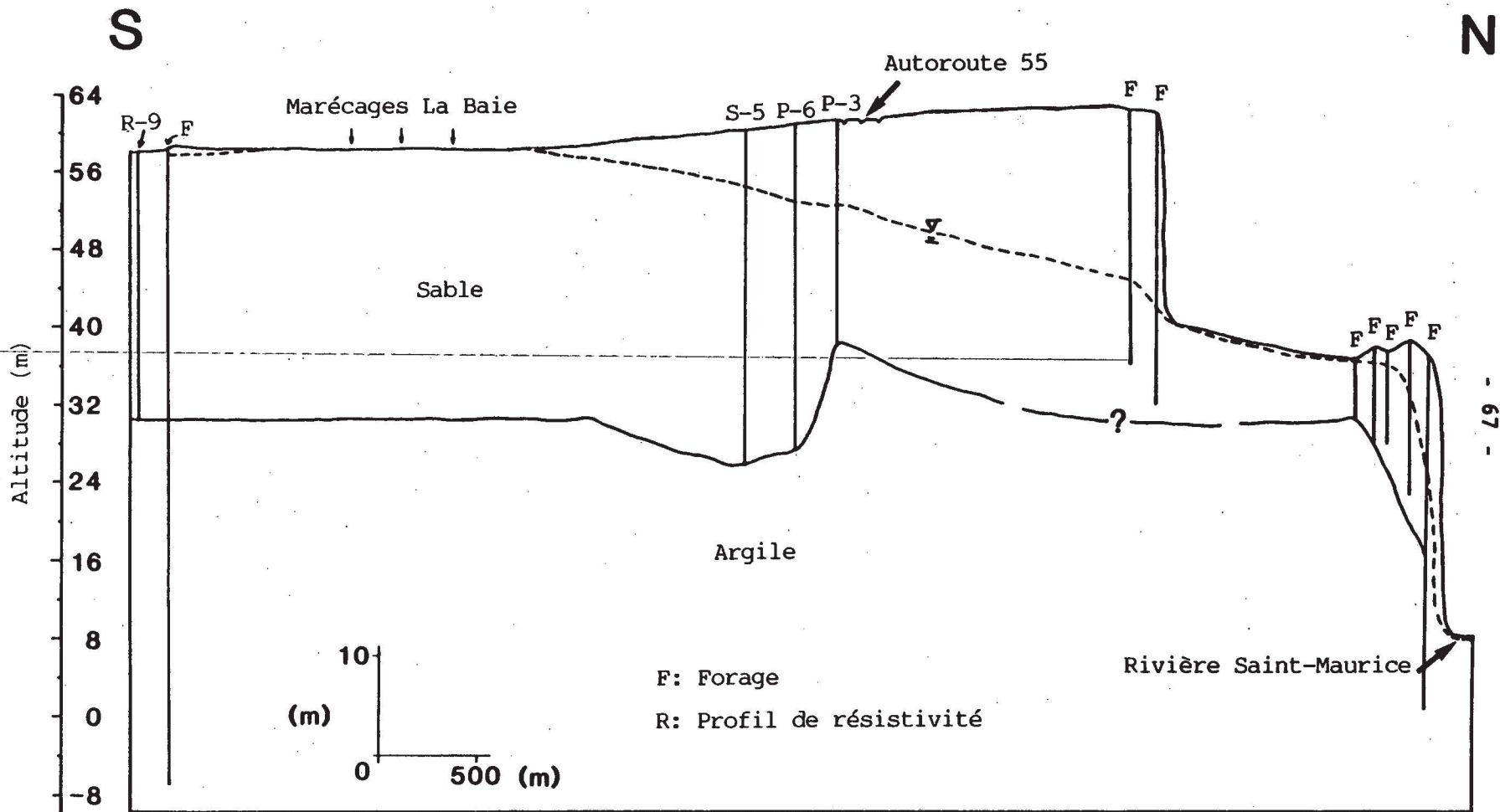


FIGURE 3.3 Coupe stratigraphique nord-sud orientée perpendiculairement à l'autoroute 55

Essai de pompage au puits 4

Faisceau 2

Piézomètre 9

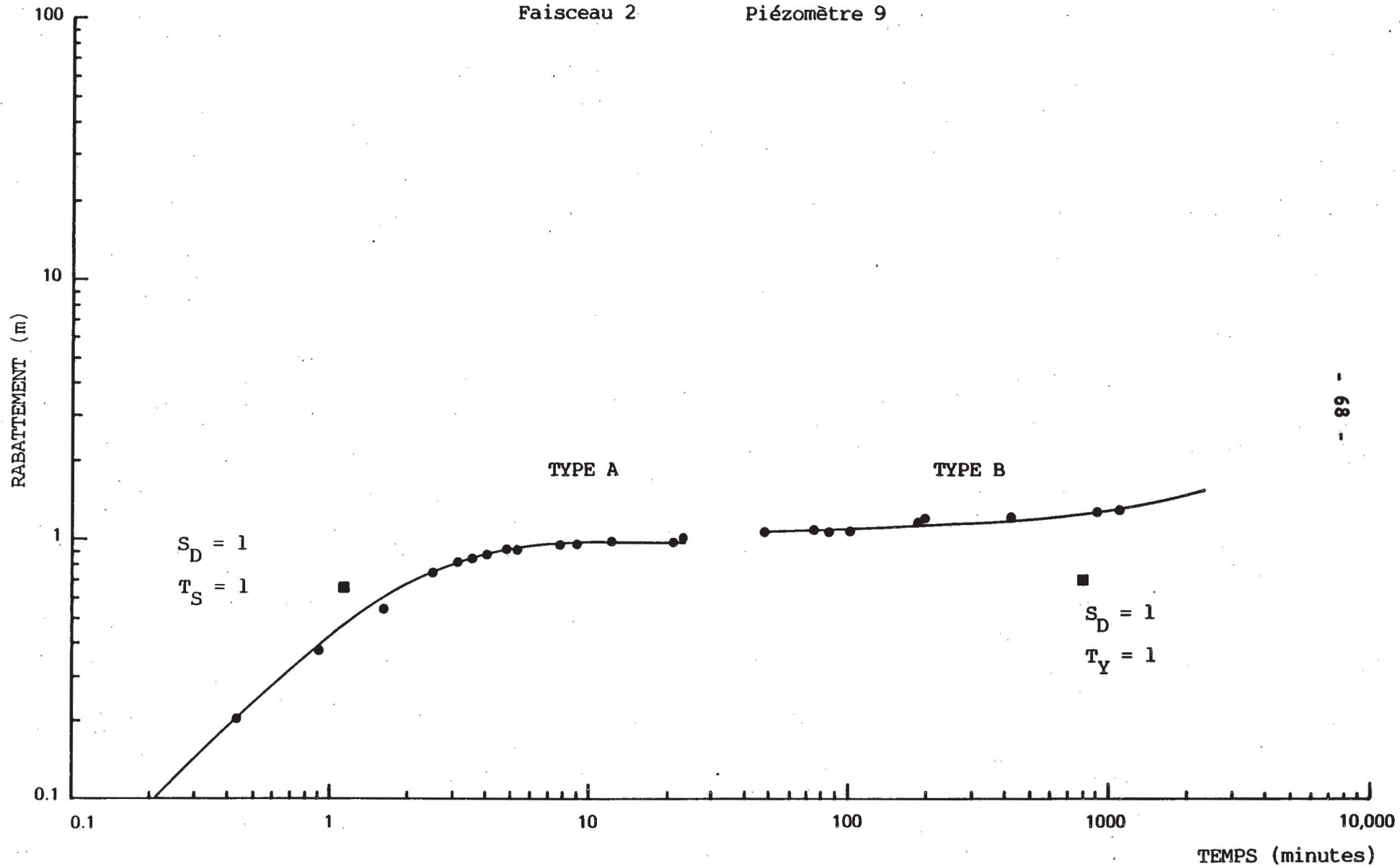


FIGURE 3.4 Exemple de courbes de rabattement obtenues lors des essais de pompage



FIGURE 3.5 Sonde à neutrons installée sur un regard géophysique

COURBE DE CALIBRATION

regard 2

profondeur: 120 cm

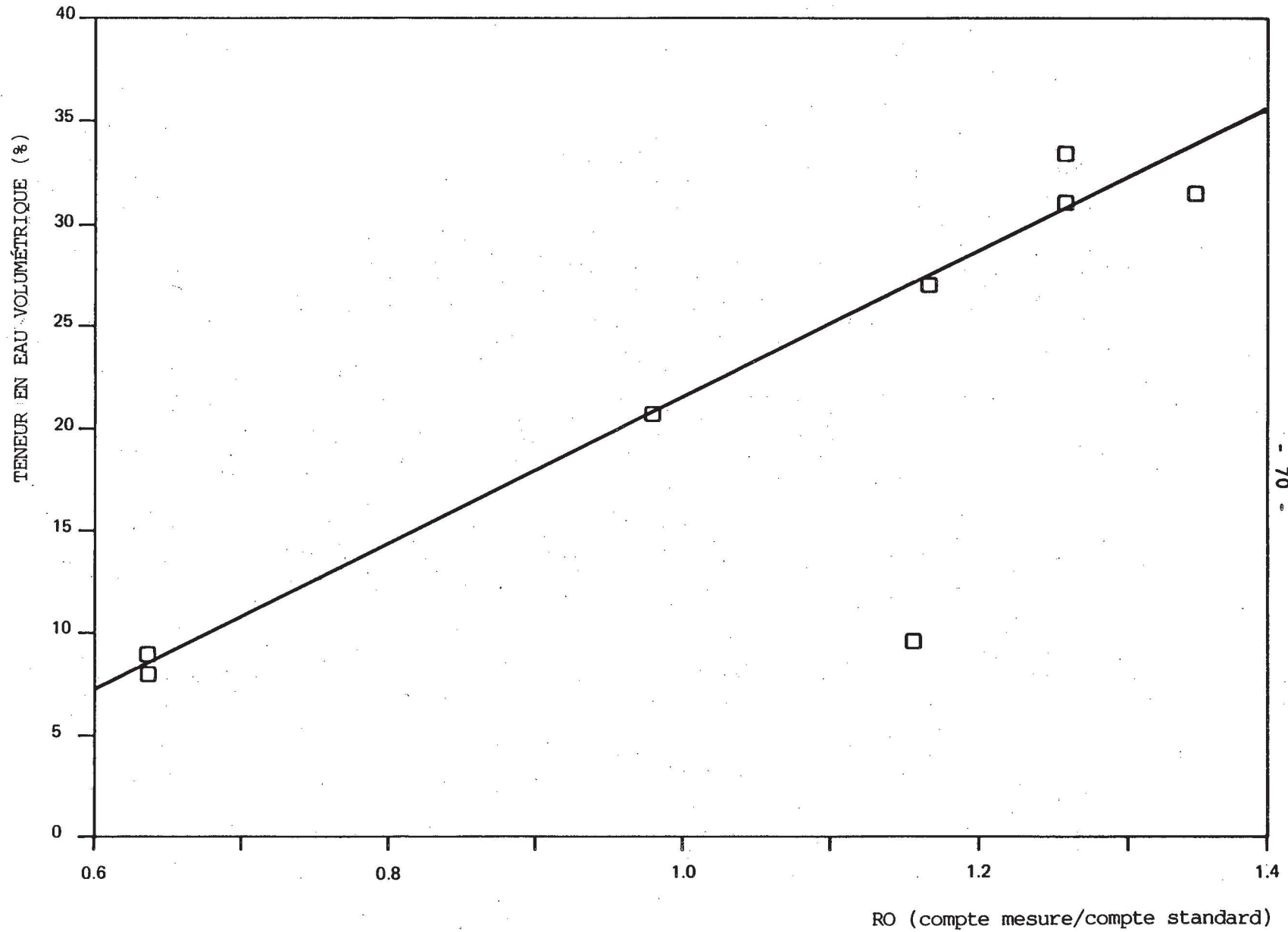
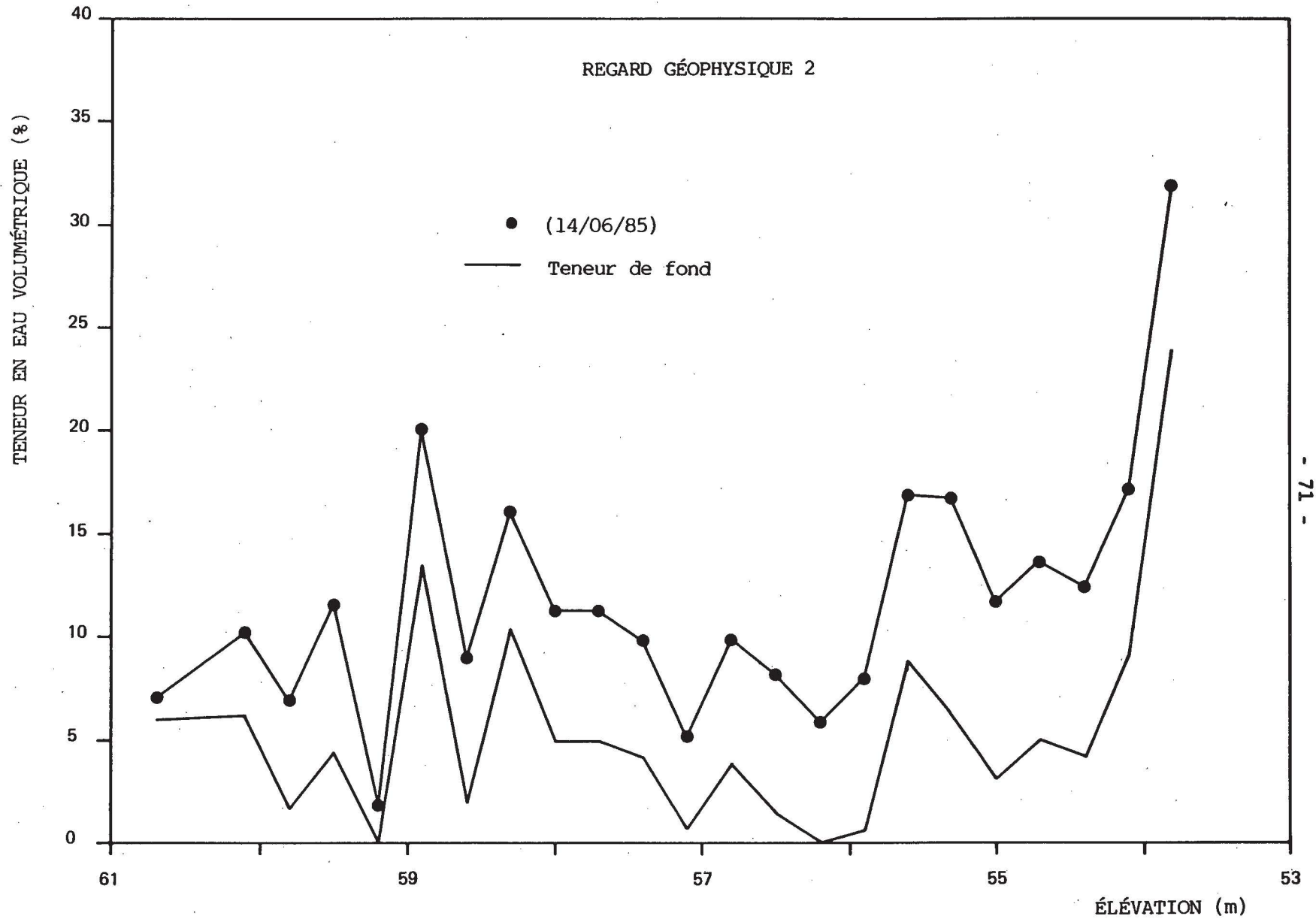


FIGURE 3.6 Variation de la teneur en eau volumétrique en fonction du rapport de détection (RO) mesuré à une profondeur de 120 cm au regard géophysique 2

TENEUR EN EAU VERSUS ÉLÉVATION

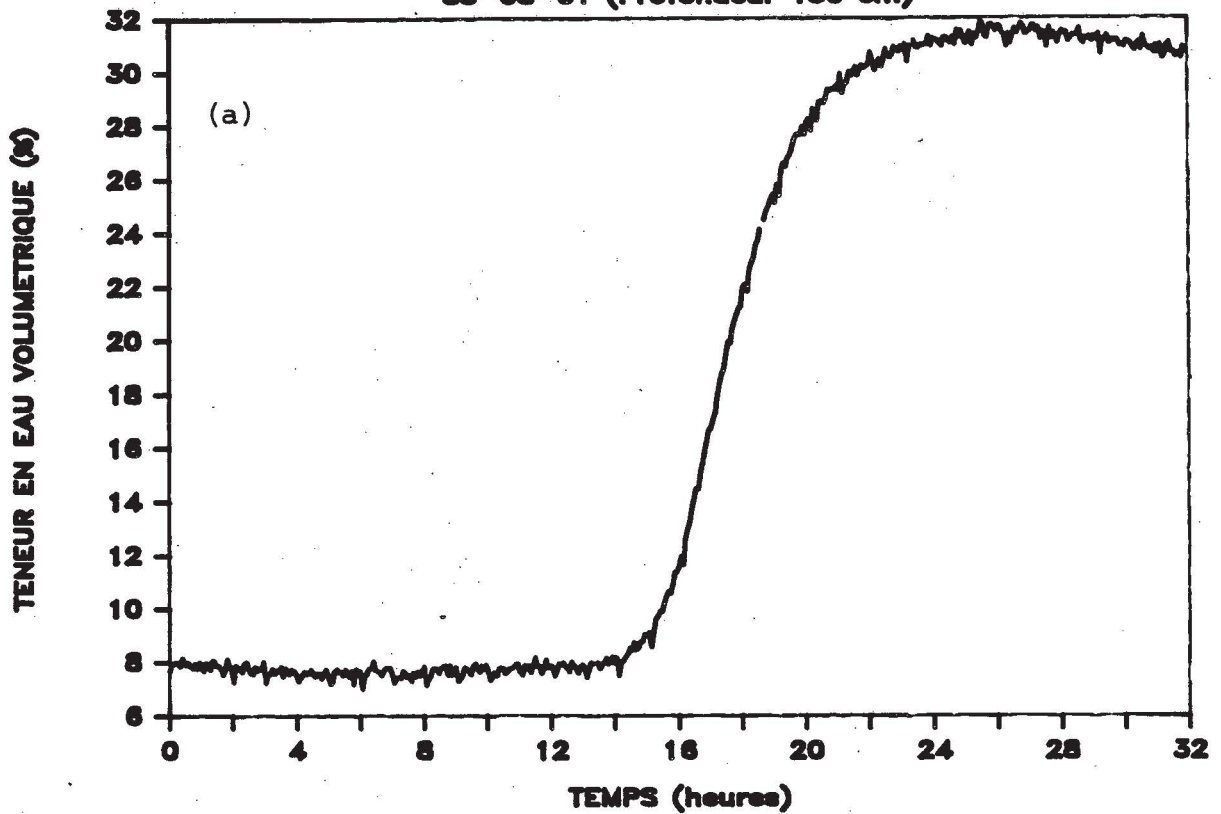


- 71 -

FIGURE 3.7 Profil de la teneur en eau le 14 juin 1985 au regard géophysique 2 par rapport à la valeur minimale observée



85-08-01 (Profondeur 150 cm)



85-08-27 (Profondeur 120 cm)

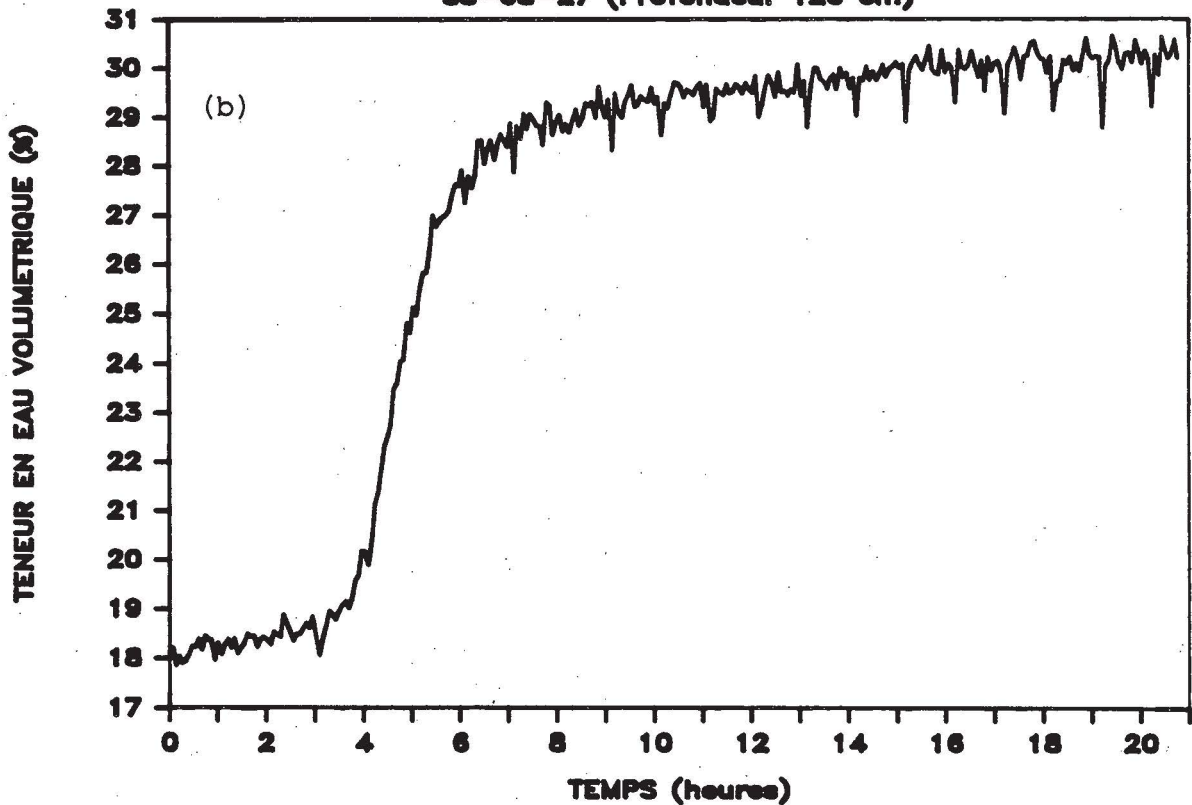


FIGURE 3.8 Variation de la teneur en eau en fonction du temps au regard géophysique 2 mesuré à une profondeur de (a) 150 cm le 1<sup>er</sup> août 1985 et à une profondeur de (b) 120 cm le 20 août 1985

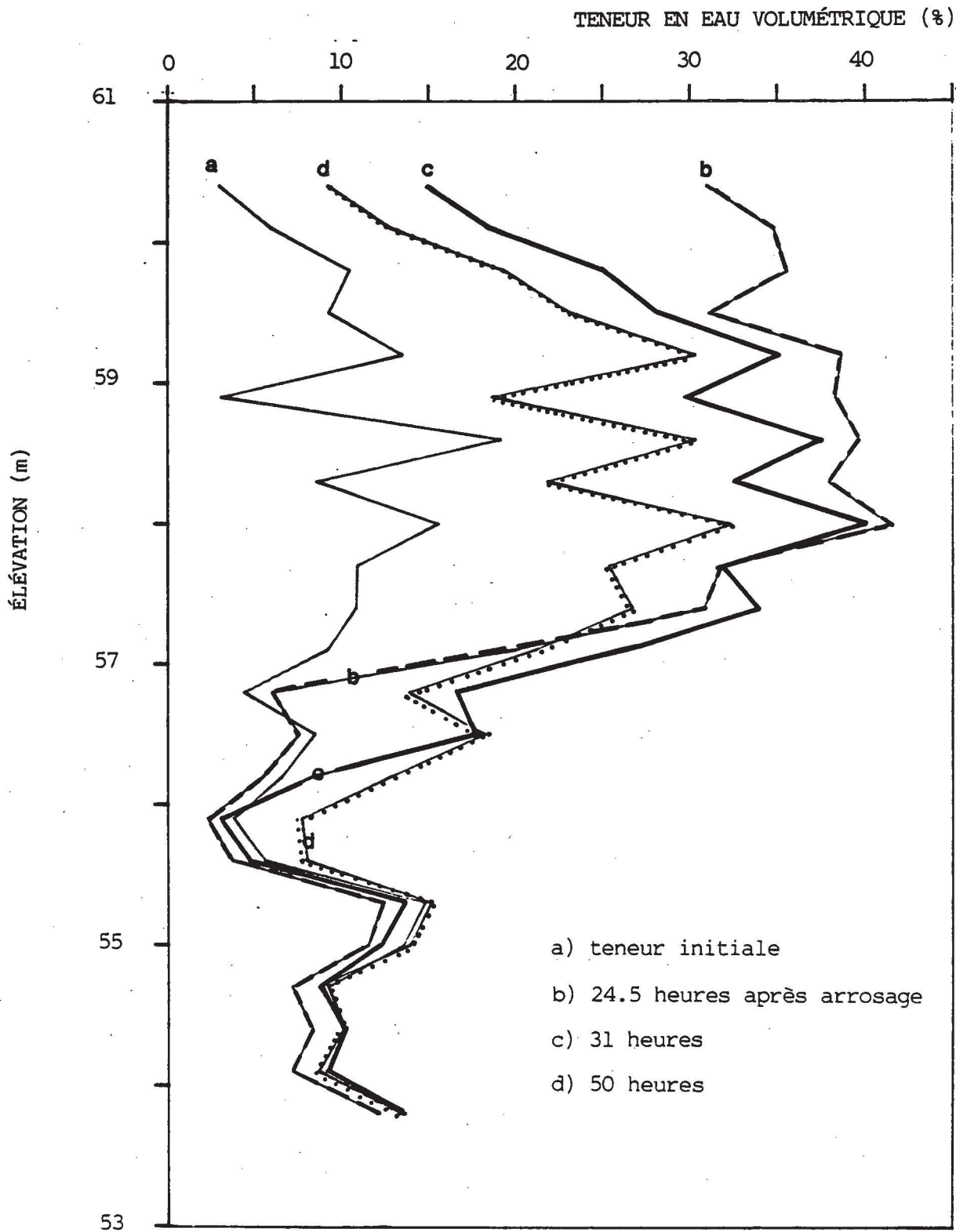


FIGURE 3.9 Profil de la teneur en eau au regard géophysique 2 lors de l'essai d'infiltration

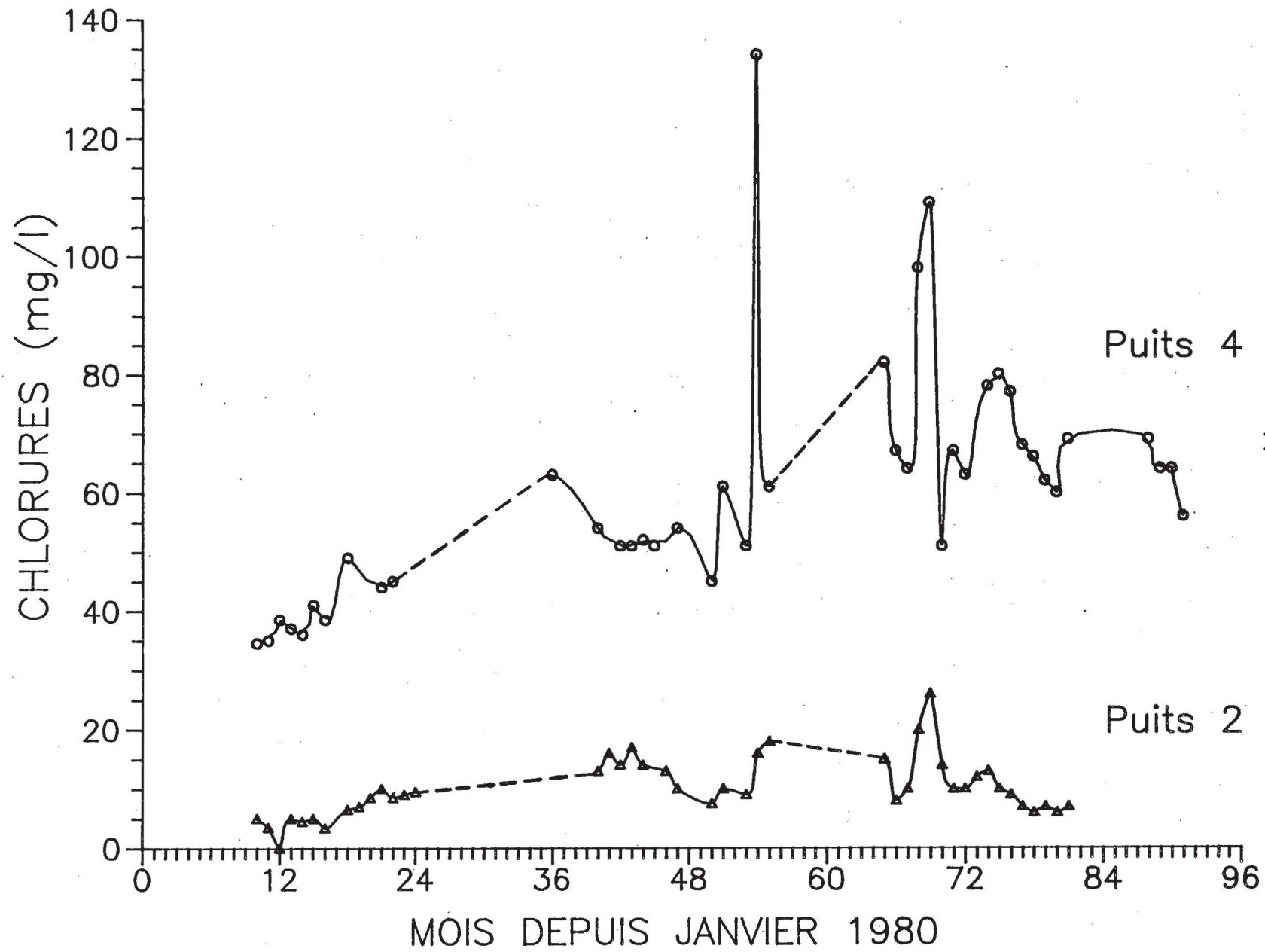


FIGURE 3.10 Variation mensuelle de la teneur en chlorures aux puits 2 et 4 depuis le mois de janvier 1980

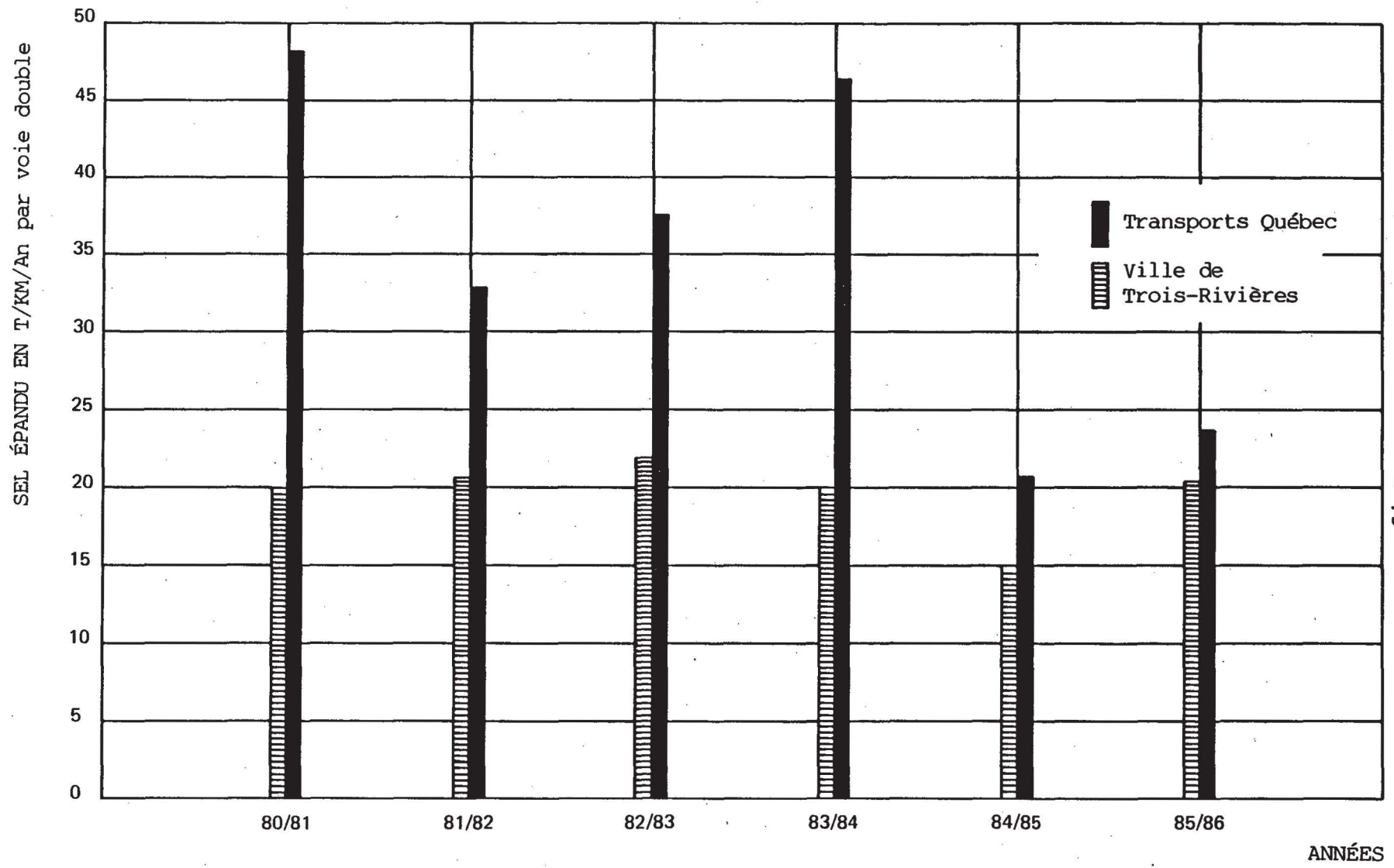


FIGURE 4.1 Graphique du taux annuel d'épandage des sels sur l'autoroute 55 (MTQ) et les boulevards Saint-Jean et Industriel

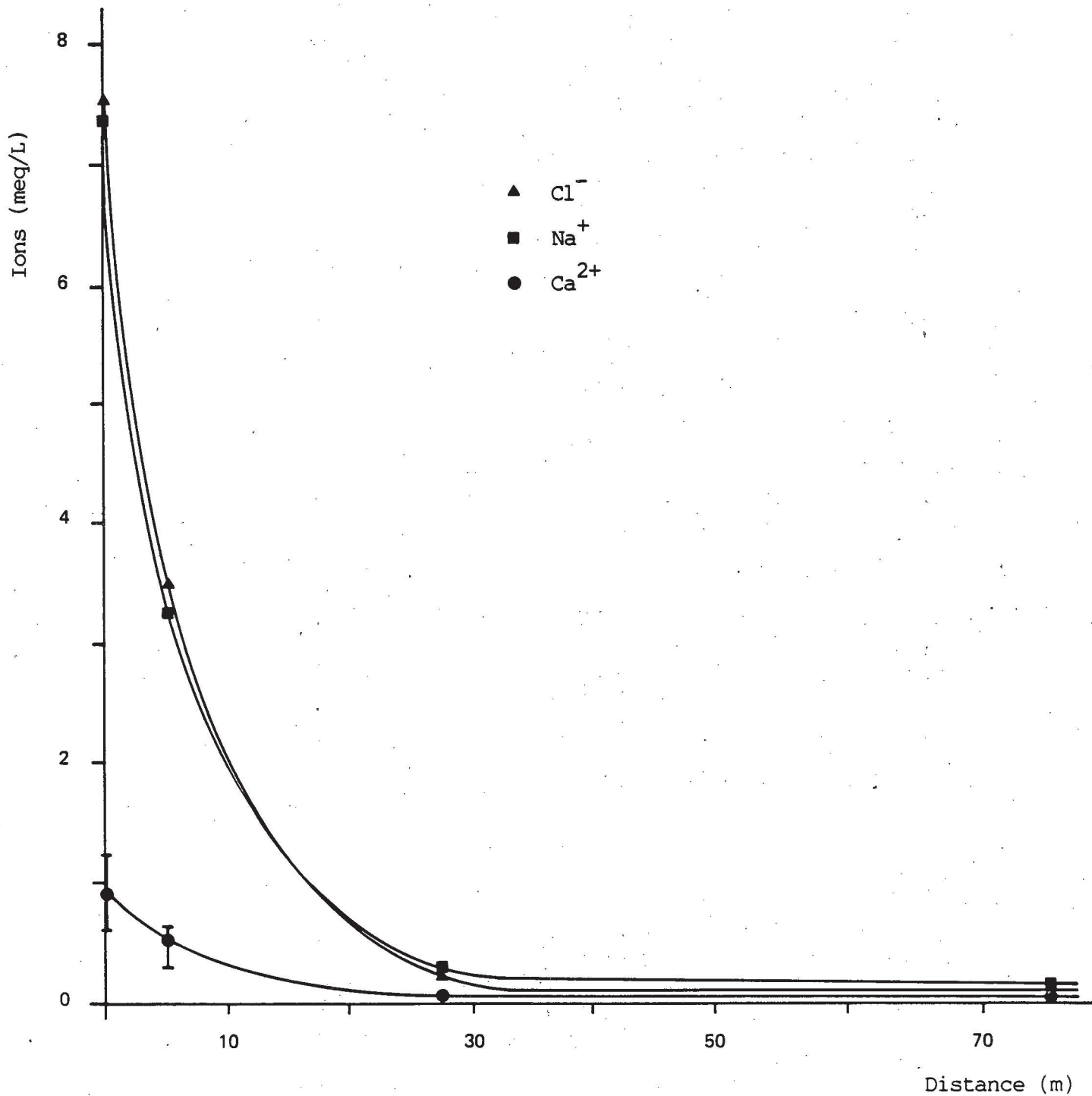


FIGURE 4.2 Concentration des ions dans la neige en fonction de la distance de l'autoroute



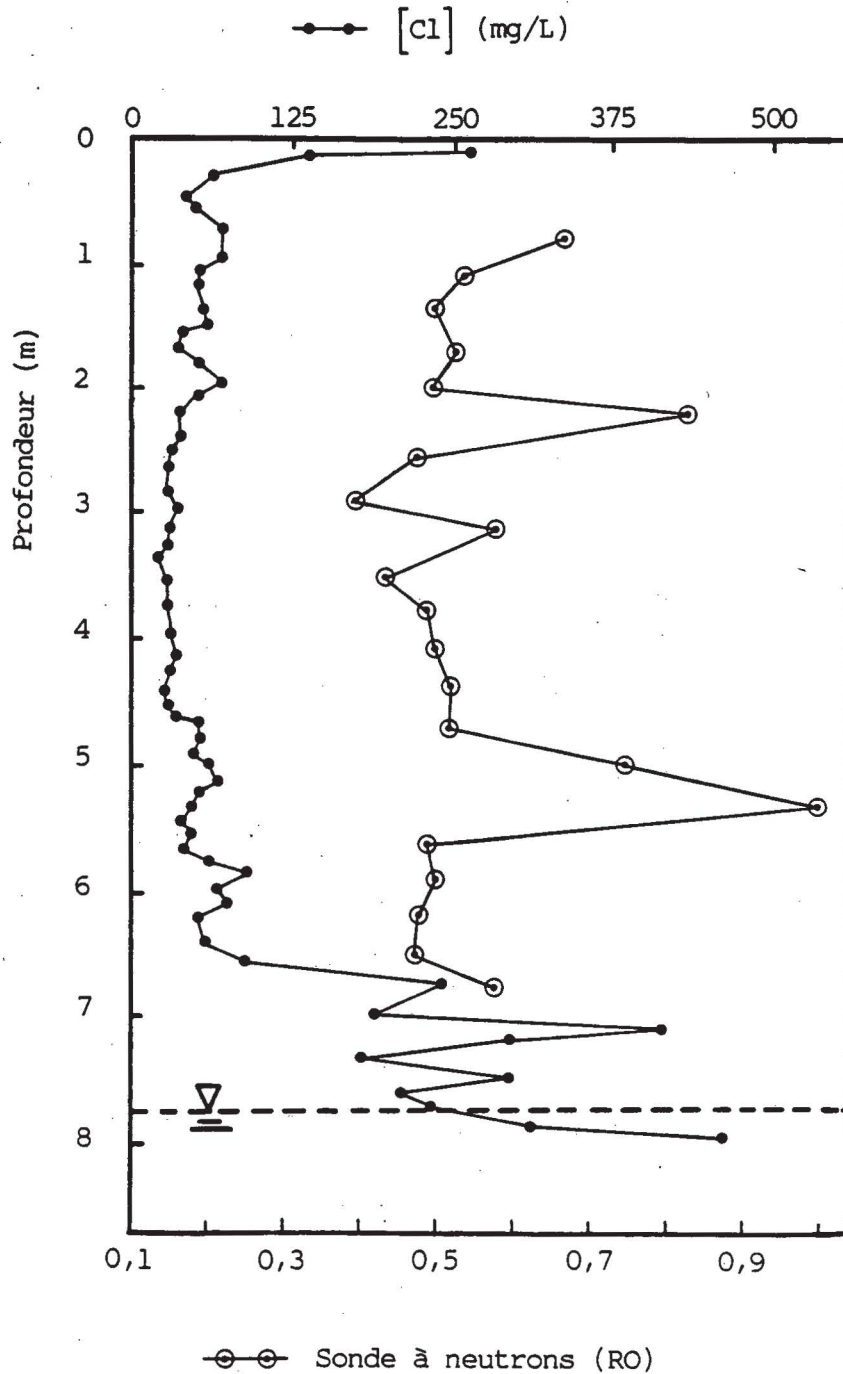


FIGURE 4.3 Sel et humidité dans la zone non saturée à proximité du point #3 obtenu en septembre 1984

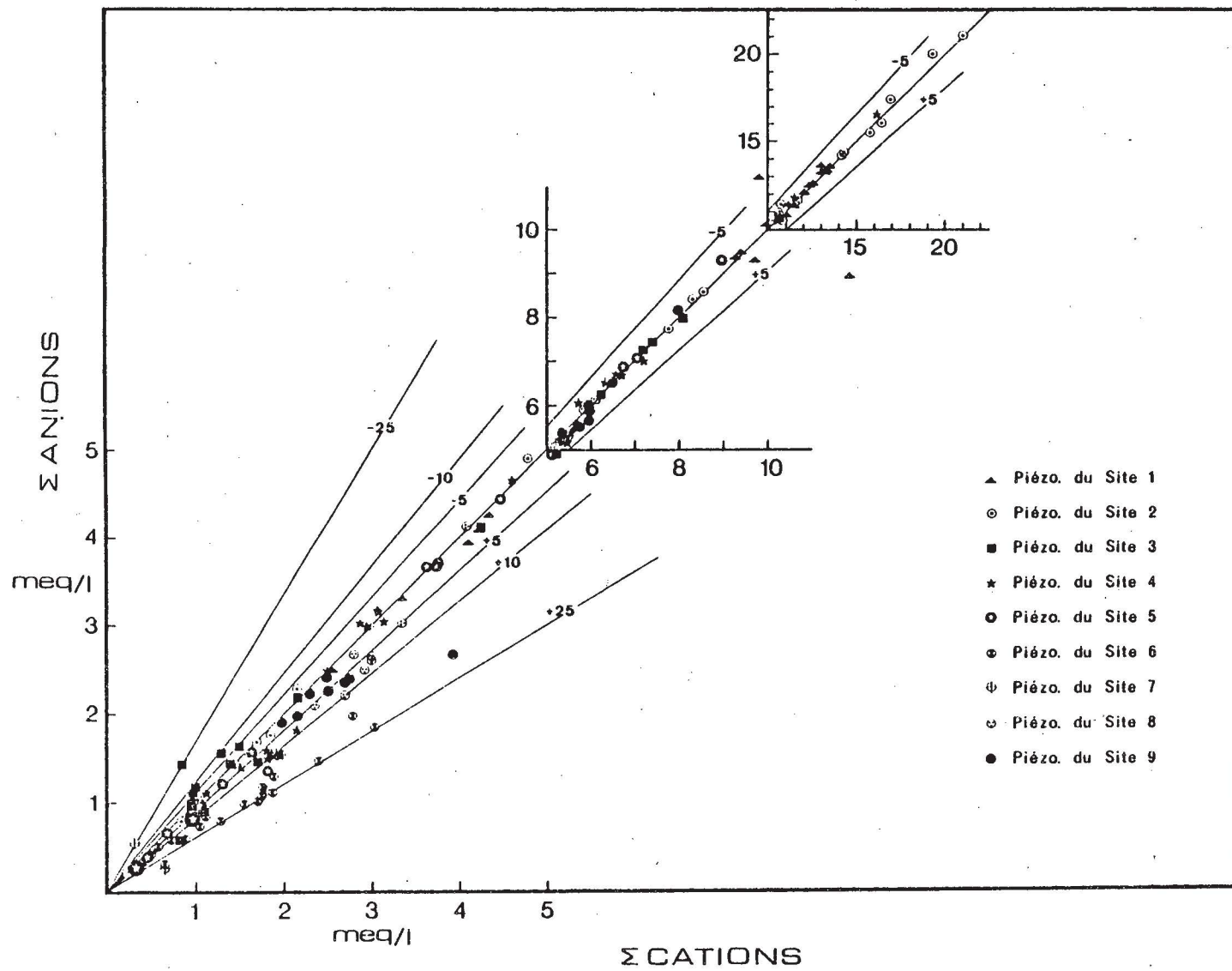


FIGURE 4.4 Évaluation de l'électroneutralité des solutions d'eau provenant des piézomètres

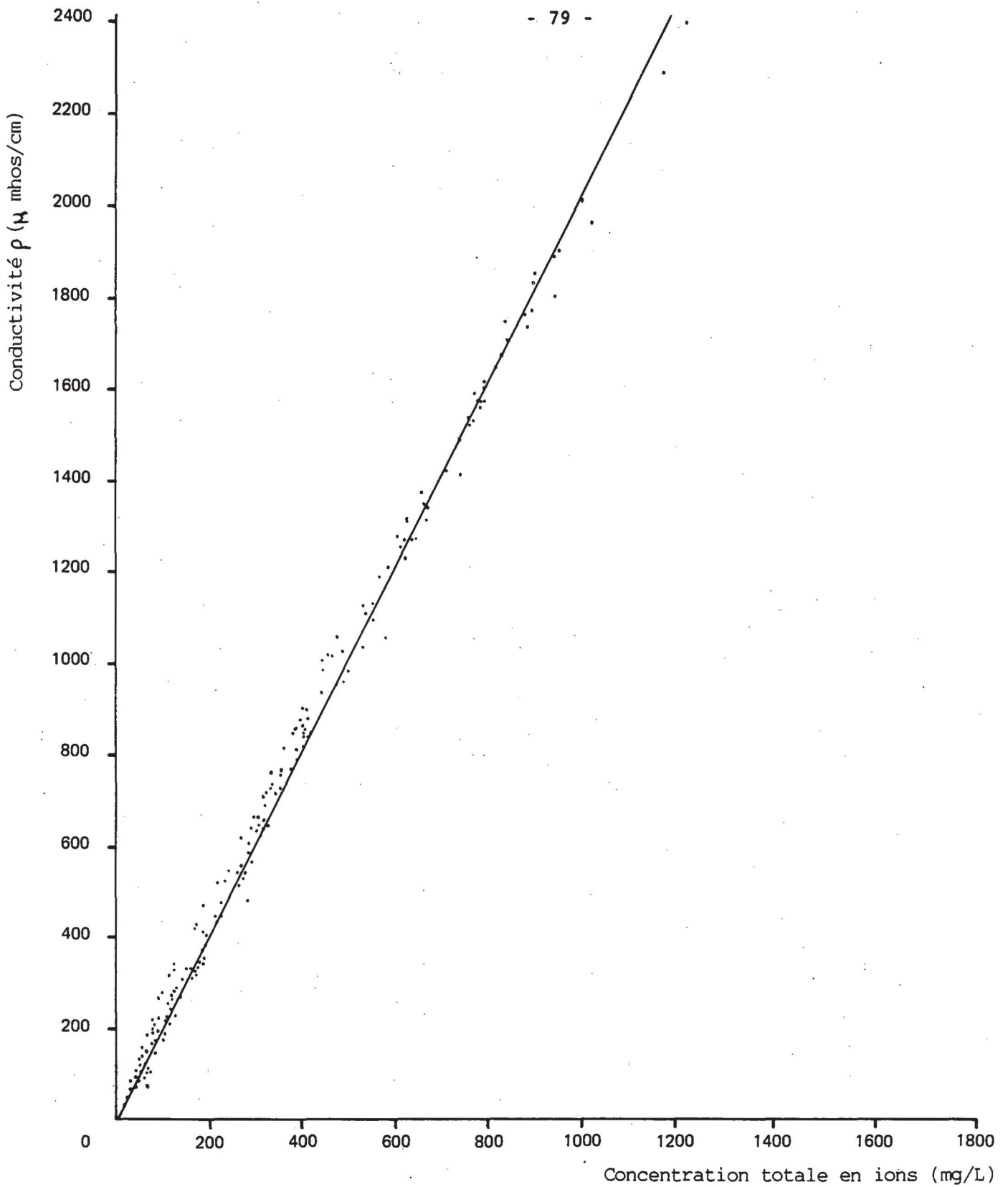


FIGURE 4.5 Relation entre la conductivité électrique et la somme des ions

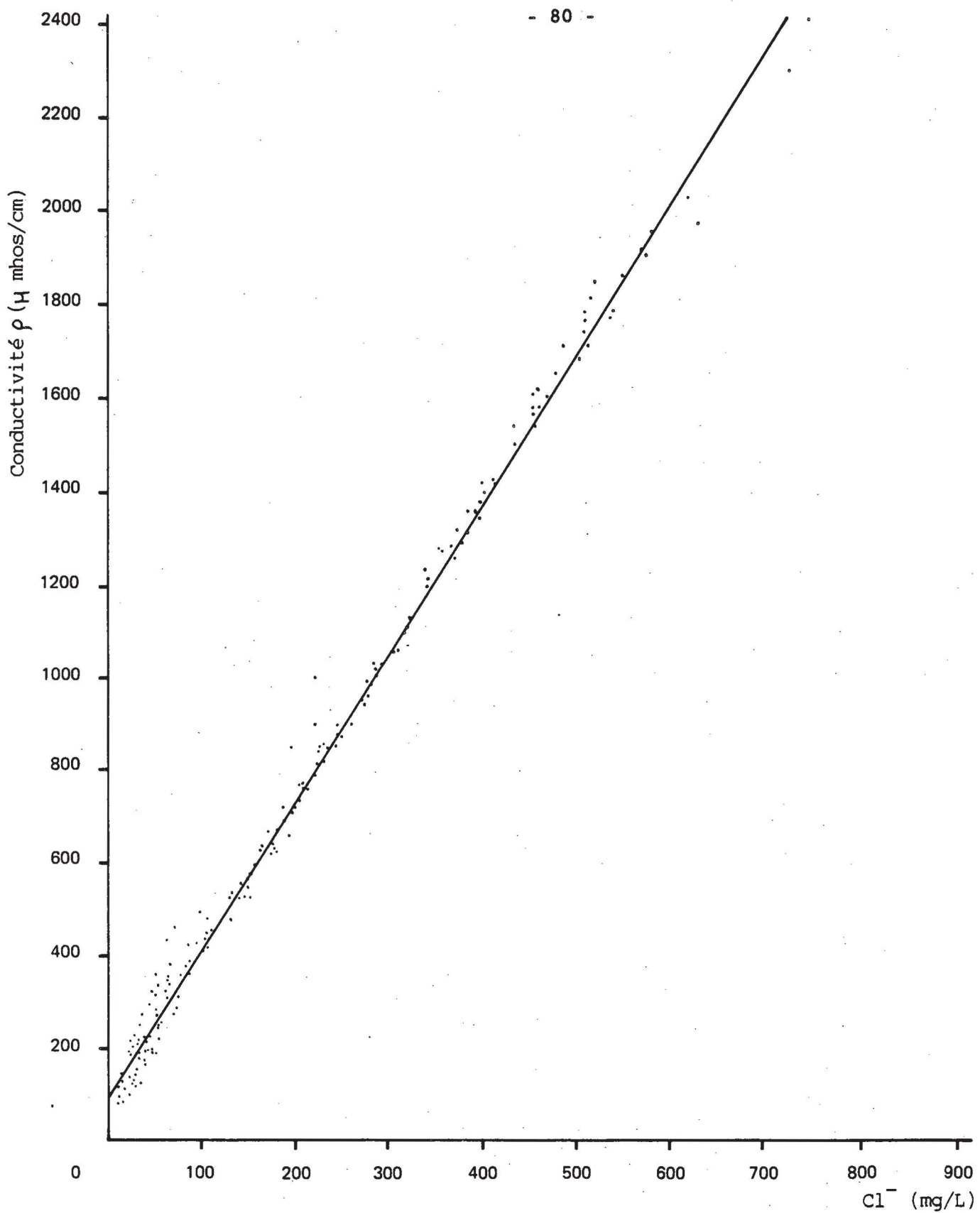


FIGURE 4.6 Relation entre la conductivité électrique et les chlorures

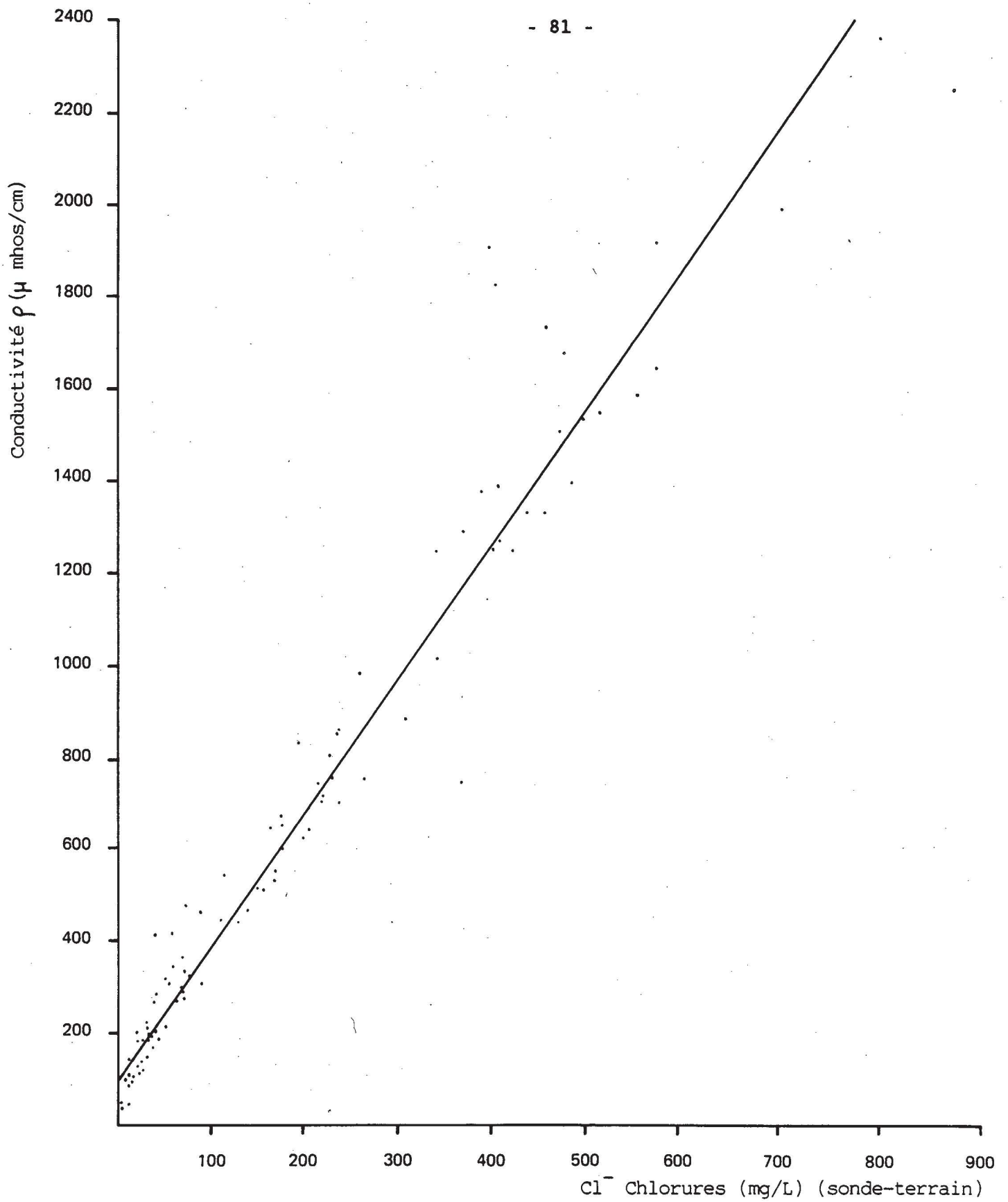


FIGURE 4.7 Relation entre la conductivité et la concentration en chlorures (sonde de terrain)



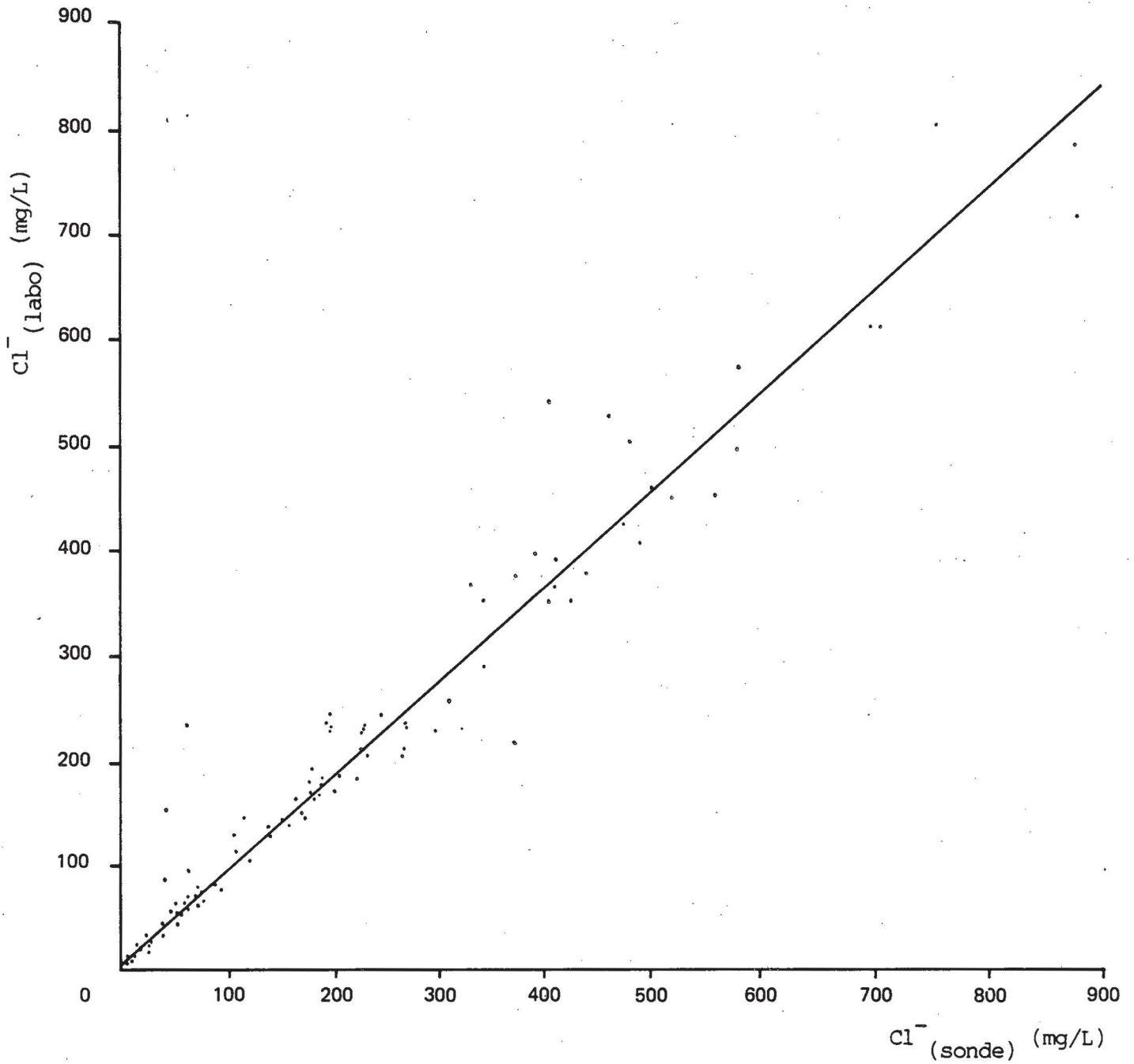


FIGURE 4.8 Comparaison entre les valeurs de chlorures obtenues sur le terrain et au laboratoire.

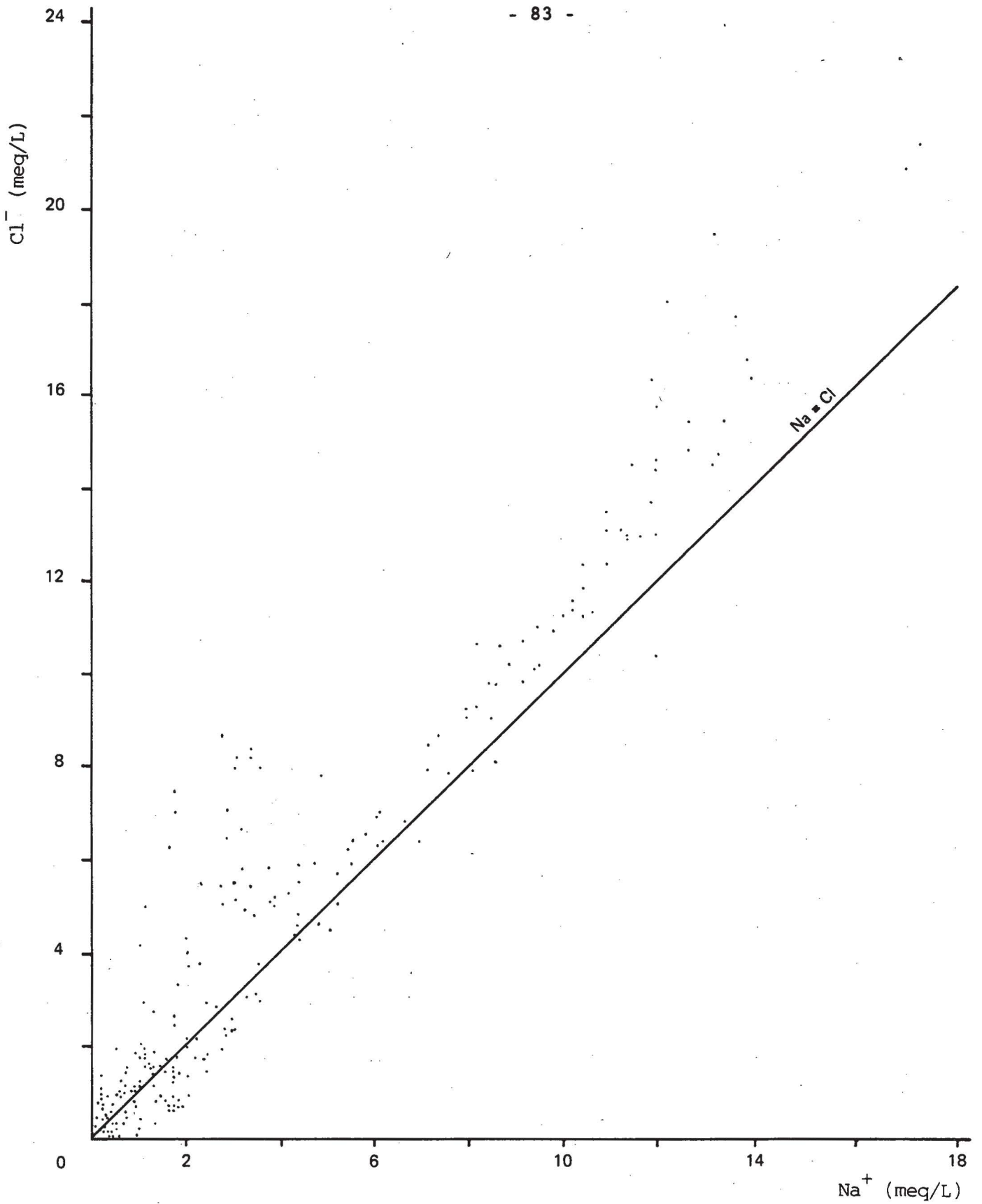


FIGURE 4.9 Relation entre le chlorure et le sodium dans l'eau dans la zone saturée

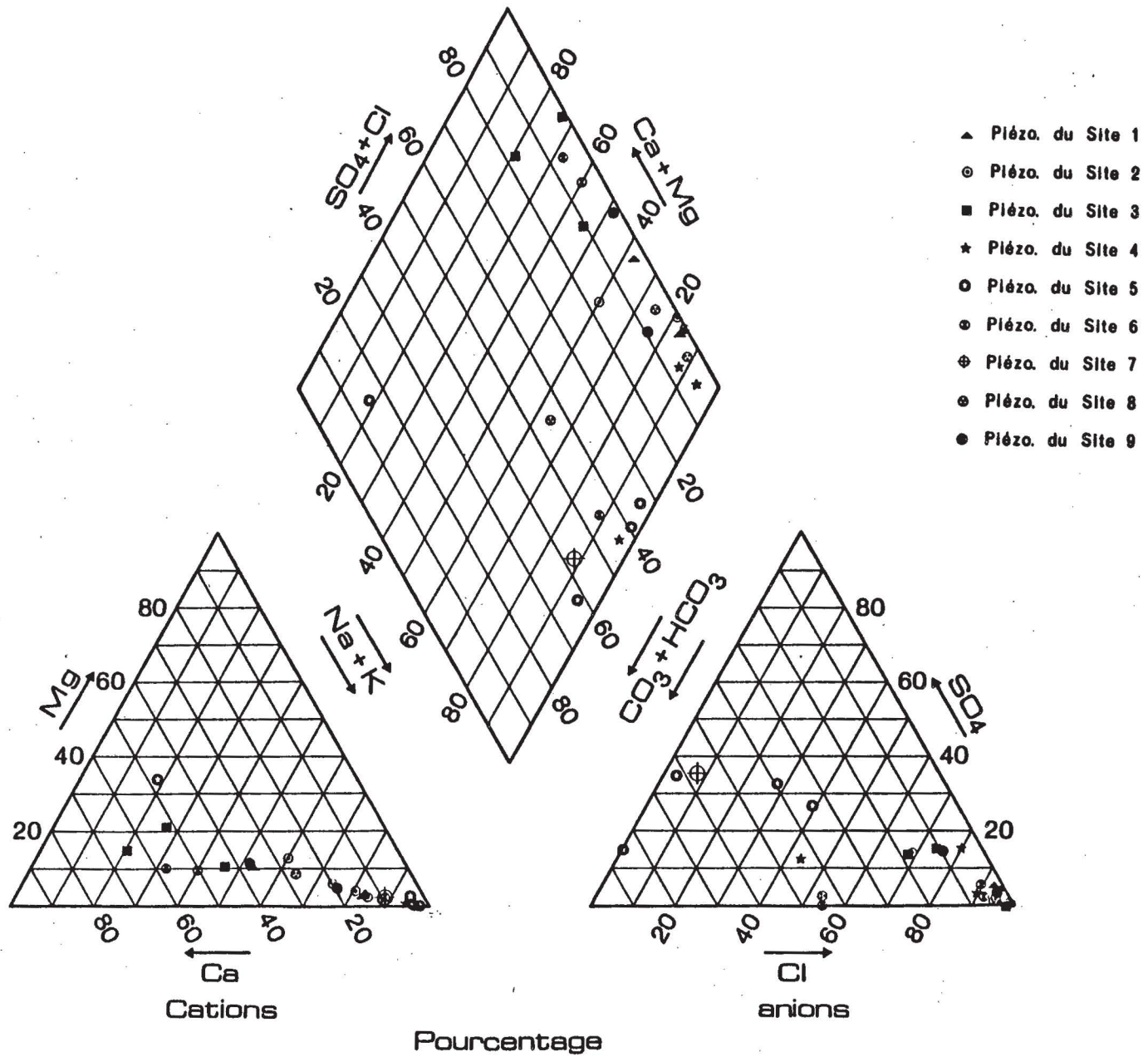


FIGURE 4.10 Diagramme de Piper

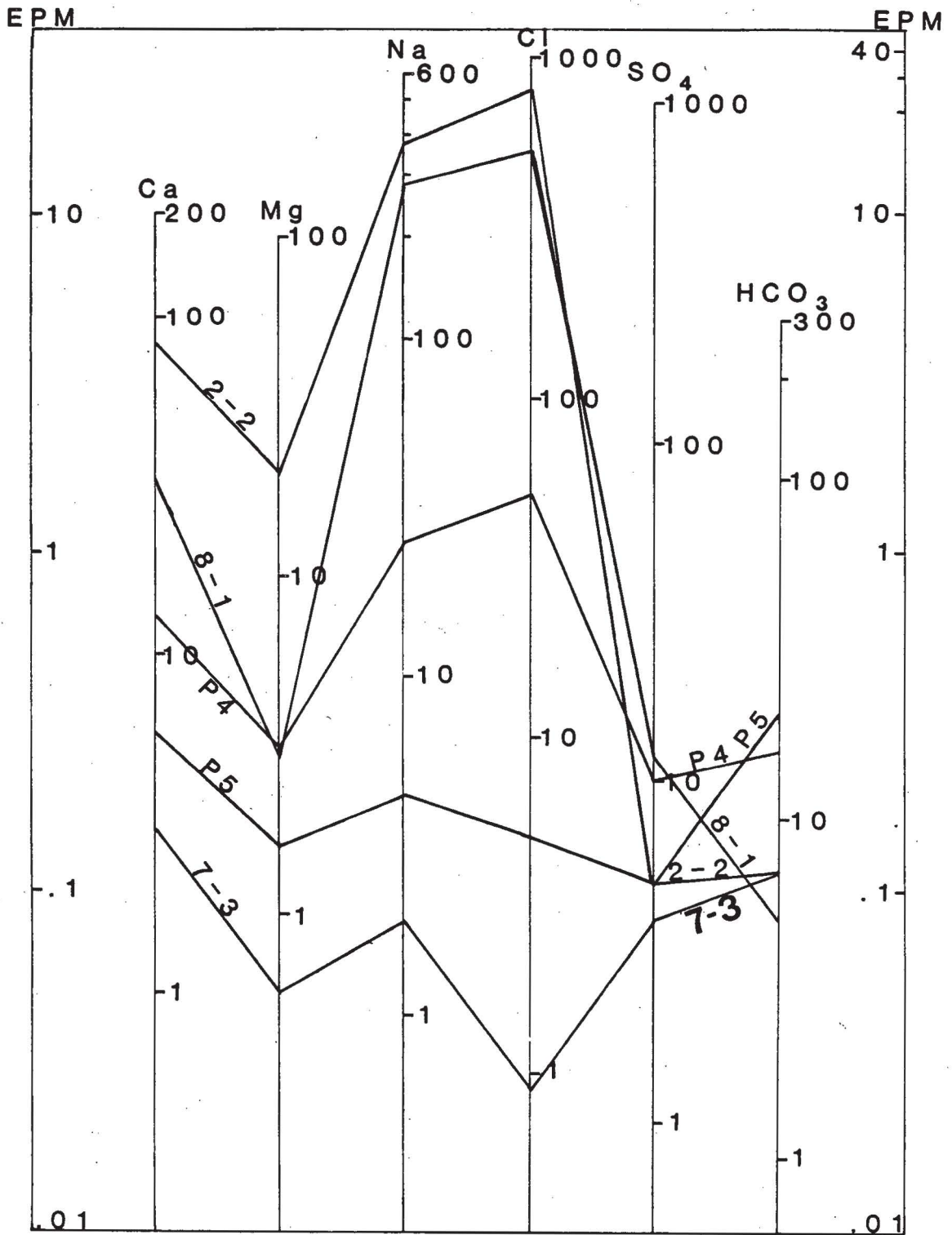


FIGURE 4.11 Diagramme de Shoeller

1985-1986

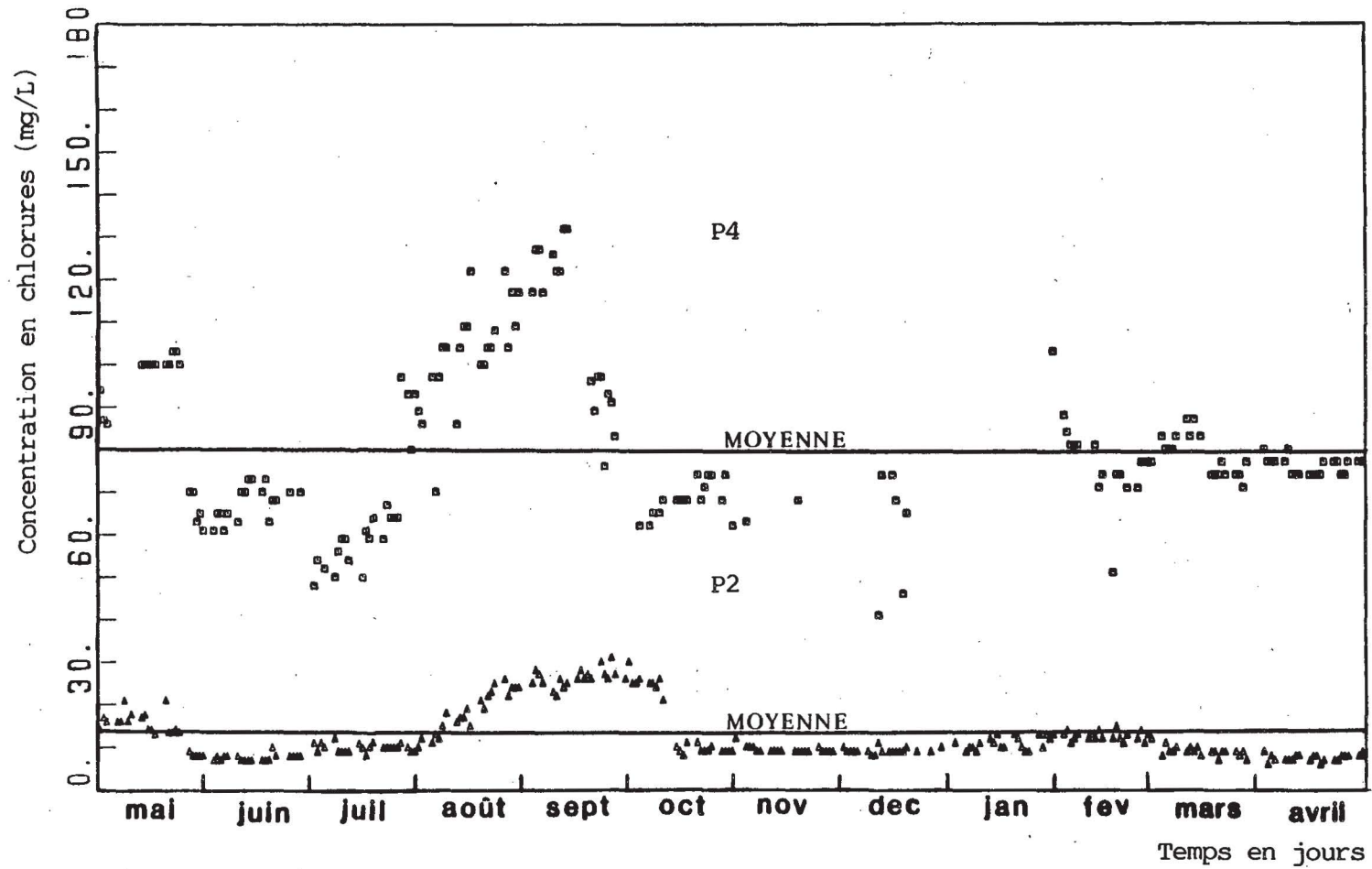


FIGURE 4.12 Concentration en chlorures aux puits 2 et 4



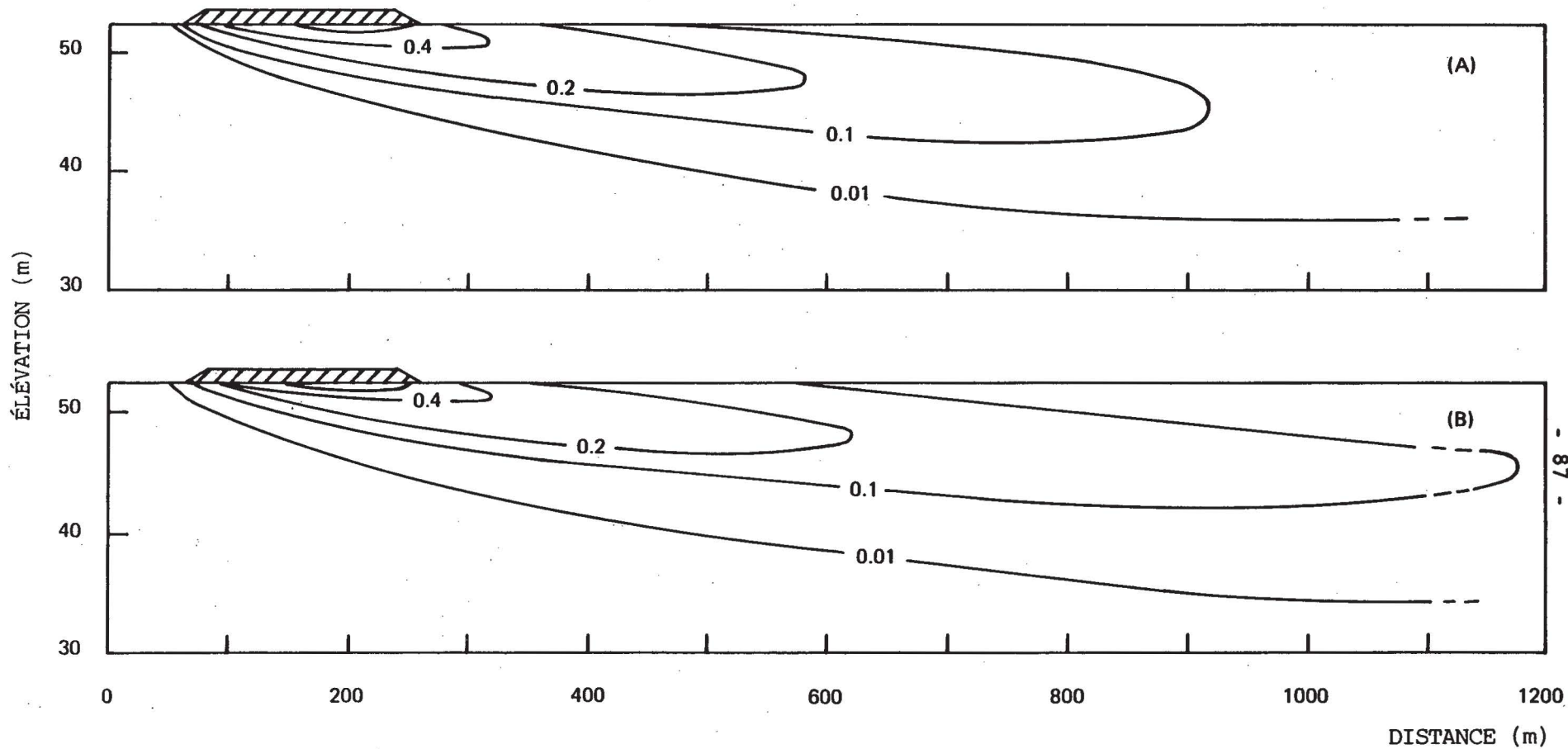


FIGURE 4.13 Changement de la concentration par rapport à la concentration initiale en fonction de la distance et du temps (Germain et Frind, 1983) (taux d'infiltration à 0,438 m/an;  $\alpha_L = 10$  m;  $\alpha_v = 0,02$  m;  $K_h = 24$  m/j;  $K_h/K_v = 10$ ;  $\gamma = 1,0$ ; A: après 4 ans; B: après 8 ans)

# TROIS-RIVIÈRES-OUEST

## COUPE NORD-SUD

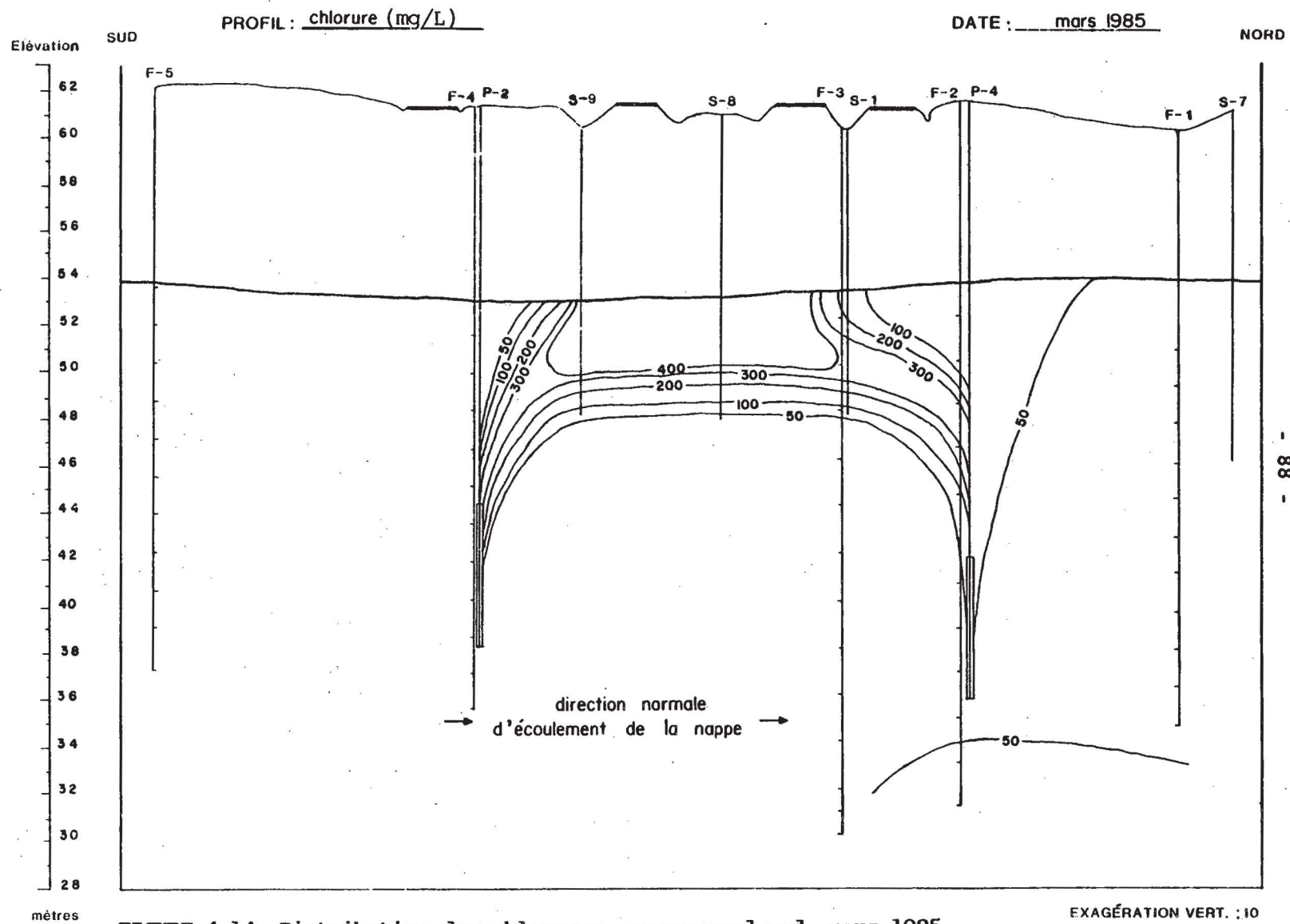
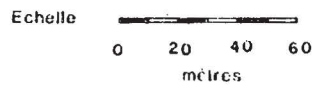


FIGURE 4.14 Distribution des chlorures, coupe nord-sud, mars 1985



TROIS-RIVIÈRES-OUEST  
COUPE ÉST-OUEST

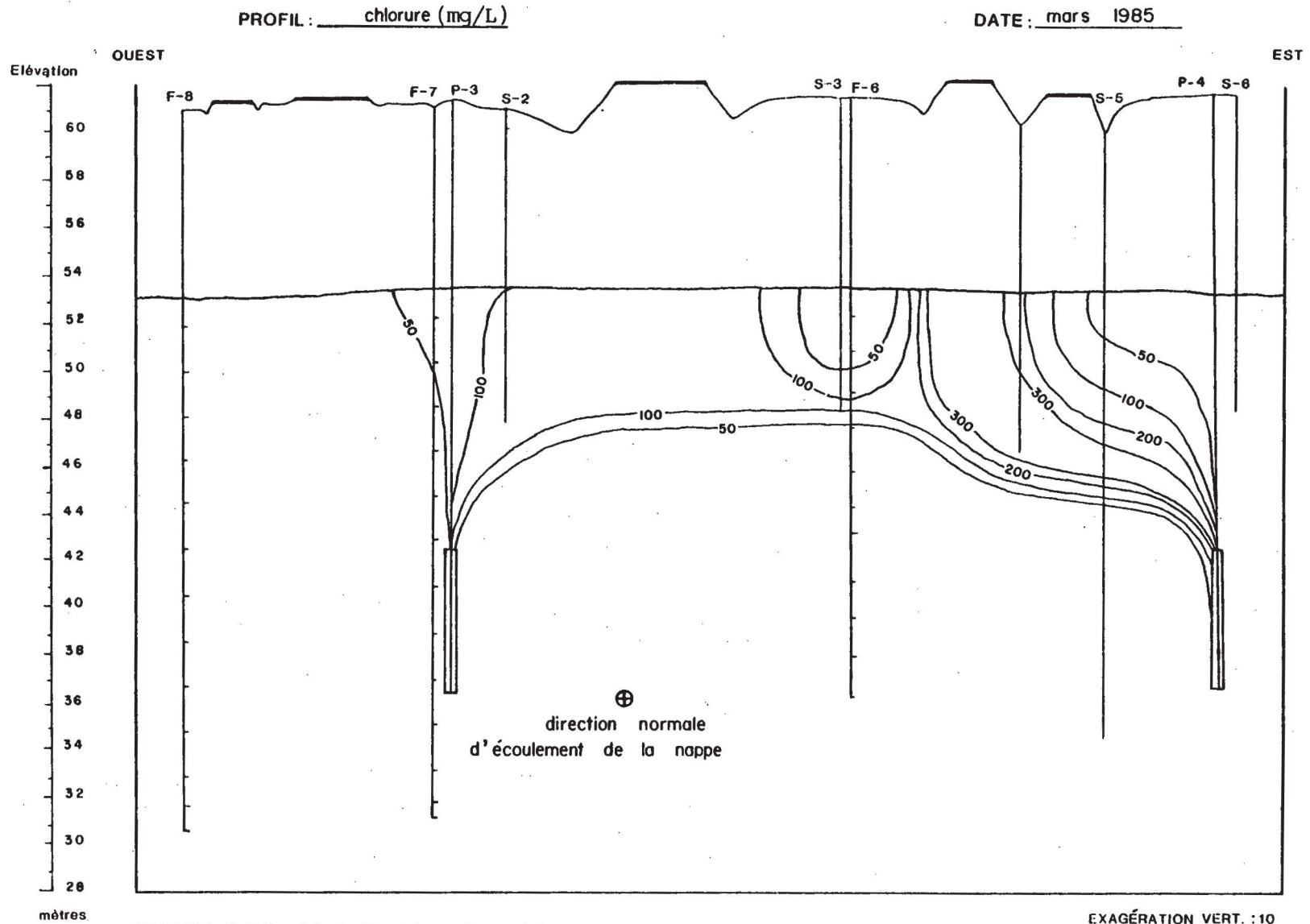
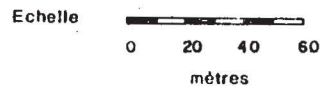


FIGURE 4.15 Distribution des chlorures, coupe est-ouest, mars 1985



TROIS-RIVIERES-OUEST  
COUPE NORD-SUD

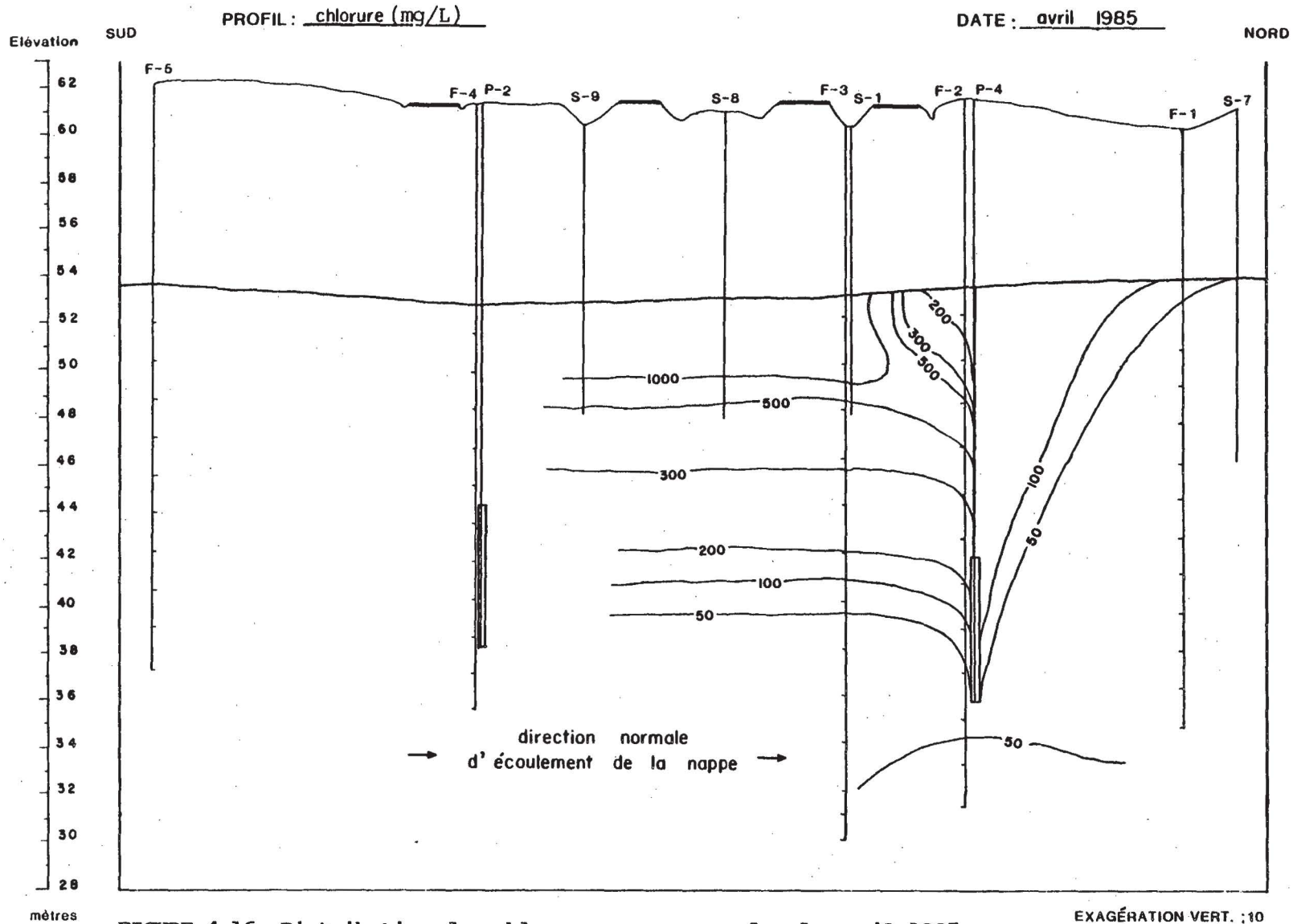


FIGURE 4.16 Distribution des chlorures, coupe nord-sud, avril 1985

Echelle

0 20 40 60  
mètres

TROIS-RIVIÈRES-OUEST  
COUPE ÉST-OUEST

PROFIL: chlorure (mg/L)

DATE: avril 1985

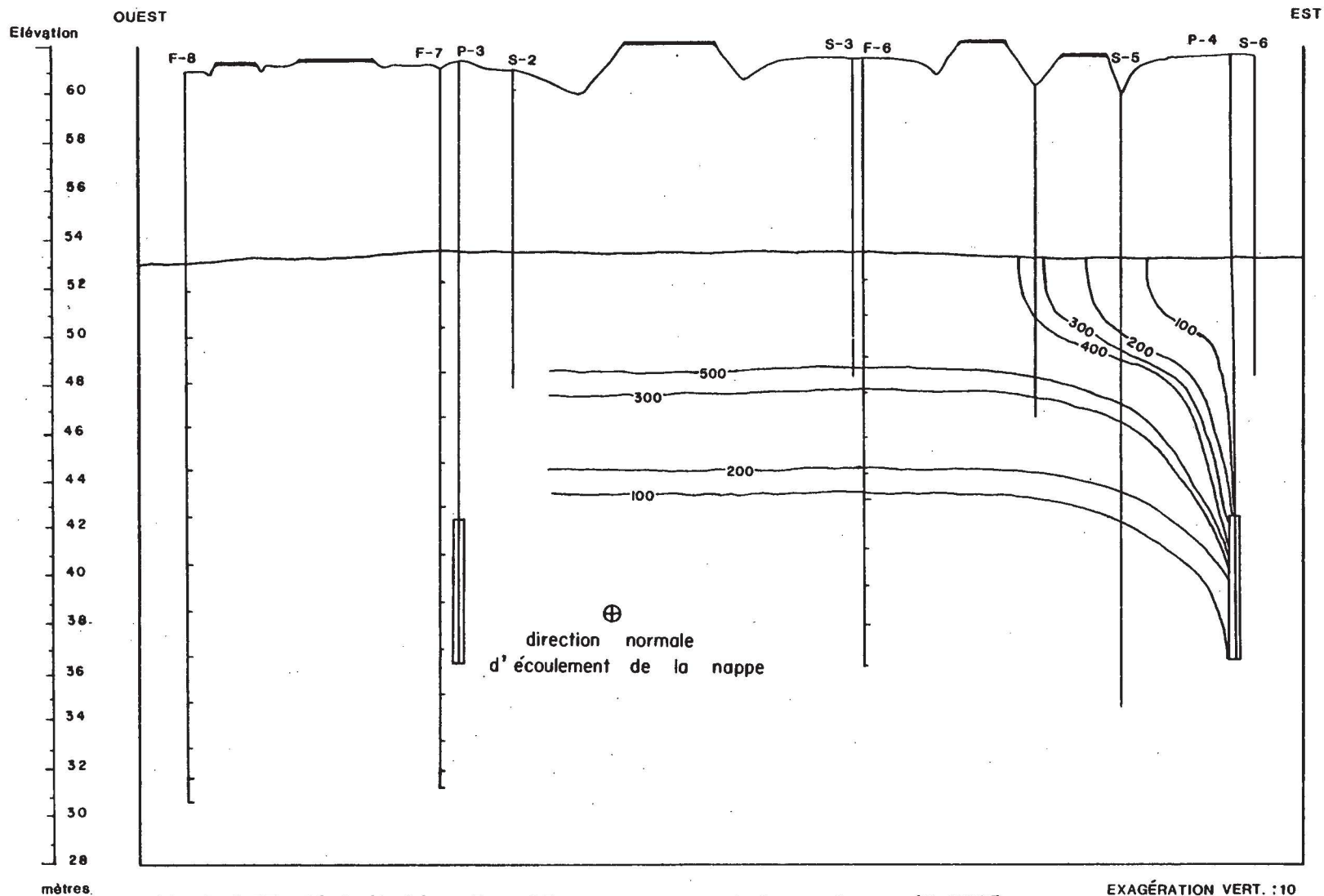
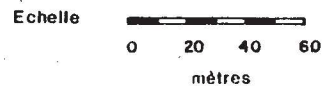


FIGURE 4.17 Distribution des chlorures, coupe est-ouest, avril 1985





TROIS-RIVIÈRES-OUEST  
COUPE NORD-SUD

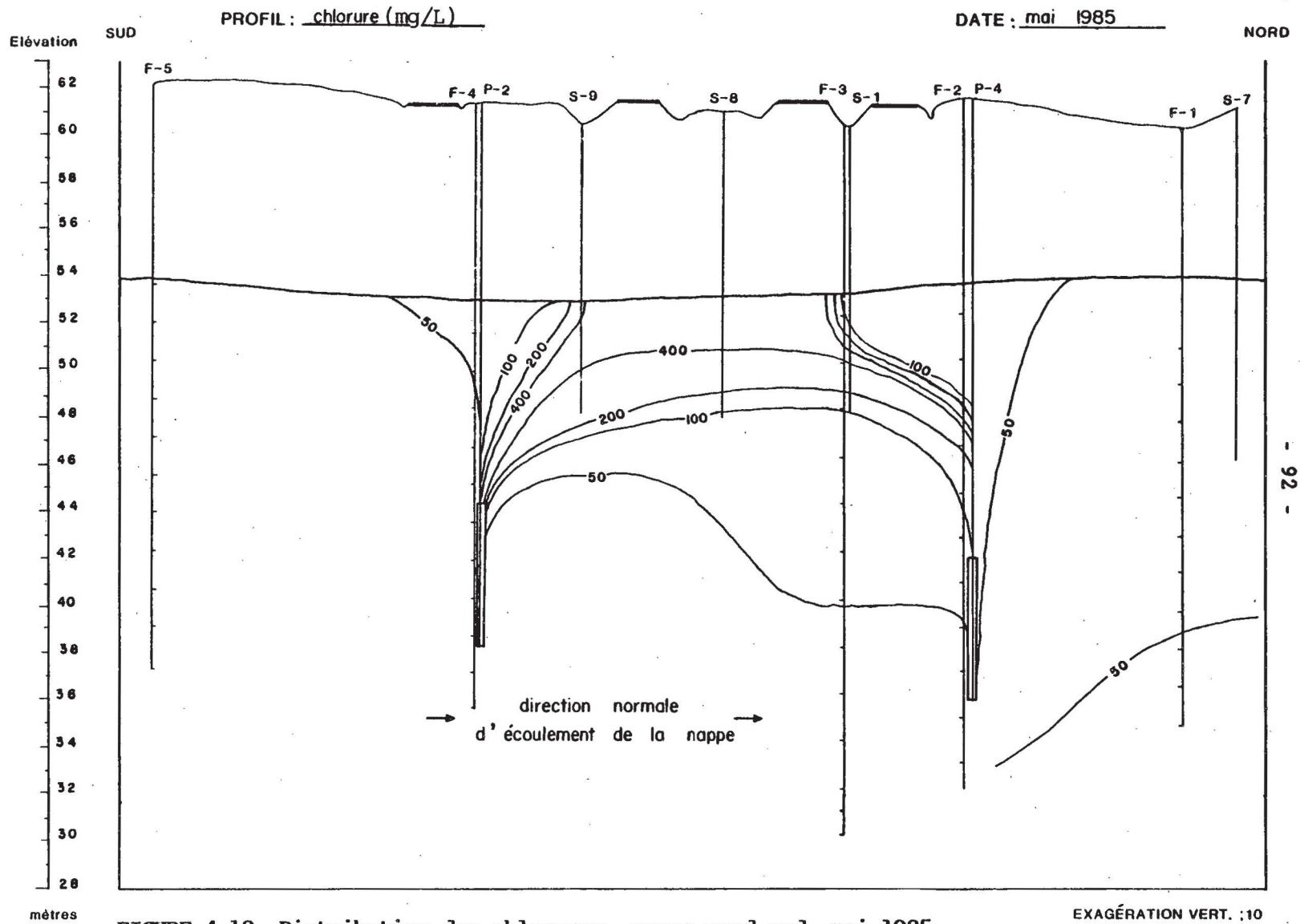
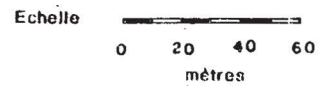


FIGURE 4.18 Distribution des chlorures, coupe nord-sud, mai 1985



TROIS-RIVIERES-OUEST  
COUPE EST-OUEST

PROFIL : chlorure (mg/L)

DATE : mai 1985

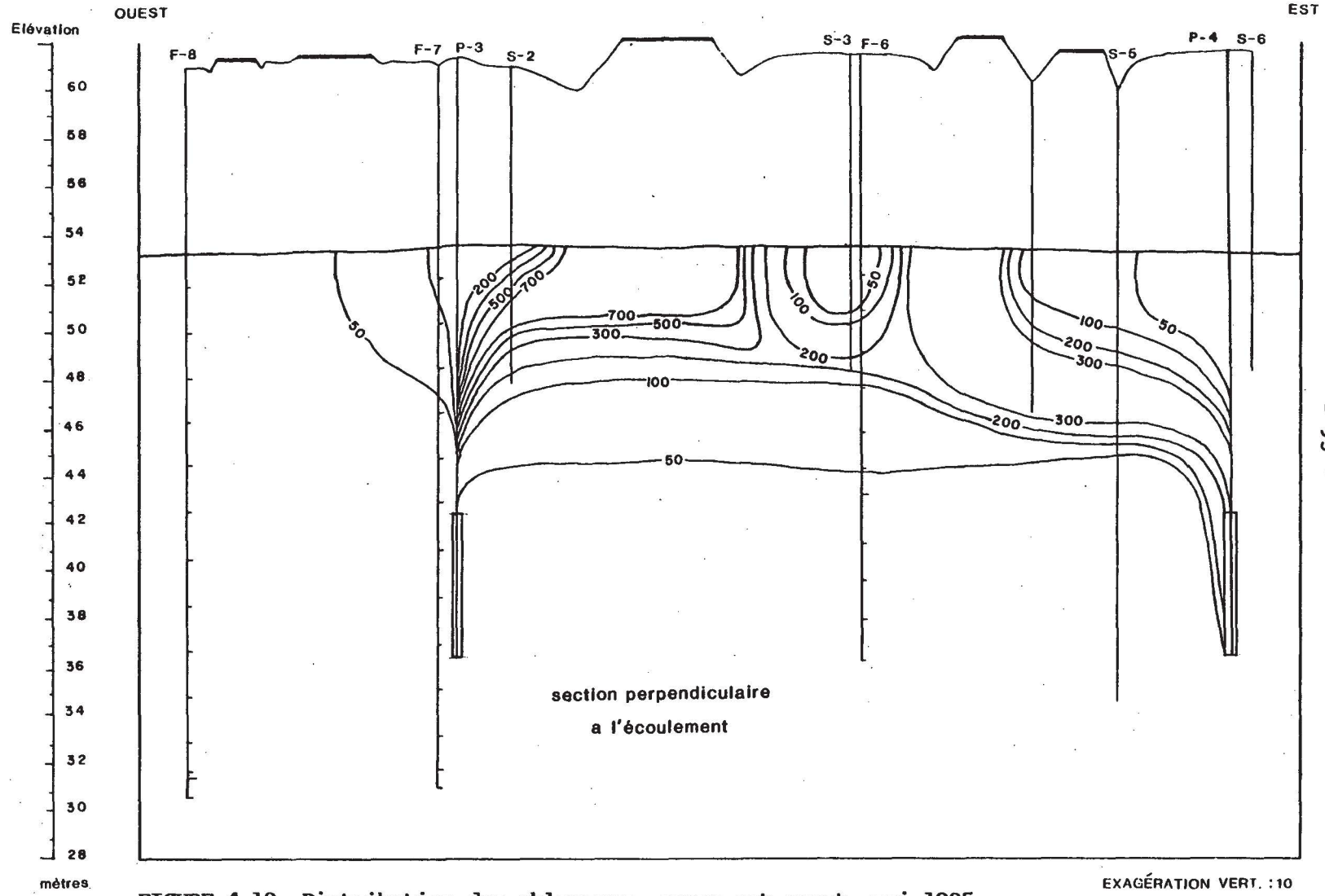


FIGURE 4.19 Distribution des chlorures, coupe est-ouest, mai 1985



TROIS-RIVIERES-OUEST

COUPE NORD-SUD

PROFIL : chlorure (mg/L)

DATE : juin 1985

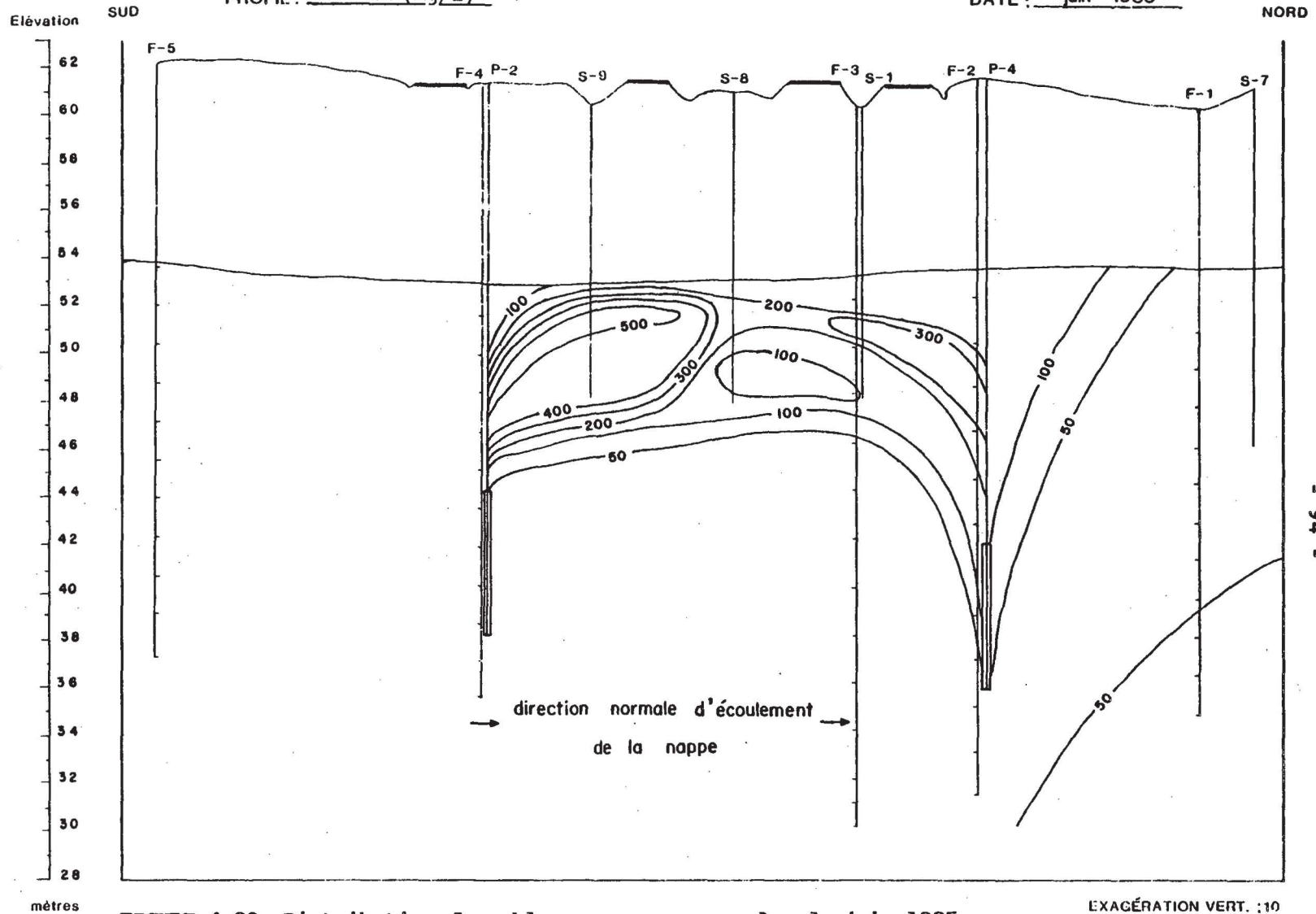
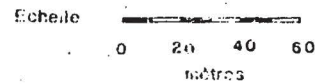


FIGURE 4.20 Distribution des chlorures, coupe nord-sud, juin 1985



EXAGÉRATION VERT. :10

TROIS-RIVIÈRES-OUEST  
COUPE ÉST-OUEST

PROFIL : chlorure (mg/L)

DATE : juin 1985

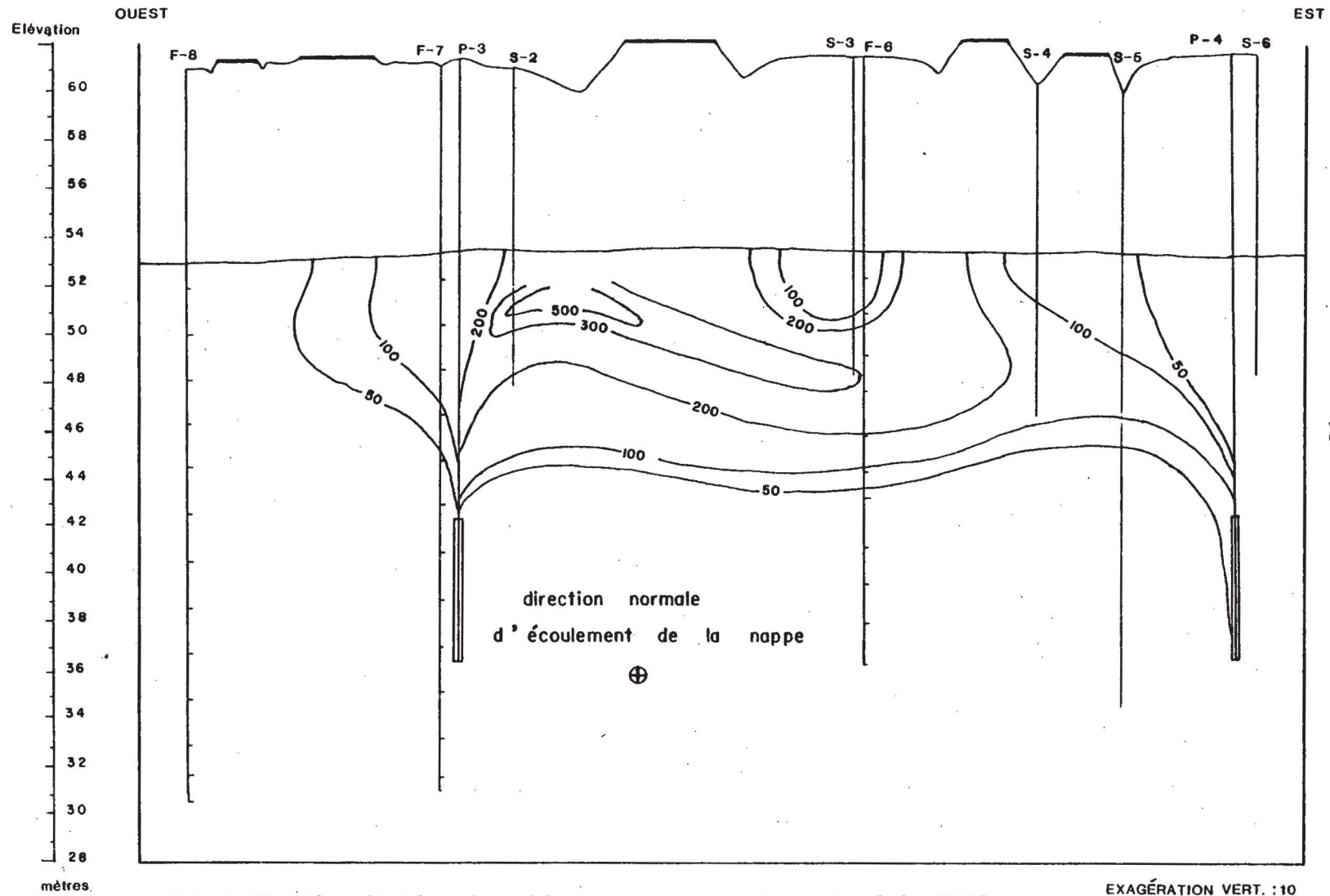
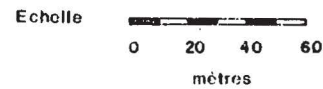


FIGURE 4.21 Distribution des chlorures, coupe est-ouest, juin 1985



TROIS-RIVIERES-OUEST

COUPE NORD-SUD

PROFIL : chlorure (mg/L)

DATE : juillet 1985

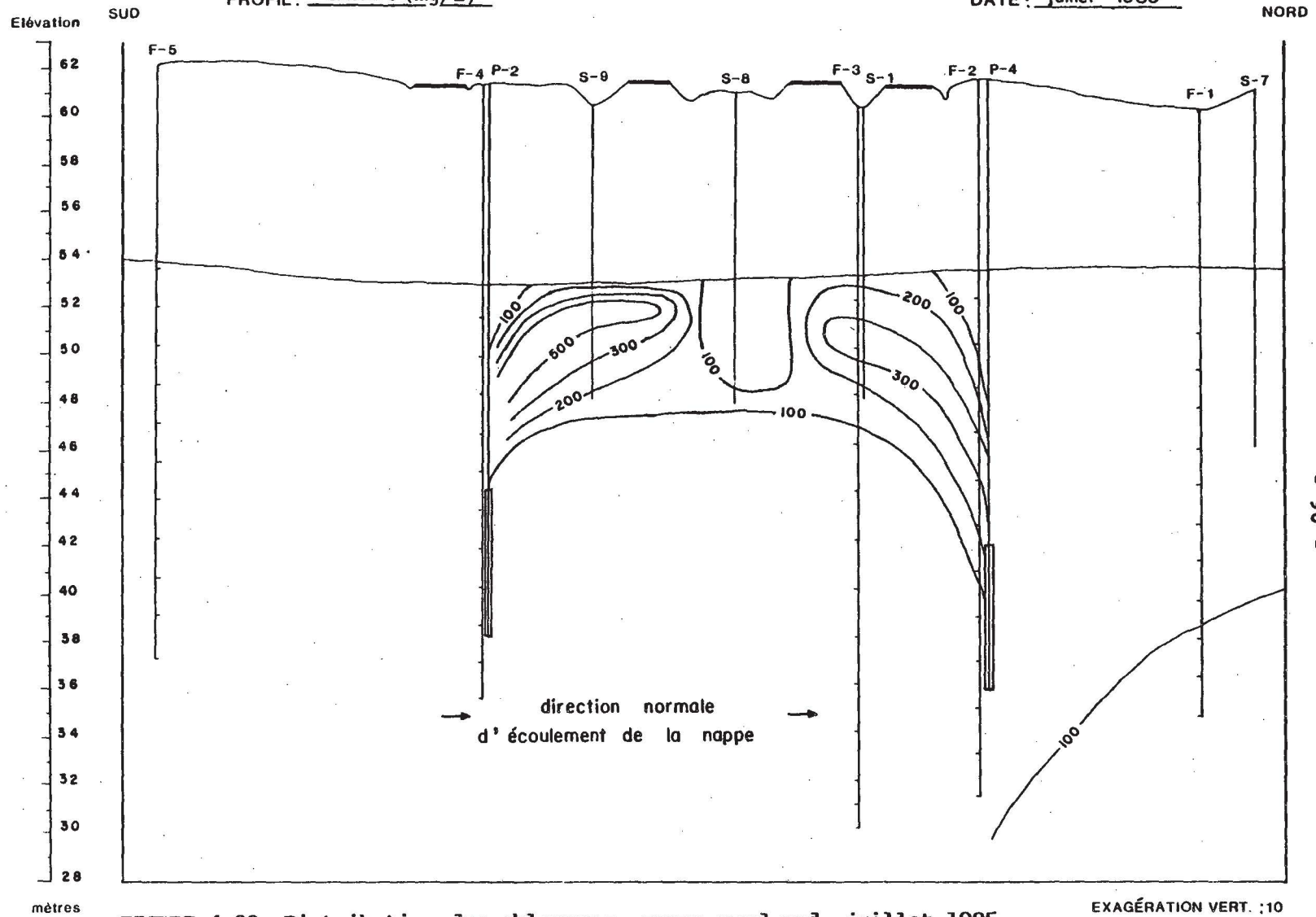
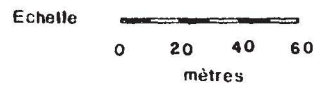


FIGURE 4.22 Distribution des chlorures, coupe nord-sud, juillet 1985





TROIS-RIVIÈRES-OUEST  
COUPE ÉST-OUEST

PROFIL : chlorure (mg/L)

DATE : juillet 1985

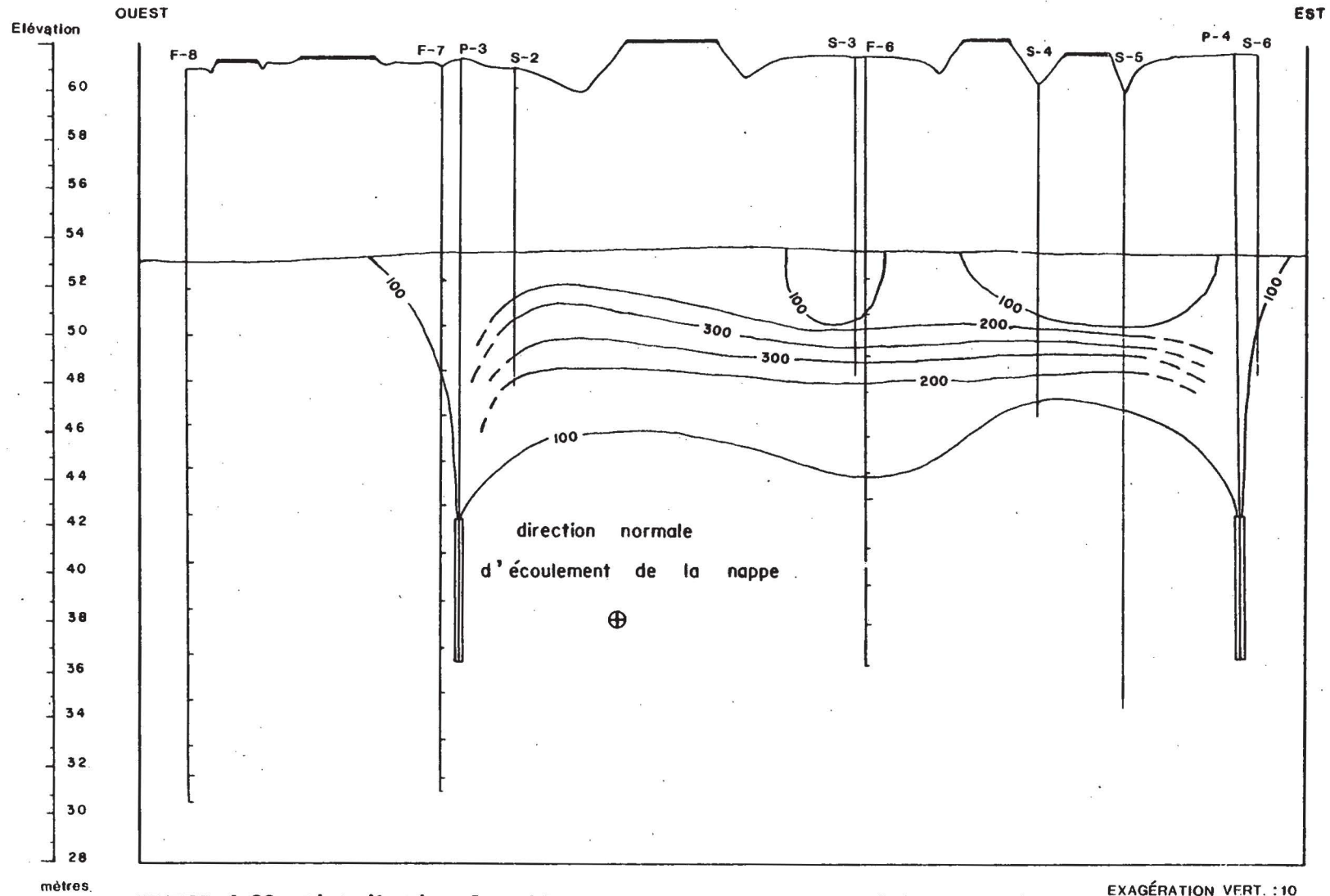


FIGURE 4.23 Distribution des chlorures, coupe est-ouest, juillet 1985

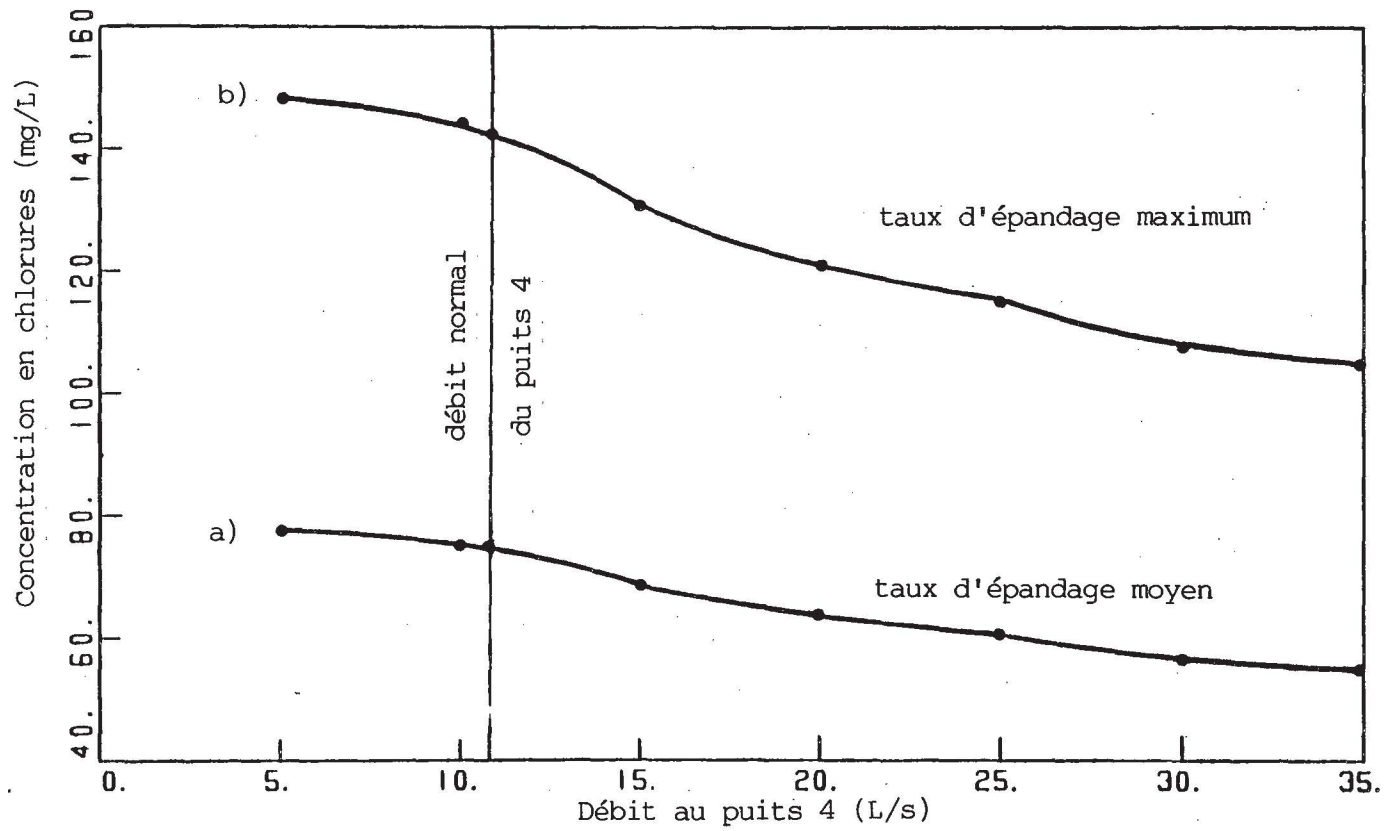


FIGURE 4.24 Concentration en chlorures au puits 4 en fonction de son débit

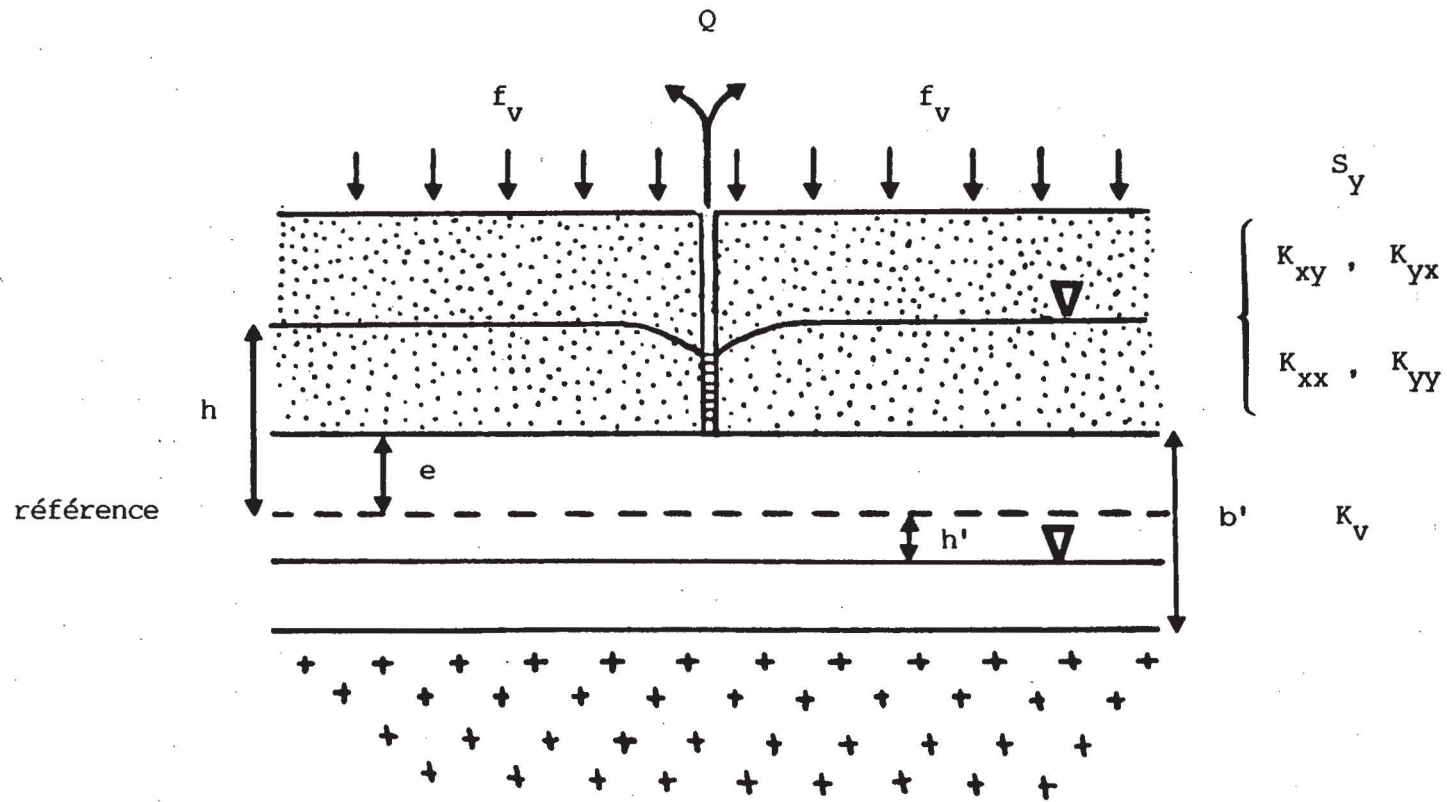


FIGURE 5.1 Illustrations des variables de l'équation de l'écoulement en nappe libre 2-D

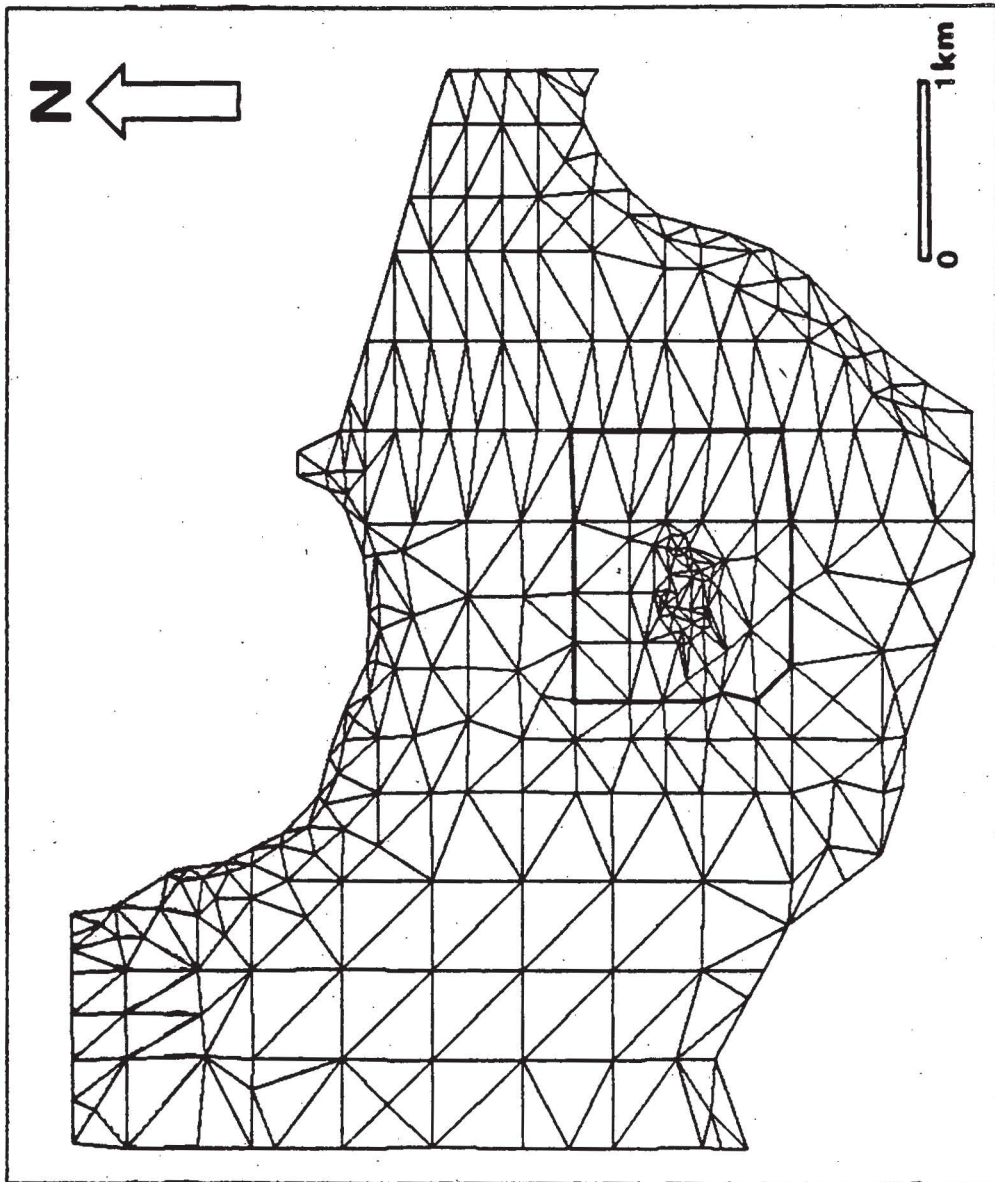


FIGURE 5.2 Grand maillage

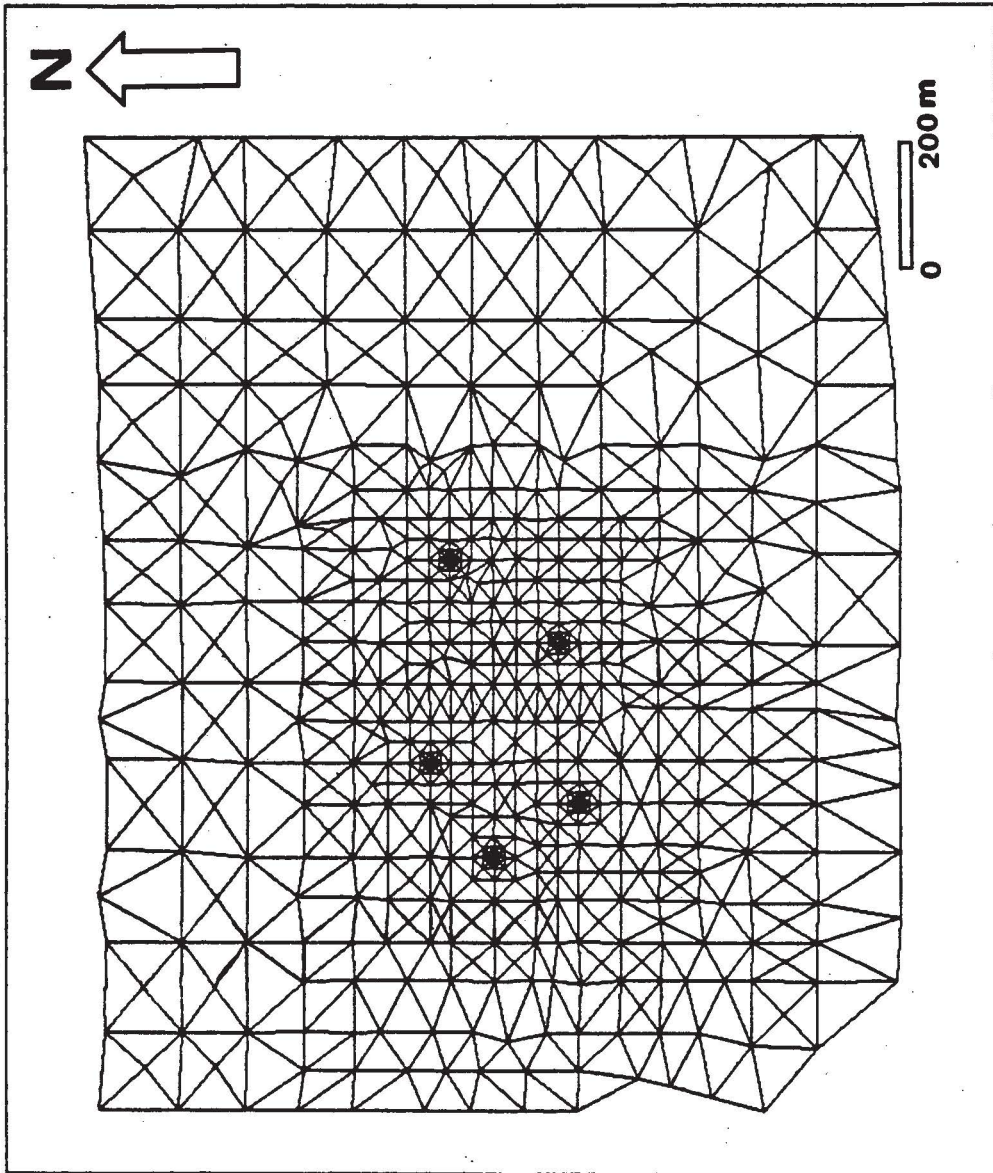


FIGURE 5.3 Petit maillage



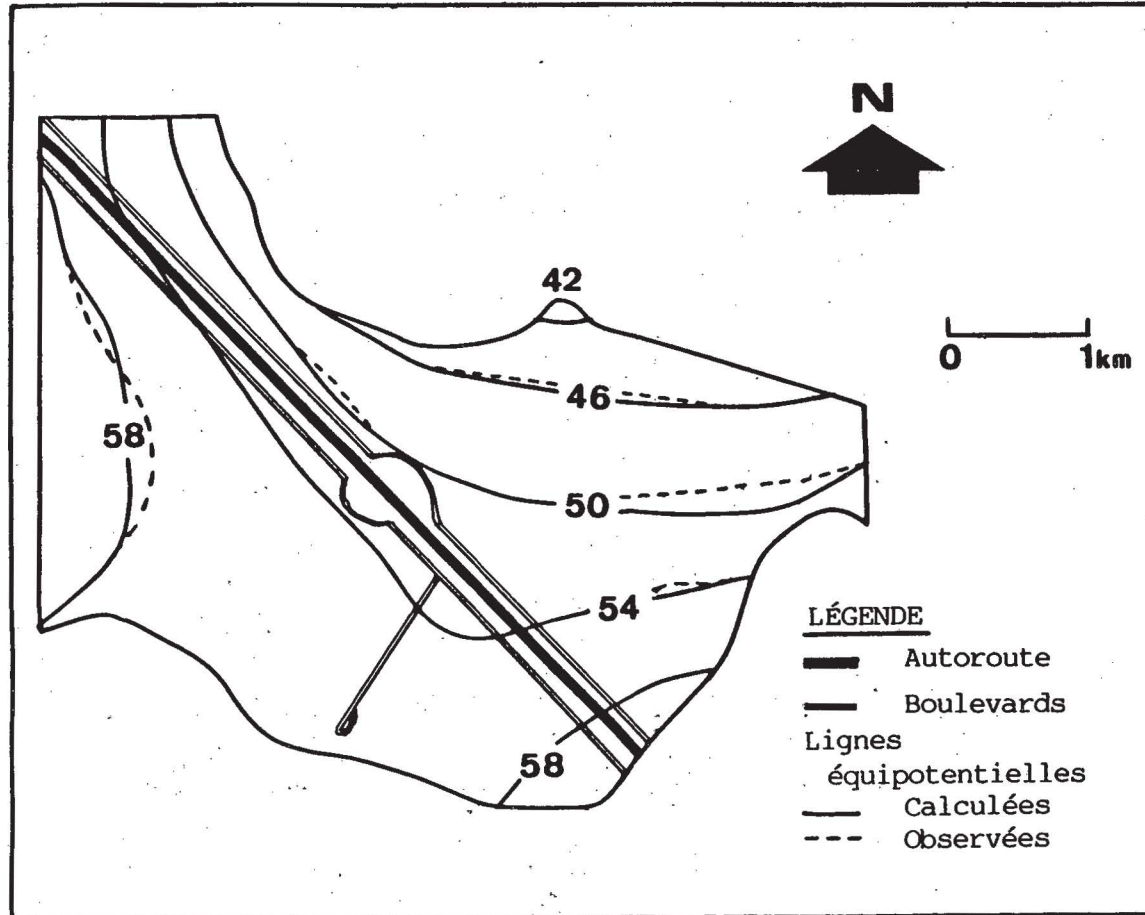


FIGURE 5.4 Charges hydrauliques observées et calculées

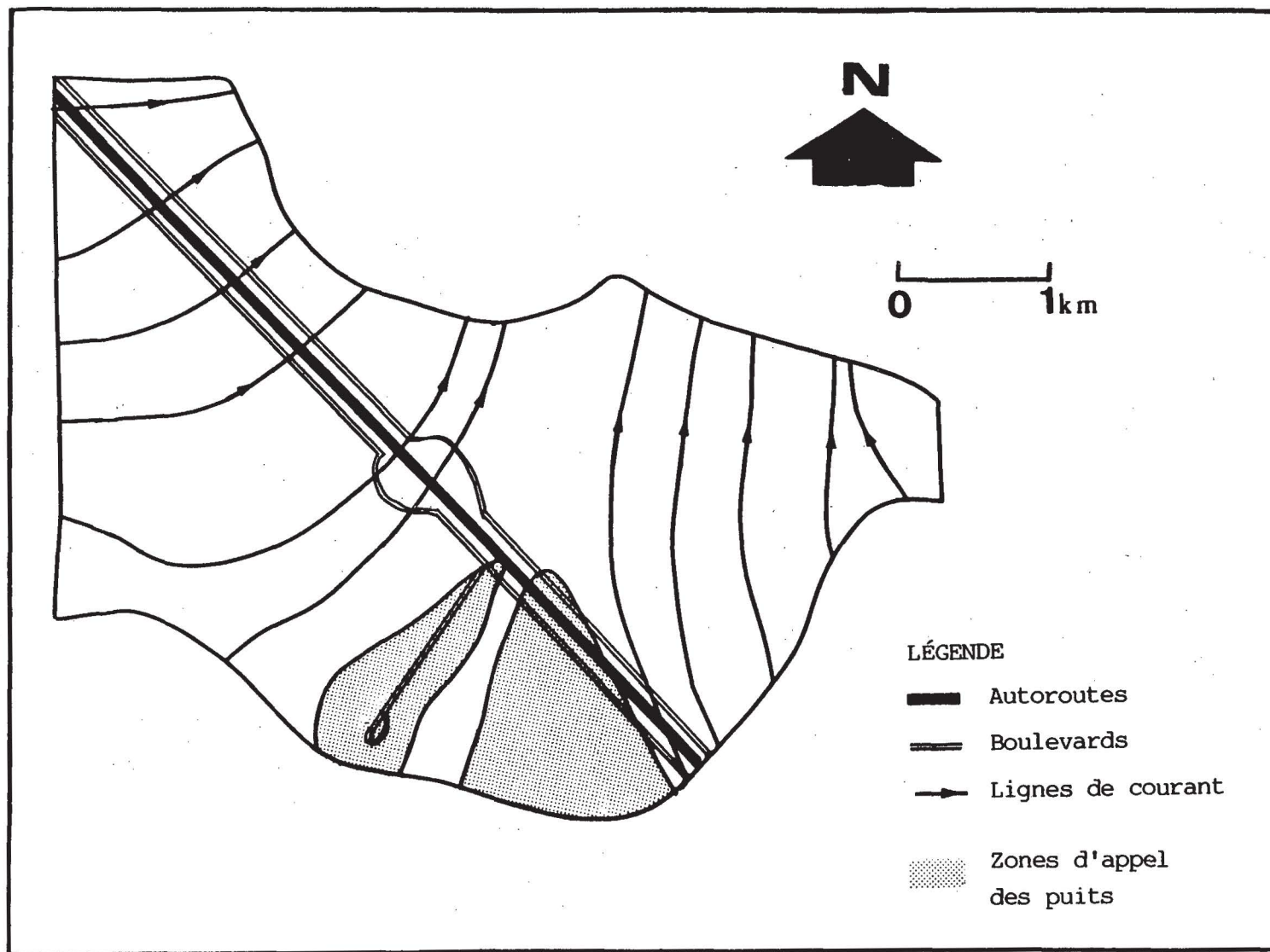


FIGURE 5.5 Écoulement régional de l'eau souterraine

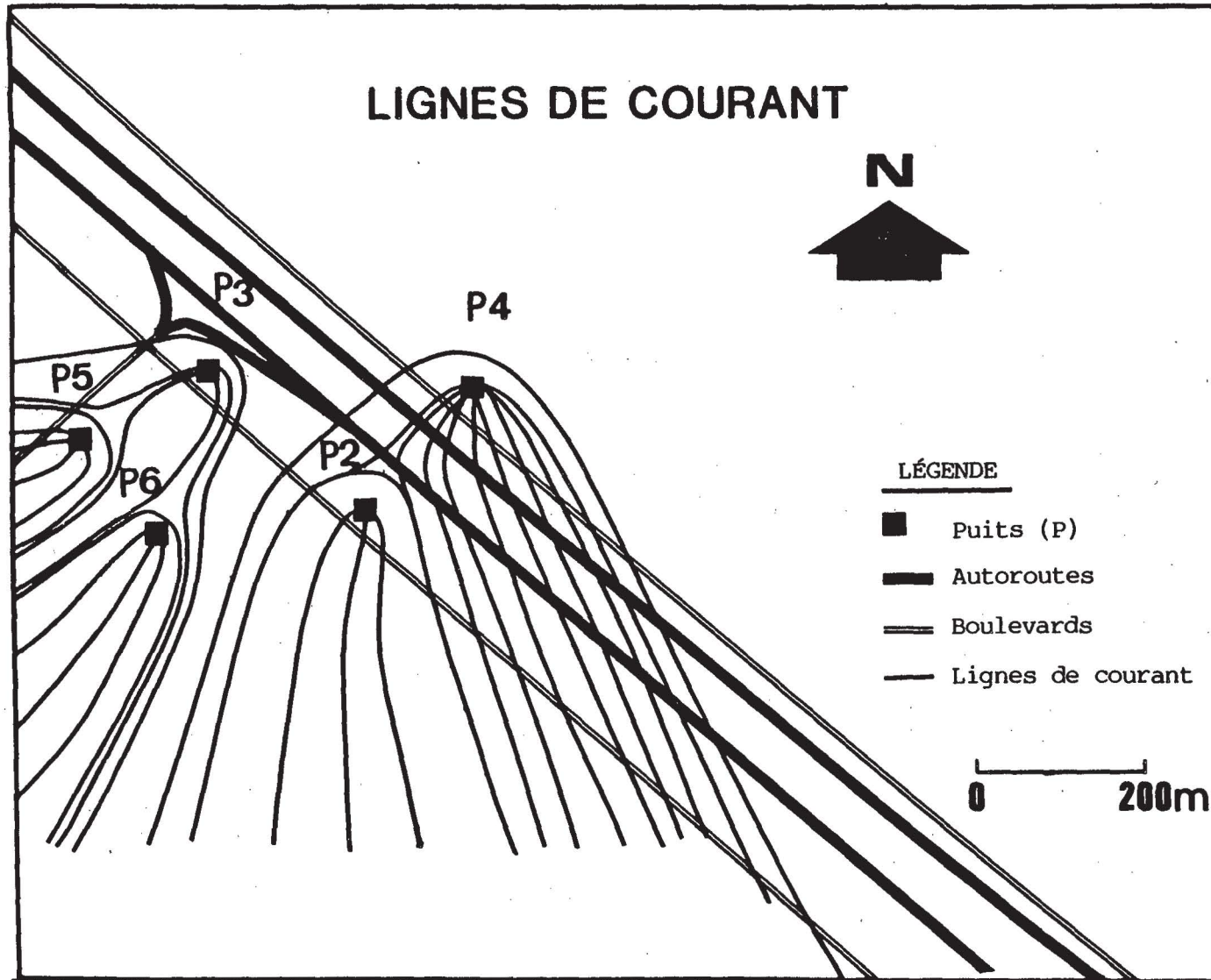


FIGURE 5.6 Écoulement de l'eau souterraine à proximité des puits

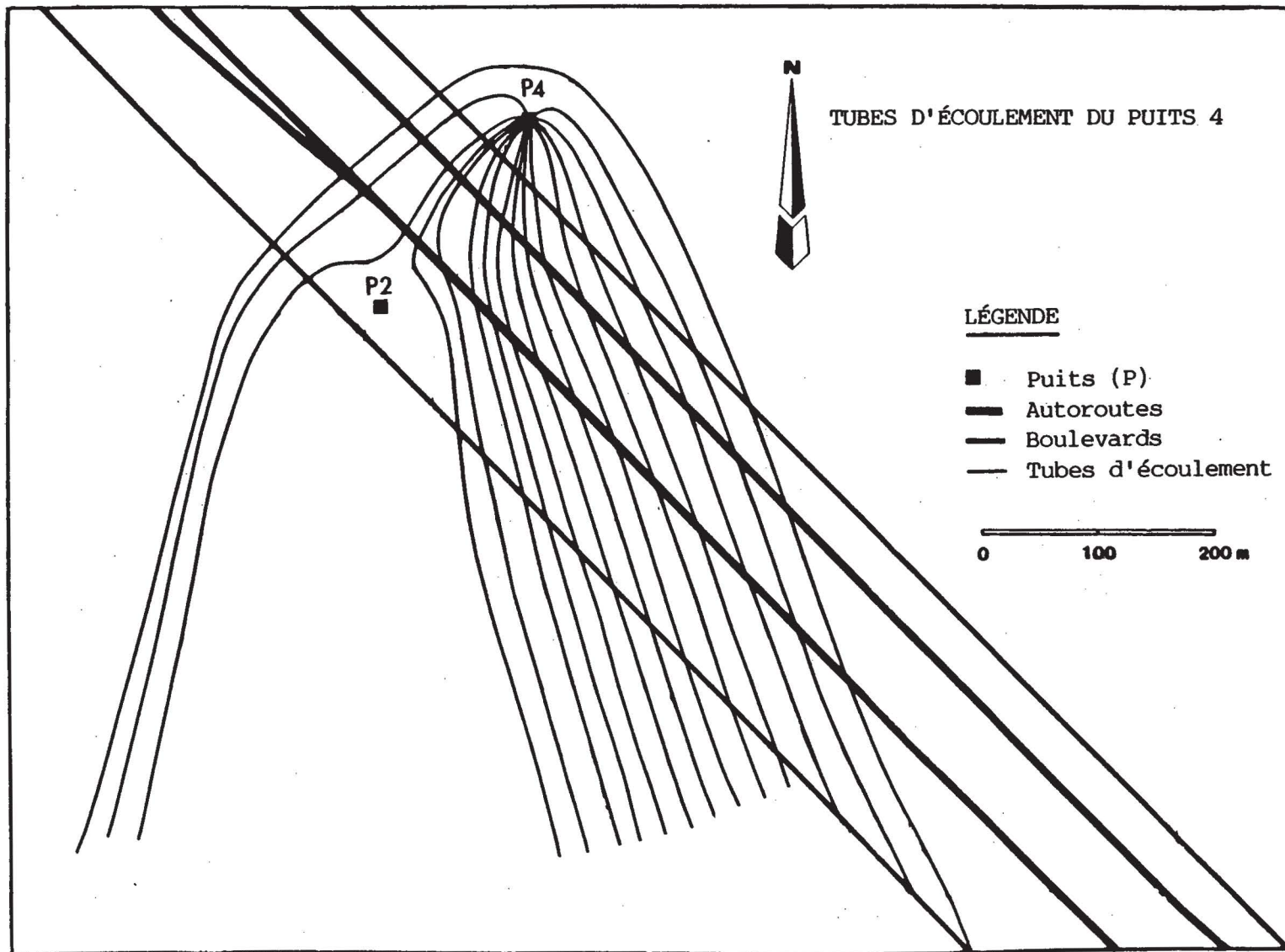


FIGURE 6.1 Zone d'appel du puits 4

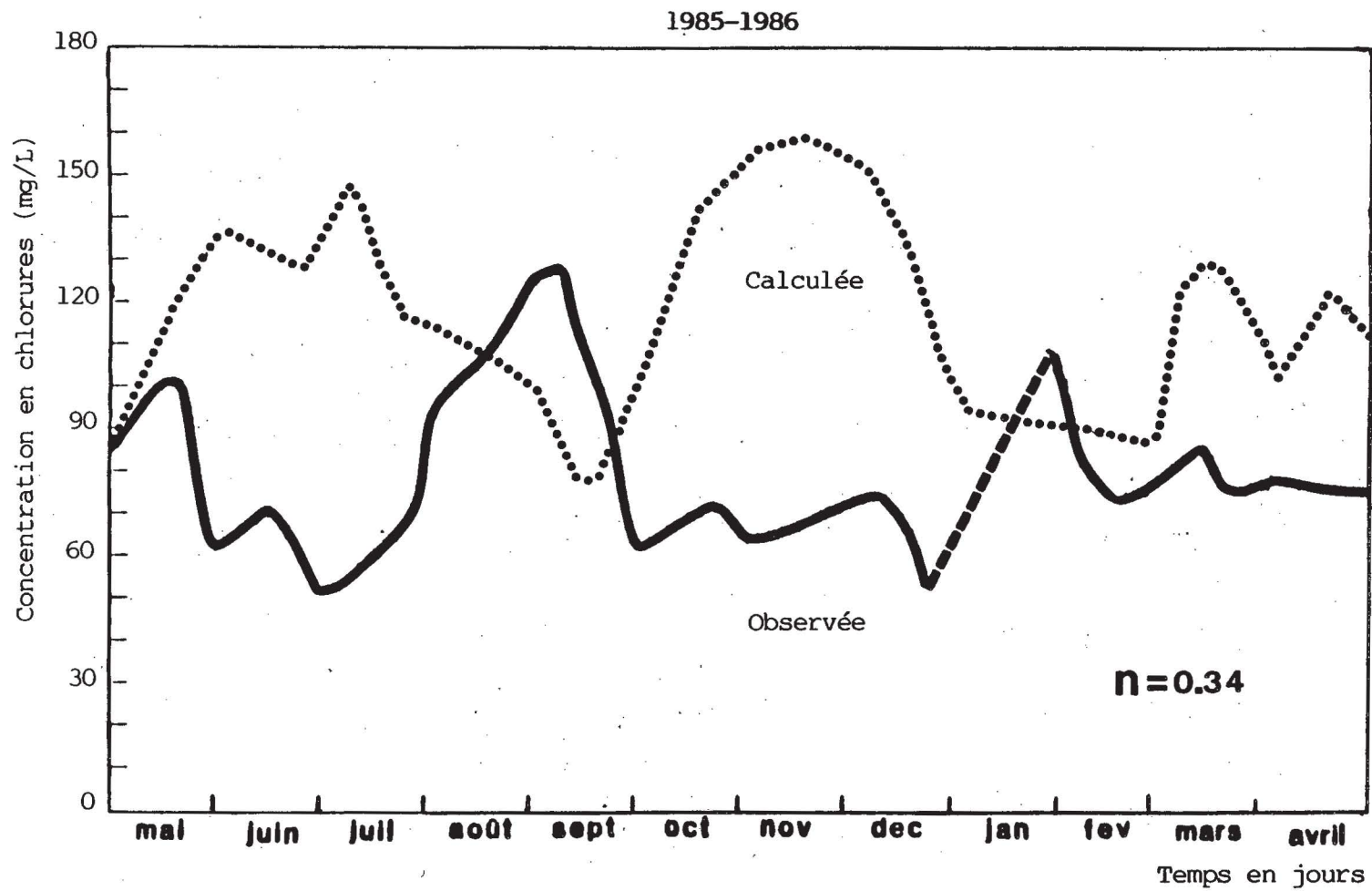


FIGURE 6.2 Variations prédites de la concentration quotidienne en chlorures au puits 4 pour une porosité moyenne de 34%



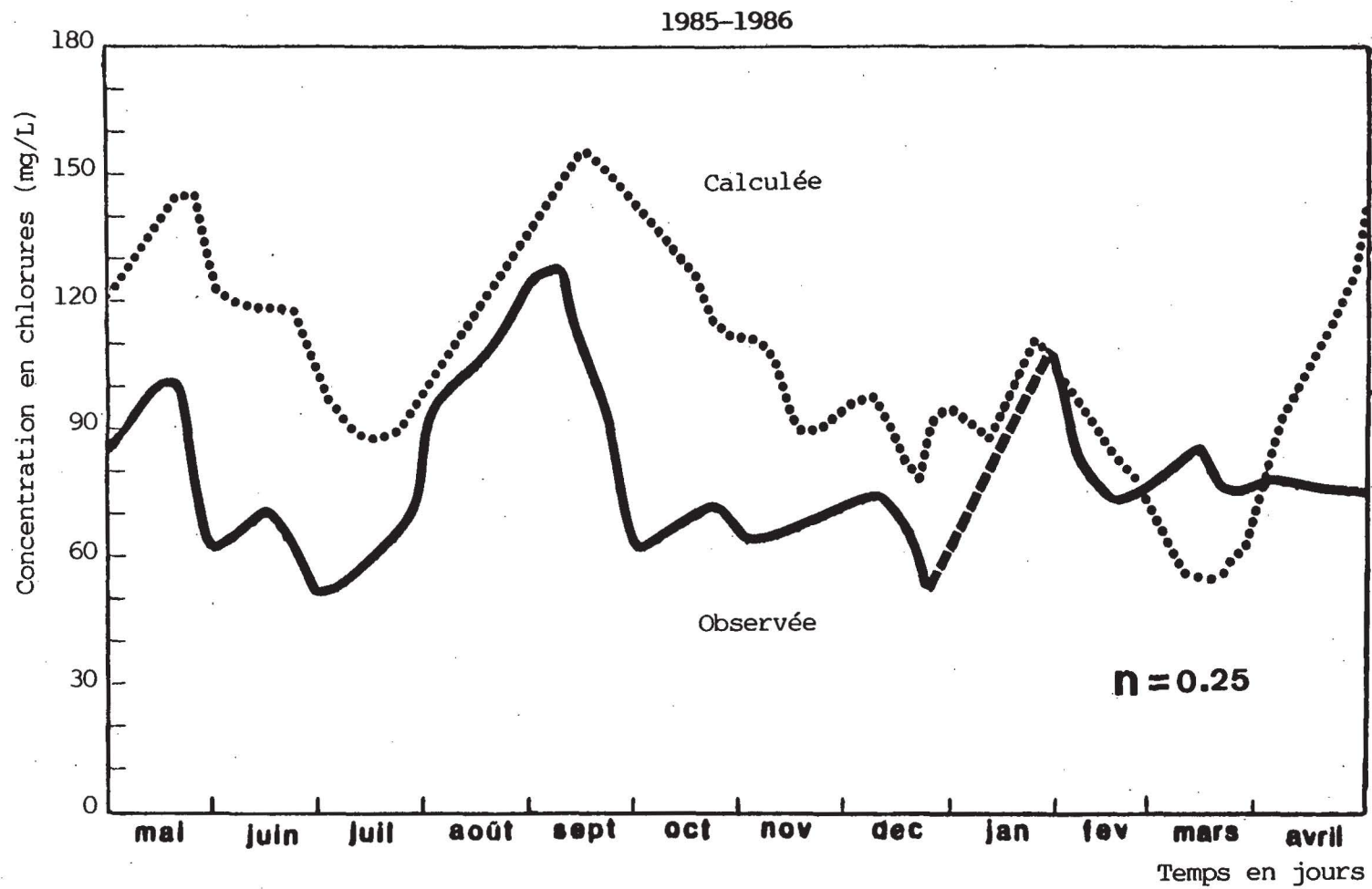


FIGURE 6.3 Variations prédites de la concentration quotidienne en chlorures au puits 4 pour une porosité moyenne de 25%

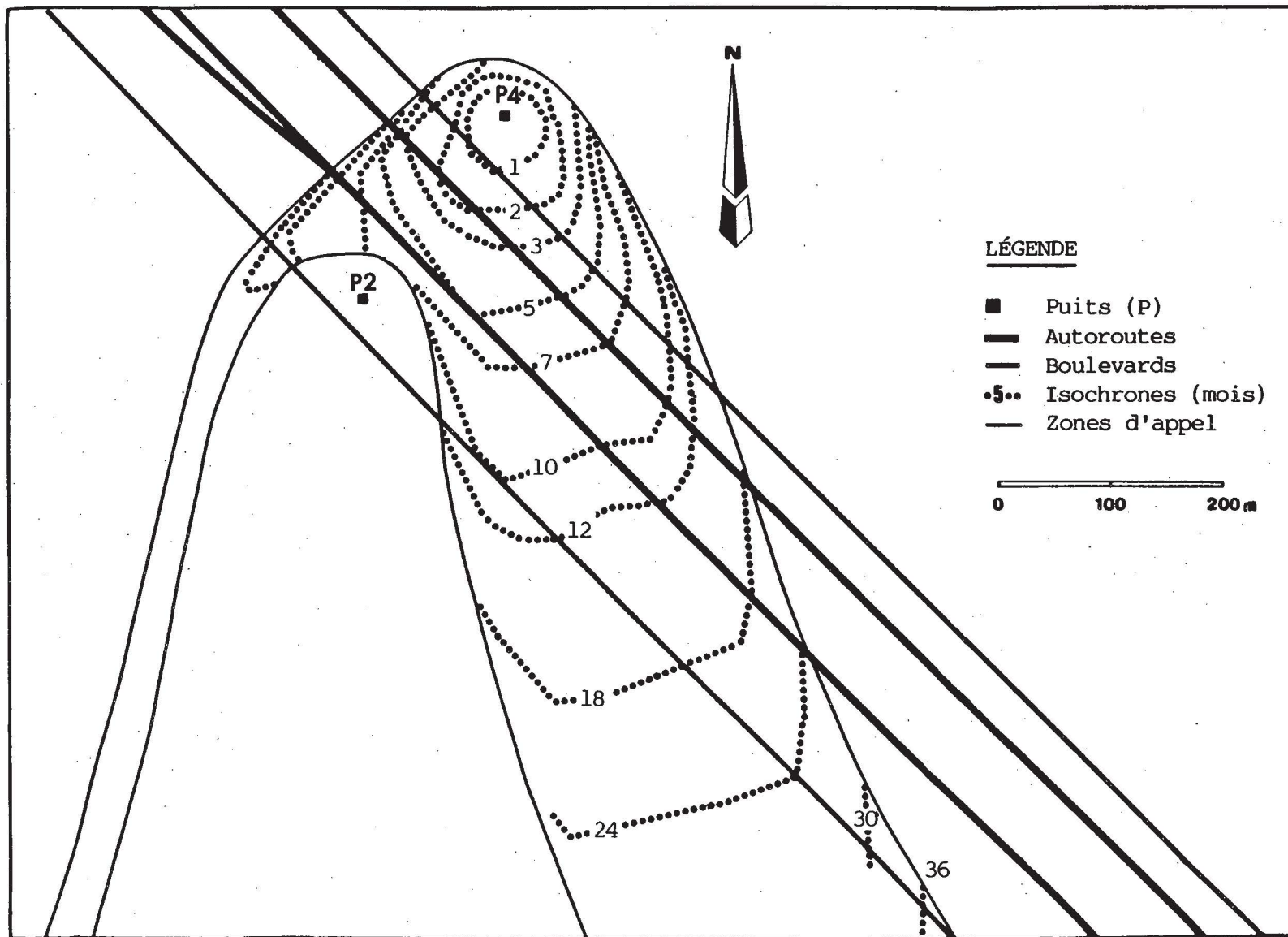


FIGURE 6.4 Temps de parcours de l'eau souterraine avant d'arriver au puits 4

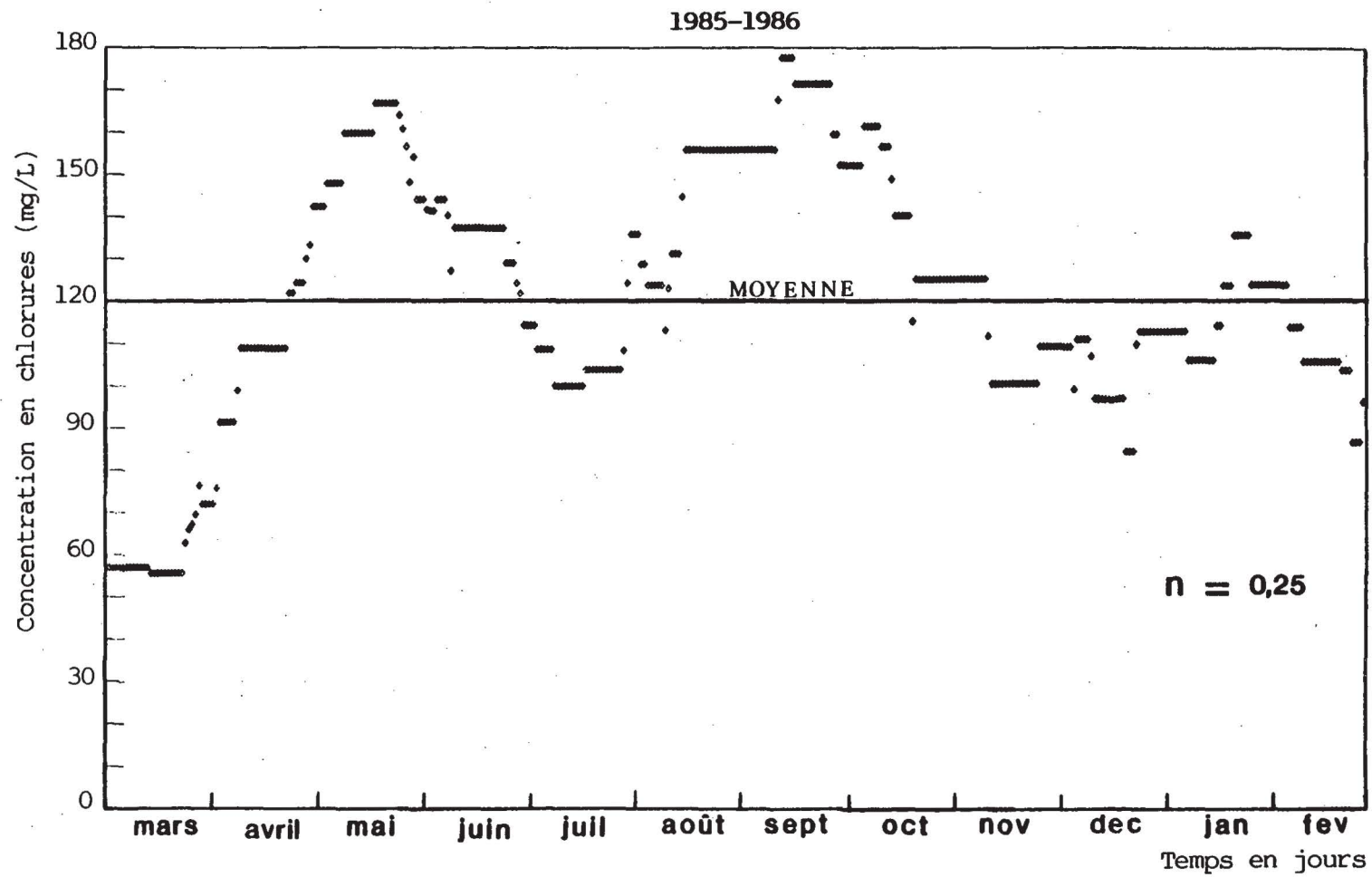


FIGURE 6.5 Concentration quotidienne prédite au puits 4 entre mars 1986 et mars 1987

## ANNEXE

### Concentrations en métaux lourds

Trois métaux lourds ont été analysés en fonction de leur association courante avec les problèmes de contamination le long des autoroutes, ce sont: le cadmium, le plomb et le zinc. À cause de la facilité avec laquelle ces éléments sont généralement adsorbés par les minéraux argileux et la matière organique, on ne s'attend pas normalement à en retrouver en quantités significatives dans l'eau souterraine.

La norme pour le cadmium dans les eaux de consommation est établie à 5 microgrammes par litre. Des 129 mesures de cet élément dans les piézomètres de Trois-Rivières-Ouest, 14 échantillons ont une teneur supérieure aux normes. Ces anomalies ne sont pas systématiques, si l'on excepte toutefois une suite de quatre échantillons prélevés dans le piézomètre 4-2 de mars à juillet 1983. En avril et mai, on a observé respectivement des concentrations de 250 et 500 microgrammes par litre; ce qu'on ne peut expliquer que par une infiltration, le long des parois du forage, d'un volume d'eau de fonte contaminée. Ailleurs, ces valeurs irrégulières sont dispersées dans le temps et l'espace sans excéder beaucoup les valeurs acceptables.

La norme pour le plomb dans l'eau potable est de 50 microgrammes par litre. Seulement huit échantillons ont une teneur supérieure à cette valeur, dont trois proviennent du piézomètre 8-2. Cette situation ne persiste pas dans le temps et nous n'y voyons pas de signes concluants pour indiquer une contamination de l'aquifère. La littérature récente sur le sujet montre que les concentrations en plomb provenant des autoroutes sont limitées à la couche superficielle du sol (moins de 20 centimètres), à cause de la nature particulière des contaminants qui sont ainsi filtrés par le milieu poreux (Watkins, 1981).

Dans le cas du zinc, dont la norme est fixée à 5 mg/l, toutes les teneurs que nous avons déterminées sont très faibles car elles sont inférieures à 0,09 mg/l.



BIBLIOGRAPHIE

- Anderson, M.P., 1979. Using models to simulate the movement of contaminants through groundwater flow systems. Critical reviews in environmental control. Environmental Health Research and Training Center, University of Minnesota, 156 p.
- Audet-Lapointe, M., 1983. Aménagement de la nappe d'eau souterraine du Cap-de-la-Madeleine. Thèse de maîtrise. Département de géologie, Université Laval, 115 p.
- Bear, J., 1972. Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York, 764 p.
- Béland, J., 1961. Shawinigan area, St-Maurice, Champlain and Lavolette counties. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Rapport Géologique no. 97.
- Bell, J.P. et McCulloch, J.S.G., 1969. "Soil moisture estimation by the neutron method in Britain, a further report", Journal of Hydrogeology, vol. 7, pp. 415-423.
- Boulton, N.S., 1963. "Analysis of data from non-equilibrium pumping tests allowing for delayed yield from storage", Proceedings of the Institute of Civil Engineering, vol. 26, pp. 469-482.
- Boulton, N.S., 1954. "Unsteady radial flow to a pumped well allowing for delayed yield from storage", General Assembly of Rome, Tome 2, Groundwater, Publ. no. 37, 472 p., International Association of Hydrogeologists, Washington, D.C.
- Bouwer, H., 1978. Groundwater Hydrology. McGraw-Hill.
- Brutsaert, W., 1970. Immiscible multiphase flow in groundwater hydrology: A computer analysis of the well flow problem, Ph.D. dissertation, Colorado State University, Fort Collins.
- Brutseart, W.F., Breitenbach, E.A. et Sunada, D.K., 1971. "Computer analysis of free surface well flow", Journal of Irrigation and Drainage Division, American Society of Civil Engineer, vol. 97 (IR3), 405 p.
- Bubeck, R.C., Diment, W.R., Deck, B.L., Baldwin, A.L. et Lipton, S.D., 1971. "Runoff of de-icing salt: effect on Irondequoit Bay, Rochester, New York". Science, no. 172, pp. 1128-1132.

- Clark, T.H. et Globenski, Y., 1976. Région de Trois-Rivières. Rapport géologique 164, Ministère des Richesses naturelles, Québec, 87 p.
- Cooley, R.L., 1971. "A finite difference method for unsteady flow in variably saturated porous media: Application to a single pumping well". Water Resources Research, vol. 7, no. 6, pp. 1607-1625.
- Désaulniers, D., Martel, R., Gélinas, P. et Locat, J., 1985. "Étude des effets des sels déglaçants sur l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest: Phase II". Rapport GLG-85-29, Université Laval, Département de géologie, 351 p.
- Deutsch, M., 1963. "Groundwater contaminations and legal controls in Michigan". Water Supply Paper, no. 1691, United States Geological Survey, 79 p.
- Dhatt, G. et Touzot, G., 1981. Une présentation de la méthode des éléments finis. Maloine S.A. Editeur. Paris, France. 543 p.
- Diment, W.H., Bubeck, R.C. et Beck, B.L., 1973. "Some effects of de-icing salts on Irondequoit Bay and its drainage basin". Highway Research Record Report, no. 425, pp. 23-35.
- dos Santos, A.G., Jr. et Youngs, E.G., 1969. "A study of the specific yield in land drainage situations". Journal of Hydrology, vol. 8, no. 1, 59 p.
- Dupuit, J., 1863. Études théoriques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et à travers les terrains perméables. Dunod, Paris.
- Field, R., Strizeslu, Jr., E.J., Masters, H.E. et Tafuri, A.N., 1974. "Water pollution and associated effects from street salting". Journal of Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, no. 100, pp. 459-477.
- Freeze, R.A. et Cherry, J.A., 1979. Groundwater. Prentice Halls, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A., 604 p.
- Gadd, N.R., 1971. "Pleistocene geology of the central St. Lawrence Lowland". Geological Survey of Canada Memoir 359, 153 p.
- Gélinas, P.J., Locat, J. et Rousseau, M., 1983. "Recherche sur les effets des sels déglaçants sur l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest, Rapport d'étape sur l'instrumentation et la revue de la littérature". Département de géologie, Université Laval, Rapport GLG-83-07, 85 p.

- Gélinas, P.J. et Locat, J., 1988. "Movement of road salt solutes in an aquifer, Trois-Rivières-Ouest, Québec, Canada". Soumis pour publication au Journal Canadien des Sciences de la Terre.
- Gélinas, P., Locat, J. et Martel, R., 1987. Simulation du transport des sols déglaçants dans l'aquifère de Trois-Rivières Ouest: observations et modèle. Conférenciers invités au Congrès du 100<sup>e</sup> anniversaire de l'Institut Canadien des Ingénieurs, Montréal, mai 1987, 20 p.
- Gelhar, L.W. et Wilson, J.L., 1974. "Groundwater Quality Modeling". Groundwater, vol. 12, no. 6, nov.-dec., p. 399-408.
- Germain, D. et Frind, E., 1983. Parametric study of salt transport in Trois-Rivières aquifer. Department of Earth Sciences, University of Waterloo, soumis à J. Locat et P. Gélinas du Groupe de Géologie de l'Ingénieur, Université Laval, 39 p.
- Hahne, H.C.H. et Kroontje, W., 1973. "Significance of pH and chloride concentration on behaviour of heavy metal pollutants: mercury (II), cadmium (II), zinc (II), and lead (II)". Journal of Environmental Quality, vol. 2, pp. 44-450.
- Halde, J., 1983. Utilisation de la résistivité électrique de surface pour l'évaluation quantitative des propriétés hydrauliques des aquifères de sable et de gravier. Thèse de maîtrise, Département de géologie, Université Laval.
- Hantush, M.S., 1964. "Hydraulics of Wells". Advances in Hydro-Science, vol. 1, Academic Press Inc., New York, U.S.A.
- Hvorslev, M.J., 1951. "Time lag and soil permeability in groundwater observations, U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experimental Station". Vicksburg Mississippi, Bull., no. 36, 50 p.
- Huling, E.E. et Hollocher, T.C., 1972. "Groundwater contamination by road salt: steady state concentration in East Central Massachussetts". Science, no. 176, pp. 288-290.
- Hutchinson, F.E., 1969. The influence of salts applied to highways on the levels of sodium chloride ions present in water and soil samples. Project No. A007-ME, Project completion report, July 1965/June 1969.
- Hutchinson, F.E., 1979. "Environmental pollution from highway de-icing compound". Journal of New England Water Works Association, vol. 93, pp. 127-135.
- Johnson, A.I., 1967. "Specific Yield-Compilation of Specific Yield for Various Materials", United State Geological Survey Water-Supply Paper, no. 1662-D, 74 p.



- Johnson, A.I. et Morris, D.A., 1962. "Physical and hydrologic properties of water bearing deposits from core holes in the Las Banos-Kettleman City Area, California". United State Geological Survey, Open-File Dept., Denver, Colorado.
- Johnson, A.I., Prill, C. et Morris, D.A., 1964. "Specific yield, column drainage and centrifuge moisture content". United States Geological Survey Paper 1662-A, 60 p.
- Kroszynski, U.I. et Dagan, G., 1975. "Well Pumping in unconfined aquifers: The influence of the unsaturated zone". Water Resources Research, vol. 3, no. 11, pp. 479-490.
- Kruseman, G.P. et de Ridder, N.A., 1979. "Analysis and Evaluation of Pumping Test Data". International Institute on Land Reclamation and Improvement Bull., vol. 11, Wageningen, The Netherlands.
- Locat, J., 1982. Contribution à l'étude de l'origine de la structuration des argiles sensibles de l'Est du Canada. Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, p. 24.
- Locat, J. et Gélinas, P.J., 1984. "Recherche sur les effets des sels déglaçants sur l'aquifère de Trois-Rivières-Ouest. Rapport final". Rapport GLG-84-09, Université Laval, Département de géologie.
- Luebs, R.E., Charles, R. et Smith, P.W., 1968. "Influence of the physical and chemical properties of soil on measurements of water content using neutron probes". Soil Science, vol. 106, no. 6, pp. 206-212.
- Marais, P.G. et Smiths, W.B. de V., 1962. "Effect of bulk density and of hydrogen in forms other than free water on the calibration curve of the neutron moisture meter". South African Journal of Agriculture Science, vol. 5, no. 2, pp. 225-238.
- Martel, R., Gélinas, P. et Locat, J., 1986. "Modélisation de l'effet des sels déglaçants sur la qualité de l'eau souterraine à Trois-Rivières-Ouest, Québec". Rapport GLG-86-40. Département de géologie, Université Laval, 91 p.
- McWhorter, D. et Sunada, D.K., 1977. Ground-Water Hydrology and Hydraulics Water Resources, Publications Colorado.
- Mercer, J.W. et Faust, C.R., 1981. Group water modeling geotrans. Ing. Reston, Virginia, U.S.A., 60 p.
- Miller, D.W., Deluca, F.A. et Tessier, T.L., 1974. "Groundwater

- contamination in the Northeast States". Environmental Protection Agency, Technology Series Report EPA-660/2-74-056, 325 p.
- Neuman, S.P., 1972. "Theory of flow in unconfined aquifers considering delayed response of the water table". Water Resources Research, vol. 8, no. 4, pp. 1031-1045.
- Neuman, S.P., 1973. "Supplementary comments on 'Theory of flow in unconfined aquifers considering delayed response of the water table'", Water Resources Research, vol. 9, no. 4, pp. 1102-1103.
- Neuman, S.P., 1974. "Effect of partial penetration on flow in unconfined aquifers considering delayed gravity response". Water Resources Research, vol. 10, no. 2, pp. 303-312.
- Neuman, S.P., 1975a. "Analysis of pumping test data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response". Water Resources Research, vol. 11, no. 2, pp. 329-342.
- Neuman, S.P., 1975b. Galerkin approach to saturated-unsaturated flow in porous media, in finite elements in fluids. Vol. 1, edited by R.H. Gallagher, J.T. Oden, C. Taylor, and O.C. Zienkiewicz, John Wiley, New York.
- Neuman, S.P., 1979. "Perspective on 'Delayed yield'". Water Resources Research, vol. 15, no. 4, pp. 899-908.
- Newman, S.P., Feedes, S.P. et Bresler, E., 1974. Finite element simulation of flow in saturated-unsaturated soils considering water uptake by plants. Project ALO-SWC-77, Hydrodyn. and Hydraul. Eng. Lab., Israel Inst. of Technol., Haifa, Israel.
- Nwankwor, G.I., Cherry, J.A. et Gillham, R.W., 1984. "A Comparative Study of Specific Yield Determinations for a Shallow Sand Aquifer". Groundwater, vol. 22, no. 6, nov.-dec., pp. 764-772.
- Occhietti, S., 1980. "Le Quaternaire de la région de Trois-Rivière/Shawinigan, Québec, contribution à l'étude paléogéographique de la vallée moyenne du St-Laurent et corrélations stratigraphiques". Paléo-Québec, no. 10, 208 p.
- Orellana, M.M. et Mooney, 1966. Master curves and tables for vertical electrical sounding over largered structures. Interciencia Costanilla de Los Angeles, no. 15, Madrid, 160 p.
- Pollock, S.J. et Toler, L.G., 1973. "Effects of de-icing salts on groundwater and water supplies in Massachusetts". Highway Research Board, Washington, D.C., pp. 17-22.
- Prickett, T.A., 1965. "Type-curve solution to aquifer tests under water table conditions". Ground Water, vol. 3, no. 3, pp. 5-14.



- Remson, I. et S.M. Lang, 1955. "A pumping-test method for the determination of specific yield". Transaction of American Geophysical Union, vol. 36, no. 2, pp. 321-325.
- Rich, A.E., 1973. "Some effects of de-icing chemicals on roadside trees". Highways Research Record Report, no. 425, Highway Research Board. Washington, D.C., pp. 14-16.
- Rushton, K.R. et Howard, K.W.F., 1982. "The unreliability of open observation boreholes in unconfined aquifer pumping tests". Ground Water, vol. 20, no. 5, pp. 546-550.
- Schraufnagel, F.M., 1967. "Pollution aspects associated with chemical de-icing". Highway Research Report, no. 193, pp. 22-33.
- Scott, W.S., 1979. "Road de-icing salts in an urban stream and flood control reservoir". Water Resources Bulletin, vol. 2, no. 15, pp. 1733-1742.
- Simard, G. et Desrosiers, R., 1980. Qualité des eaux souterraines du Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Service des eaux souterraines, 161 p.
- Stallman, R.W., 1971. "Aquifer-test design, observation and data analysis". Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey, Chapter B1, Govt. Printing Office, Washington, D.C.
- Streltsova, T.D., 1976. "Comments on 'Analysis of pumping test data from anisotropic unconfined aquifers considering delayed gravity response' by Shlomo P. Neuman". Water Resources Research, vol. 12, no. 1, pp. 113-114.
- Streltsova, T.D. et Rushton, K.R., 1973. "Water table drawdown due to a pumped well in an unconfined aquifer". Water Resources Research, vol. 9, no. 1, pp. 236-242.
- Streltsova, T.D., 1972a. "Unconfined aquifer and slow drainage". Journal of Hydrology, vol. 16, 117 p.
- Streltsova, T.D., 1972b. "Unsteady radial flow in an unconfined aquifer". Water Resources Research, vol. 8, no. 4, pp. 1059-1066.
- Streltsova, T.D., 1973. "Flow near a pumped well in an unconfined aquifer under nonsteady conditions". Water Resources Research, vol. 9, no. 1, pp. 227-235.
- Sudicky, E.A., Cherry, J.A. et Frind, E.O., 1983. "Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study, 4. A

- natural-gradient dispersion test". In: J.A. Cherry (Guest Editor), Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. Journal of Hydrology, vol. 63, no. 1/2, pp. 81-108.
- Teck-Eau Inc., 1980. Ville de Trois-Rivières-Ouest: Étude hydrogéologique préliminaire. Teck-Eau Inc., Victoriaville, Québec, 61 p.
- Theis, C.V., 1935. "The relationship between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage". Eos Transaction AGU, vol. 16, 519.
- Therrien, P. et Martel, R., 1986. "Présentation d'un modèle par éléments finis permettant le calcul des charges hydrauliques et des vitesses de Darcy dans un aquifère à nappe libre". Rapport GLG-86-14, Département de géologie, Université Laval, 57 p.
- Throntwaite, C.W., 1954. "A re-examination of the concept and measurement of potential vapotranspiration". Climate, vol. 7.
- Todd, D.K., 1980. Groundwater Hydrology. Second Ed., John Wiley and Sons, Inc., New York, 535 p.
- Toler, L.G. et Pollock, S.J., 1974. "Retention of chloride in the unsaturated zone". Journal Research United States Geological Survey, vol. 2, no. 1, jan.-feb., pp. 119-123.
- Tremblay, P.R., 1975. The optimized management of the Cap-de-la-Madeleine aquifer by means of a digital model. University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Vachaud, G., 1968. Étude du régime transitoire de l'écoulement de l'eau pendant le drainage des nappes à surface libre. Houille Blanche, p. 391.
- Vachaud, G. et Thony, J.L., 1969. "Écoulements non permanents des nappes à surface libre prise en compte de la zone non saturée critique des modèles analogiques classiques". International Association of Scientific Hydrologist Bulletin, vol. 14, no. 3, p. 199.
- Walker, W.H. et Wood, F.O., 1973. "Road salt use and the environment". Highway Research Report, no. 425, pp. 67-76.
- Weigle, J.M., 1967. "Groundwater contamination by highway salting (Abridgment)". Highway Research Report, no. 193, p. 34.
- Wenzel, L.K., 1942. "Methods of Determining Permeability of Water Bearing Materials with Special Reference to Discharging Well

Methods". United States Geological Survey Water-Supply Paper, no. 887.

Wenzel, L.K., Cady, R.C. et White, H.A., 1946. "Geology and groundwater resources of Scotts Bluff County, Nebraska". United States Geological Survey Water-Supply Paper, no. 659.

Wulkowicz, G.M. et Saleem, Z.A., 1974. "Chloride balance of an urban basin in the Chicago area". Water Resources Research, vol. 10, pp. 974-982.

Young, R.H.F., 1974. "Pollution effects on surface and groundwaters - Literature review". Journal of Water Pollution Control, vol. 46, pp. 1419-1429.

Youngs, E.G., 1969. "Unconfined aquifers and the concept of the specific yield". International Association of Scientific Hydrologist Bulletin, vol. 14, no. 2, 191 p.

Youngs, E.G. et Smiles, D.E., 1963. "The pumping of water from wells in unconfined aquifers: A note on the applicability of Theis' formula". Journal of Geophysical Research, vol. 68, no. 20, pp. 5905-5907.





Gouvernement du Québec  
**Ministère  
des Transports**

