



BRGM

B.R.G.M.  
19. AVR. 1989  
BIBLIOTHEQUE



Ministère de l'Industrie

Conseil Général  
de Seine-Maritime

DDASS de Seine-Maritime  
Service Hygiène du Milieu

Agence Financière de  
Bassin Seine-Normandie

IMPACT DE L'ASSAINISSEMENT NATUREL  
SUR LES EAUX SOUTERRAINES DE FAIBLE PROFONDEUR  
AU PAYS DE BRAY

88 SGN 874 HNO

NOVEMBRE 1988

Par F. LOME<sup>\*</sup>, M. SAUTER<sup>\*\*</sup>  
Collaboration : A. GERARD<sup>\*\*</sup>, P. JACQUOT

\* B.E.T A.R.E.A  
6, rue Maladrerie  
76000 ROUEN

\*\* D.D.A.S.S Seine-Maritime  
Service Hygiène du Milieu

BUREAU DE RECHERCHES GÉOLOGIQUES ET MINIÈRES  
SERVICE GÉOLOGIQUE NATIONAL  
Service Géologique Régional Haute-Normandie  
18, rue Mazurier - 76130 MONT-SAINT-AIGNAN - Tél.: 35.70.38.64

IMPACT DE L'ASSAINISSEMENT NATUREL  
SUR LES EAUX SOUTERRAINES DE FAIBLE PROFONDEUR  
AU PAYS DE BRAY

88 SGN 874 HNO

Par F. LOME<sup>\*</sup>, M. SAUTER

- RESUME -

*Dans le cadre du Comité Départemental de l'Eau, le BRGM a réalisé une étude sur l'impact de l'assainissement naturel en Pays de Bray. L'objectif de cette étude était de mieux connaître l'impact de l'assainissement individuel sur les eaux souterraines de faible profondeur.*

*L'étude a consisté à suivre sur 15 mois la qualité de l'eau souterraine à l'aval d'un dispositif d'assainissement individuel. Elle a été complétée par une analyse de la bibliographie existante.*

*Les résultats obtenus permettent de mettre en évidence le comportement des différents composés chimiques et des germes apportés par les eaux usées.*

*Il apparait que dans le contexte étudié, l'épuration est globalement satisfaisante mais qu'elle ne s'effectue que partiellement dans la zone non saturée, très réduite, et qu'elle est complétée lors du transit horizontal dans la nappe.*

*Ce rapport comprend : 88 pages, 35 figures*

*THEME : Eau, Environnement*

*MOTS-CLES : Assainissement, Analyse, Eau usée, Rejet  
Pays de Bray,*

## TABLE DES MATIERES

### RESUME

<b>1 - INTRODUCTION</b>	4
1.1 Objet et objectif	4
1.2 Financement	4
1.3 Présentation de l'étude	4
<b>2 - ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE</b>	5
2.1 Introduction	5
2.2 Synthèse des recherches effectuées	9
2.3 Conclusion de l'étude bibliographique	39
<b>3 - PRESENTATION DU SITE ET DE LA METHODOLOGIE</b>	44
3.1 Recherche et choix du site	44
3.2 Caractérisation du site	47
3.3 Méthodologie utilisée	50
<b>4 - RESULTATS</b>	52
4.1 Comportement hydraulique	52
4.2 Résultats d'analyse chimique	58
<b>5 - CONCLUSIONS</b>	87

## 1 - INTRODUCTION

### 1.1 Objet et objectif

L'assainissement naturel, pratiqué par épandage superficiel, est une technique souvent utilisée en Seine-Maritime. Cependant, en vallée humide et dans de nombreux secteurs du Pays de Bray, la nappe se situe en position très vulnérable aux pollutions en raison de sa très faible profondeur (de 1 à 3 mètres).

Les effets de l'assainissement naturel sur les eaux souterraines de faible profondeur sont très mal connus.

L'objectif de cette étude est l'acquisition de données expérimentales sur l'impact sur les eaux souterraines de faible profondeur, d'un dispositif d'assainissement individuel localisé en Pays-de-Bray.

### 1.2 Financement

Le présent travail est réalisé sur financement :

- du Département de Seine-Maritime,
- de l'Agence Financière de Bassin Seine-Normandie,
- du Ministère de l'Industrie.

Cette étude a bénéficié en outre de prestations techniques de la DDASS (Service Hygiène du Milieu) et de son concours financier sous forme d'analyses chimiques.

### 1.3 Présentation de l'étude

Les travaux réalisés ont été les suivants :

- Sélection d'un site - cette phase a été effectuée avec la D.D.A.S.S. ;
- Définition des caractéristiques du site ;
- Mise en place d'un réseau de surveillance : 5 piézomètres de faible profondeur en amont et en aval hydraulique du site ;
- Contrôle de la qualité des eaux :

Le suivi a été réalisé sur 15 mois (janvier 1987 à mars 1988). L'écoulement de la nappe a été vérifié par traçage avec injection de fluorescéine, iodure et lithium dans le rejet.

Par ailleurs, une analyse des données bibliographiques sur le sujet a permis de comparer les résultats avec ceux obtenus sur d'autres sites avec des conditions différentes.

## 2 - ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

### 2.1 Introduction

Une étude bibliographique a été menée sur le sujet conjointement aux expériences de terrain de façon à pouvoir confronter les résultats expérimentaux aux résultats de recherches similaires antérieures.

#### 2.1.1 Généralités

Les connaissances actuelles permettent de définir les conditions dans lesquelles l'assainissement individuel peut atteindre les objectifs généraux de l'assainissement qui sont :

- assurer l'évacuation des eaux usées sans nuisances et sans risques sanitaires ;
- protéger la qualité des eaux superficielles et souterraines

Un assainissement individuel-type se compose ordinairement d'une fosse septique et d'un épandage souterrain dont le rôle est double :

- évacuer les eaux sorties de la fosse septique par une infiltration dans le sous-sol ;
- compléter l'épuration commencée dans la fosse septique et en particulier éliminer les germes dangereux afin d'éviter les risques de pollution des eaux souterraines.

L'épuration se fait en fonction de :

- la qualité de l'effluent ;
- la charge appliquée et le régime hydraulique ;
- la granulométrie du sol ;
- la capacité d'absorption et d'échange du sol ;
- la température ;
- l'aération.

En raison de l'hétérogénéité des sols et de l'originalité de chaque site, la conception d'un épandage souterrain nécessite la connaissance de deux types de critères :

- critères qualitatifs du sol et du sous-sol (milieu récepteur et autoépurateur) ;
- critères semi-quantitatifs de perméabilité, fournis par des tests de percolation.

De nombreuses études ont déjà cherché à préciser le fonctionnement et l'efficacité comparée de plusieurs filières d'assainissement autonome in situ. Plusieurs domaines d'investigations ont été abordés :

- évolution dans le temps du dispositif et de ses performances ;
- suivi de l'eau dans le sol ;
- suivi du comportement du sol.

#### 2.1.2 Pouvoir épurateur du sol

L'épandage d'un assainissement individuel doit être conçu de manière à réaliser une excellente épuration des effluents septiques, avant leur restitution éventuelle à la nappe souterraine. C'est alors le pouvoir épurateur du sol qui a le premier rôle.

Des contrôles de la qualité de l'eau du sol sous des épandages d'assainissement autonome (HANSEL et MACHMEIER, 1980) montrent que, après 30 cm de percolation dans le sol, la DBO et les MES ont pratiquement disparu, et que les populations de coliformes fécaux et de virus sont réduites près de 1000 fois.

A 90 cm de profondeur, on ne retrouve ni coliformes fécaux, ni virus ; la concentration en azote ammoniacal est inférieure au seuil de détection ; par contre, la concentration en N - NO<sub>3</sub> peut atteindre 40 mg/l. A cette profondeur, la concentration en phosphore ne dépasse pas 1 mg/l. (Cf. tableau 1).

Paramètres	Effluents septiques	Eau du sol, à 30 cm sous la tranchée de distribution	Eau du sol, à 90 cm sous la tranchée de distribution
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	140 - 175	0	0
MES (mg/l)	45 - 65	0	0
Colif. féc. (nb/100 ml)	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup>	0 - 10 <sup>2</sup>	0
Virus (PFU/ml)	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	0 - 10 <sup>3</sup>	0
N total (mg/l)	50 - 60		
N - NH <sub>4</sub> (mg/l)	30 - 60	Σ - 60	Σ
N - NO <sub>3</sub> (mg/l)	< 1	Σ - 40	Σ - 40
P total (mg/l)	10 - 30	Σ - 10	Σ - 1

Tableau 1 -- Efficacité de l'épuration par le sol des effluents septiques : valeurs des paramètres témoins dans les effluents septiques et l'eau du sol à deux profondeurs différentes (d'après Hansel et Machmeier, 1980) - Σ signifie "inférieur au seuil de détection".

A l'heure actuelle en France, 30 à 50 % des eaux d'origine domestique sont traitées et restituées au milieu naturel par un dispositif d'assainissement individuel, et au moins 200 000 dispositifs nouveaux sont installés chaque année.

Ces simples chiffres montrent toute l'importance de ce mode d'assainissement dans notre pays, alors que son image de marque n'est pas très favorable.

En particulier, si l'on admet que la capacité épuratrice du sol est connue et ne constitue pas un facteur limitant lorsqu'elle est utilisée dans de bonnes conditions, les phénomènes qui régissent l'infiltration et le colmatage des sols nous sont moins familiers.



### 2.1.3 Normes de rejet

Il existe un texte législatif concernant l'épuration des effluents urbains et la protection sanitaire des milieux récepteurs.

Dans la circulaire du 7 juillet 1970, le chapitre 5 relatif aux conditions d'épuration, définit les caractéristiques que doit comporter tout effluent avant son rejet dans le milieu naturel.

Le tableau 2 indique les normes auxquelles l'effluent épuré doit répondre.

Tableau 2 : Caractéristiques de l'effluent épuré

<u>PARAMETRE</u>	<u>QUALITE MINIMALE</u>
M E S	< 30 mg/l
DBO5	< 40 mg/l en pleine charge (sur 2h) ( < 30 mg/l en moyenne sur 24h)
DCO	< 120 mg/l en pleine charge (sur 2h) ( < 90 mg/l en moyenne sur 24h)
Température	< 30°C
pH	environ 7
N organique	< 30 mg/l N élémentaire < 40 mg/l N-NH4 <sup>+</sup>

## 2.2 Synthèse des recherches effectuées

### 2.2.1 Analyses d'eau interstitielle

Pour évaluer les effets des effluents domestiques sur la qualité des eaux souterraines, les paramètres suivants ont été étudiés : nitrates, phosphore, chlorure, plomb, cuivre, fer et manganèse par REDDY et DUNN en 1984.

Les concentrations en nitrates, chlorures, phosphore et en métaux traces dans différents puits d'observation sont indiquées dans les tableaux 3 et 4.

Les résultats montrent que les nitrates, le phosphore et les chlorures venant de la fosse septique migre dans l'eau souterraine.

Des régressions linéaires ont montré que les concentrations en nitrates et en chlorures sont corrélées à la profondeur des puits et à la distance des puits à la fosse septique. Les résultats indiquent que les composés phosphatés semblent adsorbés par le sol et migrent seulement sur de courtes distances. Des fortes concentrations en phosphore pourraient être attribuées à l'usage de détergents.

Des régressions linéaires ont montré que le pH des échantillons d'eau était corrélé à la profondeur des puits, mais pas à la distance des puits à la fosse septique.

Les concentrations relativement élevées en métaux traces (fer et manganèse) trouvées dans certains puits, pourraient provenir de la corrosion des tuyaux domestiques.

Tableau 3.

Concentrations ( en mg/l ) en nitrates, chlorures et phosphore dans différents puits d'observation.

W = Well, P = Piezometer

	Nitrate	Chloride	Phosphorus
W1	6.10	23.20	0.12
W2	6.60	26.30	0.10
P1	4.30	23.50	0.17
P2	5.50	22.60	0.07
P3	7.10	20.50	0.12
P4	7.00	19.90	0.11
P5	8.20	20.20	0.11
P6	6.60	20.80	0.09
P7	5.60	25.80	0.02
P8	6.00	21.50	0.06
P9	2.00	22.10	0.07
P10	3.40	20.80	0.12
P11	5.60	20.50	0.05
P12	7.00	19.80	0.06
P13	7.20	26.50	0.06
P14	8.00	26.50	0.11
P15	6.90	26.30	0.07
P16	5.60	24.60	0.02
P17	5.80	23.50	0.21
P18	3.50	26.70	0.08
P19	6.50	25.50	0.11
P20	6.00	20.20	0.06
Mean conc.	5.90	23.1	0.09
Mandatory health limit	45.00	250.00	0.10
Percent exceeding health limit	0.00	0.00	41.00

Tableau 4.

Concentrations ( en mg/l ) en fer et manganèse dans différents puits d'observation.

W = Well, P = Piezometer

	Iron	Manganese
W1	0.06	0.01
W2	0.35	0.01
P1	0.12	0.53
P2	0.03	0.03
P3	0.02	0.15
P4	0.02	0.05
P5	0.47	5.74
P6	0.01	0.01
P7	0.11	0.29
P8	0.01	0.04
P9	0.13	0.29
P10	1.09	0.63
P11	0.02	0.16
P12	0.01	0.02
P13	0.01	0.01
P14	0.12	0.03
P15	0.02	0.07
P16	0.40	1.54
P17	0.37	3.96
P18	0.45	0.91
P19	0.07	0.04
P20	0.01	0.01
Mean conc.	0.18	0.66
Mandatory health limit	0.30	0.05
Percent exceeding health limit	27.00	50.00

Pour étudier la part de l'assainissement individuel sur les teneurs élevées en nitrates rencontrées dans les eaux souterraines, B. DONVILLE et P. BERGE (1985), du laboratoire de géologie et géochronologie de TOULOUSE, ont utilisé le traçage isotopique de l'azote des nitrates.

Ils ont analysé les composés azotés (engrais de synthèse, rejets domestiques) et les nitrates d'eau de puits au niveau de 2 sites situés dans les plaines alluviales de la Garonne (Saint Jory) et du Tarn (Sainte Raffine).

Ils ont estimé les concentrations en nitrates d'origine organique présentes dans les eaux souterraines ; ces concentrations sont de l'ordre de 10 à 40 mg/l sur l'exemple de Saint Jory et de 20 à 25 mg/l sur l'exemple de Sainte Raffine.

Des représentations cartographiques ont mis en évidence la répartition spatiale de ces pollutions azotées provenant de rejets de dispositifs d'assainissement individuel.

### 2.2.2 Influence du débit de rejet et de la profondeur du prélèvement

Le laboratoire régional de l'équipement de SAINT-QUENTIN a installé un site d'étude des conditions de colmatage des sols utilisés comme milieu épurateur en assainissement autonome (CATHELAIN, DEMIAUTTE, 1985).

L'eau usée, prélevée en sortie de fosse septique (Cf. tableau 5) est envoyée de façon séquentielle dans 3 tranchées de dispersion :

- 1ère tranchée : 20 l/m<sup>2</sup>/j
  - 2ème tranchée : 240 l/m<sup>2</sup>/j
  - 3ème tranchée : 100 l/m<sup>2</sup>/j, largeur : 40 cm, profondeur : 20 cm.
- } largeur : 80 cm, profondeur : 75 cm

	DCO	DBO <sub>5</sub>	MES	NH <sub>4</sub> de N	PT de P	NTK de N	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> de N
en mg.l <sup>-1</sup>								
Moyenne	768	337	106	95	22	125	185	1,42
Nombre	41	14	28	11	17	10	12	18
Ecart-type	228	102	44	26	29	22	35	0,84

Tabl. 5 — Résultats d'analyse des eaux en sortie de fosse septique.

Le tableau 6 regroupe les moyennes des séries d'analyses réalisées après prélèvement d'eau interstitielle par bougie poreuse.

Tranchée	Profondeur en m	Distance de l'axe	DCO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de N	PO <sub>4</sub> <sup>---</sup> de P
N° 1	1,35	sous la tranchée	77	2,5	29,0	—
	1,50	1,00 m	70	1,7	8,3	0,26
	1,60	sous la tranchée	89	6,5	19,4	0,38
	2,00	sous la tranchée	—	0,8	4,7	0,37
N° 2	1,40	sous la tranchée	311	37,0	0,5	6,60
	1,50	1,00 m	135	0,4	30,6	0,33
	1,85	sous la tranchée	113	2,0	41,0	0,17
	2,20	sous la tranchée	141	22,6	6,0	0,10
N° 3	0,60	0,40 m	36	4,0	37,0	0,10
	0,80	0,40 m	60	—	—	0,10
	1,30	sous la tranchée	116	16,2	1,7	5,60
	2,00	sous la tranchée	128	8,0	0,2	0,70
Témoin	1,50	—	43	—	1,4	0,20
	2,00	—	68	0,25	2,0	0,20

Tabl. 6 — Résultats d'analyse de l'eau interstitielle.

Pour la tranchée 1, on ne constate par rapport au témoin qu'une faible augmentation de la DCO et une bonne nitrification. Pour la tranchée 2, les capacités épuratrices du sol sont certainement dépassées, il peut y avoir entraînement d'ammonium. Mêmes constatations pour la tranchée 3 de mise en service plus récente.

Les sols ont été prélevés régulièrement, pour analyse, à 1 m de l'axe des tranchées :

- Evolution des teneurs en azote :

Sur la figure 1, on distingue le profil en ammonium de la tranchée 1, comparable à celui de la zone témoin et celui de la tranchée 2, qui montre même à 1 m de l'axe du drain, une fixation importante dans le sol avec une zone de nitrification de 1,60 m à 1,80 m.

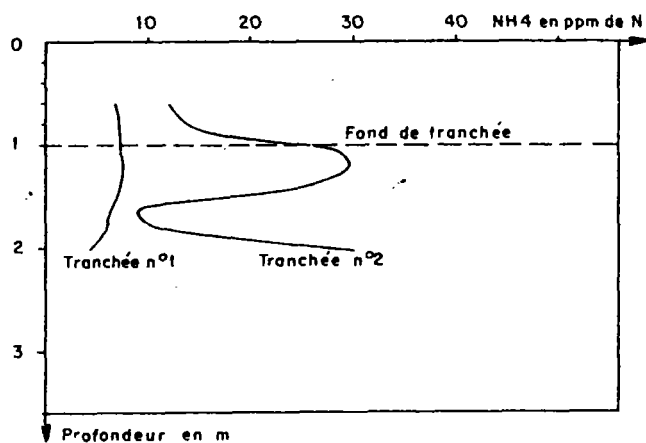


Fig. 1 . — Evolution de la concentration en ammonium des tranchées 1 et 2.

Sous la tranchée 3 (Cf. figure 2), la concentration en ammonium est très supérieure à celle de l'eau usée du départ, il y a concentration dans le sol.

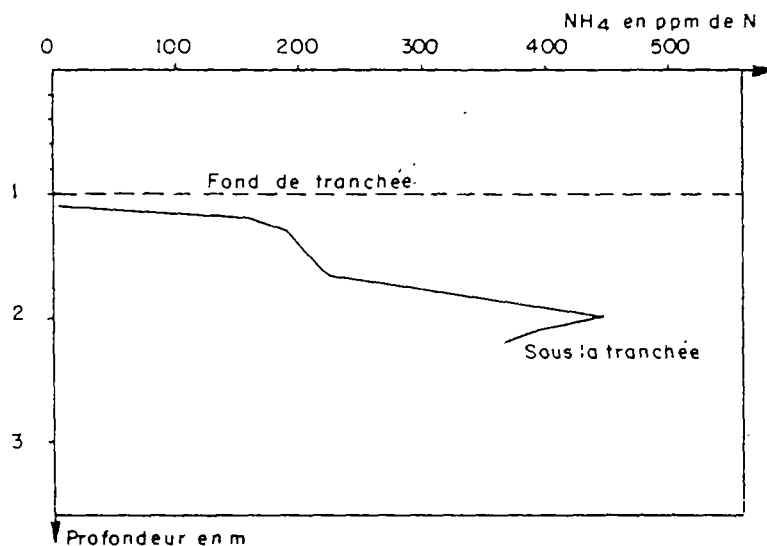


Fig. 2. — Evolution de la concentration en ammonium sous la tranchée 2.

L'évolution comparée des concentrations en nitrates pour les tranchées 1 et 2 a fait l'objet de la figure 3.

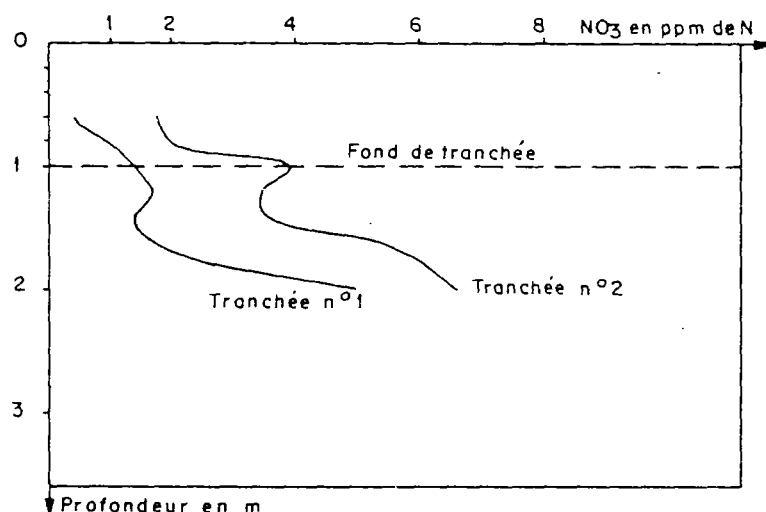


Fig. 3. — Evolution de la concentration en nitrates des tranchées 1 et 2.

Les capacités de fixation du sol sont évidemment beaucoup plus faibles que pour l'azote ammoniacal.

La figure 4 représente les profils en nitrates obtenus en bord et en axe de tranchée 3, la localisation des zones de nitrification et de dénitrification est bien visible.

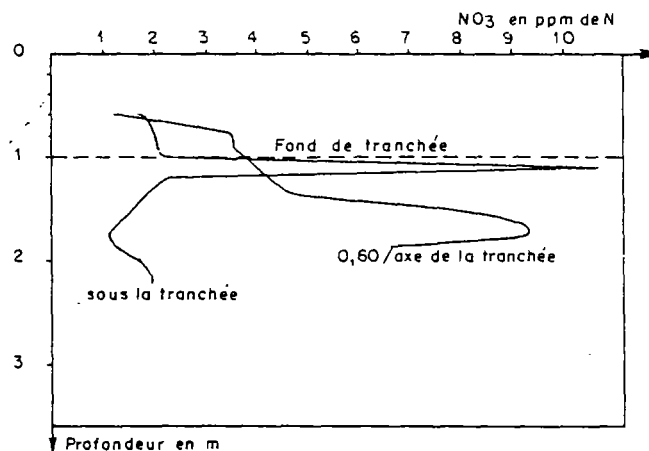


Fig. 4. — Evolution de la concentration en nitrates le long et en axe de la tranchée 3.

L'activité nitrifiante et dénitrifiante a été étudiée en laboratoire, à partir de prélèvements de sols, selon la méthode proposée par J.C. GERMON (1977). L'activité est très importante, on obtient simultanément de fortes concentrations en ammonium, nitrates, nitrites. La zooglée et les premiers centimètres sous l'interface gravier - limon sont des zones privilégiées de réactions.

- Evolution des teneurs en sodium :

Cette évolution est représentée par les courbes du rapport de fixation du sodium en fonction de la profondeur pour les tranchées 2 et 3 (Cf. figure 5).

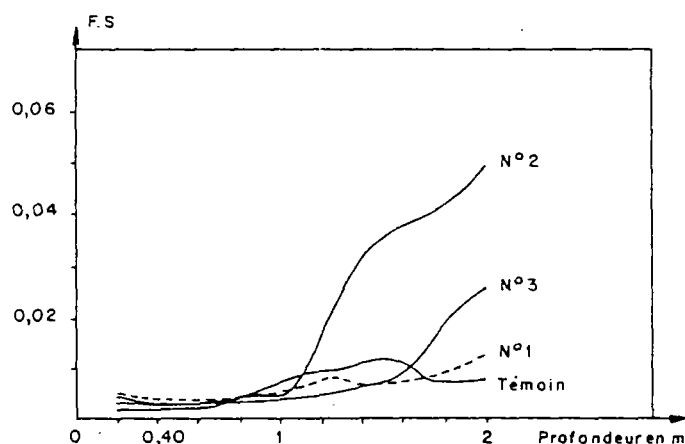


Fig. 5. — Evolution du rapport de fixation du sodium dans le sol.



Ce rapport FS est défini comme le quotient de la concentration en sodium échangeable par la somme des concentrations en calcium et en magnésium échangeables (en milliéquivalents).

Ce rapport n'évolue pas pour la tranchée 1, ce qui correspond à une utilisation normale du sol.

La figure 6 illustre l'évolution rapide de ce rapport en fonction du temps pour la tranchée 3.

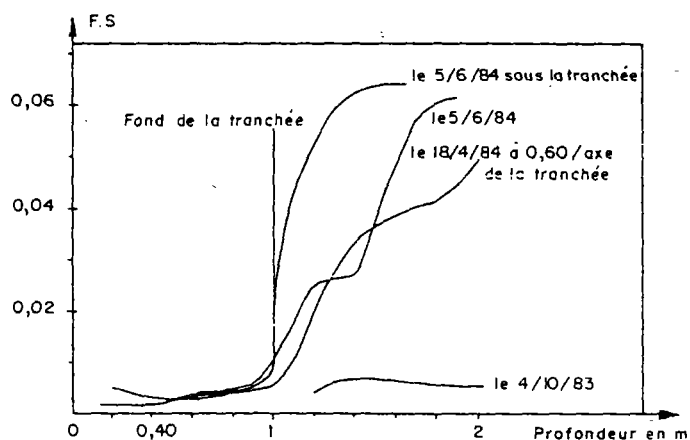


Fig. 6. — Evolution du rapport de fixation du sodium en fonction du temps. Tranchée 3.

Pour conclure sur cette étude du colmatage, après deux ans de fonctionnement, les résultats obtenus complètent les connaissances sur le fonctionnement des épandages.

Le sol accepte bien la matière organique qui ne constitue pas un polluant ; il fixe le phosphore. Pour les composés azotés, l'interprétation des résultats est moins aisée. Les phénomènes de nitrification et de dénitrification sont très actifs.

### 2.2.3 Elimination des composés azotés et du phosphore

Dans une thèse sur "l'assainissement individuel et l'aptitude des sols à l'élimination et à l'épuration des effluents domestiques" (1982), C. GOUGOUSSIS a fait le point sur l'élimination des contaminants chimiques par le sol.

En ce qui concerne les composés inorganiques et tout d'abord de l'azote, elle rappelle quelques données sur la composition en azote à la sortie des dispositifs (Cf. tableau 7).

<u>Paramètres</u>	<u>sortie de fosse septique toutes eaux</u> (anaérobiose)
N - NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	89 mg/l
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,3 mg/l
N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0 mg/l
N organique	6,7 mg/l
N total	96 mg/l
N - NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N total	92,7 %
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /N total	0,3 %

TABLEAU 7 : COMPOSITION DES EFFLUENTS EN AZOTE

L'évolution des composés azotés est alors la suivante :

- N organique :

L'azote organique semble être éliminé essentiellement par filtration et minéralisation. Il n'y aurait donc aucun risque de pollution par le N organique.

- Elimination de  $\text{NH}_4^+$  :

L'apparition de  $\text{NH}_4^+$  dans la nappe est un indice de pollution. Après élimination par oxydation (nitrification) en milieu aéré, par exemple dans un sable avec une zone colmatée,  $\text{NH}_4^+$  peut diminuer très rapidement : 62 mg/l de  $\text{NH}_4^+$  à 1 cm sous le lit d'épandage, 6 mg/l de  $\text{NH}_4^+$  à 5 cm sous le lit. Mais dans un système noyé (pas de nitrification), l'élimination par adsorption intervient seule et est fonction de la distance comme l'indique la figure 7.

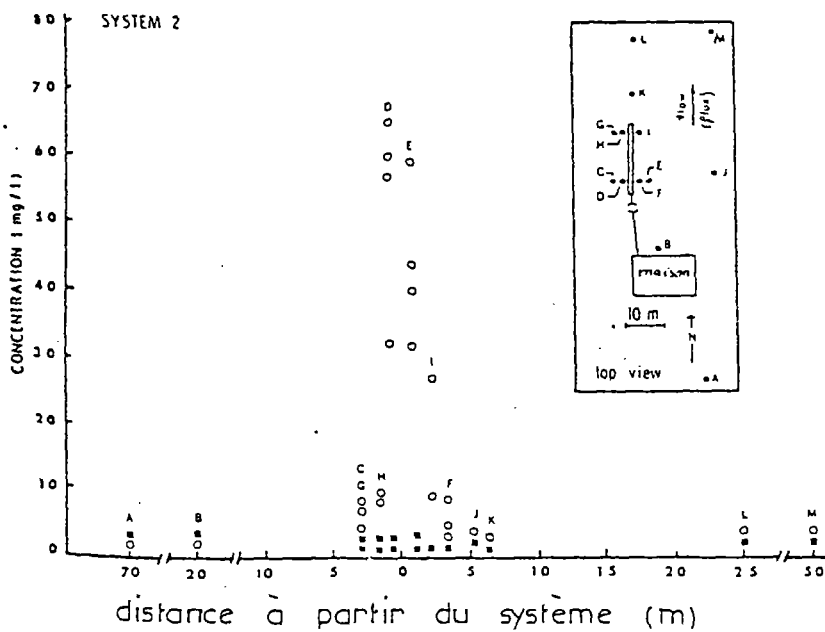


Fig. 7

Concentration de  $\text{N-NH}_4^+$  et  $\text{N-NO}_3^-$  dans la nappe en fonction de la distance à partir du lit d'épandage et vue générale sur la localisation des puits du système 2.

○ :  $\text{N-NH}_4^+$  } dans les 30 cm supérieurs de la nappe.  
 ■ :  $\text{N-NO}_3^-$  }

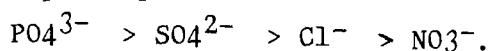
( d'après W.G. WALKER et al.)

L'élimination de  $\text{NH}_4^+$  par perte par voie gazeuse est aussi possible. (En milieu alcalin :  $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$ ) mais le problème de la toxicité du  $\text{NH}_3$  est alors présent ici.

- Elimination de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  :

L'élimination par dilution dans la nappe est à exclure, car la nappe ne doit pas faire partie du système épurateur.

L'élimination par adsorption peut avoir lieu mais la compétition avec les autres anions ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) est très importante. L'ordre d'adsorption préférentiel est le suivant :



L'élimination par dénitrification est cependant le phénomène le plus important.

Quelques exemples de bilan de l'azote sont donnés par les figures 8 et 9. Ils sont tirés des études faites par WALKER W.G. et al. sur terrain essentiellement constitué de sable limoneux.

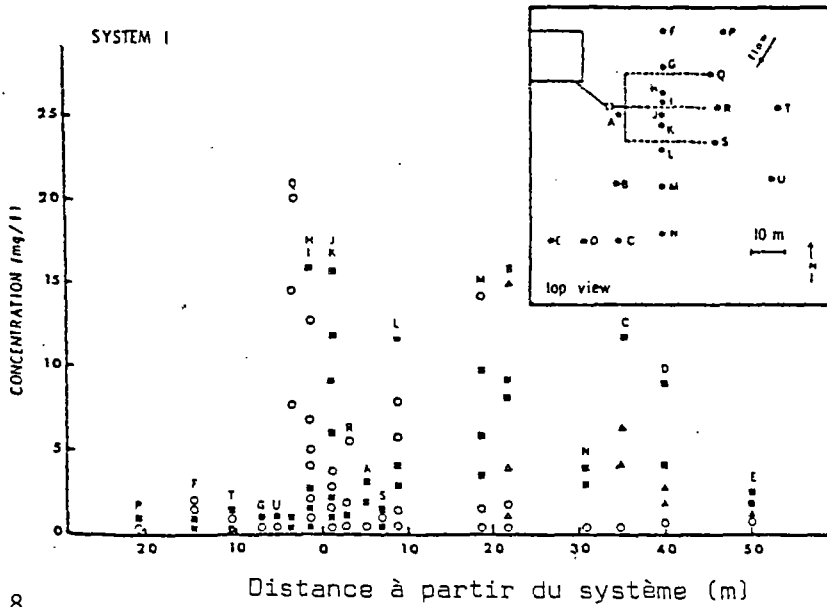


Figure 8.

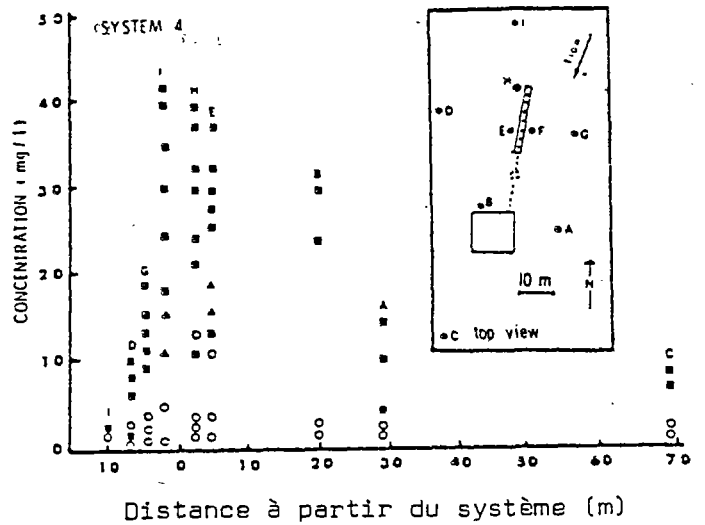
Concentrations de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  et  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  dans la nappe en fonction de la distance à partir du lit d'épandage

- :  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  dans les 30 premiers cm supérieurs de la nappe
- :  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  de la nappe
- △ :  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  à 1,5 m dans la nappe
- ▲ :  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  à 1,5 m dans la nappe

Fig. 9

Concentrations : de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  et  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  dans la nappe en fonction de la distance à partir du lit d'épandage

- :  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  dans les 30 premiers cm supérieurs de la nappe
- :  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  supérieurs de la nappe
- ▲ :  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  à 1,5 m dans la nappe.



Dans ce type de sol, les concentrations en  $N-NO_3^-$  sont encore très élevées dans la nappe ; la dénitrification est très insuffisante. Le risque de pollution existe.

En ce qui concerne le phosphore, C. GOUGOUSSIS rappelle les valeurs médianes des différentes formes de phosphore existant dans l'effluent à la sortie des dispositifs :

P total : 29,8 mg/l  
P- $PO_4^{3-}$  : 20,85 mg/l  
P organique : 9 mg/l

Le phosphore organique se minéralise facilement et est ensuite directement assimilé par les microorganismes.

L'élimination du phosphore minéral s'effectue de différentes façons :

- par adsorption, l'adsorption dépendant du pH ;
- par précipitation, elle aussi fonction du pH.

De nombreuses études ont montré que les phosphates étaient en général éliminés dans pratiquement tous les sols, la décroissance étant logarithmique en fonction de la distance et s'effectuant dans les 25 premiers centimètres du sol.

En ce qui concerne les autres anions et cations, les résultats de leur élimination sont fonction des types de sols utilisés.

A partir d'études faites sur colonne, D.E. HILL conclut que tous les sols étudiés réduisent les concentrations en  $PO_4^{3-}$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  et réduisent  $Mg^{2+}$  de l'effluent à des concentrations comparables à celles des eaux souterraines.

#### 2.2.4 Direction de migration des éléments contaminants

Des chercheurs de l'Université de l'état du Colorado ont étudié la migration potentielle des phosphates et des autres contaminants, présents dans les effluents issus d'un épandage souterrain, jusque dans les eaux superficielles des lacs (JONES A., LEE F., 1979).

La qualité chimique de la nappe est donnée dans le tableau 8. Les différents puits de prélèvements utilisés sont localisés sur la figure 10.

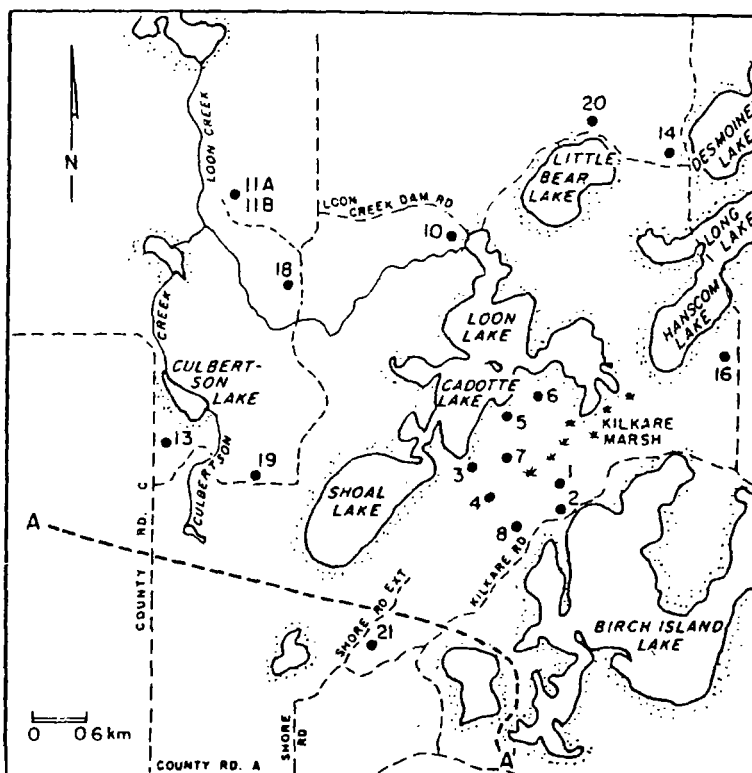


FIGURE 10.  
Localisation des différents puits de prélèvement.

Le système d'épandage souterrain est localisé entre les puits N°3 et 7. Des puits d'observation ont été installés sur le site comme le montre la figure 11.

Les puits K, L et M descendent jusqu'à 4,60 m sous le niveau de la nappe, les autres puits à 1,50 m.

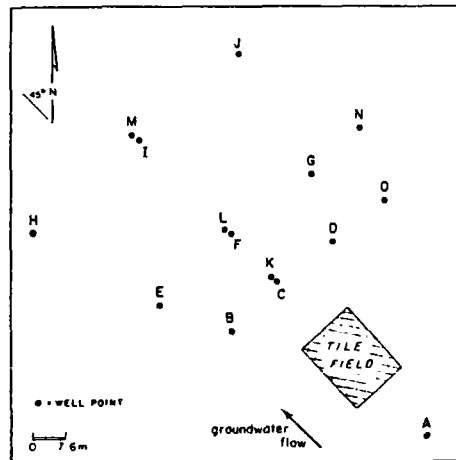


Figure 11.  
Localisation des puits d'observation sur le site.

La plupart de ces puits ont été échantillonnés pendant la période de février 1972 à janvier 1976. Les résultats des analyses figurent dans les tableaux 9, 10 et 11.

Le tableau 9 décrit les caractéristiques chimiques de la nappe après six mois de fonctionnement du dispositif d'épandage souterrain. Les valeurs de conductivité, sodium et alcalinité montrent que l'effluent a migré jusqu'au puits F. Le calcium et l'alcalinité sont plus élevés également dans les puits les plus profonds. Aucun des éléments nutritifs pour les plantes aquatiques (orthophosphates solubles, nitrates, ammonium, phosphore total ou azote organique) ne montrent une augmentation immédiate à l'aval du dispositif.

Le tableau 10 indique à travers les valeurs de conductivité, chlorure, calcium, magnésium, nitrate, azote total Kjeldahl, au niveau du puits D, la direction de migration de l'effluent. Les valeurs de phosphore total et d'orthophosphate soluble n'indiquent aucune migration dans les eaux souterraines.

Tableau 8.  
Qualité chimique de la nappe.  
( Juillet 1970, D.A.STEPHENSON )

Parameter*	Well Point Number																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11A*	11B	13	14	16	18	19	20	21
pH	7.5	6.6	7.5	6.4	7.0	6.9	7.6	6.9	6.7	—	6.9	6.7	7.0	7.2	7.1	7.1	6.9	6.7
Specific conductance μmhos/cm at 21°C	440	101	251	64	113	265	141	120	91	—	118	97	66	95	220	220	110	97
Turbidity (JTU)	5	0	11	19	0	10	11	0	17	—	—	17	0	15	0	0	8	17
Na <sup>+</sup>	12	1.6	4.0	1.5	2.0	5.4	3.3	2.3	1.7	—	3.4	3.7	2.0	3.4	7.2	4.3	2.7	4.3
Mg <sup>2+</sup>	15.5	2.5	6.5	2.5	6.0	6.5	5.5	5.0	4.0	—	4.1	3.0	2.5	3.0	7.0	15.5	3.5	3.0
Ca <sup>2+</sup>	50.0	5.5	23.0	3.0	7.0	16.0	12.5	7.0	8.0	—	8.0	5.0	4.0	5.0	19.0	44.0	10.0	5.0
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.7	0.15	0.30	0.15	0.08	0.60	0.15	0.07	0.08	1.40	0.17	0.70	1.6	1.0	0.45	0.40	0.15	1.0
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	0.15	0.45	0.60	0.21	0.11	0.02	0.50	0.01	0.03	0.06	0.09	0.12	0.11	0.10	0.06	0.05	0.12	0.30
Total P	0.4	0.34	0.08	0.06	0.02	0.16	0.13	0.30	0.20	0.12	>4	>4	0.16	0.36	0.77	>4	0.24	0.58
Soluble ortho P <sup>b</sup>	0.007	0.006	0.003	0.001	0.001	0.005	0.005	0.004	0.006	0.08	0.01	0.04	0.005	0.001	0.001	0.013	0.004	0.005
Cl <sup>-</sup>	3.0	2.5	12.5	2.5	2.5	13.5	5.0	5.0	2.0	—	5.5	3.0	3.5	4.0	15.5	2.0	4.0	4.5
Fe "soluble" <sup>b</sup>	0.03	0.16	0.01	0.07	0.03	0.03	0.03	0.03	0.11	0.03	0.08	0.4	<0.01	0.03	0.07	0.03	0.13	0.07
Fe total	0.05	0.21	0.23	6.42	2.63	0.47	0.03	0.82	0.98	—	15.1	5.0	1.25	1.40	1.41	0.3	0.23	2.16
Alkalinity as CaCO <sub>3</sub>	168	38	115	29	59	99	70	45	45	—	62	33	18	33	82	178	52	34

Note: Many of the samples collected contained large amounts of suspended solids that arose from the drilling of the well points. These turbidity, total iron and total phosphate values are expected to be much larger than normally found in ground waters as a result of this contamination.

\* All values reported as mg/l except pH, specific conductance and turbidity.

<sup>b</sup> Soluble defined as passage through 0.45 μm pore size membrane filter.

\* Insufficient sample collected for complete analysis.

Tableau 9.  
Qualité chimique de l'eau prélevée dans les différents puits  
d'observation ( 16 Février 1972 ).

Parameter	Well Point												
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Specific conductance μmhos/cm @ 20°C	52	55	63	50	45	73	58	40	56	39	56	73	55
pH	6.2	6.2	6.2	6.0	6.0	6.2	6.1	6.3	6.0	6.1	6.4	6.6	6.3
Cl <sup>-</sup>	2.3	2.3	2.3	1.8	1.8	1.2	0.6	1.8	1.8	1.2	2.3	1.8	1.8
Na <sup>+</sup>	1.2	2.1	2.4	1.8	1.4	2.2	1.8	1.5	2.3	2.1	1.9	2.0	2.1
K <sup>+</sup>	1.1	0.8	0.8	0.2	0.6	1.1	0.8	0.8	0.2	0.4	0.8	0.8	0.9
Ca <sup>2+</sup>	4.8	6.9	5.9	4.5	4.5	10.1	5.4	3.7	5.2	3.1	5.8	9.2	6.0
Mg <sup>2+</sup>	2.8	0.7	3.2	2.8	2.4	1.4	1.4	2.2	3.6	2.4	3.2	2.8	2.3
Alkalinity as CaCO <sub>3</sub>	13.5	18.0	22.5	15.0	13.5	21.0	15.0	13.5	13.5	10.5	28.5	31.5	21.0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	12	10	10	10	9	9	18	7	10	9	9	8	8
Soluble ortho P	0.005	0.004	0.004	0.005	0.004	0.006	0.004	0.004	0.006	0.004	0.004	0.008	0.007
Total P	0.02	0.019	0.019	0.034	0.016	0.064	0.062	0.024	0.079	0.025	0.016	0.012	0.011
NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> -N	0.04	0.06	0.05	0.08	—	0.08	0.05	0.04	0.08	0.06	0.04	0.06	0.04
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	≤0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
Organic N-N	0.21	0.09	0.16	0.10	0.12	0.20	0.16	0.18	0.09	0.12	0.16	0.16	0.18



Tableau 10.

Qualité chimique de l'eau prélevée dans les différents puits  
d'observation ( 10 Octobre 1974 ).

Parameter	Well Point												
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	N	O
Specific conductance $\mu$ mhos/cm @ 20°C	53	73	88	245	50	82	59	42	70	44	58	52	53
pH	6.4	6.5	6.6	6.4	6.8	6.7	6.8	6.7	6.8	6.8	6.8	6.8	6.6
Cl <sup>-</sup>	0.99	1.14	2.48	25.3	0.89	2.48	1.24	0.84	1.74	0.99	0.99	0.99	0.74
Na <sup>+</sup>	3.34	3.64	3.87	4.16	4.46	4.24	3.27	3.12	3.19	2.16	2.82	2.71	3.34
K <sup>+</sup>	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Ca <sup>2+</sup>	5.10	7.11	9.32	21.5	<5.0	7.61	5.56	<5.0	7.02	<5.0	5.6	5.27	5.23
Mg <sup>2+</sup>	1.58	2.11	2.86	8.33	1.5	2.23	1.67	1.29	2.23	1.11	1.79	1.67	1.91
Alkalinity as CaCO <sub>3</sub>	15.4	22.0	30.8	22.8	17.6	26.4	15.4	15.4	22.0	13.2	22.0	15.4	17.6
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	10	14	10	15	12	10	12	4	9	10	8	14	20
Soluble ortho P	0.004	0.005	0.005	0.004	0.002	0.003	0.003	0.006	0.004	0.005	0.004	0.014	0.019
Total P	0.008	0.010	0.012	0.006	0.007	0.010	0.008	0.027	0.011	0.016	0.008	0.034	0.032
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.22	0.23	<0.20	0.72	<0.20	<0.20	<0.20	0.20	0.20	0.20	<0.20	0.47	0.41
Total Kjeldahl nitrogen	0.03	0.07	0.50	11.6	0.07	0.06	0.01	0.01	0.03	0.01	0.01	0.04	0.03

Notes: All values mg/l unless otherwise stated. Samples were analyzed by WARF Institute, Inc., Madison, Wis.

Tableau 11.

Qualité chimique de l'eau prélevée dans les différents puits  
d'observation ( 15 Janvier 1976 ).

Parameter	Well Point														
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
Specific conductance $\mu$ mhos/cm @ 22°C	65	35.5	73.5	195	39.5	82.5	81	41.2	79.8	45.5	64.5	85	66	58	49
pH	7.7	9.2	7.8	7.8	9.3	7.8	7.6	7.1	7.7	7.5	7.7	7.9	7.7	7.5	7.5
Cl <sup>-</sup>	0.8	0.2	1.6	33.0	0.3	2.8	6.2	0.6	3.0	0.5	0.6	0.6	0.7	2.1	0.8
Na <sup>+</sup>	2.0	0.8	2.2	3.4	0.9	2.2	2.0	1.4	2.1	1.1	1.7	1.8	1.5	1.4	1.4
Soluble ortho P	0.005	0.008	0.008	0.008	0.006	0.01	0.008	0.008	0.009	0.006	0.01	0.011	0.01	0.009	0.009
Total P	0.32	0.26	0.31	0.25	0.18	0.28	0.14	0.30	0.30	0.36	0.28	0.20	0.32	0.38	0.32

Note: All values mg/l unless otherwise stated.

Le tableau 11 indique par les valeurs de conductivité et chlorures au niveau des puits D, G et N, la migration vers le Nord de l'effluent issu du dispositif. Aucune analyse ne montre de migration du phosphore dans les eaux souterraines.

### 2.2.5 Utilisation de matériaux filtrants différents

Une étude expérimentale de quatre tranchées filtrantes drainées indépendantes a été réalisée pour voir les performances épuratrices de différents matériaux filtrants (SABATIER, PHILIP, BRISSAUD, 1984).

Les caractéristiques physico-chimiques des effluents issus de la fosse septique étaient relativement stables (Cf. tableau 12).

	DCO (mg/l)	DCO <sub>F</sub> (mg/l)	MES (mg/l)	N <sub>TK</sub> (mg/l)	N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	P <sub>total</sub> (mg/l)	pH
Valeur moyenne	721	582	93	108	91	34	7,5
Coef. de variation	0,16	0,18	0,35	0,17	0,17	0,19	0,03

Tableau 12: Valeurs moyennes et coefficients de variation des principaux paramètres caractéristiques de la qualité physico-chimique des effluents délivrés par la fosse septique.

Trois matériaux filtrants ont été utilisés :

- un sable relativement bien calibré et homogène dit "sable de maçon" dans les tranchées T1 et T2 ,
- un mélange de calcaire concassé grossier et de terre appelé "préciblé" dans les tranchées T3 et T4 ;
- du "tout-venant" des hautes terrasses de l'Hérault, dans les tranchées T'3 et T'4.

Les résultats concernant les principaux paramètres caractéristiques de la qualité physico-chimique des effluents restitués par les tranchées filtrantes sont les suivants : (Cf. tableaux 13 et 14)

Tranchée		T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>	T <sub>3</sub> '	T <sub>4</sub> '
DCO (mg/l)	$\bar{x}$ cv	51 0,45	53 0,55	94 0,45	118 0,45	163 0,47	147 0,53
MES (mg/l)	$\bar{x}$ cv	9 1,11	11 0,91	31 0,47	35 1,14	40 0,40	22 0,53
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	$\bar{x}$ cv	74 0,35	59 0,51	62 0,41	39 0,62	17 0,51	8 2,25
N <sub>TK</sub> (mg/l)	$\bar{x}$ cv	9 1,22	20 1,15	19 0,62	33 0,55	52 0,53	76 0,43
N <sub>tot</sub> (mg/l)	$\bar{x}$ cv	84 0,29	81 0,36	79 0,30	73 0,27	69 0,29	84 0,21
N <sub>éliminé</sub> (%)	$\bar{x}$	22	25	27	32	36	22
P <sub>tot.</sub> (%)	$\bar{x}$ cv	12 0,35	13 0,37	22 0,34	22 0,33	18 0,60	20 0,46
pH	$\bar{x}$ cv	7,6 0,04	7,7 0,04	7,6 0,04	7,7 0,04	7,6 0,01	7,6 0,04

Tableau 13: Valeurs moyennes et coefficients de variation des principaux paramètres caractéristiques de la qualité physico-chimique des effluents restitués par les tranchées filtrantes.

Tranchée	T <sub>1</sub>	T <sub>2</sub>	T <sub>3</sub>	T <sub>4</sub>	T <sub>3</sub> '	T <sub>4</sub> '
Germes aérob. à 10°C	2.1 10 <sup>6</sup>	1.9 10 <sup>6</sup>	2.3 10 <sup>7</sup>	8.0 10 <sup>7</sup>	9.5 10 <sup>7</sup>	4.8 10 <sup>7</sup>
Colif. fécaux	10 <sup>3</sup>	10 <sup>3</sup>	9.1 10 <sup>4</sup>	2.1 10 <sup>5</sup>	6.2 10 <sup>5</sup>	3.2 10 <sup>5</sup>
Strept. fécaux	< 10 <sup>3</sup>	< 10 <sup>3</sup>	6.8 10 <sup>3</sup>	1.2 10 <sup>4</sup>	1.0 10 <sup>5</sup>	1.4 10 <sup>4</sup>

Tableau 14: Moyennes géométriques, exprimées en nombre de germes par 100 ml, des concentrations bactériennes dans le filtrat des tranchées.

L'ensemble des analyses concourt à montrer que l'épuration produite par les tranchées remplies de sable est assez satisfaisante, alors que celle fournie par les tranchées remplies de matériaux plus perméables ("préciblé" et "tout-venant") laisse beaucoup à désirer.

### 2.2.6 Variation de la distance de migration suivant différents types de sols

La migration d'éléments polluants d'un effluent de fosse septique dans les eaux souterraines à travers les dispositifs d'un assainissement individuel a été étudié dans deux régions des états de Windsor et de Virginie aux Etats-Unis (RENEAU R.B., 1979).

Deux sites ont été choisis :

- Typic Ochraquult = sites N°1 et 2 (limon fin)
- Aeric Ochraquult = site N°3 (limon grossier).

Les résultats des analyses d'eau souterraine pour ces trois sites figurent dans le tableau 15, pour différentes distances entre le lieu de prélèvement et le dispositif d'assainissement.

Ils montrent que l'effluent migre dans le sol mais que les concentrations en phosphore et en MBAS (méthylène blue active substances) diminuent logarithmiquement avec la distance. 87 % de la variation observée pourrait être attribuée à la distance pour le phosphore et le MBAS. Sur deux des sites, le phosphore et le MBAS trouvés dans les eaux souterraines, ont été réduits à des niveaux acceptables.

Sur le site N°1 (typic Ochraquult), des analyses de teneurs en phosphore ont été réalisées à partir de prélèvements de sol à différentes distances du champ d'épandage et à différentes profondeurs. (Cf. tableau 16). Les résultats montrent que les teneurs en phosphore sont les plus fortes dans les horizons argileux, mais que l'adsorption du phosphore sur les particules argileuses est réduite à une distance de 456 cm du lit d'épandage.

Tableau 15.  
Résultats d'analyse d'eau souterraine pour les 3 sites.

Distance	NH <sub>4</sub> -N		NO <sub>2</sub> -N		NO <sub>3</sub> -N		Cl		pH		Eh		P		MBAS	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
cm	µg/ml										mV		µg/ml			
	<u>Location 1</u>										<u>Location 1</u>					
152	13.7	8.3	0.46	1.00	0.042	0.065	22.2	4.2	7.2	0.8	187	86	6.68	2.25	3.95	1.98
456	0.9	1.1	2.67	3.09	0.213	0.581	21.3	2.9	6.8	0.9	240	161	1.77	0.7	1.19	0.84
1,037	0.2	0.1	1.18	1.18	0.035	0.070	15.4	2.7	6.5	0.9	328	94	0.53	0.21	0.49	0.39
Tile above	0.1	0.1	1.62	0.98	0.005	0.001	13.5	2.9	6.3	0.8	356	95	0.08	0.03	0.06	0.03
Tile below	0.1	0.1	1.50	1.25	0.018	0.021	11.1	1.4	6.9	0.9	350	53	0.19	0.10	0.19	0.12
1,341	0.2	0.2	0.66	0.21	0.001	0.001	5.0	1.5	5.0	0.4	317	87	0.00	0.00	0.02	0.02
	<u>Location 2</u>										<u>Location 2</u>					
152	17.4	17.8	1.06	1.86	0.033	0.035	24.6	10.9	6.7	0.9	185	126	3.36	3.09	1.58	1.42
456	0.7	0.5	3.15	3.77	0.036	0.053	22.1	7.8	6.2	0.5	227	117	0.65	1.36	0.24	0.19
1,006	0.2	0.2	1.76	1.32	0.013	0.019	14.9	4.9	5.5	1.0	242	157	0.02	0.02	0.07	0.06
Tile above	0.8	0.8	1.63	1.87	0.013	0.010	10.7	1.7	6.5	0.8	267	158	0.23	0.10	0.14	0.04
Tile below	0.6	0.6	2.28	1.64	0.010	0.010	11.4	2.4	6.2	0.7	273	150	0.15	0.08	0.14	0.11
1,310	0.2	0.2	2.60	2.15	0.002	0.003	6.2	1.7	5.0	0.6	272	144	0.00	0.00	0.02	0.02
	<u>Location 3</u>										<u>Location 3</u>					
152	22.0	10.2	2.20	6.31	0.037	0.066	33.4	13.3	7.2	0.7	152	113	3.70	2.76	1.71	0.69
456	0.4	0.2	3.86	6.52	0.012	0.012	30.0	8.1	6.6	0.9	270	137	0.98	0.64	0.26	0.16
1,768	0.1	0.1	1.02	1.11	0.001	0.001	18.8	6.3	5.8	0.7	303	131	0.01	0.01	0.04	0.02
Tile above	0.4	0.4	3.98	1.28	0.010	0.012	12.8	2.0	5.9	0.8	290	150	0.09	0.09	0.10	0.04
Tile below	0.3	0.3	3.81	1.07	0.001	0.001	13.3	2.4	5.9	0.8	286	146	0.05	0.05	0.09	0.03
2,172	0.2	0.2	0.55	0.35	0.001	0.001	8.8	2.0	5.7	0.9	272	168	0.01	0.01	0.04	0.02
Tile outfall	0.2	0.1	3.15	0.26	0.002	0.000	11.5	1.0	5.5	0.6	323	167	0.00	0.00	0.05	0.01
Receiving stream	0.7	0.6	3.11	0.51	0.011	0.005	10.3	3.4	6.3	0.4	262	120	0.08	0.16	0.07	0.04
Tile outfall (contaminated)	60.8	24.2	0.19	0.07	0.115	0.008	30.6	20.8	7.8	-	124	-	8.14	3.77	7.52	4.20

d'après R.B. RENEAU, 1979.

Tableau 16.

Analyse des teneurs en phosphore effectuées à partir de prélèvements de sol à différentes distances du champ d'épandage et à différentes profondeurs, sur le site n°1 ( Typic Ochraquult ).

Depth cm	Extractable P		Total P
	NH <sub>4</sub> F	NaOH	
	μg/g		
	<u>Control profile</u>		
0-18 (AP)	68	23	239
18-46 (B1tg)	4.9	7.3	58
46-64 (B21tg)	2.4	9.1	57
64-110 (B22tg)	1.7	6.3	40
110-137 (C)	1.0	2.2	28
	<u>15 cm from drainfield</u>		
0-20	76	26	239
20-28	52	14	162
28-53	342	49	445
53-81	139	84	318
81-104	128	70	277
104-124	34	19	91
124-245	24	6.4	59
	<u>152 cm from drainfield</u>		
0-28	40	31	294
28-38	84	16	179
38-76	120	43	238
76-125	59	33	129
125-215	22	10	76
215-276	4.5	4.0	41
	<u>456 cm from drainfield</u>		
0-35	75	28	205
35-56	39	20	92
56-76	39	23	92
76-127	22	15	54
127-274	10	6.5	29
	<u>1.037 cm from drainfield</u>		
0-18	28	23	197
18-96	5.8	12	65
96-274	2.9	3.6	42

Les concentrations en azote inorganique sont sensiblement identiques pour les 3 sites. Ce sont les concentrations en ammonium qui sont les plus élevées ; elles diminuent de manière logarithmique avec la distance. (Cf. figure 12)

Les concentrations en nitrates augmentent jusqu'à un maximum qui se situe à une distance d'environ 5 mètres et diminuent quand la distance augmente. (Cf. figure 13)

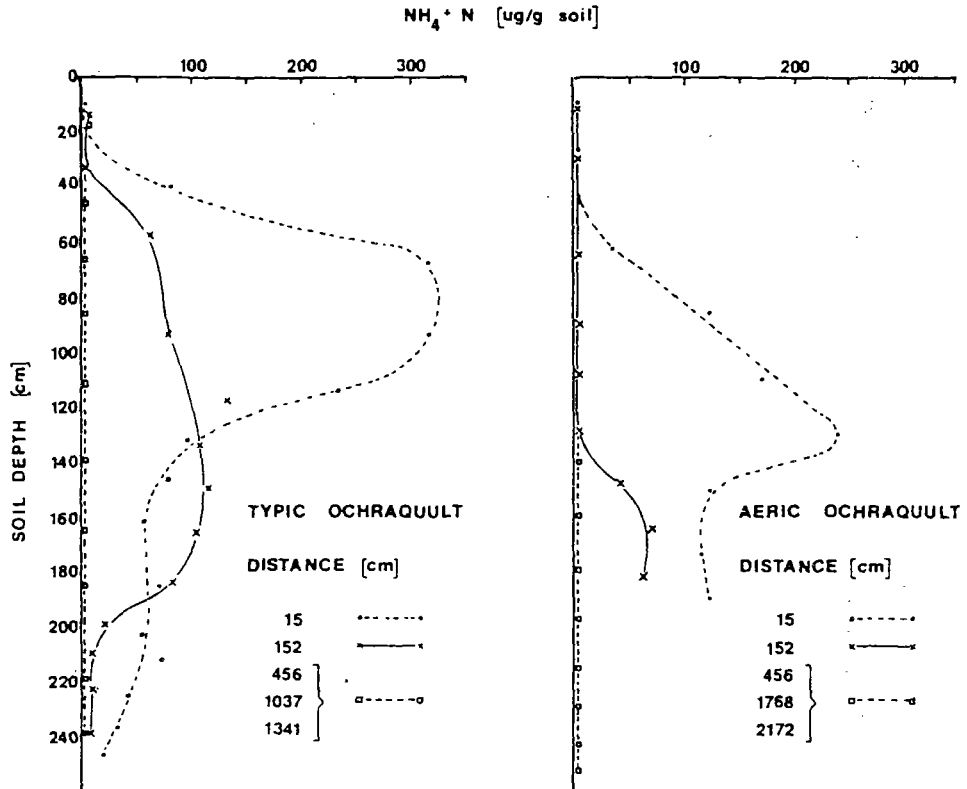


Figure 12. -Changes in  $\text{NO}_3^-$  concentrations as related to water table levels at selected distances from the subsurface absorption field.

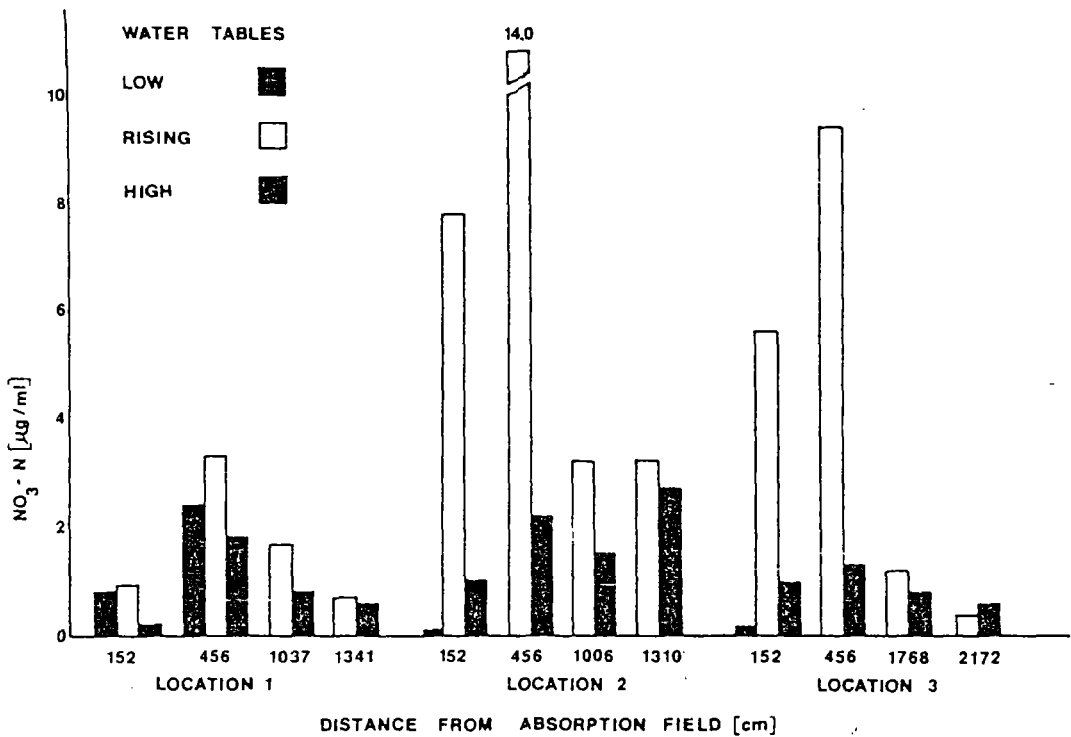


Figure 13. -Exchangeable soil  $\text{NH}_4^+$  for both the Typic and Aeric Ochraquults as a function of distance from the subsurface absorption field.

Le rapport NO<sub>3</sub>/Cl indique que l'ammonium est nitrifié et que le nitrate produit est dénitrifié à un très fort degré. L'accumulation en nitrates est saisonnière et les concentrations sont élevées en périodes pluvieuses.

L'étude réalisée donne les conclusions suivantes :

- le dispositif de l'épandage souterrain contribue à faire diminuer les concentrations des constituants chimiques de l'effluent de la fosse septique, jusqu'à des niveaux acceptables ;

- la comparaison des concentrations en phosphore et MBAS entre le site N°1 et les sites N°2 et 3, permet de dire que le degré d'épuration de l'effluent est lié au volume de sol utilisé (ce qui est déterminé par la profondeur et la distance au dispositif) et au type de sol.

#### 2.2.7 Colmatage des sols

Une station d'étude du colmatage des sols par les eaux usées issues de l'assainissement autonome a été construite par le C.E.T.E. Nord-Picardie dans le cadre d'une étude Inter-Agences de Bassin (CATHELAIN, De LAUZANNE, 1984).

- Analyses physico-chimiques :

- Suivi de la qualité de l'eau brute :

Les résultats sont regroupés dans le tableau 17.

	DCO mg l <sup>-1</sup>	DBO <sub>5</sub> mg l <sup>-1</sup>	MES mg l <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> mg l <sup>-1</sup> de N	PT mg l <sup>-1</sup> de P	NTK mg l <sup>-1</sup> de N	Cl <sup>-</sup> mg l <sup>-1</sup>
moyenne	821	345	100	100	29	135	182
mini	640	150	57	78	18	118	153
maxi	1 050	490	260	129	40	151	223
nombre	26	13	24	8	8	5	6
écart-type	130	102	45	16	7	12	25

Tableau 17 - Analyse des eaux de sortie de fosse septique



Les concentrations en DCO,  $\text{DBO}_5$ , azote et phosphore sont légèrement plus élevées que la normale. L'effluent peut être considéré comme représentatif d'une sortie de fosse septique toutes eaux bien chargée.

- Suivi de la qualité de l'eau interstitielle :

Les moyennes ont été regroupées dans les tableaux 18 et 19 pour les principaux paramètres mesurés.

		TRANCHEE			témoin
		7 $1. m^{-2} . j^{-1}$	14,3 $1. m^{-2} . j^{-1}$	28,6 $1. m^{-2} . j^{-1}$	
DCO en $mg.l^{-1}$					
2,00 m	35	32	35	33	
1,50 m	182	142	290	28	
PT en $mg.l^{-1}$ de P					
2,00 m	0,03	0,06	0,17	0,24	
1,50 m	0,12	0,21	-	0,07	
$Cl^-$ en $mg.l^{-1}$					
2,00 m	24	4	12	8	
1,50 m	15	14,5	19,5	6	

Tableau 18- Qualité de l'eau interstitielle  
DCO - Phosphore total - Chlorures

		TRANCHEE			témoin
		7 $1. m^{-2} . j^{-1}$	14,3 $1. m^{-2} . j^{-1}$	28,6 $1. m^{-2} . j^{-1}$	
$NH_4^+$ en $mg.l^{-1}$ de N					
2,00 m	0,78	0,40	0,44	0,10	
1,50 m	0,44	0,28	0,39	0,23	
$NO_3^-$ en $mg.l^{-1}$ de N					
2,00 m	9,3	3,8	3,6	0,7	
1,50 m	21,2	21,0	14,0	0,7	

Tableau 19- Qualité de l'eau interstitielle ammonium et nitrates

Les mesures de DCO montrent une fixation des apports organiques dans les 50 cm sous le niveau d'épandage. Les analyses de phosphore ne permettent aucune conclusion. Les chlorures ne sont pas retenus par le sol. L'azote sous forme ammoniacale semble être entraîné avec toutefois une faible augmentation par rapport à la zone témoin. La nitrification est importante, la concentration maximale mesurée à 1,50 m est de 54 mg/l de N. A 2 mètres, il y eu dénitrification ou dispersion de l'azote.

- Ouverture des tranchées :

- Tranchée 28,6 l/m<sup>2</sup>/j : (cf. tableau 20)

Les premiers 65 cm de limon sont parfaitement secs. Une augmentation de la teneur en eau et un enrichissement en NTK et en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en matière organique sont mesurés à 0,70 m de profondeur. A l'interface gravier-limon, la teneur en eau est maximale. Une dénitrification est observée au niveau de la zooglée.

REFERENCES	limon -0,40m	limon -0,70m	limon -0,95m	zooglée -1,00 m	limon -1,05m	limon -1,20m
NO <sub>3</sub> mg.kg <sup>-1</sup>	0,26	13	49	0,36	1,2	1,84
NIK g.kg <sup>-1</sup>	0,44	1,20	0,68		0,96	1,27
% eau	13	20	26		20	19
Mat. org. g.kg <sup>-1</sup>	0,57	2,17	0,93		1,2	1,02

Tableau 20 - Analyse de sols - tranchée 28,6 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>  
Résultats donnés par kg de sol

- Tranchée 14,3 l/m<sup>2</sup>/j : (Cf. tableau 21)

On constate encore à 0,70 m de profondeur un enrichissement en nitrates, NTK, teneur en eau, matière organique par rapport au limon de surface.

REFERENCES	limon -0,40m	limon -0,70m	zcoignée -1,00 m	limon -1,05m	limon -1,15m	limon -1,25m
NO <sub>3</sub> mg.kg <sup>-1</sup>	0,76	1,37	2,44	2,28	5,76	5,5
NTK g.kg <sup>-1</sup>	0,33	1,13		1,01	0,78	0,90
% eau	12	16		18	17	17
Mat. org. g.kg <sup>-1</sup>	0,46	1,96		0,78	0,61	0,59

Tableau 21 - Analyse de sols - tranchées 14,3 l.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>  
Résultats donnés par kg de sol

### 2.2.8 Analyses des sols

Une expérimentation originale a permis de suivre, dans le Massif Armoricain, quatre dispositifs d'assainissement autonome (BUSON, LE LEUCH, TROTEL, 1984).

Les données recueillies portent sur :

- deux épandages souterrains à faible profondeur :
  - . en sol limoneux profond et sain (site N°1) ;
  - . en sol engorgé en eau reposant à 80 cm sur une altérite de grès riche en argiles et limons fins (site N°2) ;
- deux filtres à sables :
  - . à cheminement horizontal (site N°3) ;
  - . à cheminement vertical (site N°4).

Tout d'abord en sortie de fosse, les effluents se caractérisent par de fortes teneurs en azote (135 mg NTK/l dont près de 80 % sous forme ammoniacale), en matière organique et en germes indicateurs de contamination fécale (Cf. tableau 22). Le rejet direct de ces effluents dans le milieu naturel n'est donc pas tolérable.

pH	Res. Ω cm	rH	DCO mg O <sub>2</sub> .l <sup>-1</sup>	DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> .l <sup>-1</sup>	NTK mg N.l <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg N.l <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg N.l <sup>-1</sup>
7,50	650	19,2	440	180	135	110	0,50
Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	
35	11	36	127	108	68	84,5	
			COLIFORMES TOTAUX		STREPTOCOQUES FECAUX		
Pour 100 ml			1,9.10 <sup>7</sup>	7,4.10 <sup>6</sup>	4,4.10 <sup>5</sup>		

Tableau 22. Composition des effluents en sortie de fosse.

Les résultats ont montré que les phénomènes de minéralisation sont importants dès la tranchée d'épandage et dans les premiers centimètres du sol :

- en conditions favorables (sol sain et profond), environ 27 % de l'azote Kjeldahl de l'effluent sont minéralisés dans les 20 premiers centimètres du sol ;

- en conditions défavorables (sols se maintenant à un état voisin de sa capacité de rétention), l'importance des phénomènes de minéralisation est difficile à estimer, compte tenu de la dilution et du lessivage rapide des éléments vers l'aval. Il semble toutefois que cette minéralisation soit assez importante (valeur de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> supérieure à la valeur de NTK).

Sous l'influence de l'effluent, le sol s'enrichit en sodium et en potassium, mais ceci reste dans des proportions ne perturbant pas le fonctionnement du sol (Cf. tableau 23).

Tableau 23. Analyses du sol avant mise en service (notée 0) et un an après

	C*/..	MO*/..	N*/..	C/N	pH	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> */..	T*	Ca	Mg	K	Na	S	S/T**	
	meq/100 g													
horizon A1: prof.: 40-50 cm	AL - 0	17,7	30,4	1,69	10,47	5,3	0,030	6,5	2,6	0,37	0,049	0,070	3,09	0,47
	- 1 an/tranchée n° 1	15,7	27	1,48	10,60	5,1	0,036	5,2	2	0,33	0,095	0,183	2,60	0,50
horizon E: prof.: 50-80 cm	E - 0	5	8	0,57	8,77	5,7	0,002	4,2	1,5	0,36	0,023	0,070	1,95	0,46
	- 1 an à 2,50 m n° 3	5,4	9,2	0,58	9,31	5,7	0,002	3,4	1,7	0,41	0,070	0,101	2,28	0,67
horizon BT: enrichi en argile: prof.: 80-100 cm	- 0	2,8	4,8	0,41	6,82	5,7	0,002	3,9	1,4	0,43	0,024	0,076	1,93	0,49
	BT - 1 an/tranchée n° 2	2,7	4,6	0,46	5,86	6,3	0,002	6,7	3,5	1,29	0,182	0,336	5,30	0,79
	- 1 an à 2,50 m n° 4	4	6,8	0,49	8,16	5,8	0,002	3,9	1,9	0,58	0,072	0,110	2,66	0,68

\* T : Capacité totale d'échange en cation : \*\* S/T : Taux de saturation du complexe absorbant

Les analyses bactériologiques des échantillons de sol montrent par ailleurs que les germes apportés par l'effluent subissent pour la plupart une destruction rapide dans le sol et qu'aucune prolifération n'est à craindre.

Les premiers résultats, après plus d'un an de suivi, ont montré une grande aptitude des sols à assurer une épuration. L'utilisation des sols, pour éliminer les eaux domestiques, s'est confirmée, comme une solution satisfaisante. La prise en compte des caractéristiques du sol pour la conception et le dimensionnement semble toutefois nécessaire ; en particulier, l'efficacité la meilleure qui s'est dégagée de cette étude est celle liée au sol lui-même dont la performances, même pour les sols engorgés d'eau, sont bien supérieures aux filtres à sable.

2.2.9 Migration des microorganismes

La période de survie des microorganismes et la distance à laquelle ils peuvent être transportés dans le sol ont fait l'objet de nombreuses recherches dont les résultats ont été résumés dans les tableaux 24 et 25.

Tableau 24.

Time of survival of fecal bacteria (after Patterson <i>et al.</i> , 1971)				
Type of organism	Survival time			Investigators
	Septic tank	Soil	Other	
<i>Salmonella typhosa</i>			52 days	Caldwell, 1938a
<i>Salmonella typhosa</i>			165 days	Warrick and Muegge, 1930
<i>Salmonella typhosa</i>	27 days	25-41 days		Beard, 1938
<i>Salmonella typhosa</i>	24 days			Green and Beard, 1938
<i>E. coli</i>			2 yr 8 mo	Warrick and Muegge, 1930
<i>E. coli</i>		2 yr		Mom and Schaafsma, 1933
Coliform bacteria		3 months		Malin and Snellgrove, 1958
Coliform bacteria		4-7 days		Subrahmanyam and Bhaskaran, 1950

Tableau 25.

Distance of travel of microorganisms (after Patterson <i>et al.</i> , 1971)			
Type of organism	Distance transported, metres		Investigators
	Vertical	Horizontal	
<i>E. coli</i>		70	Warrick and Muegge, 1930
<i>E. coli</i>	3-9		Mom and Schaafsma, 1933
<i>E. coli</i>		24	Caldwell and Parr, 1937
<i>E. coli</i>		122	Dappert, 1932
Coliform bacteria		33-122	Miller <i>et al.</i> , 1957
Coliform bacteria	0.6-0.9		Malin and Snellgrove, 1958
Coliform bacteria		55	Randall, 1970
Coliform bacteria	46		Hickey and Duncan, 1966
<i>Clostridium welchii</i>	2.1-2.4		Hickey and Duncan, 1966
'Lactose Fermenters'	0.8	0.6	Giovanardi, 1938
'Bacteria'	1.8	0.5	Szoplik and Milkowska, 1961
'Bacteria'		610	Walker, 1969

Une expérience a été menée au Canada pour montrer la migration horizontale de microorganismes indicateur de pollution à l'aval d'un épandage souterrain (VIRARAGHAVAN T., 1978).

Les résultats de l'étude ont été les suivants :

- Les organismes indicateurs de pollution (Coliformes, Coliformes fécaux et Streptocoques fécaux) diminuent avec la distance au système d'épandage, dans la direction de l'écoulement de la nappe ;

- A une distance horizontale de 15 m, les valeurs en microorganismes sont encore élevées ; ceci est dû aux fluctuations de la nappe entre 0 et 0,15 m de profondeur sous l'épandage , ce qui limite le trajet en zone non saturée.

- Il n'existe pas de règle définissant la distance à respecter par rapport à une alimentation en eau du fait de l'influence de nombreux facteurs (pente, direction et niveau de la nappe, perméabilité du sol).

Si la distance de migration en zone non saturée des microorganismes pouvait être maintenue à 1,20 m, une distance horizontale minimale de 30 mètres entre l'épandage souterrain et les puits semble être suffisante.

### 2.3 Conclusions de l'étude bibliographique

En conclusion, le sol présente une capacité d'acceptation d'effluents d'origine domestique très importante, tant en ce qui concerne les éléments organiques carbonés que les éléments trace et les germes.

En ce qui concerne l'azote, l'épandage souterrain n'est sans doute pas la meilleure façon d'utiliser les capacités épuratrices du sol ; cependant, en dehors des zones à forte densité et établies sur des nappes, l'épandage individuel des eaux usées de l'assainissement individuel comporte peu de risques de contamination de ces nappes.

Le tableau 26 résume les résultats obtenus dans les différentes études.

Il montre les phénomènes suivants :

- le sol accepte bien la matière organique ;
- il fixe le phosphore ;
- pour les composés azotés, les phénomènes de nitrification et de dénitrification sont très actifs.

Toutefois les résultats varient suivant :

- le volume de sol utilisé (déterminé par la profondeur et la distance à l'épandage) ;
- le type de sol ;
- le débit du rejet ;
- la nature des matériaux filtrants ;
- les dimensions des tranchées.



Suivant le type de sol, les performances sont différentes :  
Après un an de suivi, sur un sol limoneux, profond et sain (bonnes conditions), 27 % de NTK se minéralise dans les 20 premiers cms du sol, alors que sur un sol engorgé d'eau (mauvaises conditions), une dilution et un lessivage s'effectue vers aval. Quant aux filtres à sable, les résultats sont encore moins bons.

De même pour la nature des matériaux filtrants :

L'épuration est satisfaisante pour les tranchées remplies de sable fin, et moins bonne pour celles remplies de matières plus perméables ("préciblé" et "tout-venant").

Le dispositif de l'épandage souterrain contribue donc à abaisser les concentrations des constituants chimiques de l'effluent issu de la fosse septique, en général jusqu'à des niveaux compatibles avec les objectifs de qualité de l'eau souterraine.

TABLEAU 26 : EFFICACITE DE L'EPANDAGE SOUTERRAIN : SYNTHESE

Paramètre	Valeurs moyennes		Phénomène	Influence de facteurs
	effluent issu de la fosse septique	eaux interstitielles		
NTK (mg/l)	50 - 135	-	filtration, minéralisation	
N-NH <sub>4</sub> (mg/l)	30 - 110	0,2 - 10,4	nitrification (oxydation) adsorption (système noyé)	- profondeur : 1 cm sous le lit = 62 mg/l 5 cm " = 6 mg/l - distance : diminution logarithmique de (N-NH <sub>4</sub> )
N-NO <sub>2</sub> (mg/l)	0	-	dénitrification adsorption faible	
N-NO <sub>3</sub> (mg/l)	0,3 - 1	1 - 50	dénitrification adsorption (faible) + accumulation saisonnière	- distance : augmentation logarithmique de (N-NO <sub>3</sub> ) jusqu'à environ 5m puis diminution - profondeur : diminution de (N-NO <sub>3</sub> ) : dénitrification au niveau de la zoogée - saison : très forte (N-NO <sub>3</sub> ) en période pluvieuse
P total(mg/l)	10 - 35	0 - 0,2	- P organique se minéralise facilement puis est absorbé par les microorganismes - P minéral est adsorbé par le sol (fonction du pH)	- temps : même après 4 ans de fonctionnement : pas de migration de P dans la nappe - distance : diminution logarithmique jusqu'à des niveaux acceptables dans la nappe - sol : fortes teneurs en P dans les horizons argileux (limon fin)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	5 - 20	0 - 4		- distance : diminution logarithmique de PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - profondeur : rétention dans les 50 premiers cm du sol

TABLEAU 26 : EFFICACITE DE L'EPANDAGE SOUTERRAIN : SYNTHESE (suite)

Paramètre	Valeurs moyennes		Phénomène	Influence de facteurs
	effluent issu de la fosse septique	eaux interstitielles		
DCO (mg/l)	440 - 820	35 - 135	fixation des apports organiques	- profondeur : fixation dans les 50 premiers cm de l'épandage
pH	7,5	7,2		- influence de la profondeur - pas d'influence de la distance
Conductivité (µS/cm)	1538		augmentation de la minéralisation de l'eau	- temps : évolution dans les 6 premiers mois de fonctionnement puis stabilisation
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	100 - 180	6 - 23	migration continue et dilution pas de rétention par le sol	- temps : stabilisation des apports - profondeur : (Cl <sup>-</sup> ) plus fortes dans les puits profonds - distance : influence (dilution)
Cations (Ca,Mg) (mg/l)			migration et dilution on retrouve des concentrations identiques à celles des eaux souterraines	- temps : migration dès les 6 premiers mois de fonctionnement - profondeur : valeurs plus fortes dans les puits profonds - sol : influence du type de sol
Na <sup>+</sup> K <sup>+</sup> (mg/l)	127 36		migration mais aussi enrichissement du sol en Na et K sans perturber son fonctionnement	- profondeur : fixation du Na en fonction de la profondeur
Bactéries			migration destruction rapide dans le sol	migration suivant : - distance à la fosse septique - pente, direction - niveau de la nappe (fluctuation) - perméabilité du sol

### DOCUMENTS CONSULTÉS

---

- 1 - Agence de Bassin Loire-Bretagne, L'Assainissement individuel, Principes et techniques actuelles, étude inter-agences, 1980.
- 2 - BERGE P., DONVILLE B., Impact de l'assainissement individuel sur les teneurs en nitrates des eaux souterraines, Sciences et Techniques de l'Eau, 1985.
- 3 - BRISSAUD F., CIAN L., DELTOUR P., et al., Etude expérimentale de tranchées filtrantes drainées, Journal Français d'Hydrologie, 1984.
- 4 - BUSON C., LE LEUCH M., TROTEL M.C., Aptitude des sols à l'assainissement autonome : étude de quatre dispositifs, Journal Français d'Hydrologie, 1984.
- 5 - CATHELAIN M., DEMIAUTTE J.P., Capacité des sols à assurer l'assainissement autonome, Hydrogéologie, 1985.
- 6 - CATHELAIN M., de LAUZANNE R., Construction et mise en service d'une installation d'étude du colmatage des sols en assainissement autonome, Journal Français d'Hydrologie, 1984.
- 7 - DUNN S.J., REDDY M.R., Effect of domestic effluents on groundwater quality : a case study, The Science of the Total Environment, 1984.
- 8 - GOLICHEFF A., HELARY Y., La pratique de l'assainissement privé, Le Moniteur des Travaux publics et du Bâtiment, 1976.
- 9 - GOUGOUSSIS C., Assainissement individuel et aptitude des sols à l'élimination et à l'épuration des effluents domestiques, BRGM, 1982.
- 10 - JONES A., LEE F., Septic tank waste water disposal systems as phosphorus sources for surface waters, Journal WPCF, 1979.
- 11 - Ministère de l'Environnement, Cahiers techniques de la Direction de la Prévention des Pollutions, Assainissement individuel, 1981.
- 12 - RENEAU R.B., Changes in Concentrations of Selected Chemical Pollutants in Wet, Tile - drained Soil Systems as Influenced by Disposal of Septic Tank Effluents, J. Environ. Qual., 1979.
- 13 - VIRARAGHAVAN T., Travel of microorganismes from a septic tile, Water Air and Soil Pollution, 1978.

### 3 - PRESENTATION DU SITE ET DE LA METHODOLOGIE

#### 3.1 Recherche et choix du site

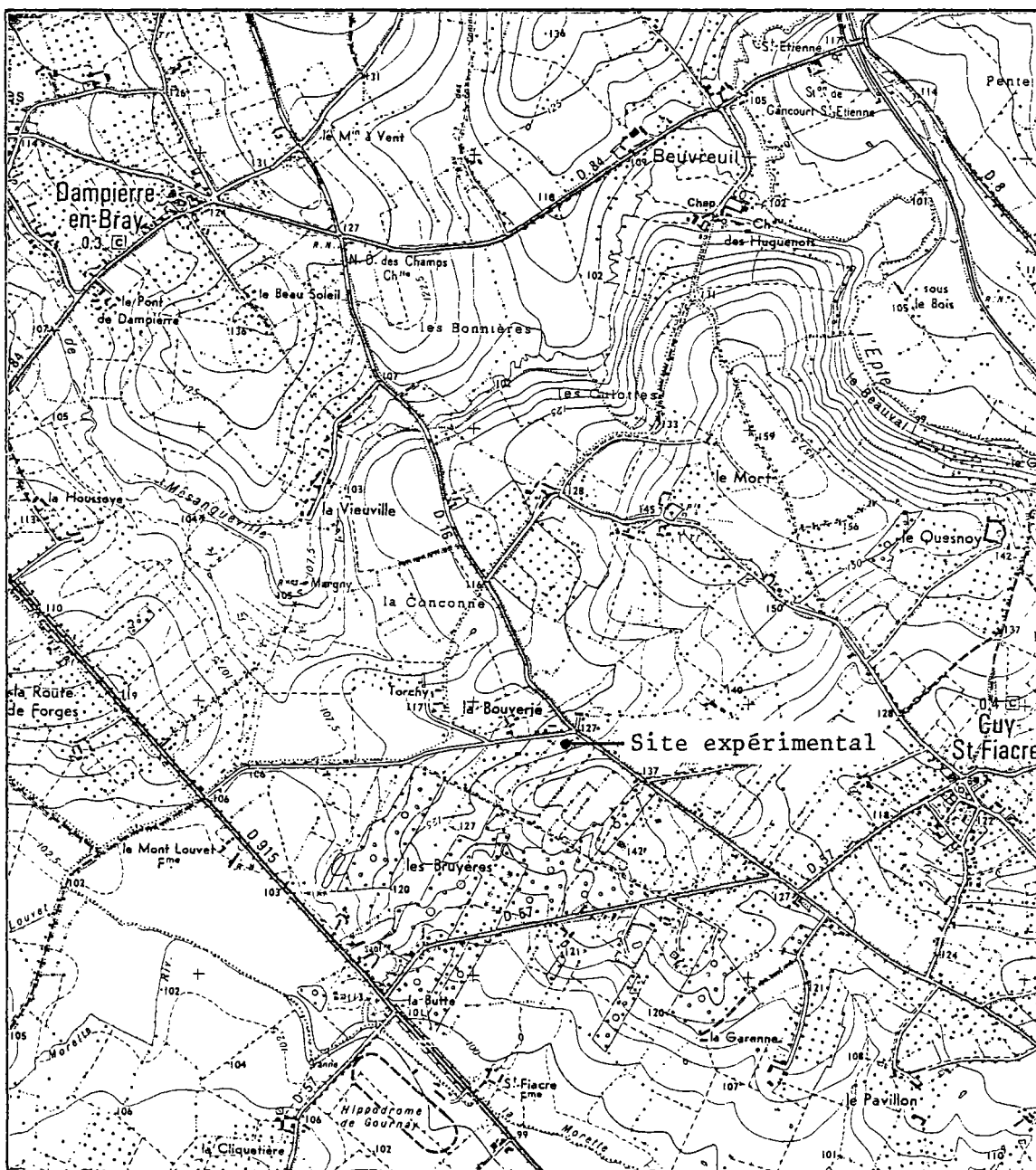
L'étude devant porter sur un dispositif d'assainissement autonome, la première démarche a consisté à rechercher un site favorable.

Les critères de sélection étaient les suivants :

- dispositif d'assainissement réalisé dans les règles de l'art, avec une localisation précise. Il n'était évidemment pas question de déterrer le système d'épandage pour vérifier son emplacement, voire son existence.
- environnement de l'habitation qui permette d'éliminer les éventuelles interférences.
- topographie du site favorable : il fallait pouvoir déterminer au préalable l'amont et l'aval hydraulique.
- conditions géologiques et hydrogéologiques favorables à l'étude : c'est-à-dire milieu poreux non fissuré et nappe souterraine à 3-4m au maximum.
- nécessité d'obtenir l'accord des habitants et des riverains notamment pour réaliser les forages.

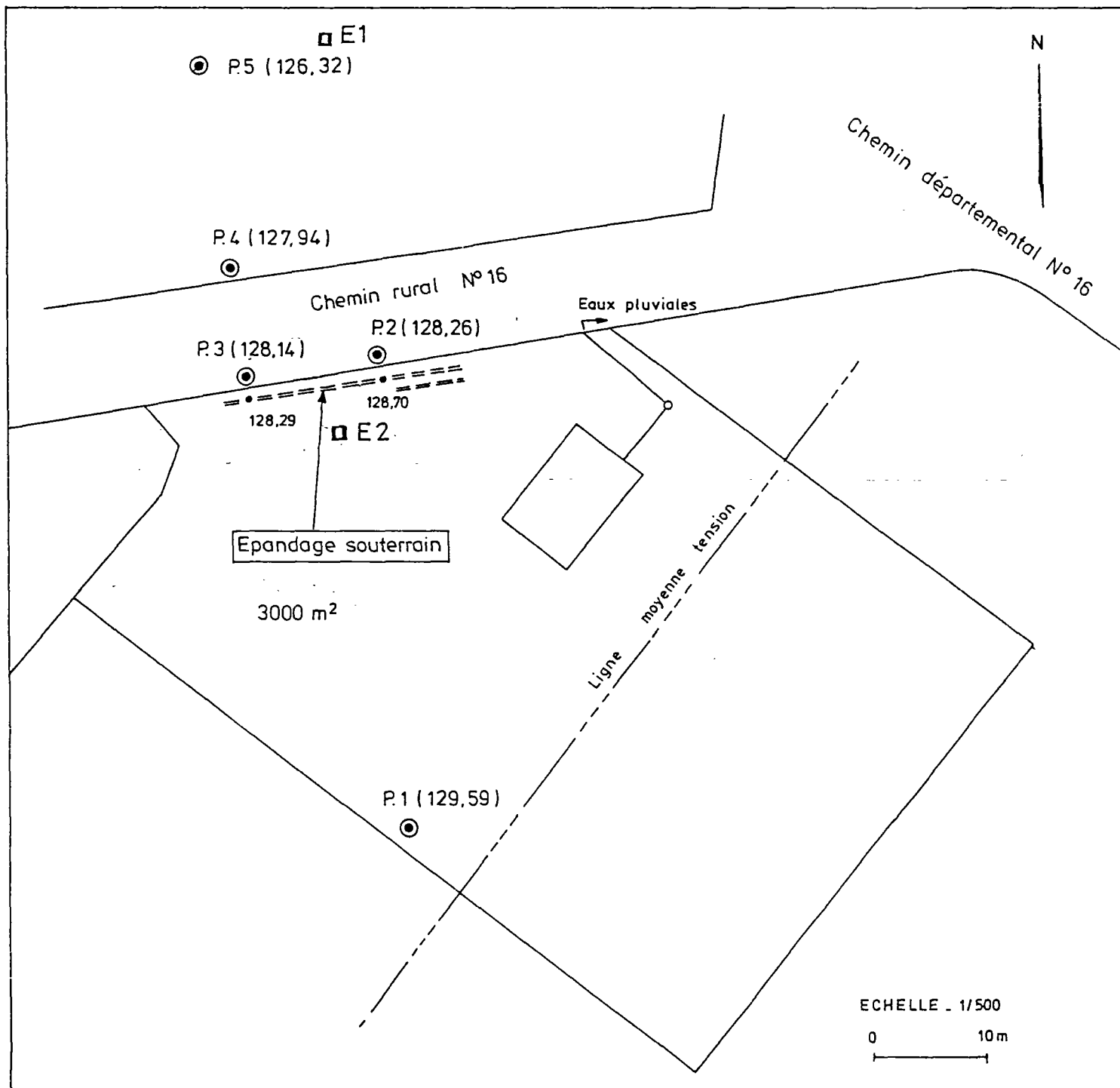
La recherche de site a été menée en collaboration avec les services de la D.D.A.S.S. Dans un premier temps, les dossiers d'assainissement ont été sélectionnés puis une visite de terrain a été réalisée en octobre 1986 pour rechercher un ou plusieurs sites possibles.

# Situation géographique



Echelle 1/25000

COMMUNE DE CUY SAINT FIACRE  
LOCALISATION DE L'EPANDAGE ET DES PIEZOMETRES



LEGENDE -

- P.1 (129,59) Piezomètre + cote au sol (cote non raccordée au NGF)
- 128,70 Point de nivellement relatif, cote au sol (non raccordée au NGF)
- ===== Epanchage souterrain

Un certain nombre de sites présentaient des caractéristiques techniques à priori favorable mais sur le terrain la principale contrainte qui est apparue a été l'obtention de l'autorisation des occupants pour réaliser l'étude.

Finalement un site a été trouvé sur la commune de CUY-SAINT-FIACRE près de COURNAY-EN-BRAY.

### 3.2 Caractérisation du site

#### 3.2.1 Plan et description

La zone d'épandage est située dans la commune de CUY-SAINT-FIACRE, au hameau La Bouverie, à environ 5 km au Nord de GOURNAY-EN-BRAY (Cf. figure 14).

Les habitations sont individuelles. Le paysage environnant est principalement constitué de vergers.

La configuration du site est représentée sur la figure 15. La zone d'épandage souterrain se situe à la cote 127 m NGF avec une pente topographique de 4 à 5 % dirigée vers le Nord - Nord-Ouest.

#### 3.2.2 Assainissement

L'assainissement autonome est réalisé pour une habitation de type F5 abritant 5 personnes. Il a été mis en service en 1980.

Un schéma du dispositif d'assainissement est représenté sur la figure 16.

Les eaux vannes sont évacuées dans la fosse septique (volume = 1500 l).

Les eaux usées passent dans un bac dégraisseur (volume = 200 l)



L'épandage superficiel des eaux issues de la fosse septique est réalisé par deux tranchées d'inégale longueur d'une surface estimée à 15 mètres carrés (30 m x 0,5 m).

On peut rapprocher ce chiffre de la valeur recommandée dans ce cas de figure qui est de 30 m<sup>2</sup>, (5 pièces, K compris entre 20 et 50 mm/h et sol hydromorphe).

### 3.2.3 Caractéristiques géologiques

Du point de vue géologique, le site est localisé sur le flanc sud de l'anticlinal du Pays de Bray.

La carte géologique au 1/50 000 de Forges-Les-Eaux place le site expérimental sur la base des formations du Wealdien en limite avec le Portlandien supérieur.

Les terrains du Wealdien sont décrits comme une formation de sables ferrugineux hétérométriques (médiane entre 0,10 mm et 0,95 mm) avec des passées gréseuses, ligniteuses et argileuses.

Les forages réalisés pour les prélèvements d'eau ont confirmé la nature sableuse des terrains.

Les coupes géologiques suivantes ont été réalisées :

#### Sondage 1

0	-	0,80 m	Sable argileux
0,80	-	3,00 m	Sable fin
3,00	-	3,80 m	Sable argileux
3,80	-	6,00 m	Sable avec passées gréseuses et ligniteuses

#### Sondage 2

0	-	4,00 m	Sable fin limoneux
4,00	-	5,30 m	Sable fin avec passées gréseuses

Sondage 3

0 - 4,00 m Sable fin limoneux  
4,00 - 5,20 m Sable fin avec passées gréseuses

Sondage 4

0 - 3,80 m Sable fin limoneux  
3,80 - 4,80 m Sable argileux avec passées gréseuses  
4,80 - 5,80 m Intercalations de sable et d'argile vert

Sondage 5

0 - 1,00 m Sable fin  
1 - 2,50 m Sable fin argileux  
2,50 - 5,10 m Sable fin

Du point de vue hydrogéologique, ces sables renferment une nappe dont le niveau est proche du sol (Cf. § 4.1.1).

Au niveau de l'épandage, les mesures ont montré des profondeurs de l'eau variant de 0,50 m à 2,00 m en fonction de la saison.

3.2.4 Caractérisation du sol - mesures de perméabilité

Deux essais de perméabilité ont été réalisés pour caractériser la tranche superficielle du terrain dans laquelle est réalisée l'épandage.

Les mesures ont été faites en tranchée avec le perméamètre PANDA (Perméamètre à Affichage Numérique Méthode Double Anneau).

La localisation des essais est reportée sur la figure 15.

Les résultats sont reportés dans le tableau ci-dessous :

N°	Profondeur /sol	Nature du terrain	Perméabilité K à 20°C	
E 1	0,30 m	Sable fin limoneux	$9,6 \cdot 10^{-6}$ m/s	35 mm/h
E 2	0,40 m	Sable fin limoneux	$1,4 \cdot 10^{-5}$ m/s	50 mm/h

Les deux essais montrent des terrains identiques ayant des perméabilités voisines de  $1 \cdot 10^{-5}$  m/s ce qui leur confère a priori des caractéristiques favorables pour l'assainissement naturel.

### 3.3 Méthodologie utilisée

Le but principal de l'opération est l'acquisition de données sur la qualité des eaux. Pour ce faire, le dispositif expérimental retenu est une série de forages (piézomètres). La disposition de ces forages est donnée par la figure 15. Elle est la suivante :

- un forage situé à l'amont du dispositif d'épandage dans un herbage (P1) ;
- deux forages situés à 1,50 m à l'aval immédiat des tranchées (P2 et P3) ; le forage P2 est situé au départ de l'épandage et le forage P3 en bout ;
- un forage situé à 12 m de l'épandage (P4) ;
- un forage situé à 30 m de l'épandage (P5).

Les forages ont environ 5 m de profondeur et ont été équipés d'un tubage PVC de diamètre 100 mm crépiné sur toute la hauteur.

Le nettoyage et le développement des forages a été réalisé par pompage intermittent. La perméabilité du milieu ne permettant pas un pompage continu pour les prélèvements d'eau, ces derniers ont été réalisés à la soupape après vidange préalable du forage pour renouveler l'eau.

En ce qui concerne la fréquence et la nature des analyses, il était prévu à l'origine des analyses trimestrielles de type I. Ces analyses ont été réalisées avec en supplément une participation de la DDASS qui a prélevé et financé des analyses intermédiaires de type II.

Les prélèvements ont été réalisés sur une période de 15 mois, de janvier 1987 à mars 1988.

## 4 - RESULTATS

### 4.1 Comportement hydraulique

#### 4.1.1 Piézométrie

La profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol a été mesurée dans les cinq piézomètres. Les résultats figurent dans le tableau 26.

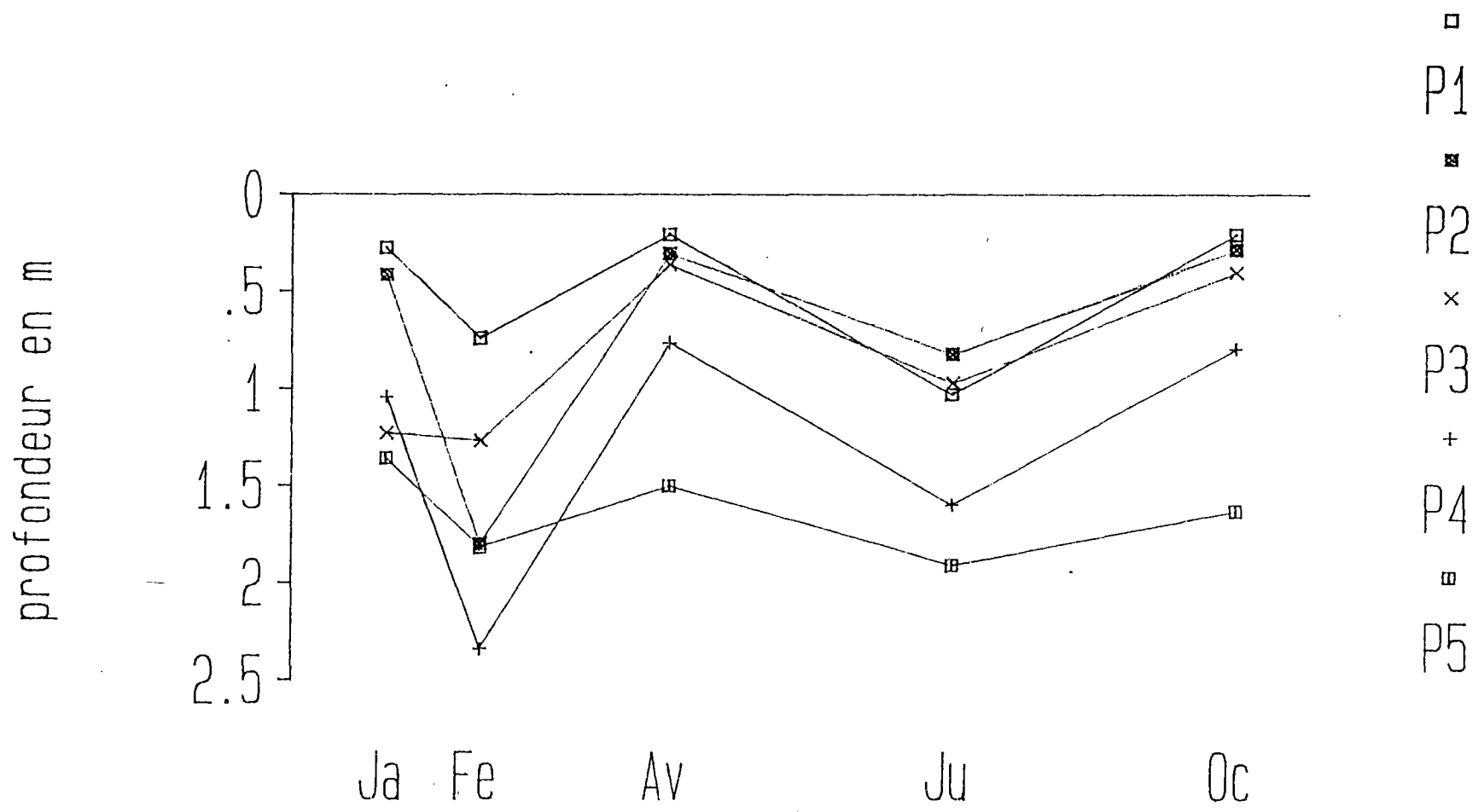
	Ja	Fe	Av	Ju	Oc
P1	,27	,74	,20	1,03	,20
P2	,41	1,80	,30	,82	,28
P3	1,23	1,27	,36	,97	,40
P4	1,04	2,34	,76	1,60	,79
P5	1,36	1,82	1,50	1,91	1,63

Tableau 26 : Profondeur de la nappe (en mètres par rapport au sol)

L'évolution des niveaux piézométriques représentée sur la figure 17 est semblable dans les 5 piézomètres. En particulier, elle montre une fluctuation saisonnière de la profondeur du niveau d'eau. La nappe est peu profonde en hiver et pendant les saisons pluvieuses (Janvier, Avril et Octobre), exception faite pour le mois de Février où le sol était gelé.

La superposition des profondeurs de nappe mesurées dans les cinq piézomètres montre que la surface piézométrique est similaire à la topographie et confirme le choix de leur implantation suivant la configuration du terrain, à savoir :

- P1 à l'amont hydraulique
  - P2 et P3 à l'aval hydraulique immédiat
  - P4 à l'aval hydraulique
  - P5 à l'aval hydraulique éloigné.
- Ceci est bien visible en Avril et Octobre.



Niveaux piezométriques

#### 4.1.2 Traçages

Les traçages ont été effectués dans le but de visualiser et si possible quantifier au niveau des piézomètres, la migration de l'effluent issu de la fosse septique.

Les traceurs choisis ont été les suivants :

- iodure, ion réputé bon traceur de l'eau
- lithium, ion métallique
- fluorescéine, traceur utilisé couramment.

Les injections ont été faites le 7 Janvier 1987 dans le bac dégraisseur de 200 l :

- 750 g de NaI dilués dans 10 litres d'eau, soit 635,25g de  $I^-$  ;
- 1 Kg de LiCl dilués dans 10 litres d'eau, soit 164g de  $Li^+$  .
- 300 g de fluorescéine.

A l'issue de la fosse septique de 1500 l, on peut considérer que les traceurs ont été dilués dans un volume total de 1710 litres.

Compte tenu de l'écoulement en "cascade", l'effluent qui sort de la fosse septique a donc des concentrations maximales en traceurs qui sont :

- 371,49 mg/l pour  $I^-$ ,
- 95,91 mg/l pour  $Li^+$ .

Ces concentrations décroissent exponentiellement avec le volume écoulé.

Les résultats d'analyses pour les deux traceurs figurent dans le tableau 27.

Les graphiques sont reportés sur la figure 18.

N°	PARAMETRE	unité	seuil	07/01	23/01	10/03	07/04	12/05	08/07	09/09	28/10
Rejet	iodures	µg/l	1	0							
	lithium	µg/l	,01	0							
P1	iodures	µg/l	1	0							
	lithium	µg/l	,01	,01							
P2	iodures	µg/l	1	3,8	640	3000	940	500	130	800	840
	lithium	µg/l	,01	0	,47	,44	,34	,13	,135	,13	0
P3	iodures	µg/l	1	1,5	300	3000	1340	2000	345	240	170
	lithium	µg/l	,01	0	0	,32	,12	,1	,122	,028	,038
P4	iodures	µg/l	1	6,3	145	120	1640	400	172	540	500
	lithium	µg/l	,01	,01	0	0	0	0	0	0	,075
P5	iodures	µg/l	1	0	0	1,8	10,4	0	4		98
	lithium	µg/l	,01	0	0	0	0	0	0		0

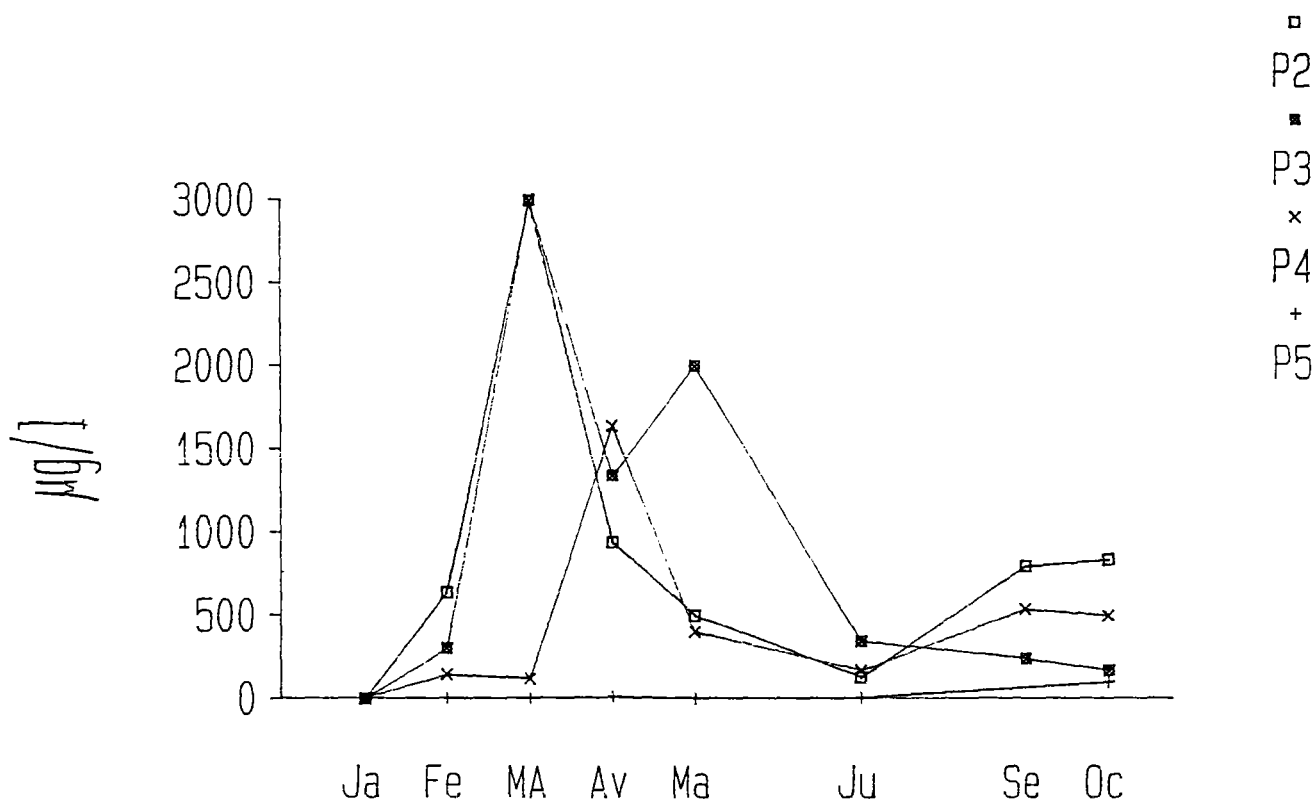
Tableau 27 : résultats des traçages

Les courbes de restitution conduisent aux constatations suivantes :

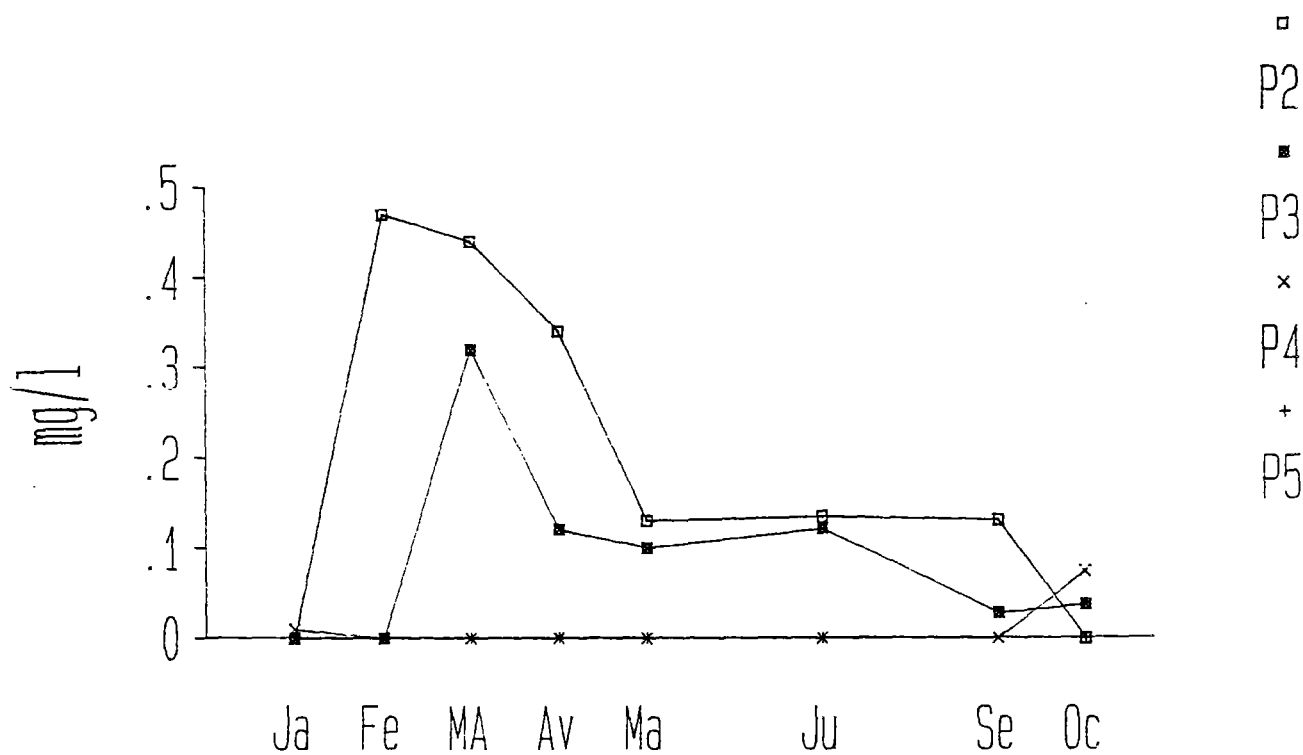
- un pic de concentration ( $I^-$  et  $Li^+$ ) après 1 ou 2 mois sur les piézomètres à 1,50 m de l'épandage.
- un pic net pour  $I^-$  sur le P4 à 12 m, 3 mois après l'injection.
- sur le P5 à 30 m, apparition de  $I^-$  3 mois après l'injection et concentration la plus élevée après 9 mois.
- absence ou très faible concentration de Lithium sur P4 et P5 qui indique que ce traceur est adsorbé par le milieu.



Figure 18



Iodures



Lithium

Les différents temps d'apparition ou pics montrent que le transfert à partir de l'épandage en zone non saturée jusqu'aux piézomètres les plus proches (1,50 m) est relativement lent (1 à 2 mois) comparativement à l'écoulement en nappe (12 m en 1 mois).

Le pic de concentration (3000 g/l en  $I^-$ ) visible le 10 Mars dans les piézomètres P2 et P3 correspond à une dilution de 1/124 par rapport à la concentration de l'effluent issu de la fosse septique.

Le pic de concentration (0,47 mg/l en  $Li^+$ ) dans le piézomètre P2 correspond à une dilution de 1/204 par rapport à la concentration de l'effluent issu de la fosse septique.

Ces différents rapports concernent une injection ponctuelle de traceurs. Ils sont à mettre en rapport avec les résultats obtenus avec des traceurs "permanents" présents dans l'épandage (chlorures notamment).

Le traçage à la fluorescéine a été fait de manière qualitative afin de vérifier que les piézomètres étaient bien sur le trajet des écoulements issus de l'épandage. Il avait pour but de suppléer au traçage chimique en cas de résultat négatif ou non significatif.

La fluorescéine a été détectée à l'aide de charbon actif.

Les résultats ont été les suivants :

	22/01	11/03	07/04
P2	+++	+++	++
P3	+	++	+++
P4	-	+	+
P5	-	+	+

Tableau 28 : dosage qualitatif de la fluorescéine  
(les croix correspondent à une appréciation purement qualitative)

## 4.2 Résultats d'analyses chimiques

### 4.2.1 Présentation et commentaires des résultats

Les résultats d'analyses des différents prélèvements d'eau figurent dans les tableaux 29 à 34. Ces résultats ont été traduits sous forme de graphiques.

L'interprétation a été faite à partir de deux types de graphiques, pour chaque paramètre analysé :

- en fonction du temps en superposant les différents points d'observation pour une même date. Cette représentation est utile pour mettre en évidence d'éventuelles variations saisonnières.
- en fonction de la distance en superposant les différentes dates de prélèvement. C'est la représentation qui permet de mieux mettre en évidence l'impact de l'assainissement et l'épuration en cours du transit.

Pour faciliter la lisibilité des graphiques, certaines valeurs isolées et très élevées n'ont pas été prises en compte.

Les graphiques sont donnés ci-après pour chaque paramètre avec quelques commentaires.

#### - Chlorures, sodium, potassium, sulfates, conductivité (figures 19 à 22)

Ces cinq paramètres traduisent la salinité de l'eau. Ils peuvent être considérés comme des bons traceurs de l'effluent.

En ce qui concerne l'évolution dans le temps, les concentrations montrent une certaine variabilité surtout à proximité de l'épandage, mais pas de variation saisonnière nette.

Le phénomène le plus net est l'évolution de ces paramètres avec la distance, de l'amont vers l'aval :

- Valeur faible et constante à l'amont
- pic au droit de l'épandage (P2 et P3)

TABLEAU 29 : RESULTATS D'ANALYSE DU FORAGE P1

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01	10/02	10/03	07/04	12/05	08/07	09/09	28/10	29/03
<b>TYPE 2:</b>											
Turbidité	g.m.		300	900		250		1000		500	
pH			7,2	6,5	6,2	6,1		6,1		5,9	
Résistivité	Ω.cm		3030	2865	3236	3745	3817	4291	15219	4484	5376
Conductivité	µS/cm		330	349	309	267	262	233	192	223	186
TH	°F		16,5	16,5	15	11		14,5		17	
NH4	mg/l	,010	0	,010	0	0	,130	0	,04	0	,272
NO2	mg/l		,13	,17	,30	,10	,07	,04	,05	,09	,05
NO3	mg/l	,5	41	38,5	39,5	16	37	18,5	8	14	7
Cl	mg/l		19	23	19,5	13	16	14,5	11,5	18	8,5
SO4	mg/l		29	31	29,5	24		28		16,5	
M.O.	mg/l		4	26	8	,60		4		40	
Fe	mg/l		2,39	4,63	1,53	,46		,71		,55	
TAC	°F		12	3,5	6	8		10		13,5	
PO4	mg/l		,162		,096	,260		,023		,068	
<b>TYPE 1:</b>											
T'eau	°C		20			20		20		20	
SiO2	mg/l		4,6			5,4		5,2		3,7	
H2S	mg/l		0							0	
O2 dissous	mg/l		5116			3				5,83	
Rsec 105-110°C	mg/l		342			216		234		151	
Rsec 500°C	mg/l		196			90		137		24	
Ca	mg/l		60			40		40		63,2	
Mg	mg/l		3,65			2,40		9,72		2,90	
Na	mg/l		8,7			7,3		6,4		3,2	
K	mg/l		4,4			7,5		3		5,2	
Mn	mg/l	,01	,03			,01		,035		0	
Al	mg/l		4,2			,8		1,2		,6	
CO3	mg/l										
HCO3	mg/l		146,5			97,6		122		164,5	
Détergents	mg/l		,03			,02		,12		,03	
<b>BACTERIOLOGIE:</b>											
Num. 37°C	/ml		14000	3800		300		10000		2000	
Num. 20°C	/ml		46000	55000		35000		3760		2610	
Colif. totaux	/100ml	,3	150	750	38	930	3,6	930		43000	
Colif. fécaux	/100ml	,3	150	43	23	740		430	230	43000	9,2
Str. fécaux	/100ml	,3	0	3,6	23	150		93		1500	
Cl. Sulf. réd.	/100ml		200			200		200		70	

TABLEAU 30 : RESULTATS D'ANALYSE DU FORAGE P2

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01	10/02	10/03	07/04	12/05	08/07	09/09	28/10	29/03
TYPE 2:											
Turbidité	g.m.		650	1000		190		1000		250	
pH			6,2	6,1	6,1	5,9		6		5,6	
Résistivité	Ω.cm		1387	1064	1403	1316	1190	1157	966	1075	2688
Conductivité	µS/cm		721	940	713	760	840	864	1035	930	372
TH	°F		16	18,5	14	18,5		16,5		13	
NH4	mg/l	,01	,02	,32	0	,6	,08	0	2,27	12,52	8,05
NO2	mg/l		,03	3,1	2,3	,51	1,26	2	,88	,47	,42
NO3	mg/l	,5	194	250	191	218	256	217,5	234	152	63
Cl	mg/l		59	107	59	54	72	77	134	88	30
SO4	mg/l		46	57,5	69	94		93,5		91	
M.O.	mg/l		120	24	12	4		6		30	
Fe	mg/l		4,1	32,8	2,8	,35		13,6		,9	
TAC	°F		11,5	7,5	5	5		13		8,5	
PO4	mg/l		2,42		14	4		1,7		58,95	
TYPE 1:											
T'eau	°C		20			20		20		20	
SiO2	mg/l		21			21,1		36,4		27,5	
H2S	mg/l		0			0				0	
O2 dissous	mg/l		4,33			2,7					
Rsec 105-110°C	mg/l		594			650		857		782	
Rsec 500°C	mg/l		340			347		537		438	
Ca	mg/l		52			60,8		58		43,2	
Mg	mg/l		7,3			8,02		4,86		5,3	
Na	mg/l		94			88		138		148	
K	mg/l		17			16		16		23	
Mn	mg/l	,01	,05			,02		,1		,04	
Al	mg/l		3,8			,3		5,2		1	
CO3	mg/l										
HCO3	mg/l		140,5			61		158,6		103,5	
Détergents	mg/l		,11			,04		,37		,07	
BACTERIOLOGIE:											
Num. 37°C	/ml		11200	110		3200		76000		10000	
Num. 20°C	/ml		16000	20		35000		3250		10000	
Colif. totaux	/100ml	,3	430	2300	2300	4300	1500	43000		150000	
Colif. fécaux	/100ml		74	930	2300	4300		4300	1100000	2300	2300
Str. fécaux	/100ml	,3	930	930	430	9300		240000		360	
Cl. Sulf. réd.	/100ml		200			200		200		200	

TABLEAU 31 : RESULTATS D'ANALYSE DU FORAGE P3

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01	10/02	10/03	07/04	12/05	08/07	09/09	28/10	29/03
<b>TYPE 2:</b>											
Turbidité	g.m.		350	1000		180		1000		250	
pH			6,2	6,1	6,2	6,1		6,3		5,9	
Résistivité	Ω.cm		2288	1887	1692	1437	1031	995	2298	1980	1002
Conductivité	µS/cm		437	530	591	696	970	1005	435	505	998
TH	°F		12,5	14	10	14,5		15		11,5	
NH4	mg/l	,01	0	0	0	,8	6	18	1,25	1,79	56,4
NO2	mg/l		,20	,33	,28	12,2	2,22	4	1,39	,33	,7
NO3	mg/l	,5	92	80,5	45	0	98	282	60,5	43	14
Cl	mg/l		36,5	71	58	59	87,5	92,5	31	84	85,5
SO4	mg/l		42	43	45	116		103		5,15	
M.O.	mg/l		8	14	12	12		7		30	
Fe	mg/l		4,57	69,8	7,47	,44		18		,8	
TAC	°F		7	,5	6,5	10,5		17,5		5	
PO4	mg/l		1,74		,2	,32		,641		,327	
<b>TYPE 1:</b>											
T'eau	°C		20			20		20		20	
SiO2	mg/l		11,7			15,1		32,9		10,1	
H2S	mg/l		0			0				0	
O2 dissous	mg/l		5,33			3				2,67	
Rsec 105-110°C	mg/l		449			591		914		367	
Rsec 500°C	mg/l		270			299		572		152	
Ca	mg/l		48			50,4		48		41,6	
Mg	mg/l		1,20			4,6		7,3		2,7	
Na	mg/l		44			72		180		56	
K	mg/l		8,5			13,5		18,3		13	
Mn	mg/l	,01	1,20			,02		,099		,015	
Al	mg/l		3,1			,5		5,5		,4	
CO3	mg/l										
HCO3	mg/l		85,4			128		213,5		61	
Détergents	mg/l		,02			,07		,11		,04	
<b>BACTERIOLOGIE:</b>											
Num.37°C	/ml		1200	230		600		5360		5000	
Num.20°C	/ml		2080	3500		16600		10000		10000	
Colif.totaux	/100ml	,3	930	210	4300	4300	430	240000		93000	
Colif.fécaux	/100ml	,3	430	150	430	4300		43000	23000	1500	23000
Str.fécaux	/100ml	,3	430	93	930	430		750		0	
Cl.Sulf.réd.	/100ml		200			200		200		70	

TABLEAU 32 : RESULTATS D'ANALYSE DU FORAGE P4

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01	10/02	10/03	07/04	12/05	08/07	09/09	28/10	29/03
<b>TYPE 2:</b>											
Turbidité	g.m.		750	1000		350		1000		550	
pH			6,5	6,4	6,3	6,4		6,3		6,2	
Résistivité	Ω.cm		1698	1468	2095	1585	2959	1798	1513	1501	1642
Conductivité	µS/cm		589	681	477	631	338	556	661	666	609
TH	°F		18,5	21,5	13	20		18,5		16	
NH4	mg/l	,01	0	0	,02	0	,02	0	,384	,804	,02
NO2	mg/l		,23	,4	,26	,35	,24	,07	,28	,12	,4
NO3	mg/l	,5	80,5	96,5	61	63,5	10	52	70	83	26
Cl	mg/l		43,5	52,5	46,5	53	47	69,5	73	62,5	64,5
SO4	mg/l		68	68	44	49		75		91	
M.O.	mg/l		4	28	6	8		3,4		10	
Fe	mg/l		10	593	13,6	1,05		52		12	
TAC	°F		13,5	9,5	7	15,5		11,5		11	
PO4	mg/l		2,6		,07	1,06		,444		,2	
<b>TYPE 1:</b>											
T'eau	°C		20			20		20		20	
SiO2	mg/l		9,8			9,5		15,9		10,7	
H2S	mg/l		0			0				0	
O2 dissous	mg/l		6,33			7				5,25	
Rsec 105-110°C	mg/l		1149			1100		517		514	
Rsec 500°C	mg/l		842			798		393		307	
Ca	mg/l		69,6			72,8		65,6		56,8	
Mg	mg/l		2,7			4,4		5,1		4,4	
Na	mg/l		65			55		63		85	
K	mg/l		5			7,1		7		7	
Mn	mg/l	,01	,18			,07		,224		,17	
Al	mg/l		10			,7		,8		,4	
CO3	mg/l										
HCO3	mg/l		164,5			189		140,3		134	
Détergents	mg/l		,02			,02		,017		,02	
<b>BACTERIOLOGIE:</b>											
Num. 37°C	/ml		770	420		1100		7200		250	
Num. 20°C	/ml		4200	20000		49000		10000		720	
Colif. totaux	/100ml	,3	930	430	43	930	0	1500		920	
Colif. fécaux	/100ml	,3	360	430	3,6	430		0	93	0	430
Str. fécaux	/100ml	,3	0	3,6	0	92		930		0	
Cl. Sulf. réd.	/100ml		200			200		200		50	

TABLEAU 33 : RESULTATS D'ANALYSE DU FORAGE P5

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01	10/02	10/03	07/04	12/05	08/07	28/10	29/03
<b>TYPE 2:</b>										
Turbidité	g.m.		850	550		500		1000	1000	
pH			6,2	6,8	6,6	6,5		6,8	6,5	
Résistivité	Ω.cm		2703	1988	2188	2252	2519	1869	2754	2369
Conductivité	µS/cm		370	503	457	444	397	535	363	422
TH	°F		17	21,5	18	19		29,5	14,5	
NH4	mg/l	,01	0	0	0	0	,01	0	0	,384
NO2	mg/l		,13	,19	,27	,13	,14	,05	,04	,09
NO3	mg/l	,5	6	11	13	12	19,5	6	8	2,5
Cl	mg/l		32,5	34,5	34	26,5	36	29,5	22,5	38
SO4	mg/l		31,5	31,5	6,5	27,5		89	26,5	
M.O.	mg/l		12	18	10	8		2,8	10	
Fe	mg/l		6,34	215	1,2	,74		31	6	
TAC	°F		15,5	15	12,5	17,5		20	12	
PO4	mg/l		,98		,09	1,1		,16	,680	
<b>TYPE 1:</b>										
T'eau	°C		20			20		20	20	
SiO2	mg/l		5			5,6		11,2	7,8	
H2S	mg/l		0			0			0	
O2 dissous	mg/l		6,83			6,2			5,5	
Rsec 105-110°C	mg/l		266			280		472	235	
Rsec 500°C	mg/l		160			170		341	132	
Ca	mg/l		64			73		115,2	53,6	
Mg	mg/l		2,43			1,8		1,70	27	
Na	mg/l		19,5			25		18,5	16	
K	mg/l		2,4			4,3		3,4	3,4	
Mn	mg/l	,01	,21			,09		,49	0	
Al	mg/l		4,6			,3		,2	,2	
CO3	mg/l									
HCO3	mg/l		189			213,5		244	146,5	
Détergents	mg/l		,02			,015		,019	,02	
<b>BACTERIOLOGIE:</b>										
Num. 37°C	/ml		10500	32000		3200		4800	4600	
Num. 20°C	/ml		72000	350000		1600		15200	10000	
Colif. totaux	/100ml	,3	930	750	11	2300	75	230	380000	
Colif. fécaux	/100ml	,3	230	430	3,6	2300		92	4300	0
Str. fécaux	/100ml	,3	9,2	930	93	36		230	9300	
Cl. Sulf. réd.	/100ml		200			200		200	200	

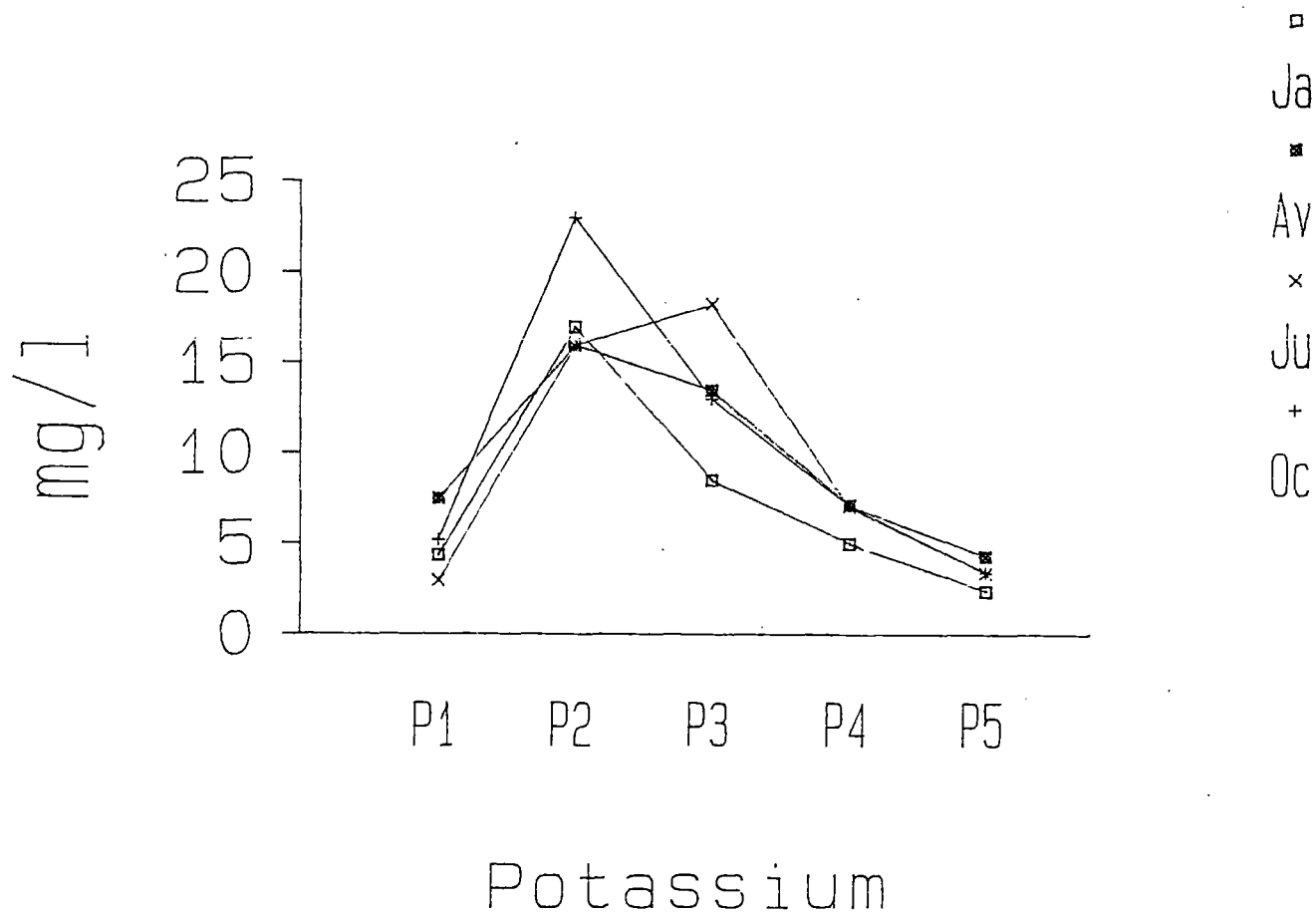
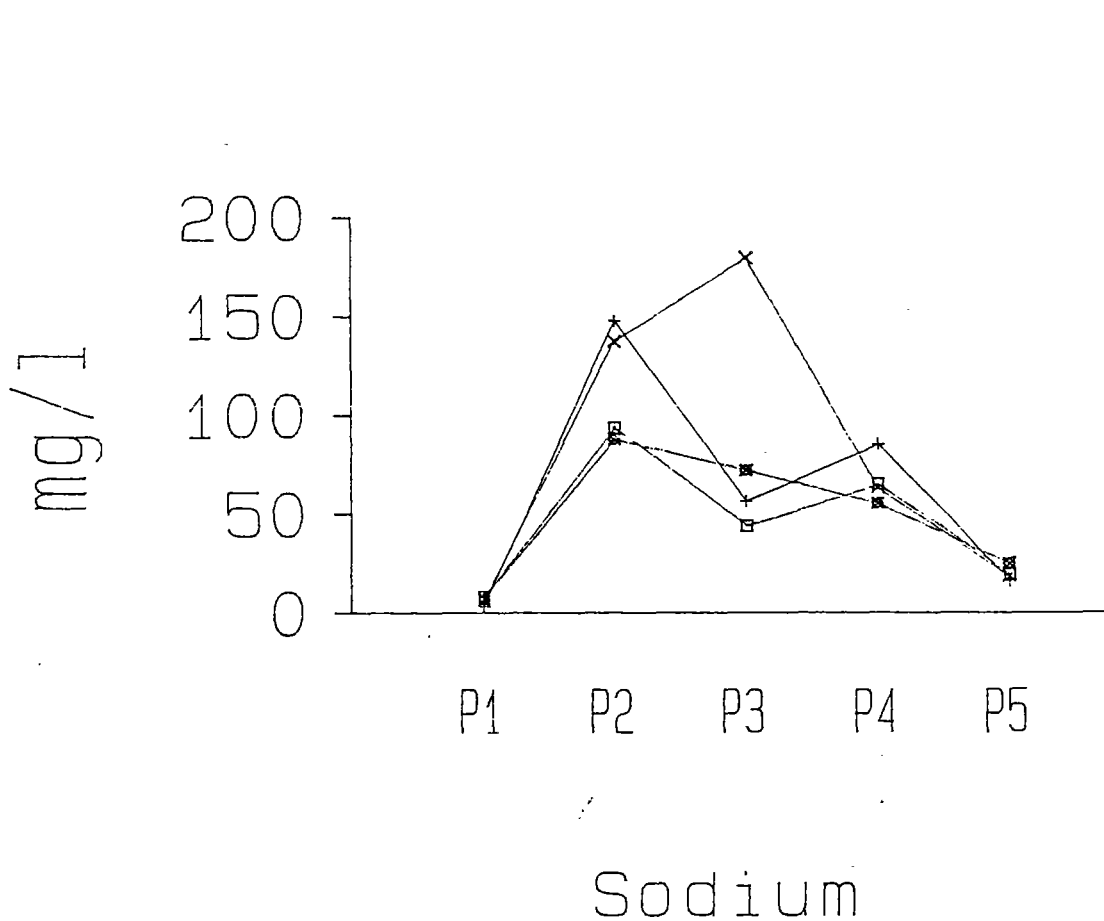


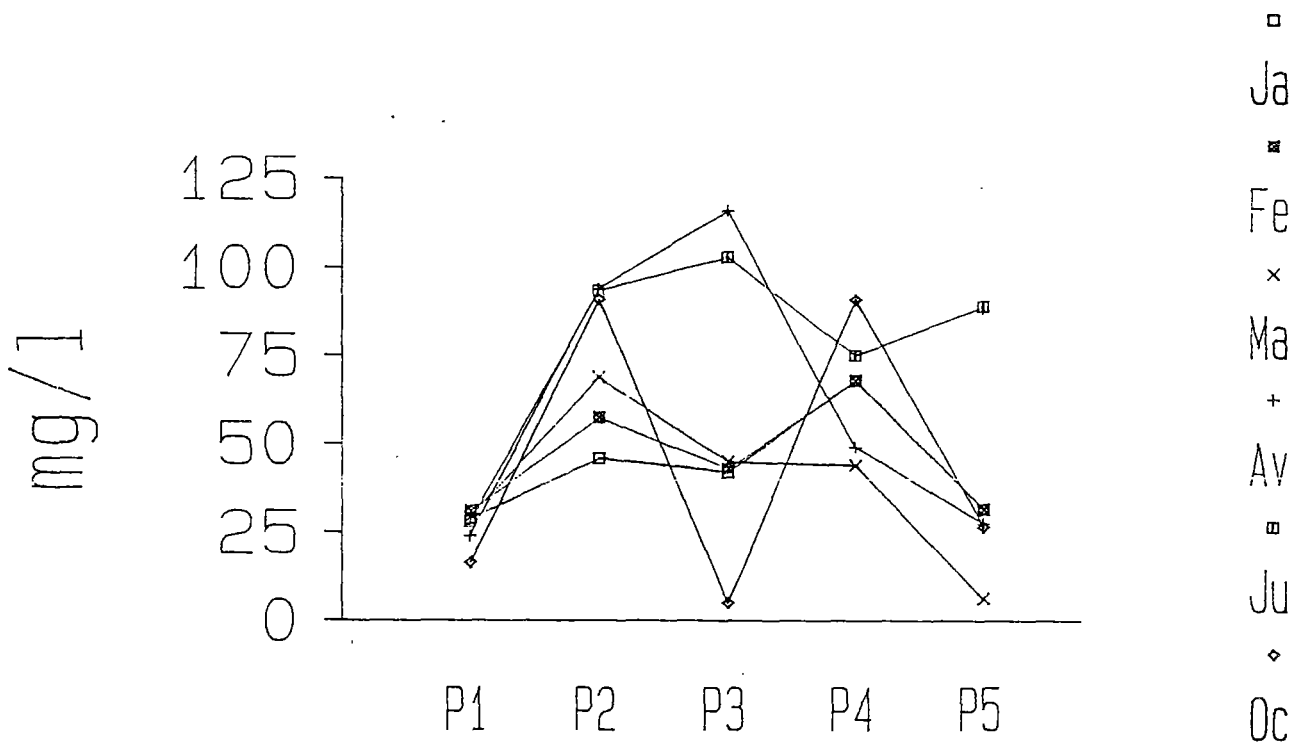
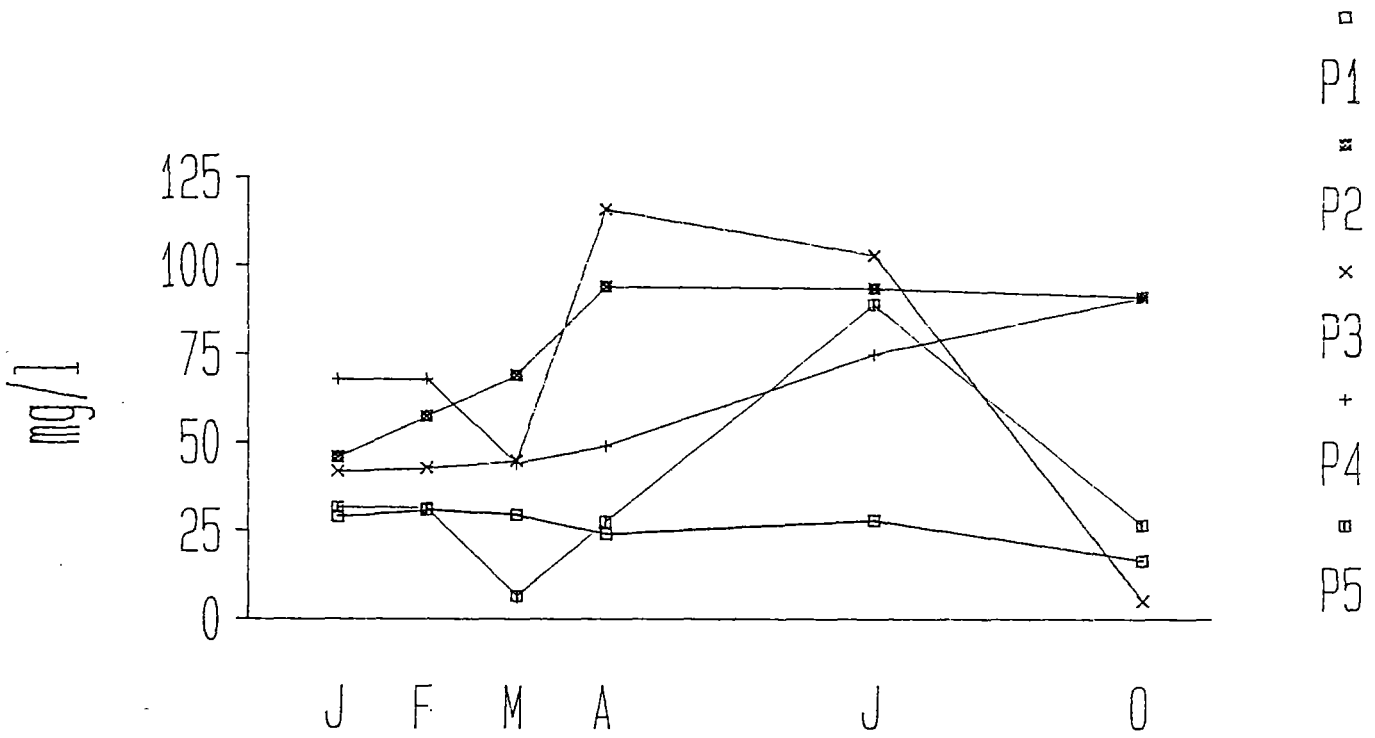
TABLEAU 34 : RESULTATS D'ANALYSE DU REJET

PARAMETRE	Unité	Seuil	07/01
TYPE 2:			
Turbidité	g.m.		550
pH			7,9
Résistivité	$\Omega \cdot \text{cm}$		611
Conductivité	$\mu\text{S/cm}$		1637
TH	$^{\circ}\text{F}$		13
NH <sub>4</sub>	mg/l	,01	1,20
NO <sub>2</sub>	mg/l		,12
NO <sub>3</sub>	mg/l	,5	0
Cl	mg/l		78,5
SO <sub>4</sub>	mg/l		
M.O.	mg/l		6
Fe	mg/l		,13
TAC	$^{\circ}\text{F}$		26,5
PO <sub>4</sub>	mg/l		2,52
TYPE 1:			
T°eau	$^{\circ}\text{C}$		20
SiO <sub>2</sub>	mg/l		24,9
H <sub>2</sub> S	mg/l		2
O <sub>2</sub> dissous	mg/l		,83
Rsec 105-110 $^{\circ}\text{C}$	mg/l		464
Rsec 500 $^{\circ}\text{C}$	mg/l		288
Ca	mg/l		32
Mg	mg/l		12
Na	mg/l		115
K	mg/l		31,5
Mn	mg/l	,01	0
Al	mg/l		,4
CO <sub>3</sub>	mg/l		
HCO <sub>3</sub>	mg/l		323,5
Détergents	mg/l		8,5
BACTERIOLOGIE:			
Num. 37 $^{\circ}\text{C}$	/ml		2080000
Num. 20 $^{\circ}\text{C}$	/ml		2080000
Colif. totaux	/100ml	,3	9300000
Colif. fécaux	/100ml	,3	930000
Str. fécaux	/100ml	,3	280000
Cl. Sulf. réd.	/100ml		200

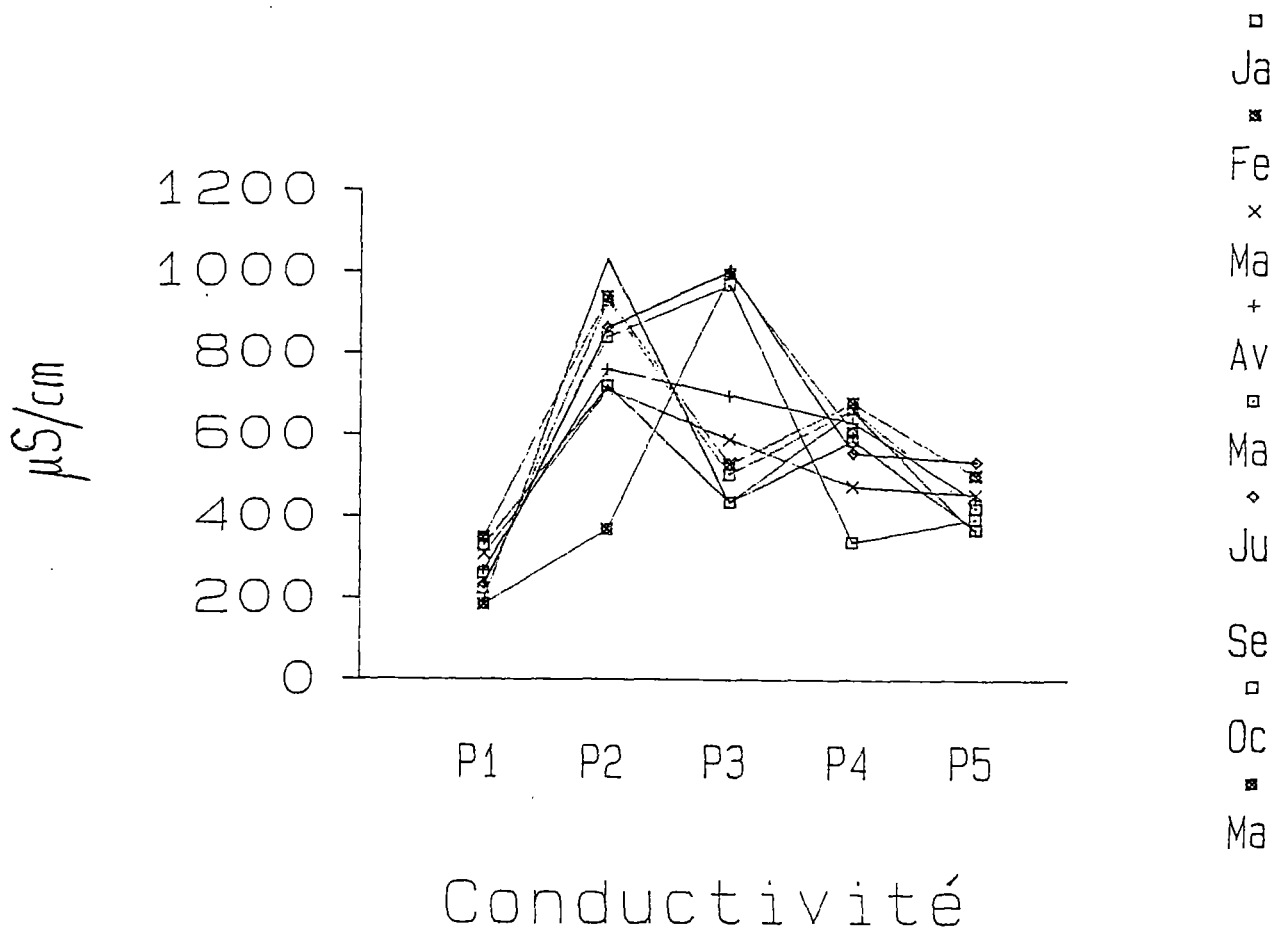
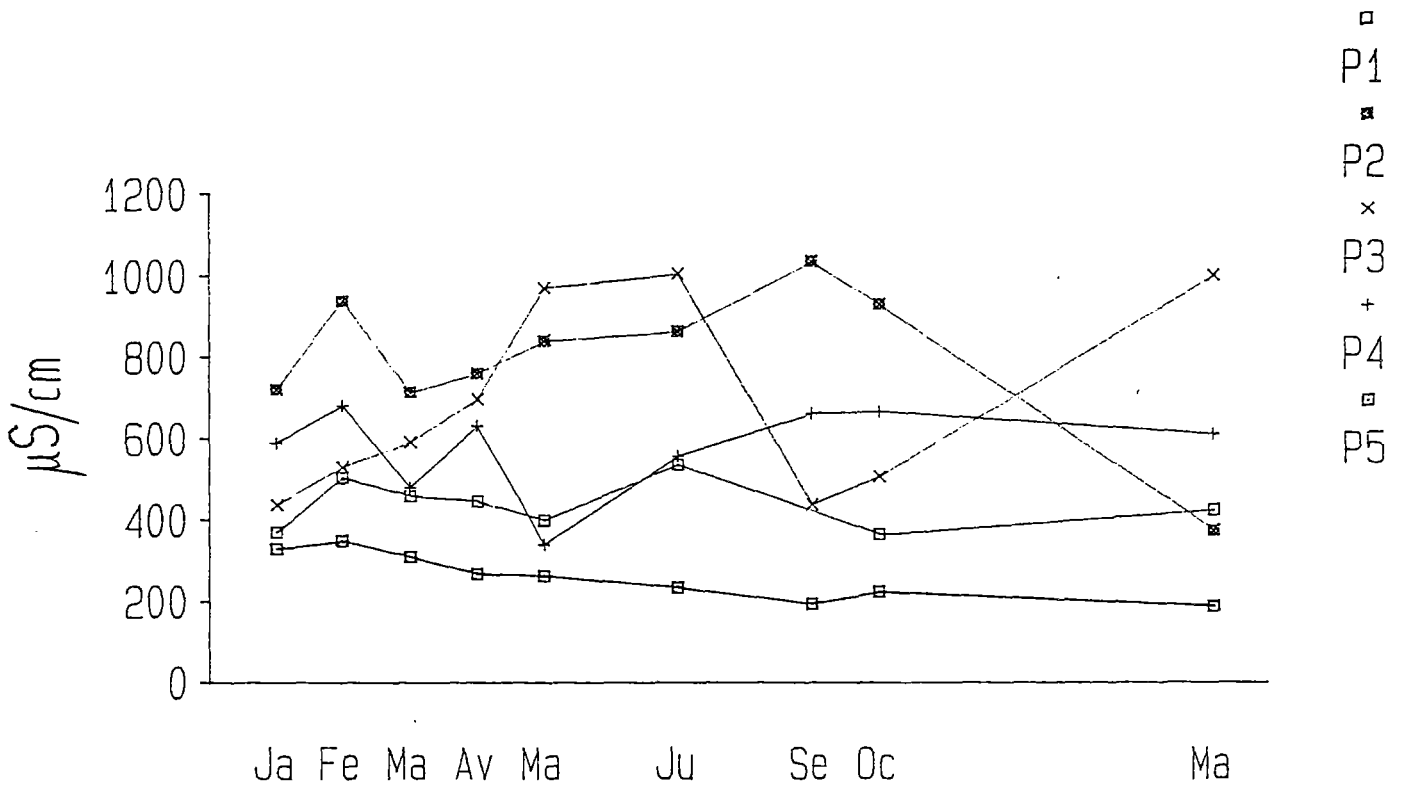


Figure 20





Sulfates



Conductivité

- A 30 m dans le P5 les chlorures sont deux fois plus élevés qu'à l'amont.

Le sodium et le potassium retrouvent par contre des valeurs proches de celles de l'amont.

Pour les sulfates les concentrations à l'aval restent dispersées.

- Calcium et magnésium (figure 23)

Pour ces deux éléments, aucun impact significatif de l'épandage n'est mis en évidence.

C'est le cas également des bicarbonates (non représentés).

- Ammonium, nitrites et nitrates (figures 24 à 26)

Pour  $\text{NH}_4^+$  les seules valeurs élevées ont été mises en évidence à proximité de l'épandage (P2 et P3).

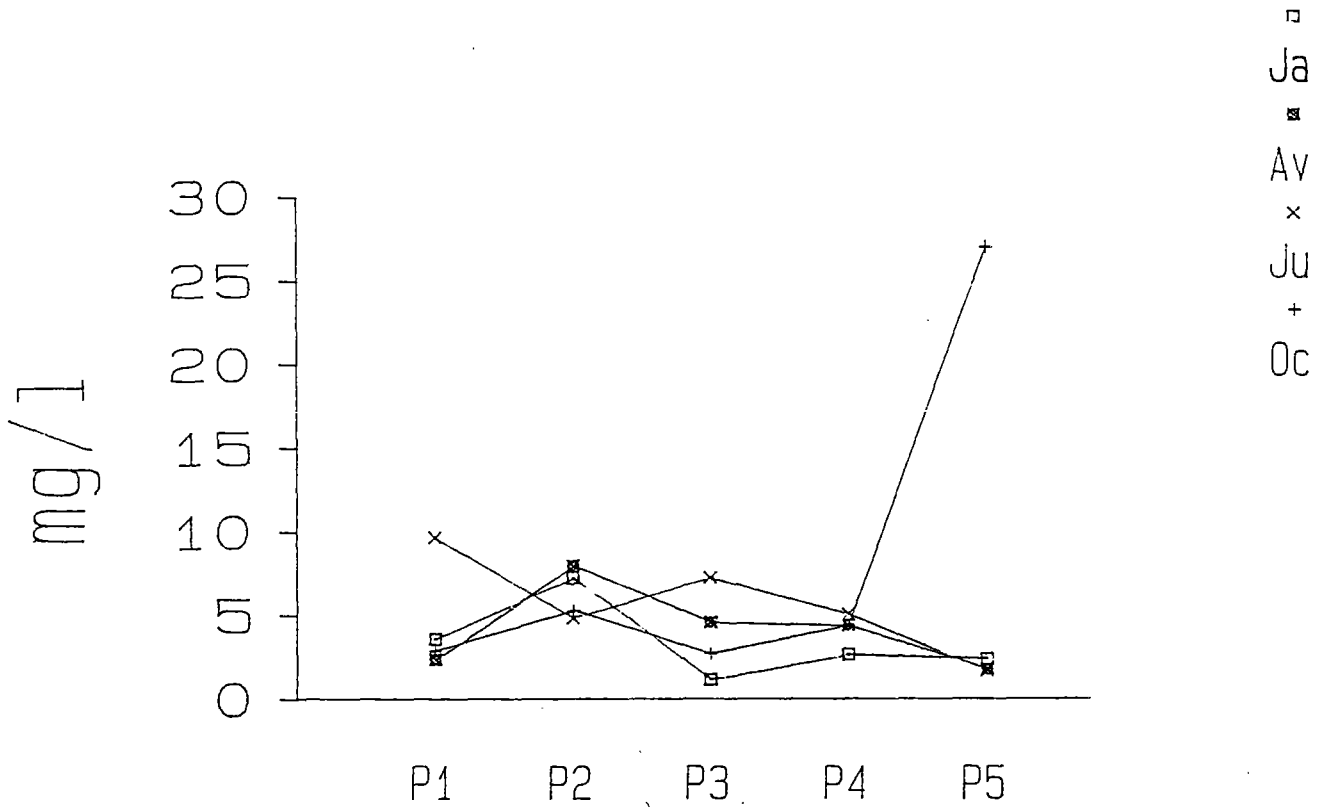
Pour les autres points les concentrations ne dépassent pas 1 mg/l et les teneurs sur P5 sont pratiquement identiques à celles de l'amont.

Pour les nitrites l'impact à proximité est également très net avec là aussi un retour à la normale à l'aval et des teneurs identiques sur P1 et P5. Pour ce composé une variation saisonnière semble apparaître sur tous les ouvrages, avec les valeurs plus élevées en hiver et au printemps.

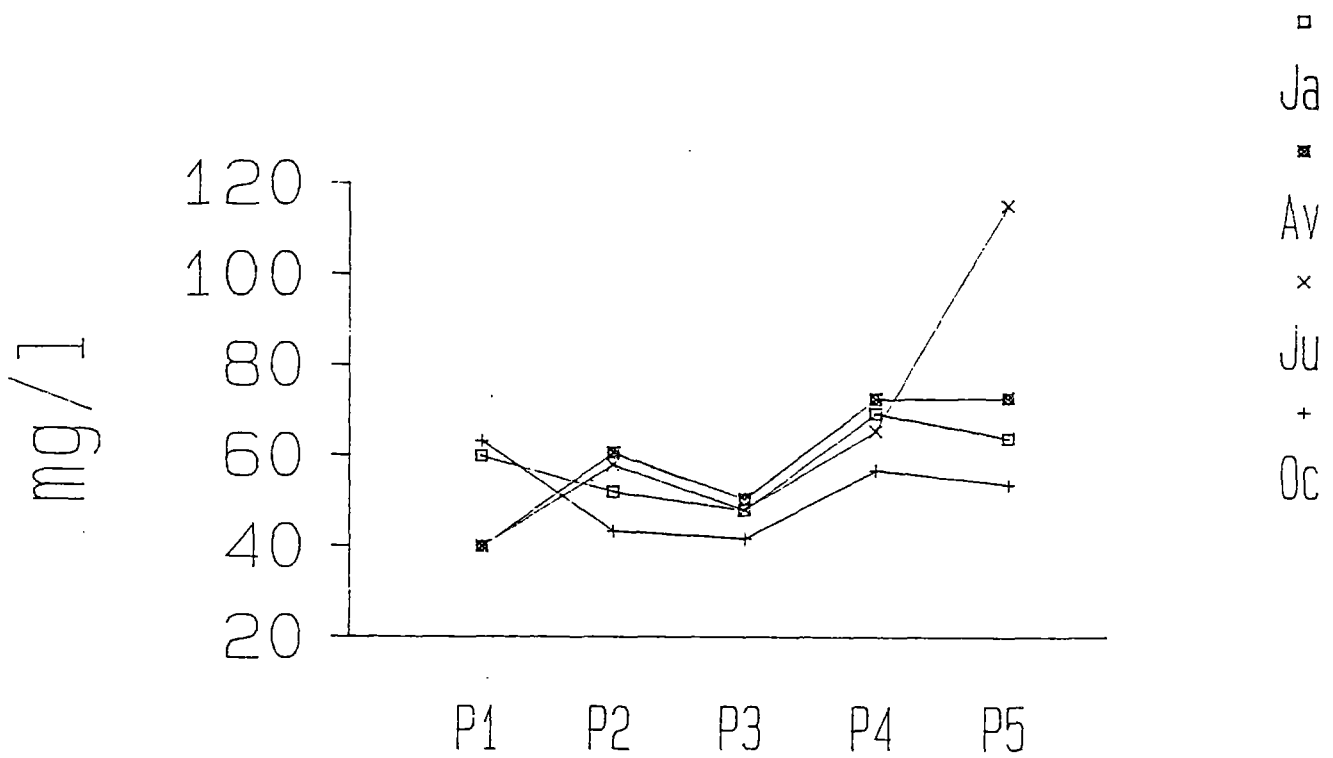
Pour les nitrates l'impact est bien net également sur P2 et P3 mais avec une différence entre ces deux points, les teneurs étant nettement plus faibles sur P3.

Un retour à la normale se produit sur P5 où les teneurs sont même légèrement plus faibles qu'à l'amont.

Dans l'ensemble, la saison ne semble pas avoir une influence marquée sur la nitrification. Cela peut s'expliquer par les variations peu importantes de la piézométrie au cours du temps.

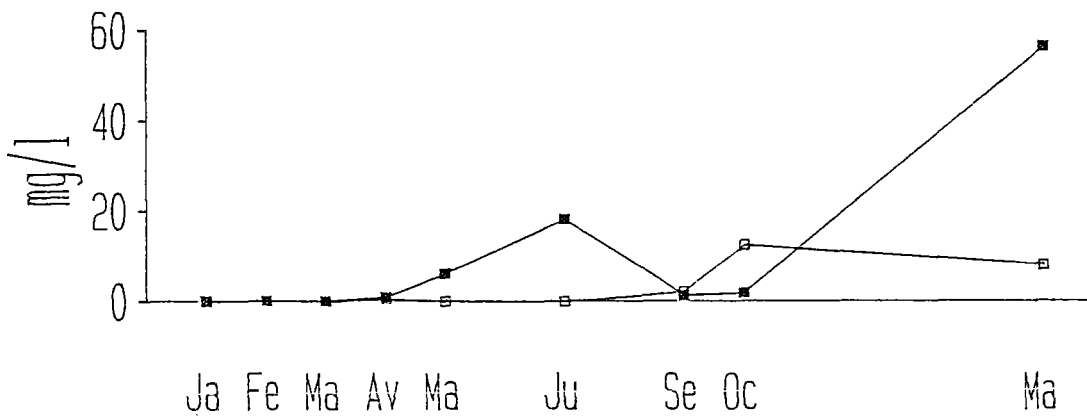


Magnesium

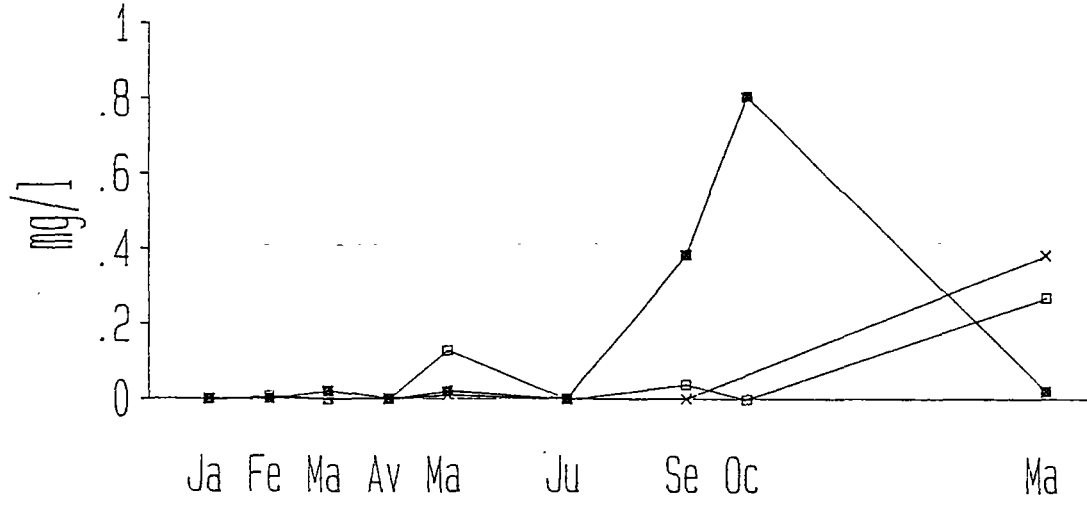


Calcium

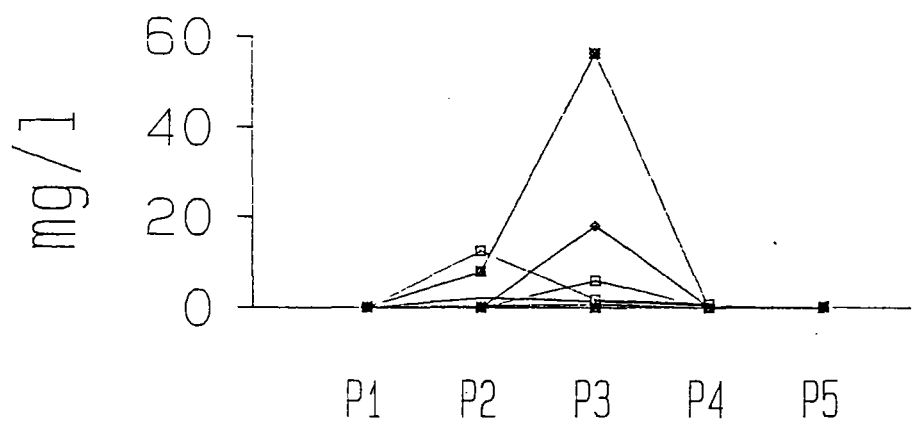
Figure 24



□ P1  
■ P4  
× P5



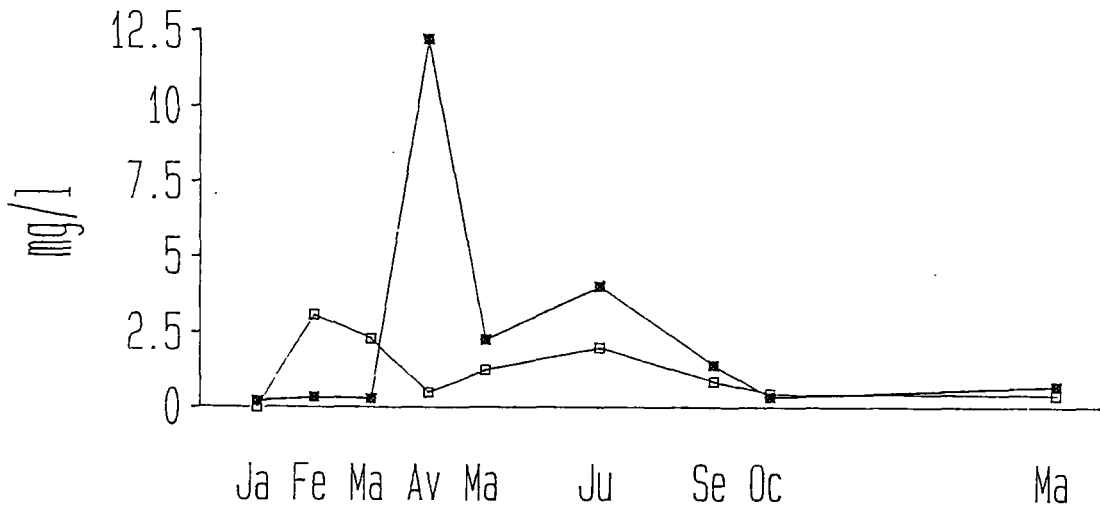
□ Ja  
■ Fe  
× Ma  
+ Av  
□ Ma  
◇ Ju  
Se



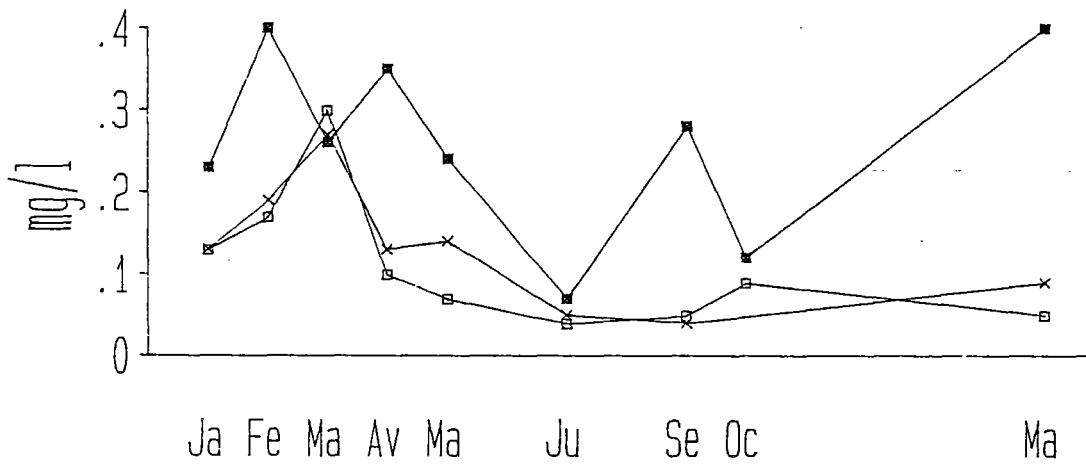
Ammonium



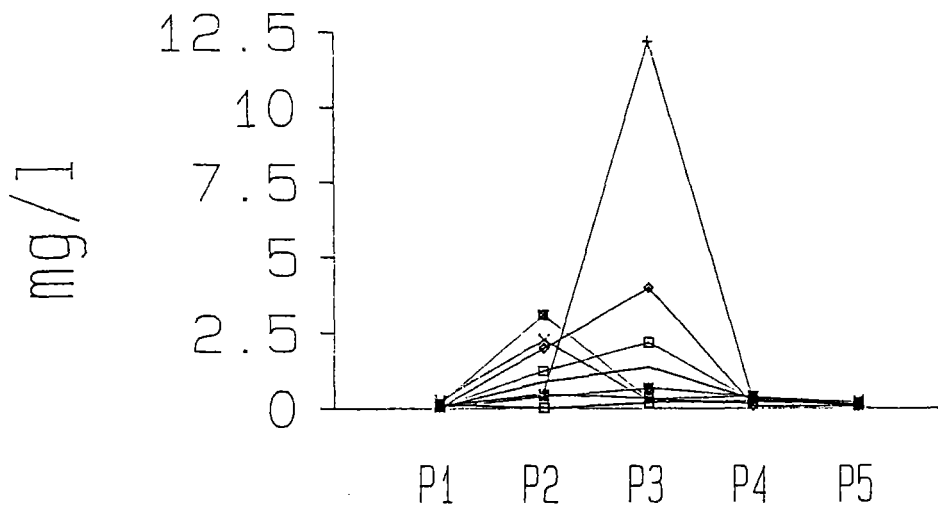
Figure 25



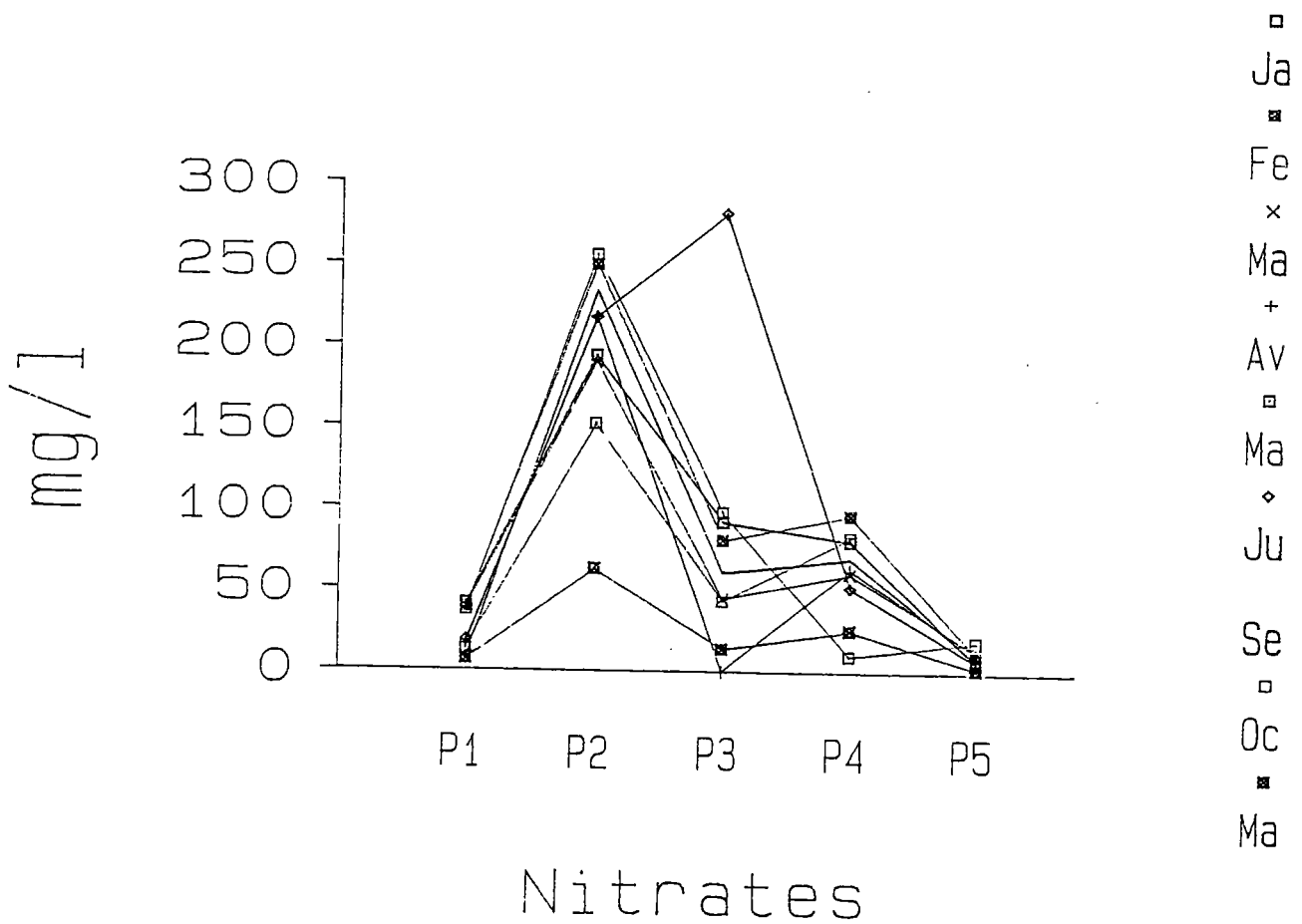
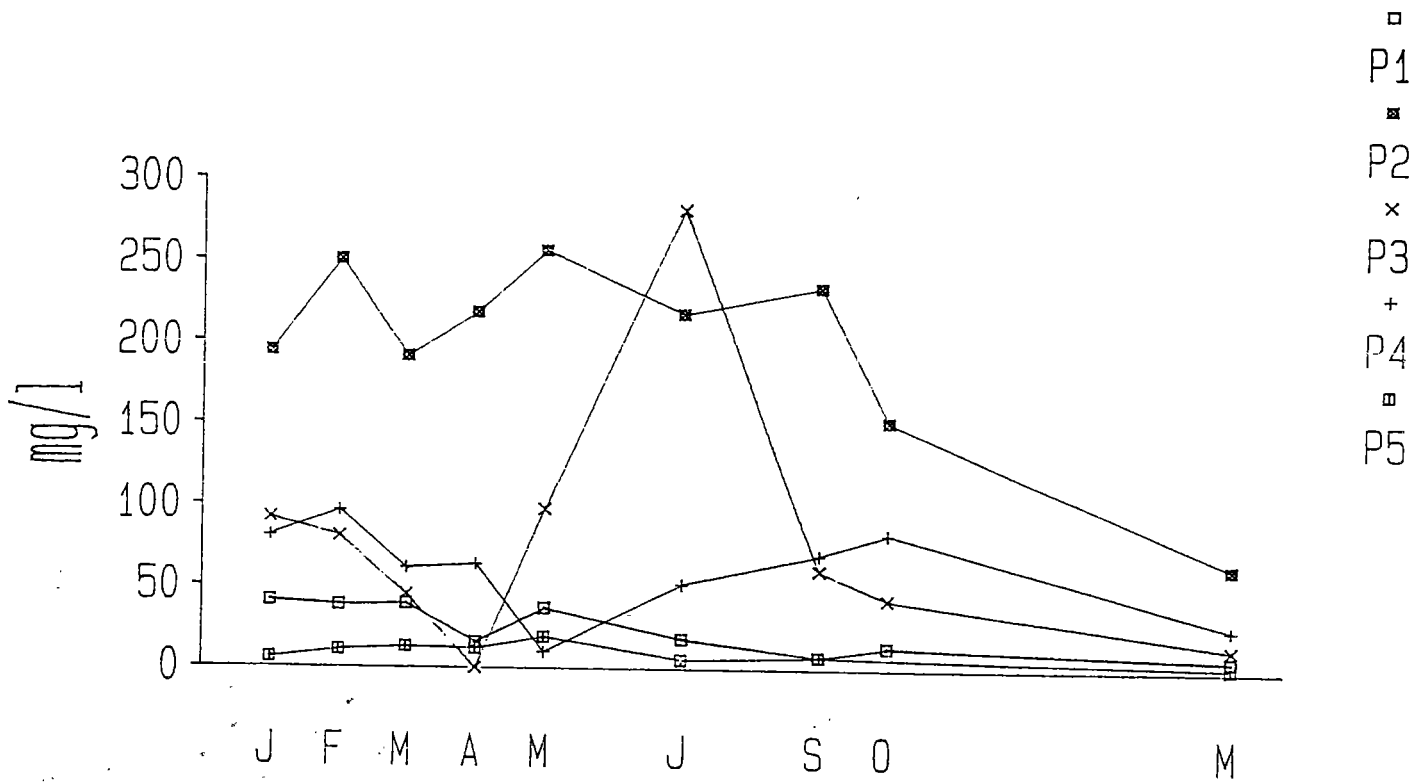
□ P2  
■ P3



□ P1  
■ P4  
× P5



Nitrites



- Phosphates (figure 27)

Des valeurs élevées apparaissent sur P2. Pour les autres points à l'aval (P3 - P4- P5), ces teneurs sont voisines et restent inférieures à 3 mg/l. Elles sont cependant toujours supérieures aux concentrations à l'amont.

- Matières organiques (figure 28)

Pour trois dates de prélèvement (mars, avril et juillet) les teneurs en matière organique restent inférieures à 12 mg/l et traduisent un léger pic au niveau du dispositif d'épandage.

Pour les trois autres dates, les valeurs sont beaucoup plus importantes (jusqu'à 120 mg/l sur P2 en janvier) et difficilement interprétables en raison des teneurs élevées à l'amont (26 et 40 mg/l sur P1).

- Fer

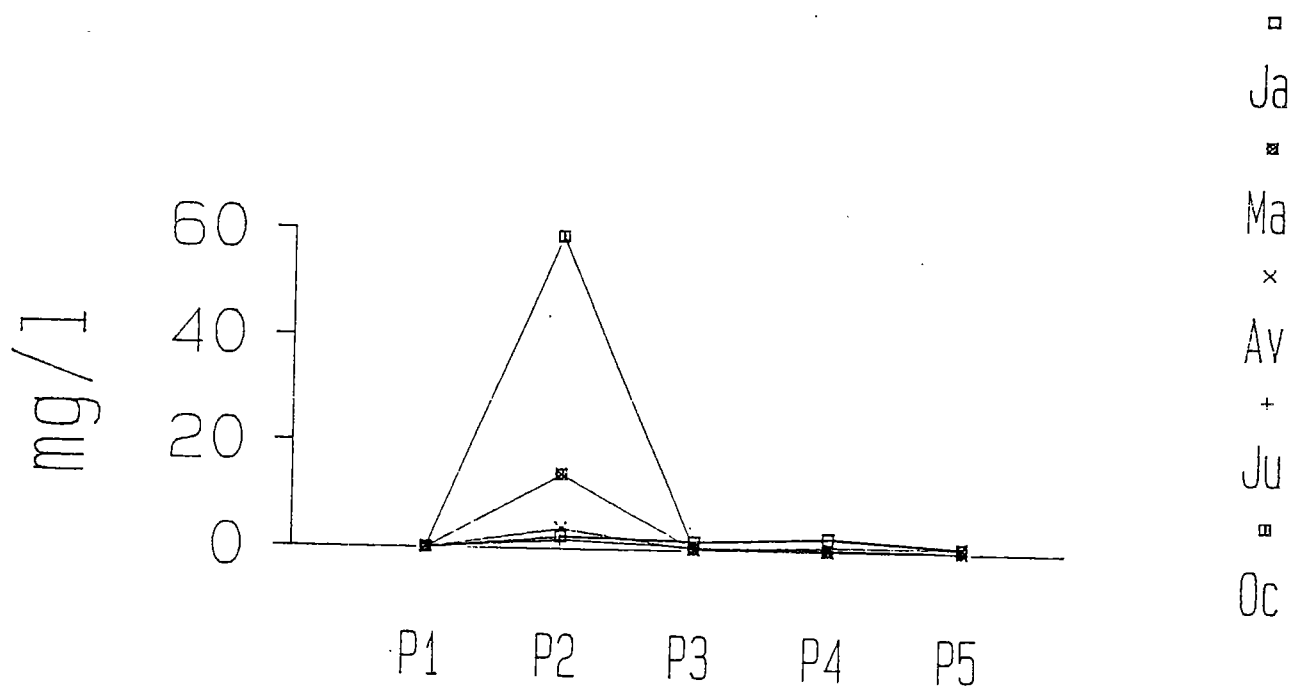
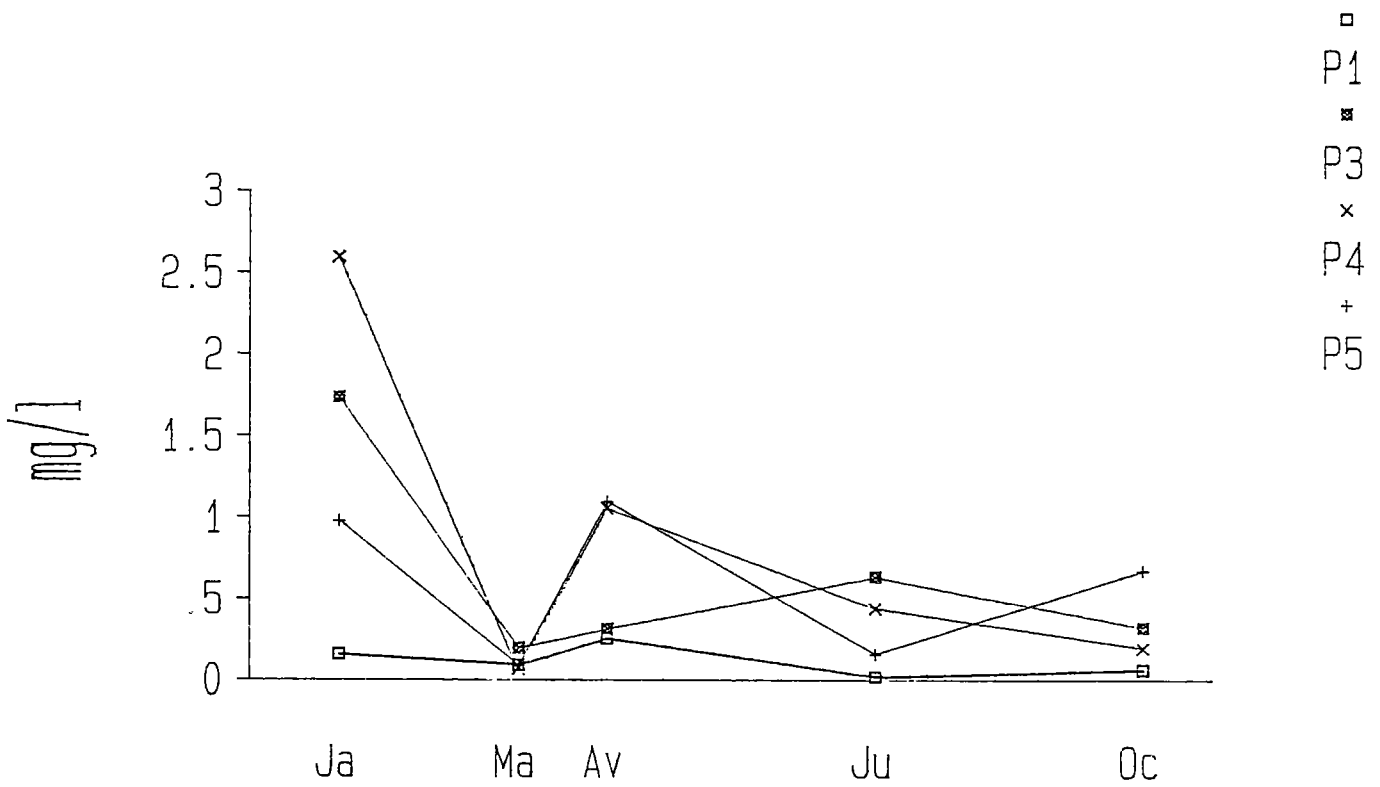
Les concentrations en fer sont très dispersées. Sur la figure 29 sont reportées les différentes teneurs à l'exception de celles de février qui a vu des valeurs très élevées (593 mg/l sur P4 et 215 mg/l sur P5).

Dans l'ensemble, les teneurs sont les plus faibles à l'amont et les plus fortes sur P4 et P5, alors qu'elles sont intermédiaires au droit de l'épandage.

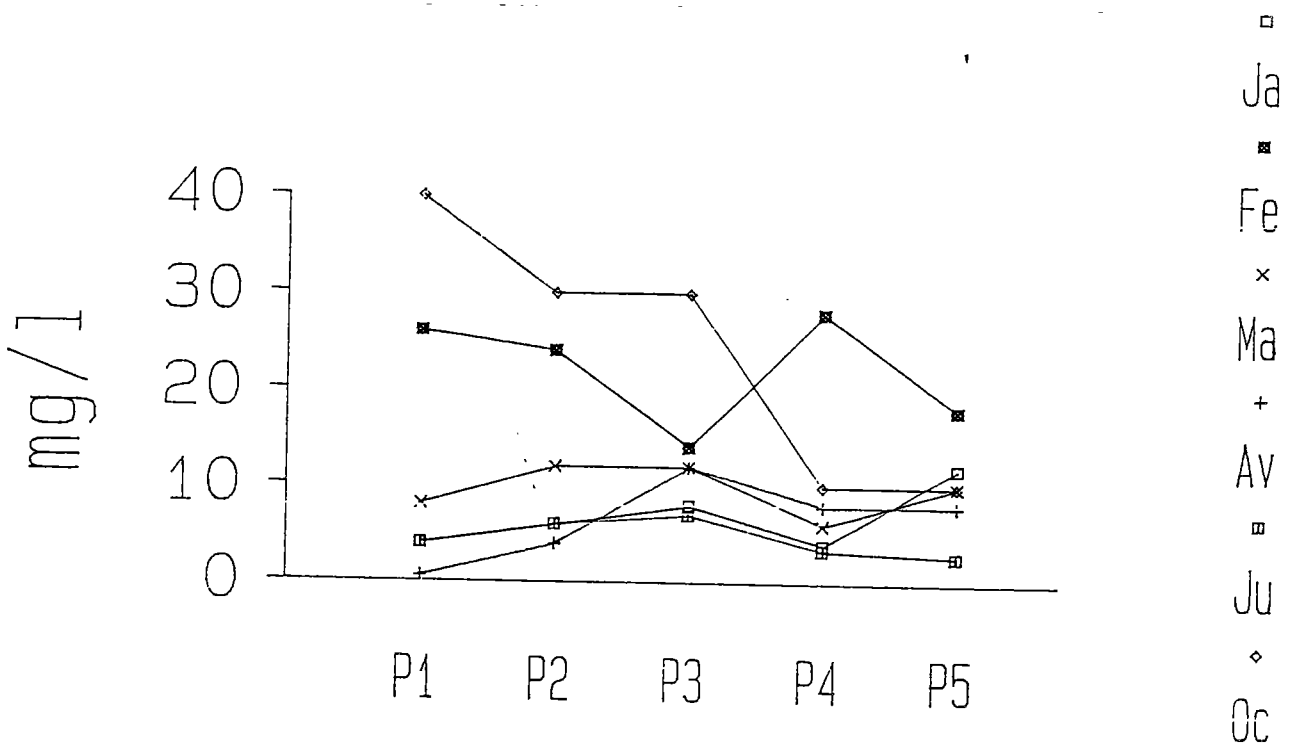
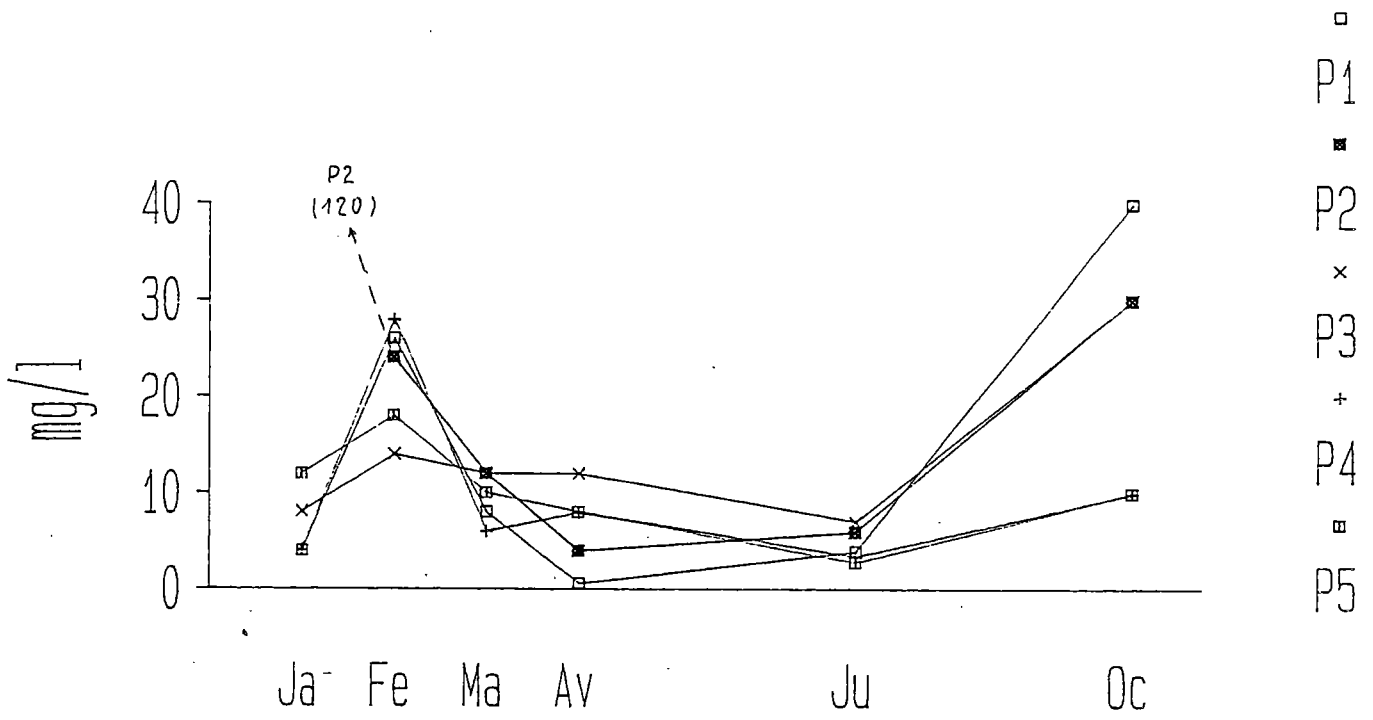
- Détergents (figure 29)

Les détergents présents dans le rejet, sont également décelés sur P2 et P3 et retombent sur P4 et P5 à des concentrations très faibles ( $\leq 0,02$  mg/l) inférieures à celles de l'amont.

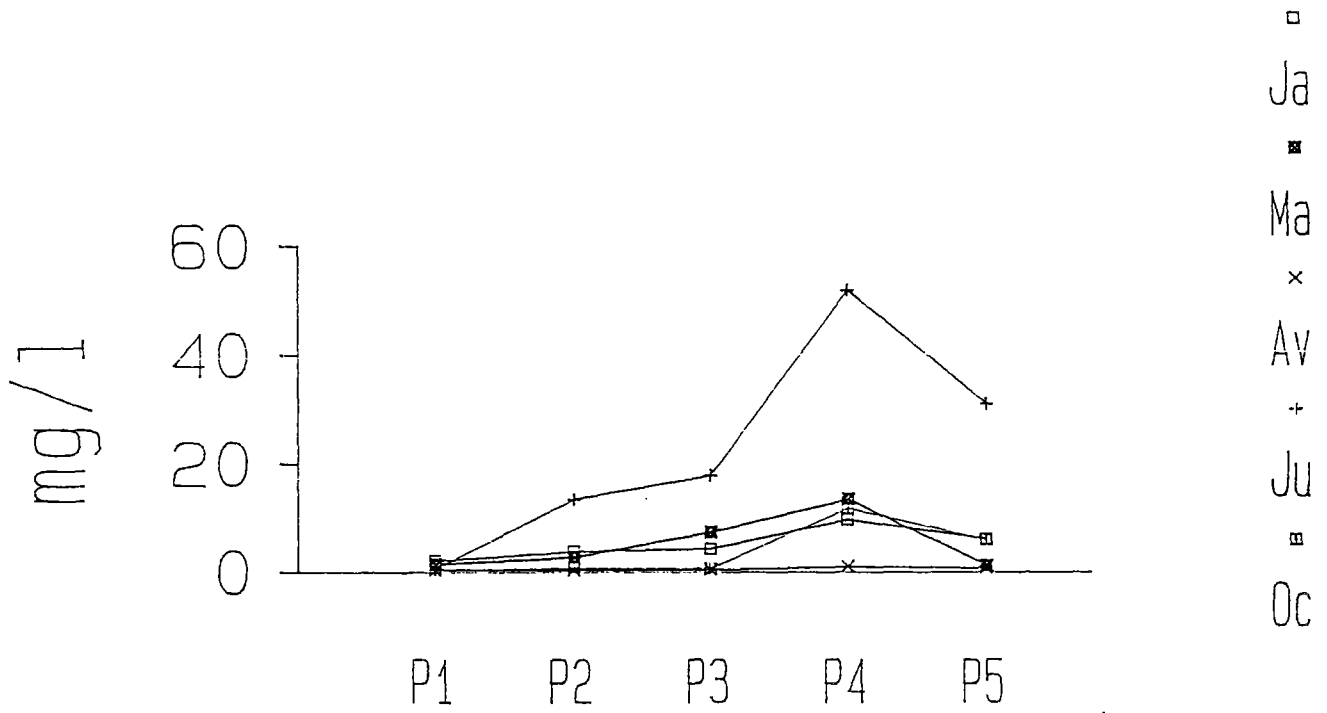
Figure 27



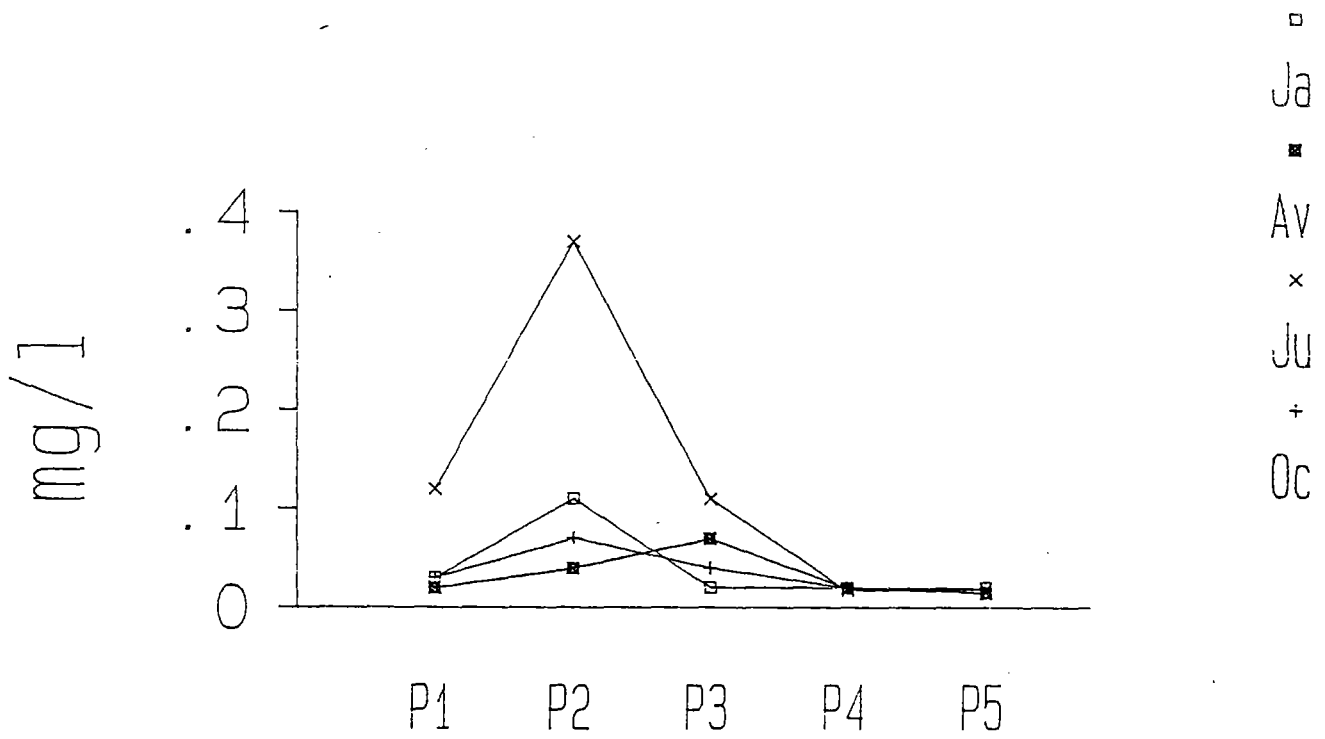
Phosphates



Matieres organiques



Fer



Detergent

- Paramètres microbiologiques (figures 30 à 35)

Le nombre de germes totaux à 20°C et 37°C est de l'ordre de  $10^3$  à  $10^5$ /ml dans tous les ouvrages sans variation significative avec la saison.

En ce qui concerne les coliformes totaux et fécaux l'impact de l'épandage apparait par contre nettement aux points P2 et P3.

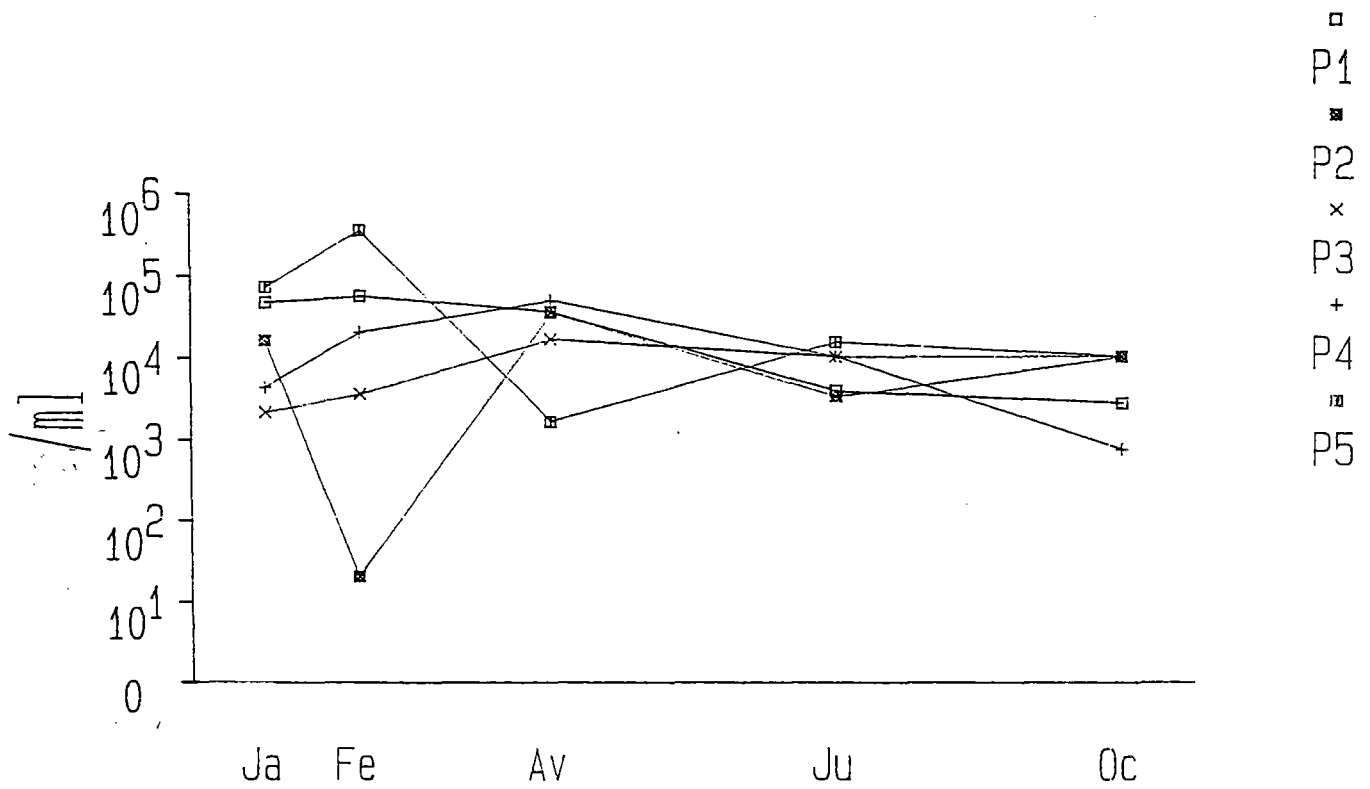
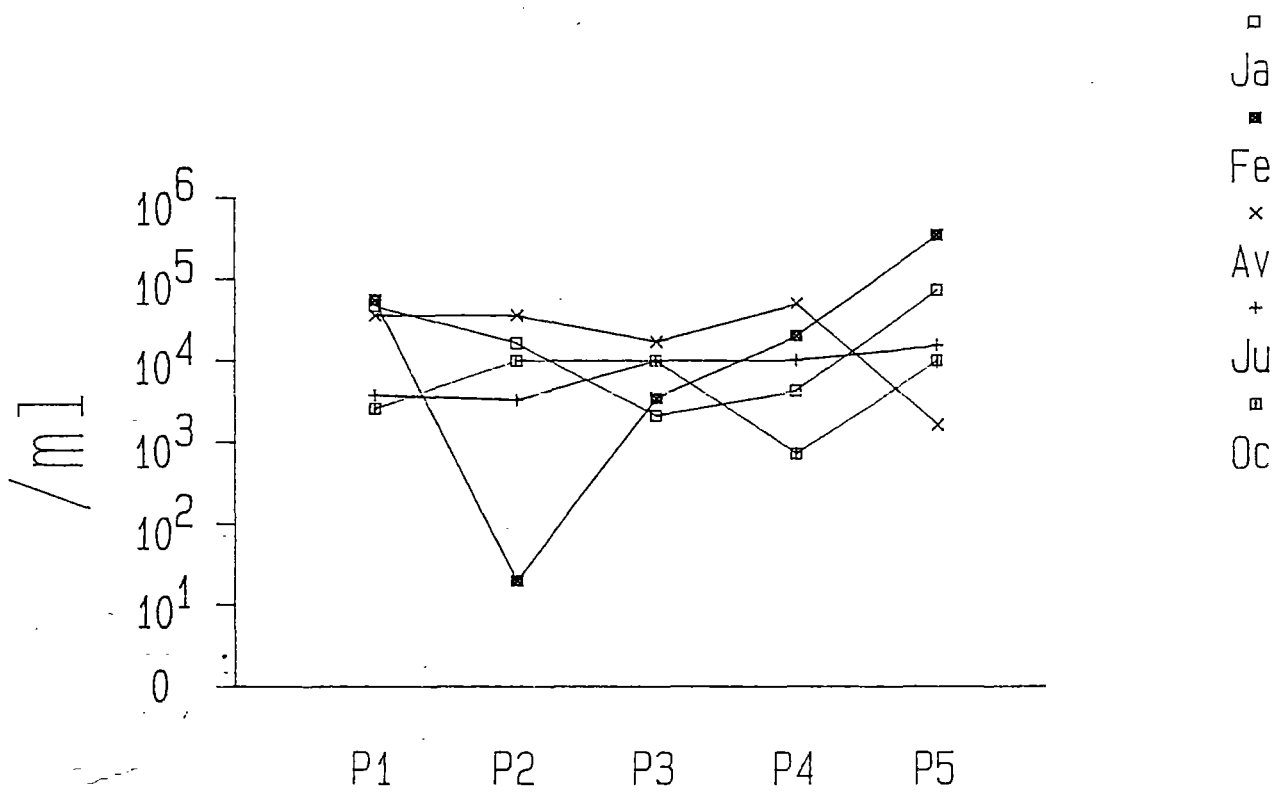
Le nombre de germes qui varie de  $10^2$  à  $10^5$ /100 ml est 10 à 100 fois supérieur à celui des points P1, P4 et P5.

Par rapport au rejet ( $10^6$  à  $10^7$ /ml) l'atténuation à 1,50 m de l'épandage est d'environ 100 fois.

A 12 et 30 m on peut considérer qu'il n'y a plus aucun impact.

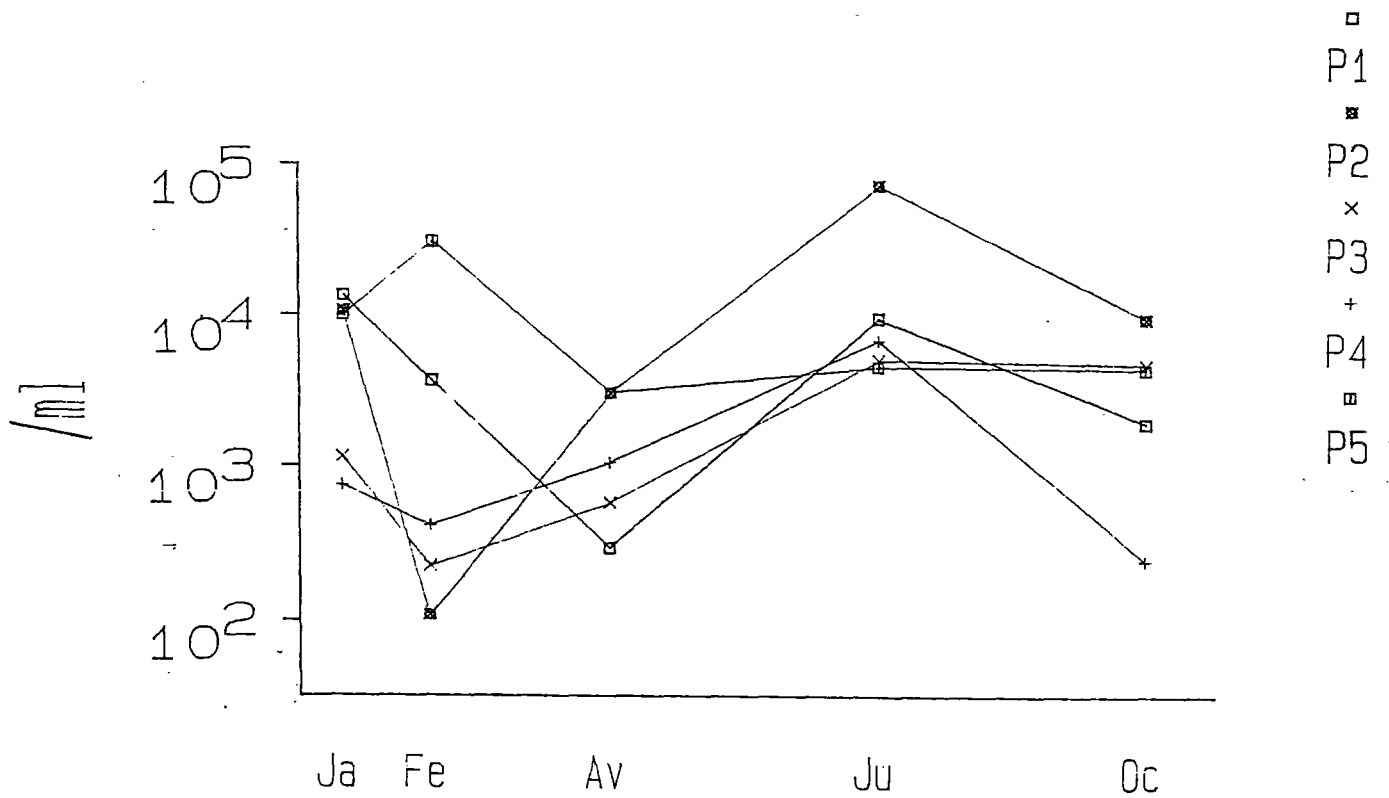
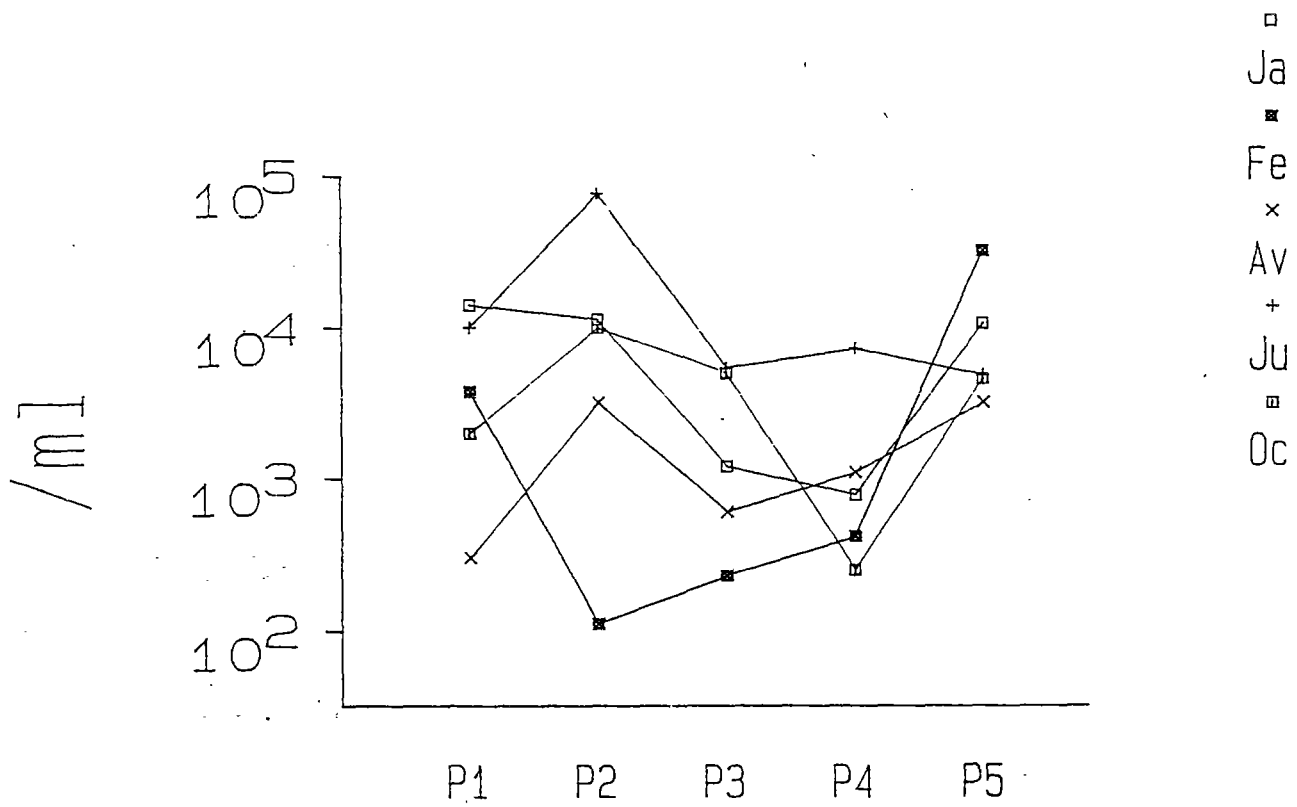
Les mêmes phénomènes apparaissent pour les streptocoques fécaux, pour lesquels seul le P2 montre un impact significatif.

Enfin, en ce qui concerne les Clostridium sulfito-reducteurs, la numération est pratiquement constante sur tous les points comme sur le rejet (200/100 ml). Ces germes ne sont pas caractéristiques du rejet et existent à l'état naturel dans le sol.

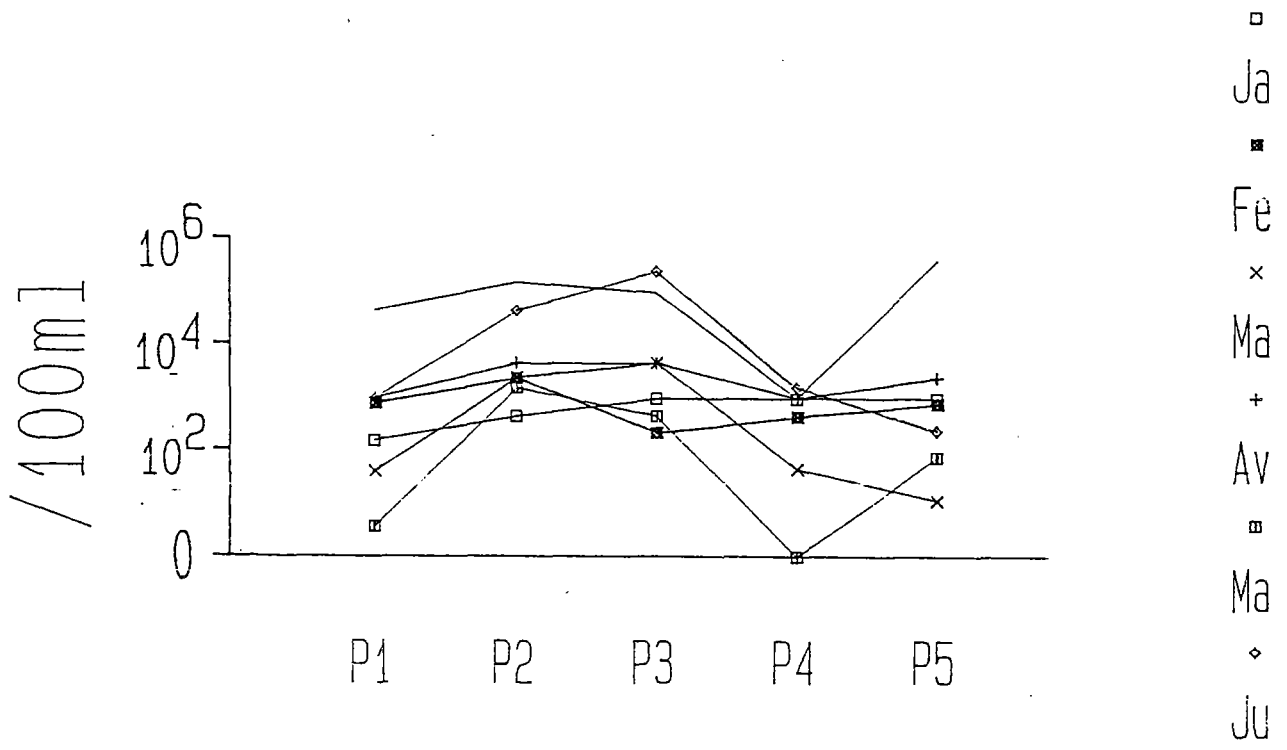
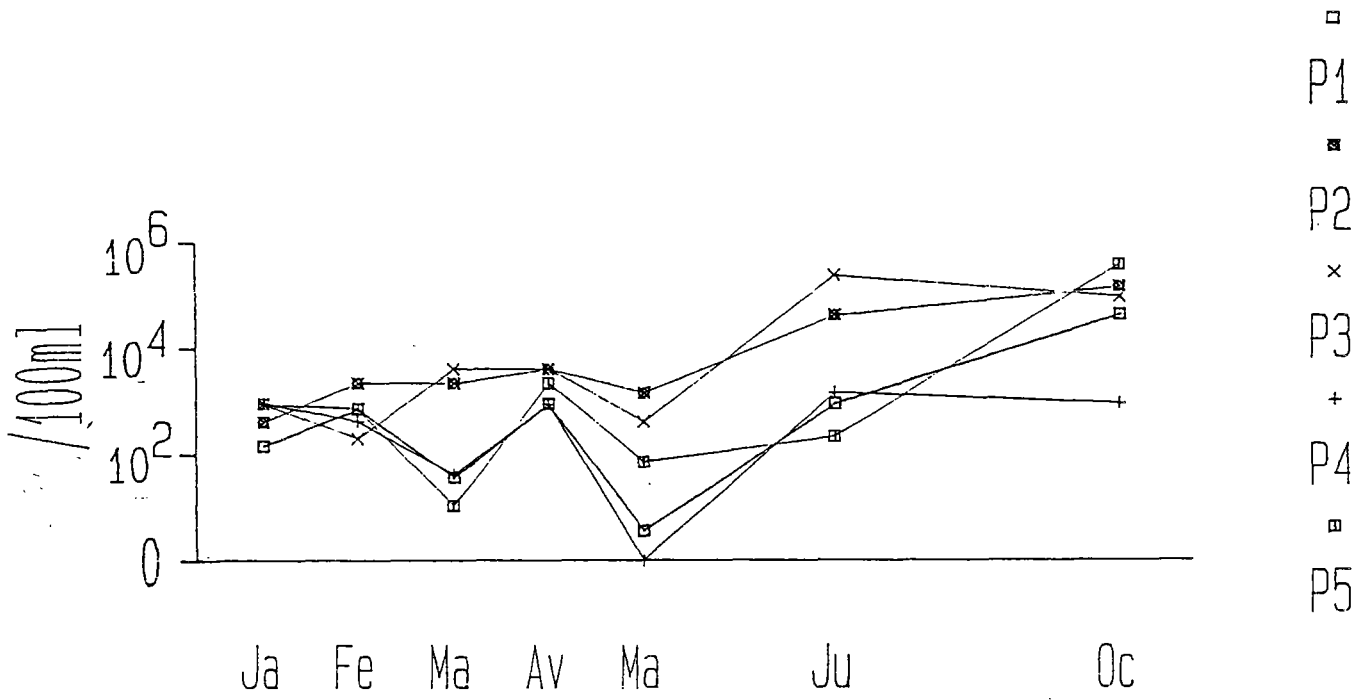


Germes totaux à 20°C

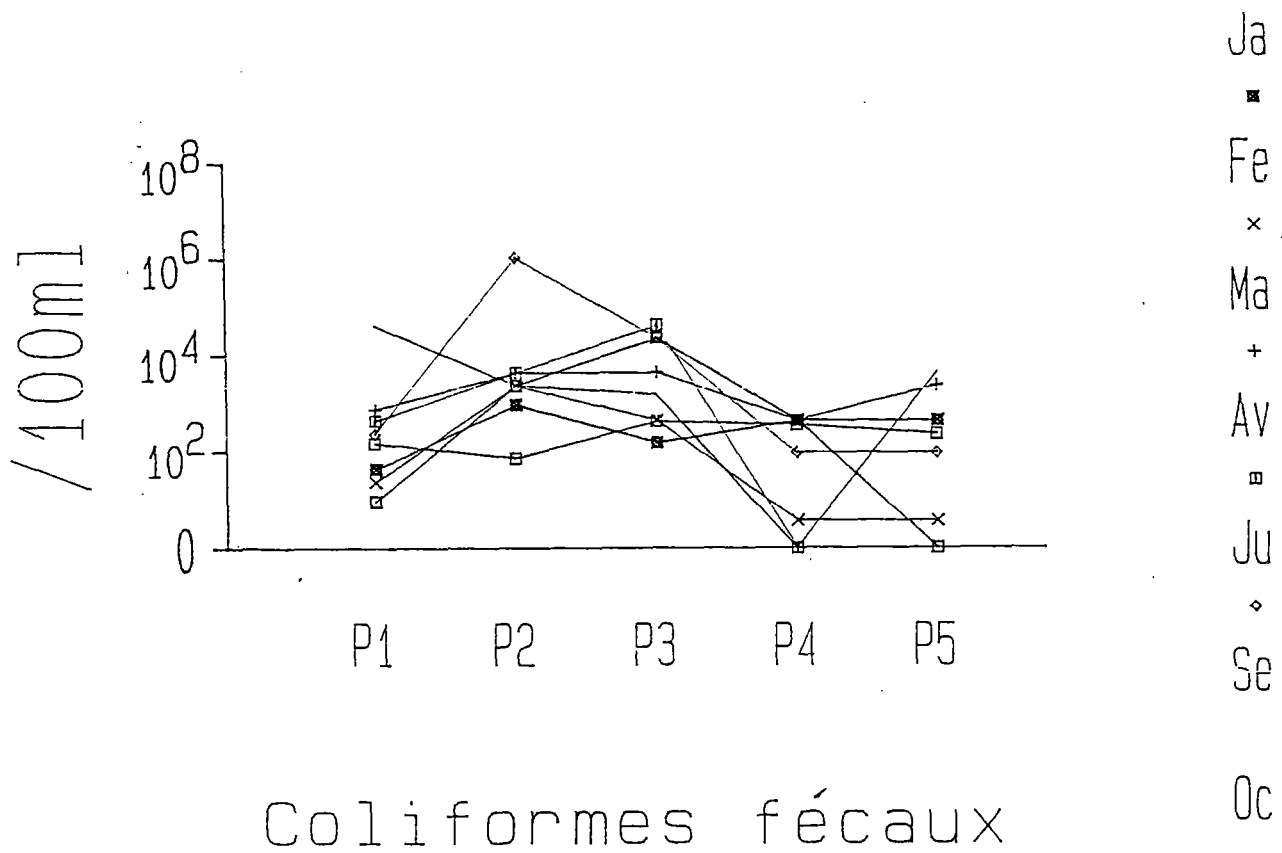
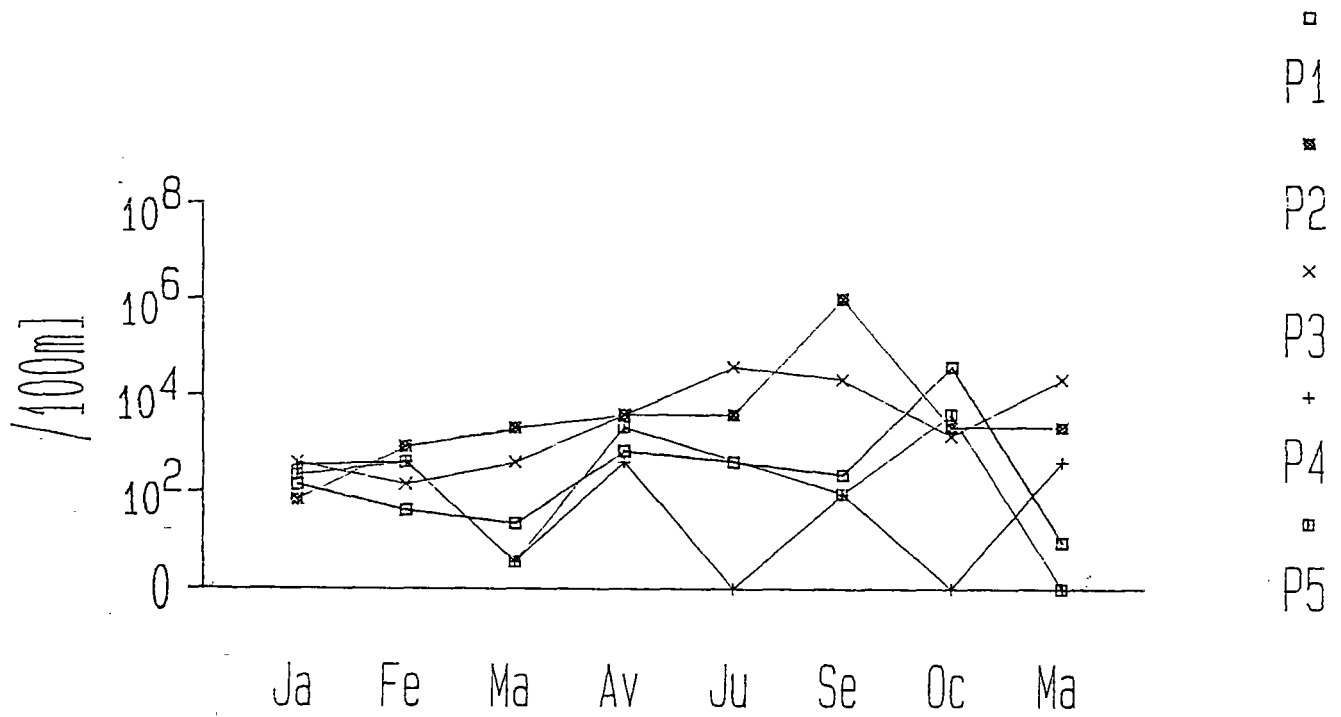




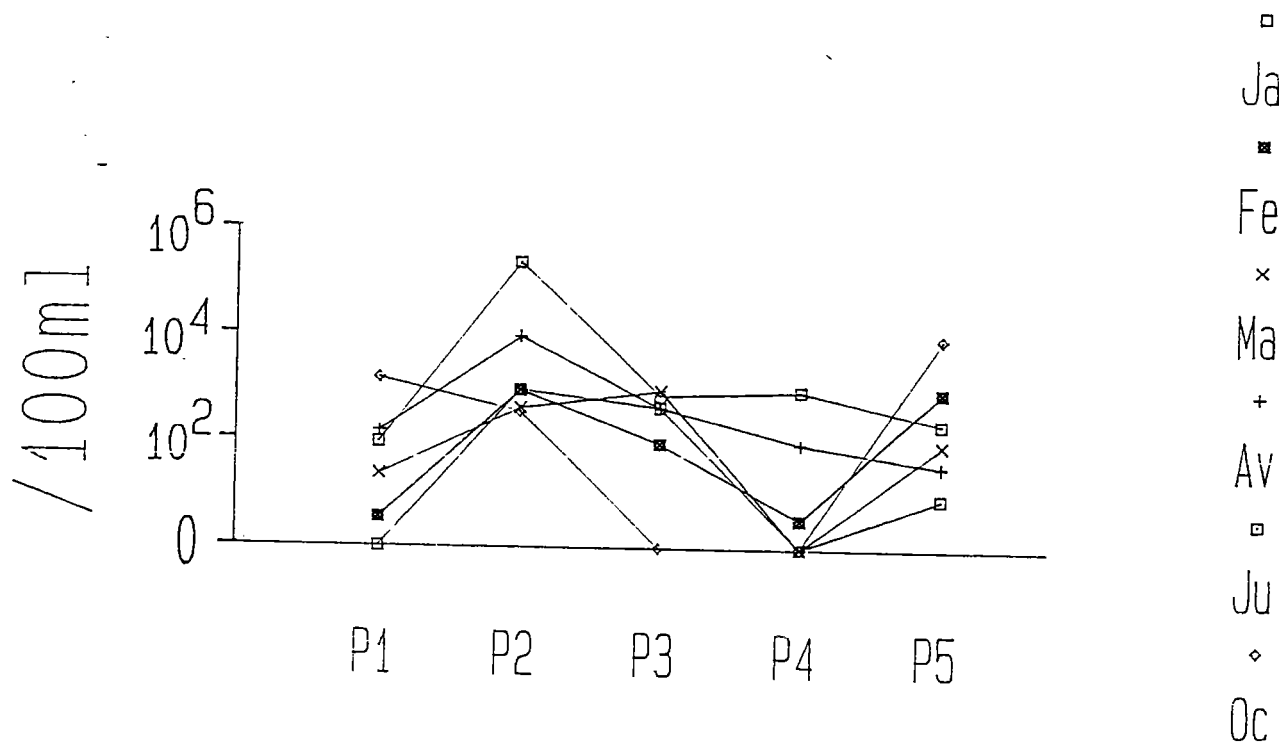
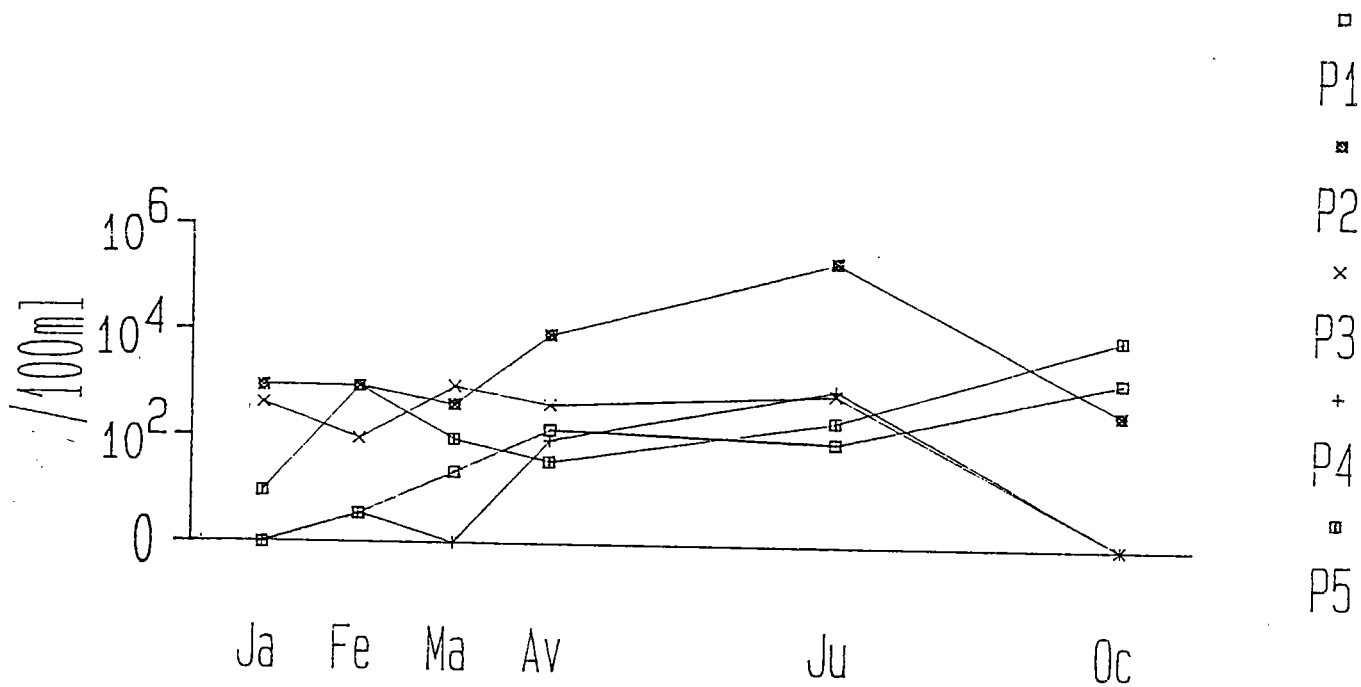
Germes totaux à 37° C



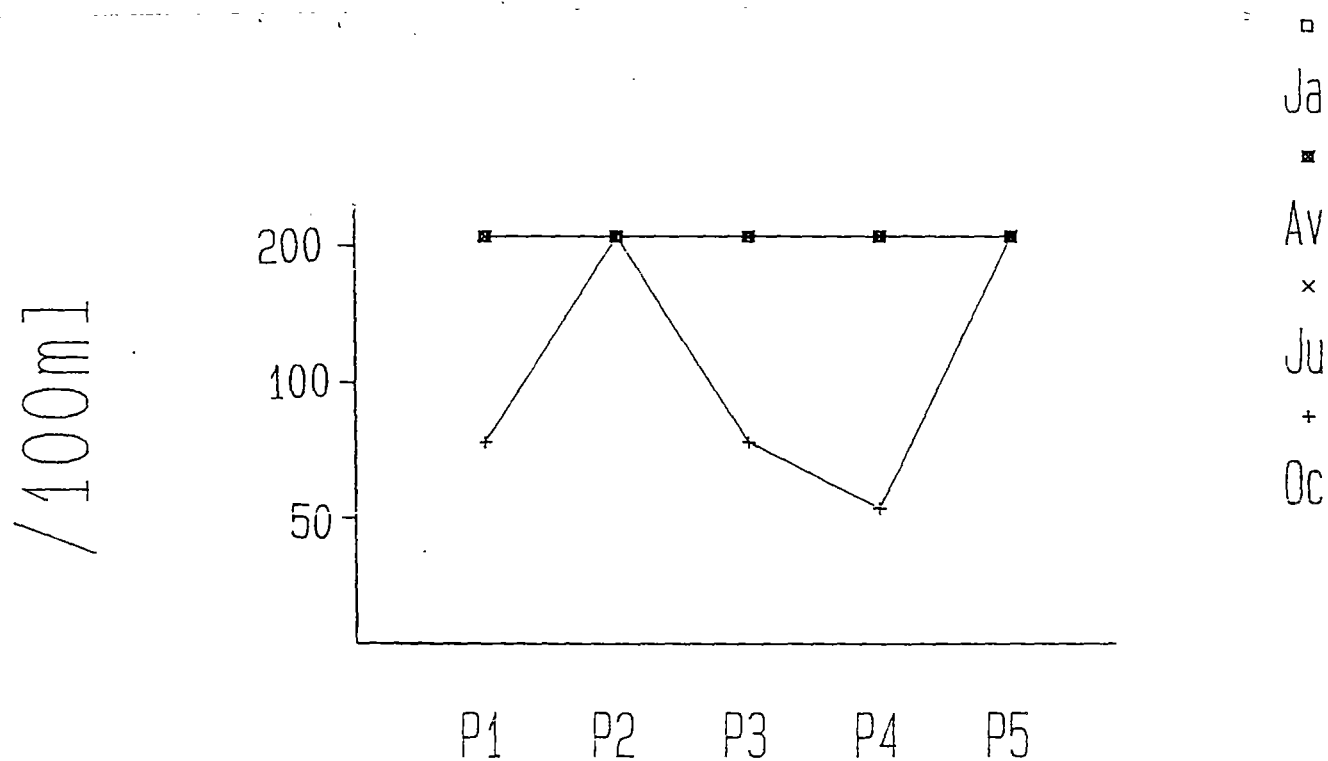
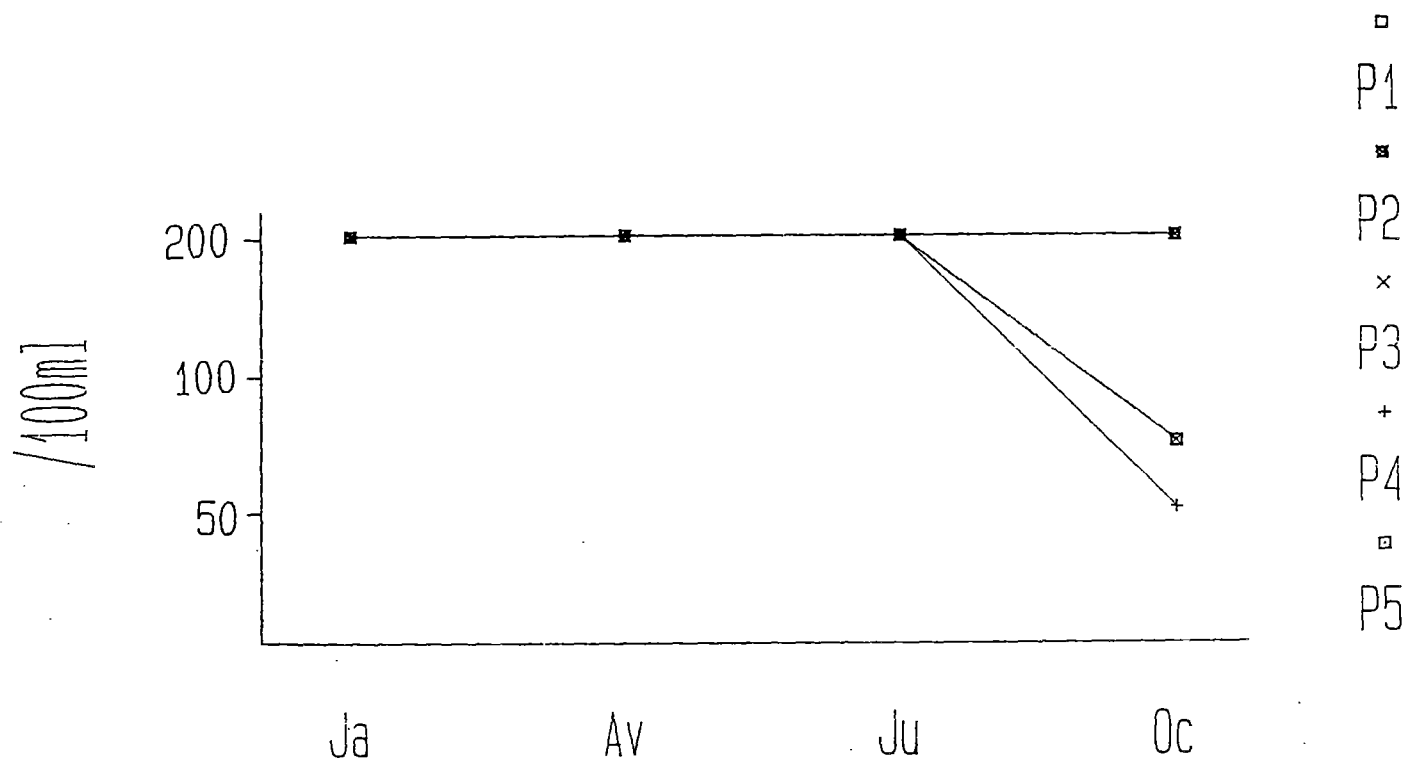
Coliformes totaux



Coliformes fécaux



Streptocoques fécaux



Clostridium sulfito-réducteur

#### 4.2.2 Analyse des résultats

Les différents résultats chimiques ont été regroupés en considérant la moyenne des résultats sur chaque point (à l'exception de certaines valeurs isolées et très élevées). Ces moyennes sont regroupées dans le tableau 35.

Paramètre unité	rejet	P1 moy	P2 moy	P3 moy	P4 moy	P5 moy
pH	7,9	6,3	6	6,1	6,4	6,6
Mat.org. mg/l	6	13,8	32,7	13,8	9,9	10,1
NH4 mg/l	1,2	,05	2,65	9,36	,14	,05
NO2 mg/l	,12	,11	2,65	2,41	,26	,13
NO3 mg/l	,5	24,4	197	79,4	60,3	9,8
PO4 mg/l	2,52	,12	5,53	,65	,87	,60
SO4 mg/l	-	26,3	75,2	59	65,8	35,4
Fe mg/l	,1	1,1	9,1	6,3	17,7	9,1
Cond. µS/cm	1637	261	797	685	579	436
Cl mg/l	78,5	15,9	75,6	67,2	56,9	31,7
Ca mg/l	32	50,8	53,5	47	66,2	76,5
Mg mg/l	12	4,7	6,37	3,95	4,15	5,9
Na mg/l	115	6,4	117	88	67	19,8
K mg/l	31	5,03	18	13,3	6,5	3,4
Déter. mg/l	8,5	,05	,18	,33	,02	,02

Tableau 35 : moyennes des données chimiques

L'analyse des données de ce tableau ainsi que des graphiques précédents permet de distinguer les différents paramètres en fonction de leur comportement :

- paramètres non affectés par l'épandage
- paramètres modifiés par l'épandage, avec un retour à la normale à l'aval
- paramètres dont la modification persiste à l'aval.

1) Paramètres non affectés par l'épandage

Il s'agit du pH dont la variation n'est pas significative, et des ions calcium et magnésium.

C'est également le cas ici des germes totaux.

2) Paramètres modifiés par l'épandage avec un retour à la normale à l'aval

Deux cas se présentent :

- la modification est limitée à la proximité immédiate : c'est le cas de la matière organique et des détergents, ainsi que des coliformes totaux et fécaux et des streptocoques fécaux.

- un certain impact subsiste à 12 m et le retour à la normale se fait à 30 m. C'est le cas de l'azote, ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) et du potassium.

3) Paramètres dont la modification persiste à l'aval

Dans ce cas il subsiste à 30 m à l'aval une modification significative de la composition de l'eau.

Cela concerne la conductivité, les chlorures, le sodium, les sulfates, le fer et les phosphates.

Toutefois, mis à part le fer, aucun de ces paramètres ne dépasse la valeur limite pour l'eau potable.

En ce qui concerne le fer, une partie au moins de la teneur peut s'expliquer par la nature des terrains (présence de sables et grès ferrugineux lors de la foration).

## 5 - CONCLUSIONS

L'expérimentation a permis de porter un jugement sur la qualité de l'épuration du dispositif d'assainissement autonome étudié.

Ce jugement n'est cependant valable que pour le contexte précis étudié.

Rappelons ce contexte :

- milieu rural à faible densité de population
- terrains constitués de sables fins limoneux
- milieu hydromorphe (nappe à 0,50 m à 1,50 m)
- dispositif faiblement dimensionné.

Dans ces conditions on aboutit aux constatations suivantes :

Du point de vue chimique, il subsiste un impact non négligeable à 30 m, en ce qui concerne la minéralisation totale et certains ions majeurs. La modification de la composition de l'eau ne remet cependant pas en cause son usage éventuel pour l'alimentation humaine et les phénomènes d'adsorption et de dilution continuent d'agir avec la distance.

Il existe également un apport d'azote et de matière organique à la nappe et l'épuration se fait apparemment plus lors du transit horizontal dans la nappe que dans la zone non saturée du sol, parfois inexistante.

Du point de vue microbiologique l'épuration dans les premiers décimètres du sol est nette mais pas totale et est complétée là aussi lors du transit horizontal. La nature filtrante du matériau contribue certainement pour beaucoup à l'épuration.



En conclusion, il apparait que si l'épuration est globalement satisfaisante, l'absence ou la faiblesse de la zone non saturée ne permet pas au dispositif d'atteindre une efficacité optimum, un complément d'épuration étant obtenu lors du transit horizontal dans un matériaux filtrant.

Ces observations confirment les résultats obtenus par ailleurs, à savoir l'importance du transit en milieu non saturé, et les bonnes performances d'un milieu constitué de sable fin.