



BRGM

MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT - MINISTERE DE L'INDUSTRIE  
DELEGUE DE BASSIN - RHONE - MEDITERRANEE - CORSE



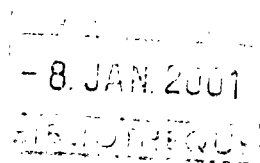
BRGM

ETUDE DU FER ET DU MANGANESE  
DANS LES CAPTAGES EN NAPPE ALLUVIALE DU BASSIN  
RHONE-MEDITERRANEE-CORSE

86 SGN 317 RHA

JUIN 1986

PAR A. GRAILLAT ET F. IUNDT



BUREAU DE RECHERCHES GÉOLOGIQUES ET MINIÈRES

Service Géologique Régional Rhône-Alpes

29, bd du 11 Novembre 1918 - B.P. 6083 - 69604 Villeurbanne Cedex - Tél. 78 89 72 02

N° télécopie : 78 94 12 64

ETUDE DU FER ET DU MANGANESE  
DANS LES CAPTAGES EN NAPPE ALLUVIALE DU BASSIN  
RHONE-MEDITERRANEE-CORSE

PAR A. GRAILLAT ET F. IUNDT

86 SGN 317 RHA

-----  
R E S U M E  
-----

La présente étude a été réalisée à l'initiative du Délégué de Bassin avec la participation financière des Ministères de l'Environnement et de l'Industrie.

Elle a consisté essentiellement :

- en un dépouillement de la très abondante documentation bibliographique existant sur le sujet : thèses, publications, études diverses relatives au problème posé par le fer et le manganèse dans les eaux, mais également études non spécifiques sur les nappes et les captages (suivi de la qualité des eaux, comportement des captages ...).

- en un dépouillement de fiches d'inventaire de captages pour l'alimentation en eau potable établies à notre demande par les Services (DDAF, DDE, DDASS) des 29 départements du Bassin Rhône Méditerranée-Corse.

Par ailleurs, un inventaire des diverses formations géologiques ou dépôts relativement riches en fer (ou en manganèse) a été tenté sur l'ensemble du Bassin.

Il ressort que le fer (et le manganèse) sont probablement présents partout dans les matériaux alluvionnaires en quantité suffisante pour expliquer les teneurs excessives parfois observées dans les captages. Certains paramètres dominants tels que Eh, pH, oxygène dissous, matières organiques ... règlent les processus de dissolution et de précipitation du fer et du manganèse.

L'incidence des conditions hydrogéologiques, hydrodynamiques et hydrochimiques sur les paramètres énoncés ci-dessus a été examinée. Des schémas de mécanismes susceptibles de déclencher la mise en solution du fer et du manganèse dans les nappes alluviales du bassin R.M.C. sont présentés.

Diverses recommandations sont formulées sur le choix des sites de captages, sur les équipements et le suivi des captages.

Enfin, il est proposé une poursuite de l'étude comportant des investigations sur plusieurs sites du Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, afin de mettre en évidence les différents mécanismes décrits.

Interlocuteur..... Monsieur le Délégué de Bassin  
Auteurs ..... A. GRAILLAT et F. IUNDT  
Secretariat ..... F. BURLOUX, H. LACROIX  
Dessinateur ..... JF. RIEUX

---

Ce rapport contient : outre le résumé, 42 pages de texte, 9 pages de références bibliographiques, 7 figures, 2 tableaux, 5 annexes.

## S O M M A I R E

1 - <u>I N T R O D U C T I O N</u>	1
2 - <u>D E R O U L E M E N T D E L ' E T U D E</u>	2
3 - <u>L E S D I F F E R E N T E S F O R M E S C H I M I Q U E S D U F E R E T D U M A N G A N E S E</u>	3
31 - FORMES NON COMPLEXEES A LA MATIERE ORGANIQUE	3
311 - <b>Le fer</b>	3
312 - <b>Le manganèse</b>	3
32 - FORMES COMPLEXEES A LA MATIERE ORGANIQUE	4
4 - <u>M E T H O D O L O G I E D ' E T U D E H Y D R O G E O C H I M I Q U E</u>	4
41 - PRELIMINAIRES	4
42 - MESURE IN SITU	4
43 - ECHANTILLONNAGE ET CONDITIONNEMENT	5
5 - <u>P A R A M E T R E S P H Y S I C O - C H I M I Q U E S E T B I O L O G I Q U E S D E M I S E E N S O L U T I O N D U F E R E T D U M A N G A N E S E</u>	5
51 - PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	5
52 - CONDITIONS D'OXYDOREDUCTION DES EAUX NATURELLES	6
521 - <b>Paramètres dominants</b>	6
522 - <b>Oxygène dissous</b>	7
523 - <b>Matières organiques et micro-organismes</b>	8
53 - MATIERES ORGANIQUES ET COMPLEXES METALLIQUES	9

6 -	<u>PHENOMENES DE CORROSION DES CAPTAGES</u>	10
61 -	PHENOMENES ELECTRO-CHIMIQUES	10
611 -	"Effet de pile"	10
612 -	Corrosion en milieu pauvre en oxygène	11
613 -	Corrosion en milieu oxygéné	11
62 -	ROLE DES MICRO-ORGANISMES	12
7 -	<u>ORIGINE DU FER ET DU MANGANESE DANS LES EAUX SOUTERRAINES</u>	13
71 -	GENERALITES	13
72 -	ORIGINE GEOLOGIQUE	13
721 -	Le fer et le manganèse dans les roches	13
722 -	Principales formations géologiques riches en fer dans le bassin du Rhône	14
7221 -	Répartition dans l'espace et dans l'échelle stratigraphique	14
7222 -	Exemple de la vallée de l'Ognon - Franche-Comté	15
7223 -	Inventaire sommaire sur l'ensemble du Bassin	16
723 -	Le fer et le manganèse dans les alluvions	17
7231 -	Génèse	17
7232 -	Notion de "stock disponible"	17
73 -	AUTRES ORIGINES NATURELLES	19
74 -	ORIGINE ARTIFICIELLE	19

8 -	<u>MECANISMES SUSCEPTIBLES DE MODIFIER LES TENEURS EN FER ET EN MANGANESE DANS LES EAUX DE NAPPE</u>	20
81 -	GENERALITES	20
82 -	MODIFICATIONS HYDRODYNAMIQUES	21
821 -	Influence des prélèvements en nappe	21
822 -	Influence des aménagements des cours d'eau	22
823 -	Influence de l'urbanisation	22
83 -	INCIDENCES SUR L'HYDROCHIMIE ET L'HYDROBIOLOGIE DE LA NAPPE DE CERTAINS PARAMETRES HYDRODYNAMIQUES	22
831 -	Mécanismes intervenant dans la "zone réduite"	22
832 -	Mécanismes intervenant dans la "zone non saturée"	24
833 -	Mécanismes intervenant sur l'ensemble de l'aquifère	24
834 -	Influence des limites latérales et du mur de l'aquifère	25
835 -	Conditions d'exploitation des captages	25
836 -	Influence des terrains de couverture	27
837 -	Incidence des temps de transfert des eaux de nappe	27
84 -	INCIDENCE DE LA POLLUTION	28
9 -	<u>ESSAI D'INVENTAIRE DES CAPTAGES, EN MILIEU ALLUVIAL DANS LE BASSIN RHONE MEDITERRANEE-CORSE, CONTAMINES PAR LE FER OU LE MANGANESE</u>	29
10 -	<u>CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</u>	31
11 -	<u>PROPOSITIONS</u>	35

## TABLE DES FIGURES

- Fig.1 : Diagramme de stabilité Eh, pH, du Fer
- Fig.2 : Diagramme de stabilité Eh, pH du Manganèse
- Fig.3 : Potentiel de divers couples d'oxydoréduction
- Fig.4 : Schéma du mécanisme de corrosion en milieu pauvre en oxygène
- Fig.5 : Schéma du mécanisme de corrosion en milieu oxygéné
- Fig.6 : Schéma de processus en milieu aquifère peu aéré (confiné)
- Fig.7 : Schéma de processus en milieu aquifère bien aéré

## LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1 : Teneur en oxygène dissous dans l'eau à l'équilibre avec l'air à la pression atmosphérique (Truesdale et Al. 1955)
- Tableau 2 : Potentiel d'équilibre de divers métaux

## LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1 : Principaux minéraux rencontrés dans les roches selon leur catégorie ou leur groupe
- Annexe 2 : Exemple de fiche d'inventaire
- Annexe 3 : Tableaux de présentation des résultats de l'inventaire des captages A.E.P., en milieu alluvial contaminés par du fer ou du manganèse dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse.
- Annexe 4 : Carte de situation des captages contaminés par du fer ou du manganèse - échelle 1/1 000 000°. (hors texte).
- Annexe 5 : Traitement des eaux contenant du fer et du manganèse en excès: procédé Vyredox.



## 1 - INTRODUCTION

Le fer et le manganèse sont deux éléments nécessaires à notre métabolisme, et nos aliments en contiennent des quantités parfois importantes, entre 1 et 40 mg/kg.

Le fer ne présente donc pas de danger particulier pour l'homme, on admet généralement que les besoins de notre organisme sont de 2 à 3 mg/jour, alors que 60 à 70 % seulement du fer ingéré par les aliments seraient métabolisés.

Les inconvénients liés à la présence de fer et de manganèse se situent en dehors de l'organisme humain.

En effet, la présence de ces éléments dans l'eau peut donner lieu, à des dépôts ou des incrustations dans les ouvrages de captage et dans les réseaux de distribution. Le développement de bactéries qui accompagne ces éléments, lorsqu'ils sont en excès, entraîne la corrosion et le colmatage des équipements.

Chez l'utilisateur, l'oxydation du fer se traduit par l'apparition d'eaux rougeâtres, de tâches sur le linge et de traces dans les sanitaires. Certaines industries comme la blanchisserie, la papeterie et la conserverie, exigent des eaux exemptes de fer et de manganèse. Enfin, le fer et le manganèse donnent un goût métallique à l'eau à partir de teneurs relativement modestes, c'est à dire 0.2 à 1 mg/l pour le fer.

Compte tenu de ces divers inconvénients, des normes basées sur des aspects esthétiques, gustatifs et économiques ont été imposées. En France, les teneurs maximales pour les eaux d'adductions collectives sont :

- pour le fer : 0.2 mg/l
- pour le manganèse : 0.1 mg/l

Or, depuis un certain nombre d'années, ces deux métaux se manifestent à des teneurs croissantes et excessives dans bon nombre de captages en France et d'une façon générale, dans les pays industrialisés. Dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, le phénomène est également observé, il est particulièrement marqué dans les nappes alluviales du Rhône et de la Saône.

Face à une telle situation, les gestionnaires ont le choix entre :

- traiter l'eau avant distribution (procédé VIREDOX notamment);
- condamner les zones de captages et rechercher une ressource de substitution;
- procéder à des dilutions.

Ces diverses solutions sont extrêmement onéreuses dans leur mise en oeuvre. Il apparaît donc indispensable d'appréhender les mécanismes responsables de l'apparition du fer et du manganèse dans les eaux. Une meilleure connaissance du phénomène devrait permettre à terme de définir des méthodes préventives ou curatives de cette nuisance, économiquement acceptables.

La présente étude réalisée à l'initiative du Délégué de Bassin, avec la participation financière des Ministères de l'Industrie et de l'Environnement, vise à établir, dans la première phase, une synthèse bibliographique des travaux sur le fer et le manganèse, puis à esquisser, pour le bassin Rhône Méditerranée-Corse, un bilan de la situation des captages en milieu alluvial. Des recommandations et des propositions sont présentées au terme de cette étude.

## 2 - DEROULEMENT DE L'ETUDE

Les travaux réalisés comportent :

a) - un dépouillement de la très volumineuse documentation bibliographique disponible : thèses, publications, études diverses. (cf, liste bibliographique).

Cette documentation englobe :

.les études relatives aux problèmes posés par le fer et le manganèse dans les nappes, dans les captages, dans les réseaux d'exhaures ou de transports, dans les réseaux de drainage,

.les études hydrochimiques à caractère général ou fondamental,

.les études géochimiques et pédologiques (altération des roches, transport, dépôts...sols...).

L'analyse bibliographique a également porté sur les travaux non spécifiques qui étaient susceptibles de fournir des indications sur les deux métaux dans les eaux, comme par exemple les nombreuses études de caractérisation ou de suivi de la pollution des eaux souterraines, ainsi que celles relatives aux ouvrages de captages.

Une liste (AFEE) de références bibliographiques a été établie, elle comporte environ 700 références, parmi cette liste, une centaine de documents ont été sélectionnés et exploités, chiffre auquel il faut ajouter les études dites non spécifiques.

b) - Un inventaire sommaire des diverses formations géologiques ou dépôts relativement riches en fer (ou en manganèse) présent en affleurement dans le bassin.

c) - Un inventaire des captages pour alimentation en eau potable, existant dans les 29 départements du bassin et présentant épisodiquement ou en permanence des teneurs excessives en fer ou en manganèse. Pour ce faire, une fiche questionnaire a été adressée aux Services (DDAF, DDE, DDASS) de chaque département, en vue d'un constat à l'échelle du bassin.

d) - Une synthèse générale sur les problèmes posés par le fer et le manganèse puis un essai de description des mécanismes susceptibles d'intervenir en milieu alluvial dans le bassin R.M.C..

e) - Un énoncé de recommandations.

f) - Des propositions pour la poursuite de l'étude.

### 3 - LES DIFFERENTES FORMES CHIMIQUES DU FER ET DU MANGANÈSE

#### 31 - FORMES NON COMPLEXEES A LA MATIERE ORGANIQUE

##### 311 - Le fer

Le fer existe sous trois états d'oxydation différents : le fer (Fe), l'ion ferreux ( $Fe^{2+}$ ) et l'ion ferrique ( $Fe^{3+}$ ).

Pour la solubilité du fer dans les eaux naturelles au pH de 6 à 8 couramment rencontré, deux cas se présentent habituellement :

- conditions oxydantes (milieu aéré). Le fer dissous est représenté par l'ion ferrique  $Fe^{3+}$ . Les teneurs en solution sont contrôlées par des phases solides particulièrement peu solubles : hydroxydes ferriques  $Fe(OH)_3$  amorphes plus ou moins bien cristallisés, goethite, hématite.

- conditions réductrices (milieu pauvre en oxygène). Les teneurs en fer dissous peuvent être beaucoup plus importantes, sous la forme de fer ferreux ( $Fe^{2+}$ ). Elles sont limitées par des phases minérales plus solubles :  $Fe(OH)_2$ , sidérite  $FeCO_3$ ,  $FeS$  etc...

En présence de certaines espèces chimiques et de conditions physico-chimiques particulières, le fer peut former des complexes, affectant ainsi les teneurs en fer dissous. Pour la silice on observe par exemple des formes :  $(FeH_3SiO_4)^{2+}$ .

##### 312 - Le manganèse

Il existe 7 états d'oxydation du manganèse de  $Mn^+$  à  $Mn^{2+}$ , mais dans l'eau, dans les conditions naturelles, le manganèse est représenté essentiellement sous forme dissoute par l'état divalent  $Mn^{2+}$ . Les teneurs en solutions sont limitées par les phases minérales  $MnO_2$  et  $Mn_2O_3$  en milieu oxydant, et par  $Mn$

C03 et MnS en milieu réducteur. Comme pour le fer, il peut se former des complexes en présence de certaines espèces chimiques : Mn S04, Mn HC03+ etc.

### 32 - FORMES COMPLEXEES A LA MATIERE ORGANIQUE

Le fer et le manganèse peuvent former des complexes avec la matière organique ; différentes formes peuvent être observées, par exemple : les complexes ferriphosphoriques, humoferriques, etc.

Les matières organiques sont formées de longues chaînes carbonées mais il est difficile de connaître précisément la nature des molécules qui forment les complexes du fer et du manganèse.

Ces complexes organiques sont particulièrement solubles et résistent bien à l'action des oxydants, ce qui va considérablement augmenter les teneurs en fer et manganèse en solution. (Cf. paragraphe 43).

Ce phénomène est extrêmement important car la présence aléatoire de matière organique au sein des alluvions pourra entraîner une extrême variabilité spatiale des teneurs en fer et manganèse en solution (JC. MISEREY, 1973; G. MALESSARD, 1983).

## 4 - METHODOLOGIE D'ETUDE HYDROGEOCHIMIQUE

### 41 - PRELIMINAIRES :

Les eaux, au contact avec l'atmosphère, sont instables (dégazage, oxydation, changement de température) et des modifications irréversibles peuvent intervenir au sein du fluide (précipitations, dissolution...); une méthodologie précise de prélèvement et de conditionnement des échantillons doit être respectée.

Dans la bibliographie, certaines études hydrogéochimiques sont inexploitables du fait du manque de représentativité des échantillons analysés. (Présence de fer particulière précipité dans les flacons avant analyses).

### 42 - MESURE IN SITU

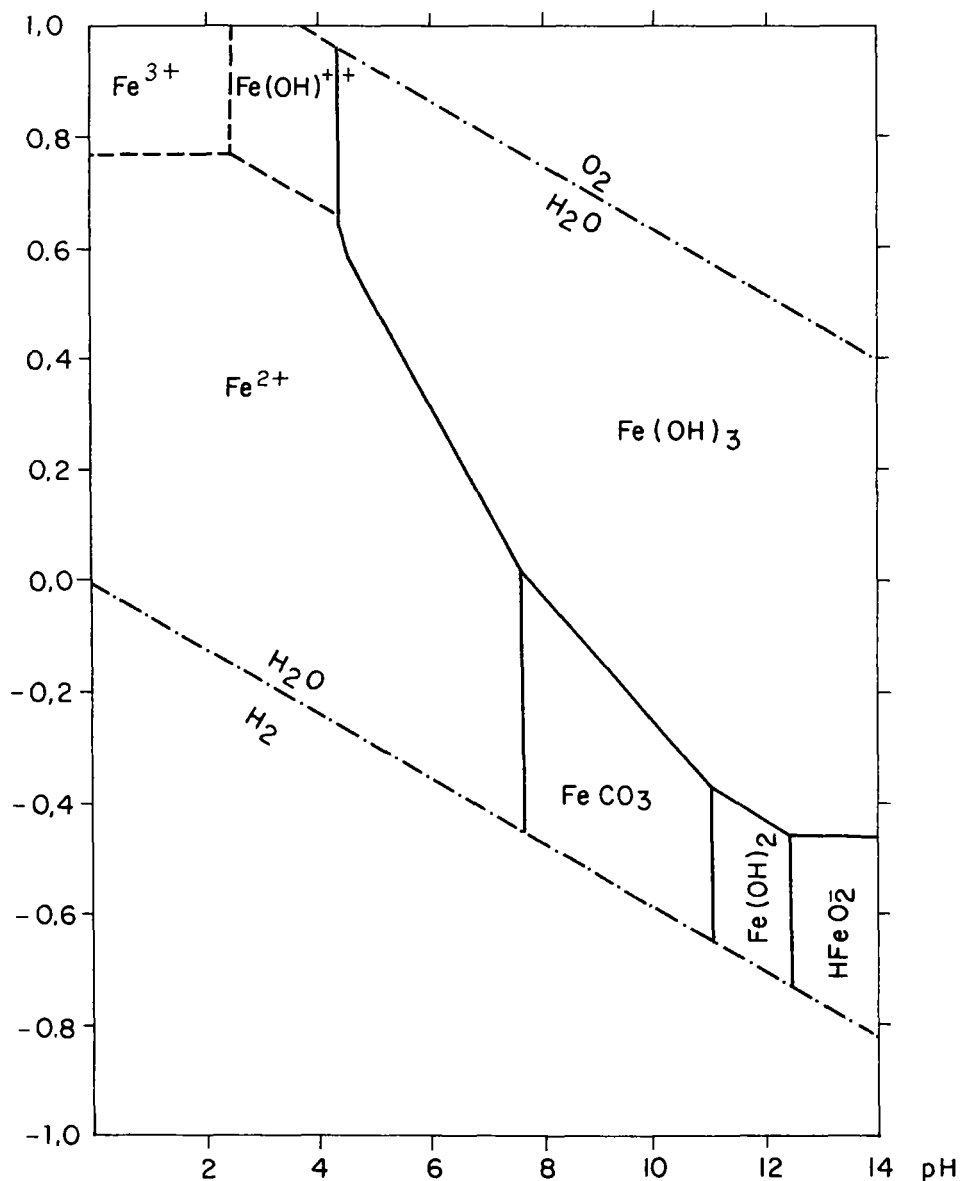
Les paramètres non conservatifs doivent impérativement être mesurés à l'émergence, à l'abri de l'air : température, pH, potentiel d'oxydoréduction (Eh) et oxygène dissous.

### Diagramme de stabilité Eh-pH du fer

D'après GARRELS et al. (1967)

Activité en Fer :  $10^{-6}$  mole/l et  $\Sigma\text{CO}_2 : 10^{-2}$  mole/l

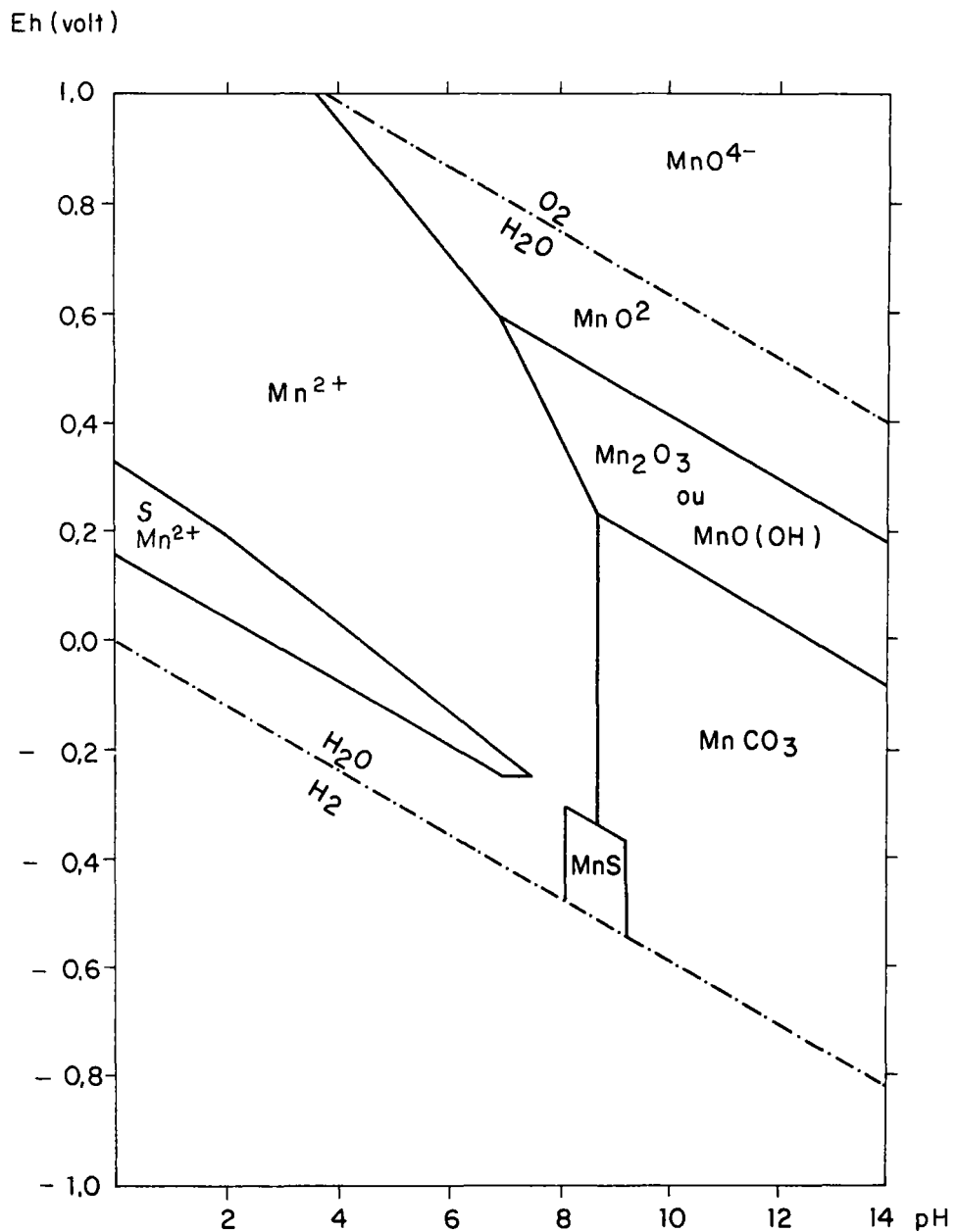
Eh (volt)



## Diagramme de stabilité Eh-pH du manganèse

D'après GARRELS et al. (1967)

Activité en Mn :  $10^{-6}$  mole/l



## 43 - ECHANTILLONNAGE ET CONDITIONNEMENT

### - filtration :

Les eaux sont systématiquement filtrées (0.45  $\mu\text{m}$ ) à l'abri de l'air, au moment de l'échantillonnage afin d'empêcher la présence d'éventuelles particules en suspension (colloïdes) qui pourraient repasser en solution pendant le stockage de l'échantillon.

Ces filtrations permettent aussi de connaître la nature et la quantité des particules en suspension dans les fluides étudiés (analyses des dépôts sur filtre).

### - Acidification :

Pour chaque échantillon deux prélèvements sont réalisés

- . 1 flacon d'eau filtrée pour l'analyse des anions;
- . 1 flacon d'eau filtrée et acidifié à pH1 environ pour l'analyse des cations et des éléments traces (Fe et Mn). L'acidification interdit toute modification pendant le stockage des teneurs des espèces en solution (précipitation d'hydroxydes ferriques, carbonates...)

### - Prélèvements pour les analyses de matières organiques

Un prélèvement d'eau non filtrée est réalisé dans une bouteille en verre soigneusement rincée afin d'analyser les matières organiques en solution. On évite l'utilisation de containers plastiques car les chaînes carbonées des matières organiques peuvent se fixer sur les parois des flacons.

### - Prélèvements pour les analyses bactériologiques:

Ils sont réalisés dans des flacons de verre stériles puis ils sont conservés à basse température avant d'être analysés.

## 5 - PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES DE MISE EN SOLUTION DU FER ET DU MANGANESE

### 51 - PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

La solubilité du fer et du manganèse est réglée par les conditions de pH et d'oxydoréduction du milieu. La solubilité des principaux minéraux peut s'exprimer en fonction de ces deux paramètres.

Les diagrammes thermodynamiques Eh-pH sont des méthodes graphiques qui montrent les différents domaines d'équilibres des formes du fer et du manganèse (GARRELS ET CHRIST 1967).

Dans le domaine de pH des eaux naturelles (de 6 à 8), pour des eaux aérées (conditions oxydantes), les concentrations en fer dissous seront faibles, limitées par des hydroxydes ferriques (Fe(OH)<sub>3</sub>) peu solubles. (Cf. figure 1).

Pour des conditions plus réductrices, les teneurs en fer dissous seront beaucoup plus élevées et pourront être contrôlées (en absence de sulfures dans la solution) par la sidérite (FeCO<sub>3</sub>).

Certaines eaux acides (pH 3 à 4) peuvent contenir des concentrations en fer extrêmement fortes. Ces caractéristiques particulières s'expliquent par l'oxydation des pyrites, en présence de bactéries :

$$\text{FeS}_2 + 7/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2(\text{SO}_4)^{2-} + 2\text{H}^+,$$

qui selon la teneur en oxygène dissous encore disponible donnera :

$$\text{Fe}^{2+} + 1/2 \text{O}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 1/2 \text{H}_2\text{O}.$$

On rencontre ce genre de phénomène dans des eaux lessivant des horizons riches en pyrites (eau de mine, eau de nappe avec recharge artificielle, S.E. RAGONE, 1975).

Pour le manganèse, dans les conditions naturelles, la forme dissoute Mn<sup>2+</sup> sera prédominante. (cf. figure 2). Mais les teneurs sont généralement faibles dans les eaux de nappes alluviales et peuvent s'expliquer par des phénomènes d'absorption et de coprécipitation avec des hydroxydes de fer (J.D HEM, 1963).

En l'absence de phénomène liés aux microorganismes (matières organiques, bactéries...), la géochimie du fer et du manganèse s'interprète parfaitement bien en terme de diagramme Eh-pH. Les différentes espèces en solution, (Fe, Mn..) seront réglées principalement par les conditions d'oxydoréduction qui régissent dans l'aquifère.

## 52 - CONDITIONS D'OXYDORÉDUCTION DES EAUX NATURELLES

### 521 - Paramètres dominants

Les conditions d'oxydoréduction des eaux naturelles sont déterminées par deux paramètres principaux :

- l'apport en oxygène dissous :
  - .à partir du contact avec l'atmosphère : eaux de surface,
  - .à la faveur des échanges au travers de la zone non saturée : eaux souterraines,

- la consommation de cet oxygène pour la décomposition de la matière organique ou par interaction avec des phases minérales (oxydation des sulfures, des hydroxydes ferreux, et des carbonates ferreux).



## 522 - Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène dissous des eaux d'alimentation sont imposées par l'équilibre avec l'oxygène atmosphérique. Cet équilibre dépend étroitement de la température (cf tableau 1 ci-après) :

Les variations de température d'une nappe alluviale, soumise à de fortes réalimentations par le cours d'eau avec lequel elle est en communication (effet de prélèvements importants proches de la rivière) peuvent induire une évolution saisonnière des teneurs en oxygène dissous, donc des conditions d'oxydoréduction (diminution des teneurs en oxygène pouvant s'accompagner d'une diminution du Eh de la solution). En effet, il a été observé des variations de températures très importantes (de 6° C en hiver à 21° C en été dans des forages proches du Rhône).

**TABLEAU 1 : TENEUR EN OXYGENE DISSOUS DANS L'EAU  
A L'EQUILIBRE AVEC L'AIR A LA PRESSION ATMOSPHERIQUE**

(TRUESDALE ET AL 1955)

TEMPERATURE (°C)	OXYGENE (mg/l)	TEMPERATURE (°C)	OXYGENE (mg/l)
0	14.16	18	9.18
1	13.77	19	9.01
2	13.40	20	8.84
3	13.05	21	8.68
4	12.70	22	8.53
5	12.37	23	8.38
6	12.06	24	8.25
7	11.76	25	8.11
8	11.47	26	7.99
9	11.19	27	7.86
10	10.92	28	7.75
11	10.67	29	7.64
12	10.43	30	7.53
13	10.20	31	7.42
14	9.98	32	7.32
15	9.76	33	7.22
16	9.56	34	7.13
17	9.37	35	7.04

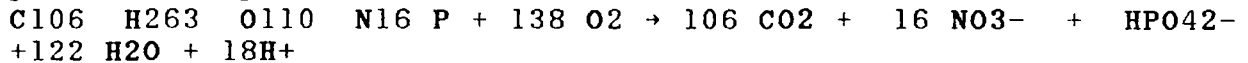
Les teneurs en oxygène dissous peuvent également varier pendant les différentes périodes d'infiltration entraînant des modifications saisonnières des conditions d'oxydoréduction au sein d'un aquifère alluvial. Ce phénomène a été étudié en détail dans certains lacs (H.G. WETZEL, 1975).

## 523 - Matières organiques et micro-organismes

Les conditions d'oxydoréduction des eaux dépendent principalement des quantités de matières organiques présentes. Divers stades sont observés selon le degré d'avancement de la réduction bactérienne des matières organiques, ils peuvent être décrits de la manière suivante :

### a) - Consommation de l'oxygène dissous

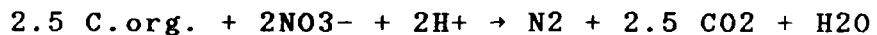
L'oxygène dissous est consommé progressivement par la matière organique (REDFIELD et Al, 1963). On peut écrire la première étape de réduction :



Cette réaction chimique met en évidence la très forte consommation d'oxygène. Quant le stock en oxygène dissous est épuisé, la décomposition des matières organiques se poursuit par une série de réactions chimiques abaissant successivement le potentiel d'oxydoréduction de l'eau (J.I. DREVER, 1982).

### b) - Dénitrification

La réduction bactérienne utilise l'oxygène de la molécule des nitrates, réduisant ainsi les nitrates en nitrites puis en azote gazeux :

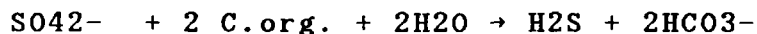


### c) - Création d'ammoniaques :

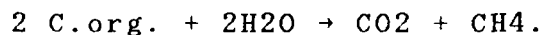
Une réduction plus intense des nitrates aboutit dans ce cas à la formation d'ammoniaques :



Lorsque l'oxygène de la molécule des nitrates est normalement épuisé, l'oxygène de la molécule des sulfates est mis à contribution suivant la réaction suivante :



Enfin, l'étape ultime de la réduction est la réaction de fermentation qui produit le méthane :



A chaque étape des réductions bactériennes évoquées ci-dessus correspond un potentiel d'oxydoréduction. Le schéma ci-après montre l'ordre de grandeur des différents potentiels d'oxydoréduction susceptibles d'intervenir dans les eaux souterraines ou superficielles. (cf. fig.3)

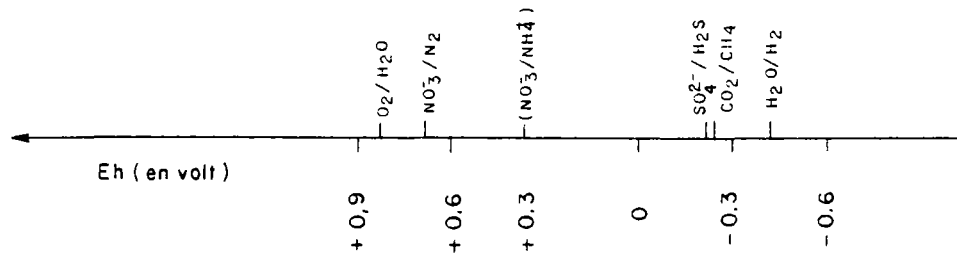


Figure 3 - Potentiel de divers couples d'oxydoréduction.

Dans les eaux naturelles riches en fer et en matières organiques, le degré d'avancement des réactions avec la matière organique détermine le potentiel d'oxydoréduction. Ce potentiel règle ensuite les teneurs des diverses espèces chimiques en solution, en équilibre avec les phases minérales en présence (cf. diagramme Eh, pH. Fig.1 et 2).

La quantité de matière organique dépend étroitement de substances inorganiques (nitrates, phosphates) nécessaires à leur formation. L'augmentation de ces éléments nutritifs pourra provoquer une croissance de l'activité bactérienne et organique dans les eaux, favorisant ainsi une diminution du potentiel d'oxydoréduction, et parallèlement, une augmentation des teneurs en fer et manganèse en solution. (cf incidence de la pollution. paragraphe 84)

Aux matières organiques, sont associés des acides organiques (fulviques ou humiques) qui peuvent diminuer le pH des eaux souterraines, jusqu'à pH 4 dans certain cas ( S.R. KRAYNOU et al, 1982). Cette acidification entraîne l'augmentation des teneurs en fer et manganèse dissous.

### 53 - MATIERES ORGANIQUES ET COMPLEXES METALLIQUES

Les complexes organiques du fer ont été mis en évidence dans de nombreuses eaux riches en matières organiques.

Pour 2 à 5 p.p.m. de carbone organique en solution, 10 à 20 % du fer total dissous est associé aux substances humiques sous forme de complexes, jusqu'à 60 à 70 % pour les eaux possédant 10 p.p.m. de carbone organique (CRERAR D.A et al, 1981). L'importance de ces complexes organiques peut, dans certains cas, rendre les diagrammes Eh-pH inexploitables car de tels diagrammes ont été calculés à partir d'équilibres thermodynamiques dans lesquels seules les espèces ioniques (Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup>...) étaient prises en considération.

Les complexes organiques du fer sont beaucoup plus difficilement oxydables que l'espèce ionique seule. L'oxydation du fer ferreux en fer ferrique est extrêmement ralentie en

présence de matières organiques. Ce phénomène doit être pris en considération lors du traitement des eaux d'alimentation riches en fer, manganèse et matières organiques.

## 6 - PHENOMENES DE CORROSION DES CAPTAGES

Certains désordres peuvent se manifester dans les ouvrages par suite de phénomènes de corrosion des parties métalliques des équipements (pompe, tubing d'exhaure, réseau de surface).

Cette attaque destructrice augmente les teneurs en Fer dissous qui, dans la plupart des cas, induit des dépôts colmatants d'hydroxydes ferriques en certaines parties des équipements. Différents mécanismes de corrosion peuvent intervenir, simultanément à ces dépôts, avec ou sans participation de micro-organismes.

### 61 - PHENOMENES ELECTRO-CHIMIQUES

#### 611 - Effet de pile"

On peut classer les différents métaux selon le potentiel d'équilibre qui les caractérise (Cf. tableau 2 ci-après). L'association de deux métaux distincts entraîne une différence de potentiel entre une zone dite anodique et une zone dite cathodique. Il y a création d'une pile conduisant à la dissolution plus ou moins rapide du métal constituant l'anode.

TABLEAU 2 : POTENTIEL D'EQUILIBRE DE DIVERS METAUX

METAUX	REACTIONS A L'ELECTRODE	POTENTIEL D'EQUILIBRE (VOLTS)
Magnésium	$Mg = Mg^{2+} + 2e^{-}$	-2,34
Aluminium	$Al = Al^{3+} + 3e^{-}$	-1,67
Manganèse	$Mg = Mn^{2+} + 2e^{-}$	-1,05
Zinc	$Zn = Zn^{2+} + 2e^{-}$	-0,762
Chrome	$Cr = Cr^{3+} + 3e^{-}$	-0,71
Fer	$Fe = Fe^{2+} + 2e^{-}$	-0,440
Nickel	$Ni = Ni^{2+} + 2e^{-}$	-0,250
Plomb	$Pb = Pb^{2+} + 2e^{-}$	-0,126
Hydrogène	$H_2 = 2H^{+} + 2e^{-}$	-0,000
Cuivre	$Cu = Cu^{2+} + 2e^{-}$	+0,345
Cuivre	$Cu = Cu^{+} + e^{-}$	+0,522
Argent	$Ag = Ag^{+} + e^{-}$	+0,800
Or	$Au = Au^{3+} + 3e^{-}$	+1,42

## 612 - Corrosion en milieu pauvre en oxygène

La corrosion en milieu pauvre en oxygène est caractérisée par une dissolution de métal à l'anode et création à la cathode d'hydrogène gazeux produit par les ions  $H^+$  présents dans la solution. Le schéma ci-dessous illustre le mécanisme de corrosion :

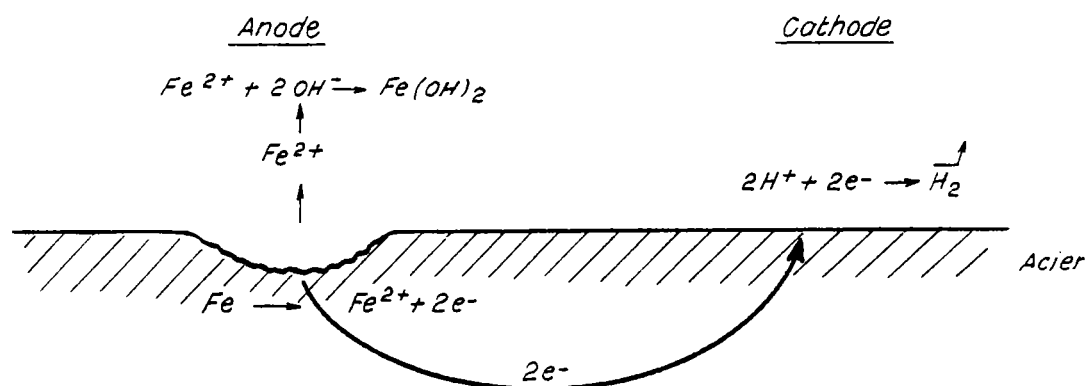
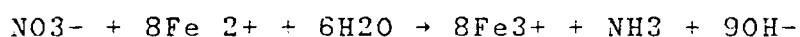


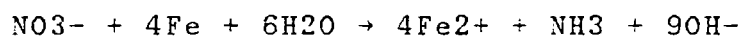
Figure 4 - Schéma du mécanisme de corrosion en milieu pauvre en oxygène.

Il y a libération à l'anode d'ions  $Fe^{2+}$  qui peuvent évoluer dans certaines conditions en hydroxydes  $Fe(OH)_2$ , réalisant ainsi un dépôt protecteur qui ralentit la vitesse de corrosion.

Un autre phénomène est susceptible de modifier les teneurs en fer dissous, il s'agit de la réduction des nitrates en ammoniacque :



Cette réaction est catalysée par les ions  $Cu^{2+}$  et intervient en milieu anaérobie, elle peut générer de ce fait des processus de corrosion de l'acier de l'équipement des ouvrages :



Il y a alors remise en solution du fer de l'ouvrage

## 613 - Corrosion en milieu oxygéné

Le principe de corrosion est à peu près semblable à celui existant en milieu pauvre en oxygène mais dans une eau aérée, l'oxygène dissous va intervenir dans les réactions chimiques à l'anode et à la cathode.

On peut schématiser le phénomène par la figure ci-dessous :

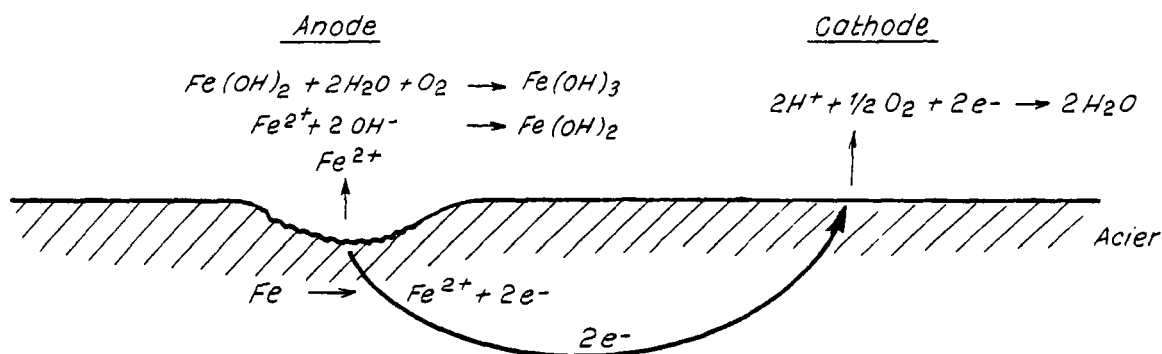


Figure 5 - Schéma du mécanisme de corrosion en milieu oxygéné.

Les hydroxydes ferriques  $\text{Fe(OH)}_3$  peu solubles sont déposés à l'anode. Selon les teneurs en oxygène dissous, ces dépôts peuvent s'opposer à la diffusion de l'oxygène à l'anode et augmenter ainsi la vitesse de corrosion par aération différentielle.

## 62 - ROLE DES MICRO-ORGANISMES

Les micro-organismes ont la particularité d'accélérer les processus de corrosion électro-chimique. Ils agissent par dépolarisation.

Certaines bactéries (ferro-oxydantes) fixent les hydroxydes de fer et manganèse. Ces bactéries (du genre *Gallionella*, *Crenothrix* et *Leptothrix*) se développent en milieu aérobie et leur température idéale de croissance est située entre 10 et 20°C.

La précipitation des hydroxydes ferriques, parallèlement au développement bactérien, crée des amas volumineux qui colmatent progressivement les pores des matériaux périphériques des puits ainsi que les crépines.

Ce phénomène de corrosion et de précipitation a pu être mis en évidence lors d'une étude sur le colmatage d'un puits atteignant la nappe alluviale de l'Ain (IUNDT F, POUL X, 1986). Parmi les trois captages atteignant les formations alluviales (teneur en fer dissous < 0.1 mg/l) seul l'ouvrage équipé en acier a montré une baisse de productivité après quelques mois de production laissant apparaître d'importants dépôts d'hydroxydes de fer provenant de la corrosion de l'équipement du forage.

Certaines bactéries anaérobies sulfato-réductrices, réduisent les sulfates en sulfures qui provoquent des phénomènes de corrosion dites cavernieuses sur les équipements métalliques des ouvrages (formation de sulfure de fer). Ces bactéries se développent en milieu très pauvre en oxygène : zones marécageuses, tourbières,...

## 7 - ORIGINE DU FER ET DU MANGANESE DANS LES EAUX SOUTERRAINES

### 71 - GENERALITES

Le fer et le manganèse font partie des éléments constitutifs de l'écorce terrestre, le fer étant l'un des constituants majeurs. Les estimations généralement admises aboutissent à des teneurs moyennes de l'ordre de 5 % pour le fer et de 1 % pour le manganèse.

Le manganèse est moins bien représenté dans les roches, mais il est présent en quantité non négligeable dans les sols, en étroite relation avec les plantes, il est le premier qui se libère et migre avec les lessivages pluviaux.

L'origine de ces deux métaux est généralement géologique, en particulier celle du fer, mais d'autres sources peuvent se manifester localement.

### 72 - ORIGINE GEOLOGIQUE

#### 721 - Le fer et le manganèse dans les roches

Le fer est présent à des teneurs de 2 à 15 % dans les roches endogènes et dans les roches métamorphiques, et à l'état de "traces" à 8 % dans les roches sédimentaires. Il est soit à l'état d'inclusions, soit à l'état de dépôts.

A titre indicatif, on estime que les teneurs moyennes élémentaires sont :

- pour le fer, de 33 Kg/tonne (33 %) dans les roches argileuses, de 37 Kg/tonne (37 %) dans les sols, de 0.2 Kg/tonne (0.2 %) dans les êtres vivants.

- pour le manganèse, de 0.7 Kg/tonne (0.7 %) dans les roches argileuses, de 0.9 Kg/tonne (0.9 %) dans les sols, de 0.07 Kg/tonne (0.07 %) dans les êtres vivants.

Ces teneurs moyennes sont susceptibles de varier sensiblement selon le type de roches argileuses et de sols.

Ces deux métaux peuvent se trouver par ailleurs à des concentrations élevées dans certains minéraux, ou dans certaines roches, dites ferrifères ou manganifères.

Les minéraux les plus couramment rencontrés appartiennent à diverses catégories ou groupes qui sont essentiellement :

- pour le fer, les sulfures, les oxydes et hydroxydes, les carbonates et les silicates, les épidotes, les amphiboles, les micas et les chlorites.

- pour le manganèse, les oxydes et hydroxydes, les carbonates et les tungstates.

En annexe 1 sont présentés les minéraux de chacun des métaux les plus couramment rencontrés.

Quant aux roches ferrifères proprement dites, caractérisées par une forte proportion de minéraux contenant du fer (15 % au moins), elles peuvent renfermer parmi les minéraux les plus courants : la sidérose, l'hématite, la magnétite, la pyrite, la limonite, et la glauconie.

Certaines roches sédimentaires sont particulièrement riches en fer, il s'agit notamment :

- du fer oolitique, intercalé dans les séries marines, formé de sidérose ou d'oxydes de fer,

- la glauconie dans les dépôts détritiques marins, déjà évoquée,

- le fer pisolitique, constitué de globules de limonite, formé en milieu continental,

- le fer des marais, en forme de plaquettes constituées surtout d'hydroxydes de fer et tapissant le fond de certains marais,

- les latérites, dont la composition est celle des bauxites riches en oxydes de fer et en silice.

## 722 - Principales formations géologiques riches en fer dans le bassin du Rhône

### 7221 - Répartition dans l'espace et dans l'échelle stratigraphique

Plus ou moins dissimulées dans tout le bassin, elles sont nombreuses et s'étendent pratiquement sur toute l'échelle stratigraphique. On les trouve dans le socle, roches cristallines et cristallogéniques des Vosges, du massif Central et des Alpes, roches métamorphiques des Monts du lyonnais et du Vivarais, roches sédimentaires, du Mésozoïque notamment, qui s'étendent sur la majeure partie du bassin.



Toutes ces formations ont participé pour partie, à la constitution du remplissage alluvial, dans lequel le fer et le manganèse peuvent se trouver sous les diverses formes évoquées précédemment.

A l'intérieur même du matériau alluvionnaire, les teneurs des 2 métaux peuvent varier selon la lithologie.

7222 - Exemple de la vallée de l'Ognon, Franche-Comté

Dans le cadre de l'étude de la nappe alluviale de l'Ognon, (VERJUS Ph., 1984) a décrit les principales roches particulièrement riches en fer situées à l'amont hydraulique. A titre indicatif, rappelons les principales conclusions :

- parmi les roches du massif vosgien :

- .les granites : 1.05 à 3.0 % en Fe<sup>2+</sup>  
0.6 à 1.1 % en Fe<sup>3+</sup>
- .les granophyres : 0.8 à 1.2 % en Fe<sup>2+</sup>  
1.4 à 2 % en Fe<sup>3+</sup>
- .les roches vertes : 2.8 à 6.1 % en Fe<sup>2+</sup>  
0.6 à 5 % en Fe<sup>3+</sup>

En outre ces formations sont recoupées par de nombreux filons ferro-manganifères.

- parmi les roches sédimentaires du Mésozoïque :

- .les niveaux ferrugineux (oolites ferrugineuses ou glauconie) de l'Aalénien, du Callovien et de l'Hauterivien-Valanginien.

Toutefois, la présence de fer ou de manganèse se manifeste dans pratiquement tous les étages de la série secondaire : pyrite, ciment, glauconie, remplissage vacuaire, dendrite ...

- parmi les roches sédimentaires du Tertiaire et du Quaternaire :

- .le sidérolitique (Eocène)
- .les poches de "minerais en grains" du plio-quaternaire

Ces divers niveaux dans le sédimentaire ont pratiquement tous été exploités dans le passé.

Cet inventaire, fait pour l'amont de la vallée de l'Ognon, met en évidence l'ampleur des sources potentielles naturelles des deux métaux étudiés.

7223 - Inventaire sommaire sur l'ensemble du bassin

A la suite de l'énumération des grandes formations géologiques présentées dans le bassin du Rhône, il est apparu intéressant de procéder à un inventaire sommaire des niveaux les plus caractéristiques observés dans le sédimentaire par région géologique; les résultats sont résumés ci-après :

- Région Nord-Ouest du bassin : Bourgogne, Haute Saône.

Niveaux à oolites ferrugineuses de l'Oxfordien, du Callovien, du Toarcien, de l'Aalénien et du Domérien  
Calcaires glauconieux du jurassique supérieur, marnes et marno-calcaires souvent grésoglaucosieux et calcaires à oolites ferrugineuses de l'Hauterivien, sable et grès glauconieux du Gargasien, Albien.

- Région Jura - île Crémieu

Niveaux à oolites ferrugineuses du Domérien, Toarcien, Aalénien et Callovo-Oxfordien.  
Marnes à marno-calcaires souvent grésoglaucosieux de l'Hauterivien.  
Sables et grès glauconieux du Gargasien Albien.

- Région Monts du Lyonnais - Mâconnais

Niveaux à oolites ferrugineuses du Sinémurien, du Callovien.  
Niveaux sidérolitiques (Eocène)

- Région des Alpes

Marnes et marno-calcaires plus ou moins grésoglaucosieux de l'Hauterivien (Alpes du Nord jusqu'au Diois)  
Marnes, grès et sables verts glauconieux du Gargasien, Albien et Clansayésien (Alpes du Nord jusqu'au Diois).  
Quelques plages de sidérolitique.

- Région du Vivarais - Provence

Niveaux calcaires à oolites ferrugineuses (et phosphatées) du Toarcien (dans le Vivarais).  
Marnes et marno-calcaires souvent glauconieux de l'Hauterivien.  
Grès verts et marno-calcaires grésoglaucosieux du Clansayésien.  
Sables et marnes glauconieux du Gargasien, Albien et Cénomaniens.

Signalons également les dépôts d'altérites riches en fer, et parfois exploités :

- les bauxites de Provence et du Languedoc
- les ocres du Vaucluse et du Gard

Rappelons enfin que les roches endogènes et métamorphiques, notamment dans les Vosges, le Lyonnais, le Vivarais, et les Alpes peuvent être riches en fer, comme en témoignent les résultats d'analyses mentionnés plus haut pour 3 types de roches du massif vosgien.

## 723 - Le fer et le manganèse dans les alluvions

### 7231 - Génèse

Les matériaux alluvionnaires sont mis en place à la suite de mécanismes d'altération, d'érosion et de transport. Les éléments constitutifs des formations géologiques originelles se retrouvent ainsi dans les alluvions, plus ou moins altérés.

Lors des diverses phases qui caractérisent la mise en place des alluvions, certains éléments sont mis en solution, précipités et parfois même concentrés. L'étude de la plaine alluviale de l'Ognon déjà citée (Ph VERJUS 1984) montre que le fer et "un élément suffisamment abondant que l'on retrouve principalement au niveau des alluvions à dominante siliceuse". Dans l'étude de la nappe alluviale de la Saône (A. RECOULES 1984) il a été observé qu'aucun niveau (graviers, sables, argiles,...) particulier ne présente de différences sensibles par rapport aux autres quant aux teneurs en fer et manganèse, sous forme d'oxydes libres ou extractibles (c'est à dire potentiellement solubles dans l'eau), les autres formes observées étant des hydroxydes : goethite et lépidocrocite.

### 7232 - Notion de "stock disponible"

A. RECOULES (1984) a évalué à partir d'analyses, le stock en fer et en manganèse, emmagasiné dans les alluvions de la Saône, sous la forme d'oxydes "libres" ou "extractibles", c'est à dire potentiellement solubles dans l'eau de nappe, soit :

- 2.25 Kg/m<sup>3</sup> de fer
- 0.75 Kg/m<sup>3</sup> de manganèse

A partir de la porosité efficace, prise à 10 %, on obtient une "teneur fictive" des eaux de nappe, égale à 22.5 g/l de fer, et de 0.75 g/l de manganèse. L'auteur conclut que les quantités disponibles au sein des sédiments sont en tout point de l'aquifère, très suffisantes pour être à l'origine des teneurs excessives mesurées dans la nappe, puis qu'"il n'est pas nécessaire d'invoquer la présence de niveaux particulièrement

riches ou bien l'intervention de limons de surface dans l'enrichissement en fer de la nappe pour expliquer les fortes teneurs dans l'eau."

Enfin, il poursuit : "la très grande hétérogénéité des teneurs dans la nappe n'est donc pas sous la dépendance de stocks locaux en fer et en manganèse dans les alluvions, la teneur en métaux des sédiments ne constituant pas, dans l'aquifère des alluvions de la Saône, un facteur limitant".

L'étude de la plaine alluviale de l'Ognon (Ph. VERJUS 1984) a montré également que le fer est un élément suffisamment abondant dans les alluvions, pour expliquer les teneurs excessives.

Un calcul sommaire, effectué pour une nappe alluviale, du type nappe de la vallée de la Saône évoquée plus haut, et définie comme ci-après :

- "stock" en fer libérable égal à 2.25 Kg/m<sup>3</sup>
- largeur de part et d'autre d'une rivière drainante : 1000 m
- gradient hydraulique 5%.
- perméabilité globale comprise entre 10<sup>-4</sup> et 10<sup>-3</sup> m/s,

montre que, dans des conditions physico-chimiques permettant la mise en solution du fer, la durée théorique pour que l'eau de nappe déstocke la totalité du fer contenu dans les alluvions, serait :

- 70 000 à 700 000 ans pour une teneur de 0.2 mg/l. (Les dépôts étudiés par Ph. VERJUS vont de 0.7 à 1.5 M.ans environ).
- de 7000 à 70 000 ans pour une teneur de 2 mg/l.

De tels résultats montrent que, dans le cas des alluvions définies ci-dessus, il faudrait des conditions réductrices très prolongées (temps géologiques) pour épuiser le fer stocké. Si le fer se manifeste à des teneurs excessives (de l'ordre du mg/l par exemple) à la suite de l'intervention de l'homme, il paraît exclu dans ces conditions, d'obtenir une amélioration de la qualité de l'eau, par le simple jeu de l'épuisement du stock, après quelques années de pompages.

Il a été établi au paragraphe 722, que les formations géologiques riches en fer (et en manganèse) se trouvent disséminées sur tout le territoire du bassin du Rhône.

Bien que la représentativité des alluvions de la Saône et de l'Ognon reste à ce jour à démontrer, il est très probable que les teneurs en ces deux métaux des matériaux alluvionnaires répartis sur le bassin, sont partout suffisantes pour constituer un stock capable de produire les teneurs excessives parfois observées. Dans ces conditions, la présence des deux métaux dans la nappe est liée à l'interaction entre l'eau et les sédiments de l'aquifère, éléments qui les constituent ou ciment qui les lie.

## 733 - AUTRES ORIGINES NATURELLES

Il convient d'évoquer les sédiments de rivière, qui peuvent intervenir à la fois comme facteur déclenchant la mise en solution des métaux contenus dans l'aquifère, et à la fois comme stock susceptible de transiter au travers des berges pour s'ajouter aux métaux déjà existant dans l'aquifère.

Dans l'étude de la nappe alluviale de la plaine d'Avignon (MALLESSARD 1983), il est fait mention de teneurs en manganèse de 0.6 à 0.9 g/kg de sédiments secs, pour la fraction granulométrique < 63 microns. Dans l'étude de la pollution de la Saône (A.F.B.R.M.C., 1984), les analyses des sédiments indiquent des teneurs en manganèse de l'ordre de 1 g/kg de sédiments secs, en fer de l'ordre de 28 g/kg. Non seulement le stock en ces deux métaux est notable comparé à celui représenté par les matériaux alluvionnaires, mais encore le manganèse et le fer présents dans les sédiments sous forme de complexes avec la matière organique, sont beaucoup plus mobilisables et plus difficilement oxydables que le manganèse et le fer non complexés.

## 74 - ORIGINE ARTIFICIELLE

.Les équipements métalliques des ouvrages de captages d'extraction et de transport de l'eau, peuvent être à l'origine de certains dépôts contenant du fer ou, dans certains cas, de teneurs excessives.

Si du fer est observé dans les eaux, il faut toutefois ne pas perdre de vue la notion de flux et de quantité déstockée avant d'attribuer aux ouvrages l'origine de ce fer.

Par exemple, une teneur de 0.2 mg/l de fer qui serait attribuée au métal de l'ouvrage de captage correspondrait à :

- 14 kg/mois de fer extrait à un ouvrage au débit de 100 m<sup>3</sup>/h continu.

Cette quantité de fer correspondrait au 1/10<sup>e</sup> de la masse d'un tubage acier de 10 m de long, de 150 mm de diamètre, de 4 mm d'épaisseur. Un tel ouvrage "disparaîtrait" donc rapidement (théoriquement en 10 mois).

.D'autres sources artificielles peuvent se manifester comme par exemple des rejets urbains et industriels, des dépôts de scories, des eaux d'exhaures de mines.

Les sources potentielles industrielles de rejet de ces métaux dans les eaux sont énumérées ci-après : (LEVESQUE, 1975) :

- pour le fer
- .extraction et transformation des minerais
- .industries chimiques
- .industries de teintureries

- .métallurgie - sidérurgie
- .industries textiles
- .conserveries alimentaires
- .tanneries
- .production de dioxyde de titane

- pour le manganèse
- .alliages ou métallurgie
- .batteries sèches
- .glace et céramique
- .peintures, vernis, encres et colorants
- .allumettes, fusées pour feux d'artifices
- .etc.

La principale source de rejet de fer et de manganèse dans les eaux, résulte de l'activité de décapage des métaux et de leurs alliages. (L. LEVESQUE, 1975).

Les pollutions chimiques et biologiques produites par certains dépôts ou déversements peuvent déclencher un processus physico-chimique de solubilisation du fer et du manganèse présents dans les formations géologiques. C'est le cas en effet des exhaures de mines généralement à faible pH, des déversements ou dépôts de matières chimiques ou organiques (déchets urbains ou industriels..). Les métaux déstockés dans le milieu naturel s'ajoutent alors aux métaux contenus dans les rejets.

Au-delà d'une certaine distance, à l'aval de la zone de pollution, des conditions oxydantes peuvent se rétablir, on observe alors des reprécipitations du fer et du manganèse sur le "front oxygéné".

Il convient dès lors de bien distinguer le flux de fer et de manganèse apporté éventuellement par certaines sources, du flux résultant du processus de solubilisation déclenché par l'installation de conditions réductrices. Ces mécanismes seront évoqués plus loin au chapitre suivant.

## 8 - MECANISMES SUSCEPTIBLES DE MODIFIER LES TENEURS EN FER ET EN MANGANESE DANS LES EAUX DE NAPPE

### 81 - GENERALITES

L'exploitation des nappes alluviales au moyen d'ouvrages de plus en plus importants et nombreux s'est développée au cours des dernières décennies.

Parallèlement, des aménagements des cours d'eau visant à créer des retenues et à les canaliser étaient progressivement mis en place. La fixation artificielle des fleuves ou des rivières qui en a résulté, de même que l'assainissement de zones marécageuses (ou tourbeuses), ont rendu alors accessibles des domaines naturels jadis inondables. Depuis, des captages pour l'eau potable ou l'eau industrielle ont été implantés, à

proximité ou à l'aplomb de bras morts, de lônes comblées (bassins fermés en bordure du Rhône notamment) ou d'anciens marécages, autant de lieux privilégiés de dépôts de sédiments fins et de matières organiques.

L'extension des zones urbaines et industrielles s'est accompagnée au sol d'une imperméabilisation de surfaces, parfois considérables, ainsi que d'une augmentation très importante de dépôts et déversements de produits polluants.

Certaines activités humaines ont donc modifié de façon plus ou moins sensible les conditions hydrodynamiques et hydrochimiques du milieu alluvial. Il convient dès lors d'examiner les modifications d'ordre hydrodynamique, et leur incidences éventuelles sur les conditions hydrochimiques et hydrobiologiques du milieu alluvial, ainsi que les incidences de la pollution.

## 82 - MODIFICATIONS HYDRODYNAMIQUES

### 821 - Influence des prélèvements en nappe

L'accroissement des prélèvements a entraîné une modification plus ou moins sensible des conditions d'écoulement des eaux souterraines. Il a engendré une augmentation des vitesses d'écoulement avec pour résultats :

- une sollicitation des limites latérales de l'aquifère, et des cours d'eau. Elle peut se traduire notamment par un appel parfois très important et souvent permanent des eaux de rivière ou du fleuve. De nombreuses stations de pompage prélèvent plus des 3/4 du débit extrait dans le cours d'eau, à la faveur des échanges nappe-rivière.

- une sollicitation des eaux profondes parfois "confinées" dans un aquifère plus ou moins stratifié, (forte anisotropie globale par suite de la présence de niveaux ou lentilles d'argile). Les besoins croissants, le souci d'échapper à la pollution à partir de la surface et les nouveaux outils de foration ont contribué à l'exploitation des niveaux profonds des nappes alluviales. Toutes ces modifications des écoulements peuvent s'accompagner d'un changement des conditions hydrochimiques et hydrobiologiques de la nappe qui sera évoqué plus loin.

L'accroissement des besoins et le développement des zones urbanisées ont contribué à la création et au déplacement des captages, le plus souvent vers le cours d'eau, dans les plages plus productives. Le risque de rencontrer ou de se rapprocher de domaines riches en matières organiques et en sédiments fins est donc accru (bras morts comblés, anciennes lônes, marécages, tourbe...).

## 822 - Influence des aménagements des cours d'eau

En même temps que s'accroissaient les prélèvements en nappe se développait la mise en place progressive d'aménagements visant à créer des retenues et à canaliser les cours d'eau. Les répercussions sur l'hydrodynamisme sont multiples :

- stabilisation sensible des niveaux de la nappe, destinée à maintenir l'état moyen initial, donc suppression des battements amples (métriques) et rapides qui caractérisent les nappes alluviales.

- modification du niveau piézométrique initial, niveau plus haut à l'amont de la retenue, plus bas à l'aval.

- modification des échanges nappe-rivière par suite du développement des dépôts de sédiments de rivière et du colmatage plus ou moins progressif des berges, notamment à l'amont des retenues.

## 823 - Influence de l'urbanisation

L'imperméabilisation du sol constitue une entrave aux échanges nappe-atmosphère, et une entrave à l'infiltration de la pluie au travers de la zone non saturée aérée.

## 83 - INCIDENCE SUR L'HYDROCHIMIE ET L'HYDROBIOLOGIE DE LA NAPPE DE CERTAINES MODIFICATIONS HYDRODYNAMIQUES

### 831 - Mécanismes intervenant dans la "zone réduite"

La sollicitation des eaux de rivière, pratiquement permanente en présence de gros prélèvements, au travers de sédiments déposés au fond et sur les berges du cours d'eau, conduit à la mise en oeuvre de processus physico-chimiques et biologiques susceptibles d'expliquer la présence de fer et manganèse dans l'eau pompée.

Le terme de "zone réduite" caractérise la tranche alluviale aux abords de la rivière sollicitée par les pompages, siège de l'épuration de l'eau de surface; cette épuration s'effectue à la faveur du filtre naturel que constituent les matériaux alluvionnaires.

Le processus d'épuration physico-chimique et biologique de l'eau peut se résumer ainsi :

- les matières organiques et les espèces azotées (nitrites, nitrates...) apportées par l'eau de rivière sont oxydées au cours de processus bactériens, lesquels vont se traduire par une consommation de l'oxygène du milieu, une production de CO<sub>2</sub>, une baisse du pH de l'eau, un accroissement de la teneur en ammoniacale. Si l'oxygène dissous a été entièrement consommé, les bactéries (dénitrifiantes) peuvent utiliser



l'oxygène des nitrates, d'où diminution corrélative des nitrates dans l'eau. Ces réactions conduisent à la création d'un milieu réducteur et à la mise en solution du fer et du manganèse. Puis à partir d'une certaine distance de la rive (comptée le plus souvent en dizaines de m), la nappe s'enrichit en oxygène à partir de la tranche non saturée en relation avec l'atmosphère diminuant ainsi les matières oxydables. La disparition des conditions réductrices entraîne la précipitation d'oxydes et d'hydroxydes de fer et de manganèse, créant alors un front de dépôts ou "front oxygéné".

Des fluctuations saisonnières de température (et donc de teneurs en oxygène dissous) sont observées dans certains captages proches du cours d'eau (cf. paragraphe 522), elles peuvent parfois expliquer les variations saisonnières en fer et manganèse.

Les sédiments de rivière peuvent également fournir des quantités notables des deux métaux qui s'ajoutent au fer et au manganèse déstockés dans les matériaux alluvionnaires. (cf paragraphe 733).

Cette notion de "zone réduite" peut s'appliquer de la même façon à la tranche alluviale soumise à une source de pollution chimique ou organique, dès lors que le flux polluant modifie les conditions d'oxydo-réduction du milieu. Ainsi tout rejet chimique entraînant une baisse du pH et du Eh, toute production organique se traduisant notamment par une consommation d'oxygène et une production de CO<sub>2</sub>, seront susceptibles de créer une "zone réduite" à l'intérieur de laquelle le fer et le manganèse seront mis en solution.

De tels mécanismes pourront être observés à l'aval de décharges d'ordures ménagères (fortes quantités de matières organiques), de déchets industriels, de rejets accidentels... Des déversements d'hydrocarbures, par exemple, peuvent entraîner des conditions suffisamment réductrices (développement bactérien et/ou microbien) dans le milieu aquifère pour affecter l'équilibre du fer et du manganèse.

Plus les eaux de rivière seront chargées en matières organiques, plus la "zone réduite" sera développée, toute chose étant égale par ailleurs.

Les sédiments au fond et sur les berges participent de la même façon que les matières organiques dans les eaux, à l'installation de la zone réduite.

De telles situations se rencontrent fréquemment à proximité des cours d'eau aménagés, en particulier à l'amont des retenues, où les sédiments sont particulièrement abondants. Le mécanisme est sans doute amplifié par le fait que l'oxygénation de l'eau de nappe peut être entravée par les aménagements. En effet, l'eau de rivière sollicitée par les pompages doit contourner en profondeur la digue imperméable (noyau étanche à pénétration partielle) qui s'arrête parfois sur un niveau à

perméabilité moindre, et cheminer en profondeur dans une tranche où la réoxygénation se fait difficilement. Après une certaine distance variable selon les conditions hydrochimiques et hydrodynamiques, l'eau subit une réoxygénation qui tend à rétablir le potentiel d'oxydoréduction initial, le fer et le manganèse précipitent (front oxygéné).

La "zone réduite" peut être également observée à proximité d'un plan d'eau ou lac (naturel ou artificiel), notamment si le milieu hydrobiologique est évolué (milieu mésosaprobe, réducteur).

La stratification des dépôts alluvionnaires (présence de niveaux argileux s'intercalant dans la masse des alluvions), la présence d'une couverture peu perméable limoneuse ou argileuse mettant en charge la nappe, sont autant de conditions défavorables à l'oxygénation des eaux profondes. Le rôle de la couverture sera traité ci-après.

### 832 - Mécanismes intervenant dans la tranche non saturée

La tranche non saturée, comprise entre la surface du sol et le niveau piézométrique, joue un rôle évident dans les transferts entre l'eau de nappe d'une part, et l'atmosphère et le sol d'autre part.

Si cette tranche est peu ou pas perméable (argile, limon, sable argileux, ... surface imperméabilisée en zone urbanisée ou industrielle) l'oxygénation des eaux souterraines sera entravée, voire interdite. Si le niveau piézométrique se situe dans (ou au-dessus de) la tranche peu perméable, la nappe est dite captive. Si au contraire, cette tranche non saturée est très perméable (graviers, galets et sables), l'oxygénation sera facilitée, elle sera accrue sensiblement au cours des fluctuations piézométriques (positives ou négatives). En effet, dans la zone dite de battement de la nappe, il est fréquemment constaté la présence de dépôts divers : fer, manganèse...carbonates. (donnant lieu parfois à des niveaux cimentés).

Le transfert d'oxygène s'effectue également lors de l'infiltration de l'excédent pluviométrique.

### 833 - Mécanismes intervenant sur l'ensemble de l'aquifère

En résumé, un aquifère très perméable sur toute sa hauteur, y compris jusqu'au sol (tranche non saturée), des fluctuations piézométriques importantes, l'absence de niveaux lenticulaires ou continus imperméables dans l'aquifère, sont autant d'éléments favorables au maintien de conditions oxydantes dans la nappe, et donc au maintien de teneurs faibles en fer et en manganèse dissous.

Au contraire, l'existence d'un aquifère stratifié à forte anisotropie globale de perméabilité, la présence d'une couverture de faible perméabilité (limon, argile..) rendant éventuellement la nappe captive et de faibles fluctuations piézométriques, créent des conditions s'opposant à l'oxygénation de l'eau, et favorisent l'installation d'un milieu réducteur propice à la mise en solution du fer et du manganèse. Ces conditions réductrices particulières peuvent être aggravées par des pollutions organiques ou chimiques.

Des risques notables de développement d'un milieu réducteur, donc d'une "zone réduite", sont à signaler également :

- dans les secteurs d'aquifère riches en matières organiques : tourbes,

- dans les secteurs riches en matières organiques et en sédiments fins : zones marécageuses, bras morts de cours d'eau, anciennes lènes (Cf. paragraphes 81 et 821) ou certaines anciennes excavations remblayées. Le risque est particulièrement élevé à proximité d'anciennes décharges abandonnées ou comblées, où les conditions réductrices peuvent être poussées à l'extrême (production de méthane).

Enfin, il est fréquemment observé que les niveaux profonds, proches du substratum, dans un aquifère stratifié, présentent des conditions plus réductrices que celles rencontrées dans la tranche supérieure de la nappe. On peut constater parfois une tranche supérieure oxygénée, pauvre en fer et manganèse dissous et une tranche profonde réductrice, plus riche en ces deux métaux. Le mélange d'eaux, s'effectuant en présence d'ouvrages captant la totalité de l'aquifère, est souvent la cause de précipitations d'hydroxydes dans les réseaux de surface.

#### **834 - Influence des alimentations latérales et du mur de l'aquifère**

L'accroissement des débits aux limites de l'aquifère, latérales ou sous-jacentes, par suite de nouveaux prélèvements, peut entraîner une modification de l'équilibre d'oxydo-réduction de la nappe. Le processus risque de se manifester dans le cas d'eaux plus acides, peu oxygénées ou polluées. Le problème se pose également en présence d'eaux riches en fer et en manganèse aux limites de l'aquifère alluvial et d'une oxygénation insuffisante au sein des alluvions pour permettre les précipitations des métaux.

#### **835 - Conditions d'exploitation des captages**

Des corrélations éventuelles entre teneurs en fer et manganèse dans l'eau extraite et rythme de pompage peuvent traduire des mécanismes très divers :

- extension du cône d'appel et sollicitation d'eaux de caractéristiques différentes, (Cf. plus haut)
- sollicitation plus grande des eaux profondes, (Cf. plus haut)
- accroissement des vitesses d'écoulement ne permettant pas une oxygénation suffisante des eaux entre la zone réduite et le captage, ou au contraire, accroissement tel des vitesses d'écoulement (alluvions très perméables) que les processus d'épuration chimique n'ont pas le temps de s'installer (absence de "zone réduite", Cf. paragraphe 837).

Il est généralement difficile d'établir la relation de cause à effet. Par contre, les conditions d'exploitation ou d'équipement des captages se traduisent dans certains cas, par des désordres dans les ouvrages à la suite de divers processus:

- les forts gradients de vitesse d'écoulement de l'eau dans l'ouvrage provoquent une libération du CO<sub>2</sub>, donc une modification de l'équilibre d'oxydoréduction avec possibilité de précipitation du fer et du manganèse sous forme d'hydroxydes (et éventuellement d'autres précipités comme des carbonates...), il s'ensuit alors des incrustations, des développements bactériens, voire des corrosions en certains endroits de l'équipement; ces désordres ont été évoqués au chapitre 5.

- les changements fréquents de rythme de pompages (arrêts, variations de débits...) produisent :
  - .soit des conditions favorables au développement bactérien (corrosion constatée à la suite d'arrêts nocturnes)
  - .soit un brassage intense de l'eau dans l'ouvrage aboutissant à une oxygénation excessive. Ces phénomènes peuvent entraîner des désordres analogues à ceux évoqués ci-dessus

- le dénoyage des crépines du captage, par suite de mauvaise conception de l'ouvrage, de débit excessif ou d'étiage très prononcé, provoque une oxygénation intense dans le forage déclenchant les processus déjà décrits,

Les phénomènes de précipitations et incrustations s'accompagnent inévitablement de colmatage et accessoirement de corrosion, mettant en cause le rendement et la pérennité de l'ouvrage. (cf. paragraphes 6 et 74). Lorsqu'il y a corrosion, le tubage métallique fournira une partie du fer favorisant ainsi la prolifération des ferro-bactéries capables d'entretenir le processus. Le remplacement du tubage métallique par un tubage P.V.C. peut, dans certains cas, mettre un terme aux désordres observés.

## 836 - Influence des terrains de couverture

Au paragraphe 832, il a été évoqué le rôle de la "tranche non saturée", et de la présence éventuelle d'un recouvrement peu perméable limoneux ou argileux. En présence d'un tel recouvrement, et particulièrement lorsque la nappe est en charge, l'oxygénation est difficilement assurée. Or si l'équilibre d'oxydoréduction a été perturbé suffisamment pour permettre la mise en solution des deux métaux, à la suite par exemple d'un appel d'eaux superficielles chargées en matières organiques ou d'une pollution chimique, l'oxygénation alors nécessaire au rétablissement des conditions naturelles peut être retardée, entravée, voire interdite, par l'imperméabilisation de la couverture.

L'examen au chapitre 831 du rôle des pollutions chimiques ou organiques, montre que toute pollution provoquant une réduction du milieu engendre immédiatement à l'aval, dans l'aquifère, un domaine assimilable à la "zone réduite". Le "front d'oxygénation" à partir duquel l'équilibre physico-chimique est rétabli, tardera d'autant plus à se manifester que l'oxygénation à partir de l'atmosphère sera entravée. Les principaux cas défavorables sont les suivants:

- recouvrement, et plus généralement tranche non saturée, peu ou pas perméable, les circonstances sont aggravées si la nappe est en charge ou si le niveau piézométrique est stable.

- stratification de l'aquifère, déjà évoquée, notamment si la pollution a atteint la profondeur.

## 837 - Incidence des temps de transfert des eaux de nappes

Les réactions bactériennes qui tendent à diminuer le potentiel d'oxydoréduction sont relativement lentes, de ce fait, les mécanismes bactériens dépendront du temps de transit dans l'aquifère entre la zone d'infiltration (berges de rivière, lac, zone polluée...) et le captage.

Le temps de transit de l'eau est fonction de la distance entre la zone d'infiltration (ou d'alimentation) et le captage et la vitesse réelle de l'eau dans l'aquifère. Cette vitesse réelle s'exprime ainsi :

$$V \text{ réelle} = \frac{V \text{ Darcy}}{\text{porosité}} \text{ soit } \frac{K \cdot i}{P}$$

où :  
K = perméabilité en m/s  
i = gradient hydraulique de la nappe  
P = porosité.

A titre indicatif, les vitesses réelles en nappe alluviale (non influencée fortement par les pompages) sont de l'ordre de 0.5 à 10 m/j. Mais, des vitesses réelles de l'ordre de

100 m/j et plus, peuvent être observées par suite de pompages intenses, en bordure des berges de cours d'eau par exemple.

En présence de telles vitesses de l'eau et pour des captages proches du cours d'eau, les processus bactériens n'ont pas le temps de s'installer. L'épuration de l'eau n'est pas conduite à son terme, la "zone réduite" est peu développée, voire absente, la mise en solution du fer et du manganèse qui l'accompagne généralement ne s'effectue pas. Si des temps très courts de transit entre les eaux superficielles et les captages d'eaux de nappe peuvent éviter l'apparition des deux métaux, ils présentent l'inconvénient majeur de ne pas assurer une épuration biologique suffisante, et de rendre alors obligatoire un traitement bactériologique des eaux et une surveillance accrue en cas de pollution chimique accidentelle du cours d'eau.

#### 84 - INCIDENCE DE LA POLLUTION

La pollution par les nitrates (fertilisants), ou les phosphates (fertilisants, détergents), augmentent les teneurs en éléments nutritifs des matières organiques, favorisant ainsi leur développement. La croissance de l'activité bactérienne et organique dans les eaux, provoque une diminution du potentiel d'oxydoréduction et par suite, une augmentation des teneurs en fer et en manganèse dissous.

La pollution par les hydrocarbures entraîne un développement des activités de la matière organique par un apport en carbone organique aux eaux souterraines, et par une limitation de l'oxygénation de la nappe s'effectuant à la faveur des échanges gazeux avec l'atmosphère (tranche non saturée, Cf paragraphe 832).

Le phénomène est particulièrement marqué lorsqu'il y a présence d'une lentille ou nappe d'hydrocarbures résultant d'un déversement accidentel. Le phénomène peut être également observé au contact de pollutions diverses (déchets urbains, déchets industriels...). Il y a alors création d'une "zone réduite" à l'aval (Cf paragraphe 831).

Les dépôts d'ordures ont été évoqués au paragraphe 831, mais toute autre source de pollution chimique peut déclencher une mise en solution des deux métaux étudiés, dès lors que les processus physico-chimiques en fer se traduisent par une consommation d'oxygène, une prolifération bactérienne, l'installation d'un milieu réducteur.

#### 9 - ESSAI D'INVENTAIRE DES TENEURS EN FER ET MANGANESE DANS LE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE

Une fiche d'inventaire (cf annexe2) a été adressée aux DDAF, DDE et DDASS, des 29 départements dont le territoire est situé en totalité ou en partie dans le bassin. Elle concerne seulement les

captages pour l'alimentation en eau potable (A.E.P.) en milieu alluvial.

Ces fiches d'inventaire, lorsqu'elles ont été remplies, renseignent notamment sur (Cf. tableaux récapitulatifs - annexe 3).

- l'inventaire des stations où il existe l'un des 2 métaux à des teneurs excessives d'une façon permanente ou épisodique.

- la situation des stations dans leur système aquifère (cf. carte annexe 4) et dans le contexte géologique à l'échelle 1/500 000. Une telle échelle renseigne plus sur la géologie sommaire du bassin versant que sur la géologie détaillée des limites du milieu alluvial (limites latérales, substratum, nature des matériaux alluvionnaires).

- la distance des captages à la rivière. En présence d'un groupe d'ouvrages, la distance est fournie pour le groupe dans une fourchette de valeurs, il est donc impossible d'évaluer son incidence sur les teneurs (sauf commentaires particuliers sur le rôle de ce paramètre). Dans un certain nombre de cas, la distance n'est pas indiquée.

- les variations éventuelles saisonnières et annuelles.

- l'existence ou non d'un traitement et ses caractéristiques principales.

Mais ces mêmes fiches ne permettent pas d'appréhender les mécanismes responsables de la présence de fer et de manganèse, très probablement liés à des conditions très locales.

Il n'en demeure pas moins que la lecture d'un certain nombre de fiches laissent entrevoir le rôle apparemment décisif d'un des paramètres, il s'agit de la proximité de la rivière ou du fleuve, ou encore du plan d'eau (lac artificiel).

C'est le cas notamment des stations anciennes (abandonnées) ou actuelles d'Andancette (Ardèche), de Chavanay, Condrieux et Villefranche (Rhône), de St-Remy (Saône et Loire). Pour cette dernière, il est mentionné que les teneurs maximales sont mesurées dans les puits les plus proches de la Saône. A Chavanay, le puits ancien situé à 11 mètres du contre-canal imperméabilisé sur un tronçon de 180 m de long face au puits, a été remplacé par un nouvel ouvrage plus éloigné du contre-canal à un lieu où le contre-canal n'a pas été imperméabilisé. La part de la réalimentation induite par le Rhône ayant été diminuée, au profit de l'alimentation latérale de la nappe le fer et le manganèse sont revenus à des teneurs acceptables (PIÉRLAY B., DE BELLEGARDE B. 1986)

Précisons que les puits de Chavanay se situent en bordure du plan d'eau de la retenue du barrage de Vienne, à un endroit où les sédiments sont particulièrement développés dans le lit du fleuve.

La proximité du cours d'eau semble jouer un rôle prépondérant également dans plusieurs autres stations situées à faible distance des berges (10 à 50 mètres) : Villeneuve les Avignons et Caderousse (Var) dans les alluvions du Rhône, de Viens (Var) dans les alluvions du Calavon, de Serra.Di.Ferro.Vica, Ajaccio, Casaglione et de Sarrola-Carcopinu en Corse.

L'étude de la nappe alluviale de l'Ognon, en Franche-Comté (PH. VERJUS 1984) a montré que l'alimentation induite par les berges augmente l'intensité des conditions réductrices dans la nappe.

Les autres paramètres susceptibles d'intervenir dans l'apparition du fer et du manganèse ne peuvent être examinés à la lecture des fiches d'inventaire; il conviendrait de procéder à une enquête approfondie accompagnée d'un certain nombre de mesures et analyses.

Ainsi, le rôle de la pollution sur les teneurs en fer et manganèse ne peut être mis en évidence en l'absence d'une information plus précise. Il conviendrait par exemple de rechercher l'origine des teneurs particulièrement élevées observées à St-Martin d'Hères près de Grenoble. Sont-elles liées à l'existence de pollution chimique et/ou biologique dans cette zone industrielle?.

En effet, des pollutions localisées des eaux de nappe semblent avoir déclenché une mise en solution des métaux dans plusieurs sites de la vallée du Rhône : Feyzin (Rhône), St-Vallier (Drôme)... Sur ce dernier site, ce fut la modification du niveau piézométrique à la suite de l'aménagement du Rhône qui déclencha le processus de mise en solution des 2 métaux : l'eau imprègne depuis la couche limoneuse de recouvrement polluée jadis (vers 1945) par des hydrocarbures (PIERLAY B., DE BELLEGARDE B.86) Le rôle respectif de ces hydrocarbures et du confinement de la nappe en charge, depuis la mise en eau du barrage, reste cependant difficile à quantifier.

Au total, il s'agit de plus de 110 captages ou groupes de captages A.E.P. en milieu alluvial, touchés par le fer et/ou le manganèse, dans les 20 départements (sur les 29 consultés) qui ont répondu au questionnaire. En ce qui concerne les volumes annuels à eau prélevée, ils figurent pour 41 captages ou groupes de captages, sur les 110 enregistrés ; les seuls volumes indiqués représentent toutefois un chiffre global de 54 M m<sup>3</sup>/an. Le volume total est donc sensiblement supérieur, peut-être de l'ordre de 100 M m<sup>3</sup>/an, voire plus.



Bien que le coût d'un traitement varie en fonction notamment du nombre de captages et des volumes prélevés, en admettant un coût de l'ordre de 0.20 F par m<sup>3</sup>, le coût global de déferrisation et de démanganisation des eaux de nappe alluviale du Bassin serait de l'ordre de 2 MF/an. Ce chiffre n'est donné qu'à titre indicatif, il est à considérer avec réserves car il découle de calculs très sommaires.

## 10 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

a) - Le fer et le manganèse en solution proviennent de l'interaction entre l'eau et les sédiments de l'aquifère, grains qui les constituent ou ciment qui les lie. Le stock disponible dans les matériaux alluvionnaires auquel il convient d'ajouter, dans certains cas (cours de la Saône ou du Rhône...) le stock disponible dans les sédiments de rivières, est toujours suffisant pour expliquer les teneurs excessives parfois observées dans les nappes.

A l'origine naturelle peut s'ajouter parfois une origine artificielle liée notamment au lessivage de déchets industriels (scories...), au déversement d'eaux usées industrielles ou d'eaux d'exhaure de mines. Les équipements des captages et des réseaux et les conditions d'exploitation peuvent être la cause de certains désordres (dépôts, corrosion).

La mise en solution du fer et du manganèse, disponibles dans l'aquifère, est réglée par les conditions physico-chimiques du milieu, lesquelles sont exprimées essentiellement par l'oxygène dissous, le potentiel d'oxydoréduction (Eh), les teneurs en matières organiques, le pH.

Les diagrammes classique Eh-pH définissent les domaines de stabilité des espèces chimiques et minérales du fer et du manganèse. Toutefois la présence de complexes organiques peut les rendre inexploitable, car ils ont été calculés à partir d'équilibres thermodynamiques dans lesquelles seules les espèces ioniques non complexées étaient pris en considération.

La décomposition de la matière organique s'accompagne d'une consommation de l'oxygène dissous, d'une production de gaz carbonique, et à terme, d'une dénitrification (plus exceptionnellement d'une méthanisation) selon le stade d'avancement de la décomposition. Ces processus se manifestent par une diminution du potentiel d'oxydoréduction, et parfois d'une acidification (acides humiques) entraînant la mise en solution du fer et du manganèse, et la formation éventuelle de complexes organiques des deux métaux. Ces derniers, solubles, sont beaucoup plus difficilement oxydables que l'espèce ionique seule.

Les matières organiques sont particulièrement abondantes dans les cours d'eau, matières en suspension et sédiments de rivières, et dans certaines zones du milieu alluvial : bras morts, anciennes lônes comblées, tourbières... anciens dépôts d'ordures.

Les pollutions organiques ou chimiques (dépôts, déversements), et, dans une moindre mesure, l'apport d'éléments fertilisants dans les eaux de nappe (azote, phosphates) peuvent créer des conditions physico-chimiques favorables à la mise en solution du fer et du manganèse.

Par ailleurs, les paramètres hydrogéologiques et hydrodynamiques du milieu alluvial, tels que les relations aquifère-atmosphère, la stratification des alluvions, le temps de transit entre "zone réduite" et captage, ont un rôle décisif sur l'évolution spatiale des conditions physico-chimiques, donc des teneurs en fer et manganèse dissous.

L'augmentation des prélèvements en nappe alluviale et le déplacement des captages vers les cours d'eau conduisent à une sollicitation toujours plus grande des eaux de surface, à la faveur des échanges nappe-rivière. Si l'aquifère est apte à assurer l'indispensable épuration des eaux en provenance de la rivière, il doit bénéficier pour cela d'un apport d'oxygène suffisant pour l'aboutissement des processus de dégradation puis de rétablissement des conditions initiales.

b) - Un schéma synthétique de mécanismes susceptibles d'intervenir dans une nappe alluviale est présenté ci-après, pour les deux types d'aquifère les plus couramment rencontrés. Les deux exemples appellent les commentaires suivants :

- Milieu aquifère peu aéré, confiné (cf. figure 6):

.L'aquifère est fortement anisotrope : niveau argileux entravant les transferts verticaux.

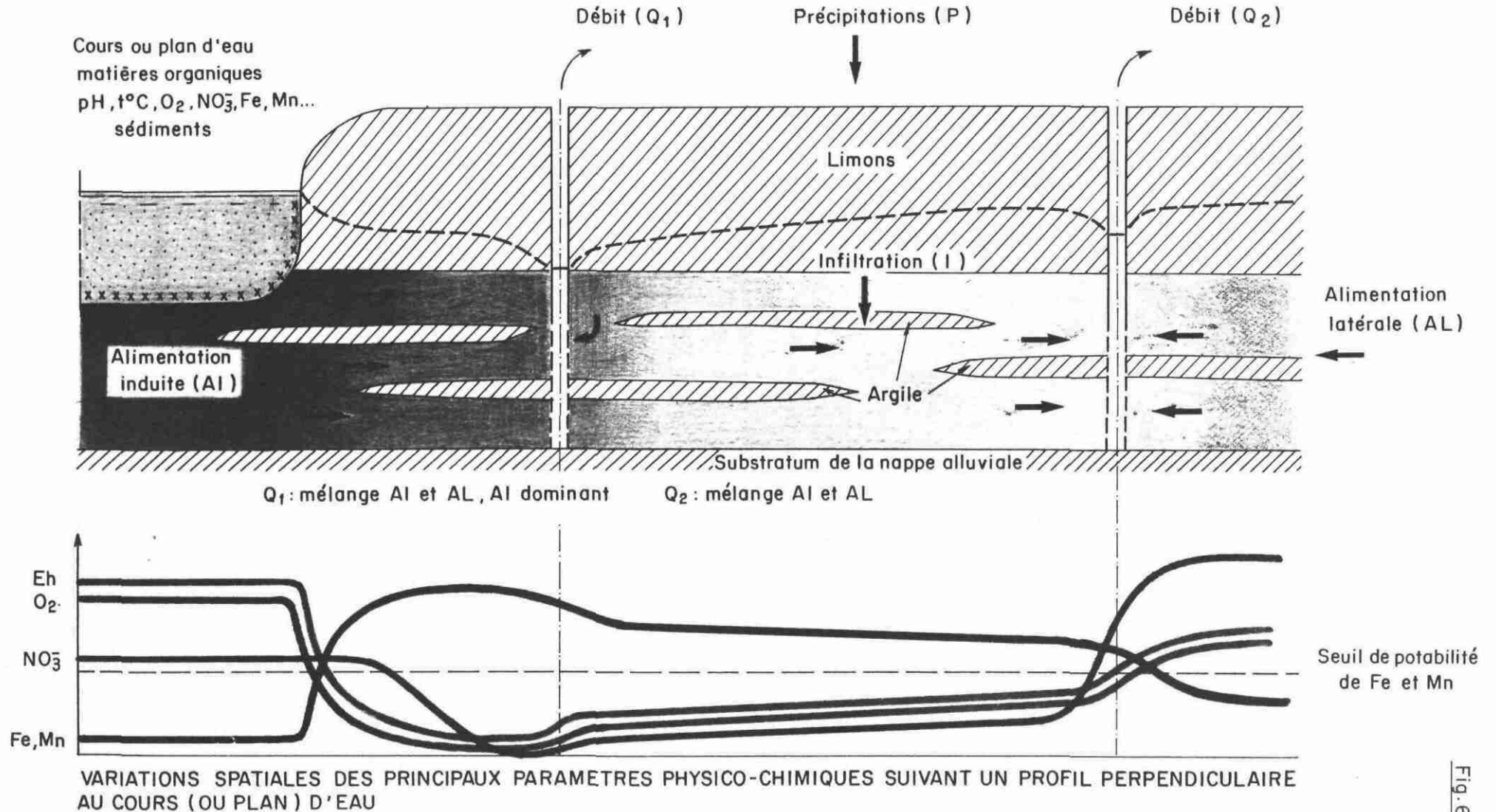
.L'évolution des conditions physico-chimiques de l'eau à partir de la "source perturbatrice" est très lente; l'extension latérale de la "zone réduite" est vaste, le rétablissement des caractéristiques initiales exige une distance importante.

.Les paramètres exprimant cette évolution sont  $O_2$  et  $E_h$  essentiellement;  $NO_3^-$  est un indicateur du degré d'avancement des conditions réductrices. Dans le cas présent, il y a dénitrification.

.La diminution des teneurs en fer et manganèse à partir de la "zone réduite" sera d'autant plus lente que ces métaux seront complexés à la matière organique. Bien que le manganèse soit, plus que le fer, lié à l'activité des microorganismes, les deux métaux sont représentés par une seule courbe d'évolution par souci de simplifier la lecture du schéma.

# 1 - Schéma de processus en milieu aquifère peu aéré (confiné)

- 32 bis -



.L'évolution spatiale des paramètres physico-chimiques est régie également par les conditions hydrodynamiques : temps de transfert de l'eau, débit des captages. Une diminution de Q1 et Q2, et simultanément de la sollicitation de la rivière (ou plan d'eau...), permettrait le rétablissement des conditions physico-chimiques initiale (Fe et Mn à des teneurs acceptables). Au contraire, une augmentation forte de Q1 et Q2 pourrait mettre un terme au processus d'épuration et de dégradation de la matière organique (temps de transfert trop court entre cours d'eau et captages) : Fe et Mn ne seraient pas solubilisés. L'eau extraite serait toutefois insuffisamment ou pas épurée bactériologiquement.

- Milieu aquifère bien aéré (cf. figure 7) :

.Les transferts hydrauliques verticaux et les relations aquifère - atmosphère ne sont pas entravés, la réoxygénation de la nappe s'effectue facilement,

.L'évolution des conditions physico-chimiques de l'eau à partir de la "source perturbatrice" est rapide, la "zone réduite" est peu étendue, les caractéristiques initiales sont observées dès le captage 1,

.NO3- n'est pas mis à contribution, la dénitrification ne s'effectue pas (à grande échelle dans l'aquifère).

.Fe et Mn retrouvent rapidement leurs valeurs initiales dans l'aquifère.

.Une augmentation de Q1, et/ou de Q2, risquerait d'élargir la "zone réduite", et de produire des teneurs plus fortes au captage 1, puis éventuellement au captage 2,

.mais, au delà d'un certain débit, le temps de transfert des eaux chargées en matières organiques sera, comme dans le cas précédent, insuffisant pour les processus d'épuration et de dégradation. Fe et Mn ne seraient pas mis en solution.

Les autres paramètres mentionnés sur les schémas, ont une incidence sur les processus de solubilisation :

- l'élévation de la température (T°C) entraîne une diminution des teneurs en O2, un développement de certains processus biologiques,

- le pH a un rôle important également (Cf. diagramme Eh-pH, figures 1 et 2).

L'évolution du CO2 n'a pas été représentée car elle est liée à des processus complexes.

## 2 - Schéma de processus en milieu aquifère bien aéré

- 33 bis -

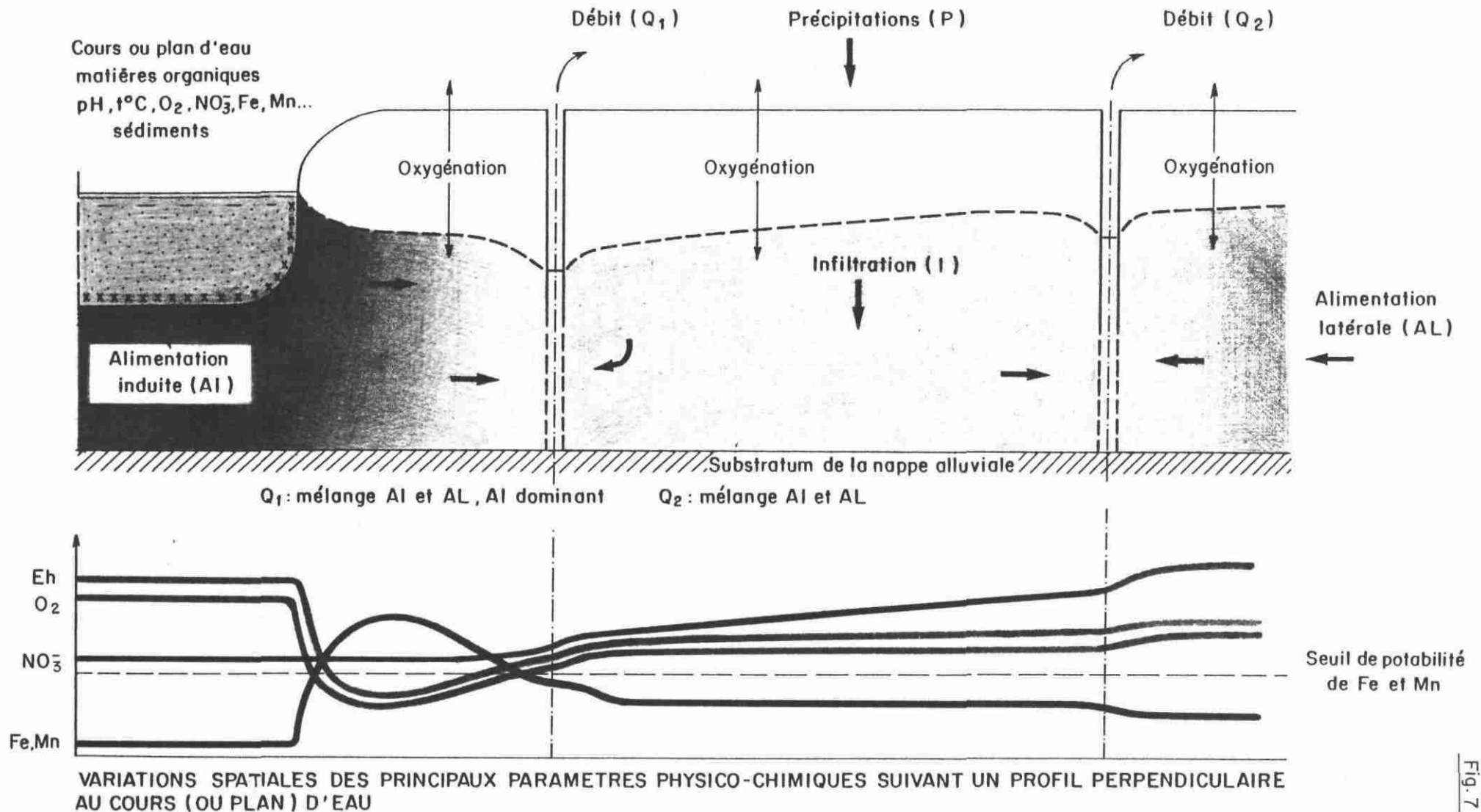


Fig. 7

c) - Un essai d'inventaire des captages pour l'alimentation en eau potable en milieu alluvial affectés par des teneurs excessives en fer ou manganèse, a été tenté pour le Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. L'information recueillie ne permet pas d'appréhender les mécanismes responsables de la présence de ces deux éléments. Mais la lecture des fiches laissent entrevoir le rôle apparemment important de l'alimentation induite par les cours d'eau (ou plans d'eau).

d) - Au terme de cette étude qui a visé à décrire les processus les plus couramment rencontrés en milieu alluvial, il est possible d'énoncer un certain nombre de recommandations :

- sur le choix des sites de captages:

.éviter et s'éloigner des zones où le milieu est susceptible d'être réducteur : (sédiments fins et matières organiques, aquifère confiné).

.s'éloigner des cours d'eau, plans d'eau, lacs... en particulier s'ils renferment des sédiments, ou si le milieu est évolué biologiquement (mésosaprobies).

.s'éloigner des sources de pollution chimique, organique, en particulier des zones polluées par les hydrocarbures.

.dans tous les cas, définir les débits afin d'obtenir des temps de transit et des vitesses de l'eau souterraine compatibles avec les processus physico-chimiques susceptibles de s'installer.

.dans tous les cas également, étudier le site à l'échelle locale et à l'échelle de l'aquifère, sur le plan hydrogéologique, hydrodynamique et hydrogéochimique.

- sur les équipements des captages

.éviter si possible de solliciter les niveaux aquifères confinés.

.mettre en place une colonne de captage adaptée à l'aquifère et au débit d'exploitation : pas de crépines dénoyées, vitesse dans l'ouvrage non excessive, faible gradient de vitesse, brassage minimal de l'eau,

.rythme d'exploitation aussi régulier que possible, arrêts à éviter ou à proscrire.

.éviter absolument l'utilisation de métaux différents ("effet pile").

.privilégier l'utilisation de matériaux inertes (PVC pour la colonne de captage, tuyaux souples pour le réseau de surface...).

- Sur le suivi hydrogéochimique des captages

.mesurer in situ les paramètres suivants : température, pH, Eh, O<sub>2</sub> dissous.

.surveiller les teneurs en matières organiques

.suivre attentivement l'évolution des nitrates

.surveiller les processus éventuels de dépôts, corrosion, incrustation.., distinguer les processus liés à l'ouvrage de ceux liés à l'aquifère.

.mettre en oeuvre si possible des enregistrements continus (Eh, pH, T°C) dans l'ouvrage.

11 - PROPOSITIONS

Il conviendrait à présent de mettre en évidence, au moyen de mesures et de suivis systématiques sur le terrain, les divers processus susceptibles d'être à l'origine de teneurs excessives en fer et en manganèse, et de vérifier les mécanismes proposés.

Pour ce faire, divers sites expérimentaux devraient être choisis dans le Bassin Rhône Méditerranée-Corse, chacun d'entre eux présentant des caractéristiques propres. Les sites de captages où se manifestent du fer et du manganèse en excès sont très nombreux dans le Bassin; compte tenu de la nécessité de limiter en volume et dans le temps les investigations à entreprendre, il est proposé de sélectionner 5 sites bien caractéristiques, définis de la façon suivante :

- un site (désigné "site 1") soumis à l'influence d'un cours d'eau aménagé, comportant si possible plusieurs ouvrages plus ou moins éloignés de la rive.

- un site (désigné "site 2") soumis à l'influence d'un cours d'eau non aménagé, aux berges non colmatées et dépourvues de sédiments.

- un site (désigné "site 3") caractérisé par un milieu aquifère captif, confiné, stratifié, par endroit riche en matières organiques, comportant plusieurs ouvrages où le fer et le manganèse se trouvent à des teneurs variables.

- un site (désigné "site 4") soumis à l'influence de la pollution chimique.

- enfin, un site (désigné "site 5") de très forte perméabilité, comportant des ouvrages à très gros débits, proches du cours d'eau (temps de transit très court), et dans lesquels il n'y a pas de fer et de manganèse.

Il est souhaitable de disposer pour chacun des sites à étudier, d'une information la plus large possible sur les conditions hydrogéologiques et hydrodynamiques et sur les caractéristiques des divers ouvrages existants :

Les études et le suivi proposés viseront à :

.préciser les divers paramètres de l'aquifère et de son environnement (hydrogéologiques, hydrodynamiques, hydrochimiques)

.identifier les paramètres hydrogéochimiques dominants et définir les mécanismes intervenant dans la présence, ou de l'absence de fer et de manganèse;

.proposer des solutions économiquement acceptables destinées à remédier aux problèmes posés par les deux métaux.

Une liste de sites parmi laquelle pourraient être choisis les 5 sites, est donnée ci-après : (type supposé donné à titre indicatif) :

Dans la vallée de l'Ognon :

Palise, Franche-Comté = sites de type 2 ou/et 3

Dans la vallée de la Saône :

Gray, Mantoche, Apremont, Montseugny, Haute-Saône = sites de type 2 et/ou 3

Dans la vallée de la Saône :

Ambérieu, Quincieux, Villefranche (Rhône) = sites de type 2 à 3

Dans la vallée du Rhône :

Chavanay (Loire) plus éventuellement Condrieu (Rhône) = site de type 1

- Zone industrielle Sud-Lyon, Elf-Feyzin (Rhône) = site de type 4

- Zone de captage de la COURLY, Crépieux-Charmy = site de type 5

- Villeneuve-les-Avignon, Caderousse = sites de types 3

Dans la vallée de l'Isère :

St-Martin d'Hères (Isère) = site de type 4(?)



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

- ARMSTRONG W 1978  
REDOX POTENTIAL MEASUREMENTS AS AN INDICATION OF BIOCHEMICAL WELL  
PLUGGING  
GROUND WATER, 16 N°6, p. 446.
- BARBIC F et al. 1974  
IRON AND MANGANESE BACTERIA IN RANNEY WELLS  
JAWWA,, p. 895.898
- BARBIC F et al. 1975  
DEVELOPMENT OF IRON AND MANGANESE BACTERIA IN RANNEY WELLS  
JAWWA, N°10, p. 565.
- BARTHELEMY Y PUTALLAZ J 1979  
VALLEE DU RHONE RECENSEMENT DES OUVRAGES DE CAPTAGES AEP ET  
IRRIGATION EN RELATION DIRECTE AVEC LE RHONE. EVALUATION DES DEBITS  
INDUITS ET DES TEMPS DE TRANSFERT  
BRGM SGR/RHA, 79 SGN 219 RHA, p. 65.
- BERARD P 1982  
ALIMENTATION EN EAU DE L'USINE VITRAGE DU MIDI A BEAUCAIRE 30  
RECONNAISSANCE PREALABLE PAR FORAGE ET ESSAIS DE POMPAGE  
BRGM SGR/LRO, 82 LRO 456 PR, 15 p.
- BOCQUIER G 1976  
SYNTHESE ET PERSPECTIVES MIGRATIONS ET ACCUMULATIONS DE  
L'ALUMINIUM ET DU FER  
BULL SOC GEOL FRANCE, 7 T.18 N°1, p. 69.74
- BOULY S 1980  
ETUDE DES TENEURS ET FER ET MANGANESE DANS LES EAUX SOUTERRAINES  
SRAE LORRAINE ENSAGAPM NANCY,, p. 50
- BOURGEOIS M JUNCY G 1972  
CAPTAGE D'EAU POTABLE POUR LES ETABLISSEMENTS CASINO A BEAUCAIRE  
30 RESULTATS DU PUIITS DE CAPTAGE  
BRGM SGR/LRO,, 15 p.
- BRGM 1979  
SYND AEP DE HOCHFELDEN ET ENVIRONS. ETUDE HYDROGEOLOGIQUE PREALABLE  
A LA DEFINITION DES PERIMETRES DE PROTECTION DES CAPTAGES SITUES A  
MOMMENHEIM BAS RHIN  
BRGM SGR/ALS,,

BRGM 1975

ALIMENTATION EN EAU DE LA ZONE INDUSTRIELLE DE BEAUCAIRE 30  
RESULTATS DES TRAVAUX DE CAPTAGE DE LA NAPPE ALLUVIALE DU RHONE  
BRGM SGR/LRO,75 SGN 128 LRO,18 p.

BRGM 1985

COLMATAGE DECOLMATAGE ETUDE DOCUMENTAIRE  
BRGM EAU AFME,85 SGN 30 EAU,

BRGM 1985

COLMATAGE DES PUIITS ET FORAGES MANUEL PRATIQUE  
BRGM EAU AFME,85 SGN 51 EAU,

BRGM 1983

ELEMENTS DE MICROBIOLOGIE DES EAUX  
BRGM EAU,83 SGN 386 EAU,

BRGM 1985

ETUDE DU MECANISME DE FORMATION DES DEPOTS D'HYDROXYDE DE FER  
ESSAIS D'INHIBITION DE PRECIPITATION CAS DE L'OPERATION PAC LA  
RIBEAUPIERRE MULHOUSE  
BRGM GTH CFG,46/85 SPE GEOC,

BRIGGS G 1972

CHEMICAL QUALITY OF GROUND WATER INFLUENCES DESIGN AND PERFORMANCE  
OF WATER WELLS  
AMERICAN INSTITUTE OF CHEMICAL ENGINEERS DALLAS TEXAS,ED34,360 p.

BROCK TD COOK S PETERSEN S 1976

BIOGEOCHEMISTRY AND BACTERIOLOGY OF FERROUS IRON OXIDATION IN  
GEOHERMAL HABITATS  
GEOCHEM GEOSMO ACTA,40,p. 493.500

BRUCKERT S 1984

RECHERCHES SUR LE RELARGAGE DU FER D'ORIGINE PEDOLOGIQUE DANS LA  
NAPPE DU BOIS DES VERNES ET SUR LES RISQUES DE POLLUTION DE LA NAPPE  
DE BLETTERANS  
RAPPORT DE SYNTHESE UNIV FRANCHE COMTE LABO PEDOLOGIE,,30 p.

BURGEAP 1980

ETUDE DES DONNEES EXISTANTES SUR L'HYDROGEOLOGIE ET L'HYDROCHIMIE  
DES STATIONS DE POMPAGE EXPLOITANT LE COMPLEXE ALLUVIAL NAPPE RIVIERE  
SUISSE RFA  
AGENCE DE BASSIN SEINE NORMANDIE,R397 E708,p. 70.

- BUSNARDO R 1969  
RAPPORT GEOLOGIQUE SUR LE PROJET D'ALIMENTATION EN EAU POTABLE.  
COMMUNE DE BOURG-ST-ANDEOL ARDECHE  
FAC SCI LYON INSTITUT DE GEOLOGIE,,
- BYRNE R KESTER D 1976  
SOLUBILITY OF HYDROUS FERRIC OXYDE AND IRON SPECIATION IN SEAWATER  
MARINE CHEMISTRY,4,p. 255.274.
- BYRNE RR KESTER D 1978  
ULTRAVIOLET SPECTROSCOPIC STUDY OF FERRIC HYDROXIDE COMPLEXATION  
J SOLUTION CHEMISTRY,7 N° 5,p. 373.
- CHATTERJEE M GHOSH K 1981  
INFLUENCE OF HYDROTHERMAL CONDITIONS ON THE NATURE AND PROPERTIES  
OF HUMIC SUBSTANCES  
J INDIAN SOC SOIL SCI,29,p. 184.189
- DAESSLE M 1982  
PROBLEME DU FER ET DU MANGANESE DANS LES EAUX SOUTERRAINES EN  
ALSACE  
BRGM SGR/ALS,,15 p.
- DAVISON W WOOF C RIGG E 1982  
THE DYNAMICS OF IRON AND MANGANESE IN A SEASONALLY ANOXIC LAKE  
DIRECT MEASUREMENT OF FLUXES USING SEDIMENT TRAPS  
LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY,27 N°6,p. 987.1003
- DEGALLIER R 1985  
COLMATAGE DES PUITES ET FORAGES MANUEL PRATIQUE  
BRGM/EAU,85 SGN 51 EAU,61 p.
- DENIER P 1985  
APPROCHE DES PROBLEMES DE CORROSION DES FORAGES A PARTIR  
D'EXEMPLES PRIS EN ALSACE  
DEA FAC SCI MONTPELLIER,,
- DESCROIX P 1978  
LA METHODE VYREDOX POUR L'ENLEVEMENT DU FER ET DU MANGANESE DES  
EAUX SOUTERRAINES  
TSM L'EAU,73 N°8,9,p. 437.

DUBUSC M MASSIANI C CLAIRE Y JANON N REY J 1983  
CONTRIBUTION A L'ETUDE PHYSICO-CHIMIQUE DE LA NAPPE PHREATIQUE DE  
LA COMMUNE DE CADEROUSSE 84  
LAB CHIMIE GENERALE UNIV PROVENCE,,

DUMOUSSEAU B 1982  
CONTRIBUTION A L'ETUDE HYDROGEOCHIMIQUE DE LA NAPPE ALLUVIALE DE  
BEAUCAIRE A PROPOS D'UNE POLLUTION FER MANGANESE  
DEA UNIVERSITE DE PODOVENCE LABORATOIRES DE GEOLOGIE DE CHIMIE ET  
DE MICROBIOLOGIE,,

FELDMANN H 1979  
LE VIEILLISSEMENT DES PUIITS ET LEUR REGENERATION  
INGENIEURS ET VILLES DE FRANCE,27 N°255,p. 37.

GARRELS RM 1975  
A SURVEY OF LOW TEMPERATURE WATER MINERAL RELATIONS  
INT ENVIRON ISOT HYDROCHEM DATA GROUNDWATER VIENNA,,p. 64.83

GAYER K WOONTNER L 1956  
THE SOLUBILITY OF FERROUS HYDROXIDE AND FERRIC HYDROXIDE IN ACIDIC  
AND BASIC MEDIA AT 25°1  
,,p. 1569.

GORDEEV V CHUDAeva A 1983  
BEHAVIOR OF FE MN CU AND ZN IN ESTUARIES OF TWO SMALL RIVERS OF  
EASTERN SIKHOTE ALIN  
LITHOL MINER RESOUR,TOME 18 N°2,p. 202.212

GOUNOD AM HAROUX C TRUC G 1984  
FER ET MANGANESE DANS LES NAPPES AQUIFERE DES FORMATIONS  
ALLUVIALES EXEMPLE DU COULOIR SAONE RHONE  
SYND INTERCOM DES EAUX RHONE VENTOUX,,10 p.

GOUY J LABROUE L PUIG J 1984  
LE COLMATAGE FERRIQUE DES DRAINS ETUDE DE 2 CAS D'OXYDATION  
AUTOTROPHIQUE ET DE PRECIPITATION HETEROTROPHIQUE DU FER  
RF SCIENCES DE L'EAU,N°2,p. 167.182

GRAILLAT A 1970  
ETUDE DES PROBLEMES POSES PAR L'OUVERTURE DE GRAVIERES EN ALSACE  
CHIMIE DES EAUX  
BRGM SGR/ALS,,34 p.

- GUILLET B ROUILLER J SOUCHIER B 1976  
ACCUMULATION DE FER LEPIDOCROSITE SUPERPOSE A DES ENCROUTEMENTS  
FERRIMANGANIQUES DANS DES SOLS HYDROMORPHES VOSGIENS  
BULL SOC GEOL FRANCE,7 T.18 N°1,p. 55.58
- HARROUX C 1983  
ETUDES PRELIMINAIRES A L'INSTALLAATION D'UN PROCEDE DE  
DEFERRISATION ET DE DEMANGANISATION BIOLOGIQUE SUR LE CHAMP CAPTANT  
DU SYNDICAT RHONE VENTOUX  
DESS MICRO BIOLOGIE APPLIQUEE FAC SCI LYON,,20 p.
- HASSELBARTH U 1972  
BIOLOGICAL INCRUSTATION OF WELLS DUE TO MASS DEVELOPMENT OF IRON  
AND MANGANESE BACTERIA  
WATER TREATMENT AND EXAMINATION,21 PARTIE 1,p. 20.29
- HEM J ROBERSON C FOURNIER R 1982  
STABILITY OF  $\beta$ MN OH AND MANGANESE OXIDE DEPOSITION FROM  
SPRINGWATER  
WATER RESOURCES RESEARCH,18 N°3,p. 563.570
- JACKSON R PATTERSON R 1982  
INTERPRETATION OF PH AND EH TRENDS IN A FLUVIAL SAND AQUIFER  
SYSTEM  
WATER RESOURCES RESEARCH,18 N°4,p. 1255.1268
- JALLERAT N VUQUANG K 1986  
CONNAISSANCES ACTUELLES DES MECANISMES DE CORROSION PAR PIQUES  
METAUX CORROSION INDUSTRIE,,p. 253.264
- JATON JF GALLUSSER A 1977  
ETUDE DES PROFILS DE PH ET DE POTENTIEL DE SOLS HYDROMORPHES  
CALCIQUES MODIFICATION DES PROFILS SOUS L'EFFET DE MICROORGANISMES  
ECOLE POLYTECHNIQUE FEDERALE DE LAUSANNE,IGR N° 135,
- JOLIVET C 1975  
CONTRIBUTION A L'ETUDE DES BACTERIES DU FER ET DU MANGANESE DANS  
LES EAUX PARTICULIEREMENT SPHAEROTULUS LERIOTHRIX  
THESE 3° CYCLE FAC SCI LYON,,
- KARYNOV SR SOLOMIN GA 1982  
GEOCHEMICAL TYPES OF IRON BEARING GROUNDWATERS OF NEAR NEUTRAL  
REACTION  
GEOCHEM INT USA,T.19 N°2,p. 70.

- KHEORUENROMNE I GARDNER LR 1979  
DISSOLVED IRON AN INDICATOR OF THE GROUNDWATER COMPONENT OF SMALL  
STREAMS DRAINING A GRANITE TERRAIN SOUTH CAROLINA  
WATER RESOURCES RESEARCH,15 N° 1,p. 15.20
- KING R MILLER J 1971  
CORROSION BY THE SULPHATE REDUCING BACTERIA  
CORROSION PREVENTION AND CONTROL,6,
- KOOPER W 1980  
THE CLOGGING OF SHALLOW DISCHARGE WELLS IN THE NETHERLANDS RIVER  
REGION  
GROUND WATER,18. N° 6,p. 578.
- KUNTZE H 1982  
IRON CLOGGING IN SOLIS AND PIPES ANALYSIS AND TREATMENT  
DVWK BULLETIN,N°10,
- LAXEN P CHANDLER M 1983  
SIZE DISTRIBUTION OF IRON AND MANGANESE SPECIES IN FRESHWATERS  
GEOCHIMICA COSMOCHIMICA ACTA,47,p. 731.741
- LETTERMANN M 1979  
ETUDE HYDROGEOLOGIQUE PREALABLE A LA DEFINITION DES PERIMETRES DE  
PROTECTION DES CAPTAGES SITUES A MOMMENHEIM BAS-RHIN  
BRGM SGR/ALS,,28 p.
- MAUBEUGE P JECKO G 1977  
LIXIVIATION EXPERIMENTALE DES MARNES DANS LE BASSIN FERRIFERE  
LORRAIN DE L'ORIGINE DU SULFATE DE CALCIUM ET DU FLUOR DANS LES EAUX  
DE LA NAPPE AQUIFERE BAJOCIENNE  
CRAS PARIS,285 SERIE D,p. 1291.1294
- MICHARD G 1967  
SIGNIFICATION DU POTENTIEL REDOX DANS LES EAUX NATURELLES  
CONDITIONS D'UTILISATION DES DIAGRAMMES EH,PH  
MINERALIUM DEPOSITA,2,p. 34.36
- MOSER C 1968  
LE FER ET LE MANGANESE DANS LA NAPPE PHREATIQUE DU RHIN AU NORD DE  
STRASBOURG  
THESE 3° CYCLE FAC SCI STRASBOURG,,58 p.

MOUCHET P 1982

REFLEXIONS COMPLEMENTAIRES SUR L'IMPORTANCE DES PHENOMENES  
BIOLOGIQUES DANS LE TRAITEMENT ET LA DISTRIBUTION DES EAUX DE  
CONSUMMATION

TECHNIQUE DE L'EAU ET DE L'ASSAINISSEMENT, N°424,

MUSTOE G 1981

BACTERIAL OXIDATION OF MANGANESE AND IRON IN A MODERN COLD SPRING  
GEOL SOC AMER BULL, 92, p. 147.153

OCDE 1983

L'EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS DANS LES FORMATIONS  
GEOLOGIQUES EXPERIENCES IN SITU DANS DU GRANITE

OCDE NEA PARIS,,

PETIT V PONCET G 1986

RESEAU DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DES EAUX DE LA NAPPE  
ALLUVIALE AU SUD DE LYON 69 OBSERVATIONS DE JUILLET 1985

BRGM SGR/RHA, 86 SGN 93 RHA, 35 p.

POUL X MARCHAL J JUNCY G SUAVET A 19 ALIMENTATION EN EAU DE LA  
ZONE INDUSTRIELLE DE BEUCAIRE 30 RESULTATS DU SONDAGE DE  
RECONNAISSANCE

BRGM SGR/LRO,,

PUTALLAZ J 1977

ANALYSE DES EAUX DE LIXIVIATION DES CENDRES ET SCORIES DE L'USINE  
D'INCINERATION DES ORDURES DE LA VILLE DE LYON 69

BRGM SGR/RHA, 77 SGN 423 JAL, 41 p.

PUTALLAZ J 1976

POLLUTION DE LA NAPPE ALLUVIALE ET MESURES DE SAUVEGARDE A  
L'APLOMB DE LA RAFFINERIE DE FEYZIN 69 NOTE PRELIMINAIRE

BRGM SGR/JAL, JAL76/13,

RICOUR J 1980

ETUDE TECHNICO ECONOMIQUE DE LA PRESENCE DU FER ET DU MANGANESE  
DANS LES NAPPES ALLUVIALES DU BASSIN RHIN MEUSE

BRGM LORRAINE, 80 SGN 42 LOR,

RIVIERE J KAISER P 1984

LE ROLE DES BACTERIES SULPHATO REDUCTRICES ET DES BACTERIES DU FER  
DANS LA CORROSION ET LE COLMATAGE DES CANALISATIONS

EAU INDUSTRIES NUISANCES, N°82, p. 46.51



SARAZIN G ILDEFONSE P MULLER JP 1982  
CONTROLE DE LA SOLUBILITE DU FER ET DE L'ALUMINIUM EN MILIEU  
FERRALITIQUE  
GEOCHEM GEOSMO ACTA,46,p. 1267.1279

SCHWERTMANN U FISCHER W 1973  
NATURAL AMORPHOUS FERRIC HYDROXIDE  
GEODERMA,10,p. 237.247

SHECHTER M 1985  
ECONOMIC ASPECTS IN THE INVESTIGATION OF GROUND WATER  
CONTAMINATION EPISODES  
GROUND WATER,23 N°2,p. 190.197

SJOBERG S NORDIN A INGRI N 1981  
EQUILIBRIUM AND STRUCTURAL STUDIES OF SILICON (IV) AND ALUMINIUM  
(III) IN AQUOUS SOLUTIONS  
MARINE CHEM,10,p. 521.532

SRAE RHONE ALPES 1981  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT HTE  
SAVOIE  
DDA HTE SAVOIE SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1981  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT  
RHONE  
DDA RHONE SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1981  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT  
DROME  
DDA DROME SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1984  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT  
SAVOIE  
DDA SAVOIE SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1981  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT  
LOIRE  
DDA LOIRE SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1981  
CONTRIBUTION DES SERVICES EXTERIEURS DU MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
A LA CONNAISSANCE DES RESSOURCES EN EAUX SOUTERRAINES DEPARTEMENT  
AARDECHE  
DDA ARDECHE SRAE RHONE ALPES,,

SRAE RHONE ALPES 1981  
L'EAU DANS LE BASSIN DE BIEVRE VALLOIRE  
SRAE RHONE ALPES DDA 26 DDA 38,,75 p.

STOEBNER R ROLLAG D 1981  
OZONATION OF A MUNICIPAL GROUNDWATER SUPPLY TO REDUCE IRON  
MANGANESE AND TRIHALOMETHANE FORMATION  
PROC AWWA ANNUAL CONF USA ST LOUIS,,

SYNTHESE GEOLOGIQUE DU SUD EST DE LA FRANCE 1984  
BRGM, 2 TOMES, 615 p.

TRIAT J PARRON C 1976  
L'OCRIFICATION DES SABLES GLAUCONIEUX ALBOCENOMANIENS DU GARD ET  
DU VAUCLUSE  
BULL SOC GEOL FRANCE, 7 T.18 N°1, p. 21.26

VANBEEK C 1980  
A MODEL FOR THE INDUCED REMOVAL OF IRON AND MANGANESE FROM  
GROUNDWATER IN THE AQUIFER  
INT SYMP ON WATER ROCK INTERACTION EDMONTON,, p. 29.31

VERNAY C ROUSSELOT D BEAUDUC P 1982  
SURVEILLANCE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES DE L'EST LYONNAIS  
MISE EN PLACE D'UN RESEAU DE POINTS DE PRELEVEMENTS DANS LES CAPTAGES  
DE LA COURLY INVENTAIRE  
BRGM SGR RHA, 82 SGN 882 RHA,

VUCETA J MORGAN J 1978  
CHEMICAL MODELING OF TRACE METALS IN FRESH WATERS ROLE OF  
COMPLEXATION AND ADSORPTION  
ENVIRONNEMENT SCI TECHNOL, 12 N° 12, p. 1302.

WALTON N 1982  
THE ORIGIN OF HIGH IRON CONCENTRATIONS IN GROUNDWATER FROM THE  
TRIASSIC AQUIFER IN EAST DEVON  
JIWGS, 36 N°1, p. 63.

YEATS P BEWERS J 1976  
TRACE METALS IN THE WATERS OF THE SAGUENAY FJORD  
CAN J EARTH SCI, 13, p. 1319.1327

YEATS P BEWERS J 1976  
TRACE METALS IN THE WATERS OF THE SAGUENAY FJORD  
CAN J EARTH SCI, 13, p. 1319.1327

AGENCE DE BASSIN RHONE MEDITERRANEE CORSE 1984  
ETUDE DE LA POLLUTION DE LA SAONE: ETAT DE DEGRADATION INFLUENCE  
DES PRINCIPAUX APPORTS, DEFINITION DES PRIORITES D' ACTIONS  
,, 158 p.

CRERAR D MEANS JL 1981  
HYDROGEOCHEMISTRY OF THE NEW JERSEY COASTAL PLAIN TRANSPORT AND  
DEPOSITION OF IRON ALUMINIUM DISSOLVED ORGANIC MATTER AND SELECTED  
TRACE ELEMENTS IN STREAM  
CHEMICAL GEOL, 33, p. 23.44

DREVERS JI 1982  
THE GEOCHEMISTRY OF NATURAL WATERS  
PRENTICE HALL ENLOWODD CLIFFS NJ,, p. 388.

GARRELS RM CHRIST CL 1967  
EQUILIBRE DES MINERAUX ET DE LEUR SOLUTION AQUEUSE  
GAUTHIER VILLARS,, 335 p.

HEM. J. D 1963  
REDOX PROCESSES AT RATES OF MANGANESE OXIDATIONS  
U.S GEOL. SURV. WATER SUPPLY PAPER,, 64

IUNDT F POUL X 1986  
ETUDE HYDROGEOCHIMIQUE DES EAUX DU SITE DE TREDI  
BRGM SGR/RHA, NT 86 RHA 22, 10 p.

KRAYNOV S SOLOMIN G 1982  
GEOCHEMICAL TYPES OF IRON BEARING GROUNDWATERS OF NEAR NEUTRAL  
REACTION  
GEOCHEM INT USA, 19 N°2, p. 70.89

LEVESQUE L 1975

LES MICROPOLLUANTS MINERAUX DANS LES EAUX SUPERFICIELLES  
CONTINENTALES RAPPORT N°2 ALUMINIUM FER MANGANESE MOLYBDENE VANADIUM  
TITANE

,,p. 139.

MALLESSARD G 1983

SUR LA PRESENCE DE FER ET DE MANGANESE DANS L'AQUIFERE ALLUVIAL  
DANS LA PLAINE D'AVIGNON 84 RELATIONS AVEC L'HYDROCHIMIE ET  
L'HYDROGEOLOGIE

THESE 3° CYCLE FAC SCIE AVIGNON,,p. 120.

MISEREY J.C 1973

GEOCHIMIE DU HORST JURASSIEN (CONTRIBUTION GEOCHIMIQUE A L'ETUDE  
DE ALTERATIONS )

THESE DOCTORAT NEUCHATEEL,1,271

PIERLAY B. DE BELLEGARDE B. 1986

NAPPE DE LA PLAINE DE CHAVANAY (42) PUIITS DE LA PETITE  
GORGES.ETUDE DE LA POLLUTION PAR LE FER ET LE MANGANESE.

SRAE RHONE ALPES,1,52

RAGONE S KU H VECCHIOLI J 1975

MOBILIZATION OF IRON IN WATER TUN THE MAGOTHY AQUIFER DURING LONG  
TERM RECHARGE WITH TERTIARY TREATED SEWAGE

JOUR. RESEARCH US GEOL SURVEY,3 N° 1,p. 93.98

RECOULES A 1984

EVOLUTIONS DES TENEURS EN FER ET EN MANGANESE DANS LA NAPPE  
ALLUVIALE DE LA SAONE AUX ENVIRONS DE GRAY 70

THESE 3° CYCLE FAC SCI BESANCON,,150 p.

REDFIELD A.C KETCHUM B.J RICHARDS F.A 1963

THE INFLUENCE OF ORGANISMS ON THE COMPOSITION OF SEA WATER  
THE SEA HILL WILEY INTER SCIENCE NEW YORK,2,26-77

TRUESDALE G.A DOWNING A.L LOWDEN G.F 1955

THE SOLUBILITY OF OXYGEN IN PURE WATER AND IN SEA WATER  
APPL. CHEM. 5,,53-62

VERJUS P 1984

ETUDE HYDROGEOLOGIQUE ET HYDROCHIMIQUE DE LA DYNAMIQUE DU FER ET  
DU MANGANESE DANS LES EAUX SOUTERRAINES APPLICATION A LA NAPPE  
ALLUVIALE DE L'OGNON FRC

THESE DOCT ING FAC SCIE BESANCON,,180 p.

WETZEL R.G 1975

LIMNOLOGY

SAUNDERS PHILADELPHIA,1,743

**ANNEXE 1**

---

**PRINCIPAUX MINERAUX RENCONTRES DANS LES ROCHES  
SELON LEUR CATEGORIE OU LEUR GROUPE.**

Principaux minéraux rencontrés dans les roches  
selon leur catégorie ou leur groupe

MINÉRAUX CONTENANT DU FER

- Parmi les sulfures

.la pyrite  $FeS_2$  :

C'est l'un des sulfurés le plus largement répandu, dans les roches ignées, dans les roches sédimentaires, particulièrement dans les schistes noirs formés en milieu stagnant et anaérobie, dans les roches métamorphiques, particulièrement dans les ardoises.

- Parmi les oxydes et hydroxydes

.la magnétite  $Fe_3O_4$

Très largement répandue dans les roches endogènes et métamorphiques.

.l'hématite  $Fe_2O_3$

C'est le minerai de fer le plus important et très répandu. Il existe comme minéral accessoire dans les roches ignées, souvent sous forme d'oolites ou comme ciment dans les roches sédimentaires.

.la goethite  $FeO(OH)$

Très courant, une grande partie de l'oxyde ferrique ocre-brun qualifié de "limonite" est composé de goethite cristalline. C'est le produit de l'oxydation de minéraux tels que la pyrite et la magnétite.

La goethite constitue les minerais de fer "limonitiques" d'origine sédimentaire dans l'Est de la France, et forme le minerai de fer des tourbières par précipitation des eaux douces ou marines dans les marais ou les lagunes.

.la bauxite  $Al_2O_3 \cdot nH_2O$

Avec parfois  $Fe_2O_3 \cdot nH_2O$ ....(mélange de plusieurs minéraux) d'origine secondaire (par érosion et lessivage dans certaines conditions climatiques des roches contenant des silicates).

- Parmi les carbonates

.La sidérite  $FeCO_3$

largement répandue dans les roches sédimentaires, en particulier dans les argiles et les marnes schisteuses dans lesquelles elle forme des concrétions ferreuses.

- Parmi les épidotes (Groupe)

.l'épidote  $Ca_2(Al, Fe)_3Si_3O_{12}(OH)$ , largement répandue dans les roches métamorphiques

- Parmi les Amphiboles

.Groupe très important de silicates entrant dans la constitution des roches endogènes et métamorphiques.

- Parmi les Micas (groupe)

On distingue les micas blancs riches en aluminium des micas noirs riches en fer et en magnésium .  
Dans ces derniers, il y a :

.La biotite :  $K(Mg,Fe)_3AlSi_3O_{10}(OH,F)$ , très répandue en particulier dans les granites, les schistes et les gneiss, ainsi que les roches métamorphiques de contact.

.La glauconite :  $(H, K, Al, Fe, Si, O)$ , formée de grains de glauconie, résultats de la précipitation chimique qui caractérise les roches sédimentaires marines, où elle est fréquemment observée.

- Parmi les chlorites

. $(Mg, Fe, Al)_6(Si,Al)_4O_{10}(OH)_3$ , constitue un produit d'altération des minéraux tels que les pyroxines, les amphiboles et les micas.

#### MINÉRAUX CONTENANT DU MANGANESE

- Parmi les oxydes et les hydroxydes

.La pyrolusite  $MnO_2$ , minéral commun se formant en milieu oxydant. Souvent secondaire on la trouve dans la zone oxydée des gîtes manganésifères et dans les sédiments des tourbières. Il peut être également d'origine marine de faible profondeur.

.La manganite  $MnO(OH)$ , associé à des minéraux tels que la pyrolusite, la baryte et la goethite, en dépôt de précipitation à partir d'eaux oxydantes.

- Parmi les carbonates

.la **rhodochrosite**  $MnCO_3$  se trouve parfois dans les roches métamorphiques ainsi que dans les dépôts sédimentaires d'oxydes de manganèse.

- Parmi les tungstates

.La **Wolframite**  $(Fe,Mn)WO_4$  dans les roches endogènes accompagnée souvent de minéraux, également dans certains dépôts alluviaux.

Citons aussi certains grenats largement répandus dans les roches métamorphiques et certaines roches endogènes, la tourmaline  $Na(Mg,Fe,Li,Al,Mn)_3 Al_6(BO_3)_3 Si_6O_{18}(OH,F)_4$ , et la rhodonite  $(Mn,Fe,Ca)SiO_3$ .



**ANNEXE 2**

---

**EXEMPLE DE FICHE D'INVENTAIRE**

FICHE DE RENSEIGNEMENTS#

-----  
DEPARTEMENT

MAITRE D'OUVRAGE

COMMUNE D'IMPLANTATION DU FORAGE

LIEU DIT

DEBIT D'EQUIPEMENT

VOLUME PRELEVE PAR AN

NAPPE CONCERNEE  
(EX: NAPPE ALLUVIALE DE LA SAONE)

DISTANCE AU COURS D'EAU

LA CONTAMINATION EN FER ET MANGANESE A ETE OBSERVEE DE FACON:

EPISODIQUE\* OUI NON FREQUENCE

PERMANENTE\* OUI NON

TENEURS OBSERVEES: FER  
MANGANESE

FREQUENCE DES ANALYSES

VARIATIONS OBSERVEES\* OUI NON

SENS DE LA VARIATION:  
SI VARIATION SAISONNIERE PRECISEZ.

SOLUTION CHOISIE POUR PALLIER A LA CONTAMINATION :  
INTERCONNECTION

MELANGE

ABANDON: AVEC OU SANS  
REEMPLACEMENT (SI AVEC, PRECISEZ L'IMPLANTATION DU NOUVEL OUVRAGE)

TRAITEMENT: QUEL TYPE DE TRAITEMENT A  
ETE CHOISI?

# a remplir poue chacun des ouvrages ou a ete observée une  
contamination

\* Barrer la mention inutile

' mettre une croix pour la ou les solutions adoptées

**ANNEXE 3**

---

**TABLEAUX DE PRESENTATION DES RESULTATS DE L'INVENTAIRE DES  
CAPTAGES A.E.P., EN MILIEU ALLUVIAL CONTAMINES PAR DU FER  
OU DU MANGANESE DANS LE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE.**

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AMBIERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME L/s/an	EQUIPE m³/t.	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										<0.05	<0.2	<0.2	<0.02	<0.1	<0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
2A/1	SERRA DI FERRO	Embouchure du Taravo	?	Alluvions du Taravo	?	?	10		0		0.60	?		nulle			0		Abandon dans les années 1970 rempla- cement par une prise en rivière dans le Taravo		
2A/2	VICO	Piombello	?	Alluvions du Sagone	?	?	10		0		0.32	?		2 mois	N	N	N	Aucune solu- tion	On observe un gradient de concentration en distribution chez les usagers		
2A/3	AJACETO	Giabbiconi Balcone	?	Alluvions de la Gravona	?	?	30		0		0.70	?		1 semaine	N	N	N	Procédé VYREDUX			
2A/4	SARRULA CARCOPINU		?	idem	?	?	10		0		0.4	?		2 mois	N	N	N	Aucune solu- tion	On observe un gradient de concentration en distribution chez les usagers		
2A/5	CASAGLIONE	Piombello	?	Alluvions du Liamone	190 000	40	20	0			0.13 à 0.3	0.06 à 0.1		4 mois	N	N	N	Le projet de remplacement par pompages d'eaux super- ficielles du Liamone et en cours d'étude	Pas de mesures systématiques et organi- sées. Eau très corrosive indice de RIZNAR = + 12.89		
2A/6	VICO	Sumeraghia	?	Alluvions du Sagone	165 000	40	10		0		0.46 à 1.5	0 ou trace		4 mois				idem	idem indice de RIZNAR = + 11.93		

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME Y. m <sup>3</sup> /an	Q EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	>0.2	(0.02)	(0.1)	>0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
28/1	BLIGODFRE	Lozani	?	nappe de Lozani	minimum possible 1/10 <sup>e</sup> env du volume total prélevé dans la même nappe	50	# 25	0			0.17			0.25	une seule analyse dis ponible	M			oxydation au permanganate de potassium et filtration sur sable	le nouveau puits qui contient nettement moins de fer et de manganèse est utilisé de préférence à l'ancien forage	

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K. m <sup>3</sup> /an	Q EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	>0.2	(0.02)	(0.1)	>0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
04/1	JAUSIERS	Les Sagnes	H.169c 546k H.546e	Eau de sur- face de la rivière des Sagnes	80 000	180	0	0		0.01	à	0.25	?		3 mois				Oxygénation et filtre à sable		









DEPART N° POINT	COMMUNE	LIEU DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	EQUILIBRE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	TRAITEMENT	
25/1	PAISE		532c	Alluvions de l'ognon	?	?	?	0			0.35		0.09	Un an					Filtration Déferrisation Stérilisation		
25/2	GENEVILLE	Le Marrot	532c	Alluvions de l'ognon	1325400 en 1984	?	?		0		0.42 1.2		?	Un an					Déferrisation Démanganisa- tion Stérilisation	Teneur en fer mesures de 1983 et 1985	
25/3	CHURCHAPON		H. 320 C. 532c	Alluvions de l'ognon		?	?		0		0.30 0.95		?	Un an					Filtration Déferrisation Stérilisation	Mesures 1984 et 1985	
25/4	VILLERS LE LAC		C. 94k H. 94j	Alluvions du Doubs	?	?	?				?		?	?						Captage sans fiche de renseignement subissant un traitement spécifique du fer et éventuellement du manganèse	
25/5	SERVIGNEY		?	Alluvions de l'ognon	?	?	?				?		0.19	?						Pas de fiche de renseignement les ana- lyses révèlent des teneurs excédant les normes françaises	
25/6	MORTEAU		C. 94k H. 93e	Alluvions du Doubs	?	?	?				0.75		?	?						Idem	
25/7	ISLE SUR LE DOUBS		92a	Alluvions du Doubs	?	?	?				?		?	?						Pas de fiche de renseignement la pré- sence de fer et de manganèse n'est pas exclue	
25/8	dessert Cme BOUGNEY-DOUVOT?		?	Alluvions du Doubs	?	?	?				0.06			?						Pas de fiche de renseignement	
25/9	Dessert Cme BANNANS		?	Alluvions du Drugeon	?	?	?	0			0.1			?						Idem	
25/10	CHEDEVREY		0.97	Alluvions de l'ognon	?	?	?	0			1.95		?	Un an					Filtration Déferrisation Stérilisation	Le forage est implanté dans le départe- ment de la Hte Saône, mais alimente le syndicat Val de l'Ognon Doubs	
25/11	VILLERS SOUS CHALAMONT	La Cote	C. 94h H. 94i	Source ?	?	?	?	0			0.43		?	Un an							
25/12	GENEVY	Fontaine du Grable	92a	Source ?	167400 en 1984	?	?	0			0.52		?	Un an							
25/13	GERMONDANS		532c	Source ?	110500 en 1984	?	?	0			0.24		?	Un an							
25/14	RONCHAUX		93c	Source ?	?	?	?	0			0.53		0.17	Un an							

## DEPARTEMENT : DU DOUBS - 25 (suite 1)

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Ø EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES		Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
								EPTS.	PERM.	(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	TRAITEMENT	
25/15	ARC-SIUS- MONTENOT		94h	Source ?	?	?	?	0				0.24		?	Un an						
25/16	BATTENANS- VARIN		C. 93e H. 93a	Source ?	?	?	?	0				0.4		?	Un an						
25/17	BOUJAILLES		H. 94h C. 94i	puits ?	?	?	?	0				0.31		?	Un an						
25/18	BOUJAILLES	Source de Veillers	H. 94h C. 94i	Source ?	?	?	?	0				0.04		?	Un an						
25/19	CHAMESEY	Derrière le Cret	93a	Source ?	?	?	?	0				0.54		?	Un an						
25/20	CHAUCENNE		532c	Nappe d'un affluent de l'ognon	>14300 en 1984	?	?	0				0.31		?	Un an						
25/21	ETERNUZ	Douloize	93c	Source du Navier	?	?	?	0				0.41		?	Un an						
25/22	GLERE	Montursin	H. 93f C. 92b	?	?	?	?	0				0.52		?	Un an						
25/23	GLERE	Le Fol	H. 93f C. 92b	Source ?	?	?	?	0				0.55		?	Un an						
25/24	LES GRAS	Les Seignes	94j	Source ?	?	?	?	0				0.24		?	Un an						
25/25	LES GRAS	Chateleu	94j	Source ?	?	?	?	0				0.24		?	Un an						
25/26	LIESLE	l'ayer	H.103a C. 93d	Source ?	?	?	?	0				0.35		?	Un an						
25/27	LIESLE	Fontaine aux Dames	H.103a C. 93d	Source ?	?	?	?	0				0.58		?	Un an						
25/28	LIESLE	Le Saumont	H.103a C. 93d	Source ?	?	?	?	0				1.54		0.48	Un an						
25/29	HAMBELIN	Les Roselières	92a	Source ?	?	?	?	0				0.52		?	Un an						
25/30	SURMONT	La Preusse	93a	Source ?	>13 000	?	?	0				0.37		?	Un an						
25/31	VENISE		532c	Source ?	>11 600 en 1984	?	?	0				0.33		?	Un an						

DEPART N° POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	Q EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
26/1	ANDANCETTE	Les Marettes puits Everitube n°1	152k	Alluvions du Rhône	?	?	75	?	?			3.87			0.18	Un an					
26/2	SERVES SUR RHONE	Les Coffins	C.603i H.152n	Alluvions du Rhône	?	25	250	?	?		0.06		0.04		4 mois					Pas de solu- tion choisie	
26/3	LAVEYRON	Les Pierelles	H.152k C.603i H.152i	Alluvions du Rhône	?	?	100		0		?		?		?			0		Abandon en 1979 remplacement par le puits des Serves sur la commune de St- Uze qui exploite la nappe profonde de l'Herbasse	
26/4	SAINT VALLIER SUR RHONE		H.152k C.152n	Alluvions du Rhône	?	?	150	?	?		?		0.1		?				Pas de solu- tion choisie		
26/5	SAINT PAUL TROIS CHATEAUX		C.549a	Alluvions du Rhône	?	?	300	?	?		?			0.65	4 mois				Idem		
26/6	VALENCE	Mauboule Puits 1, 2, 3	H.603g C.154b C154.a	Alluvions du Rhône	?	260	300		0		?		?		?		0	0	Démanganisa- tion par ozonation et filtration	Mise en sommeil de ces puits envisagée avec remplacement par puits Sud-Ouest de Mauboule à 400 m du Rhône sans fer et manganèse	
26/7	VALENCE	Mauboule quar- tier Chante- couriol	H.603g C.154b C.154a	Alluvions du Rhône	9 500 000 moyenne	650	300 à 350		0	0 à	0.15		0 à	0.2	?				Ozonation oxydation du manganèse		

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS			OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		J	H	A	
30/1	BEAUCATRE	Les 3 platanes	C. 328d H. 328c H. 555	Alluvions du Rhône	900 000 moyenne	450	100		0		0.4 à 0.5		0.3 à 3	3 à 4 mois			0		Remplacement par ouvrages ZI de Beucaire	
30/2	CODOLET	Les Pibou- lières	C. 327f H. 549e	idem	1 300 000 moyenne	300	65 et 110		0		0.75		0.2	?				Filtration après oxyda- tion et injec- tion de per- manganate		
30/3	LES ANGLÉS	Les Issarts	H. 327f C. 549g	idem	300 000 actuel 750 000 futur	50	800		0		0.5	?		Semaine				Déferrisation sur filtres pressions Stérilisation bioxyde de Cl		
30/4	FIORQUES	quartier de la Gare	328d	idem	136 000 moyenne	50	2000		0		3	0.06		1 an				Préozonation stockage fil- tration char- bon actif sable traite- ment ozone		
30/5	VALLABREGUES		328c	idem	81 000 moyenne	35	500		0		0.5	?		1 mois				Décantation et filtration stérilisation Cl		
30/6	ROQUENAURE		Cx327f Cx549f	idem	280 000	30	800		0		0.8	?		semaine				Filtre pres- sion		
30/7	ST ETIENNE DES SORTS		C. 327e H. 549e	IDEM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?			?		Forage cité dans correspondance DDASS comme présentant des teneurs en Fe et Mn	

DEPART N° POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AUVIFERE	AUVIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	D LITRE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS			OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		T	M	A	
34/1	NATLES	Source de St Jean (5 for- ges)	S56c	Alluvions du Lez	11 000 000 moyenne	160	500 à 700		0		0.1 à 1.8 0.5 (1)	?		1 mois				Procédé VYREDOX	(1) moyenne 1985 mélange des 5 forages après traitement au bioxyde de chlore recherche d'eau en cours	
34/2	ST CHRISTOL	Le Vidourle	S56b	Alluvions du Vidourle	100 000 moyenne	25	15	0		?			0.18	4 mois					Recherches en cours d'une nouvelle ressource	
34/3	ST SERIFS	Moulin de St Christol	Cx370 Cx556b	idem	100 000 moyenne	?	30 à 50		0	?			1.8	?					idem	
34/4	ST SERIES	Sacan	Cx370 Cx556b	idem	26 000 moyenne	20	15	0		?			1.3	4 mois					idem	
35/5	ST SERIESA	Vidourle	Cx370 Cx556b	idem	25 000 moyenne	?	30 à 50		0	0.18 à 0.97			1.8 à 2.2	2 à 4 mois			?			
34/6	SATURARGUES	Forage du Vidourle	S56b	idem	20 000 moyenne	?	?	0		1			0.15	4 mois					Recherche en cours d'une nouvelle ressource	
34/7	FOUZILLON	Captage des écoles	S58b		15 000 moyenne	?		0		0.07 à 1.2		?		1 an				Oxydation	Recherche prévue d'une nouvelle ressource	
34/8	MONTFERRIER SUR LEZ	La Pidoule	S56b	Alluvions du Lez	185 000 moyenne	60	500	?	?		0.42	?		?					Recherche d'eau en cours	
34/9	PUISSALICON	Château d'eau	S57c		?	3		?	?	?			0.26				0		teneur en aluminium : 0.41 mg/l	
34/10	SERVIAN	Thongue II	H.S57c C.334		?	80	20 à 30	0		(0.1 à 2.7)		?		2 à 4 mois			0			

DEPART N° POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	DEBIT EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	TRAITEMENT	
38/1	BARRAUX	La Mure	C. 513a H. 325	Alluvions de l'Isère	?	35	1000		0		0.7 (1) 3			0.18 ?			0			(1) respectivement en 1976 puis 1984	
38/2	ST MARTIN D'HERES	Campus	325	idem	?	?	700		0		3			0.3	2 mois				oxydation et filtration		
38/3	LE VERSOUD	Le Grand Champ	Cx. 543a Cx. 325	idem	?	50	1500		0		(1.9)			0.12	4 à 6 mois		0				
38/4	CROTTES	Près Pichat ou les Iles du Raffour	C. 543a H. 325	idem	285 000 à 475 000	> 65	300		0	0.05 à 0.7	0	à	0.6	3 mois		0		préchloration filtration	il s'agit certainement d'ouvrages dans le même champ de captage		
38/5	CROTTES	Près Pichat	C. 543a H. 325	idem	?	170	400		0	1			0.5	?				oxygénation filtration			
38/6	CHAMROUSSE	L'Arselle 2 forages	?	Petite nappe d'al- titude dans moraines	?	40			0 (1)		0.6	0		1 mois		0			(1) sur un seul forage		
38/7	VLYRINS		C. 152f H. 152i	Couloir des Aventières	?	160 (1)			0	(2)			?			(3)			(1) sur 2 puits (2) traces mais développement de bacté- ries ferrugineuses (3) en cours d'étude		
38/8	CESSIEU		152i		0	0 (1)		?	?		0.7	0.03		(2)			0		(1) forage d'étude (2) 3 analyses		
38/8 bis	CESSIEU								0	(1)			?						(1) contamination permanente à des degrés divers selon les secteurs. Le fer semble être le principal problème de qualité de la nappe de la molasse		

## DEPARTEMENT : JURA - 39

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	TRAITEMENT	
39/1	VILLEVIEUX	Pont Boudet	C.541c H.541a	alluvions de la Seille nappe des Vernes	?	?	1200	0					?						à définir	la fiche indique 1 à 3.5 ppm dans la nappe amont. Une étude sur le fer est jointe à la fiche	
39/2	THERVAY		H.520 H.532d C.532c	alluvions de l'ognon	213 000	100	500		0		2.5		0.5	Fe: 6 mois Mn: 1 an				stations de déferrisation + élimination du Mn par MnO4	recherche de fer sur le réseau tous les mois		

## DEPARTEMENT : DE LA LOIRE - 42

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	TRAITEMENT	
42/1	CHAVANAY	Petite Gorge	H.152j C.603e H.603a	Alluvions du Rhône	65 000 à 140 000 ?	110?	50 à 300		0		moy = 0.2 max = 0.7 0.1 à 0.7		moy = 0.4 max = 1.3 0.1 à 1.3	10 jours à 1 mois				0		Voir 42/1 bis	
42/1 bis	CHAVANAY	idem ?	H.152j C.603e H.603a	idem	?	?	300	?	?		0.08 à 0.15		?	?						Remplace le précédent depuis juin 1985 Situé à 350 m du précédent	
42/2	SAINTE PIERRE DE BOEUF	Le Charreton	H.152j C.603e H.603a	idem	?	?	100	0			?		0.1	?				?			
42/3	SAINTE CROIX EN JAREZ CHATEAUNEUF	Barrage de Couzon	603a H.196 C.603a	Eaux de surface rivière le Couzon	?	?		?	?		0.15		0.15	?				Prévu non encore déter- miné	Présence de Mn depuis octobre 1985		
42/4	DOLZIEUX et/ou LA TERRASSE SUR D'ORLAY	Barrage du d'Orlay	603a	Eaux de surface le d'Orlay	?	?		0			0.10		0.10	4 mois				?			
42/5	SAINTE MARTIN LA PLATNE	Barrage de Bozançon	621a	Eaux de surface	104 540	53			0		0.6		0.3	3 mois				?		Apparition du Mn en 1982	

DEPARTEMENT : LOZERE - 48

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	Q EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	>0.2	(0.02)	(0.1)	>0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
N	E	A	N	I																	N E A N T

DEPARTEMENT : DE LA HAUTE MARNE - 52

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	Q EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS		
										(0.05)	(0.2)	>0.2	(0.02)	(0.1)	>0.1		I	M	A	TRAITEMENT			
52/1	VARENNES SUR APANCE	Bois d'état	?	Rhétien	?	?		0		0.04	à	0.3	0.0055	à	0.096	irrégulière				0			
52/2	VESVRES SOUS PRANGEY	A l'est de Vesvres	H. 77? C.531d?	Domérien Sinémurien	?	?		0			0.25	à	0.069	à	0.084	idem				0		Augmentation progressive entre mars et avril 1985	
52/3	CHALINDREY	Le Comelot	H.531e C.531d	Toarcien	?	?		0		0.099	à	0.87	0.0115	à	0.099	idem				0			
52/4	CORGIRNON		?	Rhétien	?	?		?	?		0.41		0.0085		?							Aucun pour l'instant	
52/5	LARIVIERES SUR APANCE	Bois de France	C.531a C.531b	idem	?	?		?	?	0.05			0.16	?								idem	
52/6	CULMONT	Rue du Petit Pré	?	Sinémurien	?	?		Fe	Mn	0.03	à	1.64		0.15	à	5.25	Irrégulière				0		Augmentation au printemps
52/7	LE PAILLY		?	Rhétien	?	?		Fe	Mn	0.07	à	0.45	0.05	à	0.09	idem					0		





DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K m <sup>3</sup> /an	V. EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCLS FPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l		Mn mg/l		ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS	
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.1)		(0.1)	I	M	A		TRAIEMENT
70/1	LES AYHANS		C. 321 H. 531g	Alluvions de l'ognon	?	35	?	?	0	0.1	à 1.1	?	?	2 mois						
70/2	BRUSSEY		H. 320 C. 97	idem	?	3	40	?	0		2	?	?	6 mois						Valeur maximale en fer au puits, 0.06 à 0.9 mg/l en distribution
70/3	GEVIGNEY		C. 531e H. 531f	Alluvions de la Saône	?	44	300	?	?	0.05	2.4	0	à 0.25	?						Pas de teneur observée en fer en distribution
70/4	GRAY	Goutte d'or	97	idem	?	140	50	?	?	P1 0.06 P2 0.17 P3 0 P4 0 P5 0.27		0.1		?						Analyse de janvier 1985 sur 5 puits de P1 à P5
70/5	MANTOUCHE	Puits de Mantouche	99b	idem	?	57	Environ 20 m du canal latéral à la rivière	?	?	?			0.35 à 0.40	octobre 1984 novembre 1984 mars 1985						
70/6	idem	La Vaivre ouest	99b	idem	75 000 moyenne	40	650 mais 70 mètres du canal latéral à la rivière		0	0.02			0.38	1 an						Physico-biologique
70/7	SOING CUBRY CHARENTENAY	Charentenay 2 puits	C. 97 H. 99e	idem	?	12	50		0		1.2	?	?	1 an						Teneur en distribution
70/8	VEREUX		99b	idem	?	18	50		0		1.25	?	?	6 mois						Teneur maxi au puits 0.1 à 0.8 mg/l en distribution

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCLERNE	VOLUME m <sup>3</sup> /an	EQUIPE m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCLS EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSI FREQUENCE	SOLUTIONS			OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	
71/A	PALINGES	Le Thielley	?	Alluvions de la Bour bince	250 000 moyenne	50	100		0		0.7 à 1.5		0.3 à 0.7	2 mois				Injection de K Mn O <sub>4</sub> , oxy- dation, fil- tration, injec- tion de carbo- nate de soude	Hors bassin RMC	
71/1	SAINT MARCEL	Les Savelles	Ce104e Ce104a	Alluvions de la Saône	300 000 moyenne	150	150	0			2		0.1	1 an				Utilisation de la station de traitement de Chalon/Saône		
71/2	CRISSEY	La Frette et Pi de Gandry	Ce174h Cx174e	idem	2100000(1) 3000000	550 540	100 à 500 100 à 120	?	?	0	à	6 0.3	0.1 à 1.5 0.15	1 an 6 mois		0		Première unité 1950 flocula- tion décanta- tion filtra- tion déferra- sation traite- ment par l'ozone	(1)dont 1000000 à usage industriel les teneurs sont données en moyenne pour les neuf puits	
71/3	REIGNY	Moulin d'Arlebeau	540e	Alluvions de la Dheunne	325 000 moyenne	160	?		0		0.1 à 1		0.2 à 0.8	6 mois	imp	0 (2)		En projet : a priori aéra- tion K MnO <sub>4</sub> filtration	(1)variations en alternance sans rapport avec les saisons (2)on arrive pas à atteindre les normes	
71/4	VARENNES LE GRAND	Les Herses	174f	Alluvions de la Saône	600 à 700 000	180	700		0 (1)		1 à 2		0.5 à 1	idem				Procédé VYRE- DOX mis en service en septembre 1977	(1)après deux ans d'exploitation	
71/5	ALLEREY SUR SAONE	Le Grand Paquier	H.174c H.104d	idem	560 000 moyenne	160	entre 100 et 200		0		0.05 à 0.1		0.02	idem	par	imp	N	à l'étude notamment sur le problème des sidéro- batteries	(1)malgré les teneurs faibles constatées de nombreux problèmes d'eau couleur rouille chez les abonnés	
71/6	CHATENOY EN BRESSE	St Nicolas	H.104e C.104a	idem	2 à 2.2 M	340	300		0		0.15 à 0.20		0.15	idem		0		déferrisation traitement par l'ozone		
71/7	CHALONS SUR SAONE	St Laurent	H.174h C.104e H.174c	idem	1.5 M	200			0		0.2 (1)		0.96 (1)	idem		0		idem	(1) en moyenne	

## DEPARTEMENT DE LA SAONE ET LOIRE - 71 (suite)

DI PART N° POINT	COMMUNE	LIEU DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m <sup>3</sup> /an	VOLUME m <sup>3</sup> /h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS			OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	
71/8	SASSENAY		H.174h H.104d C.174e H.104a	Alluvions de la Saône	2.5 M	550	100 à 200		0		0.5 (1)		0.15 (1)	6 mois		0	déferri- sation par l'ozone	(1) en moyenne		
71/9	ST REMI	Les Paquiers	Cx174h Cx174e H.174f	idem	1 190 000 moyenne	510	entre 100 et 300		0	0.02	à 0.74	0.01	à 0.28	?		0	pas de traite- ment contre le Fe et le Mn	teneur en Fe et Mn très variable en fonction des puits et des dates des analyses les plus fortes teneurs en Fe et Mn sont observées sur les puits les plus proches de la Saône		
71/10	SAUNILLES		Cx102 Ce104a	Alluvions du Doubs	280 000	100	100		0	0.01	à 0.1	(0.02)		1 an		0	idem	les teneurs en fer sont plus importantes au printemps qu'en automne, les teneurs en manganèse sont beaucoup plus cons- tantes		
71/11	SERMISSE		104a	idem	110 000	40	50		0	0.01	à 0.06	(0.02)		1 an			idem	idem		

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		I	H	A	TRAITEMENT	
N	E	A	N	T																	N E A N T

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS	
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		I	H	A	TRAITEMENT		
74/1	CLUSES	Pressy	C.324a H.543a H.543c	alluvions de l'Arve	?	450	700		0			1.28			0.3	Un an					préchloration floculation décantation filtration déferrisation (hexamétaphos- phate de Na) chloration	
74/2	DUMANCY	Letraz	H.324b C.545e	alluvions de l'Arve	?	120	1500		0	0 à	0.15			0.27			0				une seule analyse pour le manganèse datant de 1964	

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	N EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS			OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	(0.2)	(0.02)	(0.1)	(0.1)		I	M	A	
83/1	ROQUEBRUNE S/ARGENS  PUGET S/ARGENS	Les Plaines	H.332 Cx612a Cx552d H.332 H.613 H.612a C.552	Alluvions  de  l'Argens	5 000 000	900	VARIABLE	0	0	0.11			0.15	6 mois				Surchloration aux forages Déchloration charbon actif Ozonation Collage au sulfate d'alu- mine Filtration et postchloration		
83/2	COGOLIN GRIMAUD	Champs de captage	Cx365 Cx312a	Alluvions de la Môle et de la Gisèle	5 641 110 en 1985	Môle 530 Gisèle 550	Variable de 50 à 1000	0	0	Môle Gisèle	22 2.3		0.65 0.2	3 mois	0			Déferri- sation par aération filtration Démangan- sation au bio- xyde de chlore		
83/2bis	GRIMAUD	Usine de trai- tement quar- tier de la Rine	Cx365 Cx612a	Alluvions de la Gisèle	2 268 980	600	200	0 (1)	0 (1)		10 à 15	?		1 jour (2)		0		Le syndicat CME utilise les eaux des forages conte- nant le moins de Fe et de Mn Aération et chloration	(1) selon les forages (2) sur eaux traitées	
83/2ter	COGOLIN	Usine de trai- tement quar- tier de la Gavotte	Cx365 Cx612a	Alluvions de la Môle	1 988 720	800	300	0 (1)	0 (1)		10	?		1 jour (2)				La CME utilise le plus possi- ble l'eau ne contenant pas de Fe et de Mn Aération et oxydation au bioxyde de chlore	idem	

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME L. m³/an	Q EQUIPL m³/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l		Mn mg/l		ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS			O B S E R V A T I O N S	
										<0.05	<0.2	>0.2	<0.02		<0.1	>0.1	I		M
84/1 (30)	VILLENEUVL LES AVIGNON	Ile de la Motte	C.32/f H.549f	Alluvions du Rhône		900 100	50 30		0 0		0.4 0.1	0.45	0.1 1.6	Irrégulière	0		0	traitement biologique pour 1000 m³/h	Les 4 puits sont implantés dans le département du Gard mais alimentent le syndicat de la région Rhône Ventoux Mise en service prévue en juillet 1986
84/2	CADEROUSSE	Les Isions	H.155c C.155b	idem	?	25	30	0			0.1 à 0.6		0.05	1 mois	N	N	N	physico-chimi- que envisagé mais abandonné suite au suivi 1 semestre 85	Augmentation saisonnière depuis 1982 Suivi 1985 : valeurs inférieures à la norme
84/3	SARRIANS	Les Ecoles	H.155b Cx156 Cx549b	Nappe de la molasse		80			0		1.5		0.05	6 mois		0			Fonctionne 2 heures par jour en appoint
84/4	VIENS	Vert Château	C.551 H.162	Alluvions du Calavon	?	12	20		0		0.7 à 2		0.05	3 mois	N	0	N		

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
N	E	A	N	I		N	E	A	N	I		N	E	A	N	T					N E A N I

DEPART N°POINT	COMMUNE	LIEU-DIT	SYSTEME AQUIFERE	AQUIFERE CONCERNE	VOLUME K.m3/an	Q EQUIPE m3/h	DISTANCE (m) COURS D'EAU	EXCES EPIS.	Fe Mn PERM.	Fe mg/l			Mn mg/l			ANALYSE FREQUENCE	SOLUTIONS				OBSERVATIONS
										(0.05)	(0.2)	0.2	(0.02)	(0.1)	0.1		I	M	A	TRAITEMENT	
90/1	BEAUCOURT	La Feschotte	92a	Alluvions de la Feschotte	?	?	100	0 (1)			0.75	?		1 mois					?	(1) contamination 1 fois sur dix soit 10 %	
90/2	CHATENOIS LES FORGES		Cx 92a Cx173	Alluvions de la Savoureuse	?	20	50	0		0.25 0.30	0.1	0.42 rare	1 mois						?	Variation en cas de fortes pluies en général premières pluies après une sécheresse	
90/3	FOUSSEMAGNE		173	Nappe du Sundgau	?	4		0		0.35	?		?						?	Contamination 1 fois sur 5 soit 20 %	
90/4	BERMONT	Dorans	92a	Alluvions de la Savoureuse	155 600	500	50	0		0.25	?		6 mois						?	Contamination 1 fois sur 7 soit 14 % Variation en cas de fortes pluies début d'automne pluies après sécheresse	
90/5	BUTANS		92a	Alluvions de la Douce	?	40	100	0		2.7		1.46	1 mois					0		Abandon sans remplacement	



**ANNEXE 4**

---

**CARTE DE SITUATION DES CAPTAGES CONTAMINES PAR DU  
FER OU DU MANGANESE – ECHELLE 1/1.000.000**

(hors texte)

MINISTRE DE L'INDUSTRIE  
MINISTRE L'ENVIRONNEMENT

ETUDE DU FER ET DU MANGANESE  
DANS LES NAPPES ALLUVIALES DU BASSIN  
RHONE-MEDITERRANEE-CORSE

PHASE PRELIMINAIRE

CARTE DES TENEURS  
DANS LES CAPTAGES



Légende

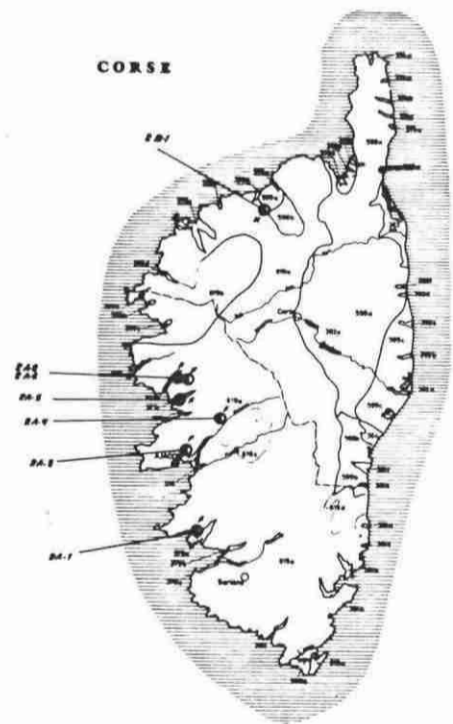
● T<sub>n</sub>-E Site de captage et son numéro (département, n° dans le département)

● Valeurs maximales observées :

- |                       |     |                   |
|-----------------------|-----|-------------------|
| en fer                | ○ F | : 0.05 à 0.2 mg/l |
|                       | ◐ F | : 0.2 à 1 mg/l    |
|                       | ● F | : > 1 mg/l        |
| et/ou<br>en manganèse | ○ M | : 0.02 à 0.1 mg/l |
|                       | ◐ M | : 0.1 à 0.5 mg/l  |
|                       | ● M | : > 0.5 mg/l      |

930 Limite et numéro du système aquifère

06 86N 317 RHA



**ANNEXE 5**

---

**DEFERRISATION - DEMANGANISATION BIOLOGIQUE  
DES EAUX SOUTERRAINES IN SITU**

# Déferrisation – Démanganisation biologique des eaux souterraines in situ

C. BERNARD et J.-M. SERIEYS

SOBEA

Les ressources exploitées pour la production d'eau potable peuvent avoir deux origines :

- les eaux superficielles, qui sont sensibles aux pollutions accidentelles. En général, le traitement des eaux de surface est complexe et onéreux tant en investissements qu'en exploitation (plusieurs réactifs à mettre en œuvre, variabilité dans le temps de la composition de l'eau impliquant soit un automatisme coûteux soit un personnel de surveillance accru) ;
- les eaux souterraines, beaucoup plus abondantes que les eaux de surface et qui sont à l'abri dans l'aquifère ; leur composition est très stable et leur traitement (sauf cas spécifiques) est en général réduit, facile et peu onéreux. Cependant, les eaux de nappe présentent parfois des teneurs en fer et en manganèse à des concentrations supérieures à celles fixées dans les normes CEE pour l'eau de boisson (tableau).

Tableau

Eléments	Fer total	Manganèse
Nombres guides (en mg/l)	0,05	0,02
Concentrations maximales admissibles (en mg/l)	0,20	0,05

## ORIGINE DU FER ET DU MANGANÈSE, UTILITÉ, INCONVÉNIENTS

Le fer et le manganèse présentent des propriétés chimiques semblables et sont presque toujours associés à l'état naturel.

Par ordre d'importance, le fer est, après l'aluminium, le deuxième métal que l'on rencontre dans la croûte terrestre, dont il représente 4,5 à 5 % en poids, le manganèse moins abondant, n'y entrant quant à lui, que pour 0,08 à 0,1 %.

Ces éléments ne sont pas toxiques aux doses habituelles rencontrées dans les eaux et sont même indispensables à la vie (le fer, par exemple, est un des constituants essentiels des globules rouges du sang et le manganèse fait partie des oligo-éléments nécessaires à notre équilibre alimentaire). Ils sont cependant indésirables lorsque leur concentration dépasse

celles fixées par la norme, à la fois en raison des désordres qu'ils peuvent entraîner dans les réseaux et des inconvénients liés à leur présence dans l'eau distribuée aux abonnés (dépôts rouges ou noirs dans les réseaux ou dans les réservoirs, obstruction possible de la robinetterie ou des compteurs, goût et couleur désagréables, phénomène des « eaux rouges », gêne ou impossibilité d'utiliser l'eau dans certains procédés industriels, taches sur l'émail et le linge).

Malgré l'abondance des deux métaux dans le sous-sol, les exploitants ont pu constater très tôt, que des captages proches pouvaient en contenir parfois des proportions très différentes.

Cette situation a plusieurs origines dans lesquelles les conditions physiques et hydrogéologiques sont certainement prépondérantes. C'est ainsi que les couches aquifères des terrains à forte perméabilité et qui permettent donc des échanges rapides avec l'eau des précipitations riches en oxygène (eaux de pluie ou de fonte des neiges) contiennent en général de l'eau très faiblement chargée en fer ; au contraire, les terrains à faible perméabilité, ou ceux situés sous des couches imperméables présentent en général des eaux pauvres en oxygène et contenant beaucoup de fer et de

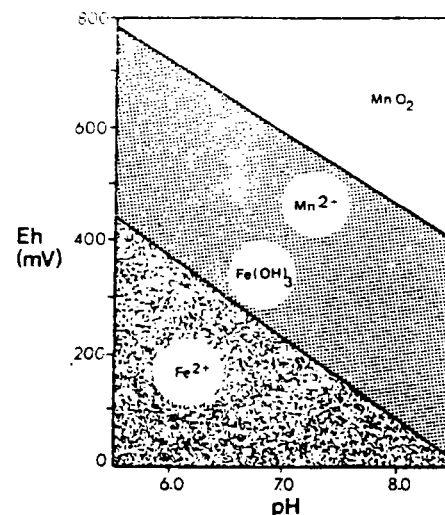


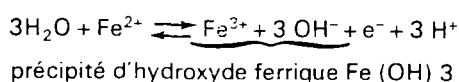
Fig. 1 – Diagramme simplifié donnant les relations entre la solubilité du fer et du manganèse, le potentiel Redox et le pH.

manganèse. La teneur en ces métaux peut changer dans de fortes proportions dans l'aquifère même sur quelques mètres.

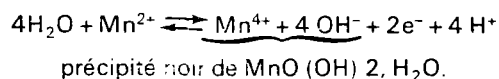
La nature des roches en contact avec l'eau a une influence importante sur la composition chimique de celle-ci (par exemple sur sa teneur en fer s'il y a présence de pyrite ou de marcassite qui sont des sulfures de fer).

La concentration en fer de l'eau dépend aussi de sa teneur en oxygène. La solubilité du fer et du manganèse (et donc leur concentration dans l'eau) sont fonction également du potentiel Redox (Eh), en relation étroite avec la teneur en oxygène et du pH, comme l'indique le diagramme simplifié reproduit sur la figure 1.

Le fer peut être présent communément à deux stades d'oxydation : sous forme divalente ( $Fe^{2+}$  - fer ferreux - soluble) ou sous forme trivalente ( $Fe^{3+}$  - fer ferrique - peu soluble). Des réactions réversibles permettent de passer d'un degré d'oxydation à l'autre avec échange de protons ( $H^+$  qui détermine le pH) et d'électron ( $e^-$  qui détermine le potentiel d'oxydo-réduction). Voici par exemple une réaction type dans l'eau :



Le manganèse peut exister également à différents degrés d'oxydation et notamment sous forme divalente ( $Mn^{2+}$  - manganèse manganoux - soluble) ou sous forme tetravalente ( $Mn^{4+}$  - forme peu soluble). Une réaction possible en milieu aqueux est la suivante :

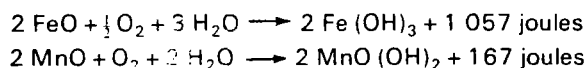


On voit sur le graphique que les deux métaux s'oxydent pour une même valeur de pH à des potentiels nettement différents. Ces valeurs de potentiels ne sont pas absolues et peuvent varier en fonction des autres constituants de l'eau.

## LES BACTÉRIES DU FER ET DU MANGANÈSE

En fonction des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (teneur en oxygène, pH, concentration en matières organiques et minérales, absence ou faible concentration en inhibiteur) il y aura une sélection naturelle et un développement préférentiel des bactéries les mieux adaptées au milieu ; les autres, sans disparaître, verront néanmoins leur croissance limitée (ou bien on observera une neutralisation de leur action ou de leur multiplication).

La présence de fer et de manganèse associés et des conditions favorables à leur développement, permettent la croissance de bactéries. Celles-ci catalysent par la production d'enzymes spécifiques des réactions exothermiques d'oxydation capables d'alimenter leur métabolisme, et cela grâce à l'énergie libérée. Par exemple, en partant du fer et du manganèse à l'état d'oxydes divalents, l'oxydation s'opère suivant les réactions ci-après :



On voit que l'oxydation du fer libère six fois plus d'énergie que celle du manganèse, ce qui explique qu'il soit plus facile d'éliminer, par oxydation biologique, le fer plutôt que le manganèse.

Ces micro-organismes peuvent être soit autotrophes ou chimiolithotrophes (utilisant comme source de carbone le dioxyde de carbone ou les bicarbonates de l'eau ; c'est le cas principalement des bactéries du fer), soit hétérotrophes ou chimio-organotrophes (utilisant un carbone d'origine organique ; c'est plutôt le cas des bactéries du manganèse). Entre ces deux extrêmes, il existe toutes les nuances possibles.

De nombreuses bactéries participent à l'oxydation du fer et du manganèse et ont été recensées ; nous citerons les deux principales :

- *du genre Gallionella Ferruginea* (aérobie, vraisemblablement autotrophe), cette bactérie en forme de rein, développe à partir d'une particule du terrain, grain de sable par exemple, de longs pédoncules filamenteux, torsadés du fait de la rotation permanente de la bactérie sur elle-même. Les filaments ainsi formés fixeront les précipités d'hydroxyde ferrique sous forme d'un « chapelet » à l'intérieur de son organisme ; ils peuvent atteindre quelques millimètres de long. Le fer précipité est incorporé aux sécrétions produites par les ferrobactéries à l'extérieur des pédoncules. L'hydroxyde est beaucoup plus dense que celui obtenu avec les traitements physicochimiques classiques et donc beaucoup moins colmatant. En outre, la texture de réseau spongieux formée par les filaments bactériens se développe principalement sur la périphérie des pores du terrain et n'affecte que peu la perméabilité de celui-ci. La grande surface offerte par les pédoncules permet en outre d'absorber du fer ferreux dissous, grâce aux forces de Van Der Waals, ceci constituant vraisemblablement la première étape avant l'oxydation par les bactéries d'une partie du fer ainsi piégé.

- *du genre Leptothrix* (aérobie, hétérotrophe) les bactéries se présentent sous forme soit de cellules isolées, soit de chaînes de cellules qui concentrent dans leur gaine le fer et l'oxyde de manganèse ( $MnO_2$ ) précipités.

## PRINCIPE DE LA DÉFERRISATION - DÉMANGANISATION BIOLOGIQUE IN SITU

Afin de provoquer l'oxydation, la précipitation et la rétention du fer et du manganèse, la méthode consiste à exploiter le phénomène naturel décrit ci-dessus. Dans le cas d'une eau souterraine chargée en fer et manganèse dissous, l'élément déficitaire est presque toujours l'oxygène. Le procédé consiste donc à injecter de l'eau enrichie en oxygène, et ne contenant ni fer ni manganèse, grâce à une couronne de petits forages disposés autour du puits à traiter. On crée et on entretient ainsi une zone à haut pouvoir d'oxydation qui favorise le développement des bactéries du fer et du manganèse potentiellement présentes dans la majorité des nappes.

L'eau contenant en solution le fer et le manganèse, drainée par pompage depuis la périphérie, traverse la ceinture enrichie en oxygène au sein de laquelle l'action de nombreuses bactéries provoque l'oxydation de ces métaux et leur rétention. On pourra donc extraire au niveau du puits central une eau déferrisée et démanganisée.

## MODE D'ACTION DU PROCÉDÉ

Le schéma d'une coupe-type d'un puits traité est représenté sur la figure 2.

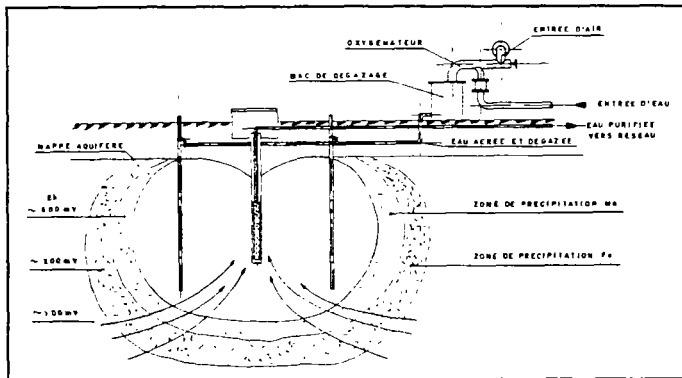


Fig. 2 - Coupe schématique d'un puits traité.

On rencontre quatre zones depuis la périphérie jusqu'au puits central :

- la première, la plus éloignée de celui-ci et des forages d'injection où se situe la nappe d'origine, contient du fer et du manganèse réduits en solution, une teneur faible en oxygène, un potentiel redox de l'ordre de + 100 mV et peu de bactéries aérobies ;
- la deuxième, située à l'intérieur de la première, correspond à l'enveloppe extérieure de la « sphère » d'eau aérée, créée par l'injection dans les forages périphériques ; là, le potentiel est supérieur à + 200 mV, les bactéries du fer sont en grand nombre, l'oxygène assez abondant ; c'est la zone de précipitation et de rétention du fer oxydé ;
- la troisième, à l'intérieur de la deuxième, où la teneur en oxygène est forte, le potentiel de l'ordre de + 600 mV et où les bactéries du manganèse sont les plus nombreuses : c'est la zone de précipitation et de dépôt du manganèse oxydé où les bactéries utilisent la matière organique (pouvant provenir des bactéries mortes) comme source de carbone ;
- enfin la quatrième, qui va jusqu'au puits central où l'eau est exempte de fer et de manganèse.

Au cours de l'exploitation, ces sphères vont diminuer de volume au fur et à mesure de la consommation d'oxygène par les bactéries, d'où la nécessité de procéder à des injections intermittentes.

## DESCRIPTION DES INSTALLATIONS

Les installations-types où s'applique le procédé Vyredox, sont équipées de la façon décrite ci-après.

Chaque puits de production est entouré généralement de 3 à 8 forages d'injection de petit diamètre, crépinés et gravillonnés sur la hauteur de l'aquifère exploitée.

De l'eau déferrisée et démanganisée, provenant soit d'un autre puits traité soit d'un réservoir, aérée grâce à un oxygénateur spécial, passe ensuite dans un bac de dégazage lequel permet d'éliminer l'air en excès ainsi qu'éventuellement d'autres gaz ( $H_2S$ ,  $CO_2$ ).

La pompe du puits de production que l'on doit traiter est arrêtée.

L'eau aérée sortant du bac est injectée soit gravitairement soit par pompage simultanément dans tous les forages d'injection, (et parfois dans le puits central) à un débit proche du débit de production ; cette opération dure environ

20 heures et permet de constituer une sphère d'eau aérée continue autour du puits de production.

Un temps de contact de 4 heures est ensuite observé pour « fixer » la zone d'oxydation.

Ainsi traité le puits est prêt à produire de l'eau déferrisée et démanganisée ; toutefois, après exploitation pendant une à plusieurs semaines, suivant la station, l'eau extraite montrera des traces croissantes de fer et de manganèse et avant que les concentrations fixées par les normes de potabilité ne soient atteintes, on procédera à une nouvelle injection d'eau aérée.

L'efficacité du traitement de déferrisation et de démanganisation n'atteint ainsi sa pleine efficacité qu'après une période de démarrage pendant laquelle se développe et s'installe la population des bactéries dans la zone d'injection. Pendant cette période de montée en régime, le rendement (volume d'eau traitée produite divisé par volume d'eau aérée injecté), va croître puis se stabiliser. Habituellement, il évolue de 2 à 10 environ mais peut atteindre 20 dans certains cas au bout de 15 à 20 cycles « injection-production ». Il est possible d'automatiser complètement l'ensemble du traitement.

Il existe une nouvelle technique de traitement appelée Vyregard développée par la société suédoise Vyremetoder qui est également basée sur le principe de l'oxydation biologique in situ, mais dont la technologie d'application est différente et originale. Cette technique permet de traiter un puits isolé sans faire appel pour l'injection à une source extérieure d'eau traitée.

Le puits de production est entouré de petits forages satellites comme dans le procédé Vyredox, leur nombre et leur emplacement étant toutefois adapté pour cette application spécifique.

L'eau aérée produite grâce à un oxygénateur et à un bac de dégazage de plus petite dimension que dans le premier cas est injectée pendant de courtes périodes et à un débit plus faible que celui du puits central.

L'eau aérée est injectée simultanément par exemple dans deux forages d'injection, puis après achèvement du temps fixé, les deux forages suivants de la couronne sont traités à leur tour.

Dans ce procédé, le puits de production n'est pas arrêté pendant l'injection et il est donc toujours disponible pour l'alimentation du réseau.

L'automatisation intégrale du procédé est également facilement réalisable.

## CONCLUSION

La société SOBEA qui exploite la licence de la société Vyremetoder en France a déjà installé plusieurs stations de déferrisation-démanganisation biologique in situ. La première en date est celle de Chalon-sur-Saône (Saône-et-Loire) qui a été équipée en 1977, et traite un débit de  $200\text{ m}^3/\text{h}$  ; la plus récente vient d'être construite en 1985 à Lattes (Hérault) pour un débit de  $150\text{ m}^3/\text{h}$ .

Il existe dans le monde à ce jour plus de cinquante stations réparties dans neuf pays, la plus ancienne ayant été construite en 1970 en Finlande.

Comme nous l'avons indiqué ci-dessus, l'adoption du traitement biologique in situ par rapport à une station classique permet une économie qui peut atteindre 20 à 45 % des frais d'investissement et 15 à 25 % des dépenses d'exploitation, en fonction du débit traité.