

1 BX

وزارة التعليم و البحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT GENIE DE L'ENVIRONNEMENT



PROJET DE FIN D'ETUDES

S U J E T

CONTRIBUTION A L'ETUDE D'AGENTS
COAGULANTS ET FLOCCULANTS
INTERVENANT DANS LE TRAITEMENT
DES EAUX RESIDUAIRES
CAS DES EAUX DE LOUED EL-HARRACH

Proposé par :

R. IBELLAÏBES

Professeur

Etudié par :

M. ZIANE

Dirigé par :

R. IBELLAÏBES

Professeur

PROMOTION : JANVIER 1986

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
المكتبة — BIBLIOTHEQUE
Ecole Nationale Polytechnique

DEDICACES

A mes parents pour tous
les sacrifices qu'ils ont
consenti

REMERCIEMENTS

Seul, il m'aurait été impossible de mener ce travail,
c'est pourquoi je tiens à remercier vivement

Monsieur R. BELABBES Professeur, pour
ses conseils judicieux et son aide efficiente

Je tiens à remercier aussi Messieurs
A. NAAMANE et A. KETTAIB respectivement
Directeurs des Dpts Genie de l'Environnement
et de l'Hydraulique

Que Mademoiselle D. ARRAR trouve-ici
l'expression de mes plus vifs remerciements

Enfin que Monsieur N. MAIBROUK trouve
ici un temoignage de ma reconnaissance

SOMMAIRE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

Introduction 1

PARTIE THEORIQUE

Solutions Colloïdales

Structure des particules colloïdales	4
Propriétés des particules colloïdales	7
Déstabilisation des solutions colloïdales	12

PARTIE EXPERIMENTALE

Criteres d'appréciation du traitement

Élimination de la couleur	17
Élimination des matières en suspension	18
Élimination de la demande chimique en oxygène	18
Élimination de la demande biochimique en oxygène	19
La Coagulation	19
Mise en œuvre de la coagulation	20
Caractéristiques de l'eau brute	21
Mécanismes réactionnels	22

EXPERIENCES ET RESULTATS	23
Elimination de la couleur	25
Elimination de la DCO, DIBO, MES	37
LA FLOCCULATION	39
Mise en oeuvre de la flocculation	39
Caractéristiques de l'eau brute	40
EXPERIENCES ET RESULTATS	41
CONCLUSION GENERALE	49
ANNEXES	50

"Alors que l'eau, condition sine qua non de la vie, était judicieusement utilisée sur notre planète depuis des centaines de millions d'années, il aura suffi d'une centaine d'années à l'homo scientificus, dont la population s'accroît toujours davantage, pour la polluer dangereusement en la surchargeant presque partout de déchets qui ne se décomposent que très lentement ou pas du tout

Le cycle hydrologique se caractérise par un mouvement incessant, mais c'est toujours la même masse finie d'eau qui est réutilisée et recyclée indéfiniment. Le temps de séjour varie de quelques jours ou quelques semaines (c'est généralement le cas pour l'eau atmosphérique et certains types d'eaux souterraines) à des milliers ou des dizaines de milliers d'années (c'est le cas de l'eau gelée qui forme les glaciers alpins et les calottes glacières, de l'eau des océans et de certains types de nappes souterraines).

La pluie n'est pas de l'eau nouvelle tombant du ciel; par conséquent, même si la plupart des usages que l'homme fait de l'eau l'oblige à la salir, il doit ne le faire qu'avec une extrême prudence, en se souvenant que l'eau est une ressource non renouvelable, c'est à dire qu'elle risque, s'il n'est plus possible de la nettoyer suffisamment, de devenir inapte à servir de support à la vie humaine "

Extrait de Det Tøvende Menneske [l'homme imprévoyant]

par Tom Mikkelsen.

Introduction

L'eau dont nous disposons dans la nature n'est pas directement utilisable pour la consommation humaine ni pour l'industrie, car elle n'est pas, sauf de rares cas, suffisamment pure : lors de sa circulation dans le sol, à la surface de la terre ou même dans l'air, l'eau se pollue et se charge de matières en suspension ou en solution : particules d'argile, déchets de végétation, organismes vivants (plancton, bactéries, virus), sels divers (chlorures, sulfates, carbonates de sodium, de calcium, fer, manganèse...) matières organiques (acides humiques, fulviques, résidus de fabrication) gaz

La présence de ces nombreuses impuretés de différentes natures impose le traitement des eaux avant leur utilisation, pour les rendre aptes aux applications envisagées, ou après leur utilisation, pour éviter tout dommage à notre environnement.

Pour épurer l'eau, il faut généralement combiner plusieurs traitements élémentaires dont les bases peuvent être physiques, chimiques ou biologiques et dont l'effet est d'éliminer tout d'abord les matières en suspension, ensuite les substances colloïdales, puis les substances dissoutes (minérales ou organiques)

Il faut enfin corriger certaines caractéristiques ; pour ce faire, plusieurs principes peuvent être mis en œuvre pour chaque étape selon les buts recherchés

Les traitements physico-chimiques peuvent être considérés aussi bien comme un procédé d'épuration indépendant ou comme un stade

préliminaire à une épuration biologique

Parmi ces procédés physico-chimiques, figure le traitement par coagulation, floculation qui vise essentiellement à éliminer les matières colloïdales. En effet, les suspensions les plus difficiles à traiter sont les systèmes dits colloïdaux, c'est à dire les suspensions dont les particules possèdent une vitesse de sédimentation si faible que leur chute est rendue impossible.

Le phénomène est essentiellement dû à une faible taille des particules; les phénomènes de surface jouent également un rôle prépondérant dans la stabilité de ces dispersions.

Cette stabilité du colloïde est assurée par les forces électrostatiques; la neutralisation des forces répulsives électrostatiques, responsables de la stabilité des colloïdes est appelée coagulation; toutefois l'utilisation des coagulants présente des inconvénients notamment la modification du pH.

Au cours de cette étude, nous nous proposons de comparer l'efficacité de trois coagulants associés à des adjuvants de coagulation; il s'agit du chlorure ferrique et des sulfates d'aluminium et de fer. Les critères d'appréciation de cette efficacité, que nous avons choisis sont l'élimination de la couleur, des M.E.S, de la DCO et de la DBO.

Quant au flocculant, c'est à dire l'adjuvant de coagulation, notre choix s'est porté sur le charbon actif en poudre,

PARTIE
THEORIQUE

LES SOLUTIONS COLLOÏDALES

Les particules dispersées qui sont plus grandes que les molécules individuelles, mais plus petites que les particules en suspension appartiennent à l'état colloïdal.

Les solutions colloïdales contiennent donc, des particules de taille intermédiaire variant de quelques nanomètres à 500 nm environ. [10]

En raison des dimensions de ces particules, les solutions colloïdales présentent des propriétés optiques, cinétiques et électriques particulières.

I) STRUCTURE DES PARTICULES COLLOÏDALES

Les particules colloïdales ont de telles dimensions car elles sont constituées

- D'agrégats de molécules appelées micelles (c'est le cas de solutions de savon ou de rouille $\text{Fe}(\text{OH})_3$)

- De molécules géantes, formées par polycondensation ou par polymérisation de petites molécules (c'est le cas des protéines, de la pectine, de la cellulose...); leur forme est variable : sphérique, allongée...

On admet qu'une particule colloïdale contient plus de 10^3 atomes et moins que 10^9 , ce qui correspond à une masse moléculaire de 10000- [10]

Dans les micelles, les liens ne sont pas de véritables liaisons chimiques comme dans les macromolécules, mais des formes d'interactions électrostatiques (forces de Van-der Waals, ponts hydrogène)

Les micelles sont donc moins stables et se décomposent par chauffage ou par dilution.

Par ailleurs, les particules colloïdales renferment généralement des charges électriques si bien qu'elles présentent des propriétés analogues à celles des ions. Ces charges ont plusieurs origines

a) La particule peut contenir des groupements ionisables (NH_2 , $-\text{COOH}$, $-\text{SO}_4 \dots$) régulièrement répartis dans la molécule, ou encore, il peut y avoir un centre ionisable dans chacune des molécules constituant la micelle (c'est le cas des savons: $\text{R-COO}^- \text{Na}^+$)

b) L'origine la plus importante de la charge électrique des particules colloïdales est l'adsorption d'ions étrangers contenus dans la solution. Les particules présentent une grande surface - de l'ordre de $1000 \text{ m}^2/\text{g}$ ⁽⁷⁾; ce qui en fait d'excellents adsorbants. Selon qu'elles adsorbent plutôt des anions ou des cations, les particules se chargent négativement ou positivement. Le signe de la charge dépend à la fois de la nature de la particule et du milieu. Enfin toujours à cause de l'importance de leur surface, les particules colloïdales peuvent adsorber des molécules, notamment celles du solvant qui les entoure. Certaines particules peuvent ainsi adsorber 100 fois leur propre poids de solvant. Ce sont des colloïdes lyophiles (hydrophiles pour les solutions aqueuses) (7)

Par contre les métaux colloïdaux comme l'or n'ont pas d'affinité pour le solvant; ils sont lyophobes (hydrophobes pour les solutions aqueuses).

TABLEAU 1 Distinction plus complète entre les particules hydrophobes et hydrophiles [6]

COLLOÏDES HYDROPHOBES	COLLOÏDES HYDROPHILES
<p>1. EXEMPLE : Colloïdes responsables de la coloration et de la turbidité</p> <p>2 Une très faible quantité d'électrolyte est nécessaire à leur stabilité.</p> <p>3 Ils sont précipités par de petites quantités d'électrolyte</p> <p>4 La précipitation est en général irréversible</p> <p>5 Leur viscosité est sensiblement égale à celle de l'eau</p> <p>6 Les particules portent une certaine charge électrique qu'il est difficile de modifier</p> <p>7 Les particules sont soumises à une migration sous l'influence d'une différence de potentiel</p> <p>8 La concentration de la phase dispersée est petite</p>	<p>EXEMPLE : Protéines et détergents colloïdaux.</p> <p>Aucun électrolyte n'est nécessaire à leur stabilité.</p> <p>Ils ne sont pas précipités par de petites quantités d'électrolytes.</p> <p>La précipitation est en général réversible</p> <p>Leur viscosité est supérieure à celle de l'eau.</p> <p>Les particules peuvent être positives, négatives ou neutres en fonction du pH.</p> <p>Les particules peuvent être ou ne pas être soumises à une migration sous l'influence d'une différence de potentiel.</p> <p>La concentration de la phase dispersée peut être très grande.</p>

La charge et la solvatation des particules colloïdales sont responsables de la stabilité des solutions correspondantes.

En effet, ces particules sont soumises au mouvement Brownien (déplacement aléatoire sous l'effet de l'agitation thermique); par chocs, elles ont tendance à s'agglomérer de façon à présenter une surface minimale, et lorsque leur masse devient suffisante, elles peuvent précipiter, flocculer.

Deux facteurs s'opposent à cette flocculation, d'une part la charge des particules qui les fait se repousser mutuellement et d'autre part, la solvatation car la gaine de solvant empêche les rencontres, les prolongements de structure et donc les agrégations.

II) PROPRIÉTÉS DES SOLUTIONS COLLOÏDALES

1) Propriétés optiques

Les solutions colloïdales sont parfois limpides, le plus souvent turbides (troubles ou opalescentes) et donnent toujours lieu à l'effet TYNDALL.

2) Propriétés cinétiques.

Les solutions colloïdales traversent les filtres habituels sans séparation. On peut cependant retenir les particules colloïdales grâce aux membranes semi-perméables (Dialyse).

a) Vitesse de sédimentation.

Les particules colloïdales sont animées du mouvement Brownien, et de ce fait insensibles à l'action de la pesanteur.

b) Viscosité

Les solutions colloïdales hydrophobes ont une viscosité et une tension superficielle voisines de celles du solvant.

Par contre, les colloïdes hydrophiles provoquent généralement une forte baisse de la tension superficielle (cas du savon) et une augmentation de la viscosité (cas de la gélatine)

La viscosité dépend aussi de la charge des particules (elle est minimale au point isoélectrique). [10]

3) Propriétés électriques [10], [12]

La charge effective d'une particule diffère de sa charge réelle du fait des ions voisins de signe opposé qui adhèrent plus ou moins fermement à la particule. Les ions les plus proches de la particule, y sont fortement retenus par attraction électrique. Ils constituent la couche fixe adhérente ou couche de STERN, qui se déplace avec la particule abaissant ainsi sa charge réelle et formant autour d'elle une gaine.

La concentration de ces ions diminue rapidement quand on s'éloigne, c'est à dire que la distance r à la particule augmente. Il existe donc, une deuxième couche ou couche diffuse appelée couche de GOUY, qui n'adhère pas à la particule, mais qui forme un nuage autour d'elle, s'estompant et devenant nulle à une certaine distance de la particule.

Placés dans un champ électrique, ces ions de signe contraire à celui de la particule sont attirés par cette particule, mais le sont

également par le pôle opposé. Cette couche freine donc le mouvement électrophorétique.

Or, on sait que tout corps portant une charge électrique Q exerce un potentiel V proportionnel à Q/r . Dans le cas d'une particule colloïdale, il est très difficile de déterminer le potentiel V dû à la charge réelle, mais on peut le décomposer en 2 parties selon la relation suivante :

$$V = V + Z \quad \text{dans laquelle}$$

V désigne le potentiel de contact qui varie brusquement, de manière à peu près linéaire à l'intérieur de la gaine que constitue la couche fixe et Z le potentiel zêta ou électrocinétique. Il est le seul vraiment important. Il est dû, non pas à la charge réelle, mais à la charge effective de la particule - ou plutôt de l'ensemble (particule + double couche).

Inversement, c'est cette charge, et donc le potentiel zêta qui détermine la mobilité de la particule ainsi que sa stabilité.

Quand, la charge effective diminue, le potentiel zêta diminue. La stabilité diminue même si la charge réelle et donc le potentiel V ne varie pas.

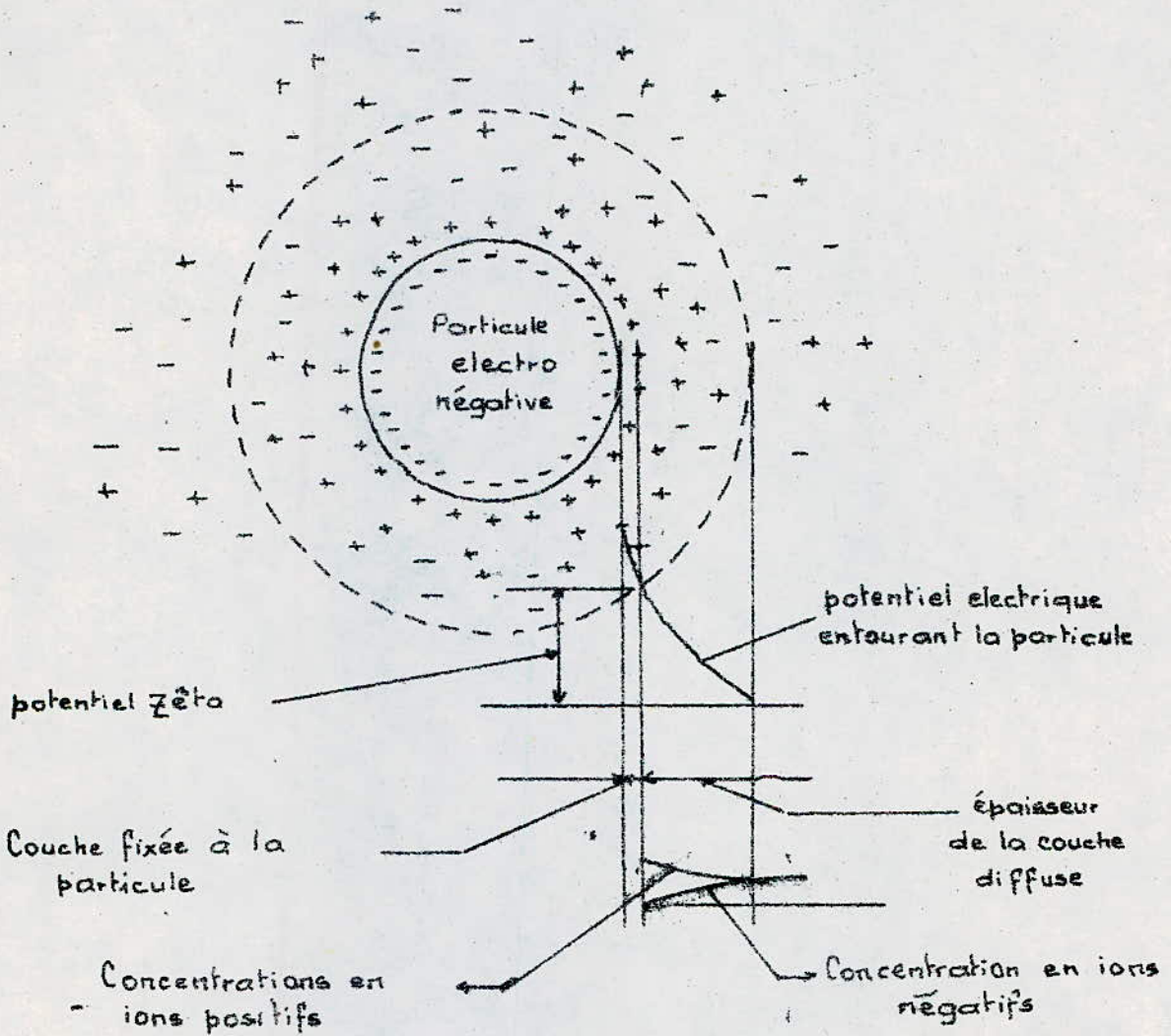
Le potentiel électrocinétique est très important dans le traitement de l'eau puisqu'il conditionne la stabilité des solutions colloïdales ou encore leur déstabilisation.

Le potentiel zêta, est le potentiel que prend une particule ou plus généralement un colloïde lorsqu'il est mis en suspension dans un

milieu aqueux. Ce potentiel est créé par l'environnement du colloïde. Ce sont les différentes fonctions chimiques du colloïde (fonction alcool, acide, cétone ou amine) qui réagissent avec le milieu, créant ainsi une charge électrique qui se répartit sur toute la surface du colloïde. La densité de charge électrique est d'autant plus importante que le colloïde est petit et qu'il présente des fonctions chimiques actives. Cette charge électrique crée un déséquilibre par attraction mutuelle entre les charges positives et négatives dans le milieu qui entoure le colloïde. Il s'enveloppe ainsi, à très faible distance d'un nuage de particules dont le signe, est celui de sa charge électrique. C'est ce nuage de particules qui donne naissance au potentiel zeta.

PARTICULE COLLOIDALE AVEC

POTENTIEL ZËTA (d'après Vigouret)



III) DESTABILISATION DES SOLUTIONS COLLOÏDALES

La coagulation et la floculation sont les traitements physico-chimiques de l'eau qui précèdent la phase de séparation liquide-solide. Ils ont pour effet de créer des agrégats facilement séparables. Le sens donné à ces mots et la nature des mécanismes qui leur sont associés sont encore largement discutés. Le tableau 2 présente le problème.

Les trois stades indiqués et les phénomènes qui leur correspondent, n'interviennent pas tous nécessairement; en particulier lors de la déstabilisation et selon la nature du réactif utilisé et la composition de l'eau traitée, les phénomènes appartiennent plutôt à l'une ou l'autre catégorie.

L'ordre des stades indiqué est généralement respecté. Une certaine confusion est d'ailleurs attachée aux stades de déstabilisation et de transport; les phénomènes liés au second (par exemple le mouvement Brownien) pouvant accélérer le premier.

La terminologie la plus courante associe la "DESTABILISATION" à la "COAGULATION" et le "TRANSPORT" à la "FLOCULATION" [12]

Les deux phénomènes constituent l'agrégation; récemment est apparu le terme de micro-floculation qui représente un compromis entre la "vraie" coagulation et la "vraie" floculation.

a) Les insuffisances de la théorie électrostatiques

Le phénomène le plus couramment associé à la coagulation est le phénomène de la double couche électrique. Les équations qui caractérisent la double couche, telles qu'elles ont été formulées par STERN et couramment utilisées pour expliquer la déstabilisation, reposent sur un certain nombre d'hypothèses qui les rendent malheureusement difficilement applicables aux particules des eaux naturelles; De très nombreuses observations ont par ailleurs montré que les phénomènes électrostatiques interviennent rarement seuls.

b) Importance des autres phénomènes [12]

L'invalidité fréquente de la règle de SCHULZE-HARDY, les phénomènes de restabilisation, la dépendance "stœchiométrique" de la dose du coagulant et de la concentration en particules, ont contribué au développement de la "théorie chimique" de la coagulation qui dans bien des cas - élimination de la couleur - jouerait un rôle prépondérant dans la déstabilisation; le véritable mécanisme étant la précipitation.

La précipitation d'hydroxydes métalliques, quand on utilise des sels de fer ou d'aluminium comme coagulants, a dans la coagulation des eaux naturelles moyennement chargées un effet déterminant. Les phénomènes de pontage interparticulaires doivent également intervenir, surtout si on utilise des principes déstabilisants de taille importante. Le transport des particules et en particulier celui lié au mouvement Brownien interviendrait beaucoup plus tard.

TABLEAU 2

Représentation schématique des phénomènes et de la terminologie associés aux différents stades de la coagulation flocculation. [12]

Stades	Phénomènes	Terminologie	
1 Formation du réactif dénomé { Coagulant ou Flocculant ou adjuvant de flocculation s'il intervient à partir du stade 2.4	1.1 Préparation: Dissolution, ionisation, polymérisation.	Dilution	
	1.2 Introduction: Dispersion, diffusion, Contact réactif-particule	Mélange rapide	
	1.3 Réaction avec l'eau: ionisation, hydrolyse, polymérisation formation d'hydroxo-complexes avec les sels d'aluminium et de fer.	Hydrolyse	
2 Destabilisation de la particule	2.1 Compression de la double couche électrique par des ions antagonistes ne s'hydrolysant pas (Interactions électrostatiques)	Coagulation	Coagulation.
	2.2 Diminution du potentiel de surface par adsorption d'ions à la surface de la particule (hydrocomplexes ou autres réactions)		
	2.3 "Ennoiement" dans un précipité (Sweep flocculation)		Micro flocculation
	2.4 Pontage interparticulaire par adsorption spécifique d'espèces (polymériques) de coagulant ou de flocculant; Agrégation.		
3 Transport de la particule Contact entre les particules	3.1 Mouvement Brownien (pour les particules de taille $< 1 \mu m$.)	Flocculation péricinétique	Flocculation
	3.2 Mouvement de l'eau	Flocculation ortho-cinétique	
	3.3 Mouvement différentiel des particules (sédimentation)		
4 Séparation	Sédimentation, décantation, Flottation, filtration.		

c) Importance de la coagulation dans le traitement des eaux

La coagulation, indissociable de la floculation et de la séparation subséquente, est le traitement qui vient après la désinfection. Elle représente au moins la moitié des dépenses de traitements, que ce soit en coût des réactifs ou en amortissements des ouvrages. Elle agit sur un très large éventail de substances et c'est certainement le traitement qui revient le moins cher en poids de matières éliminées. Le domaine de ce traitement dépasse largement l'élimination de la turbidité où l'on cantonne généralement la coagulation [4]

d) Pratique de la coagulation

Plusieurs paramètres influencent la coagulation. Parmi eux, nous pouvons citer la nature des particules à éliminer ainsi que leur charge [3].

En effet le choix du coagulant, est déterminé par la nature de l'eau à traiter, le résultat désiré et surtout le coût de l'opération.

Quant à l'évaluation de la coagulation, les méthodes de laboratoire permettent de tester la valeur d'un coagulant et de déterminer la dose à utiliser sont des plus variées.

La plus connue est la mesure du potentiel zêta (mobilité électrophorétique)

Dans la pratique, souvent le "jar test" conventionnel accompagné de mesures particulières sur le volume ou le coefficient de cohésion des boues est utilisé [13]

1^{re} PARTIE

EXPERIMENTALE

I) CRITÈRES D'APPRECIATION DU TRAITEMENT

L'étude que nous préconisons est basée sur les quatre critères d'appréciation du traitement par coagulation, ce sont :

- L'élimination de la couleur
- L'élimination des matières en suspension (MES)
- L'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO)
- L'élimination de la demande biochimique en oxygène (DBO)

1) ELIMINATION DE LA COULEUR

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution, elle est dite apparente quand les substances en suspension ajoutent leur propre coloration.

Les substances qui donnent la coloration peuvent par formation des chélates avec les ions métalliques interférer avec les phénomènes de coagulation [9]

Pour la détermination de la couleur, la méthode d'analyse est une méthode colorimétrique (cf annexe 1)

Elle consiste à mesurer les intensités des faisceaux sortants au travers de deux cellules d'épaisseur identique, remplies respectivement par l'échantillon à analyser et la référence (eau distillée)

Ces mesures sont effectuées à une longueur d'onde d'absorption maximale de l'échantillon en l'occurrence 350 nm au moyen d'un spectrophotomètre type BECKMAN n°

Les échantillons ont été analysés avant et après traitement par coagulation.

2) ELIMINATION DES MATIERES EN SUSPENSION (MES)

Des teneurs élevées en matières en suspension peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter ainsi le développement de la vie aquatique. L'asphyxie des poissons par colmatage des branchies, est souvent la conséquence d'une teneur élevée en MES [9]

Pour la détermination du taux des matières en suspension, la méthode utilisée est la filtration (cf annexe 2)

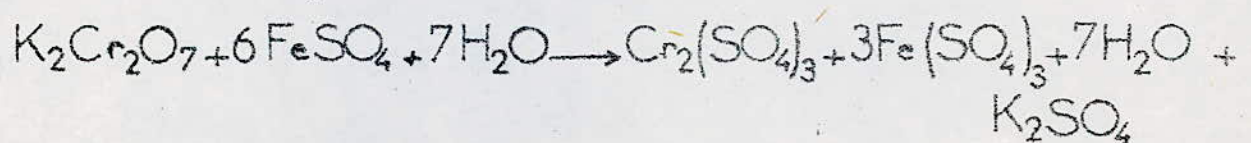
3) ELIMINATION DE LA DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE

La demande chimique en oxygène représente l'enveloppe de tout ce qui est susceptible de demander de l'oxygène, en particulier les sels minéraux oxydables (sulfures, sels de métaux de valence inférieure) et la majeure partie des composés organiques biodégradables ou non.

La détermination de la valeur de la demande chimique en oxygène utilisée est la méthode au bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$

L'échantillon est porté à reflux en milieu sulfurique concentré, en présence d'une quantité et en excès, du bichromate de potassium. Une fois la réaction terminée, nous dosons le bichromate résiduel par addition de sulfate ferreux d'ammonium ou (SFA) de normalité connue en présence de ferroïne comme indicateur (cf annexe 3)

La réaction d'oxydo-réduction s'écrit



4) ELIMINATION DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE

La demande biochimique en oxygène, est la quantité d'oxygène exprimée en mg/l consommée dans les conditions de l'essai (incubation en obscurité à 20°C) pendant un temps donné, pour assurer par voie biologique, l'oxydation des matières organiques présentes dans l'eau. Par convention, on mesure la demande biochimique en 5 jours ou DBO₅. Pour la détermination de la demande biochimique en oxygène, la méthode utilisée, est la méthode instrumentale (cf annexe 4)

Le principe est le suivant: La consommation en oxygène du milieu étudié est immédiatement compensée par un apport d'oxygène pur abstraction faite, de l'anhydride carbonique.

La mesure de la quantité d'oxygène par rapport au temps, correspond à la demande biochimique en oxygène du milieu dans les conditions données [6]

II) LA COAGULATION

Rappelons que la coagulation est par définition, le phénomène de déstabilisation des particules colloïdales qui peut être obtenu par neutralisation de leur charge électrique.

Elle consiste à additionner à l'eau un produit capable de décharger les colloïdes généralement électronégatifs présents dans l'eau et de donner naissance à un précipité [4]

Ce produit est appelé COAGULANT

1) MISE EN ŒUVRE PRATIQUE DE LA COAGULATION

La neutralisation des charges électriques des colloïdes étant le principal but à atteindre, il importe de diffuser au plus vite le réactif utilisé et ce, en réalisant une forte agitation. [4]

La méthode pratique utilisée est connue sous le nom de "jar test"; elle consiste à introduire des quantités croissantes de coagulant dans plusieurs échantillons d'eau à analyser.

Après agitation et décantation, les turbidités résiduelles des échantillons sont analysées; la courbe donnant les turbidités en fonction du taux de coagulant, présente en général un minimum de turbidité correspondant à la valeur optimale du coagulant à utiliser [13]

Le mode opératoire est le suivant:

Dans un bécher de 2 litres, des quantités croissantes allant de 0 à 100 mg de coagulant sont ajoutées à 1 litre d'eau à analyser.

L'agitation est fixée à environ 100 tours/mn durant les quinze premières secondes, puis réduite approximativement à 10 tours/mn, en utilisant un agitateur magnétique. Cette agitation est maintenue durant 15 minutes, correspondant à la phase de coalescence, puis arrêtée; le floc formé se décantant, après 20 minutes, une partie aliquote de liquide surnageant est prélevée au moyen d'une pipette, à environ 2 cm de profondeur pour être soumise à l'analyse.

2) CARACTÉRISTIQUES DE L'EAU BRUTE

Ces caractéristiques ont été déterminées au laboratoire à l'exception de la température qui a été relevée sur le site.

Il est à noter que l'échantillon a été prélevé le 11/11/85 à environ 1,5 km de l'embouchure et stocké dans un récipient en plastique réfrigéré à 4°C; le mode de prélèvement est l'échantillonnage intégré, à savoir un mélange d'eaux prélevées à différents endroits formant ainsi un échantillon.

Les mesures physico-chimiques ont donné les résultats suivants:

TEMPERATURE	19,3°C
COULEUR ($\lambda = 350\text{nm}$)	0,537
CONDUCTIVITÉ	$1,766 \cdot 10^{-3} \text{ S/m}$
pH	7,45
MES	475 mg/p
DCO	1145 mg/p O_2
DBO	572 mg/p O_2

Les réactifs utilisés sont les suivants:

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: chlorure ferrique se présentant sous forme solide d'aspect jaune-brun déliquescent.

Le taux de coagulant en Fe équivalent est de 20,5%

$\text{Fe}(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$: Sulfate ferrique se présentant sous forme d'une poudre blanche très soluble dans l'eau et de masse volumique apparente de 1000 kg/m^3

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$: sulfate d'aluminium se présentant sous forme de plaquettes concassées solides. Ce produit est défini en général par sa teneur en alumine Al_2O_3 soit 47%

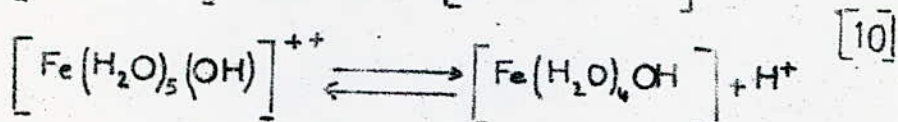
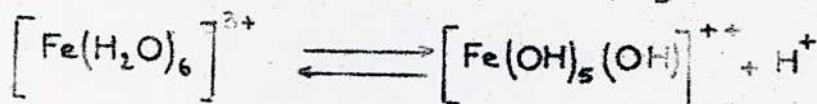
3) MECANISMES REACTIONNELS

a) Cas des sels de fer

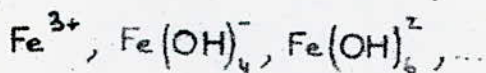
Les sels de fer en solution aqueuse réagissent comme suit



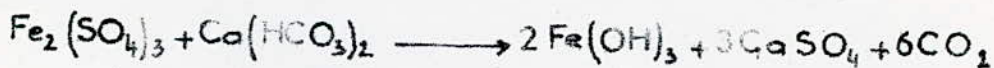
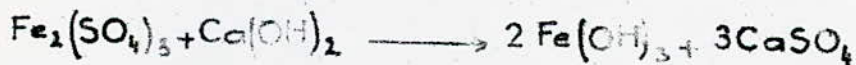
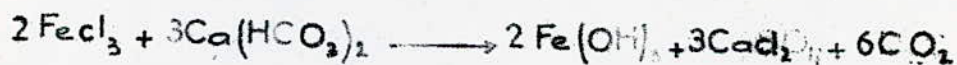
En fait l'hydroxyde métallique est polymérisé de façon complexe



Peuvent coexister aussi des formes simples



L'échantillon traité étant une eau naturelle contenant des substances basiques telles que les carbonates, les bicarbonates, les mécanismes réactionnels possibles sont les suivants

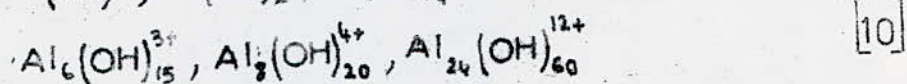
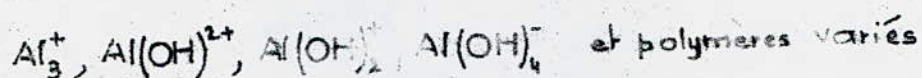


b) Cas des sels d'aluminium

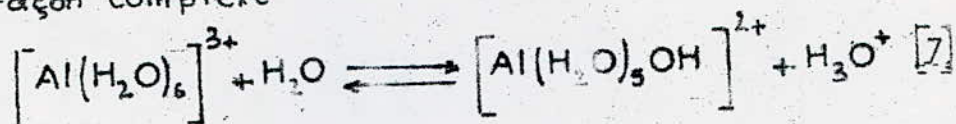
Le sel d'aluminium, en solution aqueuse réagit comme suit



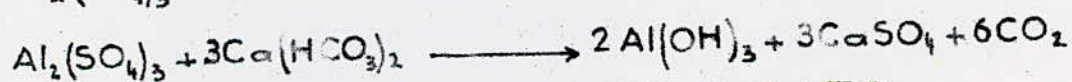
L'ion aluminium subit en fait, une série de réactions complexes pour former des complexes multivalents



Comme l'hydroxyde ferrique, l'hydroxyde d'aluminium est polymérisé de façon complexe



En présence de substances basiques, le mécanisme réactionnel est le suivant :



III) EXPERIENCES ET RESULTATS

Deux séries d'expériences ont été menées

La première série a consisté à rechercher la zone optimale de coagulation ou intervalle des taux de coagulants correspondant à un maximum d'élimination de la couleur.

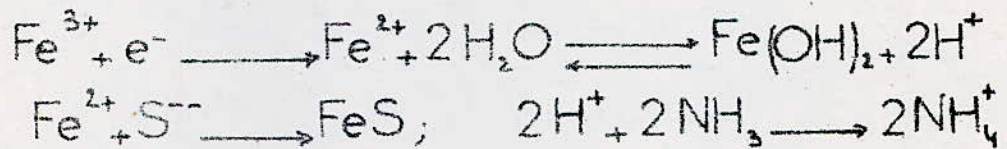
La deuxième série a porté uniquement sur le taux de coagulant exact nécessaire, pour avoir un maximum d'élimination de la couleur.

Observations préliminaires

Le chlorure ferrique et le sulfate ferrique se sont révélés très efficaces pour le traitement des mauvaises odeurs.

L'échantillon étudié étant une eau mixte (eau usée domestique et industrielle), les odeurs dégagées sont peut être dues à la présence de sulfures, ammoniac et leurs dérivés.

En présence d'agents réducteurs, Fe^{3+} peut être réduit en Fe^{2+} , qui fixe les sulfures et l'ammoniac sous forme de sulfures de fer et sels d'ammonium solubles [13]



Signalons également la rapidité de formation du floe obtenu avec le chlorure ferrique comparativement à la formation du floe obtenu avec le sulfate ferrique et le sulfate d'alumine.

III - A) ELIMINATION DE LA COULEUR

a) EAU TRAITÉE AVEC $FeCl_3 \cdot 6H_2O$

Il est à remarquer que les résultats portés dans les tableaux 1 et 2 suivants sont des valeurs moyennes obtenues à l'issue de 3 séries d'expériences

TABLEAU 1 : Variation de la densité optique et du pH des échantillons en fonction du taux de coagulant $FeCl_3 \cdot 6H_2O$

Taux de coagulant $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ mg/l	Densité optique	Elimination de la densité optique	Elimination de la densité optique en %	pH
0	0,536	0	0	7,45
50	0,224	0,312	58,20	5,90
60	0,201	0,335	62,50	5,72
70	0,164	0,372	69,40	5,25
80	0,168	0,368	68,65	4,85
90	0,213	0,323	60,25	3,65
100	0,250	0,286	53,35	2,85

L'examen de ce tableau montre que le domaine d'efficacité de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ est compris entre 60 et 80 mg/l

Aussi, afin de préciser la valeur optimale de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, nous avons refait les mêmes expériences dans un intervalle restreint.

Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 2

TABLEAU 2

Taux de coagulant $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ mg/l	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
60	0,201	0,335	62,50	5,72
65	0,185	0,351	64,50	5,43
70	0,164	0,372	69,40	5,25
75	0,153	0,383	71,45	5,11
80	0,168	0,368	68,65	4,85

Le taux de coagulant ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) donnant un maximum d'élimination de la couleur est de 75 mg/l; l'efficacité étant de 71,45%

Nous avons représenté respectivement sur les figures 1 et 2 la variation de la couleur et du pH de l'échantillon en fonction de la dose de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

COURBE REPRESENTANT L'ELIMINATION
DE LA COULEUR EN FONCTION DE LA
DOSE DE $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

Elimination de la
couleur en %

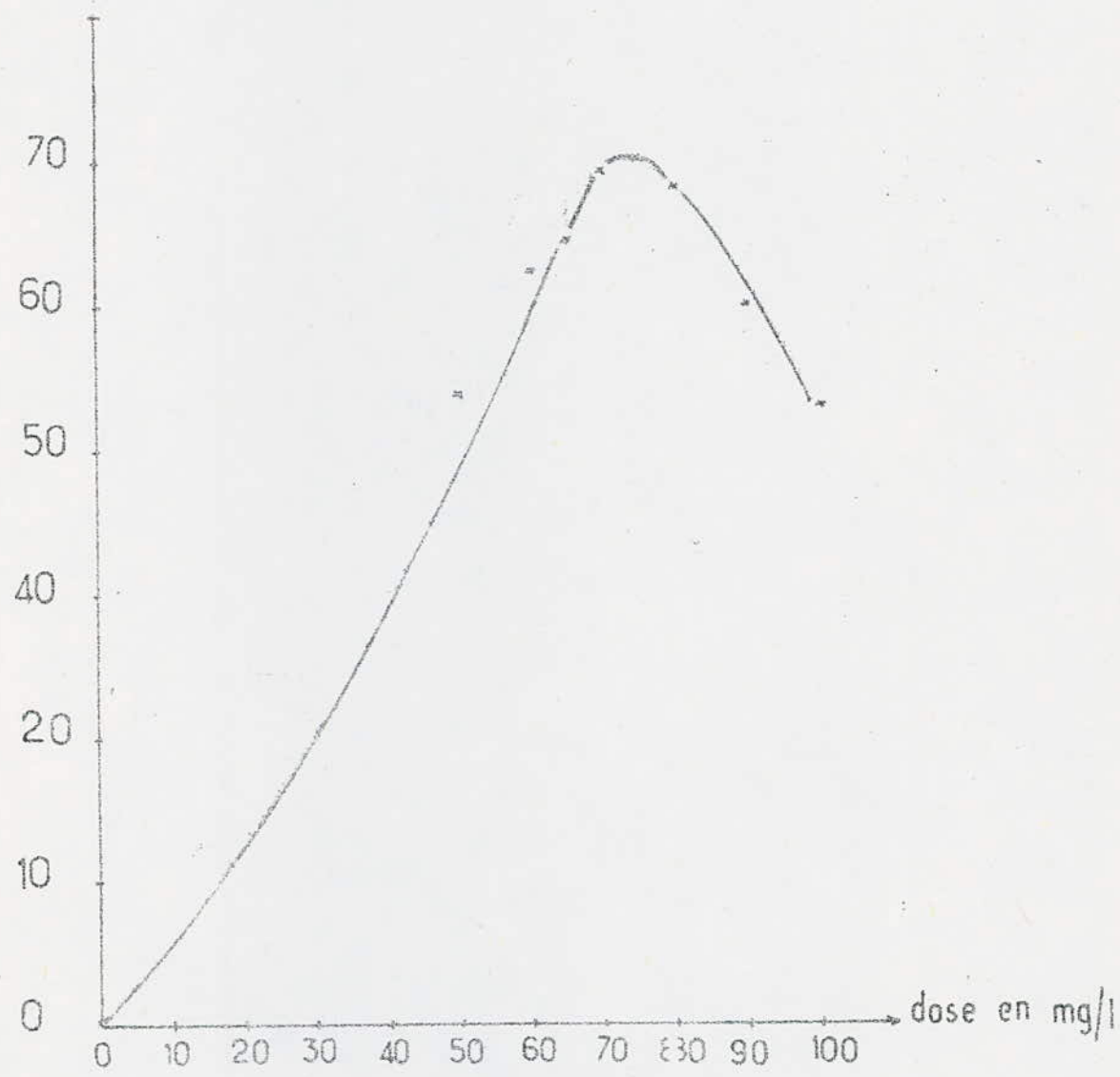


FIGURE 1

Courbe de variation du pH en
fonction de la dose de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

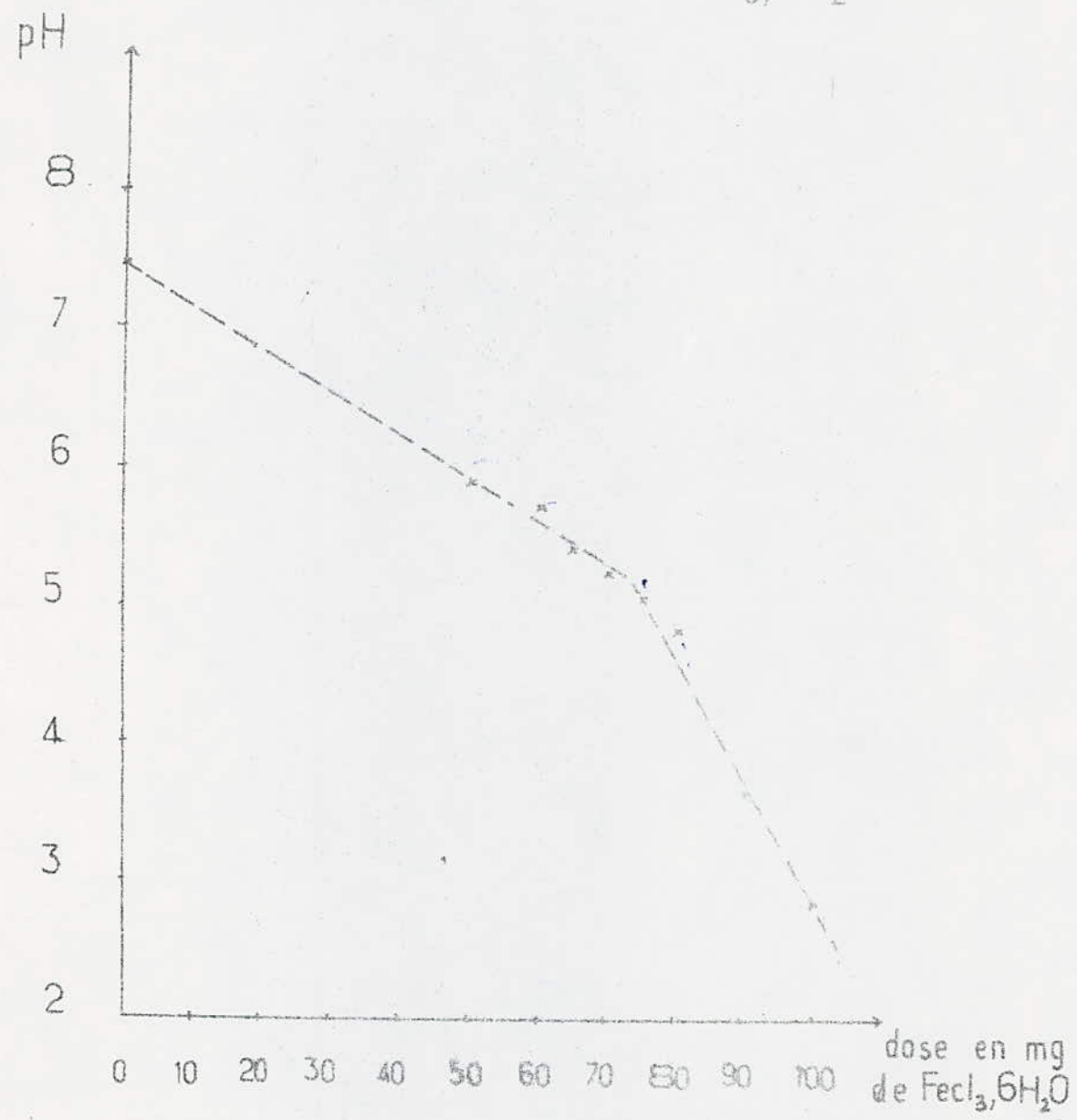


FIGURE 2

b) EAU TRAITÉE AVEC $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

TABLEAU 3 Variation de la densité optique et du pH des échantillons en fonction du taux de coagulant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

Taux de coagulant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ mg/l	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
0	0,537	0	0	7,45
50	0,432	0,105	19,55	6,58
60	0,324	0,213	39,66	6,49
70	0,293	0,244	45,81	6,32
80	0,246	0,291	54,18	6,21
90	0,192	0,345	64,43	6,01
100	0,170	0,367	68,34	5,62

L'examen de ce tableau montre que le domaine d'efficacité de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ est compris entre 90 et 100 mg/l

Afin de préciser la valeur optimale de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$, nous avons refait les mêmes expériences dans un intervalle restreint.

Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 4

TABLEAU 4

Taux de coagulant $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ mg/l	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
90	0,192	0,345	64,43	6,01
92,50	0,163	0,374	69,64	5,831
95	0,151	0,386	71,88	5,77
97,50	0,138	0,399	74,30	5,69
100	0,170	0,367	68,34	5,62

Le taux de coagulant ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) donnant un maximum d'élimination de la couleur est de 97,5 mg/l ; l'efficacité étant de 74,30%

Nous avons représenté respectivement sur les figures 3 et 4, la variation de la couleur et du pH de l'échantillon en fonction du taux de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

COURBE REPRESENTANT L'ELIMINATION
DE LA COULEUR EN FONCTION DE LA
DOSE DE $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

Elimination de la
couleur en %

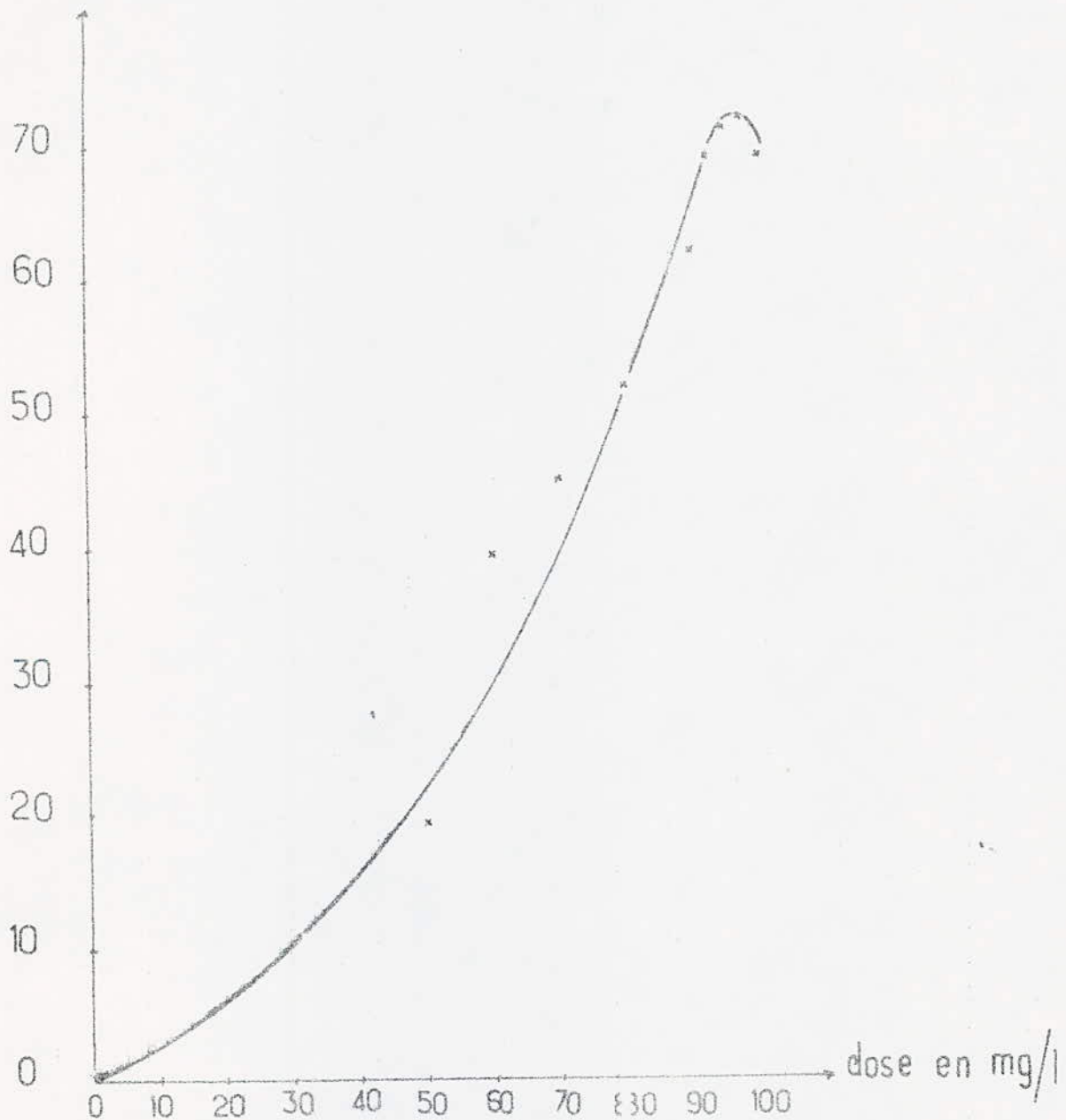


FIGURE 3

Courbe de variation du pH en
fonction de la dose de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

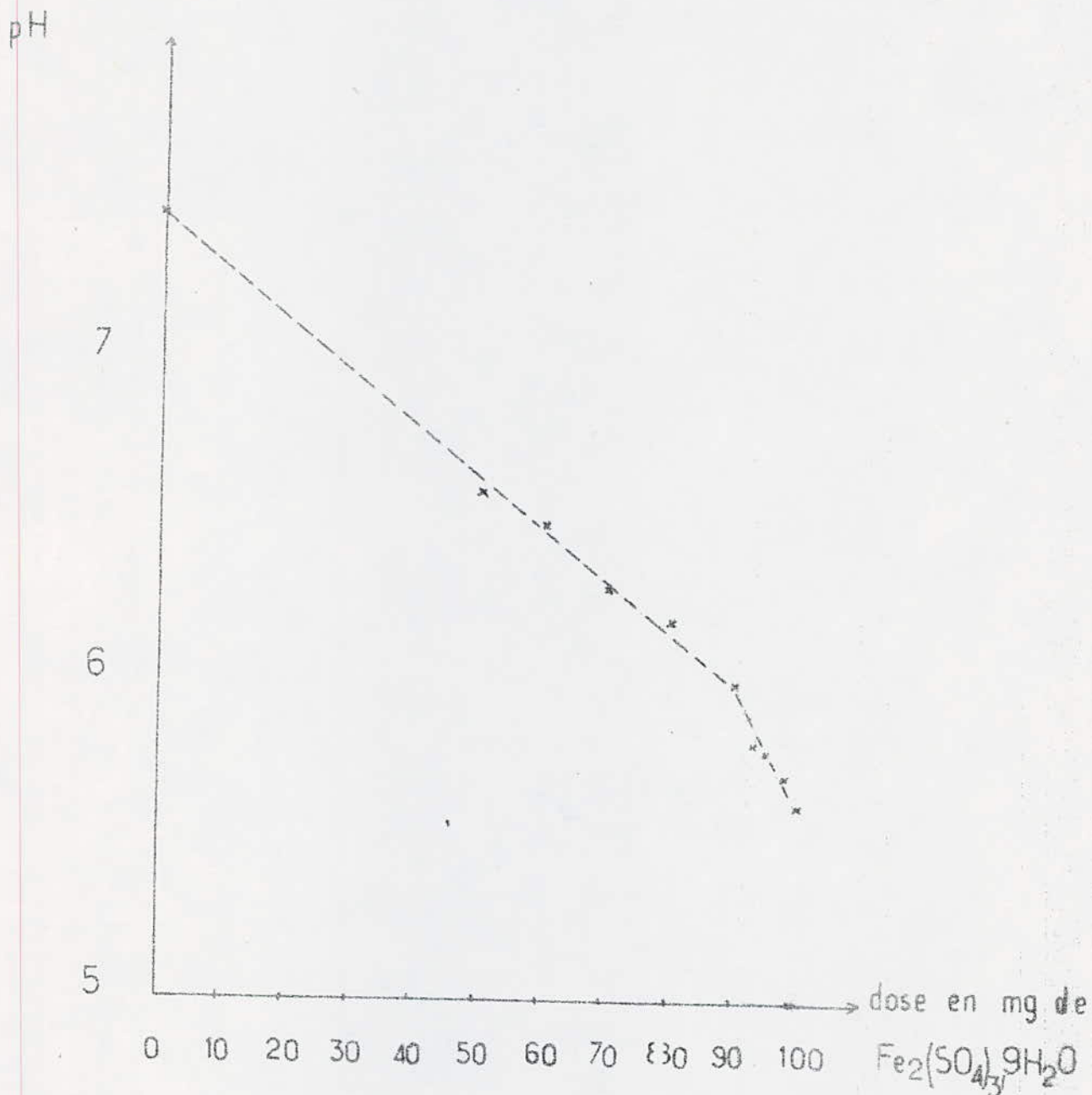


FIGURE 4

c) EAU TRAITÉE AVEC $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

TABLEAU 5

Taux de coagulant $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ mg/l	Densité optique	Elimination de la densité optique	Elimination de la densité optique en %	pH
0	0,537	0	0	7,45
50	0,374	0,163	30,35	6,67
60	0,344	0,193	35,94	6,54
70	0,322	0,215	40,03	6,41
80	0,290	0,247	45,99	6,34
90	0,192	0,345	65,24	6,12
100	0,239	0,298	55,49	5,85

Le domaine d'efficacité maximale pour $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ est compris entre 80 et 100 mg/l

Afin de préciser la valeur optimale de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, nous avons refait les mêmes expériences dans un intervalle restreint.

Les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 6

TABLEAU 6

Taux de coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ mg/l	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
80	0,290	0,247	45,99	6,34
85	0,222	0,315	53,65	6,21
90	0,192	0,345	65,24	6,12
95	0,211	0,326	60,70	6,01
100	0,239	0,298	55,49	5,85

Le taux de coagulant ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) donnant un maximum d'élimination de la couleur est de 90 mg/l, l'efficacité étant de 65,24%

les figures 5 et 6 représentent respectivement la variation de la couleur et du pH de l'échantillon en fonction du taux de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$

Elimination de la
couleur en %

COURBE REPRESENTANT L'ELIMINATION
DE LA COULEUR EN FONCTION DE LA
DOSE DE $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

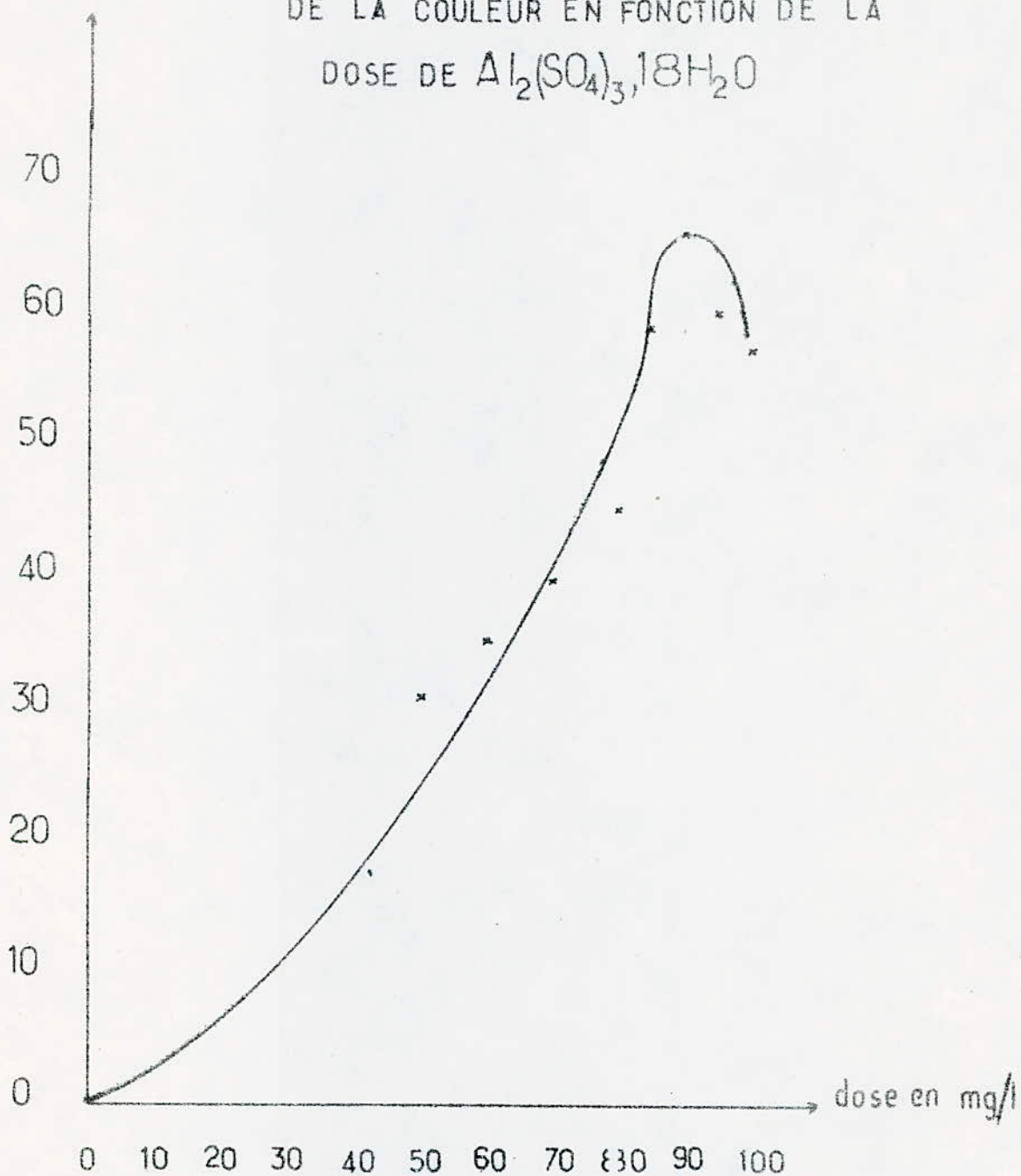


FIGURE 5

Courbe de variation du pH en
fonction de la dose de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_{13/4} \cdot 18\text{H}_2\text{O}$

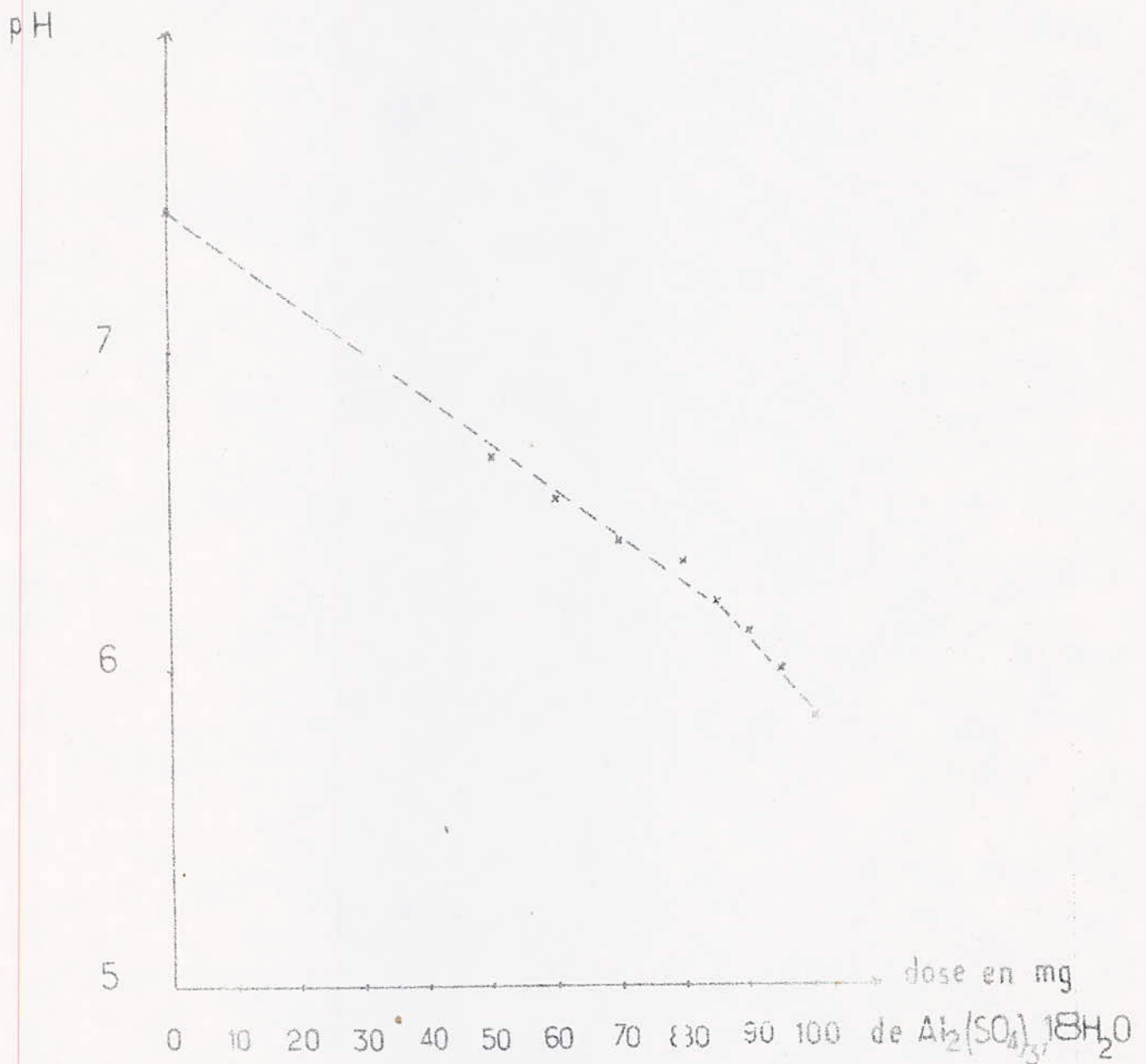


FIGURE 6

III. 13) ELIMINATION DE LA DBO, DCO ET DES MES

Nous avons porté dans le tableau ci-après l'ensemble des résultats obtenus en utilisant la dose optimale pour chacun des coagulants.

TABLEAU 7 Comparaison des trois coagulants testés

COAGULANT UTILISÉ		$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$
DOSE OPTIMALE en mg		75	90	97,5
PH DE L'ÉCHANTILLON		5,11	6,12	5,69
EFFICACITÉ DU TRAITEMENT	Elimination de la couleur en %	71,5	65,2	74,3
	Teneur en matières en suspension (M.E.S)	90	53	30
	Elimination des M.E.S en %	81	88,8	93,7
	D.C.O de l'échantillon après traitement mg/l O_2	496	450	404
	Elimination de la D.C.O en %	56,7	60,7	64,7
	D.B.O de l'échantillon après traitement mg/l O_2	324	356	300
	Elimination de la D.B.O en %	43,5	37,8	47,6

L'examen des valeurs de ce tableau montre que, de ces trois coagulants, le sulfate ferrique est de loin le meilleur donnant un rendement épuratoire supérieur et ce, eu égard aux pourcentage d'élimination des quatre critères choisis.

Il est à noter cependant que l'élimination de la D.B.O n'atteint pas 50% ; ce rendement peu élevé est probablement dû à la nature de l'échantillon traité .

En effet l'eau de l'oued EL-Harrach est une eau résiduaire mixte, une part notable de la D.B.O pourrait être sous forme dissoute, de sorte que le traitement par coagulation n'élimine pas cette forme de D.B.O .

Ces résultats observés avec le sulfate ferrique pourraient s'expliquer par la plus grande stabilité du coagulant au pH de 5,7 correspondant à un minimum de solubilité conférant ainsi à cette coagulation un caractère presque parfait .

IV) LA FLOCCULATION

La formation du floc est amorcé par l'existence d'un agent coagulant dans l'échantillon. Afin d'accroître son volume et son poids, il est parfois nécessaire d'ajouter à l'échantillon un adjuvant de coagulation ou flocculant favorisant par la même, la cinétique de la réaction de flocculation et la qualité du floc.

Parmi les flocculants, nous avons choisi le charbon actif tant pour améliorer la flocculation, qu'élever le pH de notre échantillon traité.

1) MISE EN ŒUVRE DE LA FLOCCULATION

Le flocculant est introduit après la phase d'agitation rapide (15 secondes) de notre échantillon à traiter avec le coagulant.

Après 20 minutes d'agitation lente et décantation, les turbidités résiduelles et les pH sont mesurés.

Le protocole opératoire est le suivant:

A un litre d'eau à analyser, nous ajoutons la dose optimale déterminée précédemment.

Cette eau est soumise à agitation rapide (environ 100 tours/mn) durant quinze secondes, puis la vitesse d'agitation étant ramenée à 10 tours/mn, nous ajoutons des quantités croissantes comprises entre 0 et 15 mg de flocculant.

La phase de coalescence dure 15 minutes; après quoi l'agitation est arrêtée; le floc ayant décanté durant 20 minutes, une partie aliquote de surnageant est prélevée au moyen d'une pipette à environ 2 cm de profondeur en vue d'être analysée.

2) CARACTERISTIQUES DE L'EAU BRUTE

Un deuxième échantillon a été prélevé en date du 26/11/85, a subi les mêmes traitements et analyses.

Ses caractéristiques physico-chimiques sont les suivantes :

TEMPERATURE	14,9°C
COULEUR ($\lambda = 350 \text{ nm}$)	0,837
CONDUCTIVITE	$1,463 \cdot 10^{-3} \text{ S/m}$
pH	7,18
MES	145 mg/l
DCO	988 mg/l O_2
DBO	520 mg/l O_2

Nous présentons quelques caractéristiques des charbons utilisés comme flocculants :

- Charbon actif en poudre (MERCK)

le charbon est d'origine végétale, il se présente sous forme de grains de dimensions comprises entre 10 et 50 μm .

- Charbon actif en grains (MERCK)

Il est également d'origine végétale et se présente sous forme de billes sphériques d'environ 2 mm de diamètre

Les caractéristiques sorptives des charbons actifs sont intimement liées à leur surface spécifique pouvant atteindre 1000 m^2/gr ; cette surface énorme résulte en fait de l'existence d'une surface interne considérable possédant un nombre extrêmement grand de capillaires fins (micropores) et de petits canaux (macropores) [6]

Les mécanismes d'adsorption se déroulent à la surface du charbon actif de la façon suivante: les centres actifs du charbon rivalisent avec le solvant pour s'associer à la substance tentant de briser l'association substance dissoute - solvant et d'établir une association substance dissoute - substrat solide [11]

V) EXPÉRIENCES ET RÉSULTATS

Les essais de floculation ont porté principalement sur l'élimination de la couleur de l'échantillon et l'évolution de son pH.

Aussi nous présentons dans les tableaux suivants, les résultats obtenus pour chacun des coagulants testés additionnés de charbon actif en poudre qu'en grains.

TABLEAU 7

Eau traitée avec $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 75 mg/l^e
additionnée de charbon actif en poudre

Dose de charbon actif en mg	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
0	0,281	0,656	78,4	5,19
5	0,158	0,679	81,1	6,99
10	0,165	0,672	80,3	7,01
15	0,167	0,670	80	7,03

TABLEAU 8

Eau traitée avec $Al_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$: 90 mg/l
additionnée de charbon actif en poudre

Dose de charbon actif mg	Densité optique	Elimination de la densité optique	Elimination de la densité optique en %	pH
0	0,254	0,583	69,7	6,24
5	0,241	0,596	71,2	7,03
10	0,246	0,591	70,6	7,05
15	0,247	0,590	70,6	7,06

TABLEAU 9

Eau traitée avec $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$: 93,5 mg/l
additionnée de charbon actif en poudre

Dose de charbon actif en mg	Densité optique	Elimination de la densité optique	Elimination de la densité optique en %	pH
0	0,157	0,6130	83,4	5,27
5	0,0831	0,751	86,7	7,01
10	0,141	0,696	83,2	7,04
15	0,145	0,692	82,83	7,05

L'examen des valeurs de ces tableaux montre que le domaine d'efficacité accrue du flocculant se situe entre 0 et 5 mg.

Aussi nous avons répété les expériences en limitant l'intervalle de charbon ajouté à 5 mg.

Nous présentons dans le tableau 10 les résultats obtenus

TABLEAU 10

Variation du pH des échantillons traités en fonction de la quantité de charbon en poudre ajouté

Echantillon traité avec 75 mg/l de $FeCl_3 \cdot 6H_2O$		Echantillon traité avec 90 mg/l de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$		Echantillon traité avec 97,5 mg/l de $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	
Dose de charbon actif en mg	pH	Dose de charbon actif en mg	pH	Dose de charbon actif en mg	pH
0	5,19	0	6,24	0	5,27
0,5	6,33	0,5	6,78	0,5	6,43
1	6,64	1	6,88	1	6,68
1,5	6,71	1,5	6,92	1,5	6,75
2	6,82	2	6,95	2	6,81
2,5	6,89	2,5	6,98	2,5	6,87
3	6,91	3	6,99	3	6,92
3,5	6,93	3,5	7,01	3,5	6,94
4	6,94	4	7,02	4	6,97
4,5	6,96	4,5	7,03	4,5	7
5	6,99	5	7,03	5	7,01

L'on constate qu'une dose de 2,5 mg de charbon suffit à rétablir un pH voisin de 7 tout en améliorant l'efficacité du traitement en considérant le critère d'élimination de la couleur.

Variation du pH de l'échantillon traité
avec 75mg/l de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

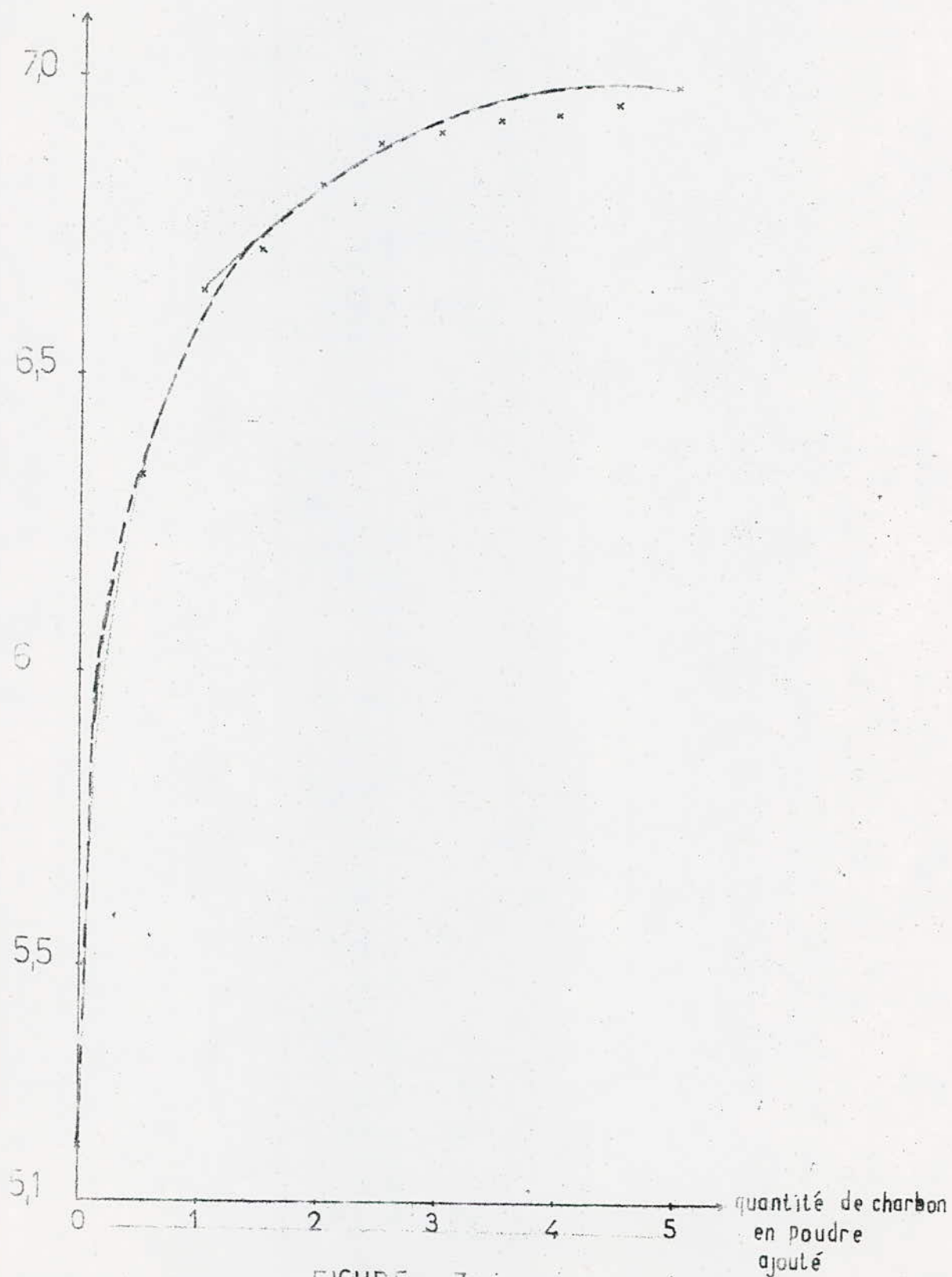


FIGURE 7

Variation du pH de l'échantillon traité
avec 90mg/l de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

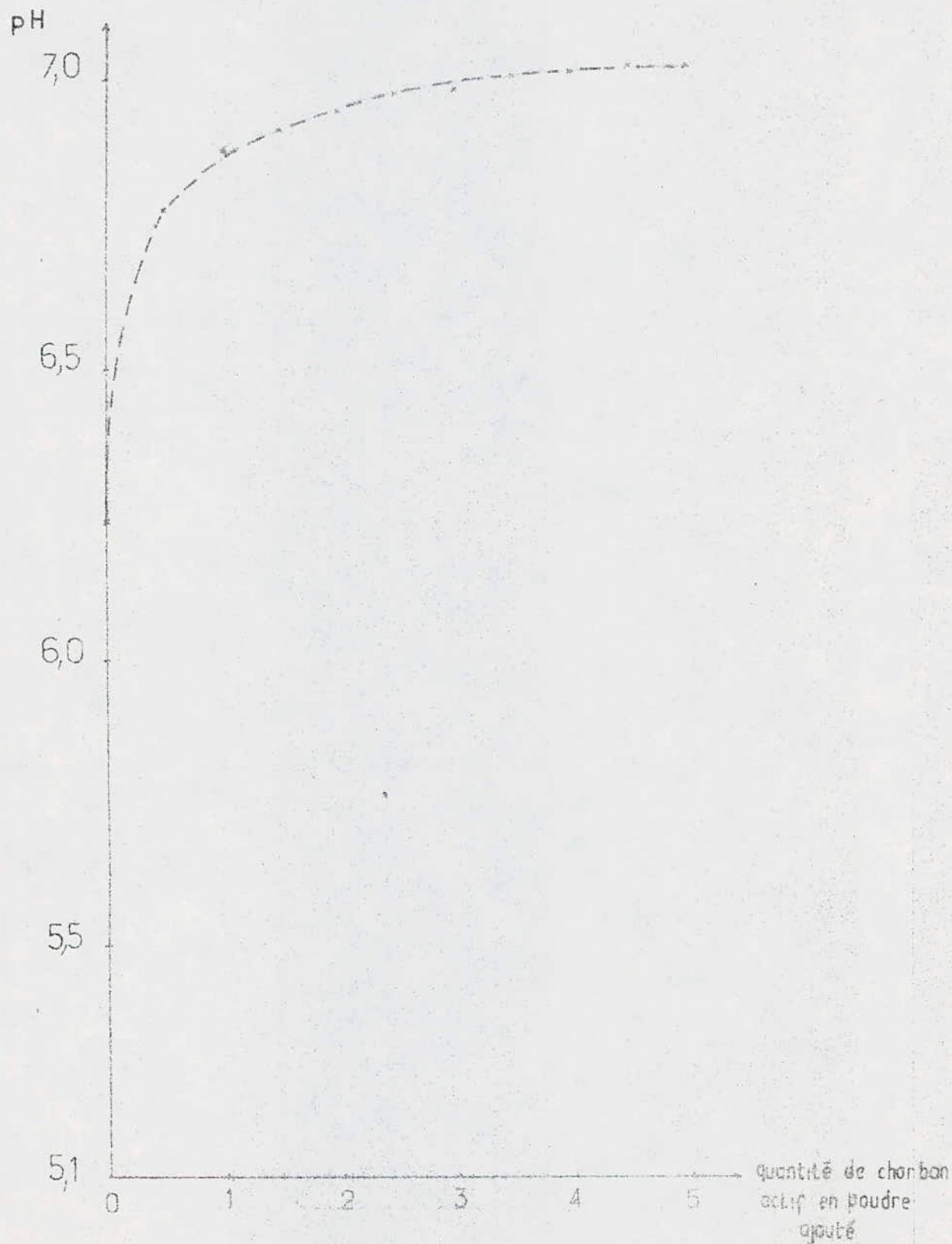


FIGURE 83

Variation du pH de l'échantillon traité
avec 97,5 mg/l de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

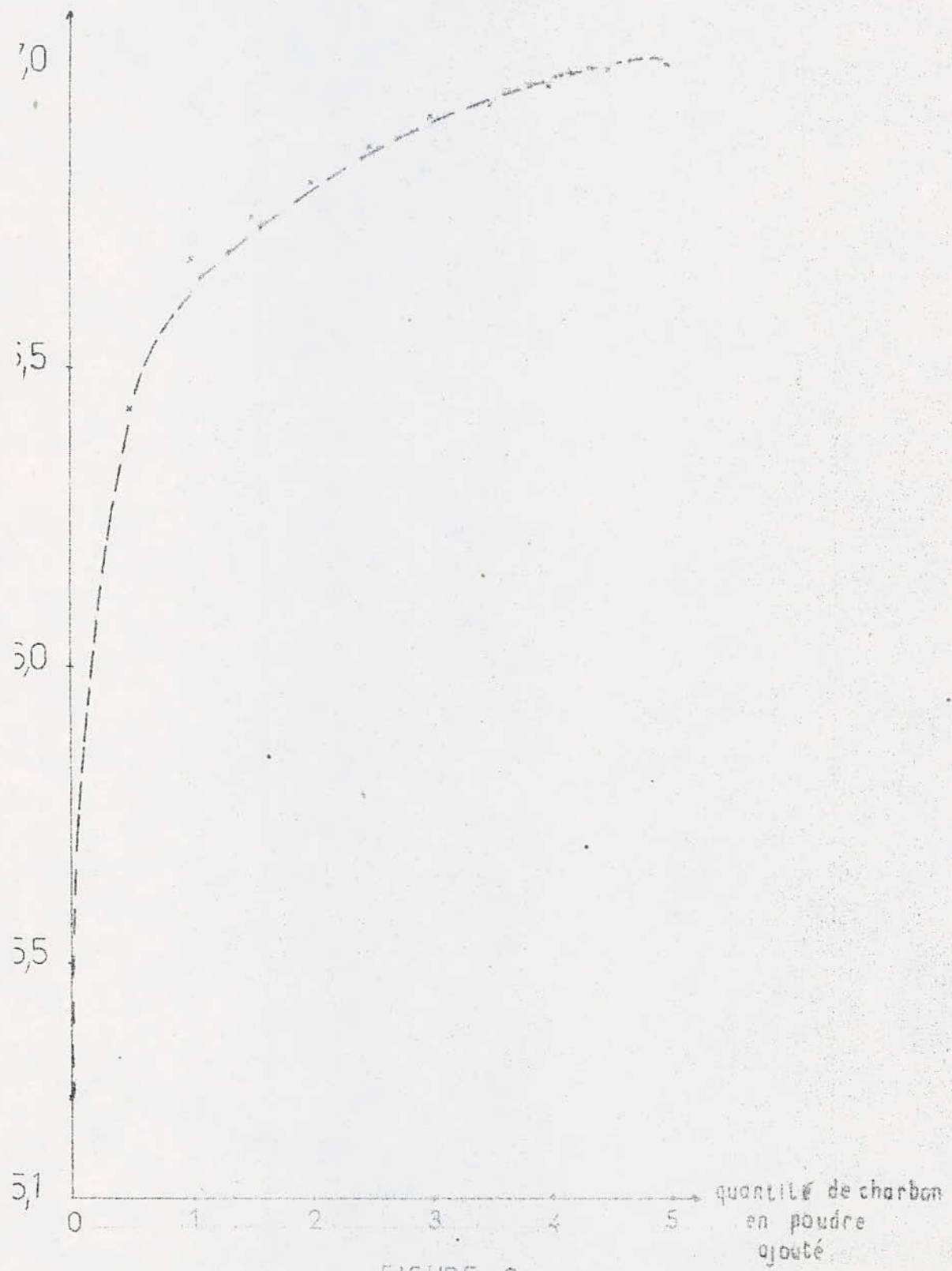


FIGURE 9

TABLEAU 11

Résultats optima du traitement coagulation-floculation

	Dose de charbon actif en mg	Densité optique	Élimination de la densité optique	Élimination de la densité optique en %	pH
Echantillon traité avec $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 75 mg/l	2,5	0,161	0,676	80,9	6,89
Echantillon traité avec $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 90 mg/l	2,5	0,246	0,591	70,6	6,98
Echantillon traité avec $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 97,5 mg/l	2,5	0,125	0,712	85,8	6,87

TABLEAU 12

Variation du pH en fonction de la quantité de charbon actif en grains employée

Dose de charbon utilisé mg	pH de l'eau traitée avec $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} : 75 \text{ mg/l}$	pH de l'eau traitée avec $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O} : 90 \text{ mg/l}$	pH de l'eau traitée avec $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O} : 97,5 \text{ mg/l}$
0	5,19	6,24	5,27
5	5,93	6,63	5,99
10	6,24	6,77	6,21
15	6,41	6,87	6,38
20	6,72	6,90	6,74
25	6,81	6,93	6,83
30	6,83	6,95	6,92

N.B : La couleur de l'échantillon persiste.

Nous remarquons que le charbon actif en grains ne permet donc pas, d'améliorer l'élimination de la couleur, ni même d'ajuster le pH avec quantités raisonnables.

Conclusion Générale

Cette étude nous a permis de comparer l'utilisation de 3 coagulants associés à des adjuvants de floculation.

Les résultats de la première partie ont montré les avantages certains dans l'utilisation du sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ en tant que coagulant.

L'élimination de la couleur est de l'ordre de 75%, des MES de 94% de la DCO de 65% et de la DBO de 48%

De plus l'élimination des odeurs avantage nettement le sulfate ferrique ; les résultats nous ont permis d'atteindre par ailleurs les doses optimales de réactifs

$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$: 75 mg/l

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 90 mg/l

$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 97,5 mg/l

L'addition du charbon actif en poudre a non seulement amélioré les performances épuratoires des coagulants, mais a permis également d'ajuster le pH final des échantillons traités.

L'analyse de ces résultats est encourageante dans la mesure où pourrait se dégager une perspective d'utilisation de l'essai "jar test" dans le traitement des eaux.

ANNEXES'

Annexe ↑

Méthodes photométriques [10]

Toutes les méthodes photométriques sont basées sur l'intervention de l'énergie rayonnante (ou radiante) avec la matière. La photométrie est en fait, une mesure directe de la proportion d'énergie rayonnante absorbée par l'échantillon.

Une radiation électromagnétique est caractérisée soit, par sa longueur d'onde (λ), soit par l'énergie associée aux photons correspondants ($h\nu$).

Le spectre électromagnétique complet est divisé en régions spectrales de limites assez floues, selon la valeur de cette énergie et s'étend des rayons γ jusqu'aux ondes kilométriques; en analyse de l'eau, on travaille principalement dans le spectre du visible ($400 < \lambda < 750 \text{ nm}$) dans l'ultra-violet ($\lambda < 400 \text{ nm}$) ou dans le proche infra-rouge dont la longueur d'onde λ est située entre 750 et 2500 nm

Dans les molécules comme dans les atomes, on admet, qu'il existe des niveaux d'énergie successifs, discontinus et en nombre limité.

L'absorption d'une radiation d'une fréquence ν n'est possible que si l'énergie qui lui est associée correspond à la différence d'énergie entre

2 niveaux

$$\Delta W = E_1 - E_0 = h\nu \quad (h: \text{constante de Planck})$$

La molécule (ou l'atome) passe alors à un état excité (E_1)

Le retour à l'état fondamental (E_0) d'énergie minimum correspond

correspond à la restitution de cette énergie généralement avec émission d'une radiation.

L'étude des radiations émises (ou spectre d'émission) renseigne sur la nature de l'élément considéré, puisque les niveaux d'énergie (E_0, E_1, E_2) et les transitions entre eux sont caractéristiques; de plus, il n'y a qu'un nombre limité de transitions permises.

Dans le visible, les transitions qui peuvent avoir lieu se font entre niveaux d'énergie électroniques.

La fréquence (ou la longueur d'onde λ) à laquelle une substance absorbe est donc caractéristique. C'est ce phénomène d'absorption sélective qui est utilisé en analyse, soit pour les substances colorées (complexes ou autres) et qui absorbent donc certaines radiations visibles, soit pour des substances incolores, mais qui ont la propriété d'absorber dans l'U.V ou l'I.R.

La première étape d'un dosage photométrique consiste à déterminer la longueur d'onde spécifique correspondant à une absorption maximale

Il s'agit ensuite de mesurer la fraction d'énergie (ou d'intensité)

lumineuse absorbée par l'échantillon; or d'après la loi de BEER,

l'intensité d'une radiation monochromatique décroît exponentiellement avec la concentration d'un corps absorbant pour une épaisseur déterminée de l'échantillon

$$I_p = I_0 \exp^{-kc}$$

I_0 est l'intensité de la lumière avant traversée de l'échantillon

I_t : celle de la lumière transmise.

c : concentration de la substance absorbante.

Nous pouvons également écrire

$$\text{Log} \frac{I_0}{I_t} = k.c$$

Le rapport $\frac{I_t}{I_0}$ est la transmission, on l'exprime en pourcent

La grandeur $\text{Log} \frac{I_0}{I_t}$ ou absorbance (Abs) présente l'avantage d'augmenter linéairement avec la concentration

$$\text{Abs} = k.c$$

LOI DE BEER - LAMBERT

L'intensité d'une radiation monochromatique décroît exponentiellement avec l'épaisseur (b) d'échantillon traversé pour une concentration (c) déterminée du corps absorbant

$$I_t = I_0 \exp^{-K.b}$$

$$\text{soit } \text{Log} \frac{I_0}{I_t} = \text{Abs} = K'.b$$

Cette relation plus connue sous le nom de loi de BEER-LAMBERT

s'écrit $\text{Abs} = a_\lambda . b . c$ où a_λ désigne le coefficient d'absorption ou d'extinction; sa valeur dépend :

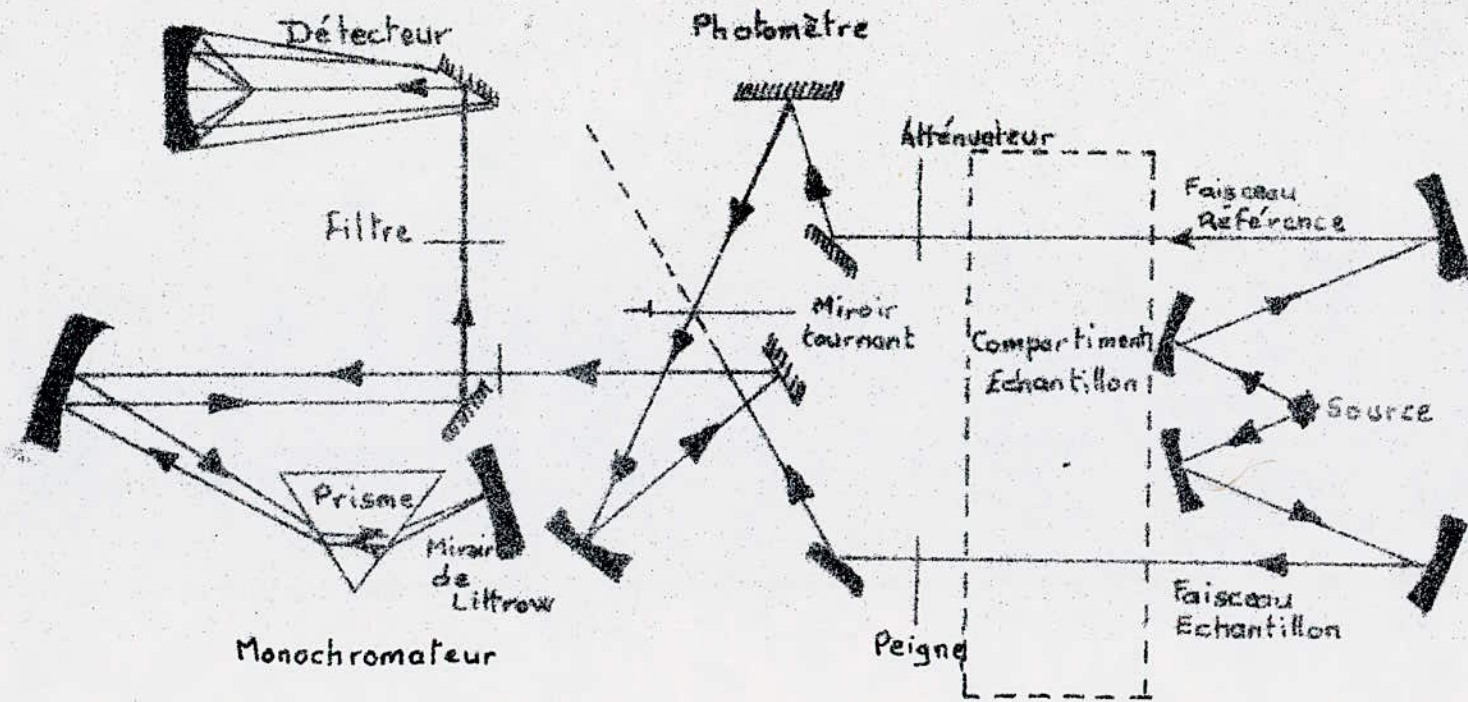
... de la longueur d'onde

de la nature de la substance absorbante

des unités utilisées pour exprimer (b) et (c)

Souvent, (b) est exprimé en cm et (c) en g/l; quand la concentration est exprimée en mol/l, a_λ est appelé coefficient d'absorption molaire et on le symbolise par ϵ .

Schéma d'un spectrophotomètre "UV-Visible-IR."



Annexe 2

DETERMINATION DE LA TENEUR EN MATIÈRES EN SUSPENSION [9]

a) Matériel utilisé

papier filtre

balance analytique (précision: 0,1 mg)

Etuve réglée à 105°C

dessicateur

appareil de filtration: buchner relié à un dispositif
d'aspiration

b) Mode opératoire

Laver au préalable le papier filtre à l'eau distillée, le sécher à l'étuve et le peser une fois refroidi dans le dessicateur, jusqu'à obtention d'un poids constant.

Insérer le papier filtre dans le système de filtration.

Verser l'échantillon et les 10 ml d'eau distillée ayant servi au rinçage de la fiole, sur le papier filtre. Laisser essorer et faire sécher le filtre à l'étuve. Enfin après refroidissement dans le dessicateur, le peser jusqu'à poids constant.

c) Expression des résultats

La teneur en matières en suspension de l'échantillon exprimée en mg/l s'obtient par l'expression :

$$\frac{M_1 - M_0}{V} \times 1000$$

où M_0 et M_1 désignent respectivement le poids en mg du papier filtre avant et après utilisation, et V le volume de l'échantillon utilisé en ml.

Exemple de calcul d'efficacité du traitement

l'échantillon est traité avec 97,5 mg/l de $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$.

nous avons $M_0 = 25,4548$ gr $V = 100$ ml
 $M_1 = 25,4578$ gr

La teneur T en M.E.S est $T = \frac{M_1 - M_0 \times 1000}{100} = 0,03$ g/l = 30 mg/l.

La quantité de M.E.S éliminée est donc

$$475 - 30 = 445 \text{ mg}$$

l'efficacité du traitement en % est.

$$\frac{445 \times 100}{475} = 93,7\%$$

Pour l'échantillon traité avec $Al_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$, nous avons obtenu

$$M_0 = 25,4042 \text{ gr}$$

$$M_1 = 25,4572 \text{ gr}$$

Quant à l'échantillon traité avec $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, nous avons obtenu

$$M_0 = 25,4485 \text{ gr}$$

$$M_1 = 25,4575 \text{ gr}$$

c) Expression des résultats

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligrammes d'oxygène par litre est égale à

$$\frac{8000(V_0 - V_1) \times T}{V} \quad \text{ou}$$

V_0 et V_1 désignent respectivement le volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage de l'essai à blanc et de l'échantillon.

T : le titre de la solution de fer et d'ammonium

V : le volume de la prise d'essai.

Exemple de calcul de l'efficacité du traitement.

L'échantillon est traité avec 97,5 mg/l de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$

nous avons : $V_0 = 25,45 \text{ ml}$; $V_1 = 15,33 \text{ ml}$; $V = 50 \text{ ml}$; $T = 0,25$

La DCO de l'échantillon est égale à $\frac{8000(25,45 - 15,33) \times 0,25}{50} = 404 \text{ mg/l } \text{O}_2$.

La DCO éliminée est donc : $1145 - 404 = 741 \text{ mg/l } \text{O}_2$.

l'efficacité du traitement est donc $\frac{741 \times 100}{1145} = 64,7\%$

Pour l'échantillon traité avec $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, nous avons

$V_0 = 25,65 \text{ ml}$; $V_1 = 15,40 \text{ ml}$; $V = 50 \text{ ml}$; $T = 0,25$

Quant à l'échantillon traité avec $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, nous avons

$V_0 = 25,5 \text{ ml}$; $V_1 = 12,55 \text{ ml}$; $V = 50 \text{ ml}$; $T = 0,24$

Annexe 4

DETERMINATION DE LA DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (D.B.O) [6]

Méthode manométrique

Dans une enceinte hermétique, mettre à incuber l'échantillon agité en présence d'une atmosphère d'air. Les échanges gazeux sont contrôlés par fixation du CO_2 formé.

Vous pouvons ainsi enregistrer, soit une dépression (Respiromètre de Warburg et ses dérivés), soit une quantité d'oxygène fournie pour rétablir la pression initiale au fur et à mesure des besoins (Respiromètre de Sierp et dérivés). Ces méthodes permettent de tracer la courbe de consommation en fonction du temps. Elle ne représente le phénomène de rejet en rivière que si l'on prend soin de diluer au préalable les eaux étudiées dans la proportion du rejet.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] V. ALEXEEV ANALYSE QUALITATIVE, Edition MIR, 1980
- [2] V. ALEXEEV ANALYSE QUANTITATIVE, Edition MIR 1980
- [3] J.P. BECHAC - P. BOUTIN - B. MERCIER - P. NUER
TRAITEMENT DES EAUX USEES, EYROLLES, 1984
- [4] DEGREMONT MEMENTO TECHNIQUE DE L'EAU, 1978
- [5] A. GAID EPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX USEES
URBAINES. Tome 1,2. O.P.U 1984
- [6] S. JANKOVIC, MANUEL DE CHIMIE DE
L'ENVIRONNEMENT, OMS 1974
- [7] B.H. MAHAN CHIMIE, INTEREDITIONS, 1977
- [8] F. MEINCK - M. STOFF - H. KOHLSCHUTER, LES EAUX
RESIDUAIRES INDUSTRIELLES, MASSON 1980
- [9] J. RODIER L'ANALYSE DE L'EAU, DUNOD 1978
- [10] M. TARDAT-HENRY, J. P. BEAUDRY, CHIMIE DES EAUX
LE GRIFFON D'ARGILE INC 1984
- [11] R. THOMAZEAU STATIONS D'EPURATION
TECHNIQUE ET DOCUMENTATION 1981
- [12] F. FIESSINGER COAGULATION TSM de l'eau, V3 pp E₁-E₅ avril 1976
- [13] P. SCHAEFLE SULFATE FERREUX ET CHLOROSULFATE
FERRIQUE DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU
TSM de l'eau pp 45 mars 830

[14] J. VIGOURET · LE POTENTIEL ZÊTA ET SON APPLICATION
DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU

TSM de l'eau N°3 V3 pp 92

