

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE - المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

DEPARTEMENT Génie de l'environnement.

PROJET DE FIN D'ETUDES

SUJET

Etude de la substitution de l'AsP₆
Par la silice activée et la Bentonite
dans le traitement des eaux du
Barrage " Ghrib " .

Proposé par :

M^r Rehi . R .

Etudié par :

M^r Lazergui . R .

M^r Boughedooui . M .

Dirigé par :

M^r Rehi . R (ing / Mg) .

M^{me} Bauchetaoui . S (ing) .

PROMOTION

Juin 1987 .

Je dédie ce modeste travail à :

- mon père
- ma mère
- mes frères (ABDENNOUR, NOUREDDINE, SAMIR)
- mes cousins et neveux
- mes cousines et nièces (surtout Fadhila et Farida)
- tous les membres de la famille (surtout ma grand-mère Hadja Cherifa)
- mes amis (es) de loin ou de près

RACHDI

REMERCIEMENTS

Nous tenons à exprimer notre profonde reconnaissance à :

Mme BOUCHTAOUI S. qui n'a ménagé ni son temps ni ses talents pour nous apporter son aide précieuse avec conscience, patience et dévouement. Madame a émis des suggestions intéressantes qui nous ont été fort utiles dans la préparation des différents chapitres.

Ainsi qu'à Mr REHI R. (ex.vice directeur général de l'ENFR) qui a bien voulu nous apporter sa longue expérience, son extrême compétence dans l'industrie du traitement des eaux et sa collaboration dans l'harmonisation de l'ensemble de cette thèse.

Nous remercions aussi le chef de département du Génie de l'environnement pour ses nombreux conseils et explications qu'il nous a apporté le long de cette étude.

Que Mr DOWGIALLO A. trouve ici un témoignage sincère de notre profonde gratitude pour toute son aide.

Nos remerciements s'adressent à tous ceux qui ont contribué à l'élaboration de ce travail :

- Mme AHMED-ZAID F.
- Mr AMAMRI O.
- Mr AMARA K.
- Mr AMEUR A.
- Mlle ARRAR D.
- Mr AZINE N.
- Mr BENALLEL M.
- Mr BENAZZOUC R.
- Mr BERKANI D.E.
- Mr & Mme BOUDJELLOUA E.H.
- Mr BOUGUERRA K.
- Mlle BOUZIANE L.
- Mr HADJI R.

- Mr KALLA S.
- Mr KOLLI R.
- Mr LOUNACI A.
- Mr NEBROUK N.
- Mr NAMANE A.
- Mr SAIT K.
- Mr SIDI MOUSSA F.
- Mlle YAICI W.

- A.F.E.E. à Paris (Mme Laurence).
- EPEM à Médéa.
- INRH à Alger.
- personnel de la station du GHRIB.
- personnel de la bibliothèque de l'ENP.
- ENOF à Alger.
- EDIC à Alger.
- Service des douanes à Alger.

الموضوع: دراسة تعويض ال ASP 6 بالسليس المنشطة والنتونيت الملصال
في تطهير مياه سد غريبه

ملخص: يجدر أن ندرس عملية تصفية مياه سد غريبه لايجاد أحسن
طريقة للمعالجة، لإزالة المادة الملجانسة للفراء الهلامى
وهذا بواسطة الجارتلاست معويضين ال ASP 6 بالنتونيت
(الصلال) مركبة مع السليس المنشطة وهذه العملية أكثر اقتصاديا
ولم تكن نتائج محاولات تثبيت شاردة الكلور على النتونيت ايجابية.

Subject : Substitution design of AsP_6 by the activated silica and bentonite for the Ghrib dam waters treatment .

Summary : We studied the Ghrib dam waters clarification to reach the optimum coagulation-flocculation treatment using a jar-test, with a substitution of AsP_6 by activated silica combined with bentonite which are inexpensive .The chloride fixing tests on bentonite were non conclusive .

Sujet : Etude de la substitution de l' AsP_6 par la silice activée et la bentonite dans le traitement des eaux de barrage du Ghrib.

Résumé : Il s'agit d'étudier la clarification des eaux de barrage du Ghrib afin d'optimiser le traitement de coagulation-flocculation à l'aide du jar-test, en substituant l' AsP_6 par la silice activée combinée à la bentonite qui sont beaucoup moins chers. Les essais de fixation des chlorures sur la bentonite n'ont pas été concluants.

TABLE DES MATIERES

	Pages
CHAPITRE I INTRODUCTION	1
CHAPITRE II GENERALITES SUR LES EAUX POTABLES	2
CHAPITRE III THEORIE DE LA COAGULATION-FLOCULATION	17
CHAPITRE IV DECANTATION	32
CHAPITRE V FILTRATION	35
CHAPITRE VI DESINFECTION	39
CHAPITRE VII LE JAR-TEST ET SON INTERET	41
CHAPITRE VIII STATION DE TRAITEMENT DES EAUX DE GERIE	46
CHAPITRE IX ETUDE DE LA FIXATION DES CHLORURES PAR LA BENTONITE	61
CHAPITRE X ESSAI DE FLOCULATION DE LA BENTONITE	65
CHAPITRE XI OPTIMISATION DU TRAITEMENT	71
RECOMMANDATIONS	86
CONCLUSION GENERALE	87
ANNEKES	89
BIBLIOGRAPHIE	92

CHAPITRE PREMIER

Introduction

A une période où notre pays fait de grands efforts pour satisfaire la demande quantitative en eau, le besoin d'avoir une eau de qualité se fait sentir de plus en plus.

L'aspect qualitatif de l'eau, à usage domestique ou industrielle, était bien souvent éclipsé par la priorité absolue donnée aux investissements de forage et de réalisations de retenues d'eau.

Cependant, on assiste actuellement à la réalisation de plusieurs stations de traitement d'eau potable à travers le pays (Annaba, Jijel, Mohammédia, Médéa, ...) ainsi que plusieurs autres qui sont soit en cours de réalisation soit en projet.

A la station de GHRIB, c'est un traitement de coagulation-floculation qui est effectué, utilisant le sulfate d'alumine et l'AsP₆ comme réactifs qui sont importés.

Pour réduire les dépenses de l'état à l'étranger, l'ingénieur de l'environnement est tenu à utiliser, pour toute production, des produits locaux au maximum.

Dans cet ordre d'idée, on se propose dans cette étude de substituer l'AsP₆ par la silice activée et la bentonite, vu leur disponibilité en Algérie.

Ce présent mémoire se partage en deux parties:

* La première partie essentiellement théorique donne des généralités sur les eaux potables ainsi que quelques théories des traitements physico-chimiques des eaux.

* La deuxième partie expérimentale est consacrée à l'étude de la qualité des eaux brutes, l'opportunité d'utilisation de la bentonite dans le traitement d'eau potable et l'optimisation de ce traitement pour les eaux de barrage de GHRIB.

CHAPITRE DEUXIEME

Généralité sur les eaux potables

1- L'eau matrice de la vie.

" Dieu a créé tous les êtres vivants à partir de l'eau " ,le coran.

L'utilité de l'eau dans le métabolisme de tout organisme vivant est évidente à bien des égards et à des niveaux de complexité différents. L'eau est un réactif chimique, un bien inter-moléculaire et un environnement interne.

2- Cycle hydrologique et consommation d'eau.

La masse d'eau fraîche disponible ne représente que 0,003 % du total d'eau fraîche présente dans la biosphère. La majeure partie de la quantité restante étant concentrée au niveau des calottes glacières.

L'eau fraîche effectuée en une année environ 37 cycles d'évaporation-précipitation.

La consommation d'eau par personne n'a guère évolué (ou peu), par contre la révolution industrielle a entraîné un changement spectaculaire dans la consommation des eaux potables. C'est ce qui obligea l'homme à considérer l'eau comme une ressource qui a son prix.

3- Problème du manque d'eau.

Le problème du manque d'eau caractérise les pays en voie de développement, si ce n'est en quantité, c'est en qualité.

L'Algérie, touché par ce problème, a lancé un vaste programme pour la construction massive de retenues d'eau et ce à travers tout le territoire, en vue de satisfaire la demande en eau de l'agriculture, l'industrie et les ménages. Les ressources d'eau souterraines restent toujours insuffisantes.

Cependant, les eaux de barrages ne sont pas potables en général et nécessitent un traitement avant toute consommation humaine ou industrielle.

4- Historique du traitement d'eau de boisson.

Traiter l'eau avant de la consommer est un fait connu depuis très longtemps, avec des moyens qui n'ont jamais cessé d'évoluer jusqu'à nos jours.

A la plus haute antiquité, les égyptiens utilisaient la sédimentation pour la clarification de l'eau. Plus tard, Hippocrate décrivait les caractéristiques de l'eau potable.

Les deux savants arabes Geber Ibn Hayan et Ibn Sina ont abordé la filtration de l'eau potable. L'élimination des organismes pathogènes dans les eaux a débuté vers 1892 après que le Dr. KOCH R. ait découvert l'épidémie du choléra à Hambourg.

A l'aube du XX^e siècle, ce fut une véritable révolution dans le domaine du traitement de l'eau, surtout avec l'apport considérable du transfert de technologie permettant d'améliorer efficacement la qualité des eaux.

5- Qualités des eaux de boisson.

L'homme consomme en moyenne 1,5 à 2 l/j d'eau. Pour lui être utile, cette eau ne doit pas contenir des matières contaminantes préjudiciables à sa santé. En outre, elle doit comporter certains éléments entrant dans sa constitution physique.

5-1- Qualités physico-chimique.

L'eau potable doit être agréable à consommer, fraîche, incolore, limpide, inodore, riche en certains éléments minéraux et sans excès (Ca, Fe, P, Na, K, Mg, ..), exempte de toute substance toxique, pauvre en matières organiques. Généralement les eaux contiennent des substances indésirables ou toxiques d'origine industrielle ou naturelle, ce qui fait courir un risque pour la santé de l'homme. En fonction de leur nuisance, on peut les classer comme suit :

- * Les risques à moyen terme : toxicité des produits chimiques.
- * Les risques à long terme : c'est l'accumulation des métaux lourds, micro-polluants organiques et radioactivité globale dans les eaux.

Le tableau I indique les concentrations maximales admissibles de certains éléments toxiques dans l'eau potable selon la CEE .

5-2- Qualités bactériologiques .

L'absence de germes pathogènes doit être totale mais on admet la présence de la flore bactérienne intestinale à des concentrations minimales.

L'eau indispensable à la santé et l'hygiène de l'homme, peut être aussi à

Tableau I

Eléments toxiques ou indésirables dans l'eau potable. (1), (2).

Eléments	Symboles	CMA * (mg/l)
Aluminium	Al	0,200
Argent	Ag	0,010
Arsenic	As	0,050
Cadmium	Cd	0,005
Cyanure	Cn	0,050
Chrome	Cr	0,050
Cuivre	Cu	0,050
Fluor	F	1,500
Fer	Fe	0,200
Mercurure	Hg	0,001
Manganese	Mn	0,050
Nickel	Ni	0,050
Phosphore	P	2,000
Plomb	Pb	0,050
Antimoine	Sb	0,010
Sélénium	Se	0,010
Zinc	Zn	0,100
Radioactivité Alpha globale en pCi/l	α	3
Radioactivité Beta globale en pCi/l	β	30

* CMA : Concentration maximale admissible selon CEE .

l'origine de maladies de façon indirecte. Quelques maladies hydriques et les germes responsables de celles-ci sont données dans le tableau II .

Ce n'est qu'après un examen physico-chimique, bactériologique et vérification des conditions d'alimentation de l'eau que celle-ci devienne potable.

6- Normes des eaux de consommation.

Les normes légales relévant des autorités compétentes des états. Ainsi pour élaborer des normes (Tableau III) nationales relatives à l'eau de boisson inspirées des directives OMS, il convient de prendre en considération toutes sortes de conditions locales, géographiques, socio-économiques, alimentaires et industrielles.

Le tableau IV montre quelques différences dans les normes selon les pays et leur niveaux de vie.

Les normes ou directives OMS sont destinées principalement aux pays n'ayant pas les moyens de se fixer des normes dont la plupart sont des pays du tiers-monde .

Mais peut-on appliquer des normes (CEE, France,) établies pour des sociétés bien déterminées; à d'autres qui diffèrent par leur mode et niveau de vie, leur coutumes vis à vis de l'eau et leurs capacités et ressources technologiques?; c'est le problème posé par le corps médicale.

Ne peut-on pas penser à avoir des normes propres au monde arabo-musulman à une époque où ce dernier a les moyens matériels et humain pour ce faire?.

Il faut reconnaître que l'établissement de normes n'est pas chose aisée à réaliser et demande un investissement important.

Un tel investissement est-il nécessaire, sera-t-il rentable à l'heure actuelle ou dans un future proche?. C'est le genre de questions que poseront les législateurs et les économistes.

Par contre le besoin d'avoir des normes de rejet des eaux usées industrielles se fait sentir de plus en plus, car le développement de l'industrie engendre une pollution croissante .

Tableau II (3)

* Quelques maladies hydriques *

Organismes	Maladies	Principal site atteint
1- <u>Bactéries</u>		
Salmonella typhipara A,B,C	Fièvre typhoïde	
Salmonella choléraesvis	Fièvre entérique	Système gastro-intestinal
Salmonella entériditis	Gastro-entérique	
Vibrio cholerae	Choléra	Intestin
Escherichia coli	Gastro-entérites	Système gastro-intestinal
Mycobacterium tuberculosis	Tuberculose	Poumons
2- <u>Protozoaires</u>		
Entamoeba histolytica	Amibiase	Système gastro-intestinal
Naegleria gruberi	Méningite encéphalitique amibienne	Système nerveux central
3- <u>Vers parasites</u>		
Taenia saginata Ascaris lumbricoides schistosoma	Ascariase	Intestin grêle
Mansoni, japonica, haematobium	Schistosoma	Reins

Tableau III.(2)

Normes d'eau potable

Paramètres	Unités	O M S		C E E	
		C M S *	C M A **	C M S	C M A
matières solides totales	mg/l	500	1500		1500
Couleur	Pl-CO	5	50	5	20
Turbidité	J T U	0,1	0,5	0,1	0,3
pH		7-8,5	6,5-9,2	6,5-8,5	9,5
Fer	mg/l	0,1	1		0,3
Manganese	"	0,05	0,5		0,05
Cuivre	"	0,05	1,5		0,05
Zinc	"	1,5	5	0,1	1,0
Calcium	"	75	200	10	
Magnesium	"	50	150	30	50
Sulfates	"	200	400	5	250
Chlorures	"	200	600	5	200
Nitrates	"		45		5
Oxygene dissous	"				5
matières organiques	"			1	5
Dureté totale	mgCaCO ₃ /l	100	500		

TDS ⁺	mg/l	500	1500		1500
Potassium	mg/l			10	12
Sodium	mg/l	50	150	20	100
Ammoniaque	mg/l			0,05	0,50

* Concentration maximale souhaitable.

** Concentration maximale admissible .

+ Sel total dissous .

Tableau IV.(1)

Comparaison des normes d'eau potable de quelques pays.

Pays	OMS	C E E			USA	France
		C M a ou min-max	niveau guide	max		
1- Facteurs organoleptiques.						
Couleur (unité HAZEN)	5	20			3-15	
Turbidité (mg/l)	5	10			1-5	5
Temperature (°C)	12	25				12
2- Facteurs physico-chimiques						
pH		6,5- 8,5	9,5	6		7- 8,5
Conductivité (µs/cm)			1250			2000
Dureté (°F)						
Calcium (mg/l)						
Sodium (mg/l)						
Sulfates (mg/l)			250			
Chlorures (mg/l)			200	5		
3- Facteurs biologiques						
Oxygène dissous (mg/l)		5				
Oxydabilité au $KMnO_4$		1	5			1-1,5
4- Facteurs indésirables ou toxiques						
Argent (mg/l)			0,01		0,05	
Arsenic (mg/l)	0,05		0,05		0,05	0,5
Baryum (mg/l)			0,1		1	
Cadmium (mg/l)	0,01		0,005		0,01	0,005
Fluor (mg/l)	1,5		0,7- 1,5		1,4- 2,4	1,5
Fer (mg/l)			0,3		0,05- 0,3	0,1

7- Procédé de traitement d'eau de boisson.

La qualité d'eau brute varie selon son origine (Tableau V) et c'est en fonction de ses caractéristiques qu'on procède au choix de la filière de traitement (Tableau VI).

Généralement, un traitement comprend :

- Un prétraitement.
- Une clarification .
- Une désinfection .

7-1- Prétraitement .

On met en oeuvre un système de dégrillage, déssablage afin d'éliminer les particules de grosses tailles. Une préchloration est parfois nécessaire pour inhiber la formation d'algues .

Souvent un bassin de sédimentation constitue un prétraitement efficace pour réduire la turbidité .

7-2- Clarification .

Elle consiste à agréger les matières en suspension organiques, minérales et colloïdales afin qu'elles décantent plus facilement au fond d'un bassin. A l'aide d'un racleur, on dégage régulièrement les boues. L'eau surnageante est filtrée sur sable ou charbon actif .

7-3- Désinfection.

Cette étape vise la destruction des bactéries, virus et parasites se trouvant dans l'eau, qui peuvent porter atteinte à la santé de l'homme.

8- Procédés de traitement d'eau industrielle.

Plusieurs unités industrielles ont recours, pour satisfaire leurs besoins en eau, à un raccordement sur le réseau public urbain. Et comme la qualité de l'eau potable ne répond pas tout à fait à leur besoin, ils se dotent des moyens nécessaires pour le traitement d'eau qui est beaucoup plus affiné: c'est le cas du complexe d'antibiotiques de Médéa .

Les procédés utilisés sont très variés, on cite :

- Les échangeurs d'ions .

- L'électrodialyse .
- L'osmose inverse .
- La distillation .
- L'extraction .

Les normes d'eau industrielle sont plus sévères que celles de l'eau de boisson. Le tableau VII donne une idée sur la qualité de l'eau demandée par diverses industries. Le tableau VIII montre la variation des caractéristiques des eaux de chaudières en fonction de la pression de circulation .

Tableau V.(4)

Principales différences entre les eaux superficielles et profondes

Caractéristiques	eaux superficielles	eaux profondes
Temperature	variable suivant les saisons .	relativement stable .
Turbidité, MES.	variables, parfois élevées .	faibles ou nulles. (sauf en terrain karstique).
Couleur	liée aux MES, (argile, algues,sauf dans les eaux douces, acides humiques).	liée surtout aux matières en solution (acides humiques) .
Fer, Manganese dissous	Généralement absents, sauf au fond des pièces d'eau en état d'eutrophisation.	généralement présents .
Dioxyde de carbone dissous	Généralement absent .	généralement présents en grande quantité .
Oxygene dissous	souvent au voisinage de la saturation .	absence totale la plupart du temps .
H ₂ S	généralement absent .	souvent présent .
NH ₄	Présent seulement dans les eaux polluées .	Présence fréquente sans être un indice systématique de pollution
Silice	teneur modérée .	teneur souvent élevée .
micropolluants organiques et minéraux	Présents dans les eaux des régions industrielles susceptible de disparaître après suppression de la source polluante.	généralement absents, mais une pollution accidentelle subsiste beaucoup plus longtemps.
Eléments vivants	bactéries (certaines sont pathogènes), virus, plancton.	Ferrobactéries fréquentes.

Tableau VI. (4)

Traitement à prévoir en fonction des paramètres à corriger ou à éliminer.

Paramètres examinés	Conséquences	Traitement à prévoir en cas		Domaine d'application le plus fréquent
		d'insuffisance	d'excès	
1- Eléments non dissous MES, matières colloïdales	Turbidité		clarification	eaux superficielles
Eléments vivants: bactéries, virus, plancton	Santé publique corrosion aspect esthétique		désinfection	toutes les eaux
2- Eléments dissous 2.1- Matières organiques Ac. organiques: fulviques et humides. matières colorantes d'origine industrielle.	couleur fermentation		clarification + O ₃ et/ou charbon actif	toutes les eaux
microulluants: pesticides, phénols, métaux lourds sous forme solubles. métabolites des organismes aquatiques	toxicité goût et odeur		+ clarification + O ₃ et/ou charbon actif	eaux superficielles nappes alluviales
2.2- Sels dissous HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , TAC	corrosion ou entartrage	reminéralisation	décarbonatation	toutes les eaux
Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , SAF	gout, corrosion		osmose inverse	eaux marines ou saumâtres
NO ₃ ⁻	méthémoglobinémie		denitrification	eaux souterraines

H_2S	odeur		aération	eaux souterraine
PO_4^{2-}	fermentation		clarifica- tion	toutes les eaux
SiO_3^{2-}	gêne sur osmose inverse		alumine	eaux souterraines
F^-	dents, os, système nerveux	fluorura- tion	défluora- tion	eaux souterraines
Ca^{2+}, Mg^{2+}, TH	corrosion entarage	reminera- lisation	décarbena- tation ou adouisse- ment	toutes les eaux
Na^+, K^+	santé publique		osmose inverse	eaux marines ou saumâtres
NH_4^+	fermentation		chloration ou nitrifi- cation	toutes les eaux
Fe^{2+}	eaux color- ées corrosion		defférisa- tion	eaux souterraines
Mn^{2+}	eaux colorées corrosion santé publique		démangan- sation	eaux souterraines
Minéralisation globale	santé publique corrosion		osmose inverse	toutes les eaux
2.3- Gaz dissous	goût corrosion fermentation	aération	filtration sous une pression suffisante	eaux souterraines
CO_2 libre	corrosion		aération neutrali- sation	eaux souterraines

Tableau VII.(5)

Les eaux à usages industriels

industrie	turbidité ppm	couleur ppm	dureté ppm CaCO ₃	Fe ppm	Mn ppm	solides totaux	alcalinité CaCO ₃ ppm	odeur goût	H ₂ S ppm	autres
cuisson dans industrie alimentaire	10	10		0,2	0,2			faible	0,2	potable
conserves de légumes	10		25- 75	0,2	0,2			faible	1	potable
autres conserves	10			0,2	0,2			faible	1	potable
boissons gazeuses	2	10	250	0,2	0,2	850	50 - 100	faible	0,2	potable
patisserie				0,2	0,2	100		faible	0,2	potable
refroidissement	50		50	0,5	0,5				5	non corrosive pas de dépôts
distillation des alcools	10			0,1	0,1	500	75	faible	0,2	potable NaCl < 275ppm 6,5 < pH < 7
glace	5	5		0,2	0,2	170		faible		SiO ₂ < 10ppm potable
papier qualité	15	20	100	0,1	0,05	200				

Tableau VIII (5)

* Les eaux de chaudières *

Paramètres	Pression (Atm)			
	0 - 10	10 - 17	17 - 28	> 28
Turbidité ppm	20	10	5	1
Couleur ppm	80	40	5	2
O ₂ consommé ppm	15	10	4	3
O ₂ dissous ppm	1,4	0,14	0	0
H ₂ S ppm	5	3	0	0
Dureté totale en ppm de CaCO ₃	80	40	10	2
Rapport sulfate carbonate Na ₂ SO ₄ / Na ₂ CO ₃	1	2	3	3
Al ₂ O ₃ ppm	5	0,5	0,05	0,05
SiO ₂ ppm	40	20	5	1
HCO ₃ ⁻ ppm	50	30	5	0
CO ₃ ²⁻ ppm	200	100	40	20
OH ⁻ ppm	50	40	30	15
Solides totaux ppm	3000-500	2500-500	1500-100	50
pH (minimale)	8,0	8,4	9,0	9,6

CHAPITRE TROISIEME

THEORIE DE LA COAGULATION-FLOCCULATION

1- 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 de la matière.

Les colloïdes sont constitués d'agrégats de micelles, où les liaisons ne sont pas chimiques, mais des interactions électrostatiques.

Les colloïdes sont généralement chargés, selon qu'ils adsorbent des anions ou des cations et sont classés en deux catégories, hydrophobes et hydrophyles.

1-1- Les colloïdes hydrophobes.

Ils manifestent très peu d'affinité pour le milieu de dispersion et sont séparés de la solution aqueuse par une limite solide. Ce sont ces colloïdes hydrophobes qui engendrent la coloration et la turbidité.

1-2- Les colloïdes hydrophyles .

Ils ont une grande affinité pour l'eau et sont liés à la solution aqueuse par des liaisons fortes.

2- Stabilité des colloïdes.

La stabilité des colloïdes est due à des forces de répulsions électrostatiques. Il existe également des forces d'attraction entre particules, forces de plus courte portée mais telles que si deux particules viennent au contact, elles s'agglomèrent en un floccostable qui se comporte comme une particule* unique.

* sous-entendu particule colloïdale .

Les forces d'attraction entre particules sont dues au potentiel de Leonard-Jones. Les répulsions électrostatiques sont liées à l'existence d'une double couche autour de la particule. Toutes ces forces peuvent être représentées par la figure 1.

London Van Der Waals (6) a montré que la résultante des forces appliquées est donnée par :

$$R = -\frac{b}{r^6} + \frac{a}{r^{12}} \quad , \quad a \text{ et } b \text{ deux constantes}$$

r est la distance entre la particule et un point quelconque du milieu environnant.

Ces forces croissent avec la taille des particules qui se comportent comme de gros ions, généralement négatifs dans les conditions naturelles, et sont entourées d'une couche d'ions adsorbés formant écran aux attractions de la force de Van Der Waals. La résultante des forces passe par un maximum répulsif, c'est la barrière d'énergie.

3- Coagulation et floculation.

Pour réduire la teneur en particules présentes dans une eau brute sous forme d'une suspension stable, on procède à la déstabilisation de cette suspension. C'est la neutralisation des charges électriques des particules qui permet leur agglomération par coalescence; appelée coagulation. Si l'agglomération des particules est intense, on obtient des flocons qui décantent d'autant plus facilement qu'ils sont gros, cohérents et lourds. C'est la floculation.

La vitesse de chute d'une particule étant proportionnelle au carré de son diamètre, loi théorique de STOKES :

$$v = \frac{g}{18 \cdot \mu} \cdot (\rho_s - \rho_l) \cdot d^2$$

- v vitesse de chute
- g accélération de la pesanteur
- d diamètre de la particule
- μ viscosité du milieu
- ρ_s densité de la particule
- ρ_l densité du liquide

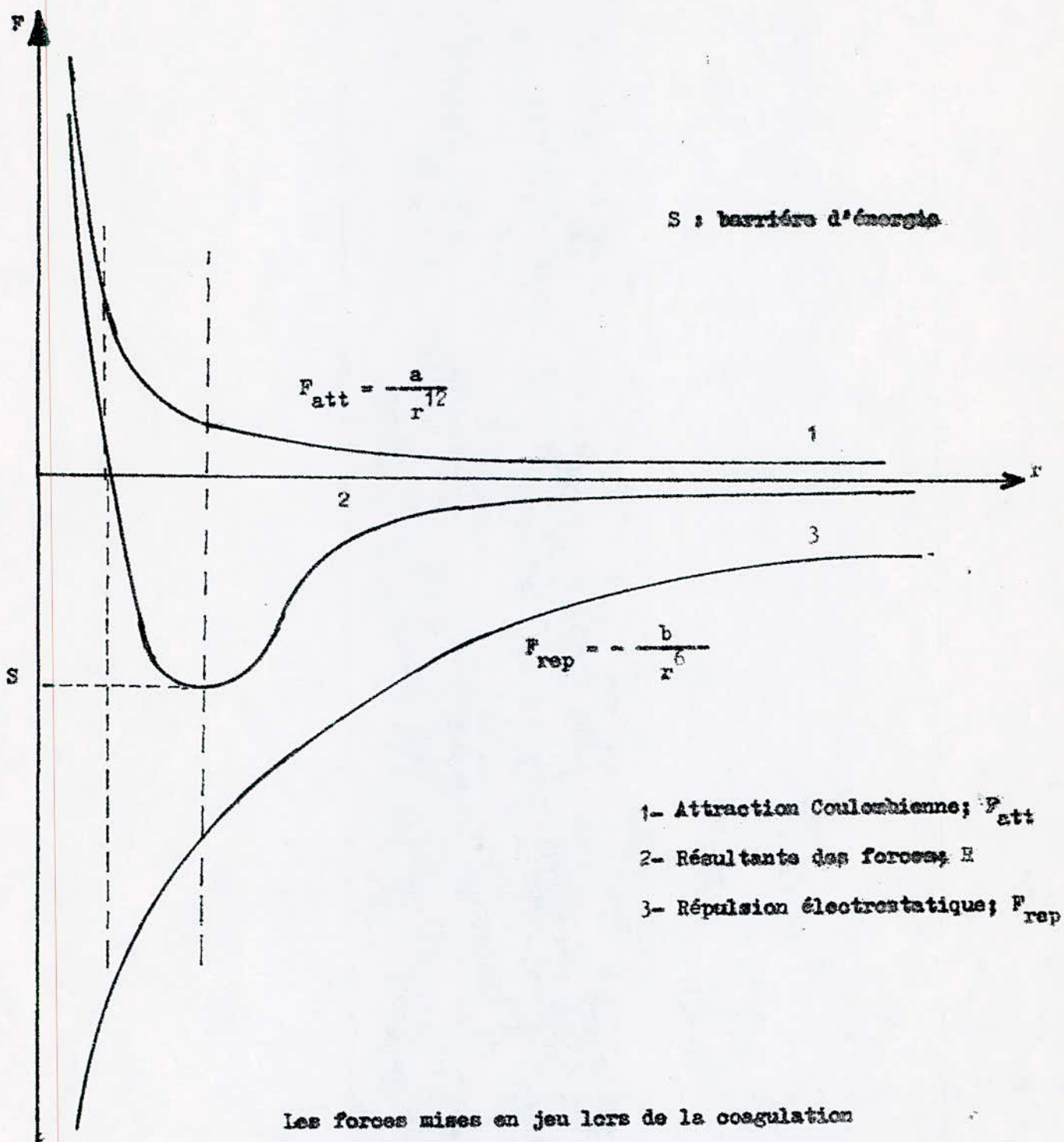


fig.1 (6)

On conçoit qu'il est avantageux d'en réunir deux petites pour former une grosse. Pour y parvenir deux moyens peuvent être envisagés :

* Communiquer aux particules une énergie cinétique suffisante pour franchir la barrière d'énergie : c'est la floculation mécanique.

* Abaisser la barrière d'énergie en diminuant les forces de répulsion électrostatiques : c'est la floculation physico-chimique.

3-1- Floculation mécanique.

3-1-1- Floculation péricinétique.

Lorsque les particules ont été préalablement déstabilisées au point de vue électrique, elles peuvent floculer grâce à l'énergie des chocs Browniens qui ont lieu dans toutes les directions.

SMOLUCHOWSKI V. a étudié la cinétique de la coagulation dans ce cas. Il a supposé l'existence autour de chaque particule d'une sphère d'action telle que toute particule qui y entrerait serait attirée irréversiblement vers la première particule. Il a montré que la vitesse de coagulation peut s'écrire :

$$\frac{dn}{dt} = - 8\sqrt{\pi} D r_a n^2$$

où n est le nombre de particules par unité de volume de la suspension, exprimé en part/m³

t est le temps, exprimé en secondes

D est le coefficient de diffusion, exprimé en m²/s

r_a est la distance entre les centres des deux particules, exprimé en mètre.

Cette équation cinétique n'est valable qu'au début de la coagulation, tant que le nombre des flocons reste petit. Par la suite, il faudra distinguer entre les chocs entre particules isolées et ceux entre particules et flocons.

Le temps de coagulation de la moitié des particules est donné par :

$$t_{c\frac{1}{2}} = \frac{1}{4\sqrt{\pi} D r_a n_0}$$

où n_0 est le nombre de particules initial par unité de volume de la suspension, exprimé en particule/m³.

D est donné par la relation de STOKES et EINSTEIN :

$$D = \frac{h_B \cdot \theta}{6 \cdot \pi \cdot r_a \cdot \mu}$$

avec h_B : est la constante de Boltzman en J/K

θ : température absolue en Kelvin

μ : viscosité dynamique en Ns/m^2

La taille des particules n'intervient pas explicitement dans l'expression de $t_{c\frac{1}{2}}$, son importance est mise en évidence expérimentalement. La floculation est beaucoup plus importante et rapide pour des petites particules, ceci est dû à la grande sensibilité de celles-ci en mouvement Brownien.

3-1-2- Floculation orthocinétique.

En pratique, il faut ajouter au mouvement Brownien le mouvement d'ensemble du liquide dû à l'agitation lente pour éviter la cassure des flocons formés. Dans ce cas le rapport des probabilités p pour qu'une particule vienne heurter une autre du fait de l'agitation du liquide et du mouvement Brownien est :

$$p = \frac{\mu \cdot r_a^3}{2 \cdot \theta \cdot h_B} \cdot \frac{du}{dz}$$

avec $\frac{du}{dz}$ gradient de vitesse dans le liquide.

Il a été montré que l'agitation du liquide favorise effectivement la floculation des particules de grandes tailles.

3-1-3- Comparaison des deux procédés.

Selon MELJERS*, les deux mécanismes ne peuvent être séparés. Au début de la coagulation, le transport des particules très petites se fait surtout par mouvement Brownien. A mesure que les agrégats croissent en dimension et diminuent en nombre, le mouvement Brownien a moins d'action sur eux, et le transport s'effectuera grâce au gradient de vitesse.

* Cité par (11)

3-2- Flocculation physico-chimique.

3-2-1- Double couche.

Les particules sont souvent chargées négativement dans la nature, dont l'origine peut être :

- Adsorption d'ions, préférentiellement les anions.
- Ionisation de groupes chimiques à la paroi de la particule.
- Ions formés par réaction entre la particule et le liquide.

Autour d'une particule chargée, les charges électriques se répartissent en deux couches :

- Une couche fixe d'ions de signe contraire à celui de la particule; appelée couche de STERN .
- Une couche diffuse de contre ions se raréfiant avec la distance, déformable et mobile; c'est la couche de GOUY .

3-2-2- Le potentiel zêta .

Dans la couche de STERN, le potentiel décroît linéairement car les ions sont empilés uniformément.

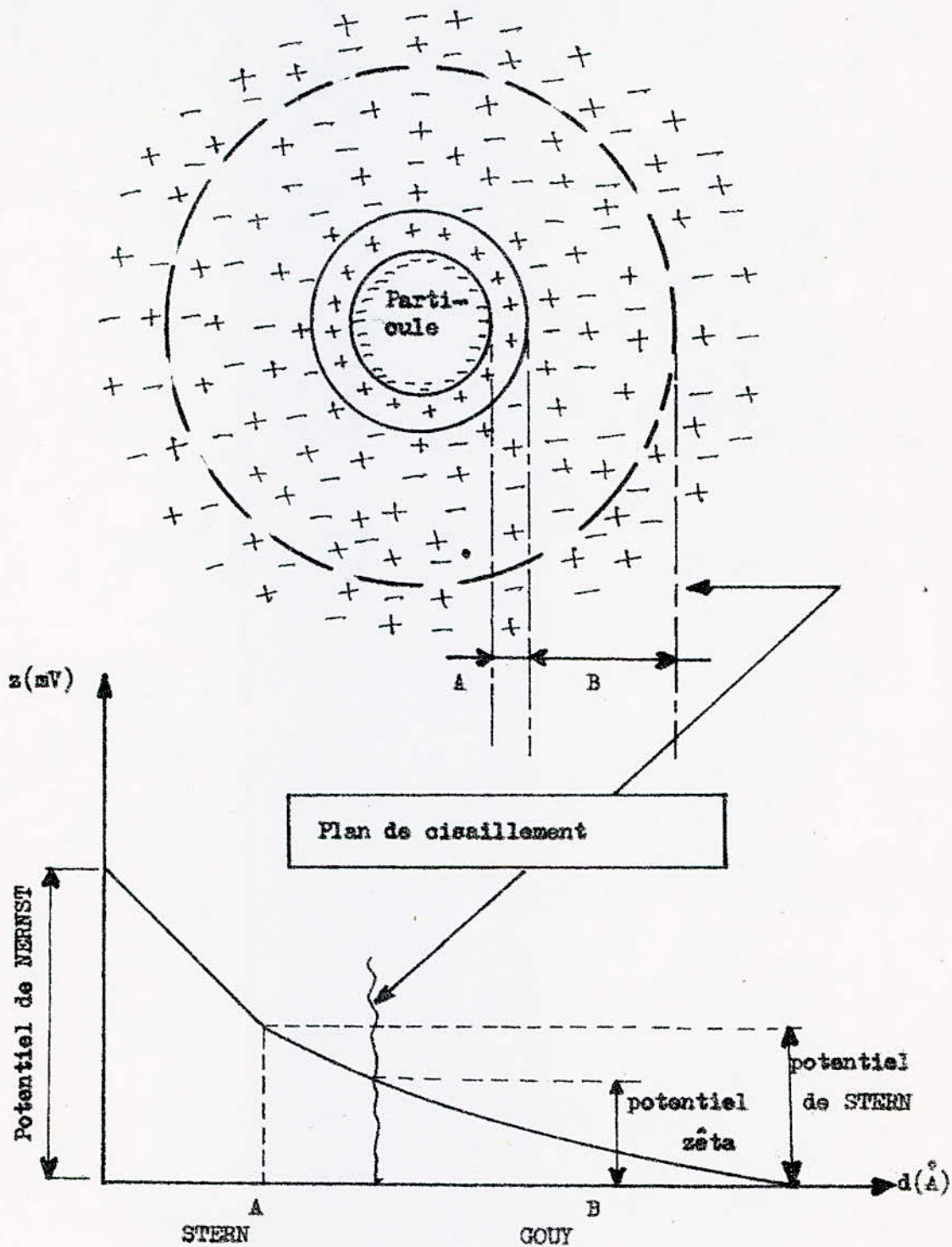
Dans la couche diffuse de GOUY, la décroissance du potentiel suit la loi de Poisson.

A la limite entre les deux couches régnent le potentiel de STERN. Plus loin, dans la couche diffuse existe un plan de cisaillement délimitant la zone de déformabilité, et où régnent le "potentiel zêta" considéré comme caractéristique de la stabilité de la suspension. La mesure de ce potentiel est effectuée indirectement, par la migration électrophorétique des particules placées dans un champ électrique.

En parvenant à ramener le potentiel zêta à 0 ± 5 mV, la stabilité diminue fortement et il y a coagulation presque totale (fig.2).

On assimile la double couche aux armatures d'un condensateur, le potentiel zêta sera donné par :

$$z = \frac{4 \cdot \pi \cdot M \cdot V}{E \cdot D}$$



Le potentiel zêta d'après (11).

fig.2

avec	μ	viscosité dynamique en Ns/cm^2
	V	mobilité électrophorétique en cm/s
	E	gradient de potentiel en V/cm
	D	constante diélectrique en $\text{A}^2 \text{s}^4 / \text{Kg.m}^2$

Le potentiel zêta permet, d'avoir une idée sur la charge électrique à neutraliser et par conséquent la dose de coagulant à introduire, de confirmer les résultats obtenus par le JAR-TEST .

3-3- Modes de déstabilisation des particules.

3-3-1- Coagulation électrostatique.

L'épaisseur δ du nuage ionique est donnée par :

$$\delta (\text{Å}) = \frac{0,4}{\sqrt{\sum_i c_i \cdot Z_i^2}}$$

c_i , Z_i concentration molaire et valence respectives de chaque espèce en présence .

Comme la valence Z intervient au carré, on devine aisément que l'effet des divalents et trivalents est supérieure à celui des monovalents.

C'est la règle de SCHULZE-HARDY. La présence d'électrolytes contribue à la compression du nuage ionique, d'où la diminution des forces de répulsion électrostatiques.

En fait, la règle de SCHULZE-HARDY n'est que qualitative, il y a d'autres facteurs qui influent également et non des moindres; on peut citer :

- pH
- température
- nature des ions en présence

Ce mode de coagulation est caractérisé par son absence de spécificité: toutes les couches diffuses sont également contractées et la dose de coagulant n'obéit à aucune relation stoechiométrique .

3-3-2- Coagulation par adsorption d'ions.

La coagulation adsorptive est plus efficace que la coagulation électrostatique. L'adsorption peut coaguler une suspension par un réactif de même charge (argile et polyacrylamide). La dose du coagulant obéit à une relation stoechiométrique, tout excès mène à la restabilisation de la suspension (7) .

C'est la surface spécifique qui compte pour l'adsorption, et la nature de celle-ci fait que la dose optimale de coagulant ne coïncide pas nécessairement avec un potentiel zêta nul (fig.3).

3-3-3- Flocculation par adsorption des polyélectrolytes.

C'est un cas particulier de la coagulation par adsorption d'ions, le coagulant peut être un polyélectrolyte ou une macromolécule.

Trois cas de figures peuvent se présenter :

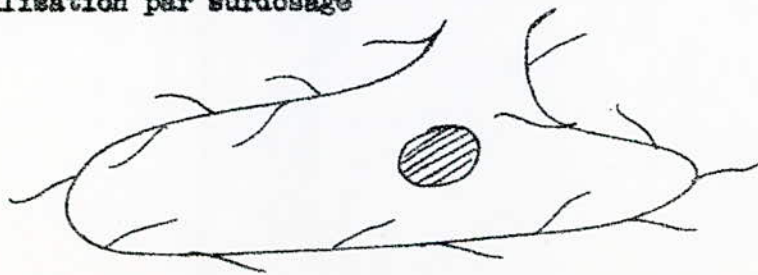
* Déstabilisation par adsorption

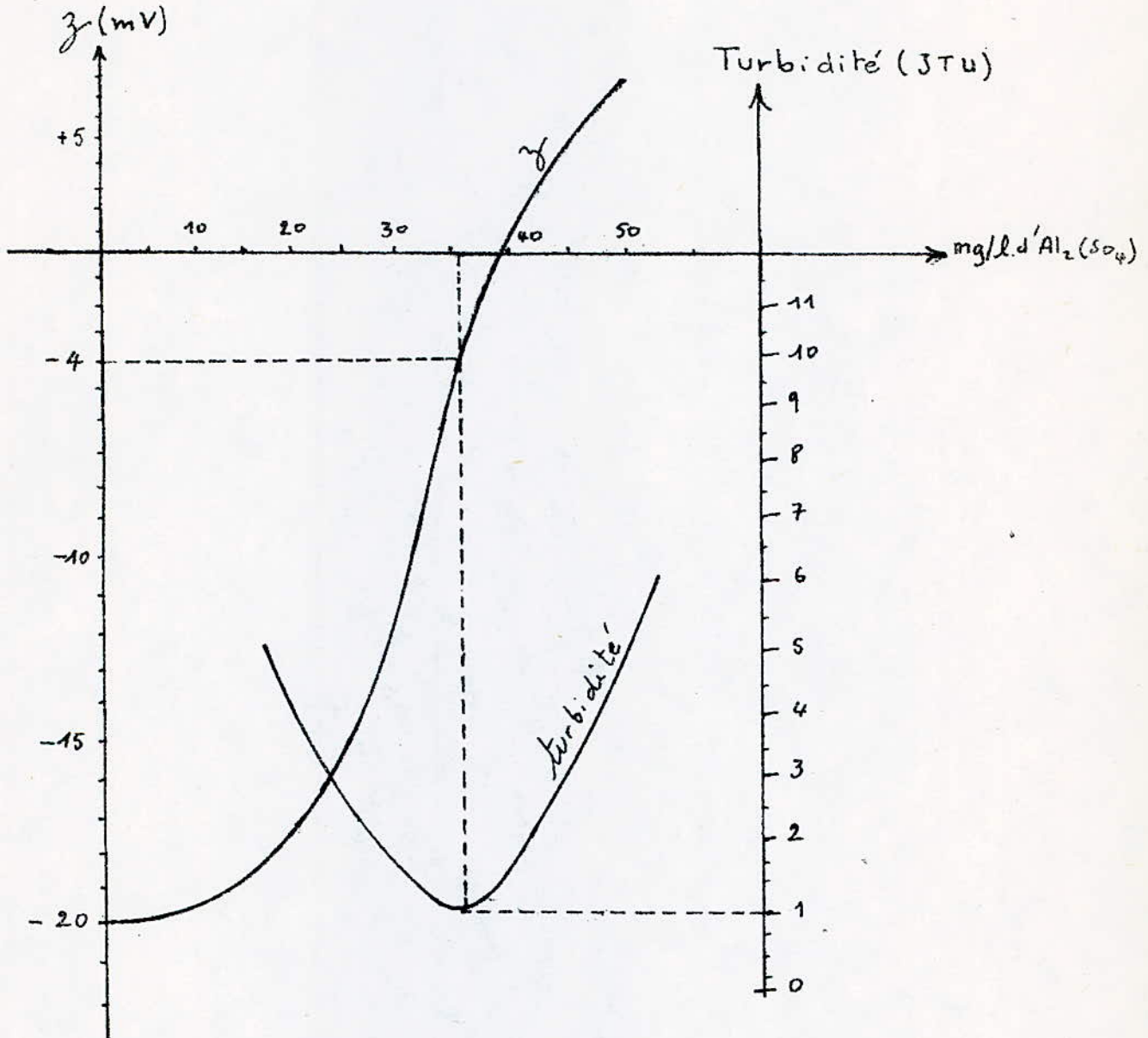


* Flocculation par pontage



* Restabilisation par surdosage





Relation entre le potentiel zêta et la turbidité (51).

fig. 3

Etant donné leur prix élevés, les polyélectrolytes sont utilisés comme adjuvants de floculation, pour compléter le travail du coagulant. La faible dose mise en oeuvre nécessite un mélange éclair approprié, trop d'agitation gênera la formation de ponts interparticulaires et favorise l'enrobage simple.

3-3-4- Coagulation par entraînement.

Ce mode de coagulation concerne les suspensions très diluées, dans ce cas les conditions cinétiques pour la coagulation sont défavorables à cause du nombre réduit de chocs entre particules .

Les particules sont captées et entraînées dans un précipité de formation rapide. Parfois, il est plus intéressant de charger artificiellement la suspension à flocculer par un colloïde négatif à grande surface; qu'on appelle adjuvant de floculation; dont les plus connus sont: la bentonite et la silice activée . Les Hongrois ont déposé un brevet en ce sens, ils proposent le " Procédé Cyclofloc " pour accélérer la floculation .

4- Caractéristiques des coagulants-floculants.

4-1- Les coagulants.

Ce sont des produits qui neutralisent la charge de surface des matières en suspension. Les composés les plus fréquemment utilisés sont des minéraux; les sels de fer et d'alumine et ce pour des raisons économiques.

Cependant le Sulfate d'Aluminium reste le coagulant le plus répandu dans le traitement des eaux potables .

Plusieurs auteurs étudient l'amélioration de l'efficacité des coagulants par polymérisation ou activation (8 , 9) .

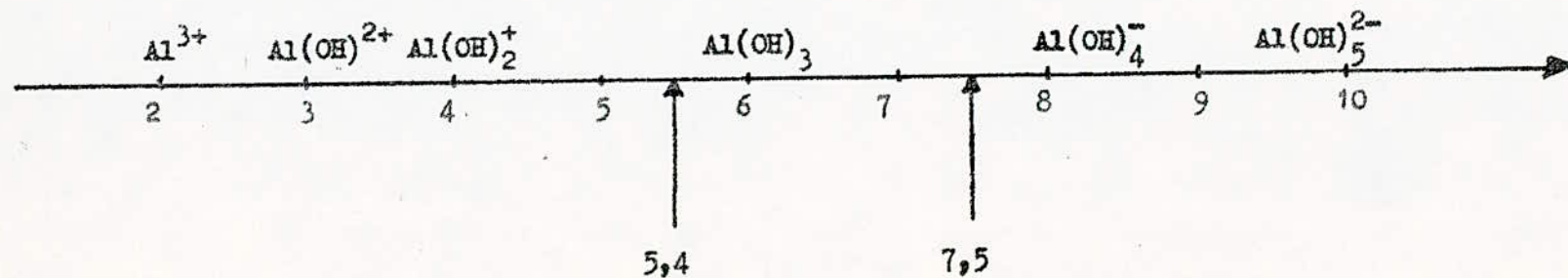
Les coagulants s'hydrolysent, se polymérisent et donnent à différents pH des produits de charge variable qui sont plus efficaces que les ions Al^{3+} ou Fe^{3+} (10) . (Tableau IX)

Tableau IX (11)

pH	4,5	4,8	5,3	5,5 ÷ 7,5	9,5	> 10
Especie discute	$[Al(H_2O)_6]^{3+}$	$[Al(H_2O)_5OH]^{2+}$	$[Al(H_2O)_4(OH)_2]^+$	$Al(H_2O)_3(OH)_3$	$[Al(H_2O)_2(OH)_4]^-$	$[Al(H_2O)(OH)_5]^{2-}$

L'hydrolyse d' $Al_2(SO_4)_3$ en fonction du pH .

Les hydroxydes d'Aluminium sont très peu solubles et ont une affinité pour les acides humiques.



4-2- Flocculants.

Il s'agit d'un produit susceptible de former des ponts interparticulaires, conduisant à l'agglomération des flocons et la capture des fines particules. Parmi les flocculants utilisés, on cite : la silice activée, les polymères organiques, les polyélectrolytes anioniques et cationiques.

Dans le traitement des eaux destinées à l'alimentation il est important de se référer à la législation, car l'emploi des flocculants organiques est réglementé; chaque pays publie une liste des produits autorisés.

En France, à la date du 1^{er} Aout 1978 aucun produit organique de synthèse n'a encore été autorisé pour les eaux potables par le conseil supérieur d'hygiène (12) .

Il est cependant vivement conseillé d'éviter l'utilisation de ces polyélectrolytes dans le traitement des eaux destinées à la consommation humaine, même si la législation le permet, par mesure préventive de la santé publique .

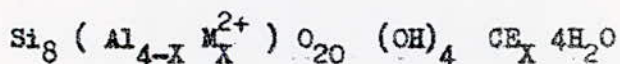
4-3- Adjuvants de floculation.

Généralement, si la turbidité n'est pas très importante mais supérieure à la valeur fixée par la législation, on augmente la concentration de la suspension par addition d'adjuvant; afin d'augmenter le nombre de chocs entre particules; ce qui donnera des flocons plus gros et plus lourds.

Parmi les adjuvants de floculation utilisés, on trouve : les alginates, les amidons, les polyélectrolytes et certaines argiles colloïdales: la BENTONITE.

4-3-1- La BENTONITE. (La MONTMORILLONITE)

C'est une argile de la famille des minéraux à 10 Å et a pour formule générale :



L'Algérie dispose de deux gisements de bentonite, à Maghnia et Mostaganem; origine de notre échantillon.

C'est une argile intéressante à cause de ses propriétés de gonflement dans l'eau et sa capacité de fixation de cations .

La bentonite du bloc 3 de M'ZILA à Mostaganem a pour caractéristiques selon (13) :

- Une capacité d'échange cationique de 144 m. eq / 100 g.
- Un pouvoir d'absorption de 175 mg/g
- Une masse volumique de 1,90 g/cm³
- Une teneur en sable de 3,5 %

La Bentonite a un pouvoir de fixation des métaux lourds, Zinc (13), Chrome (14), Cuivre (13, 15), Mercure (16, 17), Phosphates (18), Arsenic (19, 20, 21, 22), Cadmium (23, 24, 25, 26), Plomb (27, 28), Uranium (29). Ainsi que les hydrocarbures (30, 31, 32) et les huiles (33, 34, 35). Selon (36, 37, 38, 39) les anions siliciques, phosphoriques, arseniques peuvent se substituer aux ions hydroxyles. Les argiles ont aussi une affinité pour les acides humiques (24, 40).

A travers toutes les études faites sur la bentonite (fig. 4) montrant sa grande capacité d'éliminer plusieurs polluants ou micro-polluants, et vu sa disponibilité dans notre pays, on pense qu'il serait intéressant de l'introduire dans le traitement d'eau potable.

4-4- Influence de la température sur la coagulation.

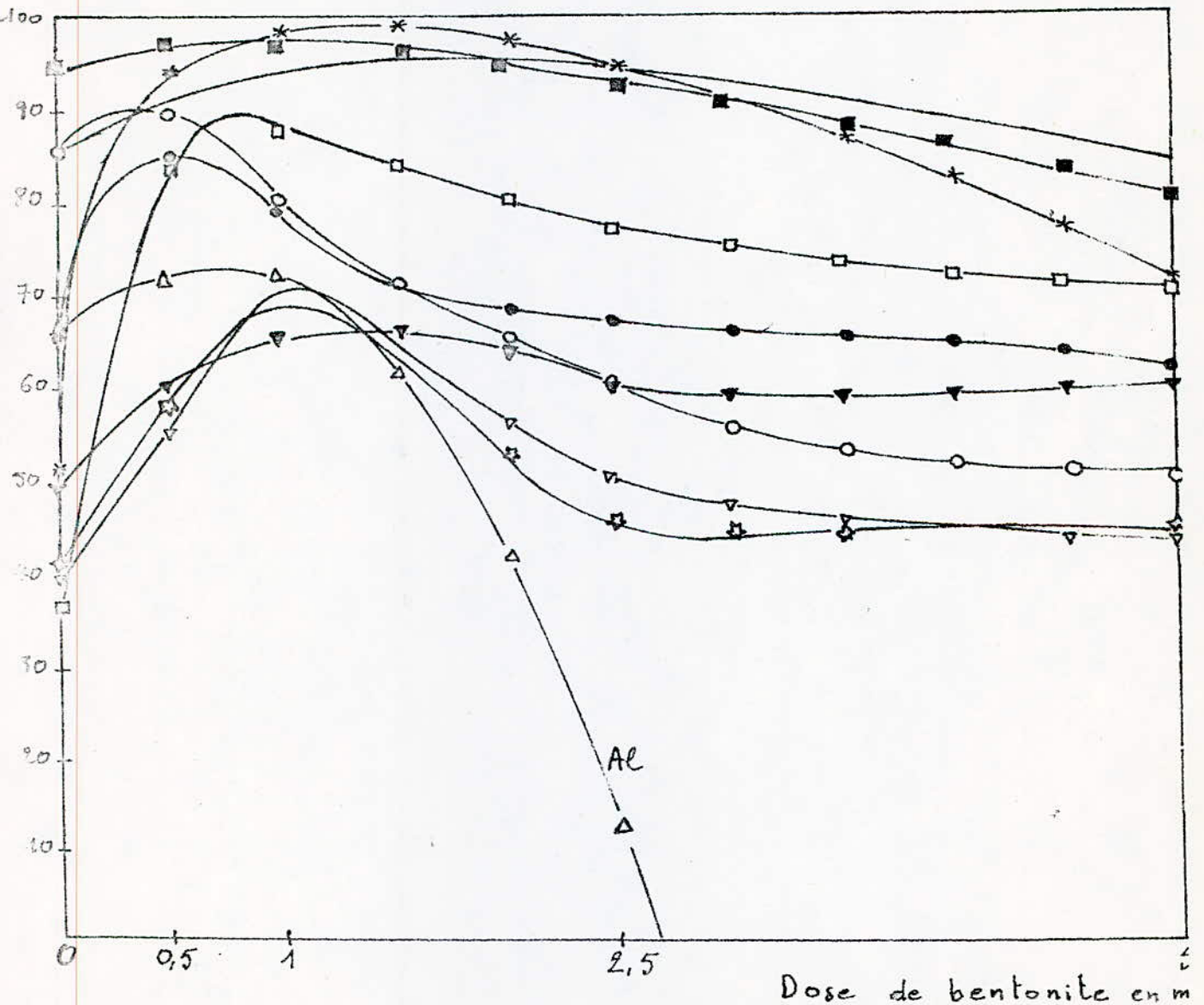
A très basse température la turbidité persiste et les floes formés sont de petites dimensions comparés à ceux formés à la température ambiante (41, 42, 43, 44).

L'influence de la température sur la coagulation avec $Al_2(SO_4)_3$ est plus importante qu'avec $FeCl_3$.

En présence d'une faible turbidité, la coagulation avec $Al_2(SO_4)_3$ est inhibée à basse température (45).

figure 4

Selon une étude du service de contrôle
des eaux de la ville de Paris, 1981
(Document Anonyme).



- Δ : Al
- ▽-▽ : Cd
- ▼-▼ : Ni
- : Fe
- : Co
- : Zn
- : Pb
- : Cu
- *-* : Cr
- △ : Mn

CHAPITRE QUATRIEME

DECANTATION

Après la phase de coagulation-floculation, l'eau se trouve chargée de flocons qu'il faudra éliminer pour la clarifier.

Grâce à l'action de la pesanteur, les particules décantent au fond du clarificateur .

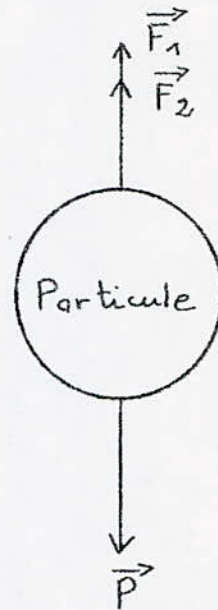
Les forces agissent sur une particule isolée, supposée sphérique, baignant dans un milieu liquide immobile sont :

- Le poids de la particule P
- La force d'Archimède F_1
- La force de trainée F_2

$$P = m_s \cdot g = \rho_s \cdot \frac{\pi \cdot d^3}{6} \cdot g$$

$$F_1 = m_v \cdot g = \rho_f \cdot \frac{\pi \cdot d^3}{6} \cdot g$$

$$F_2 = C_D \cdot A \cdot \rho_f \cdot \frac{U^2}{2}$$



- Avec
- d: diamètre de la particule en m.
 - ρ_s : densité de la particule en g/dm^3 .
 - ρ_f : densité du liquide en g/dm^3 .
 - A: section de la particule en m^2 .
 - U: vitesse de sédimentation de la particule en m/s.
 - C_D : coefficient de trainée adimensionnelle est fonction du nombre de Reynolds.

Bilan des forces :

$$P = F_1 + F_2$$

$$m_s \cdot g = m_v \cdot g + C_D \cdot A \cdot \rho_f \cdot \frac{U^2}{2}$$

$$(m_s - m_v) \cdot g = C_D \cdot A \cdot \rho_f \cdot \frac{U^2}{2}$$

$$\longrightarrow \quad U^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f} \cdot \frac{d \cdot g}{C_D}$$

Tableau X.(1)

régime d'écoulement	C_d	nombre de Reynolds
Laminaire (STOKES)	$24/Re$	$Re < 0,2$
Transitoire (Allen)	$18,5 \cdot Re^{-0,6}$	$10 < Re < 100$
Turbulent (Newton)	$0,44$	$100 < Re < 2 \cdot 10^5$
Goldstein	$\frac{Re}{12 \cdot (1 + Re - 19 \cdot Re^2 + \dots)}$	$Re < 2$
SCHILLER-NAUMAN	$\frac{Re}{12 \cdot (1 + 0,15 \cdot Re^{0,687})}$	$Re < 800$
Fair- Geyer	$\frac{24}{\sqrt{Re}} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$	$0,5 < Re < 10^4$

Quelques régimes d'écoulement.

Il existe plusieurs théories de décantation, on cite :

- théorie de HAZEN
- théorie de CAMP
- théorie de KYNCH
- théorie de NAKAMURA KURODA
- théorie de PEARCE
- théorie de GRAHAM & LAMA

Les bassins de décantations les plus utilisés sont de type circulaire à circulation verticale. On rencontre aussi des bassins rectangulaires et circulaires à circulation horizontale .

La décantation lamellaire exige une surface beaucoup moins développée. Une approche économique concernant les coûts d'investissements de la décantation lamellaire par rapport à la décantation simple, nous permet d'affirmer que la différence des prix est assez importante, en faveur de la décantation lamellaire (46) .

Mais cette dernière exige un personnel très qualifié pour la maintenance de la station, elle reste peu utilisée dans les pays en voie de développement.

CHAPITRE CINQUIEME

FILTRATION

La filtration est un procédé de séparation solide-liquide où certains processus peuvent intervenir :

- La retenue mécanique, au-dessus de la masse filtrante.
- Flocculation et sédimentation.
- Absorption et adhésion aux grains de la masse filtrante et aux matières déjà retenues.
- Epuration biologique par les bactéries qui se fixent à la surface des grains formant une pellicule active.

La filtration conduit à l'élimination des particules ayant des dimensions largement inférieures aux pores du matériau filtrant (fig.5).

Un filtre est composé d'une masse de grains solides, l'eau se déplace à très faible vitesse à travers des espaces très étroits.

Le nombre de Reynolds est très petit; le régime est supposé donc laminaire; ce qui permet l'application des formules relatives à une conduite en charge.

Le parcours effectif du liquide est l_e , la perte de charge sera donnée par:

$$\Delta H = \frac{8 \cdot \mu \cdot l_e \cdot V}{R^2 \cdot \rho \cdot g}$$

avec

μ . viscosité dynamique

V . vitesse de l'eau

ρ densité des grains

g . pesanteur

R . rayon de la conduite

Pour un filtre rectangulaire, on introduit le rayon hydraulique R_h ,

$$R_h = \frac{l \cdot h}{l + 2h}$$

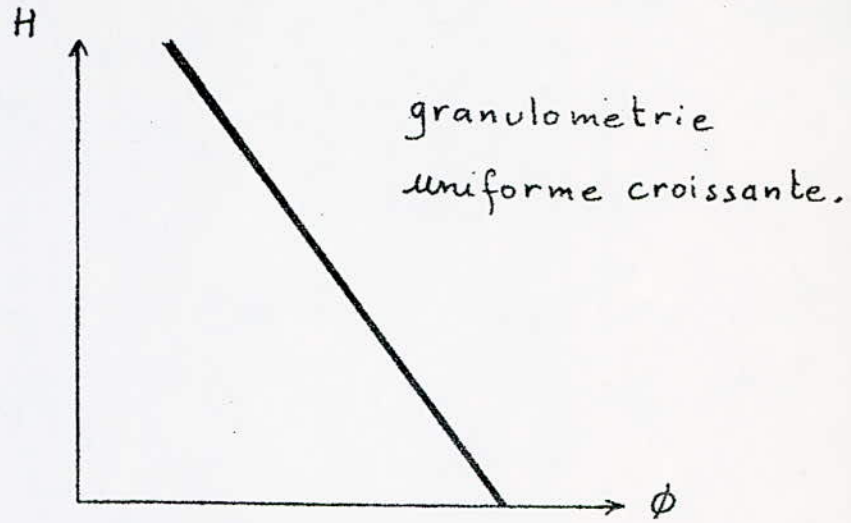
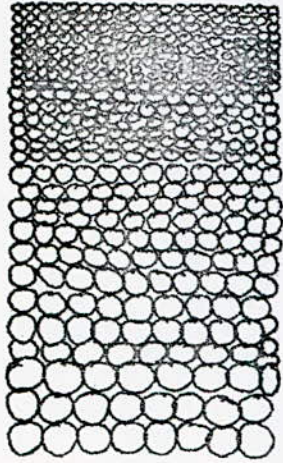
avec

l . longueur du filtre

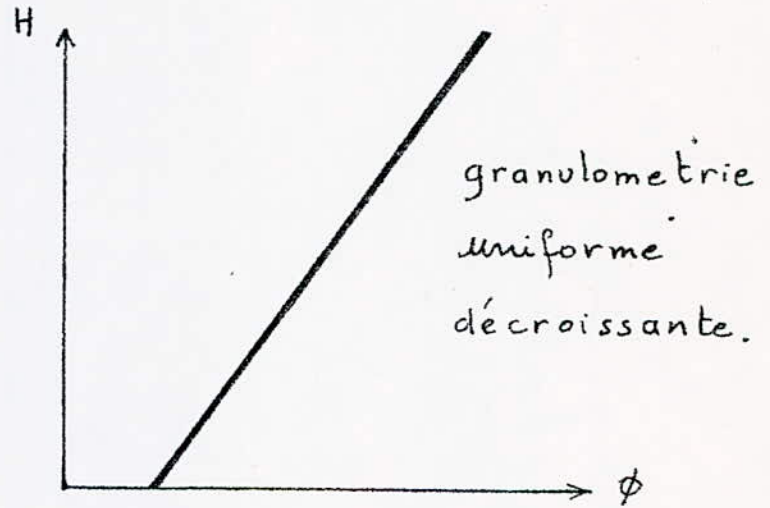
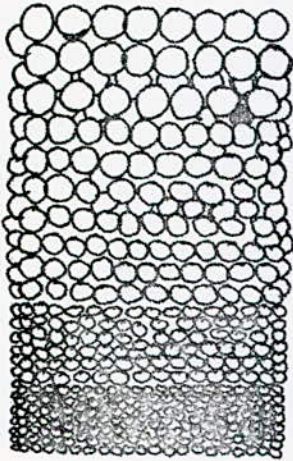
h . profondeur du filtre

Differents types de granulometries d'un lit filtrant (51).

a/



b/



c/

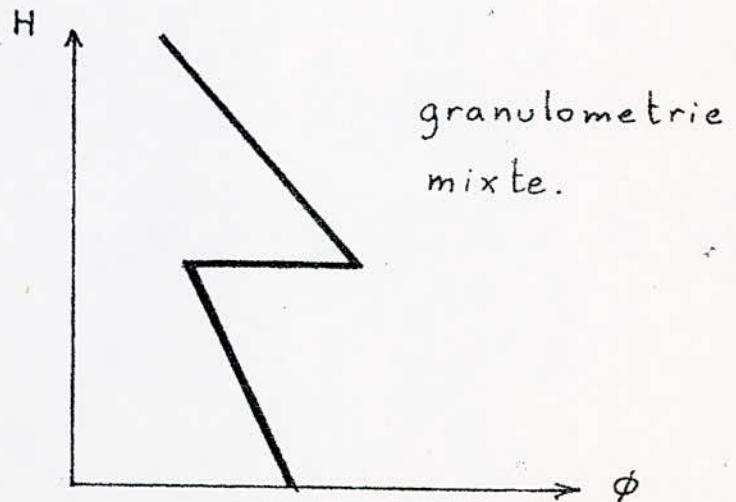
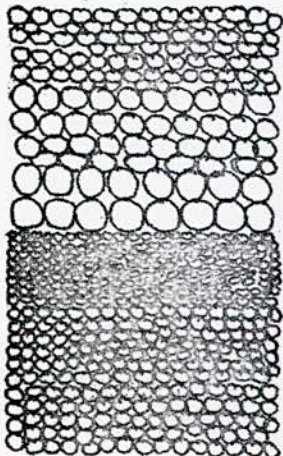


fig. 5

En remplaçant $2R$ par $4R_h$;

$$\Delta H = \frac{2 \cdot \mu \cdot l_e \cdot V}{\rho \cdot g \cdot R_h^2}$$

En supposant la masse des grains homogène, et en pondérant la vitesse par (l_e/l) , la perte de charge dans le filtre sera donnée par la relation de Carman-KOZENY (47):

$$\Delta H = \frac{2 \cdot \mu}{\rho \cdot g} \left(\frac{l_e}{l} \right)^2 \cdot \left(\frac{S_g}{V_g} \right)^2 \cdot \left(\frac{1 - \bar{p}}{F} \right)^2 \cdot l \cdot V_a$$

avec

- S_g . surface des grains
- V_g . volume des grains
- V_a . vitesse apparente de l'eau
- \bar{p} . porosité
- l . longueur du filtre

Le choix du type de filtre, du matériau filtrant et de la granulométrie dépend de plusieurs facteurs (48, 49):

- L'eau à filtrer
- La qualité d'eau obtenue
- Les problèmes hydrauliques.

Il existe trois types de lit filtrant à eau :

1- Les filtres à sable lent.

Ils sont généralement utilisés pour une eau qui n'est pas très chargée, très peu turbide. Il consiste à effectuer :

- Un dégrossissage
- Une préfiltration
- Une filtration

Ce genre de filtre occupe un grand espace et a un faible débit de l'ordre $0,1 \div 0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.

2- Les filtres à sable rapide .

Ils sont appliqués après la coagulation-floculation. Le colmatage du filtre impose un lavage régulier des filtres. Le débit est important de l'ordre de $5 - 7 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.

3- Les filtres sous pression .

Ils sont constitués de cylindres fermés sous pression. A pour avantage d'occuper une surface très réduite, de débiter des quantités élevées. Cependant, il est assez complexe et nécessite un personnel hautement qualifié pour sa gestion .

CHAPITRE SIXIEME

DESINFECTION

Les eaux de surfaces sont exposées à toute sortes de contamination, une désinfection s'avère indispensable avant consommation et après clarification pour éviter la propagation des épidémies.

La désinfection permet la destruction des germes pathogènes contenus dans l'eau et peut être réalisée par voie physique, biologique et physico-chimique.

1- Le traitement physique.

Il consiste à utiliser les rayons ultra-violet qui ont un effet bactéricide très puissant mais sans effet rémanent. Ce traitement peut être adapté aux besoins des petites communes (50).

2- Le traitement biologique.

Il s'effectue au niveau de la membrane biologique des filtres lents, au même temps qu'une pure rétention mécanique.

3- Le traitement physico-chimique.

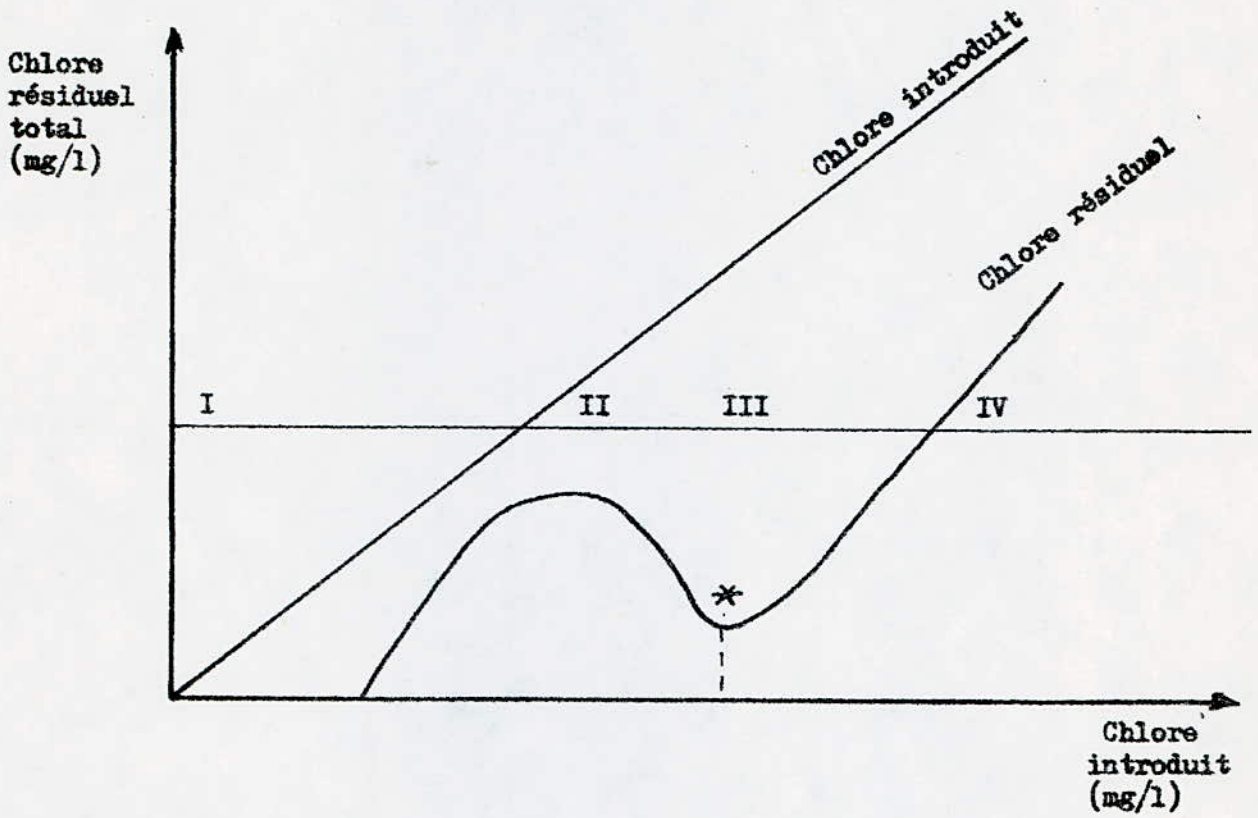
Plusieurs procédés existent dont les plus importants sont :

- _ L'oxydation par le chlore
- _ L'oxydation par les dérivés du chlore
 - * Chloramines
 - * Dioxyde du chlore
 - * Hypochlorite de sodium
- _ L'oxydation par l'ozone
- _ L'oxydation par le permanganate de potassium
- _ Les rayonnements ionisants
- _ Le brome

C'est à cause de son pouvoir rémanent que le chlore et ses dérivés sont largement utilisés.

A l'aide du test du Break-point, on détermine expérimentalement la quantité de chlore (ou l'un de ses dérivés) à utiliser (fig. 6).

fig. 6.



* Break-point.

Evolution du chlore et ses dérivés au cours du traitement (fig.6).

CHAPITRE SEPTIEME

Le JAR-TESTING et son intérêt

1- Introduction.

La coagulation-floculation est un traitement fondamental pour les eaux potables englobant la turbidité, polluants et micro-polluants.

Quand le test est bien mené, d'importantes informations peuvent être retenues pour aider l'ingénieur de process à proposer un nouveau mode de traitement, à améliorer un procédé déjà existant ou à optimiser un traitement de coagulation-floculation et clarification.

C'est la méthode la plus répandue pour évaluer le procédé de la coagulation-floculation.

Durant le JAR-TESTING, les variables suivantes peuvent être suivies:

- _ Température
- _ pH
- _ Dose de coagulant
- _ Méthode d'addition du coagulant
- _ Dose de flocculant
- _ Méthode d'addition de flocculant
- _ Ordre et temps d'ajout des réactifs
- _ Durée et intensité de l'agitation rapide
- _ Durée et intensité de la floculation
- _ Méthode de prise d'échantillon
- _ Méthodes d'analyses

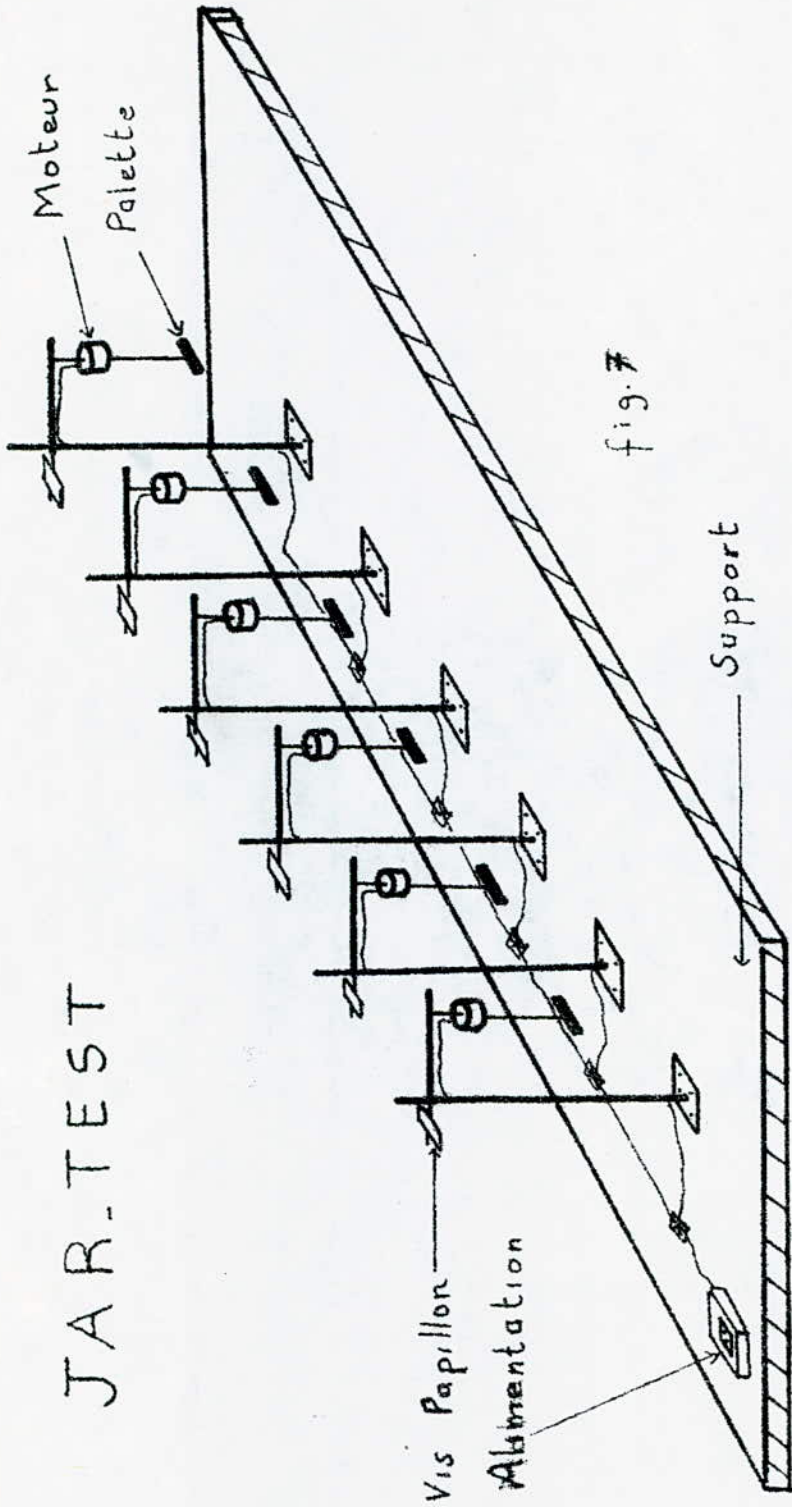
auxquelles il faut ajouter la turbidité, la couleur, le taux d'alcalinité de l'eau brute et traitée afin d'évaluer l'efficacité du traitement.

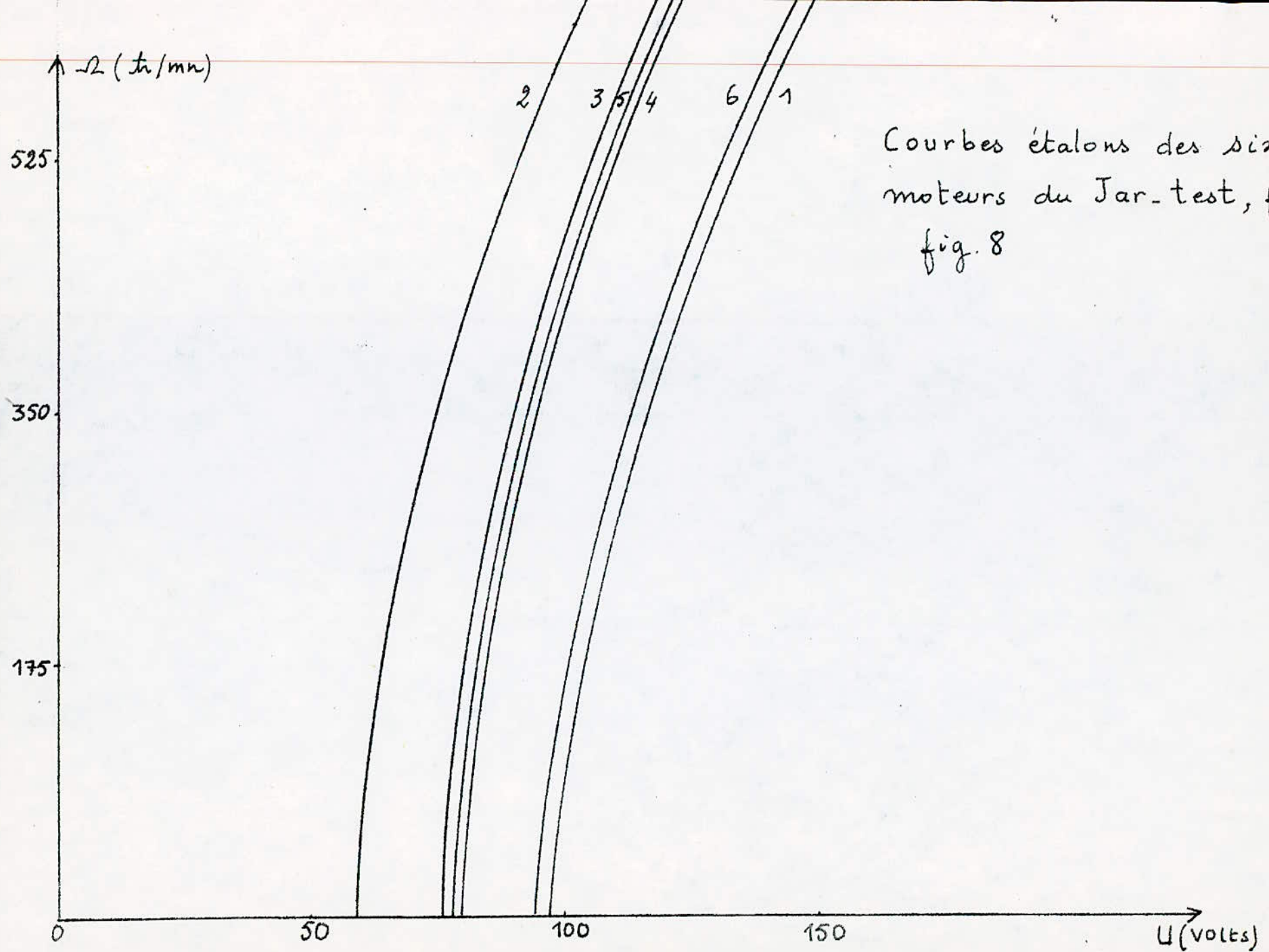
2- Conception du JAR-TEST.

L'appareil que nous avons conçu est composé de six supports indépendants, comprenant six moteurs respectivement (fig.7), chacun d'eux est muni d'un ensemble tige-pale de dimension $(48 \times 10) \text{mm}^2$.

La vitesse de rotation peut être variée à l'aide d'un rhéostat à curseur (fig.8)

JAR-TEST





Courbes étalons des six moteurs du Jar-test, fig. 7.
fig. 8

pour chaque moteur ou de l'ensemble, selon le but recherché.

La profondeur des pales dans les bâteaux est aussi variable à l'aide des vis papillons.

3- Mode opératoire (51).

L'essai de coagulation-floculation cherche à reproduire à petite échelle les processus complexes de celle-ci.

Il s'effectue en deux étapes:

- _ Un mélange rapide pour la déstabilisation.
- _ Une agitation lente pour la floculation.

La méthode consiste à:

- a- remplir les bâteaux d'eau brute jusqu'à un litre.
- b- placer les pales dans les bâteaux.
- c- mettre en marche les moteurs pendant le temps voulu, en réglant les vitesses correspondantes à chaque phase.
- d- mettre la quantité nécessaire de réactifs dans chaque bâteau ; en mentionnant l'instant d'ajout; aussi rapidement que possible.

4- Détermination de la bonne dose de coagulant (ou de floculant).

C'est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une surdose peut empêcher la formation de ponts interparticulaires (Lamer & Harly) cité par Walter (1).

Ainsi la dose de coagulant conditionne le fonctionnement des ouvrages de séparation et il est impossible de réaliser une bonne clarification si cette dose est mal ajustée.

5- Vitesses et temps d'agitation.

En introduisant le coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la suspension.

Une agitation très intense empêche l'agrégation des particules tandis qu'une agitation prolongée conduit systématiquement à la restabilisation du système agrégé.

La durée et l'intensité de l'agitation doivent être déterminées expérimentalement pour chaque eau, avec ses propres caractéristiques physico-chimiques.

6- Utilisation du JAR-TESTING.

Chaque station de traitement d'eau potable est censée être équipée d'un JAR-TEST.

Après avoir pris un échantillon représentatif de l'eau brute, on détermine ses caractéristiques par une analyse complète.

Dans le cas où la station est très importante et débite de grande quantité d'eau, il est plus intéressant d'avoir une analyse de l'eau en continu à l'aide d'un dispositif automatique, car dans pareille situation il est très difficile; voire impossible; d'avoir un échantillon vraiment représentatif pour le traitement.

Ceci permet aussi la détection rapide de pollution accidentelle.

On détermine les différentes doses optimales à utiliser ainsi que la correction de certains paramètres:

- _ pH
- _ Vitesses d'agitation durant la coagulation-floculation.
- _ Temps de séjour et débits.
- _ Lavage des filtres.

et ce en fonction des saisons (température, pluviométrie, vent) ainsi que les quantités, qualités d'eau demandées.

L'ensemble des analyses et procédés de traitement peut être archivé, il constituera un fichier important sur la qualité de ces eaux qu'on peut consulter à tout instant en cas de nécessité, pour l'extension de la station ou le dimensionnement d'une station annexe.

CHAPITRE HUITIEME

STATION DE TRAITEMENT DES EAUX DE GHRIB

1- Présentation du barrage (fig.9).

Le barrage de GHRIB est situé à la frontière de deux wilayas; Médéa et Ain-Defla; au niveau de la commune de Oued-Cheurfa. Les travaux de ce dernier ont débuté en 1927 et la première mise en eau s'est effectuée en 1936. Il est alimenté principalement par Oued-Cheliff et est considéré parmi les barrages les plus importants en Algérie. Sa superficie est de 14 Km^2 , le bassin versant a pour superficie totale de plus de 23300 Km^2 . Sa capacité effective est de 280 millions de m^3 mais ne retient actuellement que 166 millions de m^3 , qui sont destinées à satisfaire essentiellement les besoins d'irrigation de la vallée du Cheliff.

2- Présentation de la station de traitement .

Elle est installée sur la rive Est du barrage et est composée de deux parties qui ont le même procédé de traitement mais des capacités de traitement différentes.

La première partie (appelée plus communément l'étape II) alimente les villes de Médéa et Berrouaghia. Son débit effectif est de $600 \text{ m}^3/\text{h}$.

La deuxième partie (étape III) alimente la ville de Médéa seulement. Son débit effectif est de $1200 \text{ m}^3/\text{h}$.

La première partie de cette station a été réceptionnée en juin 1983, la seconde en 1984. Le rendement de la station n'est que de 50% actuellement à cause de certains problèmes hydrauliques: stations intermédiaires de refoulement.

Echelle : $\frac{1}{50\ 000}$

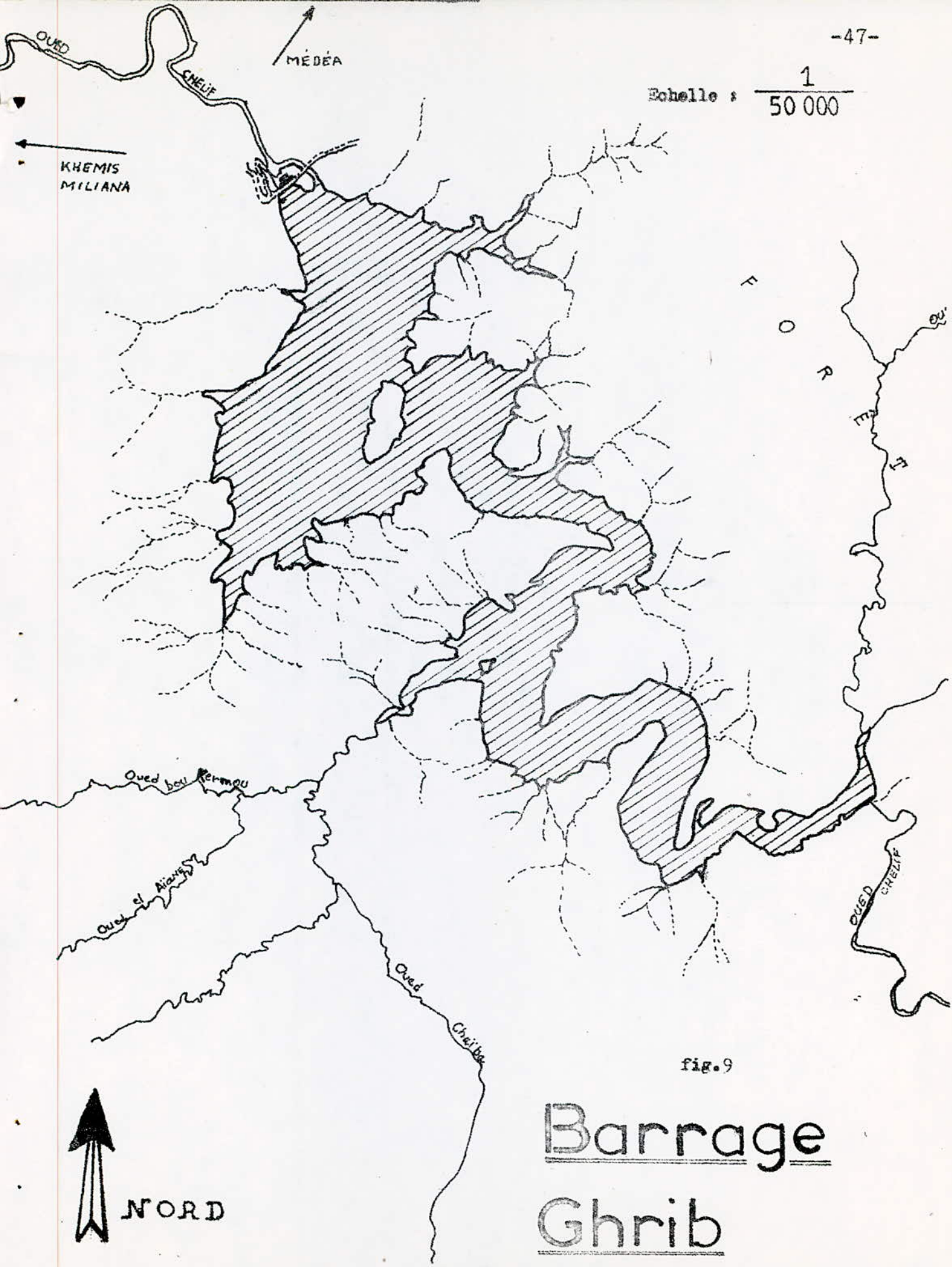


fig.9

Barrage
Ghrif

↑
NORD

Dans le tableau XI on trouve une description sommaire des principaux postes de la première partie de la station et leurs caractéristiques.

3- Principes généraux de fonctionnement (fig.10).

L'eau est prélevée dans la retenue au moyen d'électropompes refoulant l'eau dans le bassin de régulation, qui a pour rôle principal de répondre aux besoins d'alimentation fluctuants.

L'eau est admise ensuite par gravité dans les installations de traitement proprement dites.

D'abord dans un bassin de coagulation pourvu d'un agitateur à hélice tournant à grande vitesse (150 tr/mn), le temps de séjour est de 2 à 3 minutes, et des conduites d'injections de réactifs:

- le sulfate d'aluminium comme agent coagulant.
- l' A_2P_6 comme flocculant.

Les doses appliquées à la date du 28/04/1987 sont de 30 mg/l d' $Al_2(SO_4)_3$ et 0,15 mg/l d' A_2P_6 . A l'aide des pompes doseuses, on varie les débits des solutions de réactifs suivant les concentrations à appliquer .

L'eau passe ensuite à travers quatre bassins de floculation où les vitesses de rotation des pales (sous forme de grille) sont respectivement 4;2;1;0,5 tr/mn, le temps de séjour total est de 15 à 20 minutes.

La majeure partie des flocons formés est séparée par décantation simple; dans deux clarificateurs circulaires installés en parallèle; à contre courant. Le temps de séjour de chaque bassin est de 50 minutes.

Le reste des petits flocons, soit environ 30 %, est éliminé par filtration rapide sur sable. Il est procédé ensuite à la chloration des eaux traitées

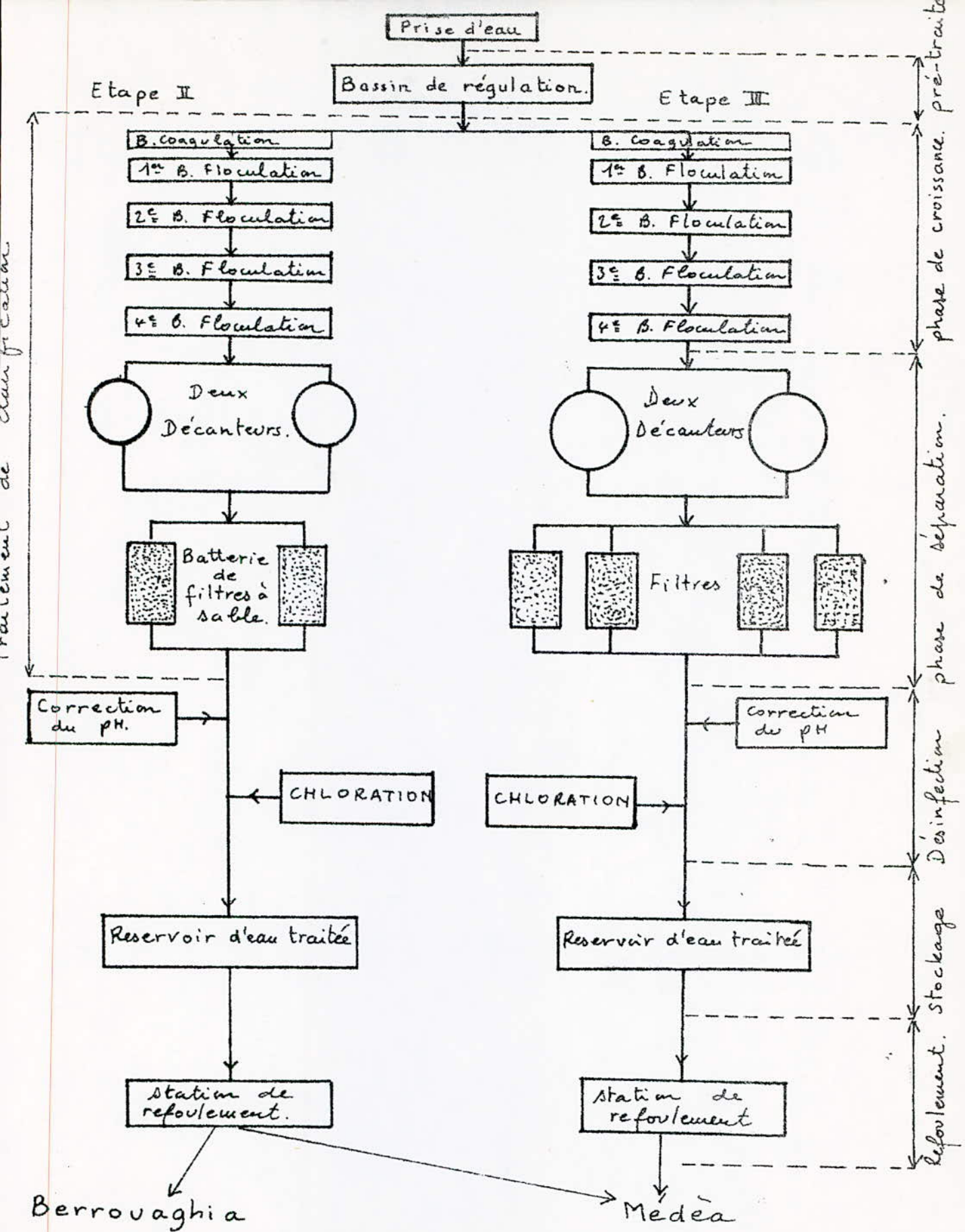
Tableau XI (53)

Les principaux postes fonctionnels de la station pour la première partie (étape II).

Poste	Caractéristiques	Fonction
Prise d'eau et réservoir de régulation	4x115 l/s 1095 m ³	Refoule l'eau brute de la retenue sur le réservoir de régulation
Poste de régulation et de mesure du débit		Régule le débit d'entrée sur les installation de traitement
Poste de dosage du sulfate d'aluminium	2x30-80 l/h	Adjonction en quantité contrôlée du sulfate d'aluminium en vue de la coagulation
Poste de dosage de soude	3x0-50 l/h	Correction du pH et activation du sulfate d'aluminium
Poste de dosage du polyélectrolyte	2x0-80 l/h	Assurer la coagulation-floculation ou améliorer la floculation.
Poste de chloration	2x8-50 l/h	Injection d'hypochlorite de sodium pour la préchloration ou postchloration
Poste de mélange et de floculation	1x40 m ³ 4x64 m ³	Introduction et mélange des réactifs puis formation du floc

Poste de mélange et de floculation	1x40 m ³ 4x64 m ³	Introduction et mélange des réactifs puis formation du floc
Poste de clarification	2x133 m ²	Elimination par décantation des flocons boueux préala- blement formés
Poste de filtration	4x6-8 m/h	Elimination des flocons résiduels
Postes de stockage et de refoulement	3x75 l/s 360 m ³	Stockage et refoulement d'eau traitée

(suite du tableau XI (53))



SCHEMA DE PROCESS DE LA STATION.

figure. 10

DIAGRAMMES LOGARITHMIQUES

Nom: *Boughedaoui Menaver.*

N° 1

-53-

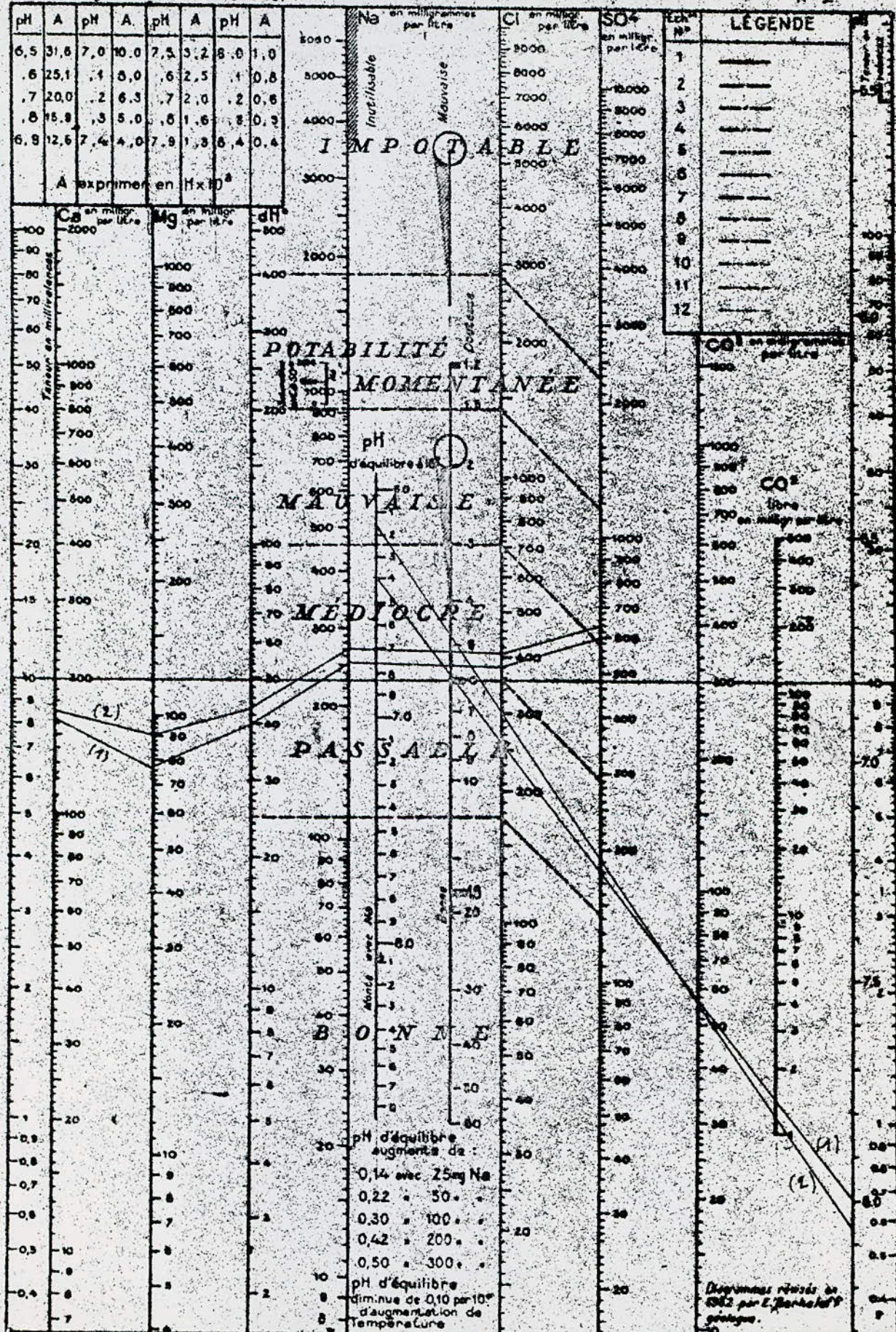


figure 11

(1). moyennes en surface

(2). moyennes en profondeur

DIAGRAMME D'ANALYSE D'EAU

d'après PIPER (U.S Geological Survey)

figure 12.

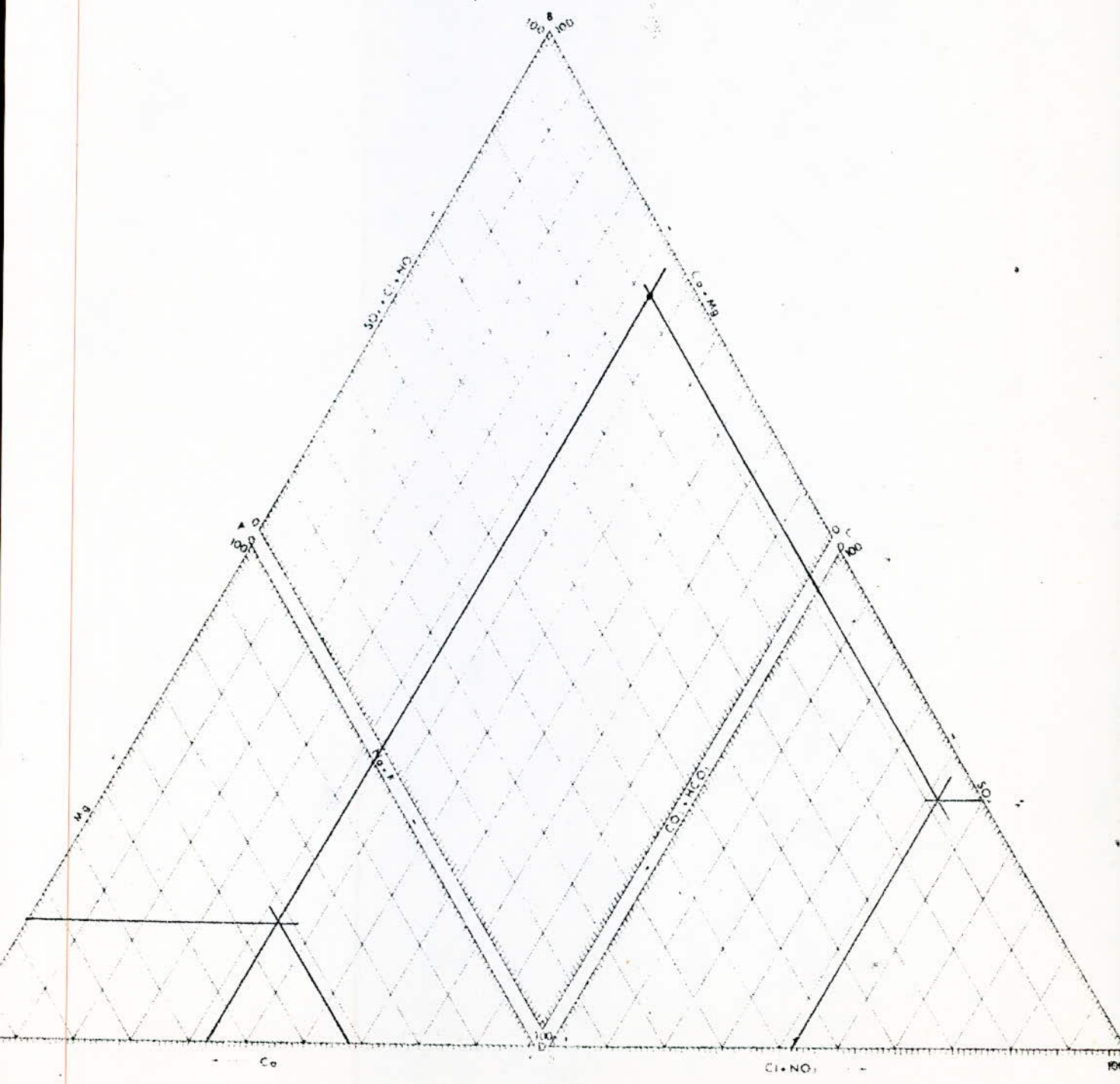


Tableau XII

Caractéristiques des eaux brutes de GHRIB. (D'après les analyses de l'INRH durant 1985 - 1986).

Paramètres	Valeurs en surface		Valeurs en profondeur	
	min	max	min	max
Température (°C)	8,0	27,0	8,4	21,0
pH	7,1	8,5	7,5	8,8
Conductivité (μ S/cm)	1525	2920	2850	5880
Turbidité (NTU)	11		25	
Dureté (°F)	59,4	98	58,3	105,5
Résidu sec (mg/l)	1373	2154	1419	3077
Calcium (mg/l)	123	223	125	298
Magnésium (mg/l)	57	111	51	148
Potassium (mg/l)	6	15	8	15
Sodium (mg/l)	183	337	190	455
Chlorures (mg/l)	290	525	295	575
Sulfates (mg/l)	465	813	480	1250
Silice (mg/l)	0,1	4,8	0,6	22,4
DBO ₅ (mg/l)	0,2	5,3	0,3	5,4
DCO (mg/l)	10	80	10	140
Matières organiques (mg/l)	3,1	15,9	3,0	11,0
Oxygène dissous (mg/l)	6,5	10,95	3,4	5,1
Phosphate total (mg/l)	0,05	0,62	0,03	0,47
Nitrites (mg/l)	0,03	0,33	0,01	0,34
Salinité totale (mg/l)	762	2628	2565	5292

Tableau XIII

Moyennes des concentrations annuelles (1985-1986) de chaque paramètre.
Intervalles de confiance bilatérales de 95% pour chacun, en surface et en profondeur.

Paramètres	En surface		En profondeur	
	\bar{X} Moyenne	I.C	\bar{X}	I.C
Température (°C)	18,9	16,7 - 21,1	15,1	13,4 - 16,6
pH	8,1	7,9 - 8,2	7,7	7,5 - 7,8
Conductivité (μ S/cm)	2285	2156 - 2414	2315	2030 - 2600
Dureté (°F)	72	68 - 76	75	68 - 82
Résidu sec (mg/l)	1716	1620 - 1811	1768	1629 - 1907
Calcium (mg/l)	163	150 - 170	159	144 - 175
Magnésium (mg/l)	75	69 - 80	87	67 - 107
Potassium (mg/l)	11	10 - 12	11	10 - 12
Sodium (mg/l)	247	227 - 266	254	230 - 279
Chlorures (mg/l)	376	346 - 406	393	347 - 438
Sulfates (mg/l)	606	568 - 643	640	576 - 704
Silice (mg/l)	3,12	1,65 - 4,34	4,61	3,15 - 6,06
DBO ₅ (mg/l)	2,3	1,4 - 3,2	2,3	1,4 - 3,2
DCO (mg/l)	31	24 - 38	35	25 - 46
Oxygène dissous (mg/l)	8,7	8,3 - 9,1	6,6	5,5 - 7,7
Phosphate total (mg/l)	0,14	0,09 - 0,17	0,16	0,11 - 0,20
Nitrites (mg/l)	0,15	0,12 - 0,18	0,18	0,12 - 0,24
Salinité total (mg/l)	2056	1940 - 2172	2083	1827 - 2340

valle de confiance de 95 % de chaque moyenne et pour chaque paramètre.

5-1- Essai d'interprétation de l'origine de la salinité.

On tentera dans ce qui suit d'interpréter l'origine de cette salinité anormalement élevée, qui se trouve probablement dans les sources de ces eaux en amont de l'Oued-Cheliff.

Ayant remarqué que les teneurs en sulfates, sodium, chlorures et la conductivité sont plus élevées en profondeur du barrage qu'à la surface, on a donc émis l'hypothèse suivante:

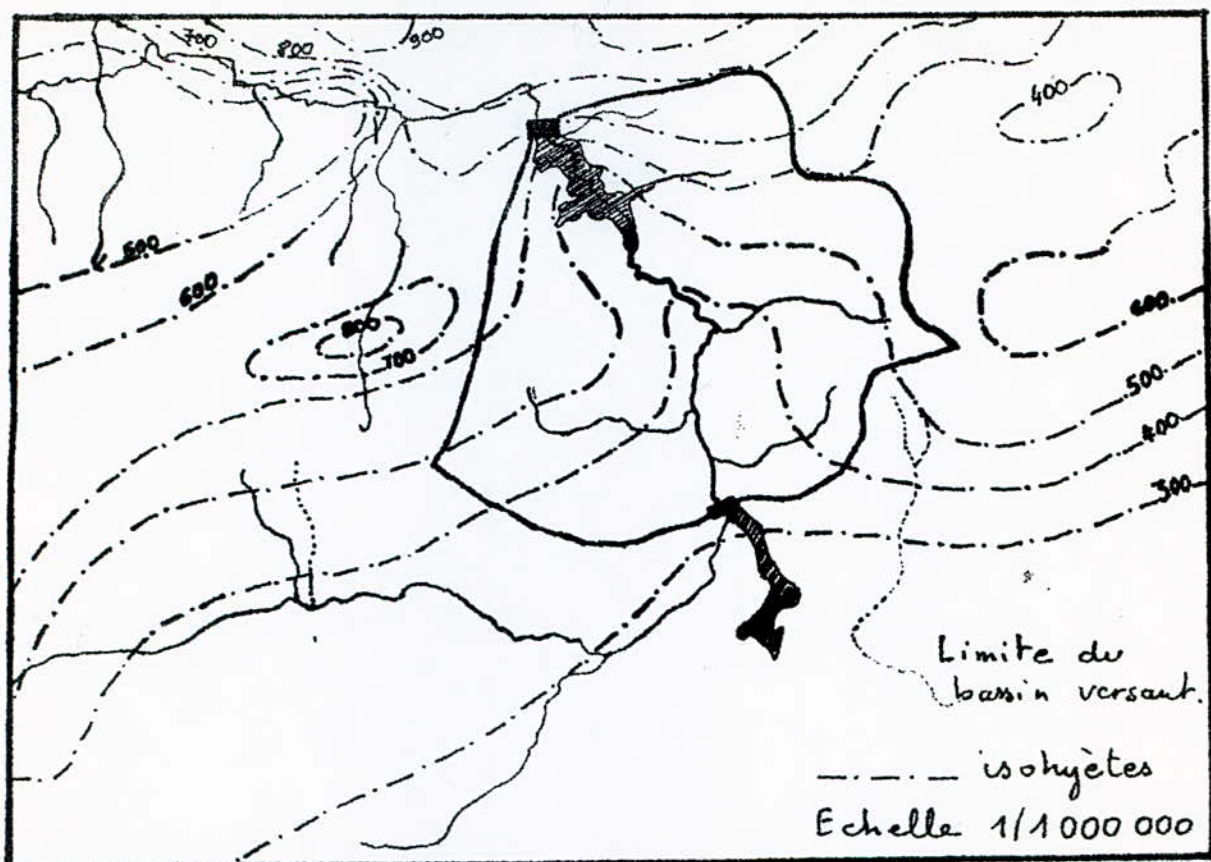
Le barrage peut être alimenté par des eaux souterraines fortement salées. Mais la consultation du profil géologique (fig.13) nous obligea d'écarter totalement cette hypothèse. En effet, le fond du barrage est constitué de deux couches imperméables contenant essentiellement de l'argile, marne et schiste. Les deux couches appartiennent au crétacé et au miocène.

En suivant le cours d'eau vers l'amont, on s'est rendu compte que le barrage de Boughazoul est très salé. Les eaux de ruissellement se chargent en sels dissous selon les terrains traversés.

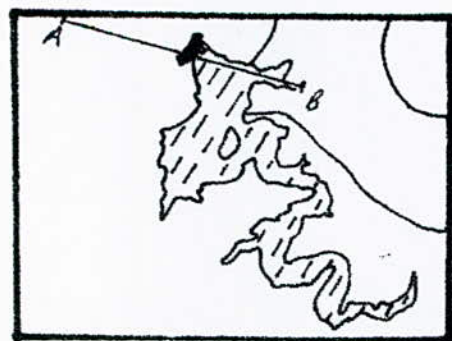
On conclut que la salinité de ces eaux n'est pas due à une infiltration d'eau souterraine au niveau du barrage, le lit de celui-ci étant imperméable. Ce qui concorde parfaitement avec les critères généraux du choix du site d'un barrage.

A cette source directe de salinité (Boughazoul), il faut ajouter un facteur important dans la concentration des sels: L'évaporation.

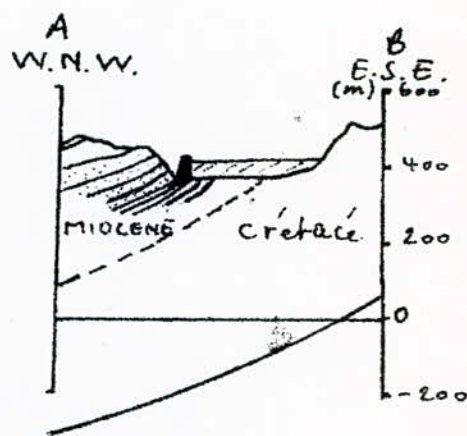
L'importante insolation le long de l'année, l'irrégularité de la pluviométrie, l'exposition du barrage aux vents divers, la profondeur et la superficie de celui-ci sont des paramètres qui influent considérablement sur l'évaporation,



Bassin versant du Bauage de Ghibib.



Coupe A-B.



Echelle 1/200 000.

Profil Géologique du Bauage
figure 13.

qui atteint 0,94 m/an au nord de l'Algerie.

5-2- Quelques remarques concernant la station.

* Le bassin de régulation a une conduite de vidange qui ne coïncide pas avec le fond du bassin, chose qui rend le nettoyage du bassin très difficile pour le personnel.

La préchloration n'est pas effectuée, ce qui laisse pousser une grande quantité d'algues, vu qu'il n'y a aucun système de brassage.

* Il n'y a aucune conduite de vidange dans les bassins de coagulation-floculation et de stockage d'eau traitée.

* Les pH d'eau brute et traitée sont compris entre 7,5 et 8,5 et il n'y a aucune correction de pH à apporter. Tous les dispositifs pour cette fonction sont à l'arrêt.

* Le rejet des eaux de lavage s'effectue en amont de la prise d'eau.

5-3- Conclusion générale.

D'après certains paramètres (DBO_5 , DCO, NO_2 , ...) et constatations in-situ (couleur, goût d'eau brute, vie aquatique, inexistence totale d'industrie en amont du barrage jusqu'à présent), on ne peut parler de pollution organique mais le rejet des eaux usées domestiques des communes situées en amont et en aval du barrage reste inquiétant à plus d'un titre.

Les autorités locales sont tenues à veiller à la protection des cours d'eaux qui alimentent le barrage contre tout rejet polluant, ceci conformément aux dispositions du titre VI, chapitre I et II relatives à la lutte contre la

pollution et protection des ressources en eaux, et du titre X relatif aux sanctions, de la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983 .

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux de GHRIB sont globalement dans les normes de potabilité, sauf pour la turbidité (11 - 15 FTU), dureté (68 - 76 °F), et salinité* (1940 - 2172 mg/l). Si le traitement de coagulation-floculation est efficace pour l'élimination de la turbidité, il reste cependant inefficace pour le dessalement et l'adoucissement de l'eau. Pour cette raison, la turbidité sera le paramètre principal que nous suivrons lors de notre étude.

* Calcul des sels totaux dissous (TDS) selon (55)

CHAPITRE NEUVIEME

Etude de la fixation des chlorures par la bentonite.

1- Adsorption des chlorures par la bentonite naturelle.

On se propose d'étudier cette adsorption dans différents milieux.

1-1- En milieu très acide.

Les chlorures dans ce cas proviennent de l'acide chlorhydrique.

Mode opératoire qui sera identique à toutes les expériences suivantes.

- un bûcher de 300 ml.

- masse* de bentonite: 0,5 g (séchée à 105 °C . granulométrie $< 100 \mu\text{m}$).

- volume* de la solution : eau distillée + HCl : 200 ml .

- pH de la solution compris entre 1 et 3 .

- temps d'agitation : 20 minutes .

- temps de décantation : 30 minutes .

- filtration sur papier filtre .

La quantité de chlorures introduite est toujours croissante. Le dosage des chlorures restant en solution, après contact entre bentonite et chlorures, est effectué par la méthode** de MOHR et ALEKIN (56,57).

1-2- En milieu acide.

Les chlorures provenant du chlorure de sodium, le milieu est acidifié avec l'acide acétique, $2 < \text{pH} < 4$, on procède comme au 1-1 .

1-3- En milieu peu acide en présence de sulfates.

Cette expérience est réalisée afin d'évaluer l'influence des sulfates sur la fixation des chlorures, en introduisant à chaque fois 1 g d' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, ainsi qu'une quantité croissante de NaCl .

$5,6 < \text{pH} < 6,5$.

* Le rapport masse/volume est maintenu constant et vaut 2,5 g/l.

** Voir annexe I .

1-4- En milieu neutre.

A partir d'une solution de NaCl; on injecte des doses croissantes dans le b cher, $6,6 < \text{pH} < 7,7$.

Durant toutes les expériences précédantes, la température était comprise entre $16\text{ }^\circ\text{C}$ et $18\text{ }^\circ\text{C}$.L'ensemble des résultats est représenté sur la figure 14.

1-5- Interprétation des résultats.

Il semble que l'adsorption des chlorures sur la bentonite suit l'équation de Freundlich.

$$\frac{X}{m} = K \cdot C^n$$

où $\frac{X}{m}$: quantité de chlorures adsorbée par la masse m de bentonite.

C : concentration en chlorures.

K, n : deux constantes.

On a déterminé les constantes K et n graphiquement pour les différents cas.

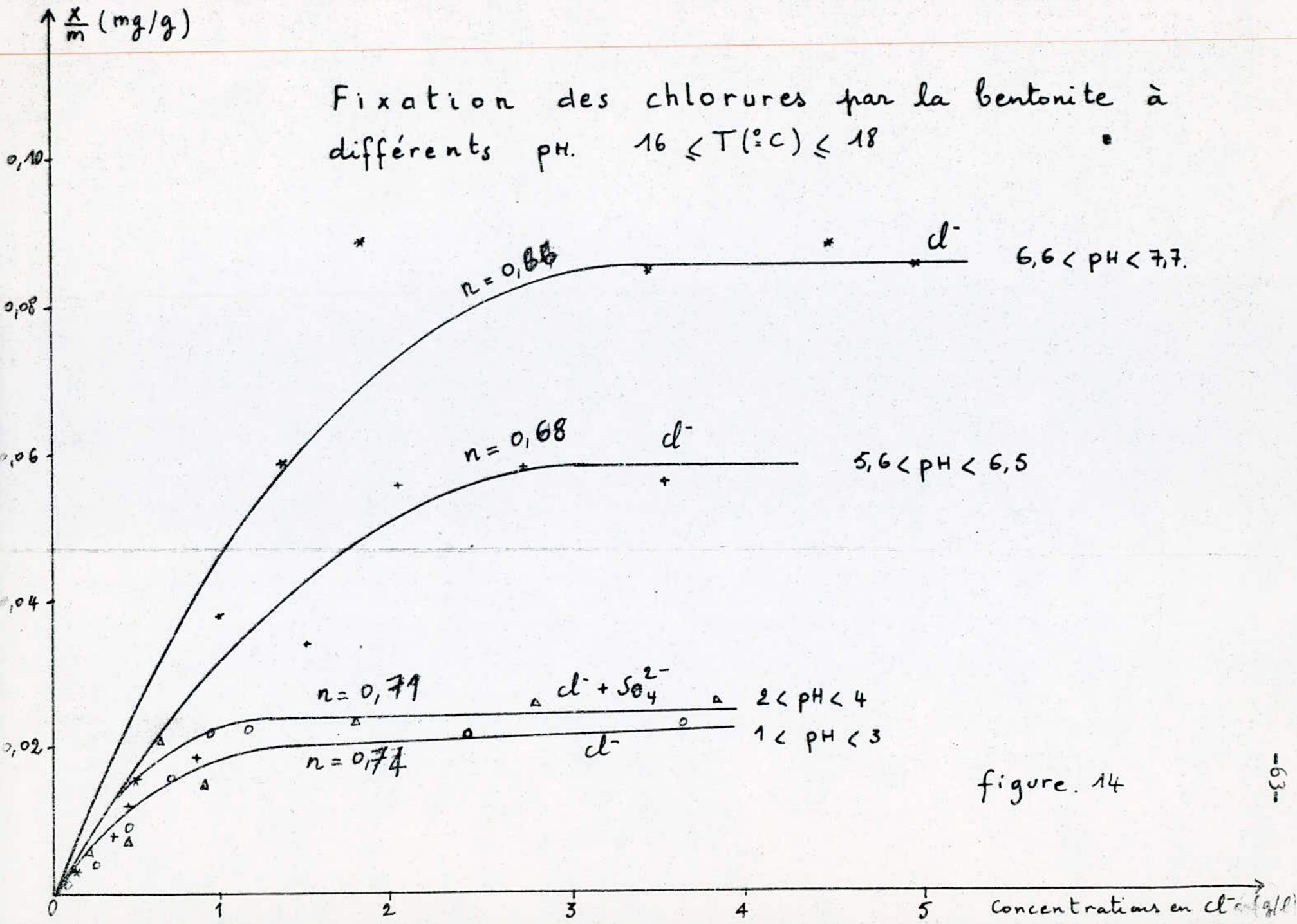
milieu	n	K
Très acide	0,74	0,012
Acide	0,71	0,015
Peu acide	0,68	0,029
Neutre	0,66	0,034

L'adsorption est d'autant plus forte que n est petit (58). Dans notre cas n est supérieure à $0,6$, on conclut qu'il y a une faible adsorption des chlorures. Certains auteurs attribuent l'adsorption des anions à l'échange des hydroxyles périphériques, ceux entre les feuillets restent inaccessibles (59).

On remarque que le pH influe considérablement sur la fixation des chlorures. En milieu neutre ou légèrement alcalin la fixation est meilleure, et atteint $0,09\text{ mg/g}$. C'est la grande mobilité des protons en milieu acide qui doit empêcher cette fixation.

Selon (13), la fixation de certains cations diminue avec l'élevation du pH. Ayant constaté que l'élevation du pH favorise la fixation des anions, on dira que l'adsorption des ions (anions et cations) varie en sens contraire en fonction du pH, quand le pH croît il y a une meilleure fixation des anions et une légère diminution de cations fixés et vice versa .

Fixation des chlorures par la bentonite à différents pH. $16 \leq T(^{\circ}\text{C}) \leq 18$



Cette constatation étant faite, notons que le rapport des cations et anions fixés reste très grand en faveur des cations, quelque soit le pH du milieu .

Il serait fort intéressant d'étudier l'adsorption des anions sur la bentonite dans différentes conditions de température, pH, et activation de celle-ci, avec des méthodes d'analyses très fiables.

CHAPITRE DIXIEME

ESSAI de floculation de la bentonite

1- Floculation de la bentonite seule à différents pH.

Les essais de floculation ont été effectués à l'aide d'une éprouvette d'un litre de hauteur 34 cm, la suspension a une concentration en bentonite toujours égale à 8 g/l, avec un pH variable. Elle est agitée pendant 10 minutes. Après quoi elle est immédiatement renversée dans l'éprouvette, on mesure ensuite la cinétique de la floculation en évaluant la hauteur de liquide qui se clarifie, au-dessus du floc en formation .

Les figures 15 et 16 indiquent les résultats obtenus .

1-1- Interprétation.

Les courbes de floculation obtenues sur la bentonite seule montrent que le pH influe sur la floculation .

Aux pH supérieurs à 7 les suspensions sont de plus en plus stables et il est normal que cette stabilité diminue avec le pH .

En effet, en milieu acide les charges anioniques majoritaires de l'argile sont neutralisées par les protons en solution très mobiles, s'effectue ensuite une coagulation-floculation qui permet d'avoir une bonne clarification .

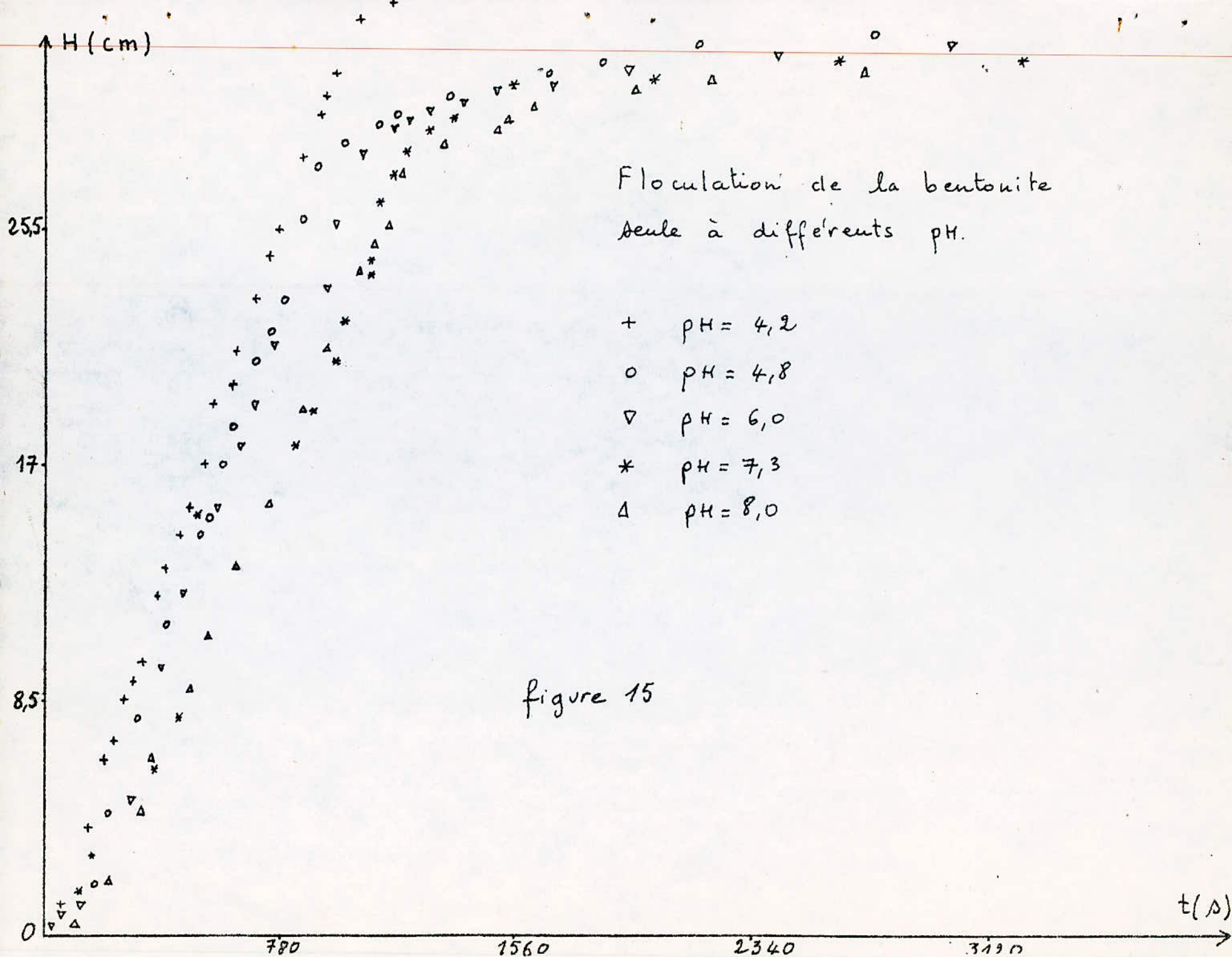
Par contre, en milieu alcalin les protons sont nettement moins mobile et la charge négative est maintenue ce qui confère à la suspension une certaine stabilité .

2- Floculation de la bentonite en présence de silice activée à différents pH.

On effectue les essais comme au paragraphe 1 en ajoutant seulement 5 mg/l de silice activée par la méthode de Baylis* .

Les figures 17 et 18 indiquent les résultats obtenus .

* Voir annexe II .



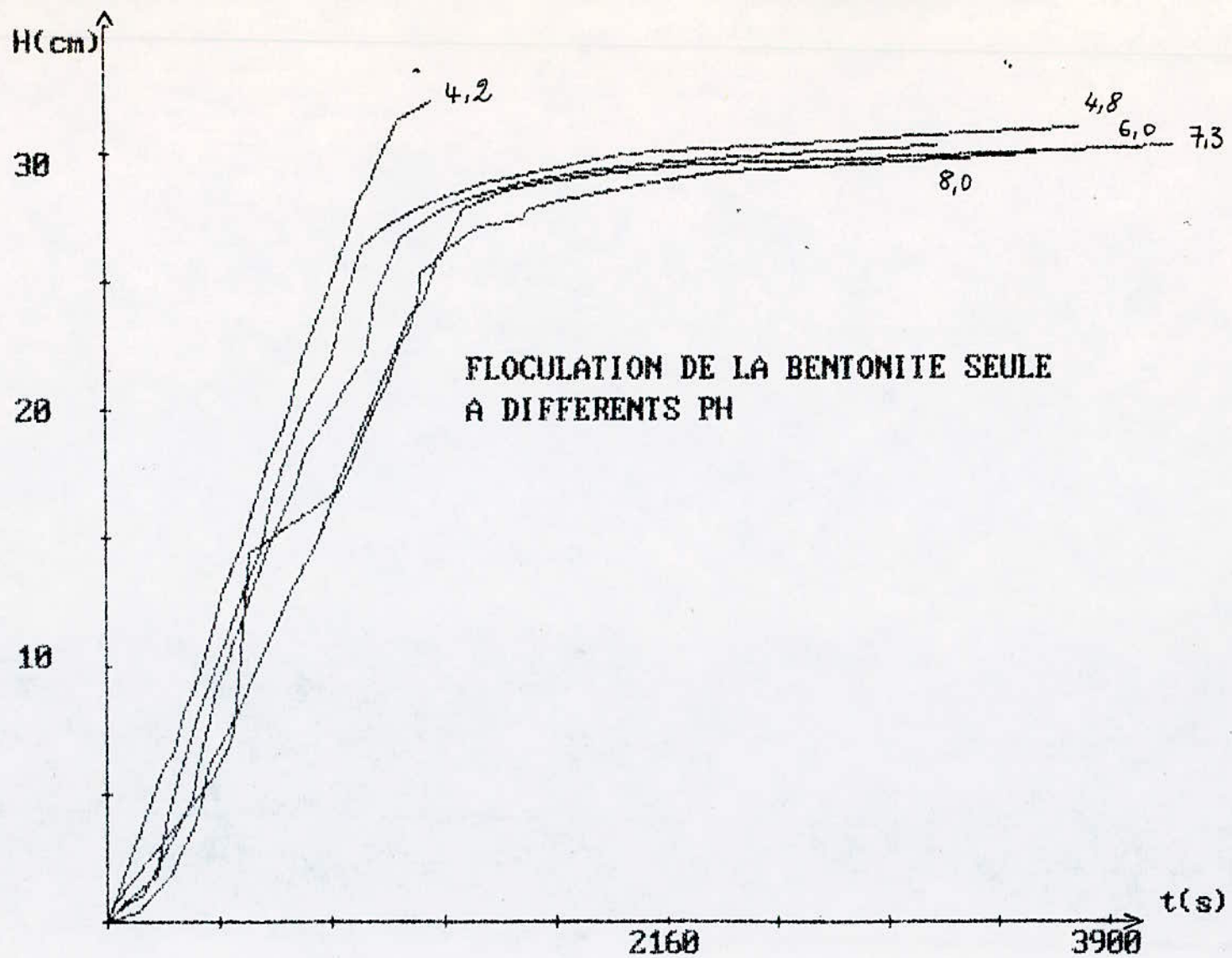


figure 16.

Flocculation de la bentonite
avec la silice activée à
différents pH.

25,5
17
8,5
0

- Δ pH = 7,1
- ∇ pH = 6,2
- + pH = 5,2
- o pH = 2,8
- * pH = 7,7

figure 17

-69-

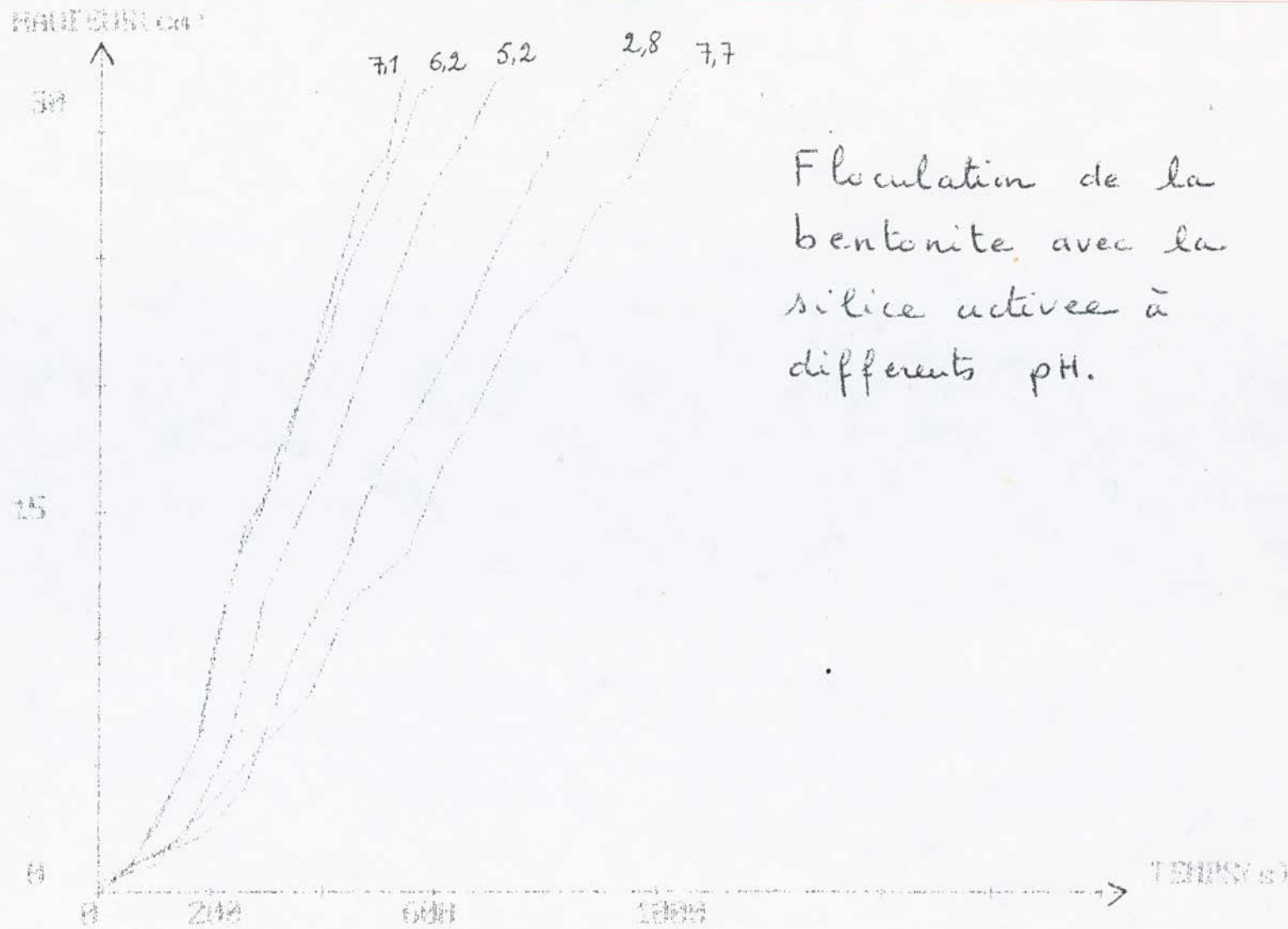
t(s) →

780

1560

2340

3120



Flocculation de la bentonite avec la silice activee à differents pH.

figure 18

2-1- Interprétation .

En présence de silice activée, la clarification est nettement meilleure comparée à celle de la bentonite seule, mais l'efficacité est différente selon que l'on se trouve au-deçà ou au-delà de $\text{pH} = 7,1$.

On observe sur la figure 18 que l'efficacité de la clarification croît avec le pH jusqu'à un $\text{pH} = 7,1$ puis chute brusquement à $\text{pH} = 7,7$.

L'explication de ce phénomène se trouve vraisemblablement dans l'existence de deux paramètres concurrentiels influant la floculation :

a/ La silice activée est constituée d'une solution d'acide polysilicique $(\text{H}_2\text{SiO}_3)_4$ provenant de la polymérisation de l'acide silicique. Plus l'extension de la chaîne du polymère est importante et plus la formation de pontages interparticulaires est favorisée.

La polymérisation de l'acide silicique a lieu à pH acide et dès que le pH devient alcalin on pense qu'il y a une dépolymérisation à la suite de la neutralisation de cet acide. C'est pour cette raison qu'il y a un saut entre $\text{pH} = 7,1$ et $\text{pH} = 7,7$ dans la position des courbes.

b/ D'autre part, plus le pH croît et plus le nombre des charges négatives augmente, ce qui donne à la suspension une certaine stabilité, à cause des répulsions électrostatiques. La floculation devient plus lente.

3- Conclusion.

Ces résultats montrent que pour la combinaison entre bentonite naturelle et silice activée, il y a un véritable seuil qui se situe au pH maximum d'extension des chaînes de polymérisation. Ce seuil semble correspondre à l'apparition dans le milieu d'un excès d'ions hydroxydes libres. Il serait intéressant d'en faire la vérification par voie électrochimique.

CHAPITRE ONZIEME

OPTIMISATION du traitement

1- Recherche des conditions opératoires optimales de floculation.

Chaque eau et chaque montage (Jar-test) a ses propres caractéristiques, il est donc normal de chercher les conditions opératoires optimales pour chaque cas. La prise d'échantillon d'eau brute s'est effectuée dans le bassin de régulation de la station. Le principal paramètre que nous suivrons est la turbidité. On opérera toujours sur un litre d'eau brute pour chaque poste (fig.7) et après décantation on préleve 200 ml d'eau de chaque pot afin d'effectuer les mesures désirées, ceci pour éviter une éventuelle remise en suspension du floc si on avait essayé de récupérer une plus grande quantité d'eau.

1-1- Les différentes phases de coagulation-floculation.

Les essais de floculation comporte trois phases:

1-1-1- Phase d'agitation rapide.

Durant cette phase on procède à l'introduction et à la dispersion des réactifs dans le milieu. C'est la phase de déstabilisation des particules.

1-1-2- Phase d'agitation lente.

Pendant cette phase, c'est la formation du floc qui a lieu ou floculation proprement dite .

1-1-3- Phase de décantation.

C'est l'entraînement du floc vers le fond en un mouvement uniforme.

Pour chaque phase on détermine la vitesse et la durée optimale d'agitation pour la clarification de l'eau.

On juge la bonne clarification des eaux par la mesure de la turbidité de l'eau

floculée et décantée, avec la méthode néphélométrique à la formazine* .

Dans toute cette phase de mise au point des conditions opératoires, les doses provisoires de produits ajoutés seront les suivantes :

$Al_2(SO_4)_3^{**}$: 30 mg/l avec silice activée : 0,5 mg/l
bentonite : 1,0 mg/l

1-2- Etude de la phase d'agitation rapide.

Pour avoir une bonne répartition des produits au sein de l'eau, il faut que le sel coagulant et les adjuvants de floculation soient introduits le plus rapidement possible dans le milieu et que l'agitation soit vigoureuse.

Il n'est pas nécessaire que l'agitation soit très longue quels que soient les adjuvants utilisés.

En variant la vitesse d'agitation tout en maintenant le temps de celle-ci constant puis en variant le temps d'agitation en laissant la vitesse constante, on détermine les conditions optimales pour cette phase qui sont :

- vitesse d'agitation rapide : 200 tr/mn.

- durée totale d'agitation : 3 mn, se décomposant comme suit :

* t = 0 mn, début de l'agitation rapide et introduction du sulfate d'alumine.

* t = 1 mn, introduction des adjuvants.

* t = 3 mn, fin d'agitation rapide.

Dans tout ce qui suit, on se conformera aux conditions décrites ci-dessus .

1-3- Etude de la phase d'agitation lente.

1-3-1- Etude de la durée.

On se fixe une vitesse d'agitation de 60 tr/mn et on fait varier le temps d'agitation lente entre 10 mn et 40 mn. Les autres paramètres de l'expérience sont :

- agitation rapide : 3 mn à 200 tr/mn.

- décantation : 20 mn.

* Voir annexe III .

** $Al_2(SO_4)_3 \cdot 16H_2O$.

On a observé que pour avoir une bonne formation du floc et par là une bonne clarification de l'eau, il est nécessaire que l'agitation lente dure 15 mn. Si le temps est plus court, le floc n'a pas assez de temps pour se former complètement, et un temps plus long n'apporte pas d'amélioration.

1-3-2- Etude de la vitesse.

En gardant pour la phase d'agitation lente cette durée optimale de 15 mn, on fait varier la vitesse d'agitation entre 10 tr/mn et 80 tr/mn, en gardant les mêmes conditions pour l'agitation rapide et la décantation.

On constate que la vitesse qui produit la meilleure agrégation du floc; sans casser celui-ci; est la vitesse de 40 tr/mn.

1-4- Etude du temps de décantation.

Le temps est varié entre 5 mn et 60 mn, les gros floccs décantent vite au bout de 10 mn, mais la décantation est achevée au bout de 35 mn.

1-5- Conclusion.

La température était de 18 °C - 20 °C. Dans nos essais ultérieurs de floculation, on suivra les conditions expérimentales optimales que nous avons déterminées :

- agitation rapide (ajout de réactifs) : 3 mn à 200 tr/mn .
- agitation lente : 15 mn à 40 mn⁴ tr.
- décantation : 35 mn .

On s'est limité à l'étude de la floculation au sulfate d'alumine, ce sel étant utilisé actuellement à la station de traitement de GHERIB .

2- Etude comparative de quelques flocculants.

Dans ce qui suit, on utilisera l' $Al_2(SO_4)_3$ comme coagulant avec l' AsP_6^* , la silice activée et la bentonite comme flocculants.

L'expérience consiste à comparer certains flocculants, la dose d' $Al_2(SO_4)_3$ est fixée à 30 mg/l.

Les doses de flocculants sont variables et les conditions opératoires suivies sont ceux trouvées plus haut. On mesure la turbidité résiduelle dans chaque cas.

* L' AsP_6 est un polyelectrolyte à base de phosphate et d'arsenic.

La turbidité initiale est de 11 FTU. Les tableaux suivants donnent les résultats obtenus.

2-1- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et Bentonite seule.

Dose de bentonite en mg/l	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
Turbidité résiduelle en FTU	4,4	4,2	4,5	4,6	4,9	5,2

2-2- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et Silice activée seule.

Dose de silice activée en mg/l	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8
Turbidité résiduelle en FTU	3,6	1,5	2,7	2,4	2,7	3,1

2-3- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et ASP_6 seule.

Dose d' ASP_6 en mg/l	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30
Turbidité résiduelle en FTU	2,4	1,4	0,7	0,7	0,8	0,9

On remarque que la bentonite seule ne peut être utilisée comme flocculant.

2-4- Etude de la bentonite utilisée conjointement avec la silice activée.

On essaiera la floculation de la bentonite avec 30 mg/l de sulfate d'alumine et 0,2 mg/l de silice activée; dose optimale trouvée plus haut.

Les résultats d'expérience sont :

Dose de bentonite en mg/l	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
Turbidité résiduelle en FTU	2,4	1,3	0,9	1,6	2,1	1,7

On note immédiatement que la turbidité résiduelle correspondant à 0,3 mg/l de bentonite est de 0,9 FTU, la valeur minimale à toutes les valeurs de turbidité trouvées précédemment.

Ainsi on peut dire que l'adjonction de bentonite à la silice activée diminue considérablement la turbidité de l'eau, par rapport à ce que l'on obtient dans les mêmes conditions opératoires avec la silice activée seule, bentonite seule. La turbidité résiduelle après traitement avec l' ASP_6 est légèrement inférieure

à celle trouvée avec la silice activée et la bentonite, d'où l'intérêt d'introduire la bentonite pour le traitement d'eau conjointement avec la silice activée. (fig.19).

Contrairement à ce que l'on croyait, la bentonite peut être utilisée dans le traitement d'eau potable, comme adjuvant de floculation et sorbant efficace de certains micro-polluant (chap.III, § 4-3-1).

3- Recherche des doses optimales des réactifs.

Toujours à l'aide du Jar-test, on ajoute des doses croissantes de réactifs dans les conditions opératoires optimales trouvées.

Les résultats sont résumés dans les tableaux suivants.

* $Al_2(SO_4)_3$.

Dose d' $Al_2(SO_4)_3$ en mg/l	15	20	25	30	35	40.
Turbidité résiduelle en FTU	5,1	4,8	4,2	3,0	2,6	2,7

La dose optimale est de 36 mg/l, déterminée graphiquement (fig.20).

* 36 mg/l d' $Al_2(SO_4)_3$ et silice activée.

Dose de silice activée en mg/l	0,1	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8
Turbidité résiduelle en FTU	3,1	2,7	2,1	2,0	2,1	2,2

La dose optimale de silice activée est de 0,45 mg/l (fig.21).

* 36 mg/l d' $Al_2(SO_4)_3$ et 0,45 mg/l de silice activée et Bentonite.

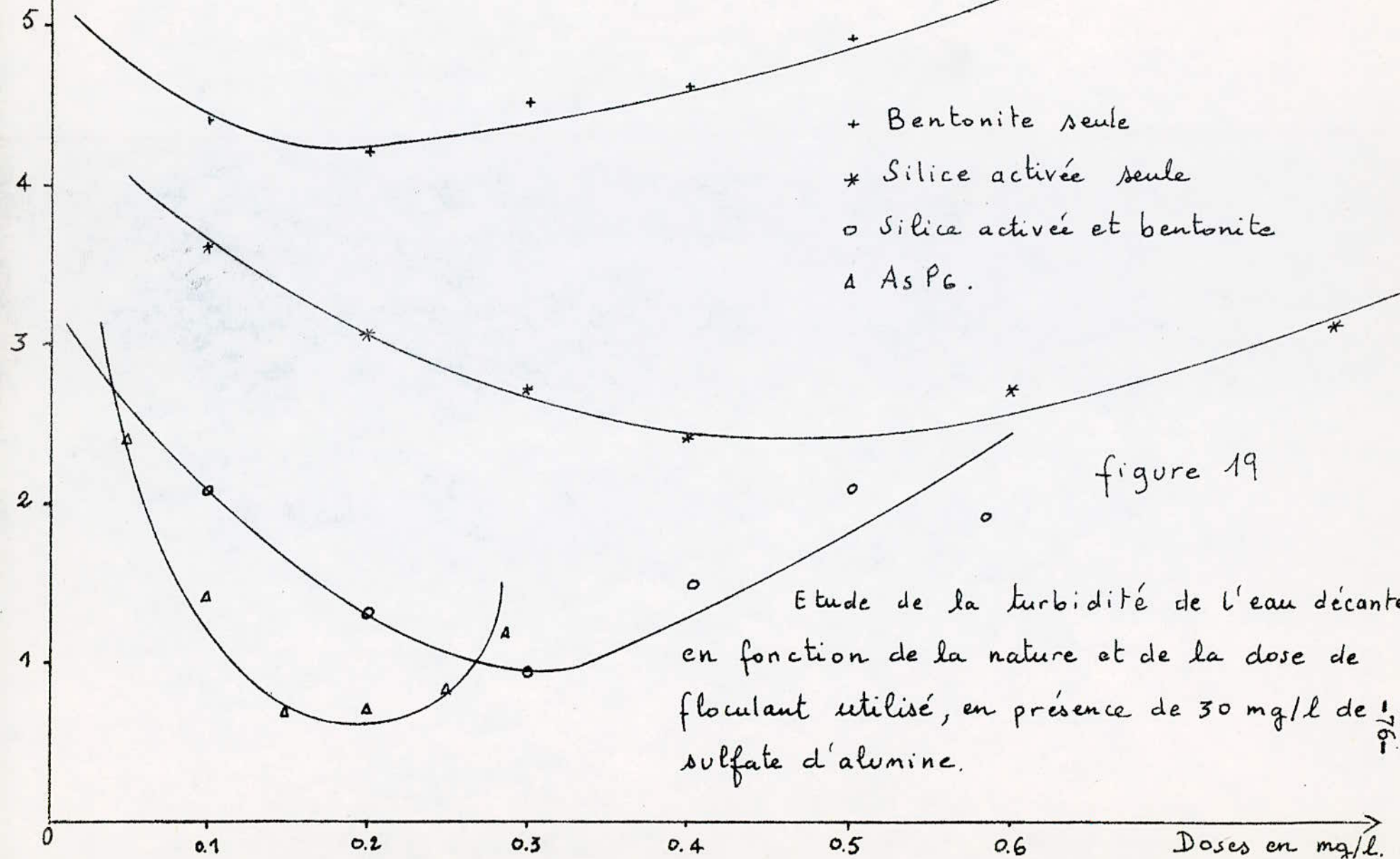
Dose de bentonite en mg/l	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
Turbidité résiduelle en FTU	2,3	1,3	0,8	0,9	1,6	2,9

La dose optimale de bentonite est de 0,3 mg/l (fig.22).

En résumé, les doses optimales trouvées sont :

- $Al_2(SO_4)_3$: 36 mg/l
- Silice activée : 0,45 mg/l

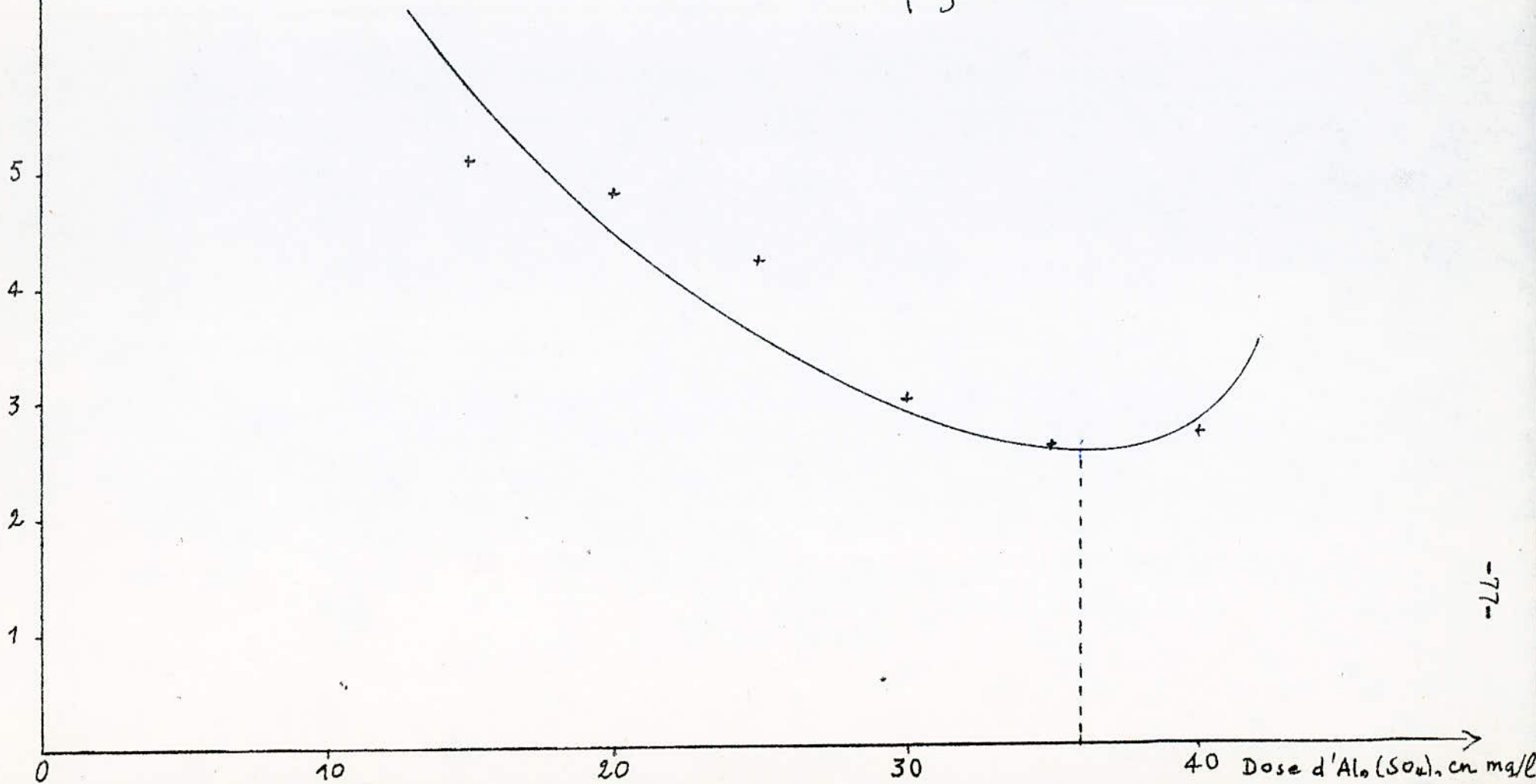
Turbidité résiduelle. (FTU).



Turbidité résiduelle (FTU).

Détermination de la dose optimale d' $Al_2(SO_4)_3$.

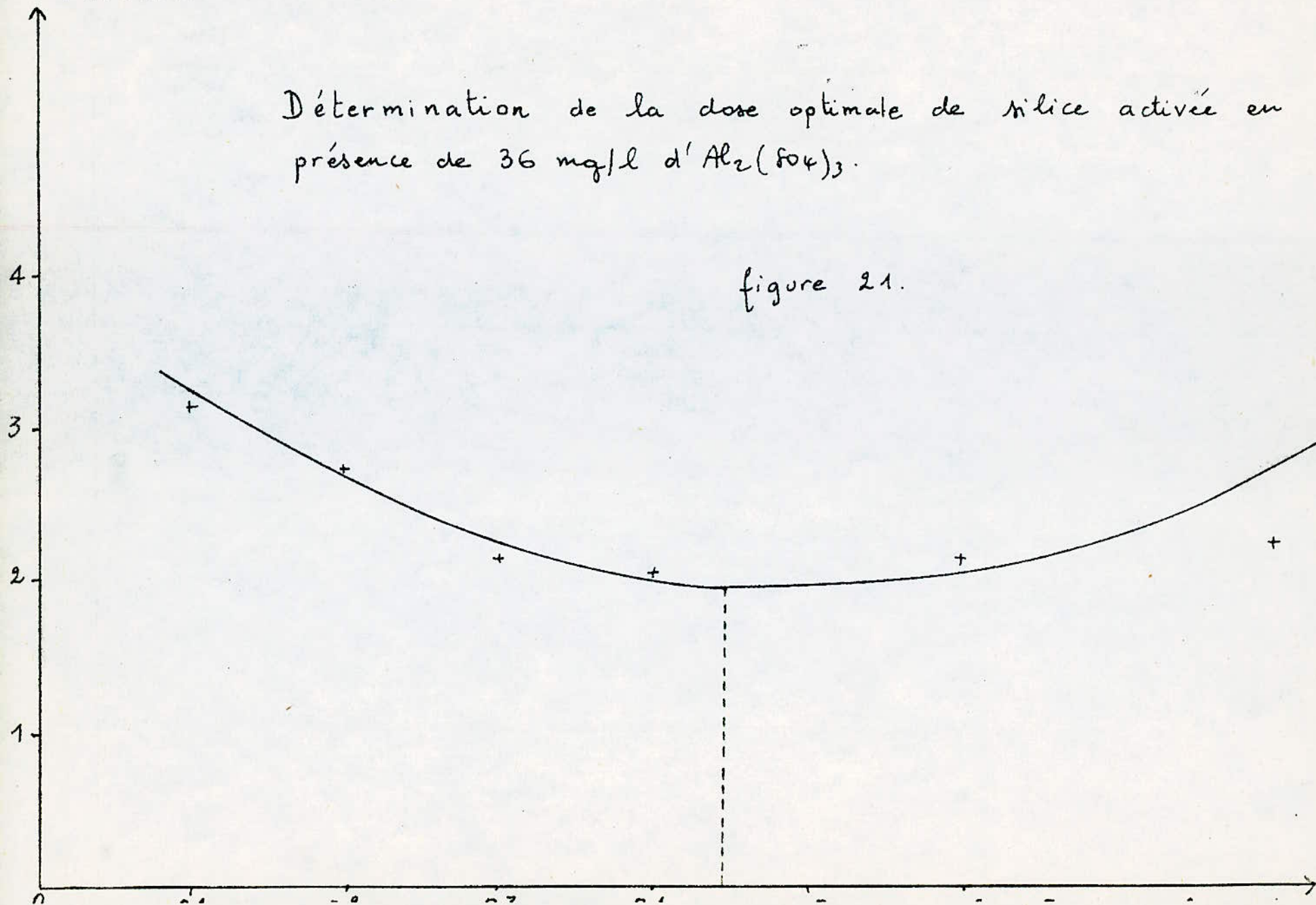
figure 20



Turbidité résiduelle (FTU)

Détermination de la dose optimale de silice activée en présence de 36 mg/l d' $Al_2(SO_4)_3$.

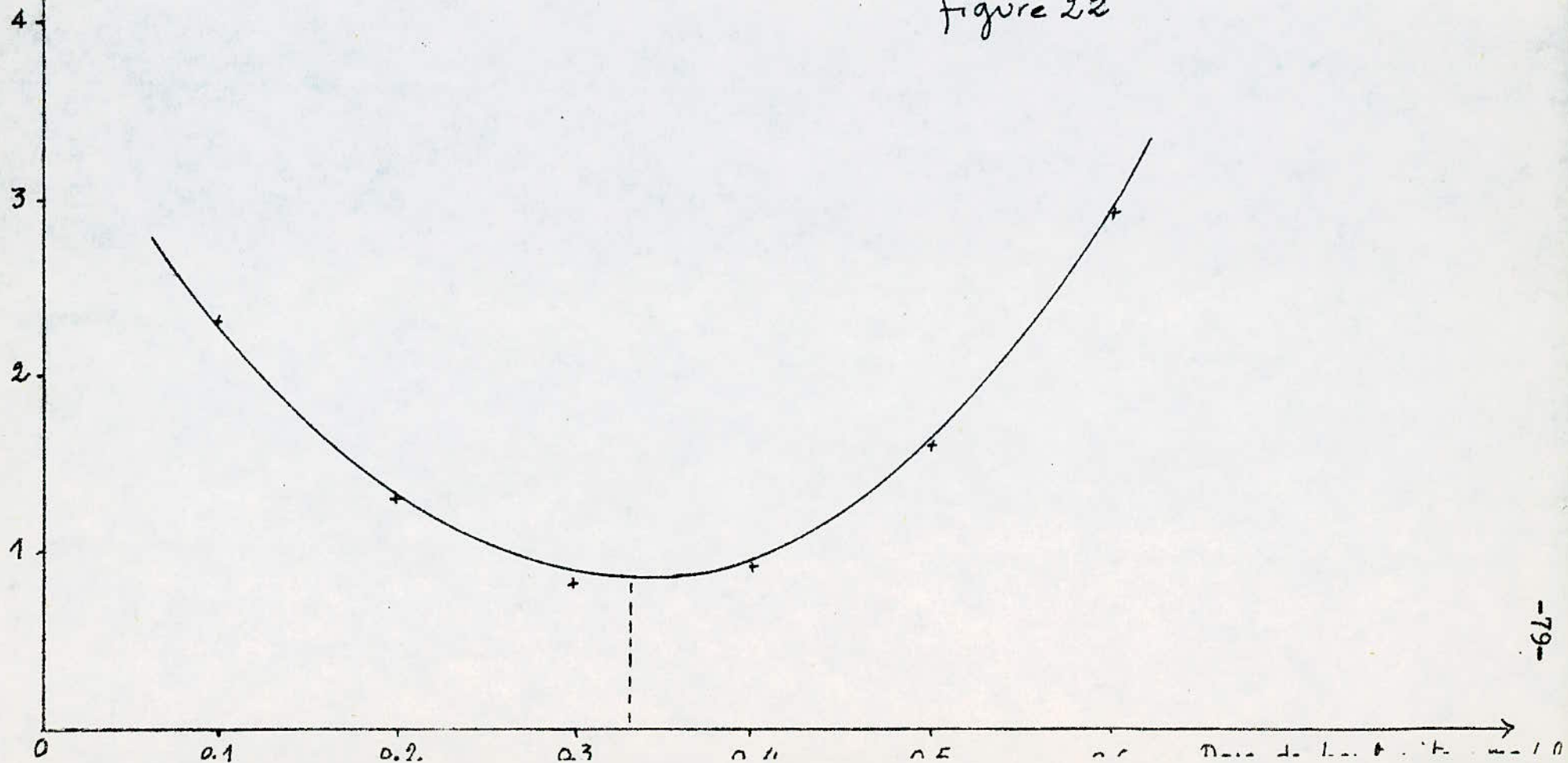
figure 21.



Turbidité résiduelle (FTU).

Détermination de la dose optimale de bentonite en présence de 36 mg/l d' $Al_2(SO_4)_3$ et de 0,45 mg/l de silice activée.

figure 22



- Bentonite : 0,30 mg/l

En réalité la qualité des eaux est en constante variation, aussi les doses optimales à appliquer au traitement doivent être déterminées in-situ régulièrement. Chose qui est faite au niveau de la station du GHRIB qui dispose d'un Jar-test.

4- Etude de l'opportunité d'introduction de la bentonite .

Dans toute l'étude précédente, on a choisi arbitrairement d'ajouter la bentonite en même temps que le sulfate d'alumine.

On peut se demander s'il ne serait pas souhaitable au contraire de charger les eaux en argile avant traitement ou bien, ajouter la bentonite pendant la phase de coagulation. Quelle solution peut-on adopter?.

* Que les particules d'argile soient accrochées aux autres particules colloïdales avant le début du traitement?. Mais cela pourrait entraîner des difficultés car on sait très bien qu'une eau chargée en particules argileuses négatives requiert d'autant plus de sulfate d'alumine, pour neutraliser cette charge afin de pouvoir flocculer?. (pour l'influence du pH, voir chap. III).

* Que les particules d'argile pénètrent dans l'eau en même temps que les autres réactifs afin de mieux s'intégrer au floc et se trouver prises dans le filet des agrégats formés au cours du processus de coagulation-floculation?.

* Que les particules d'argile viennent s'accrocher sur les morceaux de floc déjà formés, de façon à lester les floccs?.

Chacune de ces suppositions se trouve théoriquement justifiée (60).

Des expériences bien choisies nous permettront d'opter pour l'une ou l'autre.

4-1- Mode opératoire.

Afin de rechercher le meilleur moment d'introduction de la bentonite, on a choisi de suivre les variations de la turbidité résiduelle de l'eau traitée et décantée à différents moments d'injection de celle-ci et pour différentes masses de bentonite.

On ajoute l'argile comme suit :

A t = - 5 mn, avant coagulation-floculation. On charge l'eau avant traitement.

A t = 0 mn, la bentonite est introduite en même temps que les réactifs de coagulation-floculation.

A t = 1 mn, elle est introduite après dispersion des réactifs dans l'eau, pendant la phase d'agitation rapide .

A t = 5 mn, la bentonite est injectée au milieu de la phase d'agitation lente, les floccs étant déjà formés en grande partie et en train de grossir.

A t = 15 mn, l'argile est introduite à la fin de la phase d'agitation lente, avant décantation.

Les doses d'argile choisies sont respectivement : 0,2; 0,5; 0,8; 1,0 mg/l .

Les doses des autres réactifs :

- $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 36 mg/l

- Silice activée : 0,45 mg/l

L'ensemble des résultats sont donnés sur la figure 23 .

4-2- Discussion des résultats.

D'après ces résultats, tout porte à croire que l'ajout de la bentonite, au même instant que les réactifs de coagulation-floculation, donne les meilleurs résultats pour la turbidité résiduelle dans le cas de notre eau. L'introduction de l'argile au même instant que les réactifs n'est pas une solution optimale pour toutes les eaux. L'expérience doit être menée pour chaque type d'eau.

5- Conclusion.

Les valeurs optimales trouvées pour chaque paramètre sont les suivantes :

- phase d'agitation rapide : 200 tr/mn , 3 mn .

- phase d'agitation lente : 40 tr/mn , 15 mn .

- Décantation : 35 mn .

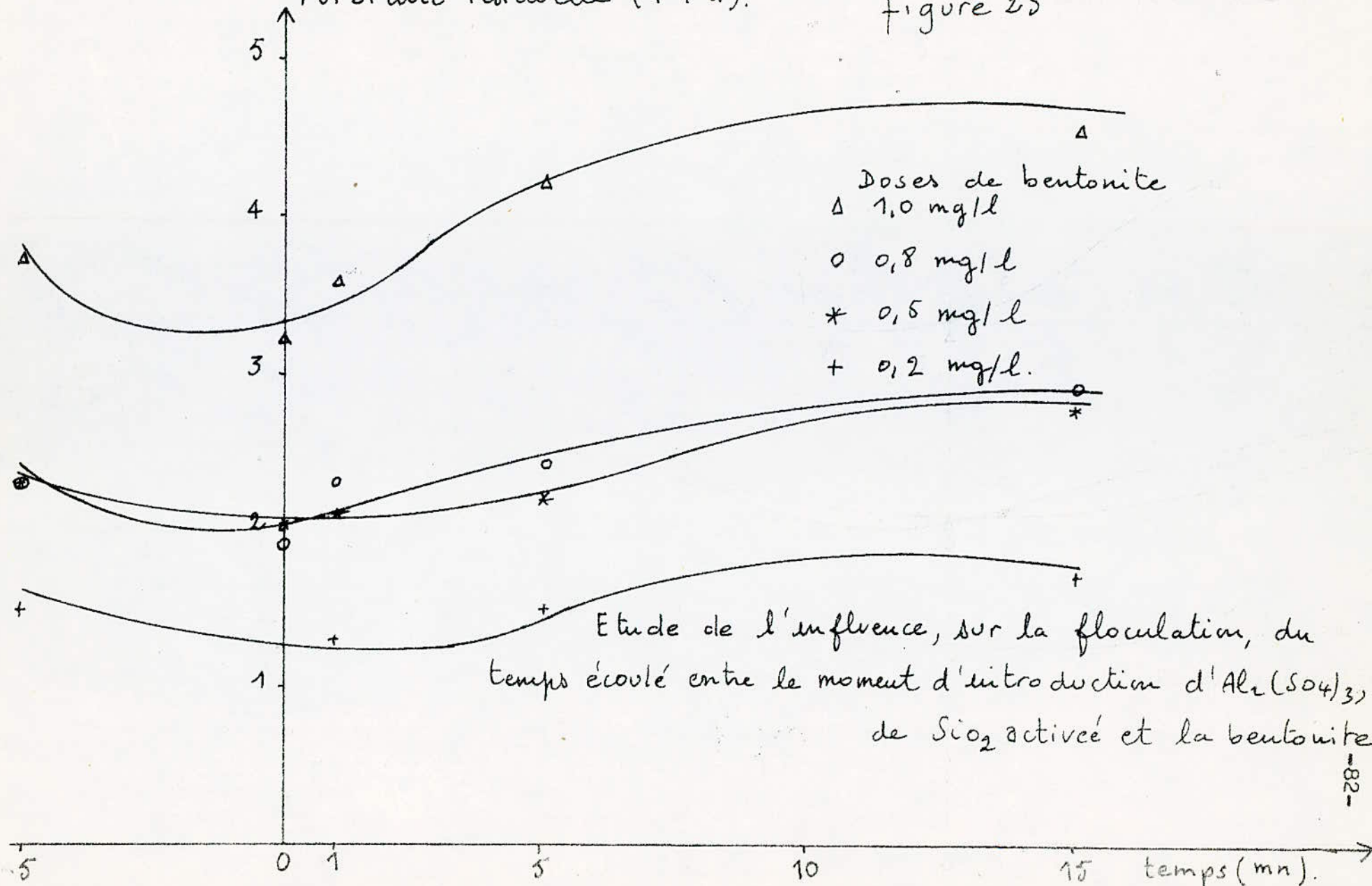
- Dose d' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 36 mg/l .

- Dose de silice activée : 0,45 mg/l .

- Dose de bentonite : 0,30 mg/l .

Turbidité résiduelle (FTU).

figure 23



La turbidité résiduelle à l'aide de ces valeurs est de 0,8 FTU, tandis que la valeur optimale en utilisant l'AsP₆ est de 0,7 FTU. Seul un spectrophotomètre peut distinguer cette différence de turbidité qui vaut 0,1 FTU .

L'étude effectuée au laboratoire a mis en évidence les propriétés très intéressantes de la bentonite, utilisée au cours d'un traitement de coagulation-floculation-décantation en vue de l'élimination de la turbidité et de certains micro-polluants minéraux et organiques.

Mais un flocculateur de laboratoire ne reproduit que de manière imparfaite les phénomènes complexes qui se produisent dans une station de traitement du type de GHRIB (Médéa) ou de GHIFFA.

L'imperfection de l'approche du laboratoire est due à plusieurs raisons :

a/ Avec un flocculateur de laboratoire, on ne peut opérer que de façon ponctuelle, tandis qu'une station de traitement d'eau potable fonctionne jour et nuit, pendant toute une année, en continu .

b/ Les techniques mises en jeu diffèrent aussi bien pour le mode d'injection des réactifs, leur dispersion au sein de l'eau brute, la mise en mouvement du flocc, que la décantation ou la filtration .

* A l'échelle industrielle, la qualité de contact est inférieure par rapport à celle du laboratoire, à cause des volumes morts existants dans chaque bassin; et ce malgré leur forme circulaire qui minimise ces volumes sans toute fois les annuler complètement; sans oublier les court-circuits qui peuvent exister dans une chaîne de traitement aussi minimes soient-ils.

* Les décanteurs à circulation verticale (contre-courant) influent considérablement sur la turbidité résiduelle avant filtration. Les particules très fines sont évacuées avec l'eau clarifiée (soit environ 30% des particules initialement présentes; dans le cas du GHRIB) et ne sédimentent pas dans le clarificateur. Par contre, au laboratoire, ces particules peuvent toujours décanter jusqu'à mi-hauteur du bûcher et ainsi échapper à la mesure de turbidité.

c/ Le Jar-test n'est qu'un outil d'étude qui permet de standardiser les manipulations, et l'extrapolation à une échelle réelle n'est pas évidente,

à cause de la non linéarité et de la dépendance mutuelle des processus mis en jeu.

L'essai sur pilote est le complément (de taille) des essais de laboratoire, celui-ci est par définition une " mini-station " de traitement où les conditions de fonctionnement d'une vraie station, sont reproduites, comme celle de Paris Orly; en amont de la Seine .

6- Aspect économique.

Nous essayerons de donner une approche très sommaire de l'aspect économique, lors de la substitution de l'AsP₆ par la bentonite et la silice activée.

Les prix* des produits utilisés sont :

Produits	SiO ₂ pureté 90%	Bentonite	Na ₂ SiO ₃		AsP ₆
Pays producteurs	Algérie	Algérie	USA	Turquie	France
Prix TTC DA/Kg	0,01	0,83	0,9	1,0	28,12

Les doses optimales trouvées sont :

- Silice activée : 0,45 mg/l
- Bentonite : 0,30 mg/l
- AsP₆ : 0,15 mg/l

Le rapport des masses des flocculants, entre l'AsP₆ et la silice activée avec la bentonite vaut :

$$\frac{0,15}{0,30 + 0,45} = 0,2$$

* Prix relevés auprès de :

- la direction générale de l'EPDM .
- la direction générale de l'ENOF .
- la direction générale des douanes .

Le rapport prix des masses utilisées avec une pondération de 25% pour l'activation de la silice et le broyage de la bentonite.

$$\frac{0,15 \cdot 28,12}{(0,30 \cdot 0,83 + 0,45 \cdot 0,9) \cdot 1,25} = 5,16$$

Si la quantité de silice activée et de bentonite est 5 fois plus importante en masse que l'AsP₆, ce dernier coûte 5 fois plus cher dans les proportions citées plus haut .

On a montré donc très brièvement qu'il est avantageux d'un point de vue économique de substituer l'AsP₆, afin de réduire l'importation d'un produit coûteux et dont on peut s'en passer, sans pour autant diminuer de la
ité des eaux traitées .

RECOMMANDATIONS

Le développement excessif d'algues dans le bassin de régulation contribue à l'augmentation de la turbidité. Par suite, une préchloration s'impose pour inhiber toute formation d'algues. L'installation d'un système de brassage adéquat est indispensable. On pourra procéder à la couverture du bassin mais c'est très coûteux.

Les eaux de lavages et les boues sont actuellement rejetées en amont de la prise d'eau, ce qui risque d'augmenter la teneur en aluminium dans les eaux traitées.

Il est préférable d'éliminer totalement ce risque en modifiant le point de rejet, pour qu'il soit en aval de la prise d'eau.

Notre étude peut constituer une base de calcul pour la substitution de l'AsP₆ par la silice activée et la bentonite au niveau de la station.

L'installation d'une station d'électrodialyse s'avère nécessaire pour la réduction de la salinité et de la dureté de ces eaux, en procédant au blinding (dilution) comme ci-dessus :

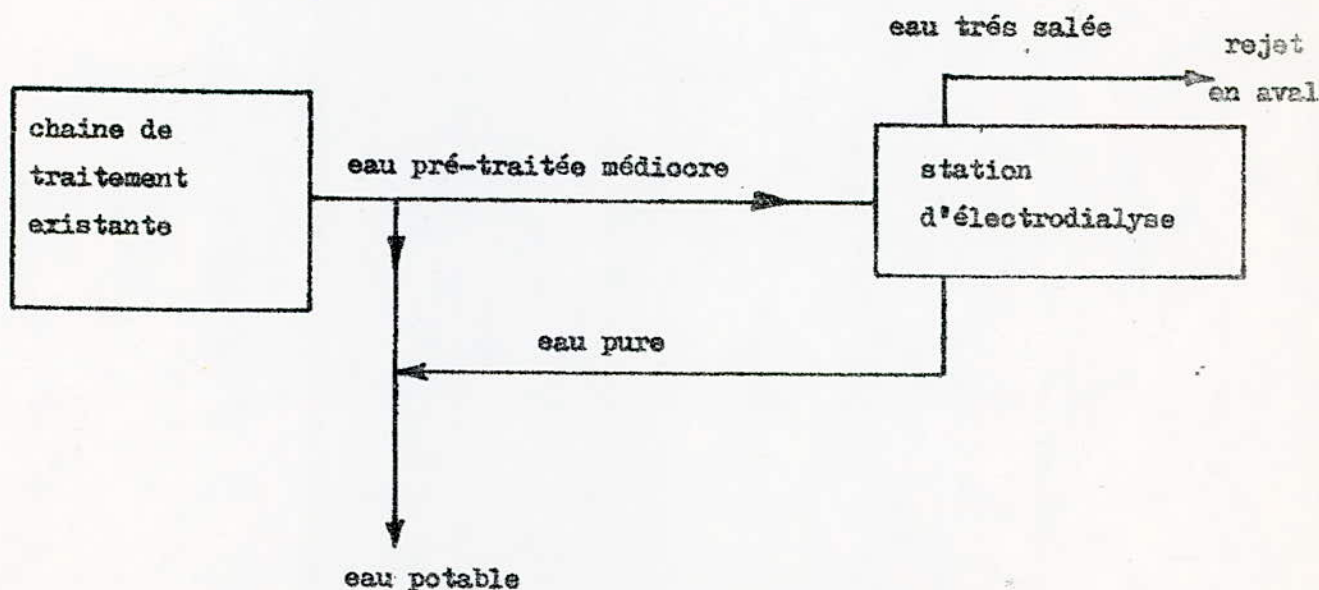


Schéma du blinding-process.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail a été effectué dans le but de substituer l'ASP₆ par la silice activée et la bentonite naturelle algérienne.

L'ensemble des résultats obtenus nous permet d'affirmer que la bentonite ne fixe qu'une très faible quantité de chlorures, ce qui ne laisse aucune éventualité quant à son exploitation à l'échelle industrielle pour l'élimination des anions contenus dans l'eau.

On a justifié, qualitativement et quantitativement, l'efficacité de la silice activée utilisée conjointement avec la bentonite dans la clarification des eaux de barrage du GHRIB.

L'optimisation du traitement de coagulation-floculation s'est effectuée à l'aide d'un Jar-test conçu à cette fin. On remarqua que ce procédé, même dans des conditions opératoires optimales, ne réduit ni la salinité ni la dureté de l'eau.

La consommation d'eau contenant une teneur assez élevée en sels dissous à très long terme peut être un facteur prédisposant aux néphropathies chroniques, le traitement symptomatique est l'hémodialyse et le traitement curatif étant la transplantation rénale. Il est donc raisonnable d'investir dès maintenant et d'opter pour un traitement de dessalement de ces eaux pour la consommation humaine.

Pour l'introduction de la silice activée et la bentonite, nous proposons d'utiliser le bac réservé à la soude pour activer la silice avec l'acide carbonique. La solution de bentonite sera préparée dans le bac d'ASP₆. Ce procédé ne demande aucune modification importante à faire au niveau de la station de traitement. On peut ainsi utiliser des produits locaux pour avoir la même qualité d'eau.

Pour le dessalement, nous proposons l'installation d'une station d'électrodialyse qui servira au processus de dilution (blinding), afin de ramener les salinité et dureté aux normes requises.

Le traitement existant actuellement constituera un prétraitement efficace pour la station d'électrodialyse.

Il faut noter qu'une station d'électrodialyse est coûteuse mais que d'autre part l'appareillage de l'hémodialyse et la transplantation rénale le sont encore beaucoup plus. La santé publique est un capital inestimable pour l'humanité.

Il n'est de richesse que d'hommes et c'est dans l'homme lui même qu'il faudra investir (61).

ANNEXE I (55,56)

Dosage des chlorures par la méthode de MOHR et ALEKIN

La méthode consiste à doser les chlorures en milieu neutre, afin d'éviter la formation de précipités*, par une solution de nitrate d'argent (0,1M) en présence de chromate de potassium.

La prise d'essai est de 100 ml d'eau à analyser qu'on neutralise avec NaOH, on ajoute 0,5 ml de K_2CrO_4 comme indicateur coloré. On précipite AgCl, la première goutte d'excès d' $AgNO_3$ la couleur rouge brique apparaît; caractéristique d' Ag_2CrO_4 .

La quantité de chlorures dans ce cas est :

$$C \text{ (mg.Cl}^{-} / l) = 35,5 V$$

V étant le volume d' $AgNO_3$ (0,1M) ajouté en ml.

* A $pH < 7$, Ag_2CrO_4 est soluble et la couleur rouge brique n'apparaît pas.

A $pH > 7$, il y a précipitation de AgOH et Ag_2O , AgCl.

ANNEXE II (12)

Préparation de la silice activée par la méthode de BAYLIS

(CHICAGO, 1930).

A partir d'une solution concentrée de silicate de sodium (28,5 % de SiO_2 , $d = 1,4$) et d'une solution d'acide sulfurique concentrée (96 %, $d = 1,825$) on prépare :

- une solution A, en portant 348,4 ml de solution concentrée de silicate de sodium à un litre avec l'eau distillée .
- une solution B, en portant 16,5 ml d'acide sulfurique à un litre avec l'eau distillée .

Dans une éprouvette de 100 ml, on verse 5 ml de la solution A puis on ajoute 10 ml d'eau distillée, on mélange et on ajoute 7,1 ml de la solution B en mélangeant avec une tige de verre. On laisse reposer pendant 90 minutes. Ensuite on porte le volume total à 100 ml avec l'eau distillée tout en agitant .

Cette solution contient 5 mg/ml de silice activée .

ANNEXE III (55)

Méthode néphélométrique à la formazine

réactifs:

- eau bidistillée filtrée sur membrane $0,2\mu m$.
- suspension mère :
 - * solution à 1 % de sulfate d'hydrazine dans l'eau bidistillée filtrée: 5 ml .
 - * solution à 10 % d'hexaméthylène tétramine dans l'eau bidistillée filtrée: 5 ml .

On laisse reposer pendant 24 heures à la température ambiante. On complète ensuite à 100 ml avec de l'eau bidistillée .

- suspension fille :
 - * suspension mère : 10 ml .
 - * eau bidistillée : q.s.q. 100 ml .

Cette suspension correspond à 40 unités formazine .

Courbe d'étalonnage.

numéro des tubes	I	II	III	IV
suspension fille (ml)	0	10	20	30
eau bidistillée (ml)	30	20	10	0
F.T.U	0	10	26,6	40

La lecture est effectuée sur le spectrophotomètre avec une longueur d'onde de 475 nm .

BIBLIOGRAPHIE

- (1) KETTAB A., Traitement des eaux, t. I, ENP, Alger, 1985.
- (2) OMS, Normes internationales pour l'eau de boisson, 3^e ed., Genève, 1972.
- (3) OMS, Chronique de l'OMS, Vol. 38, n°3, Genève, 1974, pp 117 - 121.
- (4) REHI R., Le traitement des eaux potables, I.H.B, BLIDA, 1985.
- (5) FELLRATH M., TARRADELLAS J., Qualités des eaux, publication n°4, Presse universitaire du polytechnique de Lausanne, 1977.
- (6) OUAHES R., DEVALLEZ B., Chimie générale, SNED, Alger, 1981.
- (7) STUMM W., O'MELIA C.R., STOICHIOMETRY of coagulation, JAWWA, DENVER, mai 1968, pp 514 - 539.
- (8) DEMPSEY B.A., Polyaluminium chloride and aluminium coagulation of clay fulvic acid suspensions, JAWWA, mars 1985, pp 74 - 80.
- (9) HONG XIAO T., STUMM W., The coagulating behaviors polymers by base addition, Water Research, Vol. 21, n°1, 1987, pp 115 - 121.
- (10) ISHIBASHI T., Coagulation mechanism: an electron microscopic-study using aluminium sulfate, JAWWA, septembre 1980, pp 514 - 518.
- (11) EDELINE F., L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie, la tribune du Cebedeau, Vol. 37, n°492, 1984, pp 497 - 498 et Vol. 37, n°493, 1984, pp 537 - 551.
- (12) Degremont, Mémento technique de l'eau, 8^e éd., Paris, 1978.

- (13) MOHELLEBI F., Contribution à l'étude de la bentonite de Mostaganem et échange des cations Cu^{2+} et Zn^{2+} , thèse de Magister, ENP, Alger, 1983.
- (14) MAMANE I., Traitement à la bentonite des eaux polluées par le chrome, unité SNVI de Rouiba, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1987.
- (15) PANDAY K.K., PRASAD G., SINGH V.N., Use of Wollastonite for the treatment of Cu^{2+} rich effluent, Water, Air and Soil pollution, 27, 1986.
- (16) NEWTON D.W., ELLIS R.Jr., PAULSEN G.M., Effect of pH and complex formation on mercury (II). Adsorption by bentonite, Journal of Environmental Quality, Vol. 5, n°3, 1976.
- (17) BENDJAMAA Z., Sorption du mercure sur les bentonites algériennes activées, thèse de Magister, ENP, Alger, 1982.
- (18) EDZWALD J.K., TOENSING D.C., CHI-YEW LEUG M., Phosphate adsorption, reactions with clay minerals, Environmental science and technology, Vol. 10, n°5, 1976.
- (19) ANDREAE M.O., Arsenic speciation in seawater and interstitial waters; the influence of biological chemical interactions on the chemistry of a trace element, Limnology Oceanography, Vol. 24, n°3, 1979.
- (20) ANDREAE M.O., Distribution and speciation of arsenic in natural water and some marine algae, Deep Sea Research, 25, 1978.
- (21) GUPTA S.K., CHEN K.Y., Arsenic Removal by adsorption, JAWWA, mars 1978.
- (22) WAGEMANN R., Some theoretical aspects of stability of inorganic arsenic in the fresh water environment, Water Research, 12, 1978.
- (23) GARDINER J., The chemistry of cadmium in natural waters; the adsorption of cadmium on river muds and naturally occurring solids, Water Research, 10, 1974.

- (24) RIFFALDI R., LEVI - MINZI R., Adsorption and desorption of cadmium on humic acid fraction of soils, water, air and soil pollution, 5, 2, 1975.
- (25) LAGERWERFF I.V., BROWER D.L., Exchange adsorption of trace quantities of cadmium in soil treated with chlorides of aluminium, calcium and sodium, Soil Science Society of America Proceedings, 36, 1972.
- (26) BELHOCINE D., Fixation du cadmium sur la bentonite, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1983.
- (27) SEMSARI S., Etude de la fixation du plomb dissous par une bentonite activée thermiquement à 320 degrés Celsius, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1984.
- (28) BENKESSIOUER F., Etude de la fixation du plomb dissous par une bentonite, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1984.
- (29) BENADJI K., Capacité d'une bentonite algérienne à fixer l'uranium, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1984.
- (30) EL DIB M.A., MOURSY A.S., BADAWY M.I., Role of adsorbents in removal of soluble aromatic hydrocarbons from drinking waters, Water Research, Vol. 12, n°12, 1978.
- (31) KESSOUM M., Application de la chromatographie en phase gazeuse à l'étude de l'adsorption de quelques hydrocarbures sur la bentonite, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1986.
- (32) AIT SALAH M., Adsorption préférentielle de mélanges liquides binaires organiques sur la bentonite algérienne, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1981.
- (33) ELIAS A.H., SLIMANI D., Contribution à la caractérisation physico-chimique de quelques bentonites algériennes, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1987.

- (34) METTOUCHI N., Retention de l'huile COLZA - Tournesol dans les gâteaux de filtration (bentonite de Magnia), thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1979.
- (35) BENDJAMAA A., Etude des bentonites algériennes; Application à la décoloration des huiles, thèse de Magister, ENP, Alger, 1981.
- *(36) KELLY W.P., American Mineralogist, 30, 1, 1945.
- *(37) SCARSETH G.O., J. Amer. Soc. Agron., 27, 596, 1935.
- *(38) SIELEWING D.R., Proc. Soil. Sci. Amer., 11, 161, 1946.
- *(39) MIDGLEY A.R., KELLY J.B., Soil science, 55, 167, 1943.
- (40) JEKEL M.R., interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process, Water Research, Vol. 20, n°12, 1986.
- (41) CAMP T.R., ROOT D.A., BHOOTA B.V., Effects of temperature on rate of floc formation, JAWWA, Vol. 32, n°11, 1940.
- (42) MORRIS J.K., Temperature effects on turbidity removal using metal ion coagulants, Master's thesis, Virginia polytechnic institute and state university, Blacksburg (USA), 1983.
- (43) REHI R., GAID A., Optimisation du traitement physico-chimique d'une eau de surface; Cas de l'oued Kessir alimentant la ville de JIJEL (Est algérien), TSM, 4, 1987, pp 169 - 172.
- (44) Béron P., Meilleur R.A., Optimisation de la méthode d'essai de flocculation en laboratoire, sciences et techniques de l'eau, Vol. 18, n°3, 1985.
- (45) MORRIS J.K., KNOCKE W.R., Temperature effects on the use of metal ion coagulants for water treatment, JAWWA, Vol. 76, n°3, 1984.

- (46) KAMP P.C., Décantation lamellaire, Document de l'AFEE.66/18206., 1978, Paris.
- (47) THOMAZEAU R., STATIONS d'épurations, Ed. Technique et documentation, Paris, 1981.
- (48) BABLON G., VENTRESQUE C., Critères de choix des matériaux filtrants dans les nouvelles filières de traitement de l'eau potable, L'eau; l'industrie; les nuisances, 95, octobre 1985.
- (49) Clément M., Seux R., MOUSSA B., Etude des facteurs déterminant la fuite en aluminium dans les eaux d'alimentation préparées à partir d'eaux clarifiées par des sels de ce métal, La Tribune du Casbedeau, Vol.36, n°480, 1983.
- (50) DELTEIL J., La désinfection de l'eau par rayons ultraviolets dans les petites communes, L'eau; l'industrie; les nuisances; 82, 1984.
- (51) CROCE - SPINELLI M.P., Etude de la chloration, coagulation-floculation d'une eau, Rapport de la Société Degremont, Paris, 1971.
- (52) BAKER M.N., The Quest for pure water, AWWA, Vol. I et II, 2^e édition, New York, 1981.
- (53) Document relatif à la station de traitement du GHRIB, PURAC, Lund (Suède), 1983.
- (54) Lettre du wali de Médéa adressée aux Directeurs de l'EPEM et DDS de Médéa le 28 Septembre 1986.
- (55) MONTGOMERY J.M., Water treatment, principles and design, J.Wiley & Sons, New York, 1985.
- (56) Rodier J., L'analyse de l'eau, 7^e édition, DUNOD, Paris, 1984.
- (57) ALEKIN O.A., Analyse chimique des eaux continentales, GIDROMETEORIZDAT, Leningrad, 1954, (en russe).

- (58) CHITOUR S.E., Chimie des surfaces, introduction à la catalyse, 2^e édition, OPU, Alger, 1981.
- (59) BELAROUSSI S., LAKSRI A., Contribution à l'étude de la capacité sorptive des minéraux argileux de l'oued Reghaïa, thèse d'ingénieur, ENP, Alger, 1987.
- (60) utilisation de la bentonite et le CHITOSAN pour l'élimination des métaux toxiques à l'état de traces dans les eaux, Service de contrôle des eaux de la ville de Paris, Paris, 1981.
- (61) SCHULTZ T.W., (prix nobel), Investing in People, The economics of population quality, University of California Press, Berkeley, 1981.

