

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE 08 Mai 1945 de GUELMA
FACULTÉ DES SCIENCES ET DE L'INGÉNIERIE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE DES PROCÉDES



MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Magister en

GÉNIE DES PROCÉDÉS

Option : Génie Des Matériaux.

THÈME

Analyses physico-chimique et rhéologique des
boues d'épuration des eaux usées
de la ville de
Guelma

Présenté par : CHIBANI sana

Membres de jury :

Président :	AFFOUNE A. M. (Pr.)	Université de Guelma
Promoteur :	BEN HAMZA M. E. H. (M. C. A)	Université de Guelma
Examineurs :	MERDES R (Pr.)	Université de Guelma
	NEMAMCHA A. R. (M.C. A)	Université de Guelma

2010

Dédicace

*À la mémoire de mon frère Ali, Ahmed, Hocine qui avec sa
disparitions une*

Des pages les plus prestigieuses de ma vie était tournée.

À :

Ma chère mère, et qui je souhaiterais une longue vie;

*Mon cher père, ce lui qui a été toujours a coté de moi toutes ces
années;*

Mon chère frère : Adel et son mariée Zahroua;

Mes chères sœurs : Somia, Amel, Baida et son mari Mouhamed

Et leurs filles : Houria, Djihene et Soundesse;

Toute ma famille surtout : Zahia, Hadda, Malika et Houria;

Mes cousins : Hannen, Nadia, Naouel, Imen, Laila et Khawla,

Warda, Habiba, Linda, Rbi3a, Hanan

Khaled, Fateh, Oussama, Mouhamed, khalile;

Mes amis : Raihana, Fahima, Farida, Nardjes,

Sami, S;

A tous qui m'ont connue.

SANA

REMERCIEMENT

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer mes remerciements et ma profonde gratitude, avant tout à Dieu le tout puissant qui m'a donné le courage et la force pour mener a bout ce modeste travail.

Comme je tiens à remercier toute personne ayant participé à l'élaboration de ce présent mémoire.

Ma première pensée va tout naturellement à mon encadreur M E H. Ben hamza qui suit fidèlement mon travail. Je tiens à le remercier pour son encadrement et son soutien, je le remercie pour la confiance qu'il ma témoignée en me confiant ce travail. J'ai apprécié sa grande chaleur humaine.

Je remercie aussi Pr. Affoune A. M. d'avoir accepté de présider le jury de soutenance de ce mémoire ainsi que les différents conseils que j'ai reçu de sa part.

Je voudrais aussi remercier vivement Pr. Merdes R, pour avoir accepter de faire partie de ce jury.

Mes remerciements vont aussi à M. Nemamcha R, pour m'avoir fait l'honneur de faire partie de mon jury.

Je remercie vivement M. Semmache B. pour son aide précieuse durant toute la période de la préparation de ce me mémoire.

J'adresse aussi mes sincères remerciements à tous les enseignants et les travailleurs du département de Génie des procédés.

Je remercie vivement ma sœur Somia.

Je remercie aussi et vivement le personnel de la STEP de la wilaya de Guelma, en particulier de membres de laboratoire Nadia et Nabihia pour leurs aides.

Mes remerciements vont également à :

M. Amar. Namouchi ingénieur du laboratoire de génie des procédés.

Je remercie aussi et vivement le personnel de l'hydraulique de la wilaya de Guelma.

Je remercie aussi et vivement le personnel de la bibliothèque centrale de la wilaya de Annaba ainsi que mes collègues de la promotion 2010 du Magister de Génie des matériaux,

SOMMAIRE

Introduction

1

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : GENERALITES

I.1. Introduction	4
I.1.1. L'épuration	4
I.2. Pollution de l'eau	5
I.2.1. les différents types des l'eaux usées	6
I.2.1.1. Les eaux usées d'origine domestique	6
I.2.1.2. Les eaux pluviales	8
I.2.1.3. Les eaux industrielles	8
I.2.1.4. Les matières de vidange	8
I.2.2. L'application des eaux usées	9
I.3. La station d'épuration et la production des boues	10
I.4. L'origine des boues d'épuration	10
I.5. Les boues d'épuration	12
I.5.1. Fonctionnement d'une station d'épuration	12
I.5.1.1. Les prétraitements physiques	13
I.5.1.2. Le traitement primaire	13
I.5.1.3. Le traitement secondaire ou digestion aérobie	14
I.6. Les différents types de boues	15
I.6.1. Les boues primaires	15
I.6.2. Les boues secondaires (autrement appelées boues activées)	15
I.6.3. Les boues mixtes	16
I.6.4. Les boues physico-chimiques	16
I.7. Filière de traitements des boues de station d'épuration urbaine	16
I.7.1. Filière de traitements interne à la station d'épuration	16
I.7.1.1. L'épaississement	16
I.7.1.2. La stabilisation	17
I.7.1.3. Le conditionnement	17
I.7.1.4. La déshydrations	17
I.7.2. Filière d'élimination des boues résiduelles urbaines	18
I.7.2.1. Valorisation agricole	18
I.7.2.2. Incinération	19
I.7.2.3. Mise en décharges	19
CHAPITRE II : PHYSICO-CHIMIQUE ET RHEOLOGIQUE DES BOUES	
II. Introduction	20
II.1. Qualité d'eau et de boue	20
II.1.1. Définition d'eau	20
II.1.2. Définition de boue	20
II.2. Etude des caractéristiques physique et chimiques de l'eau et de la	21
boue	
II.2.2. Le pH	21
II.2.2. La température	21
II.2.3. La conductivité électrique	22
II.2.4. La minéralisation totale (DTS)	22
II.2.5. L'oxygène dissous	23

II.2.6. Le titre hydrotimétrique (TH)	23
II.2.7. Les sulfates	23
II.2.8. Les nitrates et nitrites	24
II.2.9. L'azote ammoniacal	25
II.2.10. Les matières en suspensions (MES)	26
II.2.11. La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	27
II.2.12. La demande chimique en oxygène (DCO)	27
II.2.13. Teneurs en matières en suspension (MES) et en matière volatile en suspension (MVS)	28
II.2.14. Indice de boue (SVI)	28
II.2.15. L'azote de kjeldahl	28
II.3. Classification des polluants	29
II.3.1. pollutions biologiques	29
II.3.1.1. Les organismes libres	29
II.3.1.2. Les agents pathogènes	30
II.3.1.2.1. Les virus	30
II.3.1.2.2. Les bactéries	30
II.3.1.2.3. Les parasites	30
II.3.2. Pollutions chimiques	31
II.3.2.1. les sels minéraux	31
II.3.2.2. Les composés toxiques	33
II.3.2.2.1. les composés toxiques minéraux	33
II.3.1.2.2. Les pollutions organiques toxiques	33
II.3.3. les pollutions radioactives	34
II.4. Etude des caractéristiques rhéologiques des boues	35
II.4.1. Définition	35
II.4.2. Principe de la rhéologie	35
II.4.3. Notion de mouvement laminaire de cisaillement.	36
II.4.3.1. Définition	36
II.4.3.2. Contrainte de cisaillement	36
II.4.3.3. Déformation et vitesse de cisaillement	37
II.5. Mode de mesure et typologie de l'écoulement	39
II.5.1. Mesure en cisaillement simple	39
II.5.1.1. Mise en œuvre des mesures	39
II.5.1.2. Typologie de l'écoulement	41
II.5.1.2.1. Fluide à contrainte critique	41
II.5.1.2.2. Fluide sans contrainte critique	42
II.5.1.2.3. Le comportement des boues résiduelles	44
Chapitre III : Description de la zone d'étude	
III. Présentation de zone étude	45
III.1. Situation géographique et administratif	45
III.2. Situation physique	45
III.3. Population	46
III.4. Etude du milieu naturel	46
III.4.1. La topographie	46
III.4.2. Hydrographie	47
III.4.3. Hydrogéologie	47
III.5. Climatologie	48
III.5.1. Pluviométrie	48
III.5.2. Températures	48

III.5.3.	Ressource hydrique	48
III.5.4.	Ressources économique	52
	III.5.4. Les potentialités agricoles	52
	III.5.4. Les potentialités industrielles	52
III.6.	Réseau d'assainissement	53
	III.6.1. Réseau unitaire	53
	III.6.2. Réseau gravities	53
	III.6.3. Bassin versant l'Oued El Maïz	53
	III.6.3. Bassin versant l'Oued El Skhoune	54
	III.6.3. Bassin versant route de Constantine	54
III.7.	Description de la station d'épuration des eaux usées de Guelma	54
	III.7.1. Qualité de l'effluent rejeté	56
	III.7.2. Notion équivalent habitant	56
	III.7.3. Fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées avec les procédés culture libre (boue activé)	57

PARTIE II : PARTIE PRATIQUE

CHAPITRE IV : MATRIEL ET METHODES

IV.	Introduction	60
IV.1.	Méthodes analytiques utilisées	60
IV.2.	Les méthodes Physico-chimiques	60
	IV.2.1. Le pH	60
	IV.2.2. La température	60
	IV.2.3. La minéralisation totale (TDS)	61
	IV.2.4. La conductivité électrique	61
	IV.2.5. L'oxygène dissous	61
	IV.2.6. Le titre hydrotimétrique (TH)	61
	IV.2.7. Dosage du calcium : méthode titrimétrique a	62
EDTA	IV.2.8. Dosage de magnésium	63
	IV.2.9. L'alcalinité	63
	IV.2.10. Dosage des chlorures	65
	IV.2.11. Dosage du sodium et de potassium	66
	IV.2.12. Dosage des sulfates la méthode	67
néphélométrique	IV.2.13. Dosage des MES	68
	IV.2.14. Détermination de la DCO	69
	IV.2.15. Détermination de la DBO ₅	70
	IV.2.16. Dosage Phosphate totale	71
	IV.2.17. Dosage des ortho phosphates	71
	IV.2.18. Dosage des nitrates	72
	IV.2.19. Dosage des nitrites	74
	IV.2.20. Azote kjeldahl (NTK)	74
	IV.2.21. Dosage de l'ammonium	75
d'ammonium	IV.2.22. Dosage du manganèse méthode à au persulfate	75

	IV.2.23. Détermination de la concentration des boues en	78
g/l	IV.2.24. Détermination de la siccité	78
	IV.2.25. Détermination du pourcentage de volatil en	79
suspension (MVS)	IV.2.26. Teste de décantation	80
	IV.2.27. L'Indice de mohلمان	80
	IV.2.28. Les métaux lourd Zn, Cd, Pb	81
	IV.2.29. Détermination du fer méthode à	81
l'orthophénanthroline		
	IV.2.30. Dosage des graisses et des huiles	82
	IV.2.31. Dosage de carbone total dans matière organique	83
(méthode de walklyblak modifier)		
IV.3 MATERIEL ET METHODES DE MESURE RHEOLOGIQUE		83
IV.3.1 Le rhéomètre à plans parallèles		84
CHAPITRE V : RESUTATS ET DISCUSSION		
V.I Introduction		86
V.II. Analyses physicochimiques		86
V.II. 1. Les valeurs de pH		86
V.II. 2. Les valeurs de La température		86
V.II.3. Les valeurs de la conductivité électrique		88
V.II.4. Les valeurs de la salinité		89
V.II.5. Les valeurs de minéralisation totale (TDS)		89
V.II.5. Les valeurs de L'oxygène dissous		90
V.II.7. Les valeurs de la matière sèche de la boue et MES d'eau		91
V.II.8. Les valeurs de la MVS de la boue		92
V.II.9. Les valeurs de la MM de la boue		93
V.II.10. Les valeurs de la teneur de matière sèche de la boue		94
V.II.11. Les valeurs de la teneur de l'eau		94
V.II.12. Les valeurs du nitrate		95
V.II.13. Les valeurs du nitrite		96
V.II.14. Les valeurs du PT		97
V.II.15. Les valeurs de l'ortho phosphate		98
V.II.16. Les valeurs du sodium		98
V.II.17. Les valeurs du potassium		99
V.II.18. Les valeurs du sulfate		100
V.II.19. Les valeurs du magnésium		101

V.II.20. Les valeurs du fer	102
V.II.21. Les valeurs du chlorure	102
V.II.22. Les valeurs du TH	103
V.II.23. Les valeurs du TAC.	104
V.II.24. Les valeurs du DCO	105
V.II.25. Les valeurs du DBO5	105
V.II.26. Les valeurs de la décantation à 30 minute	106
V.II.27. Indice de molhman (indice de boue)	107
V.II.28. les valeurs des métaux lourds	108
V.II.29. Les valeurs du calcium	109
V.II.30. Les valeurs du magnésium	110
V.II.31. Les valeurs de l'ammoniaque	110
V.II.32. Les valeurs de la NTK	111
V.II.33. Les valeurs de l'hydrocarbure des eaux et les boues	112
V.II.34. Carbone total	113
V.III ANALYSES RHEOLOGIQUES	115
V.III.1 Introduction	115
V.III.2 Mesure des viscosités:	115
V.III.3 Mesure rhéologique:	117

Conclusion

Références bibliographiques

Résumés

Annexe

Liste des figures

<i>Figure</i>	<i>Titre</i>	<i>Page</i>
Fig.I.1	Schéma d'une filière de traitement d'eau traditionnelle	12
Fig.I.2	Schéma de principe d'une filière de traitement des boues	16
Fig.II.1	Métabolisme du sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	24
Fig.II.2	Oxydation de l'azote ammoniacal	25
Fig.II.3	Force agissant sur deux éléments de couches voisines	37
Fig.II.4	Mouvement laminaire de cisaillement entre deux plans parallèles	38
Fig.II.5	Schéma de rhéomètre à co-cylindres et contraintes de cisaillement associées	40
Fig.II.6	Courbes d'écoulement de fluides présentant une contrainte critique	42
Fig.II.7	Courbes d'écoulement des principales catégories de fluides sans contrainte critique	43
Fig.III.1.	Limites géographiques de la commune de Guelma	46
Fig.III.2.	Evolution des températures moyennes mensuelles observées durant la période (1994-2008)	50
Fig.III.3.	Cartographie des oueds de la ville de Guelma (D.H.W, 2009).	51
Fig.III.4.	Situation géographique de la STAP de Guelma	55
Fig.III.5	Schéma de station de l'épuration de ville de Guelma	57
Fig.III.6	Cartographie du bassin de collectes de la ville de Guelma	58
Fig.III.7.	L'eau brute entré de STEP	58
Fig.III.8.	Boue primaire	58
Fig.III.9.	Boue secondaire	59
Fig.III.10.	Boue stabilisée	59
Fig.III.11.	Boue finie	59
Fig.III.12.	L'eau traité	59
Fig.V.II.1.	Évolution du pH	86
Fig.V.II.2.	Évolution de La Température	87
Fig.V.II.3.	Évolution de La conductivité	88
Fig.V.II.4.	Évolution de la salinité.	89
Fig.V.II.5.	Évolution de la TDS.	90
Fig.V.II.6.	Évolution de la Oxygène dissous.	91
Fig.V.II.7.	Évolution de la Matière sèche	92
Fig.V.II.8.	Évolution de la MVS.	93
Fig.V.II.9.	Évolution de la MM.	93
Fig.V.II.10.	Évolution de la siccité	94
Fig.V.II.11.	Évolution de la teneur d'eau.	95
Fig.V.II.12.	Évolution du nitrate.	96
Fig.V.II.13.	Évolution du nitrite.	97
Fig.V.II.14.	Évolution du PT.	97
Fig.V.II.15.	Évolution de l'ortho phosphate.	98
Fig.V.II.16.	Évolution du sodium.	99

Fig.V.II.17.	Évolution du potassium.	100
Fig.V.II.18.	Évolution du sulfate.	101
Fig.V.II.19.	Évolution du manganèse.	101
Fig.V.II.20.	Évolution du fer.	102
Fig.V.II.21.	Évolution du chlorure.	103
Fig.V.II.22.	Évolution du TH.	104
Fig.V.II.23.	Évolution du TAC.	104
Fig.V.II.24.	Évolution du DCO.	105
Fig.V.II.25.	Évolution du DBO ₅ .	106
Fig.V.II.26.	Évolution de la décantation à 30 minute.	107
Fig.V.II.27.	Évolution de la Indice de mohlman	108
Fig.V.II.28.	Évolution des métaux lourds	108
Fig.V.II.29.	Évolution du calcium.	109
Fig.V.II.30.	Évolution du magnésium.	110
Fig.V.II.31.	Évolution du l'ammoniaque.	111
Fig.V.II.32.	Évolution du NTK.	112
Fig.V.II.33.	Évolution de la graisse et huile.	113
Fig.V.II.34.	Évolution du carbone organique.	114
Fig.V.III.1	Viscosité de la boue liquide (fraîche) Date : 04-05-2010	116
Fig.V.III.2	Viscosité de la boue liquide (Stockage de six mois) Date : 03-12-2009	116
Fig.V.III.3	Viscosité de la boue pâteuse (fraîche) dilution à 50% Date : 04-05-2010	117
Fig.V.III.4	Viscosité de la boue pâteuse (Stockage de six mois) dilution à 50% Date : 03-12-2009	117
Fig.V.III.5	Contrainte en fonction de la déformation de la boue liquide (fraîche) date : 04-05-2010	119
Fig.V.III.6.	Contrainte en fonction de la déformation de la boue liquide (Stockage de six mois) Date 03-12-2009	119
Fig.V.III.7	Modèle rhéologie : Modèle de Burgers à 4 paramètres associant en série un ressort, un combiné ressort-amortisseur en parallèle et un amortisseur.	120
Fig.V.III.8	Contrainte en fonction de la déformation de la boue pâteuse (Fraîche) à dilution 50 % Date: 04-05-2010	121
Fig.V.III.9	Contrainte en fonction de la déformation de la boue pâteuse (Stockage de six mois) à dilution 50 % Date: 03-12-2009	122

Liste des tableaux

<i>Tableau</i>	<i>Titre</i>	<i>Page</i>
Tab.I.1	Caractéristiques moyennes d'un rejet domestique	6
Tab.I.2.	Caractéristiques moyennes des eaux usées domestiques en France	7
Tab.I.3.	Production de boues de station d'épuration de l'eau urbaine	3
Tab.II.1.	Rapport entre la conductivité et la minéralisation française	22
Tab.II.2.	Quelques ordres de grandeur des valeurs de viscosité de différents matériaux à température ambiante	39
Tab.II.3.	Modèles rhéologiques décrivant l'écoulement de fluides à contrainte critique	42
Tab.II.4.	Lois rhéologiques de fluides ne présentant pas de contrainte critique (d'après Midoux, 1988)	43
Tab.III.1.	Les caractéristiques des forages de la commune de Guelma	49
Tab.III.2.	Précipitation moyenne annuelle de la période (1994-2008)	49
Tab.III.3.	Moyenne mensuelle des températures (1994-2008) (Station météorologique de Guelma)	49
Tab.III.5.	Répartition des unités industrielles de la commune de Guelma (E.H.E-SC.E, 2009).	52

Liste des abréviations

E.D.T.A : Acide Ethylène Diamine Tétracétique

h: heures

K^+ : ion potassium

m: mètre

m^3 : mètre cube

MES : Matière en suspension

Mg^{+2} : magnésium

ml : millilitre

mg/l : milligramme par litre

min : minutes

% : pourcentage

Na^+ : ion sodium

NO_2^- : nitrites

NO_3^- : nitrates

NH_4^+ : Ammoniaque

O.M.S : Organisation Mondiale de la Santé

PH : potentiel d'hydrogène

T.A : Le titre alcalimétrique

TAC : Le titre alcalimétrique complet

TH : Titre hydrotimétrique;

$\mu S/cm$: micro siemens par centimètre

SO_4^{2-} : ions sulfates

T.D.S : solides Totaux Dissous

Lexique

Aérobic : Milieu permettant à un organisme qui a besoin d'oxygène de se développer.

Boue activée : Type de traitement biologique par cultures libres. Il consiste à mélanger l'eau à épurer avec une masse biologique (boues biologiques) formée au cours du traitement par les bactéries et autres micro-organismes. Ce mélange est agité et aéré. Les boues activées sont ensuite séparées des eaux épurées et extraites ou recirculées.

Colloïde : Se dit des particules, souvent chargées électriquement, dispersées dans un fluide qui ne peut pas décanter naturellement. Ce terme s'applique aussi à de fines matières en suspension qui décantent très difficilement. Elles peuvent être éliminées par coagulation – floculation.

Décantation : Séparation par gravité des solides en suspension dans l'eau.

Epaississement : Premier traitement destiné à accroître la concentration de solides dans les boues par élimination d'eau.

Prétraitement : Première étape de traitement consistant à éliminer les solides grossiers, sables, graviers ou matières flottantes des eaux usées.

Siccité : Définit le pourcentage de matières sèches (MS) contenue dans une boue a de fines matières en suspension qui décantent très difficilement. Elles peuvent être éliminées par coagulation – floculation.

INTRODUCTION

Introduction

L'eau existe sous différentes formes, pour répondre à nos besoins biologiques, domestiques et agricoles. Elle est sans doute la ressource qui définit les limites du développement durable et elle n'a pas de substrat (Maurel, 2006).

Hélas, l'eau est très inégalement répartie. Plus d'un tiers des terres de la planète sont des étendues arides, soumises à des déficits en eau toute l'année ou d'une façon saisonnière (Maurel, 2006).

L'importance de l'eau dans l'économie humaine ne cesse de croître et l'approvisionnement devient ainsi de plus en plus difficile, tant en raison de l'accroissement de la population et de son niveau de vie que du développement accéléré des techniques industrielles modernes. Sous la pression des besoins considérables de la civilisation moderne on est passé de l'emploi des eaux de sources et des nappes à une civilisation de plus en plus poussée des eaux de surface.

La consommation d'eau aujourd'hui connaît une augmentation exponentielle par rapport à la démographie, cette augmentation est liée à la croissance du niveau de vie et donc un puisage plus importante non seulement pour son usage domestique, mais aussi pour l'irrigation agricole et la production de bétail, ainsi que pour les besoins industriels... etc. Sur le plan qualitatif, plus la consommation d'eau augmente, plus les rejets d'eaux usées et d'effluents sont importants, ce qui polluent et dégradent les écosystèmes de façon parfois impressionnante et permanente. Cette pollution pose un grave problème car elle pourrait à terme rendre les réserves progressivement inexploitable et condamner à la mort de la faune et de la flore. Ces rejets d'eaux usées constituent donc un élément fondamental en matière de pollution car lieu de nombreuses réactions chimiques et de la reproduction de nombreux vecteurs de maladie (Moussa, 2005).

En Algérie, le volume d'eaux usées évacuées à travers le réseau d'assainissement est estimé à peu près de 60 millions de m³/ an (Morakchi, 2002). La plus part de ces eaux usées sont rejetées dans le milieu récepteur et provoquent une menace considérable pour les écosystèmes, des risques graves pour la santé publique (la fièvre typhoïde, le choléra, les hépatites infectieuses...etc.) et réduit aussi les ressources en eau utilisable (D.H.W.G, 2009).

Pour la protection de ces ressources dans ce pays, ces eaux sont traitées par des stations d'épuration qui représentent environ 130 000 m³/an.

Dans la wilaya de Guelma (Nord Est Algérien), L'état actuel des cours d'eau est très critique (très mauvaise qualité), qui véhiculent des eaux polluées par les déchets organiques et

industriels, par les produits de traitement de l'agriculture et par les produits chimiques ménagers résultants des différents rejets déversés dans ces derniers.

Pour lutter contre l'aggravation de ce phénomène de pollution, les eaux usées urbaines de cette ville sont traitées par une station d'épuration située à la sortie Nord de la ville où les travaux de réalisation ont débuté le 7 septembre 2004, mais la gestion et le contrôle des effluents liquides industriels et de certains rejets domestiques ne sont pas maîtrisés et se font généralement vers le milieu naturel sans aucun prétraitement. La prise en charge de ces rejets nécessite au préalable, la détermination des indicateurs physico-chimique et bactériologique de pollution (D.H.W.G, 2009).

Le traitement des eaux usées par boues activées est le procédé biologique le plus communément utilisé, le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée. Même si une approche microbiologique des phénomènes de floculation est primordiale dans la conduite du procédé de traitement des eaux par boues activées, elle s'avère insuffisante pour caractériser de façon complète les propriétés des boues. Ainsi, la détermination des caractéristiques physico-chimiques des floes fournit des informations complémentaires revêtant une grande importance dans la compréhension des phénomènes hydrodynamiques régissant la séparation entre l'effluent et l'eau traitée.

L'utilisation en agriculture des boues de station d'épuration demeure une solution essentielle dans le cadre de l'élimination de ces résidus de dépollution. Mais cette filière est fragile, plusieurs maillons faibles étant dénombrés, tels que la maîtrise des apports de toxiques d'origine industrielle, le stockage en station ou l'inadéquation des matériels d'épandage aux différents types de boues.

Tout système mécanique obéit à une équation fondamentale qui établit une relation entre les grandeurs dynamiques responsables du mouvement et les grandeurs cinématiques décrivant ce mouvement. Le comportement rhéologique des boues résiduelles pâteuses a été étudié selon les différentes facettes du comportement en fonction de l'intensité de la contrainte, ce qui nous permettra de définir deux seuils de contrainte séparant trois régimes d'écoulement. La détermination des lois de comportement des boues résiduelles. C'est l'objet de la rhéométrie qui consiste à rechercher expérimentalement le lien entre les contraintes appliquées et les déformations engendrées : lorsque le matériau se déforme, des interactions se produisent entre les éléments constitutifs, certaines plus importantes que d'autres.

Au stockage, ce matériau présente une tendance nette à s'affaisser sous son propre poids. Il est sans porosité, fermentescible, et saturé en eau : il ne tient pas en tas, et les aires de stockage se révèlent vite insuffisantes.

L'étude rhéologique des boues permet à connaître les paramètres rhéologiques qui peuvent affecter les opérations de filtration, d'épaississement ou de déshydratation, ainsi que pour le calcul des pertes de charge dans le cadre de la réalisation de systèmes de pompes.

De ce fait notre travail consiste à réaliser une évaluation des qualités physico-chimique et rhéologique des boues de station d'épuration. Notre objectif étant d'une part de déterminer les caractéristiques physicochimiques et rhéologiques des boues et de déterminer d'autre part la possibilité de son utilisation dans agriculture.

Notre mémoire est structuré en deux parties interdépendantes :

La première partie présente une synthèse bibliographique qui englobe des généralités sur l'eau usée et traitement d'épuration, qualité et pollution des eaux usées et rhéologie des boues et enfin la description des sites d'étude, les campagnes de prélèvement, la stratégie employée pour l'échantillonnage, les procédures et technique de mesure.

La deuxième partie « Expérimental », porte sur les protocoles expérimentaux globaux de toutes les techniques employées suivi des résultats obtenus ainsi que de leur discussion, le mémoire est clôturée par une conclusion et des perspectives.

PARTIE I
ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I:
GÉNÉRALITÉS

I Introduction

Les eaux usées issues de diverses activités urbaines ne peuvent être rejetées telles quelles dans l'environnement (Coulibaly, 2005), car elles contiennent divers polluants organiques et minéraux. Elles doivent donc subir, avant leur rejet dans le milieu naturel, un traitement d'épuration qui conduit la production des boues résiduares.

La production des boues, augmente bien sûr avec le développement des stations d'épuration. Les boues sont composées d'éléments recueillis à différents stades d'épurations d'une eau usée: matières minérales en suspension, matière organique non biodégradables et microorganismes; ces dernières résultent de l'épuration biologique. Il devient donc nécessaire de trouver des traitements plus performant permettant de réduire la production des boues (Hammadi, *et al*, 2008; Amadou, 2007).

L'objectif de cette étude concerne l'analyse physico-chimique et rhéologique d'une boue activée de station d'épuration.

I.1 L'épuration

De nombreux procédés de traitement permettent d'éliminer les polluants indésirables contenus dans les eaux en faisant passer ces polluants dans des boues sans les détruire. Il en va évidemment ainsi des métaux lourds qui ne peuvent être détruits, mais que l'on peut parfois convertir sous d'autres formes par traitement chimique et, dans une plus ou moins large mesure, des composés organiques réfractaires ou non biodégradables; Les pesticides chlorés, par exemple, passent dans les boues sans subir d'altération substantielle. Les organismes infectieux passent également dans les boues sous l'effet d'un traitement primaire sans presque rien perdre de leur pouvoir infectant (Rapport, 1980).

L'épuration des eaux usées consiste à décanter les éléments polluants particuliers et à extraire les éléments dissous qui sont transformés en matière sédimentation suite à un traitement approprié. Ainsi, à la sortie de la station il en résulte d'une part une eau épurée rejetée dans le milieu naturel, et d'autre part, il reste des sous-produits désignés sous le terme des boues résiduares. Les divers procédés d'épuration des eaux usées actuels entraînent une production plus ou moins importante de boues résiduares. La matière solide de ces résidus contient à la fois des éléments naturels valorisables et des composés toxiques en relation avec la nature des activités raccordées au réseau d'assainissement, industrielles ou domestiques. L'épandage direct de ces boues se heurte à de fortes résistances de l'opinion concernant les

risques sanitaires éventuels qu'implique cette pratique du fait de la présence d'agents pathogènes, d'éléments de traces métalliques et de composés organiques toxiques. Afin de préserver les productions agricoles et l'environnement, l'innocuité des boues passe par le respect de normes d'épandage ou par l'utilisation de produits dérivés de celles-ci par voie chimique ou biologique (AMIR, 2005).

Epurier les eaux usées, c'est dans la mesure du possible, éviter au milieu extérieur de subir des conséquences néfastes de l'activité humaine. L'homme doit remettre en circuit les molécules qu'il fabrique à son propre usage; molécules qui dans un premier temps ont été conçues pour résister au plus possible "d'agents naturels" comme les teintures, lessives, pesticides, et autres. Tous ces produits se trouvent, peu ou trop, dans les eaux usées, sont alors confiés au spécialiste de l'épuration qui est sommé de les faire disparaître, en prenant à son compte une série de paramètres physico-chimiques tel que: le débit, température, pH, conductivité, DBO5, DCO, azote, phosphore, et autres. L'épuration des eaux usées consiste, en premier lieu, de séparer des eaux résiduaires tout ce qui peut précipiter avec ou sans traitement et d'oxyder des matières réductrices en solution, sous réserve parfois du cas particulier des matières azotées. En deuxième lieu, cela consiste à épurer ce qui a été précipité sous forme de boues de manière à rendre le résidu apte à une mise en dépôt, ou à un usage extérieure: c'est le traitement des boues.

Les stations d'épuration urbaines assurent le traitement des eaux usées urbaines et/ou industrielles acheminées par les réseaux d'assainissement. Ce traitement, s'il a pour objet le rejet d'une eau épurée acceptable par le milieu récepteur, produit également un résidu polluant, désigné sous le terme de boues d'épuration. Le traitement proprement dit des eaux usées collectées dans les stations d'épuration est précédé d'une première phase de prétraitement. Ce prétraitement a pour but d'éliminer les éléments solides ou particuliers les plus grossiers grâce aux étapes de dessablage, de dégrillage et de déshuilage. En fonction des processus de traitement d'épuration des eaux usées, trois grandes catégories de boues peuvent être distinguées: les boues de traitement primaire, les boues de traitement physico-chimique et les boues de traitement biologique (Pernin, 2003).

I.2 Pollution de l'eau

Les eaux usées sont des eaux polluées non potables. Elles contiennent 99.9% d'eau des éléments solides et d'autres éléments chimiques, on y trouve aussi des virus et des micro-organismes (Gaid, 1984).

Une eau usée appelée encore eau résiduaire ou effluent est une eau qui subit une détérioration après usage. La pollution des eaux dans son sens le plus large est définie comme « Tout changement défavorable des caractéristiques naturelles (biologiques ou physico-chimiques) dont les causes sont directement ou indirectement en relation avec les activités humaines » (Moussa, 2005 ; [5]).

Une eau est dite "polluée" lorsque son équilibre est modifié de façon durable par l'apport en quantité trop importantes des corps étrangers, plus ou moins toxiques, d'origines naturelles ou issues d'activités humaines, tel que, des produits chimiques, des déchets industriels, des microorganismes et autres; Ces pollutions peuvent détériorer la qualité de l'eau au point de la rendre impropre à certaines usages souhaités [1]. Il est nécessaire de bien préciser la notion de nuisance et de pollution. Le comité international de la langue française a défini les nuisances comme consistant en tout effet de l'activité humaine entraînant un risque notable pour la santé et le bien être de l'Homme ou qui peut atteindre indirectement l'Homme par répercussion sur son patrimoine naturelle [2], D'une façon générale une pollution est tout ce qui tend à modifier la qualité physique et chimique de l'eau (Goubier, 1986).

I.2.1 Les différents types des eaux usées

La pollution des ressources en eau peut avoir de multiples origines, domestique urbaine, industriel, agricole et naturelle (pluvial, atmosphérique ...etc.); (Pallard, 2000).

I.2.1.1 Les eaux usées d'origine domestique

On inclut dans cette catégorie, les eaux ménagères (lavage corporel et du linge, eaux de cuisine...etc.), les eaux de vanne chargées de fèces et d'urines, les eaux de lavage de voirie, et eaux pluviales (Ouali, 2001). Les eaux industrialisation de la municipalité de raccordement au réseau d'égout de la ville [3]. Le tableau 1 résumé les caractéristiques moyennes d'un rejet domestique.

Paramètres	Maximale	Moyenne	Minimale
PH	7.5	7.2	6.8
Matières décantables (mg/l)	6.1	3.3	1.8
Matières solides totales (mg/l)	640	453	322
Matières volatiles totales (mg/l)	388	217	118
MES (mg/l)	258	145	83
Matières volatiles en suspension (mg/l)	208	120	62
DCO (mg de O ₂ /l)	436	288	159
DBO ₅ (mg de O ₂ /l)	276	147	75
Chlorure (mg/l)	45	35	25

Tab.I.1 Caractéristiques moyennes d'un rejet domestique (Hunter ET Heukelekian, 1995).

L'urbanisation actuelle se traduit par une forte concentration d'êtres vivants avec adduction d'eau et implantation d'entreprises agricoles et industrielles. De nombreuses substances sont déversées dans les eaux utilisées qui deviennent des eaux usées. Ces dernières doivent être éliminées de l'environnement urbain. De plus, les nombreuses surfaces imperméables (routes, toitures) des villes empêchent l'infiltration des précipitations. Ces eaux de ruissellement ou eaux pluviales doivent également être éliminées. Les eaux usées comprennent: les eaux ménagères, les eaux vannes, les eaux d'arrosage, jardins, les eaux industrielles. Elles doivent être traitées avant d'être rejetées dans le milieu naturel: rivières, mer, sols [4].

Paramètres	Echelle de variation	Fraction décantable
PH	5.5 à 8.5	
MES totales (mg/l)	100 à 400	50 à 60%
DBO ₅ (mg/l)	150 à 500	25 à 30%
DCO (mg/l)	300 à 1000	30%
NTK (mg/l)	30 à 100	< 10%
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	20 à 80	0%
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	< 1	0%
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	< 1	0%
Détergents (mg/l)	6 à 13	
P total (mg/l)	10 à 25	10%

Tab.I.2 Les caractéristiques moyennes des eaux usées domestiques en France Concentrations moyennes [4].

La pollution des eaux usées est produite par des matières minérales et organiques, indésirables ou toxiques qui sont en suspension, en solution ou en émulsion [4].

Les matières en suspension produisent un trouble (la turbidité), qui est:

- des matières minérales : sables, argiles, particules solides insolubles;
- des matières organiques : débris organiques divers, organismes et micro-organismes.

Les matières en solution et émulsion sont:

- des sels de métaux (dont métaux lourds);
- des composés organiques: détergents, solvants, pesticides, matières grasses, hydrocarbures...

La charge polluante est importante dans les eaux usées, mais également dans les eaux de ruissellement en ville (entraînement des débris de pneus et des hydrocarbures sur les chaussées, des débris accumulés sur les toitures...etc.). La pollution induite est de trois types:

- Pollution physique: élévation de température;
- Pollution chimique: composés chimiques indésirables;
- Pollution bactériologique: coliformes et streptocoques fécaux, micro-organismes pathogènes variés (dont les virus).

Il faut donc traiter ces eaux pour lutter contre la pollution des milieux naturels où elles sont déversées [4].

I.2.1.2 Les eaux pluviales

Ce sont des eaux de ruissellement qui se forment après une précipitation (Rejsek, 2002). Les eaux de pluie s'écoulant dans les réseaux unitaires proviennent du ruissellement accompagnant et suivant les précipitations (Guarino, 1985). Elles peuvent être particulièrement polluées. Surtout en début de pluie, par deux mécanismes:

- ☞ Le lessivage des sols et des surfaces imperméabilisées.
- ☞ La remise en suspension des dépôts des collecteurs (Rejsek, 2002).

Les eaux de ruissellement emportent des substances nocives comme des sels de déglçage, des métaux lourds, des huiles, des excréments d'animaux, des sédiments excédentaires, des pesticides, des engrais et des résidus de végétation.

I.2.1.3 Les eaux industrielles

Il est difficile de faire une classification complète de ces eaux en raison: des différences importantes qui existent dans les rejets d'établissement industriels de même branche d'activité (dilutions, volume des polluants...etc.) et de diversité des activités industrielles (Ouali, 2001). La qualité de pollution est par fois très importante, elle peut être organique, minérale ou toxique selon l'activité de l'industrie (Rejsek, 2002). Chaque procédé industriel considéré est caractéristique et il émet le plus souvent un effluent contenant des matières brutes, des produits intermédiaires, des produits finis et des sous produits particuliers (Rapport, 1989).

I.2.1.4 Les matières de vidange

Appartenant essentiellement aux rejets de toilettes chargés de diverses matières organiques azotées, et de germes pathogènes. Les matières de vidange; l'évacuation et le traitement de ces matières de vidange font partie de l'assainissement.

Leur traitement, simultanément à celui des eaux usées, peut être envisagé, à condition que la station d'épuration comporte une fosse de réception de ces matières qui alimente progressivement la station d'épuration pour éviter de surcharger le système de traitement des eaux usées (Rejsek, 2002).

I.2.2 L'application des eaux usées

Les eaux d'irrigation, y compris les eaux usées traitées, peuvent être appliquées de cinq façons différentes:

- 1) par submersion (irrigation au calent): la surface est presque entièrement recouverte d'eau.
- 2) par infiltration: une partie seulement de la surface est recouverte d'eau.
- 3) par aspersion: le sol et les cultures sont arrosés à peu près de la même façon que par la pluie.
- 4) par irrigation souterraine: la surface est à peine arrosée, mais le sous-sol est saturé.
- 5) par irrigation localisée (goutte à goutte): l'eau est appliquée à la racine de chaque plante avec un débit variable.

L'irrigation par submersion est le procédé le moins coûteux, mais c'est probablement celui qui présente le plus de risques pour les ouvriers agricoles. L'irrigation par aspersion ne doit être utilisée pour les cultures de fruits et de légumes que si les effluents ont la qualité recommandée pour la *Catégorie A*. L'irrigation par submersion est à éviter pour les légumes. C'est l'irrigation souterraine ou localisée qui peut assurer le plus haut degré de protection de la santé. En particulier quand la surface du sol est recouverte de bâches en plastique ou de paillis. En outre, l'eau est utilisée plus efficacement et les rendements sont souvent plus élevés. Toutefois, ce procédé est coûteux et les eaux usées doivent subir un traitement poussé et fiable (pour éliminer les solides en suspension) afin d'éviter l'obstruction des petits orifices (gicleurs), par lesquels l'eau est diffusée dans le sol. L'irrigation par bouillonnement, technique développée pour l'irrigation localisée des cultures arbustives, évite d'utiliser des gicleurs à orifices réduits pour la régulation du débit.

En pisciculture, il est recommandé de faire séjourner les poissons dans de l'eau propre quelque temps avant de les pêcher et les vendre, afin d'éliminer ou d'atténuer les odeurs résiduelles désagréables et réduire la contamination par des micro-organismes d'origine fécale. Toutefois, cette méthode ne garantit pas l'élimination totale des agents pathogènes

contenus dans les tissus et l'appareil digestif des poissons, à moins qu'ils ne soient faiblement contaminés (Rapport, 1989).

I.3 Les stations d'épuration et la production de boues

Les traitements réalisés en station d'épuration consistent à dégrader et séparer les polluants de l'eau (particules, substances dissoutes, microorganismes) par des procédés physiques, chimiques et biologiques pour ne restituer au milieu aquatique qu'une eau de qualité suffisante au regard du milieu récepteur. Le résultat de ces opérations est la production de boues qui est le principal sous-produit du cycle de traitement de l'eau. Une station d'épuration est généralement installée à l'extrémité d'un réseau de collecte, sur l'émissaire principal. Elle agrège une succession de dispositifs ayant chacun pour objet d'extraire les différents polluants présents dans les eaux. Sont ainsi d'abord effectués des prétraitements puis une succession de traitements qui par étapes successives permettent d'aboutir au produit final que sont les boues d'épuration (Baudez, 2003).

Les objectifs principaux d'une filière boue sont la réduction des volumes et des nuisances. En effet, telles qu'elles ont été évacuées de la filière eau, les boues sont constituées à 99% d'eau; (Tixier, 2003).

Le traitement des eaux usées par boues activées est le procédé biologique le plus communément utilisé, le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée (Bougrier, 2005).

I.4 L'origine des boues d'épuration

Collectées par le réseau d'assainissement, les eaux usées sont transférées à la station d'épuration pour y être traitées. Là, des équipements particuliers (pompe, vanne, aérateur...) associés à des procédés spécifiques (dégrillage, dessablage, dégraissage, épuration physico-chimique ou biologique...) éliminent les impuretés contenues dans ces eaux. L'extraction des pollutions (en suspension ou dissoutes) permet ensuite le rejet dans le milieu naturel d'une eau épurée conforme à la réglementation.

Il est important de souligner qu'épuration ne signifie pas potabilisation et que les eaux sortant d'une station d'épuration ne sont donc pas injectées dans le circuit de distribution d'eau destinée à la consommation humaine. En effet, un récent sondage a révélé que plus de la moitié de la population pensent à tort que les eaux rejetées par les stations d'épuration sont potables.

En outre, un système d'assainissement collectif peut être séparatif ou unitaire.

Ainsi, un réseau sera séparatif si les eaux de pluie ne sont pas admises dans les mêmes canalisations que les eaux usées tandis que le réseau unitaire recevra en plus des eaux usées les eaux précipitées et ruisselées sur les toitures et chaussées.

Dans le cas d'un réseau unitaire, les eaux de pluie (qui doivent être gérées de toute façon afin de maîtriser les risques d'inondation) sont évacuées et mélangées aux eaux usées. Un apport trop volumineux de ces eaux "claires" a pour effet de mettre en charge les canalisations. C'est pourquoi, des débordements contrôlés du trop plein dans le milieu naturel (par surverse) sont parfois effectués à partir de déversoirs d'orage.

Ces boues, produites par procédés physique, physico-chimique ou biologique, représentent un volume considérable et leur élimination requiert un traitement préalable, adapté à leur destination finale (mise en centre de stockage des déchets ultimes, incinération ou valorisation organique).

On distingue quatre grands types de traitements (primaires, physico-chimiques, biologiques intensifs et extensifs) qui produisent des boues caractérisées par différents états de stabilité biologique, pouvoir fermentescible et siccité (pourcentage en matières sèches).

Parmi les traitements biologiques intensifs, les procédés à boues activées associant bassin d'aération et clarificateur sont les plus courants.

Des lits bactériens, bio filtres où bio disques et plus récemment des lits plantés de roseaux peuvent équiper aussi de petites unités.

En général, chaque station dispose de prétraitements (dégrillage, dessablage) visant à éliminer les polluants les plus grossiers (refus de dégrillage, sables, graisses). Les traitements biologiques opèrent en seconde étape avec, le plus souvent, des dispositifs d'aération et de brassage relativement délicats.

En fonction de la nature des procédés retenus, une typologie des boues et des ratios de production de boues sont définis. Afin de simplifier l'information, il est suffisant de savoir que la quantité moyenne de boues produites par un habitant est comprise entre 15 et 20 kg/an de matière sèche (toute l'eau ayant été éliminée).

Bien entendu, cette quantité est susceptible d'augmenter en cas d'utilisation de co-produits de traitement des boues, comme la chaux par exemple.

La pollution d'une eau dite usée peut résulter de nombreux facteurs : rejets

domestiques divers, ruissellement, infiltration,... Cette pollution peut être quantifiée par des caractéristiques physiques (matière en suspension (MES), odeur,...), chimiques demande chimique en oxygène (DCO), demande biochimique en oxygène a cinq jour (DBO₅), Azote Kjeldahl, azote minéral, teneur en phosphate, teneur en matières toxiques,...) et biologiques (bactéries, virus,...) (Léonard, 2005).

Dans ce chapitre, l'origine, la nature et les filières de traitement des boues d'épuration seront présentées.

I.5 Les boues d'épuration

I.5.1 Fonctionnement d'une station d'épuration

Chaque jour, l'homme consomme de fortes quantités d'eau, tant pour son usage personnel que professionnel. Ces eaux, une fois utilisées, sont recueillies afin d'être épurées. Les eaux usées ainsi collectées ont donc deux origines : une origine domestique (Eaux Résiduaires Urbaines ERU) et une origine industrielle (Eaux Résiduaires Industrielles : ERI). Dans le cas de zones peu ou moyennement industrialisées, ces eaux résiduaires sont mélangées et traitées ensemble dans une station d'épuration ; station traité de l'eau polluée (STEP). L'épuration des eaux résiduaires consiste à réduire la charge en matières organiques et minérales. Lors de cette étape, il se produit un transfert de pollution de la phase liquide (eau) vers une phase plus concentrée (boues) et une phase gazeuse (CO₂, N₂,...). La production de boues résiduaires est donc totalement dépendante de la filière de traitement de l'eau (Monod, 1989).

La figure 1 représente la filière traditionnelle de traitement de l'eau (Monod, 1989). Elle comporte trois parties principales:

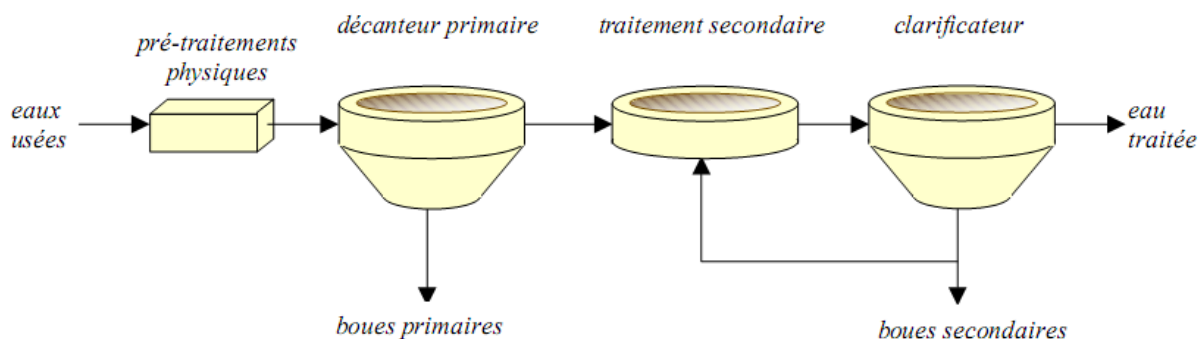


Fig.I.1 Schéma d'une filière de traitement d'eau traditionnelle (Monod, 1989).

I.5.1.1 Les prétraitements physiques

Cette étape vise à enlever les grosses particules de l'eau (débris, huiles, graisses, sable). Ces déchets sont récupérés et traités séparément.

Ils sont indispensables dans toutes les stations, quels que soient les processus mis en œuvre en aval. Le dégrillage consiste à faire passer les eaux usées au travers de grilles à barreaux plus ou moins espacés ou de tamis rotatifs qui retiennent les éléments les plus volumineux (morceaux de bois, plastiques, objets divers, etc.) qui seront évacués vers les centres de traitement des ordures ménagères. Le dessablage et le déshuilage/dégraissage est la seconde opération : elle consiste à éliminer les sables et graisses en faisant passer l'eau à vitesse réduite dans des bassins de sorte que les sables sédimentent et les graisses surnagent ; une partie du sable est recyclé après lavage et les graisses sont incinérées (Baudez, 2003).

I.5.1.2 Le traitement primaire

Cette étape vise à parfaire les prétraitements. Elle permet surtout de récupérer les matières en suspension (MES) naturellement décantables. Cette décantation s'effectue dans un décanteur canal ou lamellaire et permet de retenir environ 50 à 70 % des MES contenues dans les eaux usées. Le fond de ce décanteur est régulièrement raclé : ceci permet de récupérer les boues primaires [5]. Ce sont les dépôts récupérés par une simple décantation des eaux usées (dans les décanteurs - digesteurs par exemple). Elles présentent des concentrations élevées en matières minérales (sable, terre...), mais aussi en matière organique pouvant évoluer (Xanthoulis, 2004).

Globalement, la production de boue d'une station d'épuration d'eau urbaine peut être estimée comme suit:

Type de boue	MES en g/eq ha/jour	% MES boue épaissie	l/eq ha /jour boue épaissie
Primaire fraîche	45-60	8-12	0,4-0,75
Primaire digérée	30-40	7-11	0,3-0,75
Mixte fraîche	75-90	4-6	1,2-2,2
Mixte digérée	50-60	2,5-4,5	1,1-2,4

Tab.I.3 Production de boues de station d'épuration de l'eau urbaine (Amadou, 2007).

Les boues primaires comportent pour l'essentiel des matières minérales, cellulose,

fibres et autres constituants bien structurés. Leur traitement ultérieur est facile. Les boues biologiques sont très organiques et colloïdales, donc fortement hydrophiles et difficilement déshydratations. Cependant, elles comportent la majeure partie de l'azote et du phosphate (Amadou, 2007).

I.5.1.3 Le traitement secondaire ou digestion aérobie

Le procédé de traitement par boues activées est un procédé de traitement biologique à culture en suspension, le mélange de l'eau à épurer et des micro-organismes en suspension assurant l'épuration est appelé liqueur mixte (Yacoubi, 1989).

Cette étape consiste à éliminer et à transformer la pollution de l'eau. Généralement, elle est réalisée par des traitements biologiques. Les micro-organismes bactériens, pour se développer, ont besoin d'une source d'énergie assimilable (le substrat). Dans le cas général, cette source d'énergie est la pollution de l'eau. Cette pollution est utilisée par la population bactérienne pour se développer : les polluants fournissent l'énergie nécessaire à la vie et à la croissance des micro-organismes. Au niveau des installations urbaines, le procédé utilisé est généralement une digestion aérobie, appelée aussi procédé à boues activées, ce qui nécessite d'apporter de l'oxygène par aération (injection d'air au fond du bassin). La biomasse (population bactérienne) est ensuite séparée de la phase liquide par décantation. Les boues obtenues sont appelées boues secondaires ou boues activées. Une partie de ces boues est renvoyée vers le bassin d'aération, afin de stabiliser le traitement (Tixier, 2003; Pernin, 2003).

Le traitement secondaire utilise les réactions biologiques naturelles de l'autoépuration des systèmes aquatiques, par lesquelles des micro-organismes agissent en présence d'oxygène sur des effluents biodégradables, compartimentent la matière organique en trois groupes bien distincts :

- ✎ une fraction facilement biodégradable, dont l'importance est essentiellement liée à la déphosphoration biologique, qui se dégrade en quelques heures,
- ✎ une fraction rapidement hydrolysable, partiellement soluble, consommée en quelques dizaines d'heures,
- ✎ une fraction lentement biodégradable, (temps nécessaire supérieur à une dizaine de jours), qui va se retrouver dans la filière boue (Tixier, 2003).

Les eaux usées à épurer sont introduites dans le bassin d'aération où elles sont mélangées avec les boues activées et aérées par insufflation d'air ou agitation mécanique, le mélange passe ensuite dans le décanteur. L'eau épurée s'écoule à la surface, tandis que les flocons des boues activées plus denses sont récupérés dans le fond et renvoyés dans la cuve d'aération par pompage ou par l'effet hydrodynamique d'émulseurs. La partie de boues activées excédentaires est extraite du circuit et évacuée (Koller, 2004).

Il existe aussi des traitements tertiaires (non mentionnés sur la figure) qui tendent à se généraliser. Leur objectif principal est de traiter l'azote et le phosphore.

Les boues ainsi produites sont des suspensions plus ou moins concentrées d'éléments polluants et de produits de transformation. Elles constituent des déchets encore très liquides qu'il est nécessaire de traiter et de valoriser (Monod, 1989).

I.6 Les différents types de boues

Les boues de stations d'épuration sont classées en quatre grands groupes :

I.6.1 Les boues primaires

Elles sont issues du traitement primaire et sont produites par simple décantation, en tête de station d'épuration. Ces boues sont fraîches, c'est à dire non stabilisées (forte teneur en matière organique) et fortement fermentescibles. De par la nature des nouvelles installations, elles tendent à disparaître [5], (Pernin, 2003).

I.6.2 Les boues secondaires (autrement appelées boues activées)

Elles sont issues du traitement secondaire. Elles sont essentiellement composées par la biomasse présente en excès dans le système et par la matière réfractaire à l'épuration biologique. Elles sont récupérées après le décanteur secondaire (clarificateur), au niveau de la purge. Ce sont des boues fraîches biologiques, essentiellement sous forme de flocons de bactéries. Leur pouvoir fermentescible dépend du temps de séjour dans le bassin d'aération [5], (Pernin, 2003).

I.6.3 Les boues mixtes

Le mélange de boues primaires et secondaires conduit à l'obtention des boues mixtes. Leur composition est dépendante de la quantité de boues primaires et secondaires produites. Très fermentescibles, ces boues subissent ensuite le traitement de stabilisation [5].

I.6.4 Les boues physico-chimiques

Ces boues sont issues d'un traitement utilisant des flocculants minéraux (sels de fer ou d'aluminium). Le traitement physico-chimique est principalement utilisé sur les boues industrielles ou pour palier au sous dimensionnement de certaines stations d'épuration [5].

I.7 Filière de traitements des boues d'épuration urbaines

I.7.1 Filière de traitement interne à la station d'épuration

Une fois collectées, les boues doivent subir différents traitements avant leur rejet. Ces traitements ont trois objectifs majeurs : la réduction du pouvoir fermentescible, la réduction de la masse des boues et la réduction des risques sanitaires (Monod, 1989).

La figure 4 représente une ligne de traitement des boues. La filière de traitement des boues comprend quatre étapes principales :

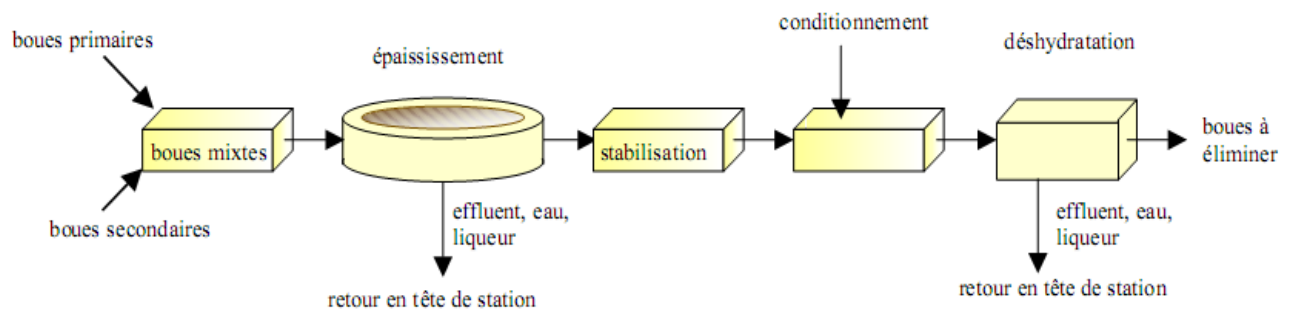


Fig.I.2 Schéma de principe d'une filière de traitement des boues (Monod, 1989).

I.7.1.1 L'épaississement

Cette étape permet de concentrer les boues, et donc de réduire leur volume. Selon la nature des boues, cette opération se fait généralement par décantation gravitaire (statique) ou par flottation. Elle peut aussi être réalisée par égouttage ou centrifugation. Les boues sont épaissies, et l'eau retirée est renvoyée en tête de station, afin d'éliminer la pollution dissoute dans la fraction soluble. A ce stade, la siccité obtenue (teneur en matière sèche) est de l'ordre de 1 à 10%, selon les installations (Monod, 1989; Pernin, 2003).

I.7.1.2 La stabilisation

Les boues de stations, en grande proportion à caractère organique, sont instables dans la mesure où des fermentations s'y développent, qui sont l'origine d'une mauvaise qualité des eaux et de nuisances olfactives. La stabilisation vise donc à réduire le taux de matières organiques de manière à empêcher ou tout du moins limiter les fermentations (Amadou, 2007).

Cette étape permet de réduire le pouvoir fermentescible des boues, ainsi que les nuisances olfactives. Il existe trois grands types de stabilisation : la stabilisation biologique (digestion aérobie ou anaérobie, compostage), la stabilisation chimique (chaulage, stabilisation aux nitrites, oxydation) ou la stabilisation physique (séchage poussé) [5]. Les techniques biologiques permettent de dégrader les matières organiques, et conduisent à une réduction de la matière. En revanche, les techniques chimiques et physiques bloquent l'action des micro-organismes par inhibition de leur métabolisme (Monod, 1989, Amadou, 2007).

I.7.1.3 Le conditionnement

Cette étape permet de préparer les boues à la déshydratation. En effet, afin de libérer l'eau contenue dans les boues, il est nécessaire de réduire la stabilité des colloïdes et de faciliter leur agrégation. Les procédés utilisés peuvent être physiques (traitement thermique) ou chimiques (ajout de sels minéraux ou de polyélectrolytes). Le traitement thermique à 150°C – 200°C pendant 30 à 60 minutes est le plus efficace pour réduire l'hydrophile particulaire (Monod, 1989), mais il induit un fort problème d'odeur. Ainsi, et en raison d'un coût plus faible, la floculation chimique est plus souvent utilisée. Elle fait appel à des agents coagulants (de charge opposée à celle des particules contenues dans les boues) et/ou à des agents floculants (formation de complexes hydratés). Généralement, les réactifs utilisés sont des sels de fer ou d'aluminium, de la chaux ou des polymères (Monod, 1989).

I.7.1.4 La déshydratation

Cette étape permet de réduire le volume des boues en éliminant le maximum d'eau. Il existe trois grands types de déshydratation : la déshydratation par filtration (sous pression, sur bandes), la déshydratation par évaporation (lits de séchage) et la déshydratation par centrifugation. Dans la pratique, à l'exception de certaines petites installations, la déshydratation est principalement réalisée par filtration ou centrifugation. L'eau retirée est renvoyée en tête de station, afin d'être traitée. A ce stade, la siccité obtenue est de l'ordre de 15 à 40%, selon les boues et les installations utilisées (Monod, 1989, Rapport, 1989, Pernin, 2003).

I.7.2 Filières d'élimination des boues résiduaires urbaines

Il existe, à l'heure actuelle, deux grandes voies d'élimination des boues produites : la valorisation agricole et l'incinération. Jusqu'à récemment, les boues pouvaient aussi être mises en décharge. La nature des boues, la situation géographique ainsi que les conditions

économiques et locales guident le choix de la meilleure voie d'élimination (Monod J, 1989, Rapport, 1989, Pernin, 2003).

I.7.2.1 Valorisation agricole

En 1997, en France, environ 60% de la production de boues étaient valorisés en agriculture (Monod, 1989, Guide Guiblin, 2006). En effet, les boues d'épuration apportent des éléments fertilisants au sol (minéraux, matières organiques). Elles peuvent donc être valorisées par épandage agricole. En effet, de par leur composition, les boues permettent de couvrir une partie des besoins des cultures en azote, en phosphore, en calcium, en magnésium et en oligo-éléments. Cependant, les boues stabilisées n'ont pratiquement aucune valeur humique, contrairement au compost contenant des déchets verts.

L'opinion publique, des difficultés de stockage et de manutention, du problème d'odeurs et des risques sanitaires et environnementaux (présence d'agents pathogènes et de composés toxiques). La traçabilité et la maîtrise de la qualité sont donc essentielles (Monod, 1989). La traçabilité de la boue, ce qui introduit le mélange de boues à différentes origines (Pernin, 2003).

Diminution des seuils admissible pour les éléments, par exemple, il faut vérifier les concentrations en micropolluants (éléments traces métalliques et organiques) ainsi que les doses annuelles apportées. De plus, la valorisation agricole nécessite des surfaces disponibles et des stockages importants. Ce sont principalement les boues des petites et moyennes stations qui sont valorisées de la sorte. En effet, elles sont plus proches des lieux d'épandage et les boues produites sont, à priori, moins contaminées par les composés toxiques (Monod, 1989).

I.7.2.2 Incinération

L'incinération conduit non seulement à l'élimination totale de l'eau inertielle mais également au combustible des matières organique des boues. C'est le procédé permettant d'obtenir des résidus dont la masse est plus faible (Guide Guiblin, 2006).

En 1997, en France, environ 15% de la production de boues étaient traités par oxydation thermique. Cette méthode consiste à brûler les boues dans un incinérateur, seules ou avec des ordures ménagères. Après oxydation thermique, il reste des sous-produits minéralisés qui, selon leur nature, peuvent être incorporés dans certains bétons, utilisés pour les soubassements des routes ou sont mis en décharge. Du fait des coûts prohibitifs de transport, les boues traitées sont incinérées principalement en zone urbaine.

Cependant, cette technique demande de fortes quantités d'énergie et des boues ayant une forte siccité. En fonction de leur siccité, les boues ne sont pas incinérées de la même façon. Pour des boues pâteuses à faible siccité (15 à 30%), il est possible de les co-incinérer avec des ordures ménagères : les boues sont ainsi considérées comme un fluide de refroidissement. Cependant, comme leur pouvoir calorifique est faible, les quantités de boues injectées dans le four n'excèdent pas 10 à 20% du tonnage d'ordures ménagères. En revanche, pour des boues à forte siccité (60% et plus), il est préférable de construire une installation spécifique (pouvoir calorifique équivalent à celui d'ordures ménagères et donc nécessitant de la capacité thermique). De plus, il devient indispensable de traiter les rejets gazeux, ceux-ci étant une source de polluants et de composés toxiques. Il existe désormais une réglementation concernant les rejets de poussières (10 mg.Nm⁻³), de dioxyde de soufre (50 mg.Nm⁻³), d'acide chlorhydrique (10 mg.Nm⁻³), d'oxydes d'azote (200 mg.Nm⁻³) et de dioxines (0,1 ng.Nm⁻³) (Bougrier, 2005).

I.7.2.3 Mise en décharge

Le terme décharge a été remplacé par centre de stockage ou centre d'enfouissement technique (CET) mettant ainsi en évidence le souci de préservation de l'environnement: dépôt des déchets en alvéole, protection du sous-sol par géo membranes, captation et traitement du biogaz généré et des lixiviations drainés (Pernin, 2003). Jusqu'à récemment, il était possible de mettre les boues en décharges, si leur siccité était supérieure à 30%. En France, en 1997, environ 25% de la production de boues étaient envoyés en décharge. Depuis le 1er juillet 2002, cette voie d'élimination est désormais interdite par la législation. Seuls les déchets ultimes, c'est à dire des déchets qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, sont désormais acceptés en centre d'enfouissement technique (loi no 92-646 du 13 juillet 1992). Cependant, certaines boues sont considérées comme des déchets ultimes, notamment les boues chargées en métaux lourds, refusées pour l'épandage (Bougrier, 2005).

CHAPITRE II :

PHYSICO-CHIMIQUES ET RHEOLOGIQUE DES BOUES

II Introduction

De nos jours, les problèmes de pollution constituent un danger de plus en plus important pour l'homme (Coulibaly, 2005). Parmi ces problèmes, la pollution des eaux qui présente sans aucun doute l'un des aspects les plus inquiétants de la dégradation de l'environnement par la circulation technologique contemporaine (Ramade, 2005).

Jadis, on s'interrogeait sur la qualité des eaux, de nos jours on s'inquiète non seulement de caractéristiques physicochimiques de l'eau (Moumouni, 2005). Mais aussi les caractéristiques physico-chimique et rhéologique de la boue.

II.1 Qualité de l'eau et de boue: définition

II.1.1 Définition de l'eau

Elle correspond à un ensemble de critères physico-chimiques qui définissent le degré de pureté des eaux et par conséquent leur aptitude aux divers usages alimentaires, domestiques, agricoles ou industriels (Ramade, 2002).

En fonction d'un degré croissant de pollution, les points d'usage concerneront en premier lieu la potabilité, puis l'aptitude des eaux de rivières à permettre le développement normal de la faune, ensuite l'impossibilité d'utilisation pour la baignade avec pour conséquence des pertes économiques au plan de tourisme, la perte d'usage agricole relative tant à l'utilisation des eaux pour abreuver les animaux domestiques qu'un degré ultérieur pour l'irrigation (Ramade, 2002).

Enfin, il en résulte une perte d'usage industriel tout d'abord pour les industries agroalimentaires et ensuite pour la possibilité d'emploi des eaux pour les divers processus de fabrication tant dans les industries chimiques que métallurgiques et dans d'autres types de production (Ramade, 2002).

II.1.2 Définition de boue

Les boues d'épuration sont les principaux déchets produits par une station d'épuration, ces sédiments résiduels sont surtout constitués de bactéries (Bacteria) sont des organismes vivants unicellulaires procaryotes, caractérisées par une absence de noyau...) mortes et de matière (La matière est la substance qui compose tout corps ayant une réalité tangible. Ses trois états les plus communs sont...) organique (La chimie organique est une branche de la chimie concernant la description et l'étude d'une grande classe de molécules...) minéralisée. Une moyenne (Il y a plusieurs façon de calculer une moyenned'un ensemble de nombres.

Celle qu'il convient de retenir dépend de la...) installation produit environ un excès de 40 g de matière sèche par jour (Le jour ou la journée est l'intervalle qui sépare le lever du coucher du Soleil ; c'est la période entre deux...) et par habitant [6].

II.2 Etude des caractéristiques physiques et chimiques de l'eau et de boue

L'étude ne concerne que les caractéristiques physiques et chimiques qui ont été prises en compte au cours de notre travail

II.2.1 Le pH

Le potentiel hydrogène mesure la concentration en ions H^+ de l'eau ; Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 ; 7 étant le pH neutre. Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibre physicochimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau et la boue (Drissi, 2008). L'eau naturelle pure est neutre c'est à dire pH égal à 7.

Le pH d'une eau représente son acidité ou son alcalinité. Le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés. Dans la plupart des eaux naturelles, le pH dépend de l'équilibre calco-carbonique



Les eaux très calcaires ont un pH élevé et celles provenant des terrains pauvres en calcaire ou siliceux ont un pH voisin de 7.

Le pH est un paramètre important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau. Il intervient dans ces phénomènes avec d'autres paramètres comme la dureté, l'alcalinité, la température...

Le pH est un indicateur de la qualité de l'eau (Moussa, 2005).

II.2.2 La température

L'OMS (Organisation mondiale de la santé) donne une valeur guide concernant la température où la limite acceptable est de 25 °C. La température de l'eau n'a pas d'incidence directe sur la santé de l'homme.

Lorsqu'elle est élevée la température s'accompagne d'une modification de la densité, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface et d'une diminution de la solubilité des gaz.

L'augmentation de la température favorise aussi l'auto épuration et accroît la vitesse de sédimentation, ce qui peut présenter un intérêt dans les stations d'épuration. Les élévations de température peuvent être nuisibles pour les poissons, favoriser la mortalité de certaines espèces et le développement d'autres (Moussa, 2005).

II.2.3 La conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Le contraire de la conductivité est la résistivité électrique (Moussa, 2005).

La conductivité de l'eau est une mesure de sa capacité à conduire le courant électrique. La mesure de la conductivité permet d'apprécier rapidement mais très approximativement la minéralisation de l'eau et de suivre son évolution.

Le tableau II.1 établit une relation entre le degré de la minéralisation et la conductivité selon la réglementation (Moussa, 2005).

Conductivité	Minéralisation
0 - 100 mS/cm	Minéralisation très faible
100 -200 mS/cm	Minéralisation faible
200 -333 mS/cm	Minéralisation moyenne accentuée
333 -666 mS/cm	Minéralisation accentuée
66-1000 mS/cm	Minéralisation importante
> 1 000 mS/cm	Minéralisation élevée

Tab.II.1 Rapport entre la conductivité et la minéralisation française

(Moussa, 2005).

II.2.4 La minéralisation totale (TDS)

On appelle minéralisation totale ou TDS (Total Sel Dissous), la masse totale de minéraux dissous (cations et anions) et non dissous, chacun étant exprimé en mg/l, (Mayet, 1994).

Ils sont constitués essentiellement par les produits minéraux dissous. Ces corps dissous ont pour origine :

- ✗ le lessivage naturel des roches de caractéristiques géologiques différentes ;
- ✗ l'apport des eaux usées des villes et unités industrielles.
- ✗ la sapidité (le goût et la saveur) de l'eau qui se présente comme suit:
 1. excellente < 300mg/L
 2. bonne 300 – 600mg/L
 3. passable 600 – 900mg/L
 4. mauvaise 900 – 1200mg/L. (Moussa, 2005).

II.2.5 L'oxygène dissous

C'est la quantité d'oxygène libre contenue dans l'eau sous forme dissoute. Elle s'exprime par sa concentration. L'oxygène dissous est un facteur écologique essentiel indispensable pour la respiration des organismes vivants aérobies (Chocat, 1997).

II.2.6 Le titre hydrotimétrique (TH)

Appelé aussi "dureté totale", le T.H. mesure l'ensemble des ions alcalinoterreux, autrement dit les ions calcium et magnésium (Ca^{+2} , Mg^{+2}) (Hacini, 2003).

Nous distinguons parfois le titre hydrotimétrique calcique (ou le T.H. calcique) qui ne mesure que la teneur en ions calcium, et le titre hydrotimétrique magnésien (ou le T.H. magnésien) qui ne mesure que la teneur en ions magnésium (Mayet, 1994).

II.2.7 Les sulfates

La plupart des sulfates exceptés ceux du plomb et du baryum, sont hydrosolubles. Cette solubilité est considérée comme permanente bien que certains microorganismes peuvent les réduire en sulfure. Les principales sources de pollution sont :

- Les rejets industriels ;
- L'anhydride sulfureux atmosphérique (SO_2)

Les sulfures y compris le sulfure d'hydrogène peuvent provenir soit d'eaux usées soit de pollutions industrielles (usines chimiques, papeteries ; tanneries etc.). Dans les eaux bien aérées et oxygénées, les sulfures se transforment rapidement en sulfates (Moussa, 2005).

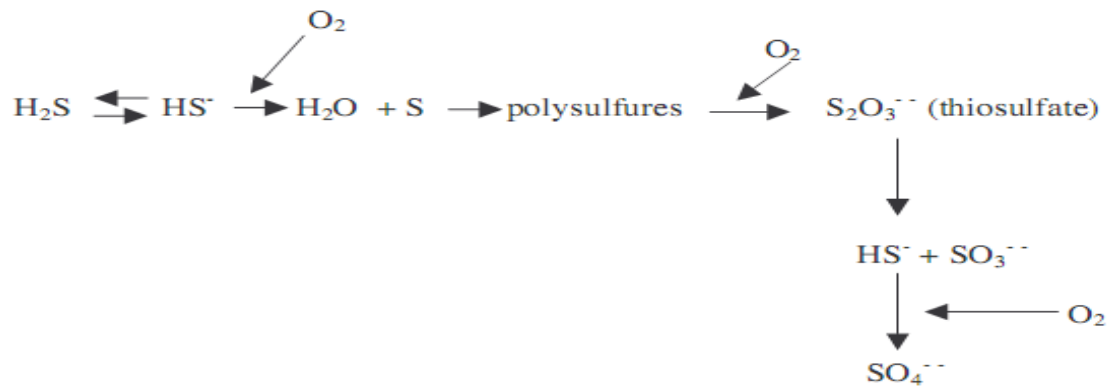


Fig. II. 1 Métabolisme du sulfure d'hydrogène (H_2S) (Moussa, 2005).

II.2.8 Les nitrates et nitrites

Les nitrites et les nitrates sont des composés intermédiaires du processus de nitrification ou de dénitrification. Ils sont associés du fait que la transformation de l'un en l'autre s'opère par des bactéries (nitrobacters) du sol et de l'eau. Les nitrates proviennent de l'oxydation complète de l'azote organique sous l'action de bactéries nitrifiantes et les nitrites de l'oxydation incomplète sous l'action des Nitrosomonas. Les nitrates et les nitrites proviennent généralement de :

- l'utilisation des engrais ;
- l'industrie chimique ;
- l'industrie alimentaire ;

La teneur en nitrates dans l'eau est généralement plus élevée (la valeur norme de l'OMS est de 50mg/L) que celle des nitrites. Une forte concentration en nitrites indique une pollution d'origine organique. L'intoxication par les nitrites se traduit chez l'homme par :

Une méthémoglobinémie ;

- la formation des nitrosamines.

Les nitrites oxydent l'hémoglobine qui a pour rôle dans l'organisme le transport du dioxygène O_2 , en méthémoglobine. Il y a méthémoglobinémie quand le taux de la méthémoglobine atteint 10% de l'hémoglobine. Elle devient mortelle dès que le taux est supérieur à 20%. En milieu acide ($\text{pH} = 1$ et 5 ; pH stomacal normal) les nitrites réagissent avec les amines primaires, secondaires et tertiaires généralement

d'origine alimentaire pour donner des nitrosamines réputées cancérigènes. Les nitrates sont utilisés comme indicateur de pollution. Ils jouent le rôle de fertilisant pour les plantes qui assimilent l'azote sous la forme NO_3^- . Associés aux phosphates, les nitrates favorisent la croissance parfois exagérée de la flore aquatique, pouvant ainsi entraîner une eutrophisation des fleuves et des lacs. Nitrates, nitrites et phosphates sont les éléments nourriciers des algues perturbant indirectement la présence d'oxygène qui est consommée par ces derniers. Les nitrites par leur forme réduite sont plus dangereuses que les nitrates (Moussa, 2005).

II.2.9 L'azote ammoniacal : (NH_4^+)

L'azote ammoniacal se présente sous la forme toxique NH_4^+ . Sa présence dans les eaux traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique NH_4^+ , l'azote ammoniacal se transforme assez rapidement en nitrites et nitrates par oxydation (Moussa. H, 2005).

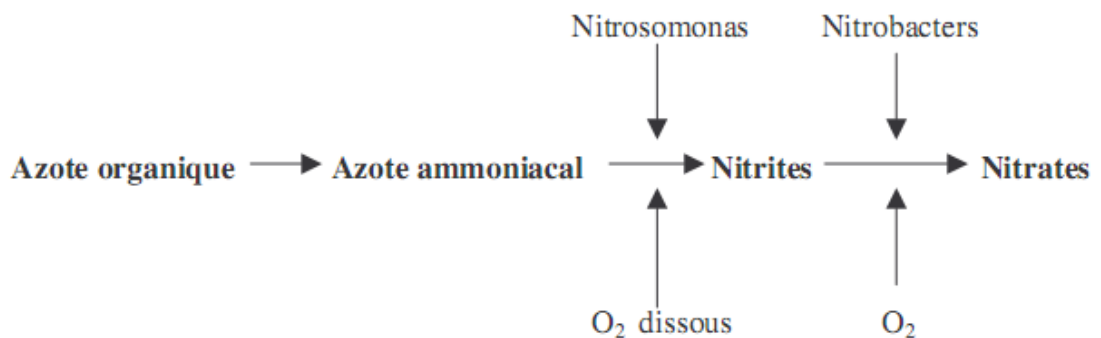


Fig.II.2 Oxydation de l'azote ammoniacal (Moussa, 2005).

Les eaux résiduaires contiennent différents composés azotés : protéines, urée et produits de décomposition ainsi que de l'azote sous forme minérale. Son élimination biologique se réalise en deux étapes qui sont chronologiquement la nitrification et la dénitrification. Parallèlement une partie de l'azote est utilisée pour la synthèse bactérienne par assimilation.

La nitrification consiste en l'oxydation de l'azote organique sous forme d'un ammoniac (NH_4^+) en nitrite (NO_2^-) puis en nitrate (NO_3^-) par l'intermédiaire de micro-organismes autotrophes :



Ces bactéries autotrophes utilisent le carbone minéral pour constituer leurs cellules,

elles peuvent effectuer une synthèse. Mais leur taux de croissance est moins rapide que celui des bactéries dégradant la pollution carbonée.

L'azote ammoniacal des eaux superficielles peut avoir pour origine :

- la matière végétale des cours d'eau ;
- la matière organique animale ou humaine ;
- les rejets industriels ;
- les engrais.

Sa présence est rapprochée des autres éléments azotés identifiés dans l'eau : nitrates et des résultats des examens bactériologiques. L'oxydation biologique de l'ammoniaque peut développer des zones aérobies dans certaines parties des réseaux de distribution, provoquant la corrosion des conduites.

L'ammoniaque présente l'inconvénient de nécessiter une augmentation de la consommation en chlore lors de la désinfection. En ce qui concerne la toxicité de l'azote pour la faune piscicole d'eau douce, il est reconnu que ce n'est pas NH_4^+ , mais NH_3 qui est toxique et la dose toxique dépend de la température et du pH (Moussa, 2005).

II.2.10 Les matières en suspensions : MES

Elles désignent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau et la troublent. Les matières en suspension diminuent la luminosité dans l'eau donc freinent la photosynthèse (Koller, 2004).

La teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés et de la saison des rejets. Elles caractérisent la teneur en gramme/litre des éléments non dissous de diverses granulométries transportées par l'eau. Ces matières peuvent être minérales et inertes ou plus ou moins actives vis à vis de l'oxygène.

Cependant des teneurs élevées peuvent empêcher la pénétration des rayons solaires, diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique; l'asphyxie des poissons, par colmatage des branchies.

D'une façon générale, les matières en suspension interviennent dans la composition de l'eau par leurs effets d'échanges d'ions ou d'absorption, aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de traces que sur les micro-organismes.

En particulier, les argiles et les particules organiques ayant, une large surface d'absorption constituent un support idéal pour les ions, les molécules diverses et les agents biologiques. De ce fait, ils peuvent constituer un vecteur pour la pénétration de ces produits dans l'organisme.

II.2.11 La demande biochimique en oxygène : DBO₅

Elle représente la quantité d'oxygène consommée par l'eau usée pendant une certaine durée. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour décomposer par oxydation, et avec l'intervention des bactéries, les matières organiques de l'eau usée (Gaid, 1984).

La DBO exprime la consommation naturelle d'oxygène en g/litre des corps contenus dans l'eau, dégradés par les bactéries du milieu par une oxydation. L'oxydation des composés organiques biodégradables par les microorganismes entraîne une consommation de dioxygène (O₂). La mesure de cette demande en oxygène permet d'évaluer le contenu d'une eau en matières organiques biodégradables, donc son degré de pollution ou sa qualité. La DBO peut-être caractérisée par les besoins des bactéries épuratrices. Cette valeur est d'autant plus intéressante que beaucoup de stations d'épuration épurent par voie biologique. L'évolution de la DBO permet donc en principe de suivre l'efficacité du traitement.

La dégradation des composés glucidiques, lipidiques et protidiques se traduit dans un premier temps, par une décomposition des chaînes carbonées. Celle-ci commence immédiatement et dure 20 jours et demande beaucoup de temps. Dans ces conditions il a été retenu conventionnellement d'exprimer la DBO en mg de dioxygène (O₂) consommé pendant 5 jours à 20°C (DBO₅). La DBO₅ indique l'influence probable des eaux usées sur les cours d'eau récepteurs, du point de vue de la réduction de leur teneur en oxygène (Gaid, 1984, Moussa, 2005).

II.2.12 La demande chimique en oxygène : DCO

La demande chimique en oxygène traduit la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement les matières organiques contenues dans l'effluent (Gaid, 1984).

La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques que celles-ci aient un caractère biodégradable ou non. Elle s'exprime par la quantité d'O₂ fournie par le bichromate de potassium et nécessaire à l'oxydation des substances organiques (protéines, glucides, lipides...) présentes dans les eaux résiduaires (Gaid, 1984; Moussa,

2005). Donc en un mot, c'est la demande chimique en oxygène mesurée en g/litre qui exprime la quantité totale d'oxygène nécessaire pour oxyder en présence de permanganate, les substances contenues dans l'eau notamment les éléments chimiques. On a toujours un DCO>DBO car les bactéries ne permettent pas d'oxyder les éléments organiques et chimiques les plus stables.

Cependant, d'une façon générale, les composés azotés ainsi que certains noyaux aromatiques et certaines chaînes aliphatiques peuvent échapper à l'oxydation.

Les différences obtenues par la DCO et la DBO constituent une indication de l'importance des matières organiques peu ou pas biodégradables. Dans le domaine des contrôles routiniers, la mesure de la DBO n'est pas un essai usuel en raison de la longue durée d'incubation nécessaire à l'obtention de résultats significatifs (Moussa, 2005).

II.1.13 Teneurs en matières en suspension (MES) et en matière volatile en suspension (MVS)

La détermination des MES des différentes boues activées utilisées résulte de l'application de la norme AFNOR NF T 90-105-2. Les boues sont centrifugées, le culot est récupéré et séché dans une étuve à 105 °C, jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Les MVS sont déterminées en pesant le résidu de boues suite à une calcination au four à 550 °C pendant trois heures (Tixier, 2003, Rejsek, 2002). Un autre choix est possible, plus simple sur le plan technique de matière sèche de la norme AFNOR NF T 90-029 (Rejsek, 2002).

II.2.14 Indice de boue (SVI).

Le SVI (Sludge Volume Indice) représente le volume occupé par un gramme de boue après trente minutes de décantation dans une éprouvette d'un litre. Il est calculé en formant le rapport du volume de boue décanté après trente minutes avec la concentration en MES de l'échantillon introduit dans l'éprouvette, il est exprimé en mL.g⁻¹, les plus fortes valeurs indiquant une faible aptitude à la sédimentation. La validité d'une telle mesure repose sur l'obtention d'un volume de boue décanté compris entre 100 et 300 ml, la mesure nécessite donc parfois la dilution des échantillons de boues. La détermination de cet indice dans la description de l'aptitude à la décantation des boues demeure largement répandue en exploitation (Rejsek, 2002 ; Tixier, 2003).

II.2.15 L'azote kjeldahl : (NTK)

Il correspond à la somme des composés organiques aminés et de l'ammoniac (Rodier, 1984).

II.3 Classification des polluants

Selon leur origine, les polluants des eaux de surface se divisent en 3 grands groupes :

1. Les polluants biologiques ;
2. Les polluants chimiques ;
3. Et les polluants radioactifs.

II.3.1 Polluants biologiques

Ils sont constitués d'organismes libres et des agents pathogènes qui sont:

II.3.1.1 Les organismes libres

Parmi les organismes libres présents dans l'eau, ceux qui importent sont : le plancton et les macro invertébrés. Les planctons, organismes vivant essentiellement en suspension dans l'eau, se composent de zooplancton et de phytoplancton.

Le zooplancton est composé de rotifères, cladocères, de copépodes, de vers, de larves de certains insectes aquatiques, tandis que le phytoplancton regroupe les champignons et les algues.

Les larves d'insectes, insectes aquatiques, les crustacées et les gastéropodes constituent la classe des macro invertébrés. Les macro invertébrés sont susceptibles de réduire l'efficacité des systèmes de traitement.

Les organismes formant le plancton jouent un rôle important sur la qualité de l'eau. Cependant, ils perturbent le traitement en formant un « bloom » planctonique. Ils produisent des substances toxiques et hébergent des germes pathogènes pour l'homme. Il s'avère que de plus en plus, des substances toxiques produits par certaines algues des réseaux de distribution peuvent avoir des répercussions néfastes sur la santé publique. La prolifération des algues dans les réseaux d'alimentation en eau peut altérer les qualités Organoleptiques et empêcher le traitement en accroissant la demande en dichlore, ce qui peut détruire la saveur et l'odeur. Le développement anarchique des plantes aquatiques (Jacinthe d'eau) dans les cours d'eau entraîne une obstruction des voies de communication, gêne la pêche et constitue un abri et nourriture pour les vecteurs des maladies.

En Inde, aux Philippines et aux USA, des expériences ont montré une corrélation entre une forte concentration d'algues bleues et des épidémies de gastro-entérites chez l'homme (Moussa, 2005).

II.3.1.2 Les agents pathogènes

Le terme d'agent pathogène s'applique à toute forme biologique, vivant ou non, capable après pénétration d'un autre organisme vivant, de s'y développer d'occasionner une maladie (LEGAS, 1997).

Ils comprennent : les virus, les bactéries, les parasites. Les plus courants sont liés au péril fécal.

II.3.1.2.1 Les virus

Les virus sont des agents pathogènes extrêmement petits (Monod, 1989) Ce sont les plus préoccupants en matière de transmission par l'eau des maladies infectieuses et sont essentiellement ceux qui se multiplient dans l'intestin « entérovirus ». Ils pénètrent dans l'eau par les effluents des égouts ou par contamination directe par les matières fécales (Moussa. H, 2005, Moumouni. D, 2005).

Les entérovirus peuvent produire un large éventail de syndromes, notamment les éruptions cutanées, la fièvre, les gastro-entérites, la méningite, les affections respiratoires et les hépatites (Moussa, 2005).

II.3.1.2.2 Les bactéries

Les coliformes

Sous le terme de coliformes est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes Gram négatif appartenant en fait à la famille des Enterobacteriaceae et dont la caractéristique classique est la fermentation du lactose. Le groupe des coliformes pris dans son ensemble ne présente pas une bonne spécificité ; ce sont des bactéries que l'on trouve dans l'intestin, mais qu'on peut rencontrer aussi dans d'autres environnements.

Les streptocoques

Les streptocoques fécaux sont des streptocoques du groupe sérologique D de Lance Field. Ce sont des commensaux du tube digestif de l'homme et des animaux (Ferron, 1983),

et d'excellents indicateurs de pollution fécale (Champiat et Larpent, 1988). Ce sont des coques Gram positif, en chaînettes, catalase négative et possédant l'antigène du groupe D (Leclerc, et *al*, 1977). Cet antigène correspond au polyside C pariétal, caractéristique des streptocoques et support de la spécificité du groupe (Rejsek, 2002).

II.3.1.2.3 Les parasites

C'est surtout le milieu physique (retenue d'eau, canal etc.) et les caractéristiques physico-chimiques qui créent les conditions propices à la prolifération des vecteurs et hôtes intermédiaires des parasites. Parmi les parasites pathogènes pour l'homme et qui sont transmissibles par l'eau, les plus importants est les protozoaires et les helminthes (Moussa, 2005, Moumouni, 2005)

Les protozoaires

Parmi les protozoaires intestinaux pathogènes pour l'homme et transmissibles par l'eau de boisson, on peut citer : Entamoeba histolytica, Giardia intestinalis et Balantidium coli. Tous ces protozoaires ont été associés à des manifestations épidémiques dues à l'eau de boisson (Moussa, 2005; Moumouni, 2005).

Les helminthes

Une grande diversité d'œufs et de larves d'helminthes a été décelée dans l'eau de boisson. Ils ne sont pas nécessairement véhiculés par l'eau. Les helminthes pouvant être véhiculés par l'eau de boisson sont : Les Trématodes (douves), les Cestodes (Ténias) et les Nématodes (vers ronds) (Moussa. H, 2005, Moumouni. D, 2005).

II.3.2 Les polluants chimiques

Ils comprennent les sels minéraux et les composés toxiques. Ce sont des polluants majeurs des cours d'eau par leur abondance et leurs effets biologiques.

II.3.2.1 Les sels minéraux

Les plus couramment rencontrés dans les eaux polluées sont : les nitrates, les phosphates ; les sulfates ; les nitrites ; les carbonates ...etc. Les principales sources mises en cause sont :

- les effluents industriels et urbains :
- le lessivage des terres cultivées renfermant des engrais ;

- la nature des terrains traversés.

La conséquence la plus préoccupante de la pollution par les sels minéraux est le phénomène de l'eutrophisation. Le phénomène de l'eutrophisation se déroule en deux phases :

- au cours de la 1^{ère} phase ; les sels minéraux assurent une grande fertilité du milieu. Les phytoplanctons et les phanérogames se multiplient anarchiquement et les masses végétales mortes vont s'accumuler au fond de l'eau.

- la seconde phase apparaît avec les conséquences néfastes du phénomène. Ainsi les bactéries aérobies assurent la dégradation des matières organiques, il se crée une demande de dioxygène secondaire.

Dans ce cas on parle de pollution caractérisée par une désoxygénation des eaux, sauf dans les parties superficielles où la photosynthèse est active (Moussa. H, 2005).

- **Eléments nutritifs**

De très nombreux sels minéraux sont rejetés dans les eaux continentales ou marines par l'industrie et l'agriculture (engrais chimiques) (Ramade, 2005).

Les composés minéraux et organiques du phosphore et de l'azote constituent les éléments nutritifs les plus importants et sont généralement considérés comme les facteurs principaux de l'eutrophisation (Vivier, 1976).

- **Les nitrates**

Les nitrates sont des composés omniprésents de l'environnement dans le quel, ils subissent un véritable cycle de transformation (Vilaginès, 2003). Elles proviennent aussi bien de sources diffuses que de sources ponctuelles.

La pollution des eaux superficielles et souterraines par les nitrates a pour principaux responsables l'agriculture et l'élevage intensif (Lévêque, 1996).

- **Les nitrites**

Les nitrites sont répandus dans le sol, dans les eaux et dans les plantes mais en quantité relativement faible. En général, dans les eaux de surface, leur teneur excède rarement 1 mg/l (Potelon, et Zysman, 1998).

Le phosphore

La civilisation moderne accrue la vitesse de circulation du phosphore. En effet, l'agriculture utilise comme engrais des tonnages considérables de divers phosphates (Ramade, 2005). Les phosphates sont les responsables de l'eutrophisation dans le monde (Lévêque C, 1996).

II.3.2.2 Les composés toxiques

Ils sont soit minéraux soit organiques ; en l'occurrence sulfates, nitrites, nitrates, chrome.

II.3.2.2.1 Les composés toxiques minéraux

Ce sont essentiellement :

- les métaux lourds (mercure, plomb, zinc, vanadium, chrome VI) ;
- les minéraux d'origine agricole (organochlorés, organophosphorés et

Organométalliques) ;

- les minéraux d'origine industrielle (cyanures, sulfure, etc.).

II.3.2.2.2 Les polluants organiques toxiques

Ce sont principalement les pesticides et les détergents.

Les pesticides

On désigne généralement sous le nom de pesticides, tous produits utilisés pour lutter contre les organismes qui portent atteinte à la santé publique ou s'attaquant à tous les stades et de toutes les manières aux ressources végétales ou animales nécessaires à l'alimentation humaine, à l'industrie ou encore à la conservation de l'environnement (Moussa, 2005, Moumouni, 2005).

Ils sont beaucoup plus toxiques que les détergents, puisque leur rôle est précisément la destruction des parasites des cultures qu'ils sont entraînés dans les eaux par ruissellement (Angelier, 2000).

Les détergents

On a l'habitude de désigner par détergent (du latin "déterger" : nettoyer), les produits susceptibles de permettre des opérations de nettoyage. Les détergents sont des composés

tensioactifs synthétiques dont la présence dans les eaux est due aux rejets d'effluents urbains et industriels (Moussa, 2005). Chaque tensioactif a deux parties : hydrophile et lipophile. Nous avons les surfactifs anioniques.

La plupart sont des produits de nettoyage surtout d'origine pétrolière (alkylsulfates, alkylsulfonates, alkylaurylsulfates) ; les surfactifs cationiques qui possèdent un ou plusieurs groupements fonctionnels une fois en solution aqueuse, fournissent des ions chargés positivement (chlorhydrates d'amines ou dérivés d'ammonium quaternaire) ;

Les surfactifs non ioniques constitués par des molécules renfermant des groupements hydroxyles hydrophiles qui ne s'ionisent pas en solution et des groupements lipophiles. Enfin les surfactifs amphotères, ils s'ionisent en fonction du milieu avec les mêmes caractéristiques qu'un agent de surface anionique et cationique.

Les nuisances créées par l'utilisation des détergents sont :

- l'apparition de goût de savon ;
- la formation de mousses qui freinent le processus d'épuration naturelle ou artificielle, concentrent les impuretés et sont susceptibles de disséminer bactéries et virus
- le ralentissement du transfert et de la dissolution du dioxygène dans l'eau, même en absence de mousses, par création d'un film inter facial (Moussa, 2005).

II.3.2.3 Les polluants radioactifs

Les déchets radioactifs demeurent le polluant physique le plus dangereux. Les centrales nucléaires ne dégagent que des quantités limitées de déchets, mais le risque d'accidents subsiste et les problèmes de stockage des déchets radioactifs sont loin d'être résolus. En effet, du fait de leurs propriétés radioactives, les déchets restent toxiques pendant des périodes allant de quelques siècles à plusieurs millions d'années (Habla S, 2008). La difficulté sur le plan écologique de la pollution radioactive est due au fait que le seul moyen de faire disparaître la radioactivité est de laisser l'élément de désintégrer spontanément (Moussa, 2005; Moumouni, 2005).

Ces paramètres n'ont pas fait l'objet d'analyse par manque de matériels. Il existe plusieurs types de rayonnements :

- Les rayons alpha ont un pouvoir de pénétration faible et sont arrêtés par la couche superficielle de la peau ;
- Le rayon bêta traverse quelques centimètres de tissus.

II.4 Etude des caractéristiques rhéologiques des boues

II.4.1 Définition

"Everything flows, everything changes. (zidenk s. 1984)"

Etymologiquement, la rhéologie est une discipline qui traite de l'écoulement, des déformations des matériaux sous l'action de contraintes. La rhéologie a été développée pour décrire les propriétés de matériaux au comportement mal défini et intermédiaire entre celui du solide élastique parfait et celui du fluide newtonien. La section qui suit vise à définir les principaux paramètres rhéologiques ainsi que les différentes typologies d'écoulement des fluides (Tixier, 2003).

Le terme "rhéologie" signifie l'étude de la déformation et de l'écoulement de la matière. Cette définition a été acceptée lorsque la société américaine de rhéologie a été fondée en 1929 [Elle est apparue pour palier l'impuissance de la théorie de l'élasticité et de la mécanique des fluides à décrire les propriétés de matériaux intermédiaires entre solide et liquide] .

La rhéologie est une discipline qui traite de l'écoulement et des déformations des matériaux sous l'action de contraintes de cisaillement. Elle s'est surtout spécialisée dans l'étude des matériaux viscoélastiques, dont le comportement est intermédiaire entre celui des solides élastiques et celui des fluides newtoniens : pâtes, boues, suspensions, émulsions,...

Beaucoup de travaux ont été réalisés sur la rhéologie des boues liquides en relation soit avec l'efficacité du conditionnement et de la déshydratation mécanique, soit avec le dimensionnement de systèmes de pompage nécessitant le calcul de pertes de charges. En revanche, à notre connaissance, peu d'études ont été réalisées sur les boues pâteuses. Une thèse publiée en 2001 sur la rhéologie des boues pâteuses pour l'étude de leur stockage et de leur épandage peut être considérée comme le premier travail d'ampleur dans ce domaine (Baudez, 2003, Léonard, 2005).

II.4.2 Principe de la rhéologie

Tout solide soumis à une contrainte de cisaillement, τ (Pa), est le siège d'une déformation γ . L'objet de la rhéologie est la détermination expérimentale de la loi de comportement ou équation rhéologique $\gamma = f(\tau)$ qui relie cette déformation de cisaillement et la contrainte qui lui a donné naissance. Cette relation dépend des propriétés et de la nature du matériau.

Les boues, comme la majorité des matériaux, présentent un comportement intermédiaire entre deux cas extrêmes : le liquide parfaitement visqueux et le solide parfaitement élastique. Un liquide parfaitement visqueux possède une viscosité constante μ (Pa. s) quelle que soit la vitesse de déformation $\dot{\gamma}$ (s^{-1}).

Différentes méthodes peuvent être utilisées pour déterminer les propriétés de matériaux viscoélastiques. Les courbes de fluage ou de relaxation (respectivement l'application d'une contrainte ou d'une déformation constantes dans le temps) sont largement employées dans le domaine des polymères et des suspensions. Il est également possible d'opter pour une mesure de type dynamique au cours de laquelle on applique au matériau des déformations oscillantes. Elle permet d'accéder aux composantes visqueuses et élastiques du matériau de la manière présentée ci dessous. (Léonard A. 2005).

II.4.3 Notion de mouvement laminaire de cisaillement.

II.4.3.1 Définition

Un matériau soumis à un ensemble de forces est susceptible de se déformer, les mouvements des différents points du matériau dépendant bien entendu de la répartition et de l'intensité des forces appliquées. Un mouvement laminaire de cisaillement est engendré pour certaines distributions de ces forces. Au cours d'un tel mouvement, on considère que le matériau présente une structure en lamelles, en couches adjacentes. La déformation du matériau s'effectue par glissement relatif des différentes couches, sans qu'il y ait transfert de matière d'une couche à l'autre. Les mouvements laminaires de cisaillement sont engendrés à l'aide de rhéomètres. C'est à partir de tels mouvements que peuvent être déterminés les paramètres rhéologiques des fluides (Tixier, 2003)

II.4.3.2 Contrainte de cisaillement.

La contrainte de cisaillement (notée τ) est la grandeur dynamique fondamentale en rhéologie. Au cours d'un mouvement laminaire de cisaillement, deux couches successives au contact l'une de l'autre se déplacent relativement l'une par rapport à l'autre. Il apparaît à

l'interface de ces deux couches des forces de frottement qui s'exercent tangentiellement à la surface de la couche, elles sont appelées force du cisaillement (fig.1).

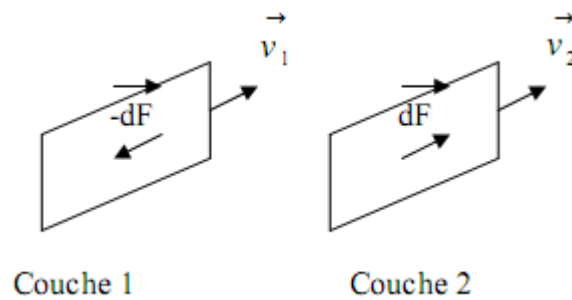


Fig.II.3 Forces agissant sur deux éléments de couches voisines (Tixier, 2003)

En supposant que la couche (1) est animée d'une vitesse v_1 supérieure à la vitesse v_2 de la couche (2); la couche (1) exerce sur la couche (2) une force de cisaillement dF parallèle au mouvement et tendant à accélérer la couche (2). La couche (2) exerce pour sa part sur la couche (1), une force de cisaillement $-dF$ tendant à la freiner. En rapportant ces forces de cisaillement à l'unité de surface, on définit la contrainte de cisaillement τ (équation (1))

$$\tau = \frac{dF}{dS} \quad (\text{équation 1})$$

τ représente une force par unité de surface, elle s'exprime en newton par m^2 ou bien plus commodément en Pascal (Pa) et dS est la surface élémentaire de l'entité considérée.

Il est à noter que dans le calcul de la résultante des forces, les forces de pression s'exerçant perpendiculairement à la surface ne sont pas prises en compte, du fait de leur faible valeur en comparaison des forces de cisaillement (Tixier, 2003).

II.4.3.3 Déformation et vitesse de cisaillement

Ces deux grandeurs constituent les grandeurs cinématiques fondamentales en rhéologie.

La définition de la déformation de cisaillement est présentée dans le cas particulier le plus simple d'un mouvement de cisaillement présentant une symétrie plane. Le matériau est cisailé entre deux plans parallèles, l'un mobile et l'autre immobile (fig.II.4).

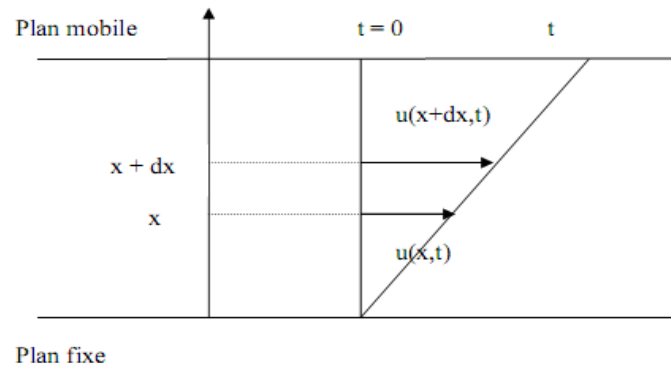


Fig.II.4 Mouvement laminaire de cisaillement entre deux plans parallèles (Tixier, 2003).

On considère arbitrairement que les particules de matière de deux couches adjacentes se trouvent à l'instant $t = 0$ dans une section droite. A l'instant t postérieure, les particules auront parcouru la distance $u(x, t)$ pour la particule située à l'abscisse x et $u(x+dx, t)$ pour la particule située à l'abscisse $x+dx$.

La déformation de cisaillement est définie par l'équation (2)

$$\gamma = \frac{du}{dx}(x, t) \quad (\text{équation 2})$$

Cette grandeur est sans dimension, elle ne dépend pas du déplacement $u(x, t)$ lui-même mais de la variation de ce déplacement lorsqu'on passe d'une couche à une couche infiniment voisine. L'expression de la vitesse de cisaillement ($\dot{\gamma}$) est donnée par l'équation (3), il s'agit de la dérivée par rapport au temps de la déformation de cisaillement :

$$\dot{\gamma} = \frac{d\gamma}{dt} \quad (\text{équation 3})$$

$\dot{\gamma}$: a la dimension de l'inverse d'un temps et s'exprime en s^{-1} .

La détermination de ces deux grandeurs (contrainte de cisaillement et déformation ou vitesse de cisaillement) permet de définir l'équation rhéologique d'état du matériau, c'est-à-dire la relation les unissant ($y = f(T)$ ou bien $y = f(\tau)$). Les rhéogrammes sont les courbes traduisant graphiquement l'équation rhéologique d'état du matériau. La représentation la plus courante consiste à exprimer la variation de la contrainte de cisaillement avec celle de la vitesse de cisaillement.

La détermination de ces paramètres permet entre autre d'obtenir la viscosité du fluide étudié (dans le cas des fluides newtoniens), grandeur suffisant bien souvent à caractériser de

manière précise le comportement rhéologique du matériau étudié. La viscosité s'exprime en Pa.s, elle est notée μ . Le tableau 1 donne des valeurs de viscosité de substances usuelles à température ambiante (Coussot et Grossiord, 2001, Tixier, 2003).

Matériau	Viscosité (Pa.s)
Air	10^{-5}
Eau	10^{-3}
Huile d'olive	10^{-1}
Glycérine	1
Miel	10
Polymères fondus	10^3
Bitume	10^8

Tab.II.2 Quelques ordres de grandeur des valeurs de viscosité de différents matériaux à température ambiante (Tixier, 2003).

II.5 Mode de mesure et typologie de l'écoulement

Deux modes de mesure distincts peuvent être mis en oeuvre en rhéologie : des mesures en cisaillement simple ou bien en mode dynamique. Les deux modes de mesure fournissent des renseignements de nature différente quant à la caractérisation des matériaux. Les mesures en cisaillement simple renseignent essentiellement sur le comportement en écoulement et précise le comportement viscoélastique des matériaux (Tixier, 2003).

II.5.1 Mesures en cisaillement simple

II.5.1.1 Mise en oeuvre des mesures

Il s'agit du mode de mesure le plus simple à mettre en oeuvre, le principe de la mesure va être présenté pour un rhéomètre rotatif cylindrique, classe de rhéomètre la plus fréquemment utilisée. La substance étudiée est emprisonnée entre deux cylindres de révolution coaxiaux. L'un des deux cylindres est fixe, l'autre est mobile et possède une vitesse de rotation uniforme de vitesse angulaire ω_0 (Tixier, 2003).

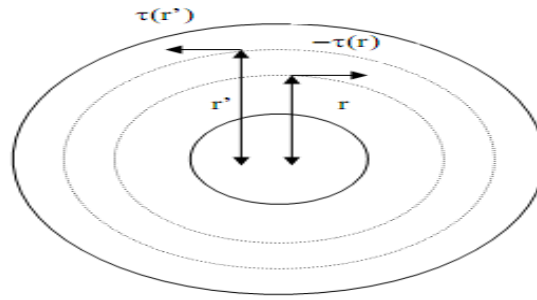


Fig.II.5 Schéma de rhéomètre à co-cylindres et contraintes de cisaillement associées (Tixier, 2003).

Moyennant l'hypothèse de non glissement du fluide à la paroi, il s'établit alors dans la substance un régime laminaire pour lequel les différentes couches sont animées d'une vitesse angulaire variant de 0 (cylindre fixe) à ω_0 pour le cylindre mobile. Pour des raisons de symétrie, dans une même couche, les contraintes et vitesses de cisaillement sont identiques, tandis qu'elles varient d'une couche à l'autre et sont alors notées par $\tau(r)$ et $\gamma(r)$, la détermination de ces grandeurs est un peu plus complexe dans le cas de la symétrie cylindrique que dans le cas de la symétrie plane présentée précédemment. Elle fait intervenir la notion de couple de rotation moteur dont le moment par rapport à l'axe de rotation $M(r)$ est donné par l'équation (4):

$$M(r) = r \cdot \tau(r) \cdot S \quad (\text{équation 4})$$

Dans laquelle S est la surface de la couche située à la distance r de l'axe de révolution. Considérant la portion de substance comprise entre deux couches de rayon r et r' , de surfaces respectives S et S' , elle est soumise de la part de la couche r' , à un couple de rotation moteur dont le moment par rapport à l'axe de rotation vaut:

$$M(r') = r' \cdot \tau(r') \cdot S \quad (\text{équation 5})$$

De la part de la couche intérieure (r), à un couple de rotation de freinage dont le moment par rapport à l'axe de rotation vaut (équation (6)) :

$$M(r) = -r \cdot \tau(r) \cdot S \quad (\text{équation 6})$$

Lorsque le régime permanent est atteint, la somme des moments doit être nulle du fait que la substance n'est soumise à aucune accélération angulaire. On aboutit donc à l'équation (7) :

$$\tau(r) = M / 2 \pi r^2 h \quad (\text{équation 7})$$

Avec h , la hauteur effective de cisaillement.

Pour la symétrie cylindrique nécessite de considérer deux couches cylindriques infiniment voisines de rayon r et $r + dr$, ayant respectivement pour vitesses angulaires $\omega(r)$ et $\omega(r + dr)$. La vitesse de déplacement d'une particule appartenant à la couche r vaut alors :

$$y = r.d\omega.$$

La vitesse de cisaillement est obtenue en rapportant la vitesse de déplacement à la distance dr séparant les deux couches (équation (8))

$$\gamma(r) = -rd\omega/dr \quad (\text{équation 8})$$

Les données dont on dispose à partir de l'expérience sont la vitesse de rotation du cylindre mobile (ω_0) et le couple de rotation imposé (M).

En reportant les expressions des paramètres $\tau(r)$ et $\gamma(r)$ des équations (7) et (8) dans les équations décrivant les lois de comportement rhéologique des boues et après intégration de la vitesse angulaire (de 0 à ω_0), on aboutit à la détermination des paramètres descriptifs de la loi de comportement rhéologique.

II.5.1.2 Typologie de l'écoulement

L'écoulement du fluide newtoniens est le cas le plus simple que l'on puisse trouver, dans ce cas, la vitesse de cisaillement et la contrainte de cisaillement sont reliées par une loi linéaire, la pente de la droite alors obtenue en traçant le rhéogramme est la viscosité du fluide. Tous les fluides homogènes pour lesquels la dissipation d'énergie est due aux collisions d'espèces moléculaires relativement petites ont un comportement newtonien (gaz, liquides usuels et solutions de molécules de faible poids moléculaire).

La majorité des fluides présentent toutefois des comportements non newtoniens qui font appel à l'utilisation de modèles rhéologiques plus complexes pour décrire leur comportement en écoulement.

II.5.1.2.1 Fluides à contrainte critique

Cette catégorie de fluides est aussi communément désignée par l'appellation fluide plastique, la figure 6 donne une vue des courbes d'écoulement les caractérisant. Il s'agit de fluides ne s'écoulant pas avant qu'il leur soit appliqué une contrainte de cisaillement minimale.

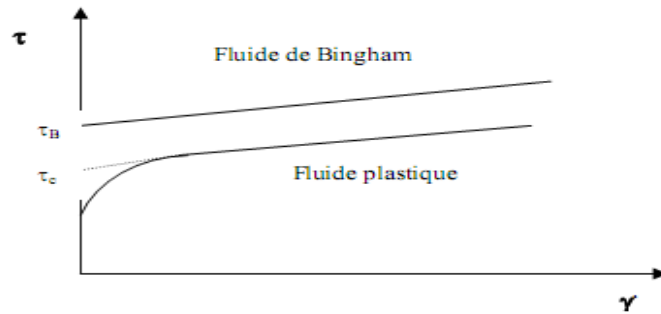


Fig.II.6 Courbes d'écoulement de fluides présentant une contrainte critique (Tixier, 2003).

Les principales lois d'écoulement rhéologiques utilisées pour décrire le comportement de tels fluides:

Modèle	Loi rhéologique
Bingham	$\tau = \tau_B + \mu_B \cdot \dot{\gamma}$
Herschel-Bulkley	$\tau = \tau_H + K \cdot \dot{\gamma}^n$
Casson général	$\tau^n = \tau_c^n + (k c \cdot \dot{\gamma})^n \dot{\gamma}^n$
Casson	$\tau^{1/2} = \tau_c^{1/2} + (k c \cdot \dot{\gamma})^{1/2}$

Tab.II.3 Modèles rhéologiques décrivant l'écoulement de fluides à contrainte critique (Tixier, 2003).

Le modèle d'Herschel-Bulkley est celui permettant de décrire la plupart des fluides plastiques, la courbe d'écoulement de tels fluides finit par devenir rectiligne au-delà d'une certaine contrainte critique appliqué.

Le modèle de Bingham est le plus simple de ces modèles, le fluide de Bingham s'écoule lorsqu'un seuil minimal de contrainte τ_B est dépassé. Ce modèle permet de décrire le comportement rhéologique de nombreux matériaux (boues de forage, peintures à l'huile, certaines graisses....) (Tixier, 2003).

II.5.1.2.2 Fluides sans contrainte critique

La figure II.7 présente les courbes d'écoulement des deux principales catégories de fluides sans contrainte critique, à savoir les fluides pseudo-plastiques (ou rhéofluidifiants) et les fluides dilatants (ou rhéoépaississants).

Pour les fluides pseudoplastiques, le rapport $\tau/\dot{\gamma} = \mu_{app}$ (viscosité apparente) est à peu près constant pour les plus faibles valeurs de vitesse de cisaillement imposées et vaut μ_0 . Ce rapport décroît ensuite progressivement lorsque la vitesse de cisaillement augmente (d'où le nom de rhéofluidifiant), jusqu'à atteindre une valeur de viscosité limite (μ_∞).

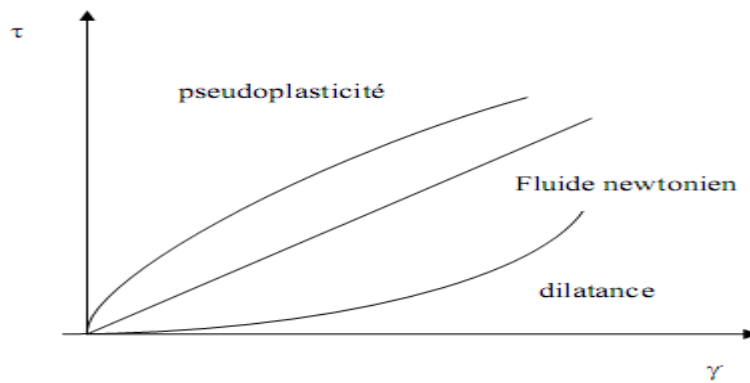


Fig.II.7 Courbe d'écoulement des principales catégories de fluides sans contrainte critique

Les principales lois rhéologiques décrivant le comportement de tels fluides sont présentées dans le tableau.II.4.

Modèle	Loi rhéologique
Ostwald de Waele	$\tau = k.\gamma^n$
Ellis	$\tau = [\mu_0 / (1 + (\tau/\tau_{1/2})^{\alpha-1})].\gamma$
Sisko	$\tau = \mu_0.\gamma + k.\gamma^n$
Reiner Phillipoff	$\tau = [\mu_\infty + ((\mu_0 - \mu_\infty) / (1 + (\tau/\tau_S)^2)].\gamma$
Prandtl-Eyring	$\tau = \tau_0 \text{sh}^{-1}(\tau_0.\gamma)$
Carreau	$\tau = [\mu_\infty + (\mu_0 - \mu_\infty).(1 + (\lambda\gamma)^2)^{(n-1)/2}].\gamma$
Cross	$\tau = [\mu_\infty + (\mu_0 - \mu_\infty) / (1 + \gamma t_1)^p].\gamma$

Tab.II.4 Lois rhéologiques de fluides ne présentant pas de contrainte critique (Tixier, 2003).

Parmi ces modèles d'écoulement, la loi d'Ostwald de Waele est la plus communément utilisée. Dans ce modèle, k est appelée la consistance du fluide et l'écart de l'exposant n (ou indice d'écoulement) à l'unité ($0 < n \leq 1$) traduit la non perfection visqueuse du fluide considéré. Parmi les fluides présentant un comportement pseudoplastique, on compte les suspensions de particules asymétriques, les ciments, les colles, certaines peintures ...

Les fluides dilatants obéissent également à une loi puissance d'Ostwald mais avec $n > 1$, la viscosité apparente croît avec la vitesse de cisaillement qui augmente. Cette catégorie de fluides est beaucoup plus rare que les fluides pseudoplastiques, elle se rencontre essentiellement pour des suspensions à forte teneur en matière solide (concentrations volumiques supérieures à 50 %). Ce type de comportement peut avoir pour origine une transition ordre-désordre entre les particules constitutives du fluide, pour les plus faibles vitesses de cisaillement, les particules sont plus ou moins alignées alors que pour les plus

fortes valeurs de vitesse de cisaillement, elles sont dispersées aléatoirement, ce qui induit une viscosité qui augmente lorsque le désordre s'installe au sein du fluide (Tixier, 2003).

II.5.1.2.3 Le comportement des boues résiduelles

Plusieurs modèles ont été proposés pour décrire leur comportement. Les plus courants sont de trois types (Baudez, 2001):

- Ostwald pseudo-plastique se définit par la relation :

$$\tau = K \cdot \dot{\gamma}^n$$

Où :

τ : la contrainte tangentielle de cisaillement et $\dot{\gamma}$ le gradient de vitesse de cisaillement,

K : est appelé consistance du fluide et n indice d'écoulement.

- Bingham plastique, Le modèle de Bingham, possède une contrainte seuil en dessous de laquelle il se comporte comme un solide indéformable :

$$\tau = \tau_y + (\dot{\gamma} \cdot \mu)$$

Avec : $\tau > \tau_y$

Où :

τ_y La contrainte seuil et μ représente la viscosité plastique.

- Herschel-Bulkley. Le modèle de Herschel-Bulkley, a été proposé pour rendre compte de la nature non linéaire de la loi de comportement au-delà du seuil, tout en conservant le comportement rigide du modèle de Bingham, sous le seuil (Baudez, 2001) :

$$\tau = \tau_y + K \dot{\gamma}^n$$

CHAPITRE III :
DESCRIPTION DU SITE D'ETUDE

III Présentation de la zone d'étude

III.1 Situation géographique et administratif

La commune de Guelma est située Nord-Est du pays et au centre de la wilaya de Guelma. De forme plutôt ramassé, d'une surface de 45 Km², cette commune est limitée par:

1. Au Nord par les communes de Heliopolis et El Fedjoudj.
2. À l'Est par la commune de Belkheir.
3. Au Sud par les communes de Belkheir et Ben Djerrah.
4. À l'Ouest par les communes de Medjez Amor, El Fedjoudj et ben Djerrah (Fig.III.1.) (E.H.E-SC.E, 2009).

III.2 Situation physique

La commune de Guelma est caractérisée par une situation physique qui diffère du Nord au Sud et qui s'articule autour de l'Oued Seybouse. Nous distinguons ainsi:

✎ Milieu montagneux

Ce sont des milieux qui constituent le Nord des communes d'El Fedjoudj et Belkheir et le Sud des communes de Guelma, de Belkheir et de la totalité de la commune de Ben Djerrah. L'altitude varie dans la commune de Guelma de 574 m à 1411 m, dans la commune de Ben Djerrah se trouve le point culminant le plus élevé de Djebel Maouna.

✎ Milieux des terrasses de l'Oued Seybouse

Ce sont des milieux qui sont traversés par l'Oued Seybouse et qui constituent des terres très fertiles. Peu élevés ces terrains constituent la partie centrale du groupement (Sud de la commune d'El Fedjoudj, Nord de la commune de Guelma et centre de la commune de Belkheir). Ces basses terres ont des altitudes qui varient de 184 m à 213 m (E.H.E-SC.E, 2009).

méandres plus au moins prononcés. A part l'Oued Seybouse qui à un écoulement pérenne, l'ensemble des autres Oueds et Châabas sont des cours d'eau temporaires. (E.H.E-SC.E, 2009).

III.4.2 Hydrographie

L'exutoire principal de toute la commune est essentiellement l'Oued Seybouse qui prend sa source au point de rencontre de la commune de Ben Djerrah avec les communes de Houari Boumediene et Medjez Amar, et collecte toutes les eaux de ruissellement du territoire intercommunal et les drainent vers l'Est, puis plus loin vers le Nord, vers la mer méditerranée.

Le réseau hydrographique est présenté par de très nombreux Chaabas plus ou moins profonds et des principaux effluents de l'Oued Seybouse sont:

- Au Sud, et sur la rive droite, l'Oued Skhoune qui traverse l'agglomération de Guelma par une galerie souterraine entièrement couvert, l'Oued EL maiz formant la limite entre les communes de Guelma et de Belkheir.
- Au Nord, sur la rive gauche, l'Oued El Khenga et l'Oued Emmechem.

A part l'Oued Seybouse qui à un écoulement pérenne, l'ensemble des autres Oueds et Chaabas sont des cours d'eau temporaires (E.H.E-SC.E, 2009).

III.4.3 Hydrogéologie

L'étude des formations géologiques susceptibles de constituer des aquifères. Leurs capacités d'emmagasinement des eaux et leurs participations à l'alimentation des nappes souterraines sont fonction de leur perméabilité et la nature géologique des roches. A partir de la nature lithologique des terrains, nous avons déterminé deux types de formations:

- Les formations favorables au développement d'aquifères poreux (formations perméables) qui sont caractérisées par une perméabilité en petit, liées à la présence des vides interstitiels interconnectés, assimilables macroscopiquement à un milieu continu représenté par les alluvions du quaternaire qui ne peuvent fournir que des petites nappes peu intéressantes, car leurs épaisseurs est faible et par l'aquifère d'oligocène appelé la nappe numidienne, représentée par les grès numidiens qui affleurent en surface dans plusieurs points du secteur d'étude et qui constituent dans ce cas là, une nappe libre reposant sur les formations sous-jacentes d'argiles numidiennes imperméables.
- Formations favorables au développement d'aquifère karstique : Ils sont liés à une perméabilité en grand et une lithologie particulière (formations carbonatées) et qui caractérisent un milieu hétérogène et discontinu dans lequel l'eau s'écoule à travers de chenaux et conduites de grandes dimensions (conduites karstiques) à fonction de

collection avec l'existence possibles de cavités de grandes capacités représentées par le complexe aquifère des formations carbonatées du crétacé, formées par des calcaires et marno-calcaires. L'exploitation de ces aquifères se fait à l'aide des forages dont on note la présence de 8 forages au niveau de la commune de Guelma (Tableau.III.1) (E.H.E-SC.E, 2009).

III.5 Climatologie

Les facteurs climatiques ont un impact permanent sur la vie sociale et économique de la commune de Guelma qui est dominée par un climat subhumide.

III.5.1 Pluviométrie

La précipitation est la totalité de la lame d'eau quantifiée par la pluviométrie, elle est d'origines divers: pluie, neige,... etc.

☞ Précipitations annuelles

La carte pluviométrique de l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H, 1993) montre globalement une répartition décroissante de la précipitation du Nord vers le Sud, et de l'Ouest vers l'Est. En effet dans la région de Guelma la précipitation est variée entre 330 mm et 800 mm, (tableau.III.4), qui mentionne les variations annuelles des précipitations de la station de Guelma de la période (1995-2005).

☞ Précipitations mensuelles

Les pluies moyennes mensuelles représentées par le tableau (5) traduisent clairement les variations saisonnières et leur distribution à l'échelle annuelle. La station de Guelma prise en considération, fait ressortir deux périodes distinctes, une saison sèche et une autre relativement humide, (E.H.E-SC.E, 2009).

III.5.2 Températures

Le facteur de la température de l'air a une grande influence sur le bilan hydrique du fait qu'il conditionne l'évaporation et l'évapotranspiration réel. Le tableau (6) illustre la température moyenne mensuelle qui détermine le froid et la chaleur des mois, (E.H.E-SC.E, 2009).

III.5.3 Ressources hydriques

La zone d'étude dispose de ressources en eau appréciables et assez importantes, cependant il existe un grand manque d'ouvrages de mobilisation ou retenue des eaux superficielles. Les principales ressources en eau sont représentées par:

☞ Les eaux souterraines

Les nappes les plus importantes sont:

- Nappe d'Oued El maiz.
- Nappe de Hammam Bradaa.
- Nappe d'Oued Halia.
- Nappe alluviale de Guelma capacité globale estimée à 17 hm³.
- Nappe calcaire du crétacé supérieur.

L'exploitation de ces aquifères se fait à l'aide des forages au niveau de la commune de Guelma.

☞ Les eaux superficielles

Le tableau (III.1) représente la répartition des eaux superficielles de la commune de Guelma. Ces eaux sont réparties comme suit:

Commune	Nom de forage	Profondeur (mm)	Diamètre (mm)	Débit exploité (l/s)
Guelma	O.EL maiz W1	45	300	7
	O.EL maiz E	65	300	10
	O.EL maiz D	/	/	30
	O.EL maiz R	130	300	10
	Ferme rouge	124	340	10
	Sonacome	66.5	320	8
	F1-SNIC-	117	320	10
	Ex Sogedia	48	/	10

Tab.III.1 Les caractéristiques des forages de la commune de Guelma (E.H.E-SC.E, 2009).

Saisons	Automne			Hiver			Printemps			Été		
	Sep	Oct.	Nov.	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Jui	Août
Pmm (mm)	47.6	37.05	71.25	81.8	102.03	54.91	60.1	67.71	45	16.45	2.96	11.97
Pms (mm)	52			79.6			57.62			10.46		
Ps (mm)	156			239			172.88			31.38		

Tab.III.2 Précipitations moyennes mensuelles et annuelles

(Station métrologique de Guelma, 1994-2008)

Mois	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Jui	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
T	9.76	10.12	12.5	14.84	19.7	24.25	26.5	27.51	23.6	19.83	14.33	10.90
M (°C)	15.64	16.67	19.7	22.02	27.2	32.72	35.4	36.34	31.3	26.65	20.98	16.6
m (°C)	4.98	4.62	6.56	8.13	12.2	15.57	18.5	19.89	17.3	12.83	8.68	6.34

Tab.III.3 Moyenne mensuelle des températures (1994-2008)

(Station météorologique de Guelma)

- T : température moyenne mensuelle (°C);
- M : moyenne des maxima des températures;
- m : moyenne des minima des températures;

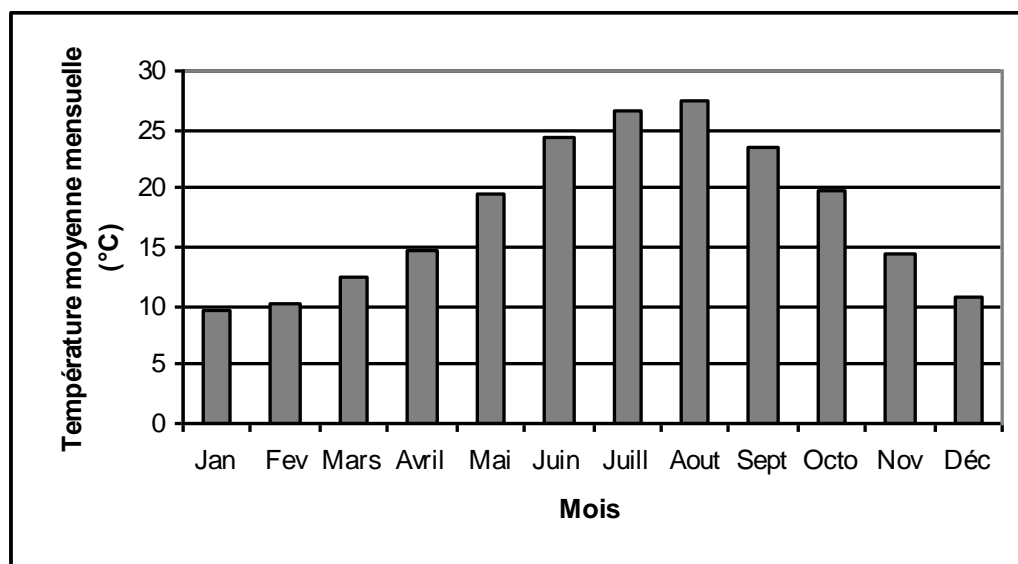


Fig.III.2 Evolution des températures moyennes mensuelles observées durant la période (1994-2008)

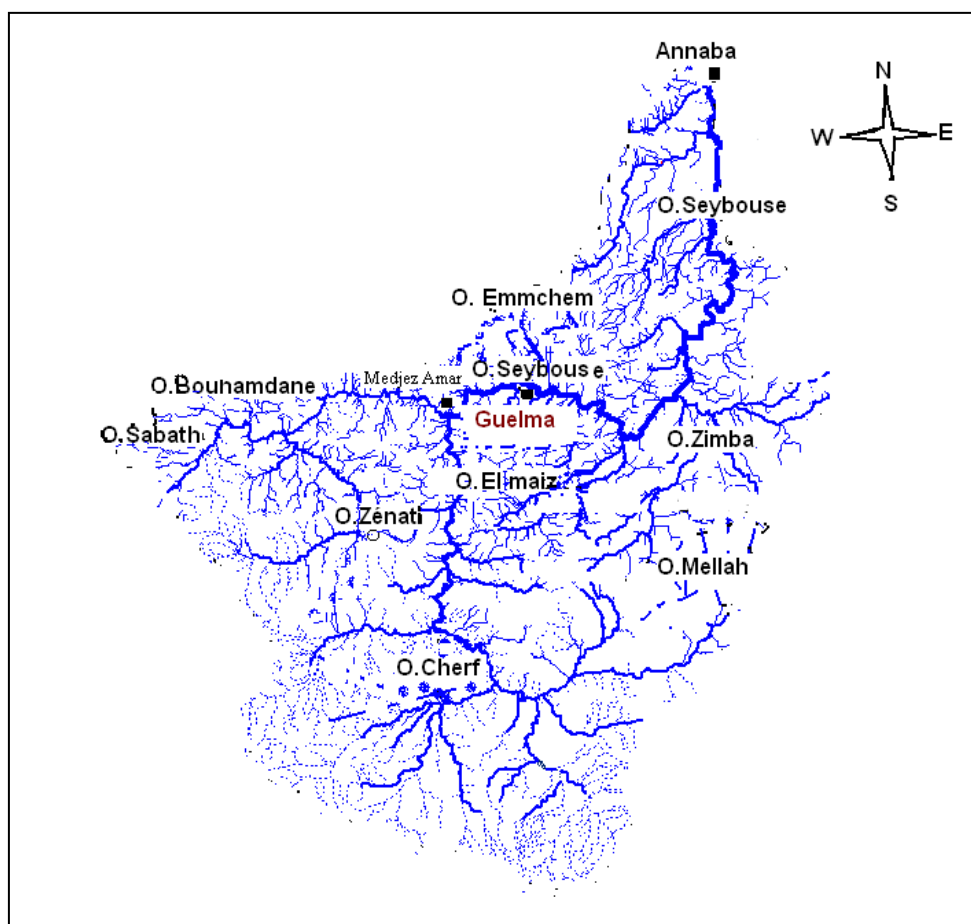


Fig.III.3 Cartographie des oueds de la ville de Guelma (D.H.W, 2009).

➤ **Réseau hydrographique**

L'exutoire principal de la commune est essentiellement l'Oued Seybouse, son apport total est estimé à 408 hm^3 , mais il existe d'autres Oueds qui sont: Oued Skhoune, Oued El maiz, Oued Zimba, Oued El Khenga et Oued Emmechem.

➤ **Barrage existant**

Le barrage de Bouhamdane a une capacité globale de 220 hm^3 . Destiné pour l'alimentation d'eau potable et pour l'irrigation.

➤ **Retenues collinaires**

Deux retenues collinaires seulement aux alentours de la commune de Guelma et qui font partir de la commune de Belkheir. Ces eaux sont destinées seulement à l'irrigation, (E.H.E-SC.E, 2009).

III.5.4 Ressources économique

III.5.4.1 Les potentialités agricoles

La région de Guelma dispose d'une grande potentialité agricole axée autour d'Oued Seybouse, l'irrigation concerne le périmètre de Guelma-Bouchegouf qui s'étend sur 80 Km environ du confluent de l'Oued Bouhamdane et de l'Oued Cheref qui donnent Naissance à l'Oued Seybouse jusqu'au Nord de Dreaan dans la wilaya de Taref, la superficie irriguée appartenant à la commune de Guelma est de 3255 Habitants.

III.5.4.2 Les potentialités industrielles

Malgré sa vocation purement agricole, la zone d'étude dispose d'un potentiel industriel composé d'unités représentées dans le tableau.III.5, (E.H.E-SC.E, 2009).

Dénomination	Emploi	Localisation	Branche d'activité	Type de produits
CYCMA	240	Chef lieu	Mécanique	Cycles et motocycles
ECVE	258	chef lieu	Céramique	Vaisselle
ENASUCRE	290	chef lieu	Agroalimentaire	Sucre
Sarl Saadane	19	chef lieu	Matériaux de construction	Carreaux granito
SNC Laprocod	16	chef lieu	Chimie	Cosmétiques et détergents
Sarl Boukabou	10	chef lieu	Agroalimentaire	Boissons gazeuses
Gourmat Hacène	/	chef lieu	Agroalimentaire	Transformation de viandes rouges et blanches (A l'arrêt)
Sarl Ben Allal	12	chef lieu	Agroalimentaire	Boissons gazeuses
Guidoum Layachi	/	Zone industrielle	Agroalimentaire	Abattoir avicole (Non démarrée)

Tab.III.5 Répartition des unités industrielles de la commune de Guelma (E.H.E-SC.E, 2009).

III.6 Réseau d'assainissement

La particularité du réseau d'assainissement de la ville de Guelma (Fig.12) tient aux deux points indissociables à savoir : un réseau unitaire et un réseau gravitaire.

III.6.1 Le réseau unitaire

Dans le réseau d'assainissement de Guelma, les eaux usées et les eaux pluviales sont transportées ensemble dans une unique conduite, avec un linéaire total d'environ 170 000 millilitres tout diamètre confondu, et un taux de raccordement de 100 %, toutes les eaux doivent arriver à la nouvelle station d'épuration qui reçoit alors un effluent de quantité et de qualité très variables. Pour éviter cela, des ouvrages de déviation (déversoir d'orage) et de rétention (bassin d'orage) sont répartis sur le réseau pour permettre à la station d'épuration de ne pas recevoir un débit supérieur à sa capacité (32000 m³/j). Ce type de réseau possède un inconvénient majeur. Lorsque les eaux de pluie saturent le réseau pendant un orage, le déversement des eaux directement dans l'Oued, entraîne en même temps des eaux usées et une augmentation du niveau des eaux dans l'Oued. Ce qui pollue énormément le milieu récepteur, et donne un débit varié et très important à la station d'épuration; (E.H.E-SC.E, 2009).

III.6.2 Le réseau de gravités

C'est la pente du terrain qui permet aux effluents de se déplacer dans des collecteurs et galeries suivant deux axes sur les deux principaux bassins versants de la ville (Fig 12). La wilaya de Guelma est caractérisée principalement par deux bassins versants importants qui occupent plus de 90% de la surface totale de la ville et qui s'articulent autour d'Oued Skhoune et Oued El maiz, et un troisième bassin versant de moindre importance qui couvre la zone Ouest sur la route de Constantine.

III.6.3 Bassin Versant l'Oued El maiz

Le bassin versant se situant à la partie Est de la ville, l'écoulement dans le réseau suit un axe sud (amont) / nord-est (aval) : cet axe comprend des galeries (2,50 m x 1,50 m) qui dirige une partie des effluents vers Oued El maiz, et des collecteurs de diamètres variant entre (DN300 et DN1800) qui acheminent tous les effluents par gravitation jusqu'à la station de relevage N°1(SR1), cette station de relevage refoule ensuite les eaux usées vers la station d'épuration.

III.6.4 Bassin Versant l'Oued Skhoun

Le bassin versant se situant à la partie Ouest de la ville, l'écoulement dans le réseau suit un axe Sud - Ouest (amont) / Nord-Ouest (aval): comprend la galerie ,d'Oued Skhoun (2,60 m x 3,00 m), la galerie romaine (0,90 m x 1,90 m) et des collecteurs de diamètres variant entre (DN300-DN1200) et qui acheminent tous les effluents par gravitation jusqu'à la station de relevage N°2 (SR2), cette station de relevage refoule ensuite les eaux usées vers la station d'épuration.

III.6.5 Bassin versant route de Constantine

Ce bassin versant est situé a la sortie de la ville en allant vers Constantine, l'écoulement se fait du Sud-est (amont) au Nord-ouest (aval) moyennant des conduites de diamètre varient entre (DN 300-DN 1000) et acheminent les eaux vers des rejets dans le milieu naturel; (E.H.E-SC.E, 2009).

III.7 Description de la station d'épuration des eaux usées de Guelma (STEP de la ville de Guelma)

Il y'a d'une réelle prise de conscience du fait que la pollution de l'oued Seybouse peut devenir un problème sérieux c'est pour cela que la STEP va atteler le problème au moins dans sa partie de pollution domestique. Ces le projet qui a été lancé le 08/09/2004 dans le cadre d'un marché entre groupement BIWATER –INTER ENTREPRISE et la direction de l'hydraulique.

Se projet est passé par deux tranches:

Tranche (A): Réalisation (24 mois).

Tranche (B): l'exploitation de la station par groupement, sa durée est 24 mois depuis février 2008.

Il faut noter que le réseau d'assainissement de la ville de Guelma est un réseau de type unitaire. La station reçoit des affluents à partir de deux stations pré-lavage défini comme suite :

SP1 : Alimentée par Oud El Maïz, elle ramène des effluents beaucoup plus chargé que SP2, puisque elle est raccordée par les effluent des usines qui se trouve dans la zone industrielle de la ville de Guelma, avec un débit de : 1575 m³/h.

SP2 : Alimentée par Oud skhoun, ces effluents de rejet des habitants, avec un débit de 1125 m³/h, ci dessous la figure représentant les station pré-lavage.

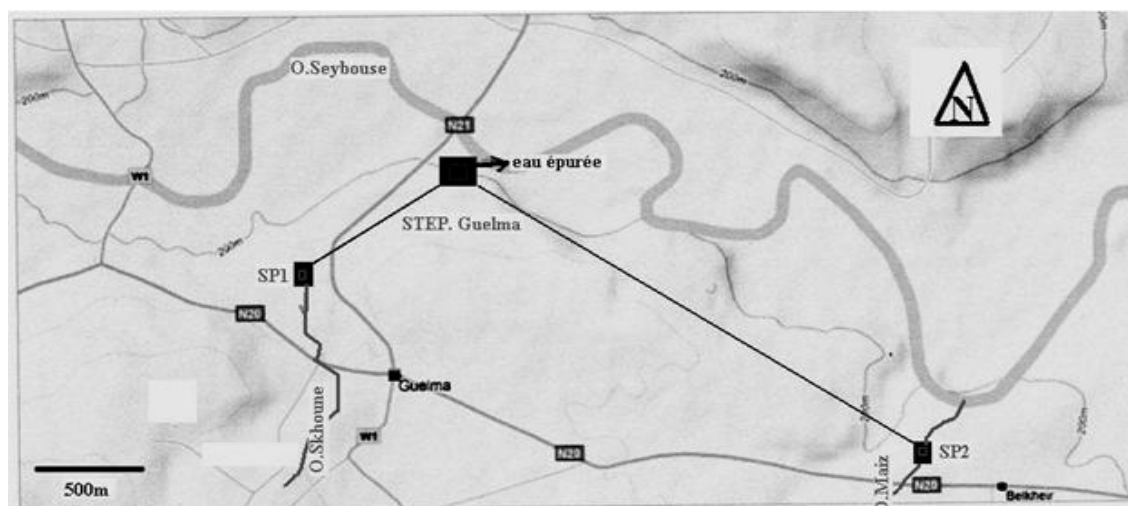


Fig. III.4 Situation géographique de la STAP de Guelma

La surface de la STEP Guelma est environ 08 hectares avec une capacité d'épuration 200000 équivalent /habitant.

La STEP Guelma est située sur la route nationale N°=21 à coté du pont d'Héliopolis près d'oued seybouse. Elle a pour de traiter environ : 32000 m³/jour au temps sec et 43000 m³/jour au temps pluie.

Le procédé utilisé dans station est un procédé de culture libre (boue activée), la quantité des boues séchées à une moyenne : 15724 kg/jour. Avec une charge nominale de 108000 kg de DBO₅ par jour.

La capacité et le niveau de traitement de la station d'épuration de Guelma ; précise selon les donnés réactualisées, les capacités en équivalent habitants de la station correspondante aux valeurs débits et charges de pollution comme suite (Tableau.1):

Habitants + Equivalent habitant	Charge de pollution (kg/j) -199 086
DBO ₅	10800
DCO	16000
MES	14000
N	-
P	-
Volume et débit	
Volume moyen journalier de temps sec (m ³ /j)	32000
Débit moyen de temps sec (m ³ /h)	1333
Débit de pointe de temps sec (m ³ /h)	2091
Débit de pointe de temps pluie (m ³ /h)	4182

III.7.1 Qualité de l'effluent rejet

L'effluent traité de station est débarrassé des sable et matières flottantes et respecte les valeurs limite suivantes (Tableau.2):

	Par temps sec		Par temps de pluie	
	Valeur moyenne sur 2 heures	Valeur sur 24 heures ⁽¹⁾	Valeur instantanée	Valeur sur 24 heures ⁽¹⁾
DBO ₅ (mg/l)	30	20	40	30
DCO (mg/l)	120	90	150	120
MES (mg/l)	30	20	40	30

Suivant le schéma de la STEP Guelma, l'exploitation de la station repose sur trois services :

- ✕ Service d'exploitation.
- ✕ Service d'analyse (laboratoire).
- ✕ Service de maintenance.

III.7.1 La notion équivalent habitant

L'équivalent habitant (éq/ h) correspond à la quantité de pollution rejetée par habitant quotidiennement.

L'arrêté du 10 décembre 1991 définit les quantités journalières suivantes pour chaque habitant :

MES	90 g
MO	57 g
NTK	15 g
PT	4 g

Les matières oxydables (MO) correspondent a une moyenne pondérée de la DCO et la DBO₅, mesurées après une décantation de 2 heures par la formule :

$$MO = (DCO + 2DBO_5)/3$$

III.7.2 Fonctionnement de la station d'épuration des eaux usées avec le procédé de culture libre (boues activées)

Une station d'épuration comprend classiquement des unités de traitement (fig.III.5), placées en série, qui assurent :

Un prétraitement physique, une décantation primaire, un traitement biologique et une décantation secondaire.

Le traitement des boues récoltées dans les bassins de décantation sont analysées. Au fait, en parallèle à ce traitement, se situe un laboratoire d'analyse. Son rôle est de contrôler la qualité des effluents entrant dans la station et rejetés par celle ci.



Fig. III.5 Schéma de station de l'épuration de ville de Guelma.

- Les sites de prélèvement des eaux et des boues:

Les prélèvements sont réalisés au niveau des six sites de la station d'épuration. Les six sites qui ont sont:

- ✎ Site 1: eau usée entrée à la station d'épuration (eau brute).
- ✎ Site 2 : boue primaire sortie au décanteur primaire (boue primaire).
- ✎ Site 3: boue secondaire sortie au décanteur secondaire (boue secondaire).
- ✎ Site 4: boue stabilisée dans le bassin stabilisation (boue stabilisée).
- ✎ Site 5 : boue finie à la sorte de vanne sur lit de séchage (boue finie).
- ✎ Site 6 : eau traitée avant rejetée dans la rivière Seybouse (eau traitée).

- Prélèvement:

Le prélèvement des échantillons d'eaux usées an été réalisé manuellement au niveau de chacun des sites choisis. Pour les analyses physico-chimiques les échantillons sont prélevés dans des flacons en polyéthylène de 1500 ml après avoir été rincés plusieurs fois avec de l'eau distillée puis fermés hermétiquement; ils sont ensuite transportés dans une glacière de conservation à (4°C). Les analyses physico-chimiques ont lieu immédiatement

après prélèvement au laboratoire de Génie des Procédés et certains d'autres eux au sein même du laboratoire de la station d'épuration.

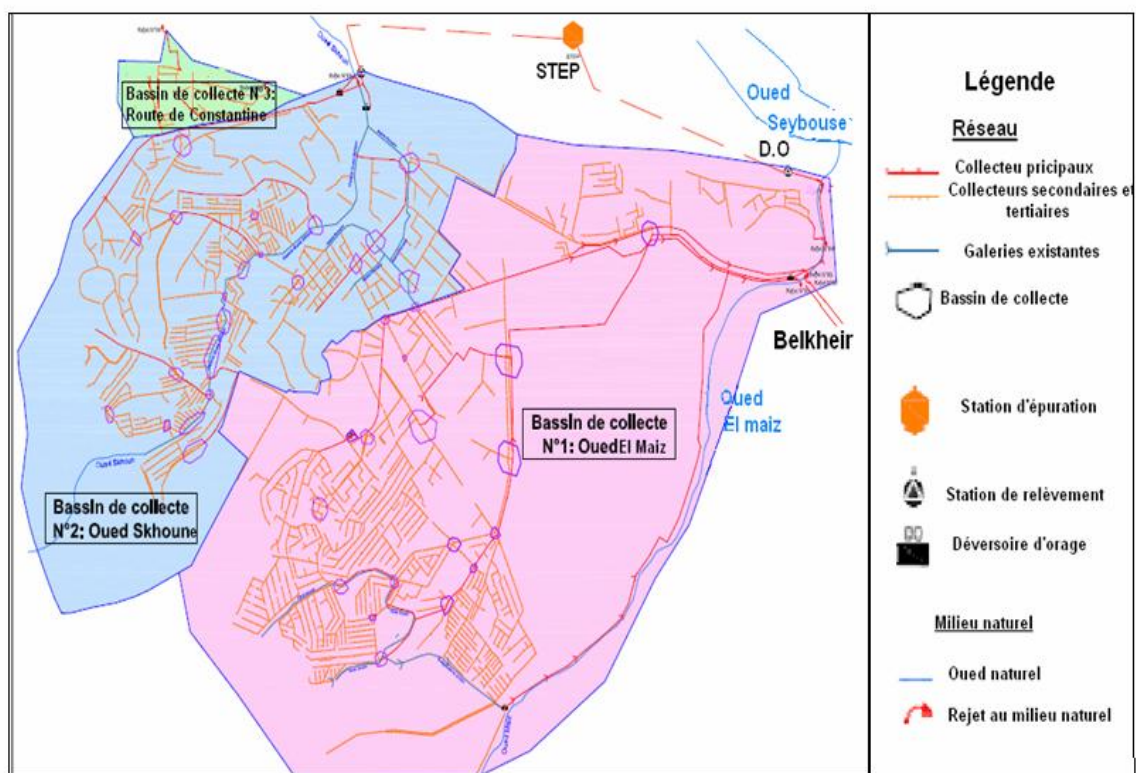


Fig. III.6 Cartographie du bassin de collectes de la ville de Guelma; (E.H.E.-SC.E, 2009).



Fig.III.7 L'eau brute entré de STEP



Fig.III.8 Boue primaire



Fig.III.9 Boue secondaire



Fig.III.10 Boue stabilisée



Fig.III.11 Boue finie



Fig.III.12 L'eau traitée

PARTIE II
PARTIE PRATIQUE

CHAPITRE IV :
TECHNIQUES EXPERIMENTALES

IV Introduction

Ce chapitre énumère les différentes techniques d'analyse, utilisées dans cette étude, des différents prélèvements de l'eau usée avant et après traitement ainsi que de la boue résiduaire. Nous avons effectué cinq fois des prélèvements, qui sont étalés du 26 avril jusqu'à 07 juin, dont les dates sont les suivantes:

N° Prélèvement	P1	P2	P3	P4	P5
Date	26/04/2009	03/05/2009	10/05/2009	26/05/2009	07/06/2009

IV.1 METHODES D'ANALYSES UTILISEES

Les analyses et dosages effectués au laboratoire concernent les eaux, les filtra de la boue et la boue proprement dite et ceci dans les six différents sites comme montrés dans le tableau suivant:

Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6
eau brute	Boues primaires	boues secondaires	boues stabilisées	boue finie	L'eau traitée

IV.2 LES METHODES PHYSICO-CHIMIQUES

IV.2.1 La mesure de pH

La mesure de pH est effectuée à l'aide d'un pH- mètre de paillasse étalonné à la température ambiante grâce à l'eau distillée. La mesure du pH se fait en plongeant la sonde dans l'eau à analyser. Les mesures sont alors affichés sur l'écran pH- mètre, (Habila, 2008).

IV.2.2 La mesure de la température

La température est exprimée à l'aide d'un appareil de mesure multi paramètres de type ECOSCAN CON 5. L'eau à analyser est introduite dans un bécher qui a été plusieurs fois lavé avec de l'eau de robinet puis avec de l'eau distillée, la sonde de mesure de température est ensuite immergée dans le bécher.

La valeur obtenue de la température est exprimée en degré Celsius (°C).

IV.2.3 La mesure de la minéralisation totale (TDS)

Les solides totaux dissous (TDS) ont été déterminés à l'aide d'un conductimètre électrique de laboratoire qui permet de mesurer également la conductivité électrique et la salinité. Ils sont exprimés en mg/l d'eau (Coulibaly, 2005).

IV.2.4 La mesure de La conductivité électrique

Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité avec de l'eau distillée puis la plonger dans un récipient contenant de l'eau à examiner; faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soit complètement immergée.

Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes. Le résultat est donné directement en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

IV.2.5 La mesure de l'oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous est déterminée au laboratoire par un oxymètre de type *YSI Incorporated 550 A (04 F 10914 AW)* et les valeurs obtenues sont exprimées en milligramme par litre (mg/l).

IV.2.6 La mesure du titre hydrotimétrique (TH)

✎ Mesure du T.H. par la méthode titrimétrique

Cette méthode permet de doser rapidement les ions calcium et magnésium avec certaines précautions, elle est appropriée à toutes les eaux (Chambou et al, 2007).

✎ Principe

Les alcalinoterreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe du type chélate par le sel di- sodique de l'acide éthylène diamine tetracétique à pH 10. La disparition des dernières traces d'éléments libres dosés est décelée par le virage de la couleur d'un indicateur spécifique, le noir erichrome.

En milieu convenablement tamponné pour empêcher la précipitation du magnésium, la méthode permet de doser la somme des ions calcium et magnésium (Chambou et al, 2007).

☞ *Réactifs*

- Solution de noir erichrome T à 0.5 %;
- Solution tampon pH 10.
- Solution d' EDTA à 0,02N.
- Solution étalon de calcium à 0.4008 g/l.

☞ *Mode opératoire*

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans une fiole conique de 250 ml, ajouter 4 ml de solution tampon et trois gouttes de solution de noir erichrome T. La solution se colore en rouge foncé ou violet, le pH doit être de 10. En maintenant une agitation, verser la solution d' EDTA rapidement au début puis goutte à goutte lorsque la solution commence à virer au bleu. Vérifier que la coloration ne change plus par l'addition d'une goutte supplémentaire d' EDTA (Chambou et al, 2007).

La concentration totale en calcium et magnésium, exprimée en milliéquivalent par litre, est donnée par l'expression :

$$(TH)mg/l = \frac{V \times C}{Pe} \times 1000$$

C: concentration en milliéquivalents par litre de la solution d' EDTA;

V: volume en ml de la solution d' EDTA.

P_e: prise d'essai (Chambou et al, 2007).

IV .2.7 Dosage du calcium : méthode titrimétrique à l'EDTA

☞ *Principe*

Le principe est identique à celui de la méthode titrimétrique pour la dureté totale. Toutefois, comme le dosage se fait à un pH élevé (12-13), le magnésium est précipité sous forme d'hydroxyde de magnésium et n'intervient pas. Par ailleurs, l'indicateur choisi, l'acide calcone carboxylique ne se combine qu'avec le calcium pour former un complexe rouge. (Rejsek, 2002).

☞ Réactifs

- Solution d' EDTA 0.02 N (0.01 M);
- Solution d'hydroxyde de sodium 2 N;
- Indicateur : acide calcéone carboxylique;
- Solution étalon de calcium (0.01 M).

☞ Mode opératoire

Dans une fiole conique de 250 ml, introduire successivement:

Eau à analyser50ml

Solution d'hydroxyde de sodium2ml

Indicateur0.2g

Ajouter la quantité nécessaire de la solution d' EDTA jusqu'à virage de la couleur au bleu. Soit 'y' le nombre de millilitres versés.

Pour une prise d'essai de 50 ml, la teneur en calcium est égale à:

$$Ca(mg / l) = \frac{V_{Ca} \times N \times \text{éqg}}{Pe} \times 1000$$

IV.2.8 Dosage du magnésium

Le TH magnésien est directement établi en retranchant le TH calcique :

$\text{Volume de Mg} = \text{Volume de TH} - \text{Volume de Ca}$ (Chambou *et al*, 2007).

$$Mg(mg / l) = \frac{VMg \times N \times \text{éqg}}{Pe} \times 1000$$

IV.2.9 L'alcalinité

Le titre alcalimétrique ou TA mesure la teneur de l'eau en alcalis libres et de la moitié de sa teneur en carbonates alcalins et alcalinoterreux. Il s'exprime en degrés français (°f).

Le titre alcalimétrique complet ou TAC mesure la teneur de l'eau en alcalis (hydroxydes), en carbonates et en bicarbonates (hydrogénocarbonates) alcalins et alcalinoterreux (Mayet, 1994).

- *Détermination de l'alcalinité par la méthode titrimétrique*

- ✎ *Principe*

Ces déterminations sont basées sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué, en présence d'un indicateur coloré.

- ✎ *Réactifs*

- Acide sulfurique (1/50 N);
- Solution de phénol phtaléine dans l'alcool à 0.5% (voir acidité);
- Solution de méthylorange à 0.5% (voir acidité);

- ✎ *Mode opératoire*

- a. Détermination du TA*

Prélever 100 ml d'eau à analyser dans une fiole conique. Ajouter 1 à 2 gouttes de solution alcoolique de phénol phtaléine. Une coloration rose doit alors se développer. Dans le cas contraire le TA est nul, ce qui se produit en général pour les eaux naturelles (Chambou et al, 2007).

- b. Détermination du TAC*

A 100 ml d'échantillon, ajouter 2 gouttes de solution de méthylorange et titrer de avec l'acide à l'aide d'une burette, en agitant constamment jusqu'au virage de la couleur jaune au jaune orangé (pH 4.3). S'assurer qu'une goutte d'acide en excès provoque le passage au rose orangé (pH 4). Soit V le nombre de millilitres de l'acide verser (Chambou et al, 2007).

- ✎ *Expression des résultats*

$$TAC(mg/l) = \frac{V \times N \times \text{éqg}}{PE} \times 1000$$

V : volume en ml de l'acide sulfurique versé;

N : normalité

E_{qg} : équivalent gramme de TAC;

P : prise d'essai (Chambou et al, 2007).

Remarque : 1°f = 10 mg de carbonate de calcium (Chambou *et al*, 2007).

IV.2 .10 Dosage des chlorures

☞ Principe

Les ions chlorures sont précipités à l'état de chlorure d'argent par une solution titrée de nitrate d'argent (AgNO₃).

L'indicateur de fin de réaction est le chromate de potassium (K₂CrO₄) qui, en présence d'un excès d'ions argent, forme un précipité rouge. Ce dosage doit être réalisé en milieu neutre, le chromate d'argent étant soluble à pH acide alors qu'en milieu alcalin entraîne la formation d'un précipité noir d'oxyde d'argent (Rejsek, 2002).

☞ Réactifs

- Poudre de chromate de potassium ;
- Solution de nitrate d'argent 0.1 N.

☞ Mode opératoire

Introduire 100 ml d'eau à analyser, préalablement filtrée, dans une fiole conique de 250 ml. Ajouter une petite quantité de la poudre de chromate de potassium.

Le mélange est titré par une solution de nitrate d'argent (0.1 N) jusqu'à l'apparition d'une teinte rougeâtre. Le volume (V) de nitrate d'argent (AgNO₃) versé est ensuite noté en ml, (Chambou *et al*, 1984).

☞ Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 100 ml, $V \times 35.5$ donne la teneur exprimée en mg de chlorures par litre d'eau

$$Cl(mg / l) = \frac{V \times N \times \text{é}qg}{P} \times 1000 ; \text{ (Chambou } et al, 2007).$$

V : volume en ml de nitrate d'argent versé;

N : normalité;

E_{qg} : équivalent gramme du Cl⁻;

P : prise d'essai (Chambou *et al*, 2007).

IV.2 .11 Dosage du sodium et de potassium

Le dosage est effectué à l'aide d'un spectrophotomètre à flamme de type "LANGE (GENWAY)".

☞ *Mode opératoire*

- Allumer l'appareil à l'aide du bouton vert (power);
- Ouvrir le robinet de la bouteille du gaz;
- Allumer la flamme à l'aide du bouton noir "Ignition" sans lâcher le doigt jusqu'à l'affinage "FLM" en rouge sur l'écran;
- Pipette d'eau distillée remplie dans une cuvette;
- Optimiser la flamme si elle est jaune à l'aide du bouton "fuel" jusqu'à ce que la couleur devienne bleue violacée;
- Optimiser à zéro à l'aide du bouton "Blank";
- Laisser se stabiliser 5 à 10 min;
- Une fois qu'elle se stabilise à 0, activer la cuvette d'eau distillée et la remplacer par une autre cuvette remplie par une solution étalon de Na^+ ou de K^+ à 10 mg/l;
- Optimiser à 10 mg/l à l'aide du bouton "FINE";
- Retirer la cuvette remplie par une solution étalon de " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et la remplacer par une cuvette remplie d'eau distillée et vérifier si l'écran affiche zéro (0.000);
- Retirer la cuvette remplie par l'eau distillée et la remplacer par une autre remplie par une solution étalon de " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et vérifier si l'écran affiche (10); Retirer la cuvette et la remplacer par une autre cuvette remplie d'eau distillée;
- A la fin, passer aux échantillons inconnus jusqu'à ce que la valeur affichée sur l'écran soit stable;
- A la fin du dosage et par mise de la sécurité, il faut toujours fermer la bouteille de gaz propane en premier lieu ensuite l'appareil et la pompe.

Les résultats sont donnés directement en mg/l.

IV.2 .12 Dosage des sulfates par la méthode néphélométrique

☞ *Principe*

Les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum. Le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20 ou de polyvinyl-pyrrolidone. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectrophotomètre (Rodier, 1984).

☞ *Réactifs*

- Solution d'acide chlorhydrique au 1/10;
- Solution de polyvinyl-pyrrolidone;
- Solution de chlorure de baryum stabilisée:

chlorure de baryum (BaCl ₂ , 2H ₂ O).....	10 g
Solution de 5 ml de solution de polyvinyl-pyrrolidone.....	20 ml
Eau permutée q.s. p.....	100 ml

- Solution étalon de sulfate de sodium à 150 mg/l de SO₄²⁻:

Sulfate de sodium anhydre		0.221g
Eau permutée	q.s. p.....	1000 ml

☞ *Etablissement de la courbe d'étalonnage*

Dans une série de tubes numérotés, introduire successivement comme le montre le tableau suivant:

Préparation de la courbe d'étalonnage pour les sulfates (Rodier, 1984).

Numéro des tubes	T	I	II	III	IV	V	VI
Solution étalon de SO ₄ ²⁻ (ml)	0	1	3	5	7	9	10
Eau permutée (ml)	50	49	47	45	43	41	40
Acide chlorhydrique au 1/10 (ml)	1	1	1	1	1	1	1
Solution de chlorure de baryum stabilisée (ml)	5	5	5	5	5	5	5
Correspondance en mg/l de SO ₄	0	3	9	15	21	27	30

Agiter 2 ou 3 fois énergiquement. Après 15 min de repos, agiter à nouveau et faire la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 650 nm, construire ensuite la courbe d'étalonnage.

Remarque : Pour une prise d'essai de 39 ml, la courbe donne directement la teneur en sulfates exprimée en mg de SO₄²⁻ par litre d'eau; (Rodier, 1984).

☞ *Mode opératoire*

Dans un tube, introduire successivement :

Eau à analyser.....	39ml
---------------------	------

Acide chlorhydrique au 1/10 ml.....	1 ml
Solution de chlorure de baryum + PVP	5 ml

Préparer dans les mêmes conditions un tube témoin en remplaçant l'eau à analyser par de l'eau permutée. Agiter énergiquement et laisser reposer 15 min. Agiter de nouveau et faire la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 650 nm.

IV.2.13 Dosage des MES

✎ Mode d'opérateur

Préparation des filtres

- Laver les filtres en papier par immersion dans l'eau distillée, laisser s'écouler l'eau de lavage, puis sécher les filtres à 105°C pendant au moins 1 heure.
- Laisser refroidir au dessiccateur.
- Numéroter les filtres (sur le pourtour) de façon indélébile, puis les peser au volume 0,1 mg près, à l'aide d'une balance analytique d'une précision adéquate. Soit P1 ce poids.

Filtration de l'échantillon

- Agiter vigoureusement le flacon d'échantillon.
- Mesurer aussitôt le volume à filtrer : 25 ml.
- Placer le filtre et le centrer dans le dispositif de filtration et placer l'entonnoir du dispositif de filtration fixé dessus.
- Connecter l'appareil de filtration à un dispositif d'aspiration sous vide.
- Verser l'échantillon sur le filtre et appliquer le vide.
- Supprimer l'aspiration dès que le filtre est à sec ; retirer avec précaution le filtre de l'entonnoir. Placer le filtre sur le support de séchage.
- Séchage et pesée des filtres
- Sécher le filtre dans l'étuve à 105 °C pendant 1 h.
- Retirer le filtre de l'étuve, le laisser refroidir au dessiccateur et le peser comme précédemment. Soit P2 ce poids (Rodier, 1984).

✎ Expression des résultats

Soit :

P₁ : poids de filtre avant filtration (mg).

P₂ : poids de filtre après filtration (mg).

La concentration des MES est donnée par :

$$MES \text{ mg /l} = (P_2 - P_1).40$$

IV.2 .14 Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

☞ *Mode d'opérateur*

Préparation de l'essai :

- Dans un ballon de 500 ml de DCO, introduire :
 - 10 ml d'eau à analyser ;
 - 10 ml d'eau distillée ;
 - 0.2g de sulfate de mercure cristallisé.
 - 1 ml d'acide sulfurique –sulfate d'argent catalyseur agité jusqu'à dilution.
 - 5 ml de solution dichromate de potassium oxydant.
 - Ajouter quelques granules régulateurs d'ébullition et homogénéiser et agiter soigneusement.
 - Ajouter lentement et avec précaution 14 ml d'acide sulfurique –sulfate d'argent et raccorder immédiatement la fiole au réfrigérant.
 - Mettre le réfrigérant et porter à ébullition pendant (2) heures avec reflux dans un chauffant.

Détermination de la DCO :

- Refroidir la fiole immédiatement dans l'eau froide à environ 60°C. Enlever le réfrigérant et la refroidir à la température ambiante.
- Titrer l'excès de $K_2Cr_2O_7$ par la solution de sel de Mohr 0.25 N (sulfate de fer sulfate d'Ammonium) en présence de 1 à 2 gouttes de ferroïne (virage bleu-vert au rouge).

La demande chimique en oxygène, DCO, exprimée en milligrammes d'oxygène par litre, est donnée par

$$DCO = 8000.C (V_0 - V_1)/Pe$$

C ; Est la concentration, exprimée en moles par litre, de la solution de sel de Mohr déterminée par étalonnage.

Pe ; Volume de prise d'essai en ml.

V₀ ; Volume de solution de sel de Mohr nécessaire au dosage (ml)

V₁ ; Volume de solution de sel de Mohr nécessaire à blanc (ml) (Franck Rejsek, 2002).

IV .15. Détermination de la demande biochimique en oxygène après 5 jours

(DBO₅) :

☞ *Mode d'opérateur*

Eau d'ensemencement

- Prélever 1 ml d'eau résiduaire, filtrée sur un filtre en papier plissé, et la mettre dans 100ml d'eau distillée.

Eau de dilution

Ajouter quelque ml de chaque solution saline à environ 1000 ml d'eau distillée.

Les solutions salines sont :

-Solution tampon phosphate, PH 7,2.	(5ml)
-Sulfate de magnésium hydraté (MgSO ₄ ,7H ₂ O)	(1ml)
-solution de chlorure d'ammonium.....	(1ml)
-Chlorure de calcium (Ca Cl ₂).....	(1ml)
-Chlorure de fer (FeCl ₃ ,6H ₂ O).....	(1ml)

Eau de dilutionensemencée

- Ajouter 5 à 20 ml d'eau d'ensemencement par 1000 ml d'eau de dilution.
- Barboter pendant 30 minutes

Préparation de l'échantillon

- Mettre un volume de 6ml d'eau à analyser de la boues diluée à pH inférieur 2, durant 10 minute (corriger le PH à 7,0 – 7,2 en utilisant la solution d'acide sulfurique ou d'hydroxyde de sodium) dans un flacon d'incubation, puis le remplir complètement avec la solution d'eau de dilutionensemencée jusqu'au 300 ml.
- Mesurer la concentration d'oxygène dissous dans le flacon au zéro, en utilisant une sonde à oxymétrie.
- Boucher le flacon en prenant soin de ne pas emprisonner de bulles d'air.
- Placer le flacon dans l'incubateur à 20° C et à l'obscurité pendant 5 jours.
- Mesurer l'oxygène dissous subsistant au bout de 5 jours.

La DBO₅ sera calculée suivant :

$$DBO_5 \text{ en mg O}_2 /L = [(Ox_1 - Ox_2) - 0,5].D$$

Ox_1 : La concentration de l'oxygène en mg/ l avant l'incubation.

Ox_2 : La concentration de l'oxygène en mg/ l avant l'incubation.

D : Le volume de dilution en ml (Rodier, 1984).

IV.2.16 Dosage Phosphore totale

☞ *Mode d'opérateur*

Nous avons déterminé ce paramètre par la méthode suivante : dans un matras kjeldahl introduire :

- 50 ml d'eau à analyser filtrée, 5 ml H_2SO_4 concentré et 2.5g de persulfate de potassium.
- Mettre dans l'hôte de type Köttermann
- Chauffer la solution jusqu'à la formation de fumée blanche (1h ,30mn).
- Laisser la refroidir.
- Ajouté NaOH (PH 1 ,5- 2 ,5).
- Compléter avec l'eau à analyser jusqu'à 200 ml.

La même méthode des Ortho phosphates

PO_4^{--} -----95

X PT -----31

$$X PT = PO_4^{--} 31/95$$

IV.2.17 Dosage des Ortho phosphates

☞ *Principe*

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption l'une vers 700 nm et l'autre plus importante à 880 nm.

Appareils : Spectrophotomètre UV. Visible

☞ *Réactifs*

- Solution de tartrate 0,137g de tartrate d' NH_4 dans une 50ml d'eau distillée.
- Solution d'acide sulfurique à 20% ;
- Solution molybdate d'ammonium 40 g/l.

☞ *Pour préparer le réactif molybdique*

50 ml de acide sulfurique 20% + 5 ml solution tartrate + 15ml solution de molybdate d'NH₄.

Acide ascorbique à 10 %:

Acide ascorbique.....	10g.
Eau distillée	
.....	100ml.

☞ *Mode opératoire*

Introduire 20ml d'échantillon filtrée dans une fiole jaugée de 25ml, ajouter 1ml de solution d'acide ascorbique, puis introduire 4ml de réactif d'ortho phosphates, mélanger soigneusement. Attendre 30 minutes la stabilisation de la coloration et effectuer les mesures au spectromètre à la longueur d'onde de 700 nm; (Rodier, 1984).

Les ortho phosphates exprimés en mg/l sont donnés selon la courbe d'étalonnage:

$$PO_4(\text{mg / l}) = \frac{A}{\varepsilon * L}$$

$\varepsilon = 0.12$

IV.2 .18 Dosage des nitrates

☞ *Principe*

En présence de salicylates de sodium, les nitrates donnent les paranitrosalicylates de sodium, colorés en jaune et susceptibles d'un dosage spectrophotométrie; (Habla, 2008).

☞ *Réactifs*

- Solution de salicylates de sodium à 5% à renouveler toutes les 24 h;
- Acide sulfurique 95 % (d= 1.84);
- Solution d'hydroxyde de sodium préparée comme suit: dissoudre avec précaution 200 g de Na OH dans 800 ml d'eau déminéralisée, ajouter 50 g de EDTA. Ajuster le volume à 1 l;
- Solution d'azoture de sodium 0.5 g/l;
- Solution mère étalon d'azote nitrique 100 mg/l;
- Solution fille étalon d'azote nitrique 5 mg/l.

✎ *Etablissement de la courbe d'étalonnage*

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement les solutions, comme suite

Numéro de capsule	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote 5 mg/l	0	1	2	5	10
Eau permutée	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/l d'azote	0	0.5	1	2.5	5
Solution d'azoture de Na (ml)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Acide acétique 99 %	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

- Attendre 5 min puis évaporer à sec au bain Marie ou dans une étuve portée à 70-85 °C, (Ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer.
- Laisser refroidir, reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10mn, puis ajouter 15 ml d'eau distillée et 10 ml de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune.
- Effectuer la lecture spectrophotométrique à la longueur d'onde 415 nm.
- Soustraire les unités d'absorbance lues pour les étalons, la valeur relevée par le témoin.
- Construire la courbe d'étalonnage.

✎ *Mode opératoire*

- Introduire 10 ml de chaque échantillon déjà filtré par un filtre MES dans une capsule à 60 ml;
- Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium;
- Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage;
- Préparer de la même façon le témoin avec 10 ml d'eau distillée;
- Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin.

✎ *Expression des résultats*

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en mg/l.

Pour obtenir la teneur en nitrate NO_3^- , multiplier ce résultat par 4.43.

	T	I	II	III	IV
Correspondance (azote nitrique) en mg/l	0.00	0.5	1	2.5	5
Absorbance à 415 nm	0.037	0.090	0.209	0.293	0.543

$$(\text{mg} / \text{l}) = \frac{A}{\varepsilon * L} * d \text{NO}_3^-$$

Où $\varepsilon = 0.2$

IV .2.19 Dosage des nitrites

☞ Mode d'opérateur

Prélever 25ml d'eau à analyser, ajouter 1ml de réactif de Zambelli. Agiter et laisser au repos 10 minutes. Ajouter ensuite 1ml d'ammoniaque pure ; effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435 nm.

Les nitrites exprimés en mg/l, sont donnés selon la courbe d'étalonnage; (Rodier, 1984).

IV.2.20 Dosage d'Azote kjeldahl (NTK)

☞ Mode d'opérateur

Nous avons déterminé ce paramètre par la méthode suivante :

Dans un matras kjeldahl introduire

- 50 ml d'eau à analyser, 5 ml H_2SO_4 concentré et 0.5g de Sélénium. Mettre dans l'hôte de type Köttermann, Chauffer la solution jusqu'à la formation de fumée blanche (1 heures).
- Laisser la refroidir.
- Neutraliser avec NaOH.
- Compléter avec l'eau à analyser jusqu'à 200 ml.
- mettre dans une fiole l'échantillon
- Dans l'unité de distillation, distiller 200 ml d'échantillon.

- ajouter 10ml d'oxyde de sodium 40 %.
- introduire quelques gouttes d'anti mousse.
- Récupérer dans la fiole de la distillation, contenant déjà de 25 ml d'acide sulfurique à 0,1 N. jusqu'à 200 ml de distillat.
- Prendre 25ml de distillat, ajouter 1ml de réactif de Nessler et mélanger à nouveau.
- Laisser au repos 10 minutes.
- Effectuer les lectures au spectromètre type NV 202 à la longueur d'onde de 420 nm.

Les valeurs obtenues de NTK sont exprimées en mg/let données par la relation suivante

$$NTK \text{ (mg / l)} = \frac{A}{\varepsilon * L} * 20 * d$$

où $\varepsilon = 2.6$

L : la longueur de la cuve de spectre (0.4 mm).

d : dilution

IV.2.21 Dosage de l'Ammonium

☞ Mode d'opérateur

- Dans l'unité de distillation, distiller 200 ml d'échantillon, ajouter 10ml d'oxyde de sodium 40 %, introduire quelques gouttes d'anti mousse.
- Récupérer dans la fiole de la distillation, contenant déjà de 25 ml d'acide sulfurique à 0,1 N jusqu'à 200 ml de distillat.
- Prendre 25ml de distillat, ajouter 1ml de réactif de Nessler et mélanger à nouveau.
- Laisser au repos 10 minutes.
- Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 420 nm.
- L'ammonium exprimé en mg/l, et donné selon la courbe d'étalonnage (Rodier, 1984).

IV.2.22 Dosage du manganèse méthode de persulfate d'ammonium

☞ Principe

Le manganèse est oxydé en permanganate à l'aide de persulfate d'ammonium $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$ en présence de nitrate d'argent. Le permanganate ainsi formé est dosé colorimétriquement.

☞ *Réactifs*

Réactif mixte

Sulfate mercurique.....	75g
Acide nitrique N.....	400ml
Eau distillée.....	200ml
Acide phosphorique à 85 %.....	200ml
Nitrate d'argent.....	0.035g
Eau distillée.....	q.s.p. 1000ml

Solution mère étalon de manganèse à 0.10g/l

Dissoudre 0.288g de permanganate de potassium dans environ 100ml d'eau distillée contenant 3ml d'acide sulfurique. Ajouter 0.4g environ de sulfite mono sodique. Porter à ébullition. Ajuster le volume à 1000ml.

Solution fille étalon de manganèse à 0.005 g/l

Solution mère.....	50 ml
Eau distillée.....	q.s.p. 1000 ml

☞ *Etablissement de la courbe d'étalonnage*

Dans une série de béchers, introduire 0, 1, 2, 4, 8, 10, 20,40ml de solution étalon à 0.005 g/l. Ajouter 5 ml de réactif mixte. Amener le volume à 90 ml soit par concentration à chaud soit par dilution. Ajouter 1g de persulfate d'ammonium et porter à ébullition pendant 1 minute. Refroidir rapidement. Amener le volume à 100ml avec de l'eau distillée. Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 525nm. Tracer la courbe d'étalonnage:

N° des fioles	T	1	2	3	4	5	6	7
Solution filles à 5 mg/l (ml)	0.0	1	2	4	8	10	20	40
Réactif mixte (ml)	5	5	5	5	5	5	5	5
Persulfate d'ammonium (g)	1	1	1	1	1	1	1	1
Correspondance en mg Mn / l	0.0	0.05	0.1	0.2	0.4	0.8	1.0	2.0

- La gamme et l'eau à examiner doivent être effectuées dans les mêmes conditions.
- La coloration rose indique la présence du manganèse.
- Passer au spectromètre à la longueur d'onde $\lambda = 525 \text{ nm}$.

Mode opératoire

Opérer comme pour l'établissement de la courbe d'étalonnage, en ayant soin de traiter de la même manière un témoin constitué avec de l'eau distillée.

Effectuer les lectures au spectrophotomètre et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. (Rodier, 1984).

Expression des résultats

Les résultats sont donnés en mg/l.

Remarques:

- La méthode au persulfate d'ammonium est rapide, particulièrement en présence de très faibles traces de manganèse; son inconvénient réside dans le manque de stabilité des solutions de MnO_4^- et la formation de bulles d'oxygène sur les parois des cuves colorimétriques.
- Le dosage du manganèse doit être pratiqué immédiatement après le prélèvement car il a tendance à s'oxyder rapidement, à précipiter et à se fixer sur les parois du récipient. Dans le cas contraire, acidifier l'échantillon au moment du prélèvement.

IV.2.23 Détermination de la concentration des boues en MS en g/l*Mode opératoire*

- Bien homogénéiser la boue par agitation du flacon dans lequel elle se trouve.
- Peser une coupelle de porcelaine propre et sèche, le poids p_0 en (g).
- Introduire dans cette coupelle un volume V_{ech} de boue de 100ml.
- Placer au four à 105 °C, jusqu' à évaporation totale de l'eau contenue dans la boue. Cette étape nécessite environ 12 h.
- Peser la coupelle après refroidissement dans un dessiccateur: avec le poids p_1 en (g). (Franck rejsek.2002)

Expression des résultats

La concentration en MS de boue analysée en g/l est donnée par la formule suivante :

$$(P_1 - P_0) \cdot 10$$

IV.2.24 Détermination de la siccité*Mode opératoire*

- Peser une coupelle porcelaine, propre et sèche, le poids p_0 en g.
- Introduire dans cette coupelle un volume v_{ech} de boue de 100ml.
- Peser une coupelle porcelaine de volume v_{ech} de boue de 100ml poids p_1 en g.
- Placer au four à 105 °C, jusqu' à évaporation totale de l'eau contenue dans la boue. Cette étape nécessite 12 h environ.
- Peser la coupelle, après refroidissement dans un dessiccateur : le poids p_2 en g.

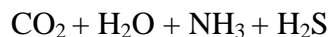
$P_2 - P_0$ correspond au poids des MS restantes.

La siccité qui est le rapport en pourcentage des MS par rapport au poids total de la boue sera donnée par la formule suivante :

$$TeneurMS\% = \frac{P_2 - P_0}{P_1 - P_0} * 100$$

IV.2.25 Détermination du pourcentage de matière volatil en suspension (MVS)*Principe*

Les matières organiques ont la propriété d'être minéralisées à haute température :
Matières organiques (C, H, O, N,.....) avec température élevée (à 550 °C) donne:



Les molécules produites par calcination de la matière organiques sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatilisées.

$$MES = MVS + MM$$

Mode opératoire

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MS ou de la siccité d'une boue:

- A la fin de chacune de ces analyses, déterminer le poids P_{SEC} en (g) correspondant au poids de coupelle de porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle porcelaine dans un four à 550 °C (four à moufle) pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contenant plus que les cendres, est à nouveau pesée poids p_{min} en (g).

La différence $P_{\text{SEC}} - p_{\text{min}}$ représente le poids des MVS de l'échantillon.

- Homogénéiser les matières sèches obtenues par broyage avec mortier.
- Prélever une masse de MS et la placer ensuite dans une coupelle porcelaine préalablement pesée P_0 en (g).
- déterminer le poids P_1 en g de la coupelle et des MS.
- Placer la coupelle à 550 °C pondant 2 heures.
- Après refroidissement déterminer le poids P_2 en (g) de la coupelle et des matières minérales.

La différence $P_1 - P_2$ correspond au poids des MVS de la boue.

La concentration en MVS n'est pas déterminée en concentration massique, en g/l, mais en pourcentage par rapport aux matières en suspension ou sèches.

Lors du calcul de ce pourcentage, il faut donc diviser le poids des MVS par le poids MS:

$$MVS\% = \frac{P1 - P2}{P1 - P0} * 100$$

IV.2 .26 Test de décantation

✎ Principe

Afin de savoir l'aptitude à la décantation des boues, des tests de décantation sur les boues activées sont réalisés en éprouvette.

Ces tests sont simples du point de vue théorique et technique : on mesure, dans une éprouvette d'un litre, le volume de boues décantées après un temps de 30 mn; (V_{30}). Ce volume représente le volume de floc biologique présent dans le volume total d'1 litre de boue.

✎ Mode opératoire

- Mélanger en retournant les éprouvettes.
- Disposer les éprouvettes à l'ombre et sur un support stable et horizontal.
- Mesurer toutes les 5mn pendant 30mn la décantation des boues dans les éprouvettes et noter alors le volume de boue (V_{30}).

IV.2 .27 Indice de Mohlman

✎ Principe

L'indice de Mohlman se définit par le volume occupé après une demi-heure de décantation par un gramme de boue sèche.

✎ Mode opératoire

Introduire dans une éprouvette 1 litre de boues. Déterminer le volume en Cm^3 occupé par les boues après une décantation d'une demi-heure. Déterminer par ailleurs la teneur sèche d'un litre de boues à analyser (Rodier, 1984).

L'indice de Mohlman est représenté par le rapport :

Boues décantées en 30mn (Cm^3/l) / Poids de matières sèche.

IV.2 .28 Détermination des métaux lourds Zn, Cd, Pb

Mode opératoire

Les échantillons de l'eau sont acidifiés à $\text{pH} < 2$ avec l'acide nitrique puis filtrés à l'aide des membranes de filtration ayant une porosité de $0.45\mu\text{m}$, puis stockés dans un réfrigérateur à 4°C jusqu'au dosage. Prendre 100 ml d'échantillon pour analyse avec l'appareil de "Strimadzu à 6200 atomic absorption flame emission spectrophotometre". Filtrer 100ml d'échantillon et étalonner l'appareil, ce dernier donne directement la concentration des métaux en ppm.

IV.2 .29 Détermination du fer méthode à l'orthophénanthroline

Principe

Additionner une solution de phénanthroline-1,10 à une prise d'essai et mesurer par photométrie du complexe rouge-orange à une longueur d'onde de 510nm . Pour le dosage du fer total et du fer total dissous, du chlorhydrate d'hydroxylamine est ajouté pour réduire le Fe^{3+} en Fe^{2+} .

Réactifs

Tous les réactifs seront préparés à partir d'eau bi-distillée exempte de toute trace de fer.

- Tampon Acétate

Acétate d'ammonium.....	40 g
Acide acétique cristallisable.....	50 ml
Q.S.P	100 ml d'eau distillée

- Chlorhydrate d'hydroxylamine à 10 %

Chlorhydrate d'hydroxylamine	10g
Q.S.P	100 ml d'eau distillée.

Cette solution est stable pendant une semaine.

• Solution mère de Phénanthroline -1,10:

Dissoudre 0,42 g de Phénanthroline-1,10 monohydrate ($\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$) dans 100 ml d'eau distillée contenant 2 gouttes d'Acide chlorhydrique.

Cette solution est stable pendant une semaine, la conserver dans un flacon teinté et au réfrigérateur.

Solution mère d'étalon de Fer à 1 g/l:

Solution fille étalon de fer à 0,01 g/l. Diluer au 1/100 la solution précédente.

✎ *Etablissement de la courbe d'étalonnage:*

Numéros de tubes	T	1	2	3	4	5	6
Solution fille à 0,01 g/l (ml)	0	0.25	0.5	1.0	2.0	4.0	5.0
Eau distillée (ml)	50	49.75	49.5	49	48	46	45
Solution de chlorhydrate d'hydroxylamine (ml)	1	1	1	1	1	1	1
Tampon acétate (ml)	2	2	2	2	2	2	0.5
Solution de phénanthroline -1,10 (ml)	2	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg de fer par litre	0	0.05	0.1	0.2	0.4	0.8	1

✎ *Mode opératoire*

Prendre 50 ml d'eau à analyser dans un Erlenmeyer de 100 ml, un sachée *d'Iron HR reagent HI93721-0*. Mélanger puis attendre 15min avant la passer au spectromètre à la longueur d'onde de 510 nm.

IV.2 .30 Dosage des graisses et des huiles

✎ *Principe*

Les graisses sont extraites de l'échantillon acidifié à PH5 par du trichloréthylène et dosées gravimétriquement après évaporation du solvant.

Réactif : remplacer le trichloréthylène par l'Ether de pétrole chimiquement pur ou l'Acide chlorhydrique pur. L'appareil de mélange et un rota-vape spécial.

✎ *Mode opératoire*

- Dans une ampoule à décanter, prélever 250ml d'eau et acidifier à PH5 pour hydrolyser les savons et casser les émulsions éventuelles.
- Ajouter 25 ml de solvant d'éther de pétrole.
- Agiter pendant 20 mn, puis laisser les couches se séparer. Soutirer la fraction aqueuse et faire couler la phase organique dans une petite cristallisée et chauffer

dans un bain de sable puis continuer le séchage dans une étuve à 105°C et ceci pendant 30mn afin que les solvant s'évapore complétement, (Rodier, 1984).

La différence de poids entre le cristalliseur avant et après donne la teneur en matières grasses qui est exprimée en mg/l.

IV.2 .31 Dosage de carbone total dans la matière organique (méthode de walklyblak modifiée)

Le dosage de matière organique est réalisé à partir des constituants de carbone et azote, le carbone représente 58/100 de matière organique, (habila, 2008):

$$MO \% = CO\% * 1,724$$

IV.3 MATERIEL ET METHODES DE MESURE RHEOLOGIQUE

L'appareil utilisé pour La caractérisation rhéologique a été effectué à l'aide d'un rhéomètre rotatif à vitesses de cisaillements contrôlée capable de tester différents types d'échantillons de matière. Le Rhéostat est équipé de géométries cône-plan diamètre : 3.6 cm, angle : 0.3°.



Fig.IV.1 Rhéostat RN4

Toute fois une brève revue différente technique de mesure et différents appareils de mesure rhéologique s'avère nécessaire.

Mode opératoire

Bien homogénéiser la boue par agitation du flacon dans lequel elle se trouve.

Prendre 50 ml (égale demi volume de cylindre) de la boue à analysée dans le cylindre Rhéostat RN4 l'appareil pendant cinq minutes.

IV.3.1 Le rhéomètre à plans parallèles

Cette géométrie est composée de deux disques coaxiaux, parallèles, en rotation l'un par rapport à l'autre,

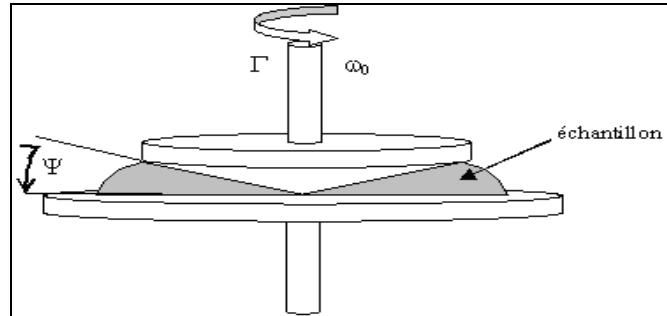


Fig.IV.2 Schéma d'un rhéomètre à plans parallèles. Le plateau supérieur de rayon R (25 mm) est mobile tandis que le plateau inférieur, de même rayon, est immobile. Le matériau est cisailé sur son épaisseur H .

Le gradient de vitesse de cisaillement à la périphérie, γ_r ; se calcule à partir de la vitesse de rotation imposée par :

$$\gamma_R = \frac{2\pi R}{H} \times n$$

Où :

R [mm] est le rayon des disques, H [mm] l'entrefer et n [tr/s] la vitesse de rotation relative des deux disques.

La contrainte de cisaillement est donnée par la relation suivante :

$$\tau = (3M/2\pi R^3) + [(\gamma_r/2\pi R^3) \cdot (dM/d \gamma_r)]$$

Où : M ; c 'est le couple imposé.

Pour les fluides à seuil, tant que la contrainte appliquée n'est pas trop grande devant le seuil, le second terme, $(\gamma_r/2\pi R^3) \cdot (dM/d \gamma_r)$, est négligeable.

Dans l'utilisation d'un rhéomètre à des plans parallèles, les valeurs des contraintes et cisaillements sont systématiquement calculées à partir des valeurs de couple et vitesse de rotation. On n'utilise pas les valeurs déterminées par le rhéomètre.

En effet, les rhéomètres commerciaux, le Physica MC1+ entre autres, mesurent soit un couple, soit une vitesse de rotation. A partir de facteurs correctifs pré-étalonnés en laboratoire, ils calculent les contraintes et les gradients de cisaillement correspondants. Or, ces facteurs correctifs sont déterminés à partir de matériaux dont le comportement est bien connu, des fluides newtoniens le plus souvent.

Si l'appareil a été étalonné avec des fluides newtoniens, pour un couple donné, on aura donc un facteur 0.75 entre la contrainte réellement appliquée à l'échantillon et la contrainte donnée par le rhéomètre. En effet :

$$\tau_{\text{réel}} = 3/4 \tau_{\text{rhéom}}$$

CHAPITRE V :
RÉSULTATS ET DISCUSSION

V.I Introduction

Dans ce chapitre les résultats des mesures physico chimiques et rhéologiques effectuées sont présentés et discutés.

V.II ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

V.II. 1 Le pH

Le pH influence la plupart des processus chimiques et biologiques des écosystèmes aquatiques. C'est un facteur important, pour un pH inférieur à 4.5 ou supérieur à 10, une toxicité pour les organismes vivants est à noter.

Les valeurs de pH mesurées durant toutes les campagnes de prélèvements montrent que toutes les valeurs s'échelonnent entre 6.84 et 7.9 voir la Fig.V.II.1. Ce qui indique d'une manière générale que les boues primaires sont des milieux acides est sont très riches des matières grasses.

Les valeurs de pH varient lors du traitement et sont comprises entre 7.38 et 7.9 au niveau du eau usée, entre 7.13 et 7.8 au niveau du eau traité. Au niveau de la boue primaire elles sont entre 6.84 et 7.3 8, entre 7.05 et 7.5 au niveau de la boue secondaire, entre 7.6 et 7.83 au niveau de la boue stabilisée, entre 7.5 et 7.77 au niveau du boue finie. Les résultats montrent que les valeurs du pH sont toujours dans l'intervalle des normes (5.5 et 8.5) comme le montre la figure V.II.I.

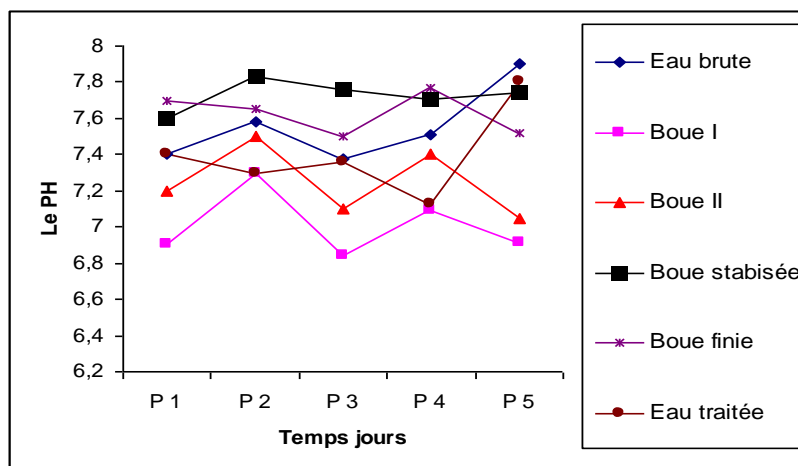


Fig.V.II.1 Évolution de PH

V.II. 2 Les valeurs de la température

Les températures oscillent entre 17,5 et 24,5°C avec une moyenne de $20,72 \pm 3,22^{\circ}\text{C}$ au niveau du eau usée et entre 19,2 et 25°C avec une moyenne de $21,66 \pm 3,34^{\circ}\text{C}$ au niveau de l'eau traitée.

Elles sont entre 18,4 et 26,7°C avec une moyenne de $21,48 \pm 3,08^\circ\text{C}$ au niveau du boue primaire, entre 18,9 et 27°C avec une moyenne de $21,4 \pm 5,6^\circ\text{C}$ au niveau de la boue secondaire, entre 17,8 et 27,3°C avec une moyenne de $21,7 \pm 5,6$ au niveau de la boue stabilisée et enfin entre 18.6 et 26.3°C avec une moyenne de $21,62 \pm 4,68^\circ\text{C}$ au niveau de la boue finie.

La température de l'eau est un paramètre important pour la vie aquatique en rivière. En fait la majorité des paramètres physicochimique sont dépendants de la température. Un réchauffement entraîne l'apparition des algues flottantes et des organismes aquatiques indésirables. Il peut également provoquer une absorption des métaux lourds par les plantes. L'élévation de température s'accompagne toujours d'une modification de la densité, d'une réduction de la viscosité, d'une augmentation de la tension vapeur saturante à la surface (évaporation) et une diminution de la solubilité de oxygène dissous dont la concerne peut conduire à une situation critique se traduisant par une accumulation des déchets tels que : SO_2 , matière organique. Ainsi que les phénomènes de fermentation sont facilités par l'évolution de la température d'où l'apparition d'odeurs nauséabonde dans les cours des boues.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montre que les températures de l'eau traitée sont dans la limite de norme algérienne de rejet; (J.O.R.A, 1993).

Ces résultats mettent en évidence une évolution journalière de la température durant des cinq prélèvements.

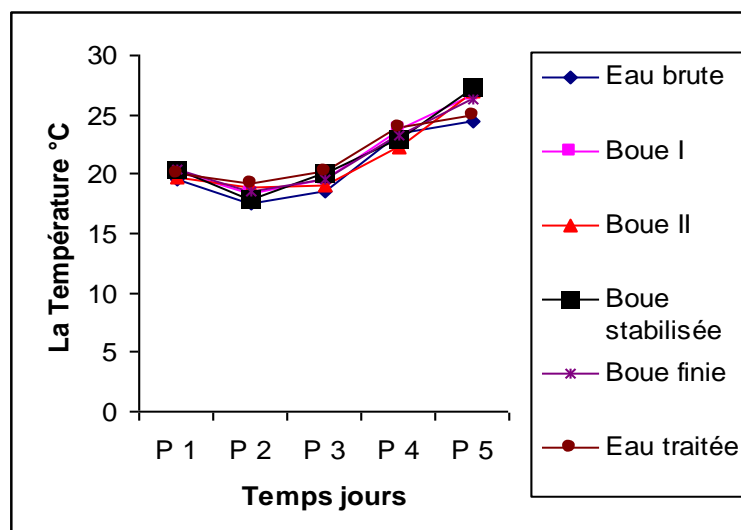


Fig.V.II.2 Évolution de La Température

V.II. 3. La conductivité électrique

La conductivité électrique nous renseigne avec une bonne approximation sur la charge minérale des eaux ainsi que sur leur salinité. Elle est proportionnelle au degré de minéralisation (teneur globale en éléments minéraux généralement ionisés) et varie en fonction de la température. Cependant, il est impératif de signaler que l'accroissement de la conductivité est aussi relatif aux quantités de rejet des sels suite aux activités agricoles (Bensaci, 2007; Amira, 2008). La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement la minéralisation globale (Sayad, 2008).

Le graphique illustré par la figure V.II.3 montre les variations de la conductivité électrique.

D'une manière générale, la conductivité électrique observée dans les eaux traitées est élevée et dépasse la (1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sauf pour le prélèvement du mois de juin qui est de 1042 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le maximum est enregistré durant le quatrième prélèvement qui est de (1217 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

La conductivité électrique de eau brute observée avec un maximum de 1332 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistré dans le troisième prélèvement durant le mois de mai.

D'une manière générale, la variation de la conductivité électrique observée dans les boues au cours de traitement est la même pour toutes les différentes boues (boue primaire, boue secondaire et boue finie ainsi que la boue stabilisée). Ceci montre que la boue finie est très riche de matières minérales.

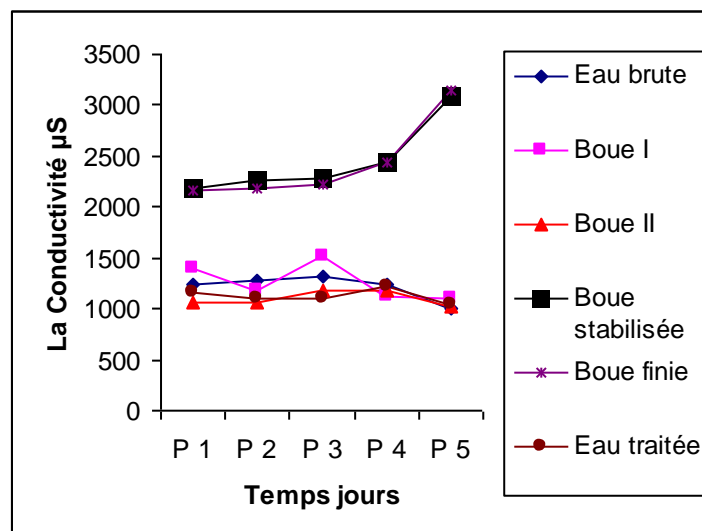


Fig.V.II.3 Évolution de La conductivité

V.II.4 Les valeurs de la salinité

Les valeurs de la salinité oscillent entre 0,3 et 0,4 au niveau des eaux usées et entre 0,3 et 1,5 des eaux traitées, Pour les boues elles sont entre 0,3 et 0,6 avec une moyenne $0,44 \pm 0,16$ pour les boues primaires, entre 0,3 et 0,4 avec une moyenne de $0,34 \pm 0,04$ au niveau des boues secondaires, entre 0,9 et 1,5 avec une moyenne de $1,1 \pm 0,2$ au niveau de la boue stabilisée et enfin entre 0,9 et 1,5 avec une moyenne de $1,08 \pm 0,18$ au niveau de la boue finie. Ce qui indique que les boues finies et les eaux traitées sont très riches en élément dissous et surtout dans le dernier prélèvement.

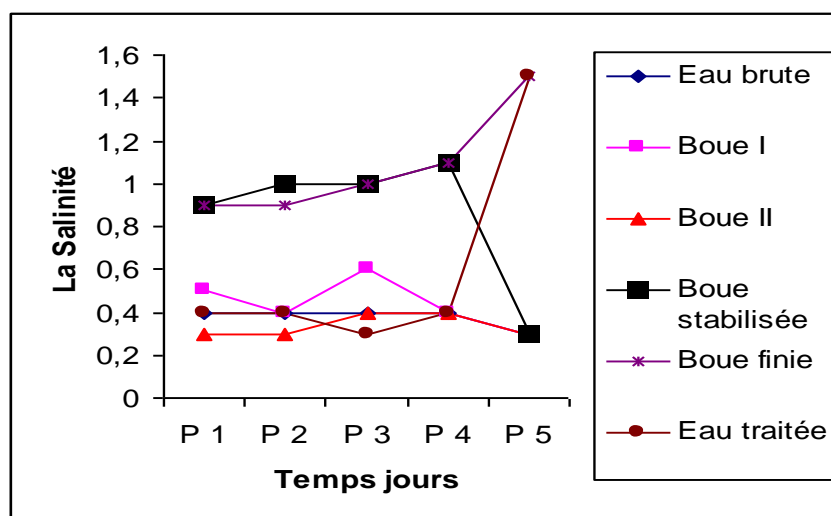


Fig.V.II.4 Évolution de la salinité

V.II.5. Les TDS

Ils sont constitués essentiellement par des produits minéraux dissous. Ces corps dissous ont pour origine :

- Le lessivage naturel des roches de caractéristiques géologiques différentes;
- L'apport des eaux usées des villes et des unités industrielles.

La sapidité (le goût et la saveur) de l'eau se présente comme suit :

excellent	≤ 300 mg/l
bonne	300 – 500 mg/l
passable	500 – 900 mg/l
mauvaise	900 – 1200 mg/l

Selon la figure.V.II.5, on constate qu'il y a variation de TDS entre 918 et 1203 mg/l au niveau des eaux usées et entre 948 et 1111 mg/l au niveau des eaux traitées.

Elles sont entre 1007 et 1376 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 937 et 1078 mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 1980 et 2484mg/l au niveau de la boue stabilisée

et entre 1963 et 3020 mg/l au niveau de la boue finie. Ces résultats montrent que les boues finies sont trop riches en sels minéraux. La dégradation des composés organiques et inorganiques est presque totale.

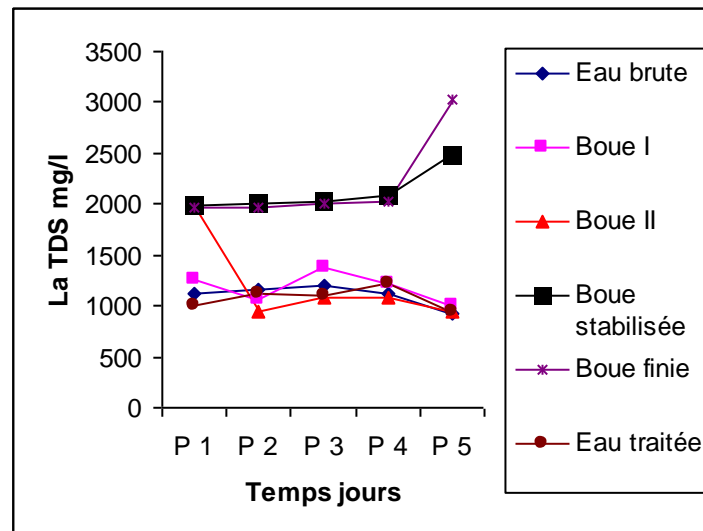


Fig.V.II.5 Évolution de la TDS

V.II.6 L'Oxygène dissous

L'oxygène est un élément indispensable pour la vie des microorganismes. Il favorise les réactions chimiques qui fournissent de l'énergie. L'eau contient toujours de l'oxygène dissous, (Rodier, 1984). Les boues vont entraîner l'altération de la nature du substrat des fonds et un accroissement de la turbidité des eaux qui a un impact sur les organismes aquatiques. Elle peut conduire à une chute du taux d'oxygène, entraîner des agressions des épithéliums des branchies et par conséquent une forte mortalité des poissons.

Il constitue aussi un excellent indicateur de fonctionnement du plan d'eau à différents titres :

- Sur le plan physique (indicateur de pollution) : les matières minérales et organiques réduites sont oxydées biologiquement et font diminuer la concentration en oxygène dissous. Une eau pauvre en oxygène peut à ce titre être considérée comme polluée.
- Sur le plan biologique : l'oxygène présent dans l'eau est vital aux organismes vivants. L'oxygène dissous provient en majeure partie de l'atmosphère; (Sayad, 2008).

Selon les résultats présentés dans la figure V.II.6, on constate que la teneur maximale de l'oxygène dans l'eau traité est de 13,8 mg/l. Elle est entre 1,24 et 6,3 mg/l au niveau des eaux usées et entre 12 et 13,8 mg/l au niveau des eaux traitées.

Pour les boues, la valeur de l'oxygène dissous est entre 0,5 et 0,9 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 1,55 et 2,6 mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 0,35 et 0,39 mg/l au niveau de la boue stabilisée et entre 0,4 et 0,71 au niveau de la boue finie.

La teneur en oxygène dissous a tendance à diminuer en fonction de la profondeur, laissant la place aux phénomènes anaérobiques qui se développent dans les fonds. Le taux d'oxydation bactérienne aérobie et donc réduit. Les bactéries anaérobies peuvent alors décomposer les molécules organiques en donnant les produits terminaux comprenant des composés tels H_2S , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ ...etc., qui sont toxiques pour de nombreux organismes; (Rodier, 2007). Ce qui indique que les boues sont presque manquées l'oxygène dissous et les eaux traitées sont très riches de l'oxygène dissous.

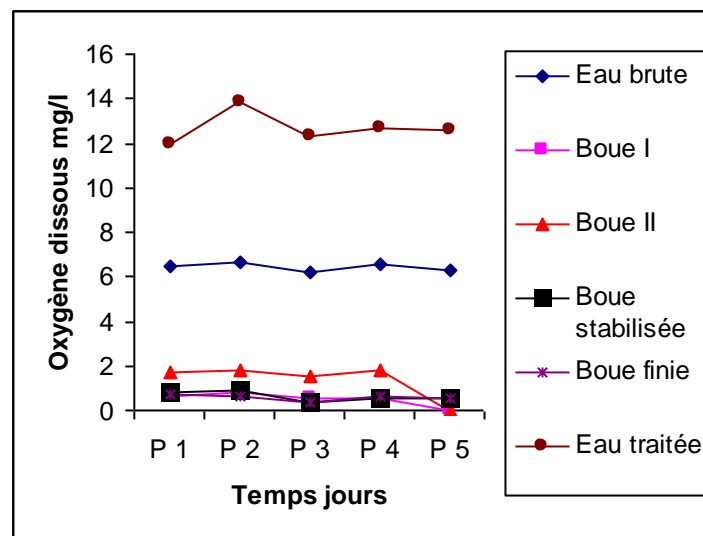


Fig.V.II.6 Évolution de l'Oxygène dissous

V.II.7 Les valeurs de la matière sèche de la boue et MES de l'eau

Elles oscillent entre 197 et 508 mg/l avec une moyenne de $362,2 \pm 165,2$ mg/l au niveau des eaux usées et entre 4 et 15 mg/l avec une moyenne de $7,54 \pm 3,54$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Le résultat de la teneur de matière sèche est représentés dans la figure V.II.7, varient entre 3,08 et 17 g/l avec une moyenne de $9,13 \pm 6,05$ g/l au niveau de la boue primaire, entre 1,97 et 14,45 g/l avec une moyenne de $6,34 \pm 4,36$ au niveau de la boue secondaire, entre 4,04 et 16 g/l avec une moyenne de $9,78 \pm 5,74$ au niveau de la boue stabilisée et entre 4 et 49 g/l avec une moyenne de $18,50 \pm 14,5$ au niveau de la boue finie.

Ce qui indique que les boues finies est très riche en MS surtout dans le dernier prélèvement

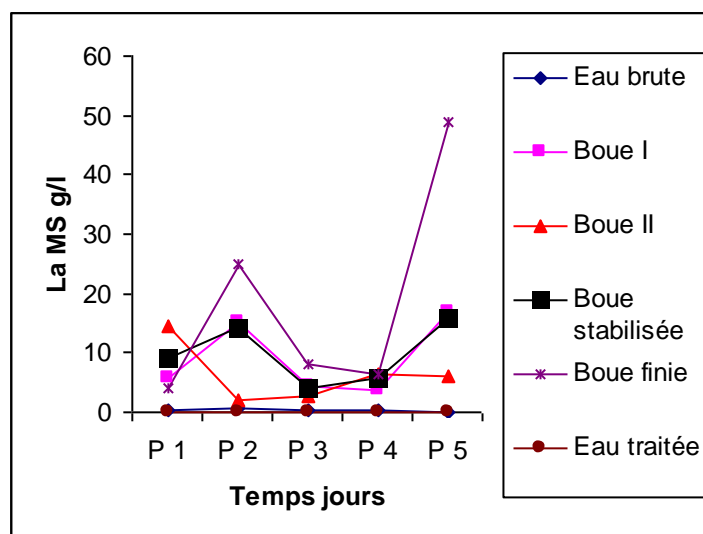


Fig.V.II.7 Évolution de la Matière sèche

V.II.8 Les valeurs de l'MVS de la boue

Le résultat de l'MVS est représentés dans la figure V.II.8, varient entre 44 et 66,41 % avec une moyenne de $51,69 \pm 7,69$ % au niveau de la boue primaire, entre 10,52 et 63,7 % avec une moyenne de $39,9 \pm 29,38$ % au niveau des boues secondaires, entre 27 et 39,41 % avec une moyenne de $32,4 \pm 5,4$ % au niveau de la boue stabilisée et enfin entre 26 et 37,89 % avec une moyenne de $38,89 \pm 12,89$ % au niveau de la boue finie.

La détermination de l'MVS de la teneur de permet donc de juger de l'efficacité du traitement de stabilisation des boues traitées. Ce qui indiqué que boues primaires est jugé entre 60 et 70% (Rejsek, 2002). En conclue que les boues primaires et les boues secondaires sont très riches en matière organique.

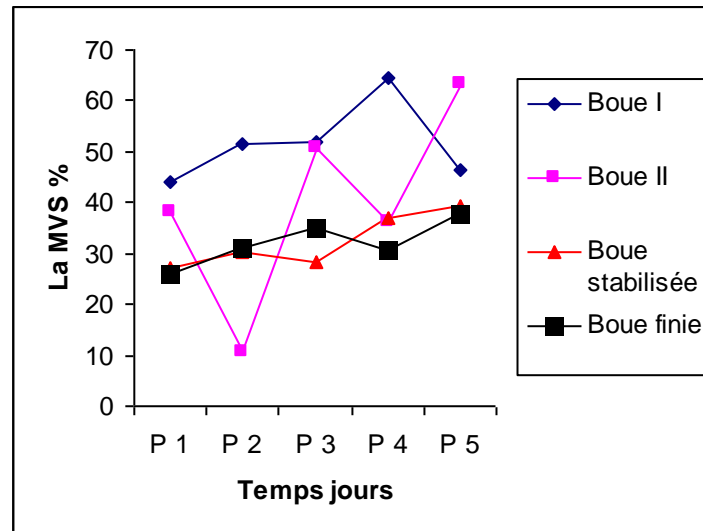


Fig.V.II.8 Évolution de l'MVS

V.II.9. Les valeurs des MM de la boue

Le résultat des MM est représenté dans la figure V.II.9, les valeurs varient entre 35,59 et 66 % avec une moyenne de $50,30 \pm 14,71$ % au niveau de la boue primaire, entre 36,3 et 89,48 % avec une moyenne de $60,1 \pm 23,8$ % au niveau de la boue secondaire, entre 60,59 et 73 % avec une moyenne de $67,6 \pm 7,87$ % au niveau de la boue stabilisée et entre 62,4 et 74% avec une moyenne de $67,98 \pm 5,87$ % au niveau de la boue finie. On constate que la cette dernière est devenue presque totalement minérale.

Ce qui indique que les boues finies et les boues stabilisées sont très riches en matières minérales.

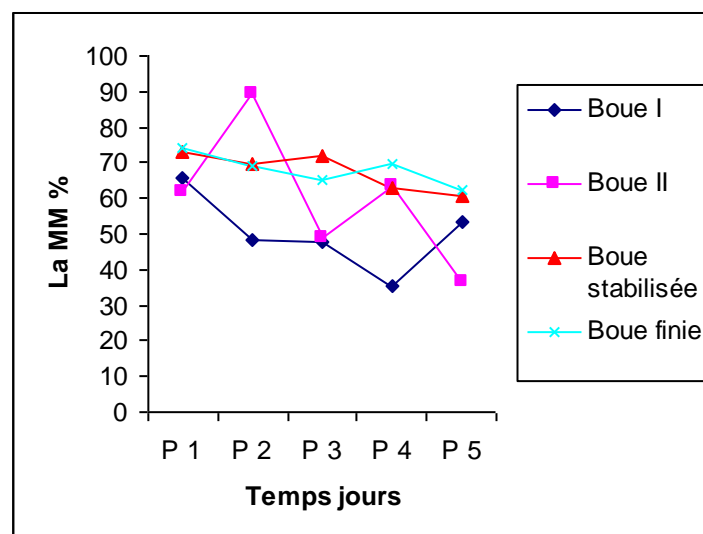


Fig.V.II.9 Évolution des MM

V.II.10 Les valeurs de la teneur de matière sèche de la boue

Le résultat de la teneur de matière sèche est représentés dans la figure V.II.10, les valeurs varient entre 0,32 et 1,76 % avec une moyenne de $0,93 \pm 0,61$ % au niveau de la boue primaire, entre 0,19 et 1,51 % avec une moyenne de $0,66 \pm 0,47$ % au niveau de la boue secondaire, entre 0,4 et 1,43 % avec une moyenne de $0,87 \pm 0,47$ % au niveau de la boue stabilisée et enfin entre 0,4 et 4 % avec une moyenne de $1,68 \pm 1,28$ % au niveau de la boue finie.

Ce qui indique que les boues finies a un MS plus important par rapport aux autres. La détermination de la siccité d'une boue permet de déterminer sa concentration qui dépend du pourcentage d'eau qu'elle contient au coure du traitement des boues. Un des objectifs est de diminuer leur volume en éliminant l'eau qu'elles contiennent. Ce qui se traduit par une augmentation de la siccité au cours du traitement. La siccité finale est fonction du traitement des boues utilisé entre 0 et 10 % liquide; (Rejsek, 2002).

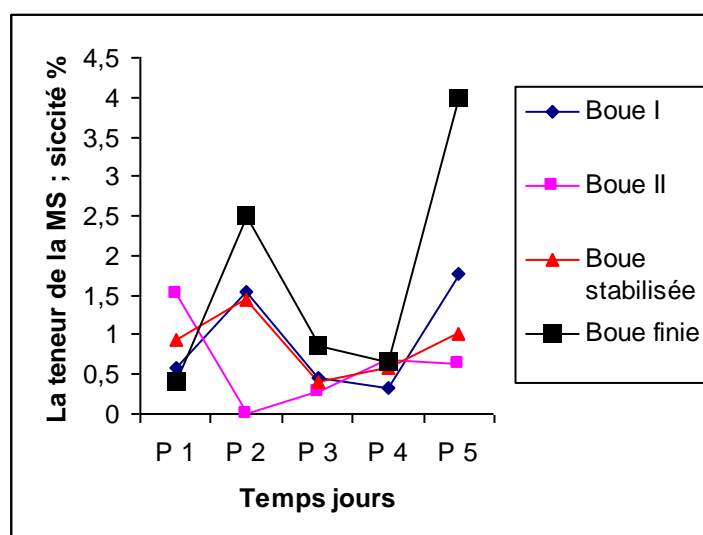


Fig.V.II.10 Évolution de la siccité

V.II.11 Les valeurs de la teneur d'eau

Le résultat de la teneur d'eau est représentés dans la figure (Fig.V.II.11), les valeurs varient entre 98,24 et 99,49 % avec une moyenne de $99,07 \pm 0,83$ % au niveau des boues primaires, entre 98,49 et 99,81 % avec une moyenne de $99,32 \pm 0,83$ % au niveau des boues secondaires, entre 98,57 et 99,6 % avec une moyenne de $99,13 \pm 0,56$ % au niveau des boues stabilisées et entre 96 et 99,6 % avec une moyenne de $98,32 \pm 2,36$ % au niveau des boues finies.

Ce qui indique que les boues secondaires a un MS important par rapport aux autres boues.

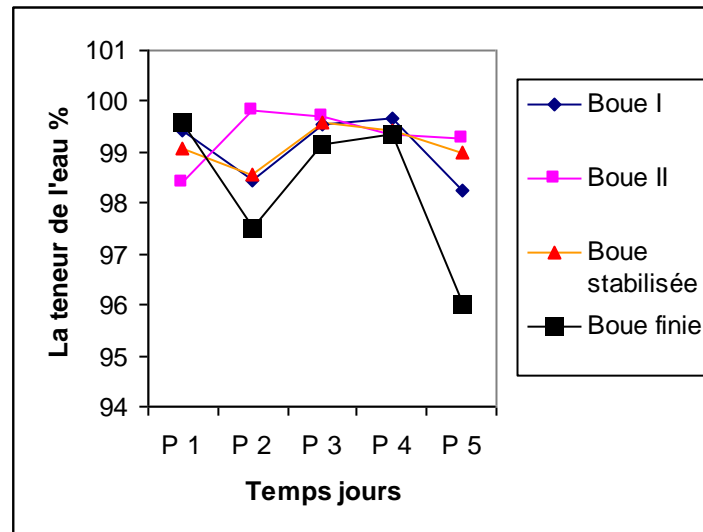


Fig.V.II.11 Évolution de la teneur d'eau

V.II.12 Les valeurs du nitrate

Les valeurs des nitrates oscillent entre 0,26 et 4,82 mg/l avec une moyenne de $1,97 \pm 1,71$ mg/l au niveau des eaux usées et elles sont entre 0,36 et 18,07 mg/l avec une moyenne de $7,18 \pm 6,82$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Elles sont entre 0,24 et 9,9 mg/l avec une moyenne de $5,52 \pm 5,28$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 1,25 et 9,9 mg/l avec une moyenne de $5,51 \pm 4,26$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 0,47 et 1,36mg/l avec une moyenne de $0,92 \pm 0,45$ mg/l au niveau de la boue stabilisée et enfin entre 0,097 et 1,40 mg/l avec une moyenne de $7,18 \pm 6,82$ mg/l au niveau de la boue finie.

Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très stable. Sa présence dans l'eau est liée à l'utilisation des engrais. Pour l'ensemble des eaux traitées nos résultats ne dépasser pas la norme de rejet de STEP de Guelma égale 15 mg/l.

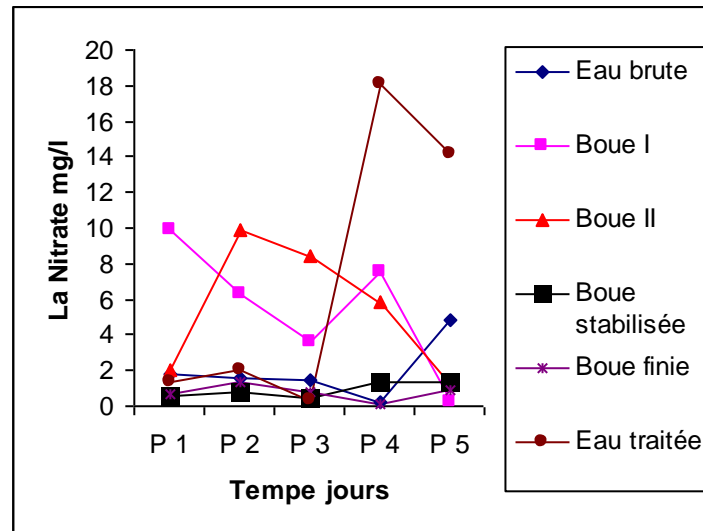


Fig.V.II.12 Évolution du nitrate

V.II.13 Les valeurs du nitrite

Les nitrites ou azote nitreux, représente une forme moins oxygénée et moins stable. C'est un passage entre les nitrate et ammonium, cette forme est toxique. Le nitrite est reparti dans le sol et les eaux et dans la plante mais en quantités relativement faible.

Ces valeurs oscillent entre 0,24 et 3,36 mg/l avec une moyenne de $0,58 \pm 0,34$ mg/l au niveau des eaux usées et entre 0,31 et 0,915 mg/l avec une moyenne de $0,58 \pm 0,27$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Elles sont entre 0,53 et 0,88 mg/l avec une moyenne de $0,7 \pm 0,17$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 0,13 et 1,57 mg/l avec une moyenne de $0,59 \pm 0,46$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 2,12 et 10,5 mg/l avec une moyenne de $4,8 \pm 2,68$ mg/l au niveau de la boue stabilisée entre 1,86 et 3,27 mg/l avec une moyenne de $2,6 \pm 0,74$ mg/l au niveau de la boue finie. Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les nitrites de l'eau traitée sont dans la limite de norme de rejet de STEP de Guelma égale 2 mg/l.

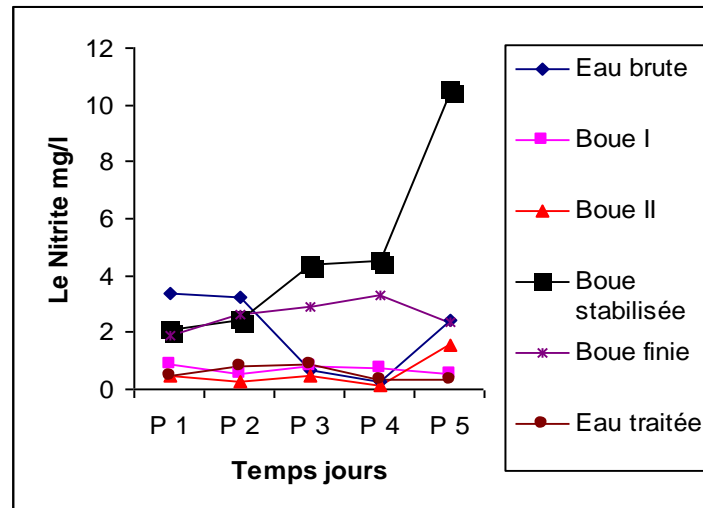


Fig.V.II.13 Évolution du nitrite

V.II.14. Les valeurs du PT

Les valeurs du PT oscillent entre 2,54 et 29,3 mg/l avec une moyenne de $14,05 \pm 11,51$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 7,72 et 31,5 mg/l avec une moyenne de $23,98 \pm 16,26$ mg/l au niveau des eaux traitées, entre 10,86 et 29,5 mg/l avec une moyenne de $20,46 \pm 9,6$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 11.31 et 56mg/l avec une moyenne de $25,57 \pm 14,26$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 16,3 et 32,35 mg/l avec une moyenne de $18,49 \pm 2,19$ mg/l au niveau de la boue stabilisée et entre 13,59 et 396,1528.54 mg/l avec une moyenne de $18,32 \pm 4,73$ mg/l au niveau de la boue finie.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les phosphates totales de l'eau traitée dépassent la limite de norme algérienne de rejet 2 mg/l; (J.O.R.A, 1993).

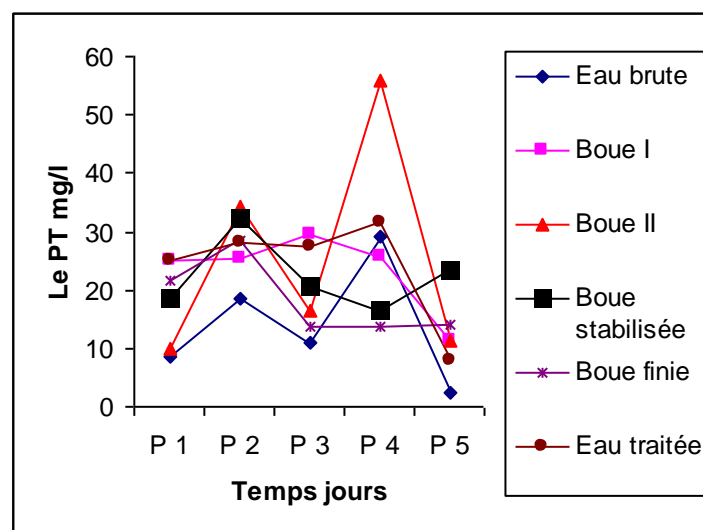


Fig.V.II.14 Évolution du PT

V.II.15 Les valeurs de l'ortho phosphate

Les valeurs de l'ortho phosphate oscillent entre 3,29 et 10,41 mg/l avec une moyenne de $6,43 \pm 3,14$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 5,95 et 10,20 mg/l avec une moyenne de $9,27 \pm 3,32$ mg/l au niveau des eaux traités.

Entre 12,39 et 17,08 mg/l avec une moyenne de $14,39 \pm 2$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 8,54 et 19,77 mg/l avec une moyenne de $13,41 \pm 4,87$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 7,25 et 18,70 mg/l avec une moyenne de $15,11 \pm 7,86$ mg/l au niveau de la boue stabilisée entre 7,5 et 21,25 mg/l avec une moyenne de $9,27 \pm 3,32$ mg/l au niveau de la boue finie.

Selon Rodier, les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturellement dans l'eau est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition des matières organiques. Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les ortho phosphates de l'eau traitée dépassent la limite de norme STEP de Guelma qui est 2 mg/l.

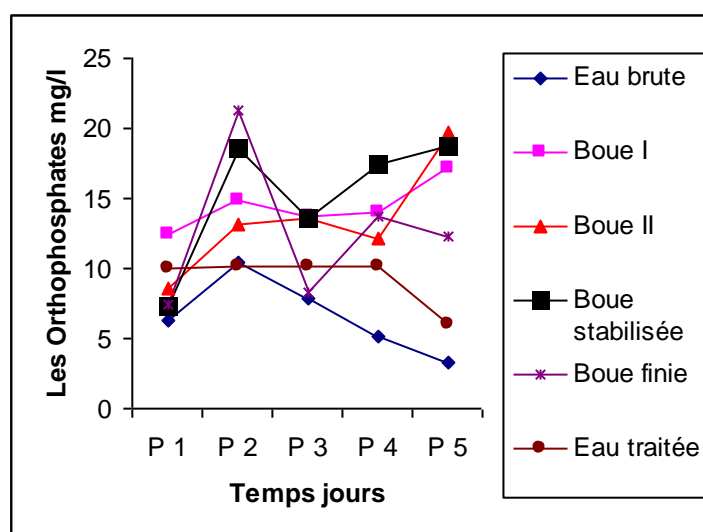


Fig.V.II.15 Évolution de l'ortho phosphate

V.II.16 Les valeurs du sodium

Cet élément, très abondant ne se rencontre pas naturellement à l'état natif mais, toujours associé à d'autres éléments chimiques (tel que les chlorures, les sulfates,... etc.). L'omniprésence du sodium et la grande solubilité de ses sels expliquent qu'il se retrouve dans la majorité des eaux; (Petolon et Ziesman, 1998).

Les valeurs du sodium oscillent entre 57 et 80,1 mg/l avec une moyenne de $68,1 \pm 11,24$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 41,5 et 45,6 mg/l avec une moyenne de $43,54 \pm 2,04$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 60,1 et 80,9 mg/l avec une moyenne de $67,98 \pm 7,88$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 47,5 et 89,9 mg/l avec une moyenne de $67,38 \pm 19,88$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 56 et 84,2 mg/l avec une moyenne de $67,92 \pm 11,92$ mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 44 et 68,4 mg/l avec une moyenne de $61,68 \pm 17,68$ mg/l au niveau de la boue finie.

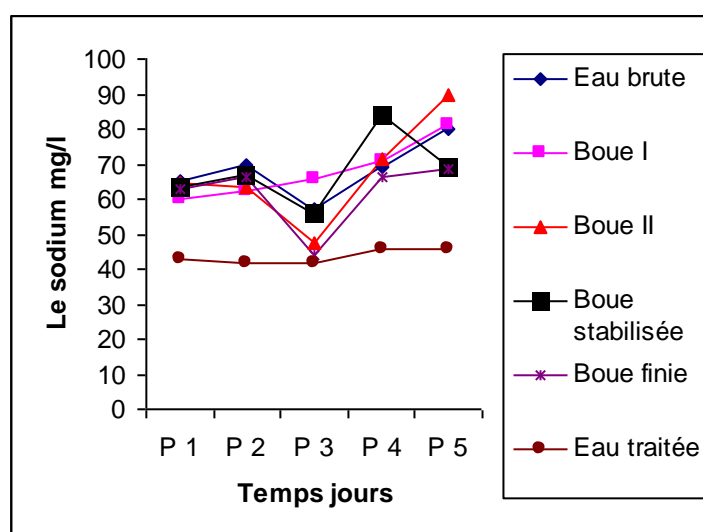


Fig.V.II.16 Évolution du sodium

V.II.17 Les valeurs du potassium

Le potassium est un élément naturel des eaux, où sa concentration est à peu près constante et ne dépasse habituellement les 10 à 15 mg/l (Petolon et Ziesman, 1998)

Les valeurs du potassium oscillent entre 3,1 et 6,4 mg/l avec une moyenne de $4,56 \pm 1,46$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 4 et 5,1 mg/l avec une moyenne de $3,66 \pm 0,34$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 4,4 et 7,7 mg/l avec une moyenne de $5,86 \pm 1,46$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 3,4 et 7,2 mg/l avec une moyenne de $5,64 \pm 2,24$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 7,5 et 12,8 mg/l avec une moyenne de $10,38 \pm 2,88$ mg/l au niveau de la boue stabilisée entre 7,6 et 12,2 mg/l avec une moyenne de $10,16 \pm 2,56$ mg/l au niveau de la boue finie.

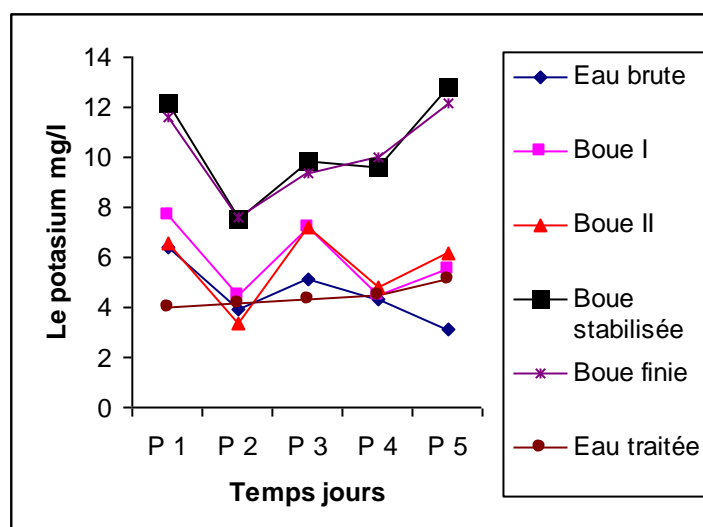


Fig.V.II.17 Évolution du potassium

V.II.18 Les valeurs du sulfate

Composés naturels, les ions sulfates (SO_4^{2-}) sont liés aux cations majeurs : calcium, magnésium et sodium. La concentration en sulfates dans les eaux naturelles est très variable mais ne dépasse généralement pas le gramme par litre (Petolon et Ziesman, 1998).

Les valeurs du sulfate (Fig.V.II.18), oscillent entre 206,25 et 368,75 mg/l avec une moyenne de $286,9 \pm 80,65$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 200,1 et 281,25 mg/l avec une moyenne de $246,37 \pm 46,27$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 200 et 287,5 mg/l avec une moyenne de 247 ± 47 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 106,25 et 256,25 mg/l avec une moyenne de $211 \pm 104,75$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 325 et 537,5 mg/l avec une moyenne de $401,75 \pm 76,75$ mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 268,75 et 543,75 mg/l avec une moyenne de $359,5 \pm 90,8$ mg/l au niveau de la boue finie.

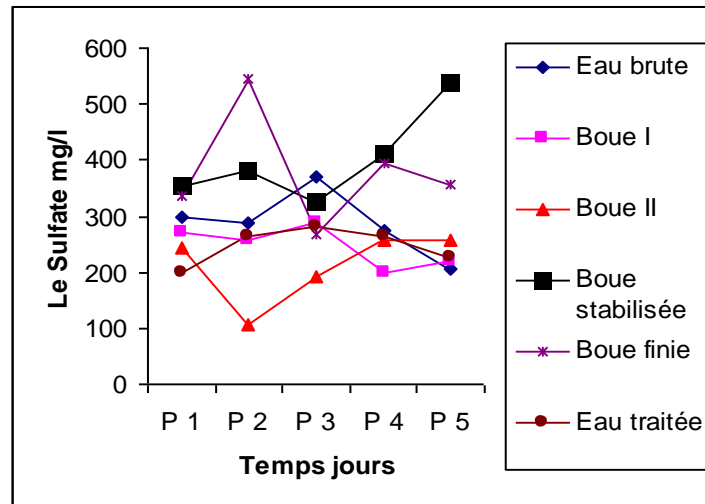


Fig.V.II.18 Évolution du sulfate.

V.II.19 Les valeurs du manganèse

Les valeurs du manganèse oscillent entre 0,7 et 13 mg/l avec une moyenne de $3,77 \pm 3,07$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 1,8 et 8,5 mg/l avec une moyenne de $3,35 \pm 1,59$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 0,4 et 4,5 mg/l avec une moyenne de $2,14 \pm 1,74$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 0,75 et 2 mg/l avec une moyenne de $1,49 \pm 0,74$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 0,9 et 18,05 mg/l avec une moyenne de $5,21 \pm 4,31$ mg/l au niveau de la du boue stabilisée, entre 1,05 et 9,2 mg/l avec une moyenne de $3,71 \pm 2,66$ mg/l au niveau de la boue finie.

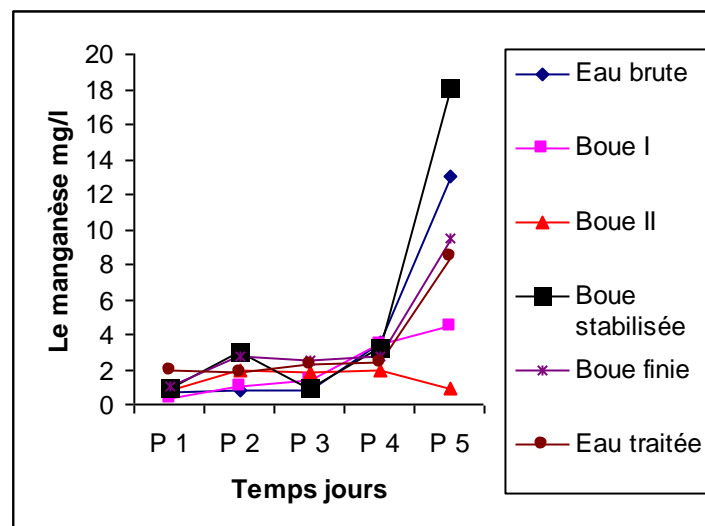


Fig.V.II.19 Évolution du manganèse

V.II.20 Les valeurs du fer

Les valeurs du fer oscillent entre 0.125 et 0.75 mg/l avec une moyenne de 0.471 ± 0.346 mg/l au niveau du eau usée, entre 0.3 et 0.46 mg/l avec une moyenne de 0.32 ± 0.02 mg/l au niveau du eau traité.

Entre 1.07 et 1.843 mg/l avec une moyenne de 1.36 ± 0.29 mg/l au niveau du boue primaire, entre 0.031 et 0.7 mg/l avec une moyenne de 0.29 ± 0.26 mg/l au niveau du boue secondaire, entre 0.96 et 14 mg/l avec une moyenne de 5.42 ± 4.46 mg/l au niveau du boue stabilisée, entre 0.36 et 6.92 mg/l avec une moyenne de 3.68 ± 3.32 mg/l au niveau du boue finie.

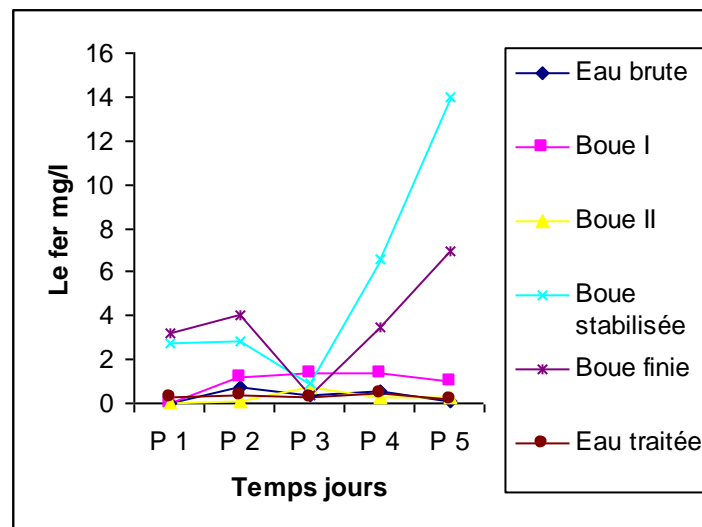


Fig.V.II.20 Évolution du fer

V.II.21 Les valeurs du chlorure

Les valeurs du chlorure oscillent entre 142 et 319 mg/l avec une moyenne de $220,1 \pm 60,35$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 159,75 et 177,5 mg/l avec une moyenne de $164 \pm 4,25$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 142 et 195,75 mg/l avec une moyenne de $163,65 \pm 21,65$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 88,75 et 213 mg/l avec une moyenne de $166,85 \pm 78,1$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 159,75 et 319,5 mg/l avec une moyenne de $220,1 \pm 60,35$ mg/l au niveau du boue stabilisée, entre 177,5 et 230,75 mg/l avec une moyenne de $195,25 \pm 17,75$ mg/l au niveau du boue finie.

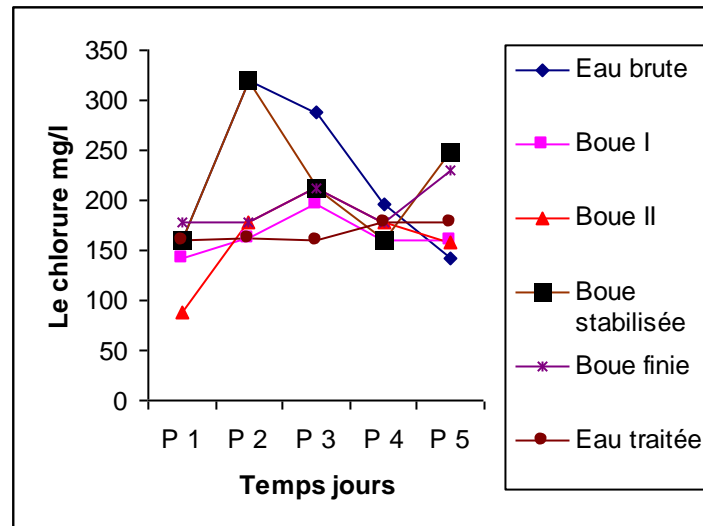


Fig.V.II.21 Évolution du chlorure.

V.II.22 Le TH

Sur la base de la dureté, une classification des eaux est établie comme suit, (Hacini, 2003) :

T.H.	0 - 3 mg/l	3 - 15 mg/l	15 – 30 mg/l	> 30 mg/l
Quantification	Très douce	douce	dure	Très dure

Les valeurs du TH mesurées sont entre 400 et 500 mg/l avec une moyenne de $442,2 \pm 42,2$ mg/l au niveau deux eaux usées, entre 315 et 360 mg/l avec une moyenne de $338,4 \pm 23,4$ mg/l au niveau des eaux traitées. Ceci indique que les eaux traitées sont de nature dures.

Entre 356 et 490 mg/l avec une moyenne de $410,4 \pm 54,4$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 360 et 485 mg/l avec une moyenne de $413,8 \pm 53,8$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 380 et 599 mg/l avec une moyenne de $508,6 \pm 128,6$ mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 332 et 360 mg/l avec une moyenne de $338,4 \pm 23,4$ mg/l au niveau de la boue finie.

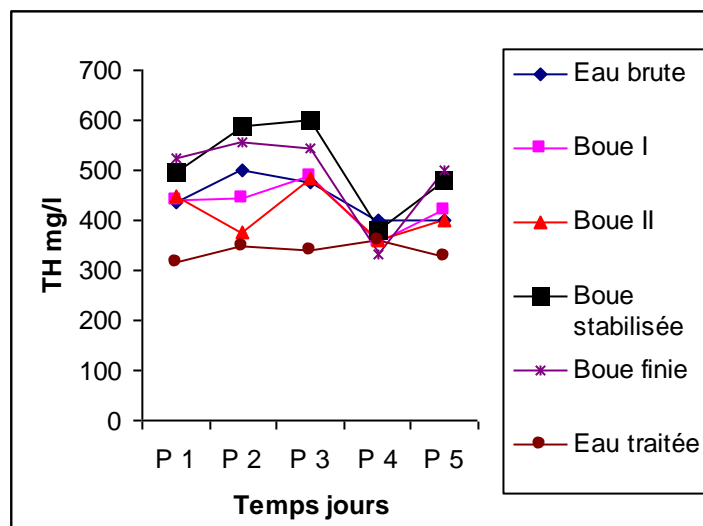


Fig.V.II.22 Évolution du TH

V.II.23 Les valeurs du TAC

Les valeurs du TAC mesurées sont entre 303,8 et 436,64 mg/l au niveau deux eaux usées, entre 210 et 245 mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 334,08 et 470,4 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 360 et 485 mg/l avec une au niveau de la boue secondaire, entre 862,24 et 1548,4 mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 870,4 et 1538,6 mg/l au niveau de la boue finie, cette dernière est très riche en TAC.

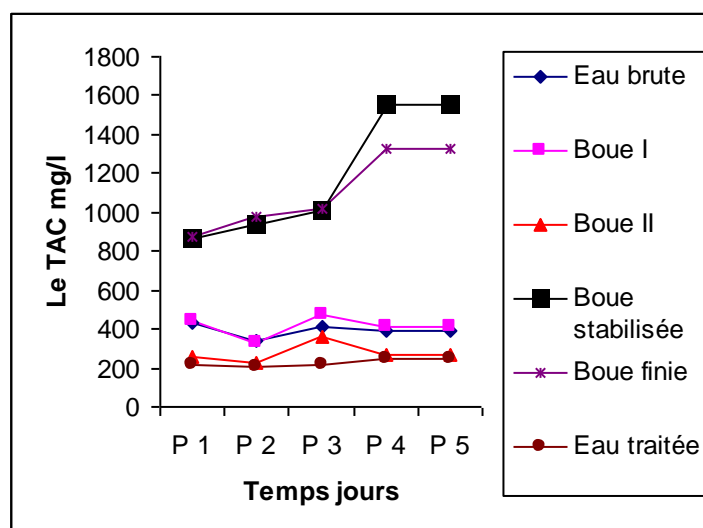


Fig.V.II.23 Évolution du TAC

V.II.24 Les valeurs du DCO

La DCO étant un test permettant d'estimer la teneur en matière organique d'une eau, est une mesure de carbone total à l'exception de certains composés, tels que le benzène, qui ne sont pas complètement oxydés dans les conditions de l'essai.

Les valeurs du DCO oscillent entre 300 et 565 mg/l avec une moyenne de 433 ± 133 mg/l au niveau des eaux usées, entre 40 et 340 mg/l avec une moyenne de $125,8 \pm 85,8$ mg/l au niveau des eaux traitées. Ces valeurs sont dans les normes <130 mg/l excepté de celle du dernier prélèvement où il y a une augmentation de la valeur du DCO ceci est sûrement lié à un problème de fonctionnement survenu dans la STEP.

Entre 2600 et 7600 mg/l avec une moyenne de 4840 ± 2240 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 2000 et 5200 mg/l avec une moyenne de 3560 ± 1560 mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 3000 et 10000 mg/l avec une moyenne de 6200 ± 3200 mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 1800 et 19000 mg/l avec une moyenne de 7140 ± 5340 mg/l au niveau de la boue finie, ces valeurs indiquent qu'il y a une importante quantité de matière oxydable dans la boue.

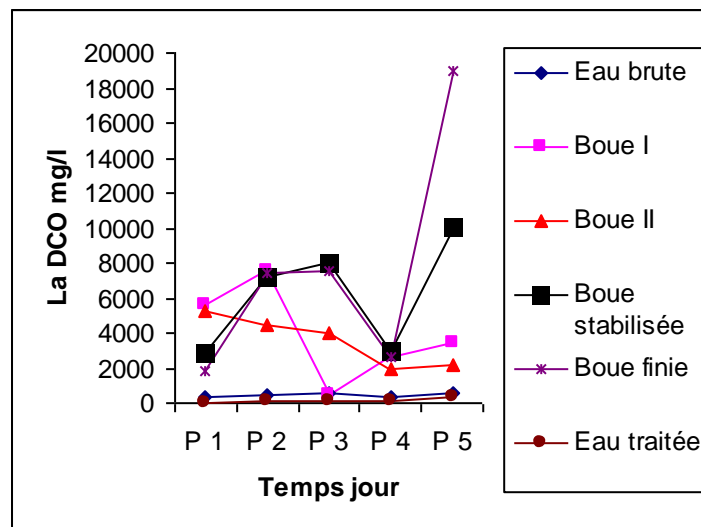


Fig.V.II.24 Évolution du DCO

V.II.25 Les valeurs du DBO5

La DBO5 consiste à mesurer la pollution de l'eau par la mesure des matières organiques biodégradables.

Les valeurs du DBO5 oscillent entre 130 et 330 mg/l avec une moyenne de 232 ± 102 mg/l au niveau des eaux usées, entre 10 et 280 mg/l avec une moyenne de 201 ± 191 mg/l au

niveau des eaux traitées, cette dernière valeur dépasse largement les normes qui est de 40 mg/l, ce qui indique que les eaux traitées sont polluées.

Entre 1000 et 5300 mg/l avec une moyenne de 2276 ± 1276 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 100 et 860 mg/l avec une moyenne de 282 ± 182 mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 2000 et 7100 mg/l avec une moyenne de 3120 ± 1120 mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 1600 et 4100 mg/l avec une moyenne de 3264 ± 1664 mg/l au niveau de la boue finie. L'augmentation des valeurs de la DBO_5 sont jugées comme satisfaisante pour les boues, car la dégradation de ces matières biodégradables s'effectuent au cours du temps.

Dans l'ensemble des sites l'évolution montre qu'il y a une variation de la DBO_5 durant la période d'étude. Ceci peut être expliqué par la biomasse excessive suite à l'eutrophisation.

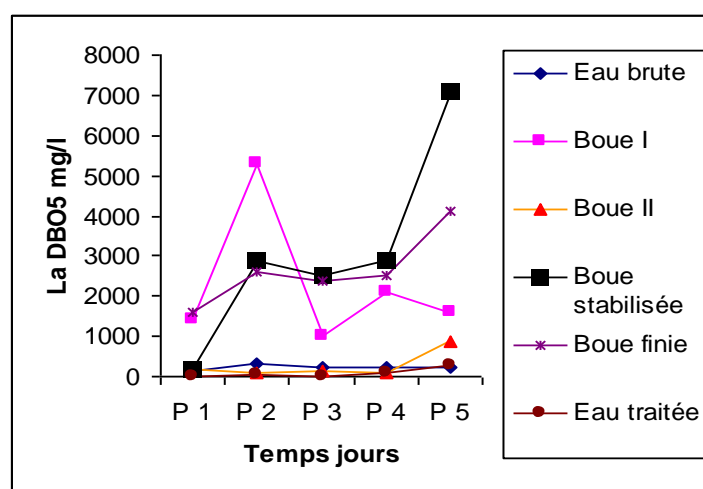


Fig.V.II.25 Évolution du DBO_5

V.II.26 Les valeurs de la décantation à 30 minute

Lorsque la concentration de matière en suspension (MES) est trop élevée dans l'effluent du décanteur secondaire, on recommande de mesurer l'indice de volume de boues (IVB) du liquide mixte. Un faible indice de volume de boues révèle que les caractéristiques de décantation des boues sont satisfaisantes; dans ce cas, les causes d'une mauvaise décantation sont plutôt d'ordre physique. En revanche, un indice de volume de boues élevé indique que les caractéristiques de décantation des solides biologiques ne sont pas satisfaisantes ce qui est imputable à un déséquilibre d'ordre biologique dans la communauté des microorganismes présents dans le liquide mixte. Le problème le plus fréquent est dû à une croissance excessive des microorganismes filamenteux. En effet, l'enchevêtrement des filaments qui se propagent à l'extérieur des flots biologiques, s'oppose à la sédimentation des flots lors de la décantation. Pour résoudre ce problème, il faut trouver la cause du déséquilibre biologique, puis l'éliminer (Blanchard, 1990).

Les valeurs de la décantation à 30 minute oscillent entre 220 et 550 ml avec au niveau de la boue primaire, entre 250 et 820 ml au niveau de la boue secondaire, entre 160 et 230 ml au niveau de la boue stabilisée et entre 100 et 950 ml au niveau de la boue finie.

Le graphique illustré par la figure V.II.26 montre les variations de la de la décontraction à 30 minute. Les valeurs du cinquième prélèvement de la boue finie sont trop importantes ce qui indique qu'il y 'a surement un problème dans le décanteur secondaire.

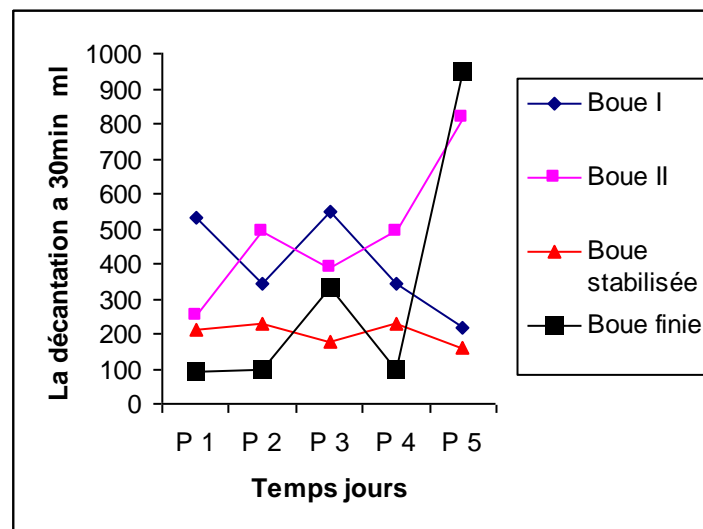


Fig.V.II.26 Évolution de la décantation à 30 minute

V.II.27 Indice de Molhman (indice de boue)

L'indice de boue ou Indice de Molhman oscillent entre 12,94 et 178,57 avec une moyenne de $80,19 \pm 67,25$ au niveau de la boue primaire, entre 34,6 et 485 248.73 avec une moyenne de $125,31 \pm 90,71$ au niveau de la boue secondaire, entre 10 et 44.55 avec une moyenne de $31,52 \pm 21,52$ au niveau de la boue stabilisée, entre 4 et 122.5 avec une moyenne de $40,35 \pm 36,39$ au niveau de la boue finie.

Le graphique illustré par la figure V.II.27 montre les variations de la décontraction à 30 minutes. Une boue normale a indice de 100, en présence de phénomène de *bulking*, l'indice augmente, il peut atteindre la valeur de 500 (Rodier, 1984). Les valeurs de la boue secondaire sont importante indiquant qu'il 'y problème toujours un problème dans le décanteur secondaire, comme indiqué précédemment.

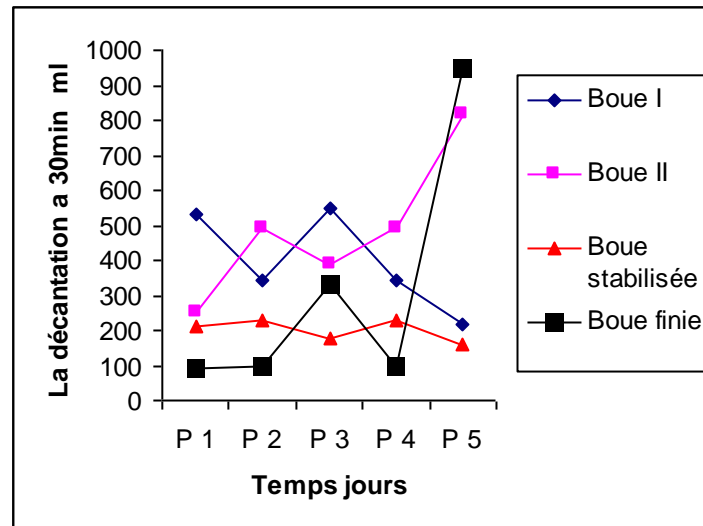


Fig.V.II.27 Évolution de l'Indice de Mohlman

V.II.28 Les valeurs des métaux lourds

Les ETM "élément traces métalliques", sont naturellement présents dans les sols et certains même sont indispensables aux plantes, ils font partie des oligo-éléments. Des expérimentations de longue durée ont permis de montrer que les taux de transfert des ETM du sol vers les végétaux sont inférieurs à 1 % des quantités apportées sur les sols. Mais, selon la nature des eaux épurées, la teneur en certains éléments dans les boues peut s'élever considérablement. Et des apports répétés de boues par épandage pourrait, à long terme, provoquer dans les sols des accumulations incompatibles avec la qualité des cultures. Les ETM ont une origine industrielle (Cd, Ni, Hg, Cr), domestique (Cd, Cu, Pb) et pluviale (Ni, Pb, Zn). Les métaux les plus toxiques pour l'homme sont Cd, Hg et Pb.

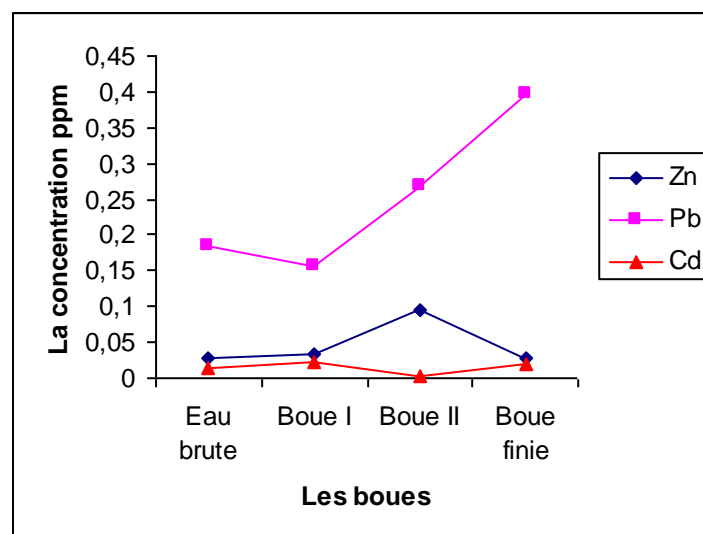


Fig.V.II.28 Évolution des métaux lourds

Les valeurs des métaux lourds mesurés dans les filtrats des boues, les valeurs des normes sont données pour les matières sèches; ce qui ne permet pas une bonne comparaisant toutefois ces valeurs ne sont pas importantes excepté celle du plomb qui est plus grande que le Cd et le Zn.

V.II.329 Le calcium

Le calcium est un constituant majeur du calcaire, qui en fait, un élément très important pour la formation des squelettes des poissons, de carapace des crustacées et des mollusques. Il joue un rôle essentiel dans la formation de la paroi et de la division de cellules dans tous les organismes vivants; (Chaoui, 2007).

Le calcium est un élément extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches calcaires sous forme de carbonates. Ses sels se rencontrent dans presque toutes les eaux naturelles.

Les mesures de la calcium montrent que les valeurs oscillent entre 112 et 368,75 mg/l avec une moyenne de $155,38 \pm 43,38$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 110 et 125mg/l avec une moyenne de $116,6 \pm 66$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 107,2 et 248 mg/l avec une moyenne de $165,6 \pm 58,4$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 120 et 228,8 mg/l avec une moyenne de $155,68 \pm 36,68$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 126 et 230,4 mg/l avec une moyenne de $168,08 \pm 42,08$ mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 132 et 283,2 mg/l avec une moyenne de 192 ± 60 mg/l au niveau de la boue finie. Les valeurs sont les mêmes pour l'eau traitée et la boue finie.

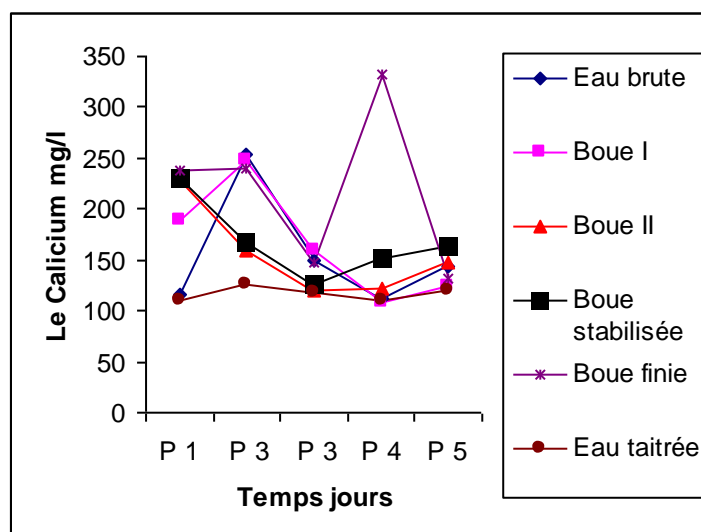


Fig.V.II.29 Évolution du calcium

V.II.30 Le magnésium

Le magnésium est un élément très répandu dans la nature (Petolon et Ziesman, 1998). C'est un élément essentiel pour la vie des plantes et indispensable à la croissance des végétaux ainsi qu'au métabolisme animal. La plupart des eaux naturelles présentent des teneurs comprises entre 5 et 10 mg/l. Cette concentration est en relation directe avec la nature géologique des terrains traversés. D'après les résultats illustrés dans la figure V.II.30 entre 9,72 et 59,68 mg/l avec une moyenne de $30,82 \pm 21,1$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 7,29 et 20,6 mg/l avec une moyenne de $11,33 \pm 4,04$ mg/l au niveau des eaux traitées.

Entre 0 et 32,23 mg/l avec une moyenne de $15,87 \pm 15,87$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 0 et 54,41 mg/l avec une moyenne de $25,34 \pm 25,34$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 0 et 68,91 mg/l avec une moyenne de $24,75 \pm 24,75$ mg/l au niveau de la boue stabilisée, entre 0 et 42,31 mg/l avec une moyenne de $16,75 \pm 60$ mg/l au niveau de la boue finie. Les valeurs indiquent que la boue finie est riche en magnésium.

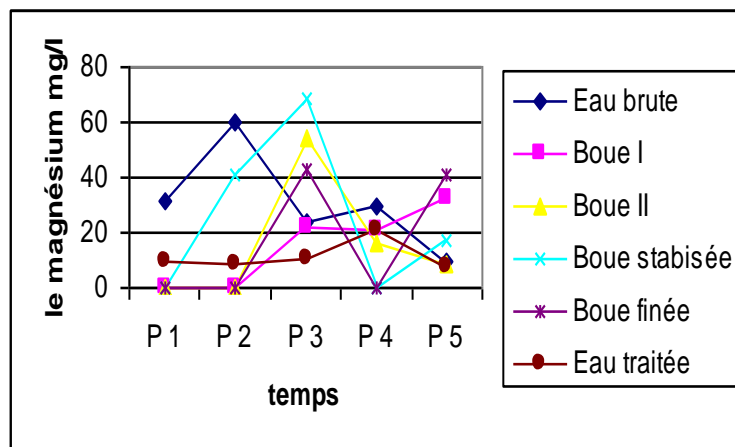


Fig.V.II.30 Évolution du magnésium

V.II.33 L'ammoniaque

L'azote ammoniacal est souvent rencontré dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incompatible de la matière organique. (Petolon et Ziesman, 1998).

Les valeurs mesurées d'ammoniaque sont entre 14,38 et 38,65 mg/l avec une moyenne de $26,23 \pm 14,44$ mg/l au niveau des eaux usées, entre 2,55 et 4,78 mg/l avec une moyenne de $2,91 \pm 0,36$ mg/l au niveau des eaux traitées, entre 56,53 et 321,15 mg/l avec une moyenne de $187,8 \pm 132,27$ mg/l au niveau de la boue primaire, entre 58,46 et 312,11 mg/l avec une moyenne de $160,07 \pm 101,62$ mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 221,15 et 405,76

mg/l avec une moyenne de $275,8 \pm 54,73$ mg/l au niveau de la boue stabilisée entre 172,11 et 396,15 mg/l avec une moyenne de $262,28 \pm 97,17$ mg/l au niveau de la boue finie.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que l'ammoniaque de l'eau traitée sont dans la limite de la norme algérienne du rejet (J.O.R.A, 1993).

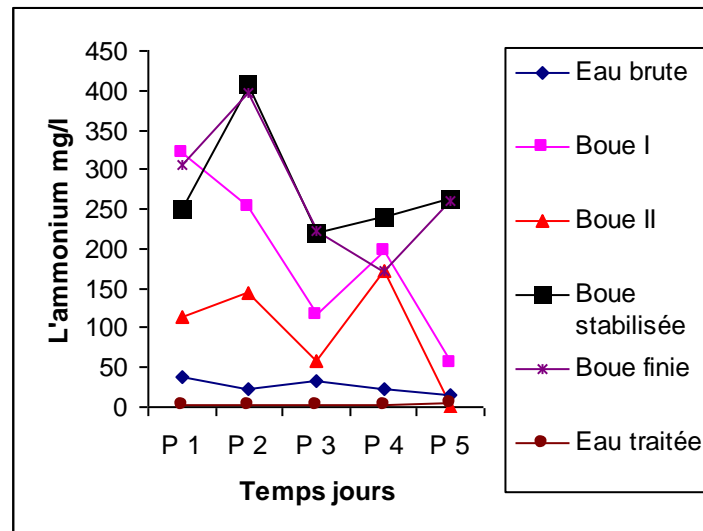


Fig.V.II.31 Évolution de l'ammoniaque

V.II.32 Les valeurs de l'NTK

En ce qui concerne les rejets urbains d'origine humaine, l'azote provient principalement des urines, les selles ne présentant qu'environ le dixième de la quantité totale éliminée. Pratiquement, pour un adulte ayant régime mixte, la quantité d'azote total éliminée par 24 heures varie de 10 à 20 g dont 80% sont représentés par de l'azote uréique.

Très rapidement, la majeure partie de ces composés s'hydrolyse en donnant de l'ammoniaque. Les concentrations des eaux usées urbaines peuvent varier entre 30 et 100 mg/l dont 60% d'azote ammoniacal et 40% d'azote organique.

L'azote d'origine industrielle provient non seulement d'industries chimiques (papier, textiles, acier, ...) mais aussi d'installations agroalimentaires (brasseries, abattoirs, sucreries...). Il en résulte que suivant les régions et les villes, la part respective due aux rejets domestiques, industriels et agricoles.

Ces valeurs oscillent entre 15,38 et 113,29 mg/l au niveau de l'eau brute, entre 37,07 et 6,61 mg/l au niveau des eaux traitées, entre 298,46 et 1310,95 mg/l au niveau de la boue primaire, entre 205,38 et 1981,53 mg/l au niveau de la boue secondaire, entre 300 et 965,38 mg/l au niveau de la boue stabilisée entre 384,61 et 933,84 mg/l au niveau de la boue finie.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que l'NTK de l'eau traitée est dans la limite de la norme algérienne des rejets 40 mg/l (J.O.R.A, 1993). En plus on constate que les boues finies sont très riches en Azote.

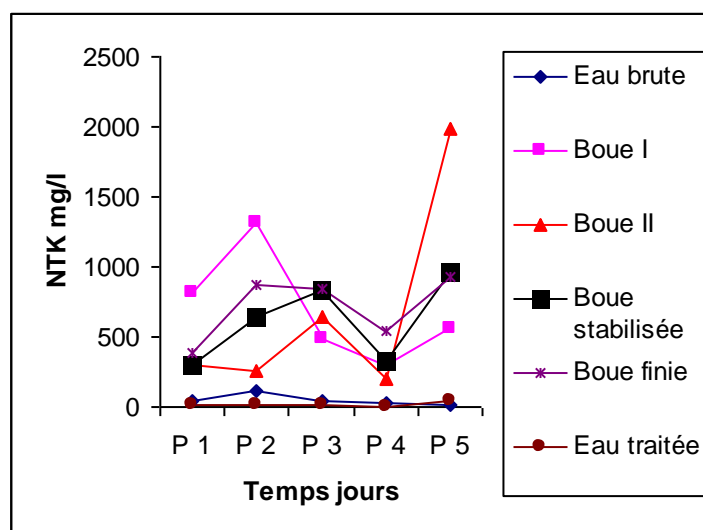


Fig.V.II.32 Évolution du NTK

V.II.33 Les valeurs de la teneur de l'hydrocarbure des eaux et des boues

Les valeurs de la teneur de l'hydrocarbure oscillent entre 0,06 et 0,25 g/l avec une moyenne de $0,17 \pm 0,10$ g/l au niveau une eau usée, approche le 0 au niveau une eau traitée.

Entre 0,194 et 5,90 g/l avec une moyenne de $1,74 \pm 1,55$ g/l au niveau du boue primaire, entre 1,50 et 5,198 g/l avec une moyenne de $2,89 \pm 1,38$ g/l au niveau du boue secondaire, entre 0,91 et 3,90 g/l avec une moyenne de $1,48 \pm 0,57$ g/l au niveau de la boue stabilisée, entre 0,47 et 8,79 g/l avec une moyenne de $2,69 \pm 2,49$ g/l au niveau du boue finie.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les graisses de boue secondaire très élevés donc il y a un problème dans la STEP de Guelma dans le dernier prélèvement. En constate que les boues finies ont une quantité importante en hydrocarbures.

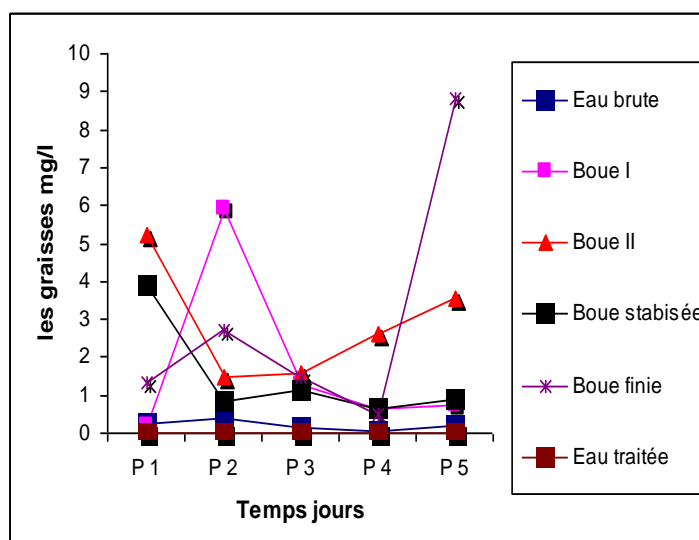


Fig.V.II.33 Évolution de la graisse

V.II.34 Carbone Organique Total

Les Carbones organique total sont des produits chimiques (hydrocarbures, détergents, restes de peinture et de solvant, produits de nettoyage ou de désinfection...) qui sont plus ou moins dégradés par l'activité microbologique du sol. Cependant, au même titre que les ETM, les CTO peuvent devenir toxiques pour les micro-organismes des sols à haute dose ; or ces derniers sont indispensables à la fertilité des sols.

Il existe encore peu de données sur la teneur en CTO des boues. Soixante-dix des substances dangereuses cataloguées ont été détectées dans les boues. La réglementation a retenu comme indicateur des composés résistants à la biodégradation.

Les valeur du carbone totale oscillent entre 25,52 et 37,36 % avec une moyenne de $29,93 \pm 4,41$ % au niveau de la boue primaire, entre 6,1 et 36,94 % avec une moyenne de $23,14 \pm 17,04$ % au niveau de la boue secondaire, entre 15,66 et 22,85 % avec une moyenne de $18,79 \pm 3,13$ % au niveau de la du boue stabilisée, entre 15,08 et 21,97 % avec une moyenne de $18,06 \pm 3,52$ % au niveau de la boue finie.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que le carbone total des boues est très élevé, donc très riche matières organiques.

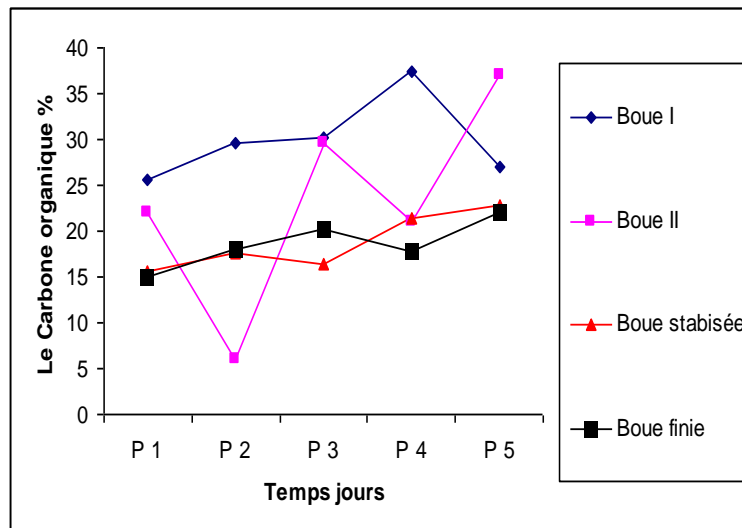


Fig.V.II.34 Évolution du carbone organique

V.III ANALYSES RHEOLOGIQUES

V.III.1 Introduction

Une étude rhéologique à été effectuée au niveau des laboratoires de CRD (Alger), ces analyses concernent deux types de boue, a savoir une boue liquide (une fraiche et l'autre stockée pendant six mois) et une boue pâteuse (une fraiche et l'autre stockée pendant six mois). Cette étude a été effectuée afin de connaitre le comportement d'éventuels stockage et d'épandage des boues, car ces dernières peuvent servir dans l'agriculture.

V.III.2 Mesure des viscosités:

Les mesures des viscosités des différentes boues montrent (figures que les valeurs pour la boue liquide fraiche varient entre 40cP pour les premières 25 secondes de rotation, puis diminuent pour se stabiliser autour de 4cP et ceci à partir de 150 seconde. Concernant la boue liquide stockée au démarrage pendant les premières cinq secondes la viscosité atteinte presque 600cP pour ensuite diminuer pendant les cinquante secondes suivantes autour de 40cP; elle se stabilise autour de 25cP. Ceci indique qu'au cours de stockage la viscosité de la boue a augmentée; due surement à l'altération de la boue au cours du temps, (fermentation et dégradation des matières organiques).

Pour les boues pâteuses fraîches (diluée à 50%), la viscosité varie de 280cP pendant les premières dix secondes, puis elle diminue en se stabilisant autour de 20cP. Pour les boues pâteuses stockées pendant six mois leur viscosité varie de 2150cP pour les dix premières secondes puis elle diminue en se stabilisant entre 80 et 100cP. Cette augmentation est due aussi à la dégradation pendant le temps de la boue stockée. La comparaison entre la boue liquide et la boue pâteuse montre que la viscosité de cette dernière est plus importante.

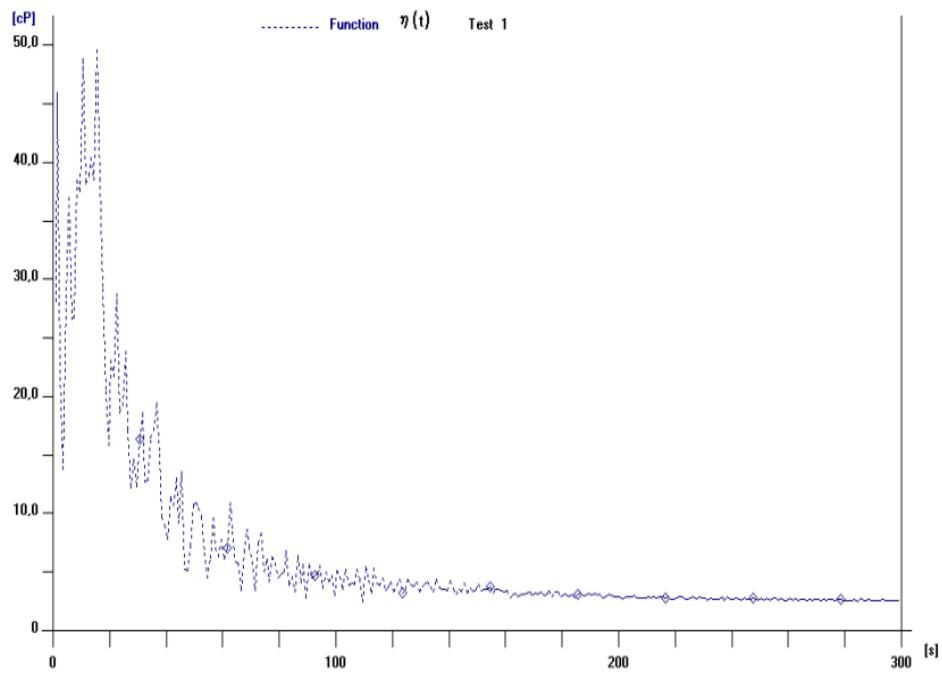


Fig.V.III.1 Viscosité de la boue liquide (fraîche)
Date : 04-05-2010

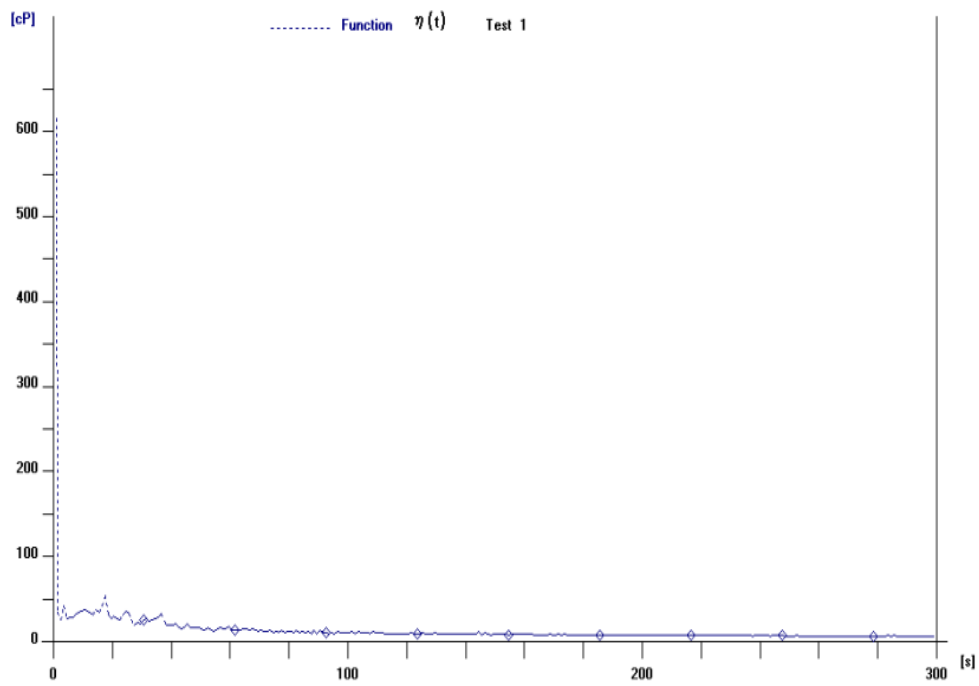


Fig.V.III.2 Viscosité de la boue liquide (Stockage de six mois)
Date : 03-12-2009

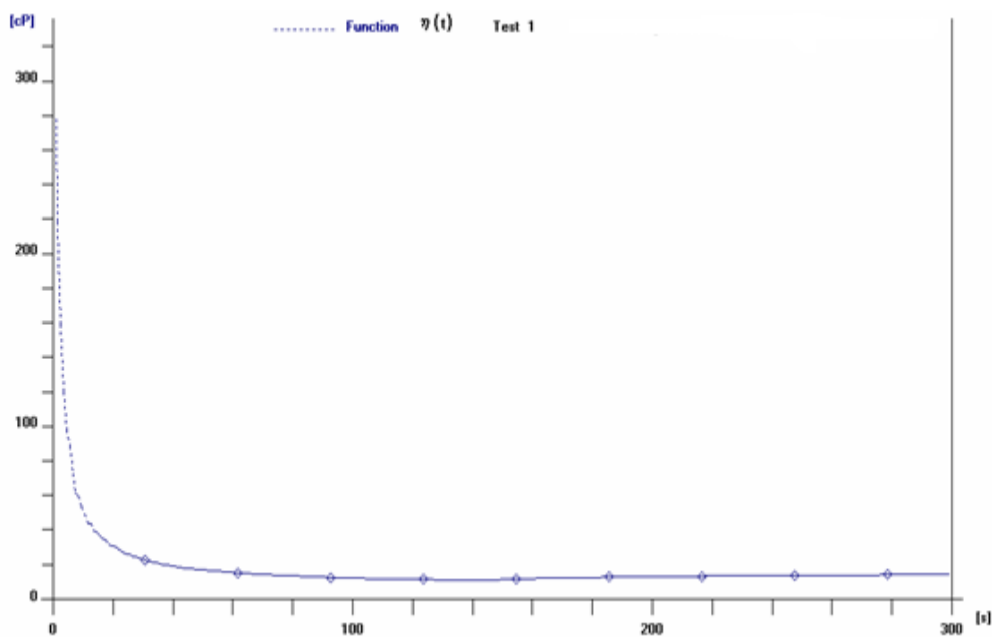


Fig.V.III.3 Viscosité de la boue pâteuse (fraîche) dilution à 50%
Date : 04-05-2010

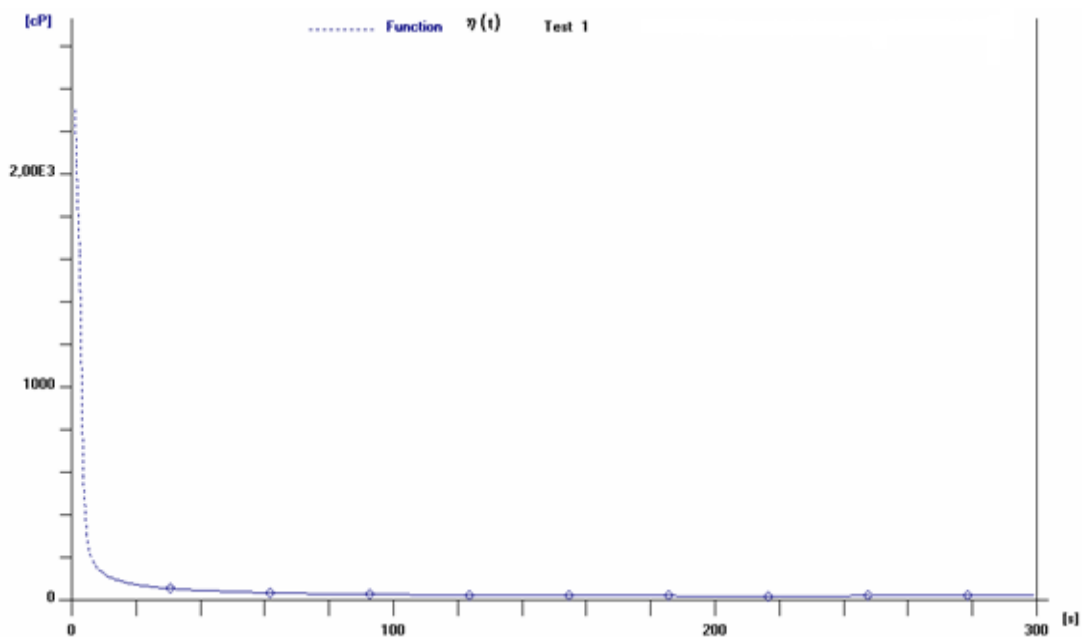


Fig.V.III.4 Viscosité de la boue pâteuse (Stockage de six mois) dilution à 50%
Date : 03-12-2009

V.III.3 Mesure rhéologique:

L'analyse de la contrainte/déformation montre que le comportement de la boue liquide fraîche et stockée est de type Ostwald-De Waele.

Son équation est de la forme: $\tau = K \cdot \gamma^n$

pour le cas de la boue fraîche : $k = 1,79^{-01}$ Pa.s; et $n = 0,5322$

Ce modèle a le comportement des boues résiduelles celui d'Ostwald *pseudo-plastique* qui se définit par la relation précédente.

Où :

τ : la contrainte tangentielle de cisaillement et γ le gradient de vitesse de cisaillement,

K : est appelé consistance du fluide et n indice d'écoulement.

L'exposant n (ou indice d'écoulement) qui a l'unité ($0 < n \leq 1$) traduit la non perfection visqueuse du fluide considéré. La figure V.III.5 présente la courbe d'écoulement de fluides sans contrainte critique, à savoir les fluides pseudo-plastiques (ou rhéofluidifiants). Pour les fluides pseudoplastiques, le rapport $\tau/\gamma = \mu_{app}$ (viscosité apparente) est à peu près constant pour les plus faibles valeurs de vitesse de cisaillement imposées égale à (200 1/S) et contrainte de valeur 1.5 Pa.

Ce rapport décroît ensuite progressivement lorsque la vitesse de cisaillement augmente (d'où le nom de rhéofluidifiant), jusqu'à atteindre une valeur de 20001/s correspondant à une contrainte 5.34Pa.

Le comportement de la boue liquide stockée est de même type d'Ostwald *pseudo-plastique* Avec : $k = 7,1410^{-2}$ Pa.s et $n = 0,5639$. La figure V.III.6 présente la courbe d'écoulement de cette boue stockée le rapport τ/γ est à peu près constant pour les plus faibles valeurs de vitesse de cisaillement imposées égale à (100 1/S) pour des contraintes allant de 0.46 à 3.5Pa.

Puis une augmentation rapide de vitesse de cisaillement (déformation) pour une contrainte presque constante allant de 3.4 à 4.96 Pa. Ce comportement est toujours pseudo plastique. La différence entre la boue liquide fraîche et stockée est que la déformation de cette dernière est plus importante pour des faibles contrainte par rapport à la boue fraîche. Ceci est due à la consistance de la boue stockée.

La représentation du modèle rhéologique de ce type de boue est donnée dans la figue V.III.7

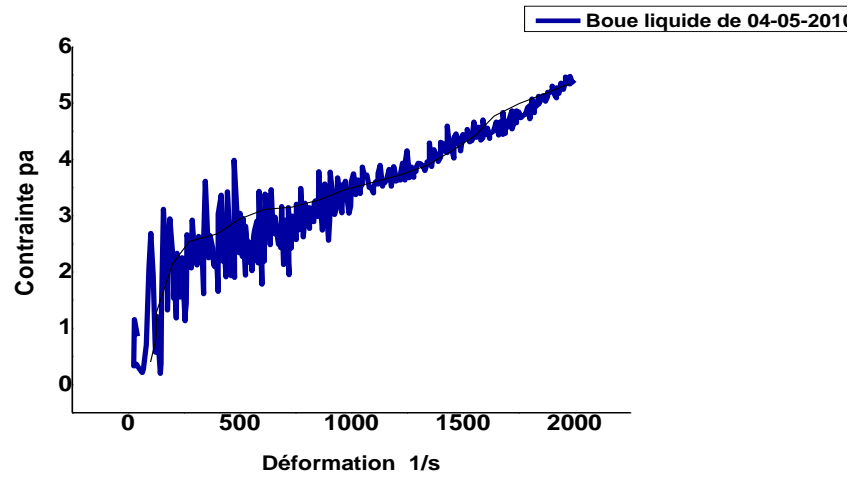


Fig.V.III.5 Contrainte en fonction de la déformation de la boue liquide (fraîche)

date : 04-05-2010

Ostwald - De Waele: $\tau = K \cdot \dot{\gamma}^n$

$k = 1,79E-01$ Pa.s

$n = 0,5322$

Regression Coefficient = 0,943413

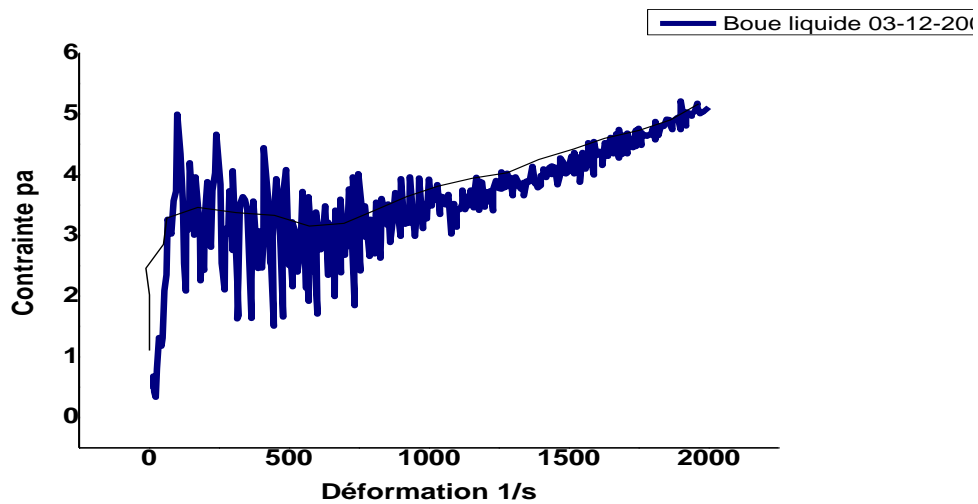


Fig.V.III.6. Contrainte en fonction de la déformation de la boue liquide (Stockage de

six mois) Date 03-12-2009

Ostwald - De Waele: $\tau = K \cdot \dot{\gamma}^n$

$k = 7,1410^{-2}$ Pa.s

$n = 0,5639$

Régression Coefficient = 0,884004

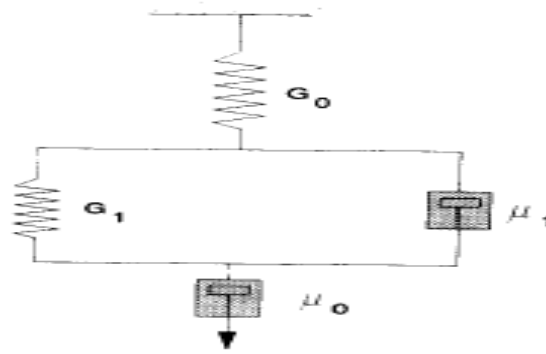


Fig.V.III.7 Modèle rhéologie : Modèle de Burgers à 4 paramètres associant en série un ressort, un combiné ressort-amortisseur en parallèle et un amortisseur.

D'un point de vue physique, entre deux contraintes successives, l'une inférieure à τ_1 , l'autre supérieure, l'évolution de la réponse du matériau est continue. Nous allons donc considérer que si le modèle de Burgers est suffisant pour les faibles contraintes, il peut l'être aussi pour des contraintes plus fortes à condition d'ajouter des paramètres qui seraient négligeables lorsque t est inférieure à τ_1 . La réponse à une contrainte se traduit analogiquement par un modèle de Maxwell et un modèle de Kelvin en série.

Concernant les boues pâteuses fraîches et stockées, (V.III.8 et 9); l'analyse de la contrainte/déformation montre que le comportement de la boue pâteuses fraîches et stockée est de type Bingham plastique, ce modèle possède une contrainte seuil en dessous de laquelle il se comporte comme un solide indéformable :

Son équation est de la forme:

$$\tau = \tau_y + (\gamma \cdot \mu)$$

Avec : $\tau > \tau_y$; où : τ_y est a contrainte seuil et μ représente la viscosité plastique.

Le modèle de Herschel-Bulkley, a été proposé pour rendre compte de la nature non linéaire de la loi de comportement au-delà du seuil, tout en conservant le comportement rigide du modèle de Bingham, sous le seuil :

$$\tau = \tau_y + K\gamma^n$$

On constate que la première contrainte critique aux faibles contraintes, est inférieurs à une valeur critique τ^*_1 (Valeur égale 12,5 Pa) pour la boue pâteuse fraîche et (4,8 Pa) pour la boue stockée. Au début, il y a une linéarité entre la contrainte appliquée et la déformation engendrée. Si on réduit la durée des paliers, la première partie de la courbe de la contrainte en fonction de la déformation reste linéaire, avec une pente plus faible, et ceci pour les deux boues pâteuses (l'une sans stockage et l'autre après un stockage de six mois). Cette linéarité est valable tant que la contrainte reste inférieure à τ^*_1 .

Au-delà de τ^*_1 , la boue a un comportement viscoélastique non linéaire. Pour une contrainte supérieure à τ^*_2 égale 16,2 Pa pour la boue pâteuse fraîche et 8 Pa pour la boue stockée. Pour cette contrainte, que la boue soit initialement au repos ou en écoulement, elle s'est déformée du même angle pendant un même temps (les courbes sont confondues). C'est à dire que dans les deux cas, la vitesse moyenne de déformation pendant la durée du palier est la même. La composante viscoélastique est négligeable et seule la composante visqueuse est à considérer.

Au-delà de τ^*_2 , la boue a un comportement visqueux.

Le modèle rhéologique est représenté dans la figure V.III.10

Une comparaison entre les boues pâteuses et liquide (fraîches et stockées), montre que la boue pâteuse stockée est peu déformable par rapport à celle liquide stockée.

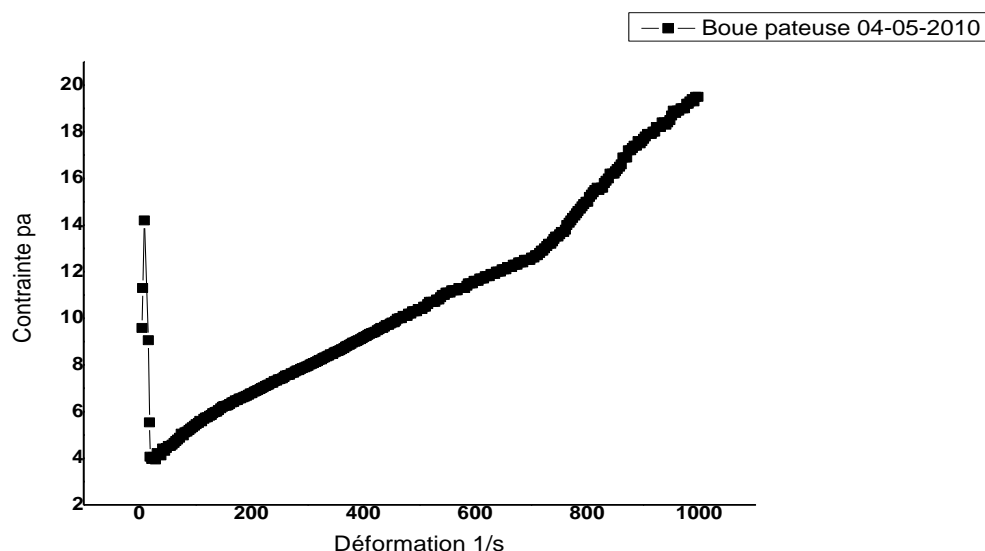


Fig.V.III.8 Contrainte en fonction de la déformation de la boue pâteuse (Fraîche) à dilution 50 %

Date: 04-05-2010

Analysis Bingham $\tau = \tau_0 + K \cdot \dot{\gamma}^n$

$\tau_0 = 0.222 \text{ pa}$

$k = 0.222 \text{ pa.s}$

Regression Coefficient = 0,969845

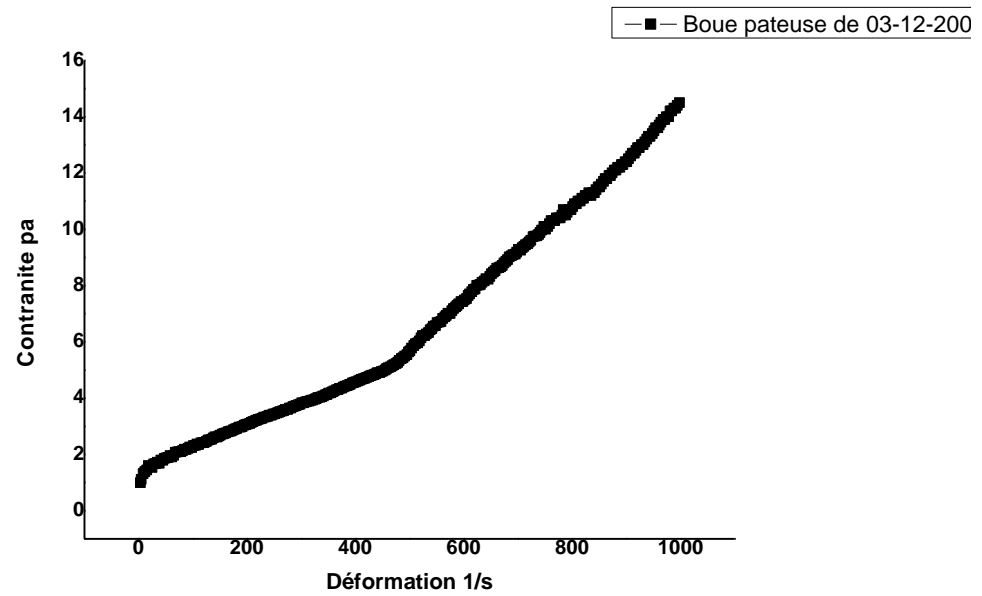


Fig.V.III.9 Contrainte en fonction de la déformation de la boue pâteuse
(Stockage de six mois) à dilution 50 %

Date: 03-12-2009

Analysis Bingham $\tau = \tau_0 + K \cdot \dot{\gamma}^n$

$\tau_0 = 3.88 \text{ pa}$

$k = 0.0141 \text{ pa.s}$

Regression Coefficient = 0,933237

CONCLUSION

Conclusion

Pour être valorisées en agriculture, les boues d'épuration doivent avoir un intérêt agronomique, présenter des risques limités et être d'emploi aisé. Par facilité d'utilisation, on entend qu'une boue doit pouvoir être stockée, reprise, transportée et épandue facilement. Plus que la connaissance de la teneur en matière sèche, la viscosité et la composition physico-chimique sont nécessaires à l'optimisation des procédés de stockage et des techniques d'épandage. Cependant, la qualité variable des boues en sortie de station d'épuration rend hétérogènes les volumes mis en jeu dans le cadre de la valorisation agricole. Cette étude s'attache essentiellement à dégager les caractéristiques rhéologiques et physico-chimiques communes des boues résiduaires.

Dans cette optique, on montre qu'une boue résiduaire est constituée d'eau, de particules minérales et de polymères organiques. Pendant le stockage, long de plusieurs semaines, la boue fermente et la balance hydrophile/hydrophobe est modifiée, entraînant des évolutions dans le comportement mécanique.

La qualité des eaux usées, eaux traitées et des boues est souvent déterminée par un ensemble de paramètres physicochimiques. Ces derniers appliqués à la station d'épuration de la wilaya de Guelma ont montré une hétérogénéité plus ou moins importante.

La pollution des ressources en eau peut avoir de multiples origines, domestique urbaine, industriel, agricole et naturelle (pluvial, atmosphérique ...etc.).

Pour la protection contre la pollution des eaux usées, ces dernières doivent être épurées avant de leur rejet dans le milieu naturel par les techniques biologiques par culture libre; boues activés. Les eaux épurées, peuvent être utilisées pour divers usages (irrigation, industrie,...etc.) surtout à Guelma qui est une zone d'agricultural.

Notre travail a concerné d'une part à l'étude de la caractérisation des eaux usées à l'entrée de la station d'épuration et les eaux des rejets après traitement de la ville de Guelma ainsi que la caractérisation des boues lors de ce traitement. Nous avons déterminé les indicateurs physico-chimiques de la pollution à savoir la DBO₅, DCO, MES, MVS, MM, la siccité, teneur d'eau, NTK, l'ammoniaque, TAC, TH, OPO_4^{--} , NO_2^- , NO_3^- , K^+ , Cl^- , Fe^{+2} , Mg^{+2} , PT, salinité, sulfate, métaux lourds, calcium, manganèse, graisse et huile, carbone organique, sodium, température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, teste décantation a 30 min, l'Indice de Mohlman.

Ces analyses sont effectuées durant deux mois.

Nos résultats permettent de conclure que les eaux usées sont polluées par une pollution organique caractérisée par des effluents partiellement dégradables et la majorité des boues sont très riches en matières organiques et minérales tel que le phosphate et l'azote.

L'analyser de l'évolution des boues résiduaires pâteuses par son comportement rhéologique permet de conclure qu'aux faibles déformations, le comportement d'une boue résiduaire pâteuse est viscoélastique linéaire : le rapport déformation/contrainte n'est fonction que du temps. La réponse à une contrainte se traduit analogiquement par un modèle de Maxwell et un modèle de Kelvin en série.

Lorsque la déformation atteint une valeur critique le comportement passe d'un régime viscoélastique linéaire à un régime viscoélastique non linéaire. La courbe d'écoulement suit un modèle de Herschel-Bulkley qui rend compte des interactions hydrodynamiques et non hydrodynamiques, entre tous les constituants de la boue.

La boue est stockée en tas où elle s'empile par couches successives, et les couches supérieures appliquent une contrainte sur les couches inférieures qui se déforment continuellement. Une comparaison entre les boues pâteuses et liquide (fraîches et stockées), montre que la boue pâteuse stockée est peu déformable par rapport à celle liquide stockée.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Amadou. H, (2007). *Modélisation du séchage solaire sous serre des boues de stations d'épuration urbaine. Thèse doctorat de l'université louis pasteur – Strasbourg I. P 222.*
2. AMIR S. (2005). *Contribution a la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage: devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. le titre de docteur de l'institut national polytechnique de toulouse. p 312.*
3. Amira W. (2008). *Degré de contamination de l'eau de la mare Redjla (Taher) par les nitrates : Détermination de la qualité physicochimique et microbiologique de l'eau. Mémoire de magister. Université de Jijel. 103 p.*
4. Angelier, (2000). *Ecologie des eaux courantes. Tec & Doc. 199 p.*
5. Baudez, (2003). *Rhéologie et physico-chimie des boues résiduaire Pâteuses pour l'étude du stockage et de l'épandage.p250*
6. Baudez. (2001). *Rhéologie et physico-chimie des boues résiduaire pâteuses pour l'étude du stockage et de l'épandage Thèse doctorat. Spécialité : Sciences de l'Environnement. Paris. 237p.*
7. Bensaci T. (2007). *Détermination de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de surface : cas du barrage Timgad (W. de Batna) et la retenue collinaire d'Ourkis (W. d'Oum El Bouaghi). Mémoire de Magister, Centre universitaire Larbi Ben M'hidi d'Oum El Bouaghi. 81 p.*
8. Blanchard, (1990). *approche l'identification des causes de la mauvaise décantation des solides biologique. revue des sciences de l'eau, (241.260).*
9. Bougrier, (2005). *Optimisation du procédé de méthanisation par mise en place d'un co-traitement physico-chimique : Application au gisement de biogaz représenté par les boues d'épuration des eaux usées*
10. Champiat et Larpent, (1988). *Biologie des eaux ; méthodes & techniques. Masson. 375 p.*
11. Chocat, (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Tec & Doc, Paris. 1124 p.*

12. Coulibaly, (2005). *Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau des puits de certains quartiers du district de Bamako. Thèse de doctorat. Université de Bamako, 55 p*
13. D.H.W.G, (2009). *Direction de l'Hydraulique de la wilaya, Guelma. Algérie.*
14. Dictionnaire Larousse, (2004)
15. Drissi, (2008). *Qualité des eaux de quelques sources dans la région de souk-Ahras. Mémoire de Magister. Centre Universitaire de Souk Ah ras. 69 p.*
16. E.H.E-SC.E, 20 Janvier (2009) *Engineering Hydraulic of Environment -Science of Environnement.Etude de diagnostic de rehabilitation du système d'assainissement de 12 ville (lot –4 Jijel Guelma). Rapport de synthèse Guelma–mission- A. 42p.*
17. Ferron, (1983). *Bactériologie médicale à l'usage des étudiants en médecine. 12ème édition. Editions C et R. 370 p.*
18. Gaid A. (1984). *Epuration biologique des eaux usées urbaines. T1. Edition place centrale de ben Aknoun (Alger). Pages 259.*
19. Goubier G, 1986. *L'eau, eau potables, usées, en bouteilles, baignade, pêche. Edition Syros, France, 136p.*
20. Guarino C. (1985). *Exploitation des stations d'épuration des eaux usées. Edition waters pollution control fédération. 526 p*
21. Guide Guiblin É, (2006). *Lutte contre la pollution des eaux élimination finale des boues d'épuration. Technique de l'ingénieur .traité Envirennement G1451 /P P1-10*
22. Guy Atlan, (2003). *Rapport Les boues d'épuration Et leurs perspectives de gestion en Île-de-France P 128.*
23. Habila S. (2008). *Etude de l'impact du barrage Beni Haroun sur l'environnement : Effets éco- toxicologique. Mémoire de magister. Université de Jijel., 176 p.*
24. Hacini, (2003). *Caractérisation des eaux souterraines de la nappe alluviale de Bouchegouf (Guelma). Mémoire de magister. Université Badji Mokhtar, Annaba.P126.*
25. Hammadi. L, Ponton. A, Belhadri. M. (2008). *Effet de traitement thermique sur le comportement physico-chimique et rhéologique des boues activées de station d'épuration. RTTFC USTOMB, Oran, Algérie. Revue des Energies Renouvelables Vol. 11 N°3 (2008) 465 – 472.*

26. Hunter j-v ET Heukelekian, (1995). *The composition of domestic sewage, fraction. Pollution control federation. Edition j-water. p328.*
27. Koller E, (2004). *Traitement des pollutions industrielles eau, air, déchets, sol, boues, Edition Dunod .Paris.424 p*
28. Leclerc H., Buttiaux R., Guillaume J. et Watre P. (1977). *Microbiologie appliquée. Doin éditeurs, Paris. 227 p.*
29. LEGAS M, (1997). *Connaissance et acquis: source, nature et devenir des agents pathogènes. epandage des residuaire .ademe journées technique des 5 et 6 juin (1997). pp18-24.*
30. Léonard A. (2005). *étude du séchage convectif de boues de station d'épuration suivi de la texture par micro tomographie à rayons x. thèse de doctorat. université de liège. p 260.*
31. Lévêque C. (1996). *Ecosystèmes aquatiques. Hachette, Paris. 159 p.*
32. Mayet, (1994). *La pratique de l'eau : traitement de l'eau aux points d'utilisation, comportement de l'eau dans les installations, origine des désordres et résolutions. 2ème édition. Le Moniteur, 382 p.*
33. Monod J, (1989). *Mémento technique de l'eau. 9ème édition. T2. Dégrémont. France. 1458pages.*
34. Monod J. (1989). *Mémento technique de l'eau. 9ème édition. T1. Dégrémont. France. 591 pages. et*
35. Morakchi H, (2002). *Caractérisation physicochimiques et bacteriologiques des eaux usées de Ouargla avec un essai d'épuration bioiogue en vue de leurs utilisations en irrigation. Mémoire de Majester. Univ.Badji Mokhtar. Annaba. Algérie .189p*
36. Moumouni D, (2005). *Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries caractéristiques physico-chimiques, bactériologiques et impact sur les eaux souterraines et les eaux de surfaces. Thèse de doctorat, Université de Bamako, Niger. 116 p.*
37. Moussa H. (2005). *Les eaux résiduaires des tanneries et des teintureries : Caractéristique physico-chimique, bactériologiques et impact sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Thèse de doctorat. Université De Bamako. Mali. p 118M.*

38. OUALI Mohand-said, (2001). *Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux*. Edition Office des Publications Universitaires (OPU). Algerie, 192p.
39. Pallard Martin, (2000). *le traitement des eaux usées et les exigences épuratoires CIEAU*. France. <http://www.cieau.com/toutpub/sommaire/texte/88/contenue/852htm>
40. Pernin C, (2003). *Épandage de boues d'épuration en milieu sylvo-pastoral. Étude des effets in situ et en mésocosmes sur la mésofaune du sol et la décomposition d'une litière de chêne liège (Quercus suber L.)*. p 220.
41. Potelon J.L. et Zysman K, (1998). *Le guide des analyses de l'eau potable. "La lettre du cadre territoriale"*. S.E.P.T Voiron, Cedex. 253 p.
42. Potelon J.L. et Zysman K. (1998). *Le guide des analyses de l'eau potable. "La lettre du cadre territoriale"*. S.E.P.T Voiron, Cedex. 253 p.
43. Ramade F, (2002). *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. 2ème édition, Dunod, Paris. 1075 p.
44. Ramade, (2005). *Éléments d'écologie : Ecologie appliquée*. Dunod, Paris. 365 p.
45. Rapport, (1980). *Les problèmes de santé posés par la réutilisation des effluents traités. Rapport sur une réunion de l'OMS Alger, 1er-5 juin 1980*. p 45.
46. Rapport, (1989) *d'un Groupe scientifique de l'OMS.1989 L'utilisation des eaux usées en agriculture recommandation a visées sanitaires*. 790 P.
47. Rejsek, (2002). *Analyse des eaux –aspects réglementaire et techniques*. Edition scérén.110p
48. Rodier J, (1984). *L'analyse de l'eau; eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. 7ème édition. Bordas, Paris. 1334 p.
49. Rodier J. et Chamsaur H, (2007). *Interprétation des résultats analytiques*. Dans : *L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*, 8ème édition. J. Rodier et coll. Dunod. Chap. G, pp.913-1199.
50. Sayad L, (2008). *Qualité physicochimique et bactériologique des eaux de l'écosystème lacustre, lac des oiseaux (wilaya El Taef)*. Mémoire de Magister. Université Badji Mokhtar, Annaba. 120 p.
51. Station météorologique de la wilaya de Guelma.

52. Tixier, (2003). *Approche des propriétés rhéologiques de suspensions biologiques floculées. Thèse de doctorat. p 177.*
53. Vilaginès R, (2003). *Eau, environnement et santé publique; Introduction à l'hydrologie. 2ème édition. Tec & Doc, Lavoisier, Paris. 198 p.*
54. Vivier P, (1976). *L'eutrophisation des lacs : structure, fonctionnement et évolution des lacs. Dans : la pollution des eaux continentales; incidences sur les biocénoses aquatiques. Pesson P. Bordas, Paris. pp : 66-87*
55. Xanthoulis, (2004). *Systèmes d'épuration de petites tailles Présentation asbl Epuvaleur. (www.epuvaleur.eu). P 44*
56. Yacoubi M, (1989). *Optimisation de système d'épuration biologique des eaux usées. mémoire de magister. université de Annaba. P132*
57. Zidenk S, (1984). *Theology of materials and engineering structures. Elsevier. Séries 2,p545*

Site Internet :

[1] Pollution Métallique.

[http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/11 pollution.html](http://www.cnrs.fr/cw/dossiers/doseau/decouv/degradation/11%20pollution.html)

[2] comite international de la française. <http://www.cilf.org>

[3] Office international de l'eau.2001. France. La pollution de l'eau d'origine humaine
www.oieu.fr/ReFEA/moudile2d2.html.

[4] L'assainissement collectif .<http://www.assainissement.htm>

[5] boue d'épuration

<http://www.iav.ac.ma/veto/hidaoa/bouchriti/pollution/generalites/generalites.html>

[6] <http://www.techno-science.net/?onglet=glossaire&definition=3436>

Techno-Science.net | Allons-Sortir.fr Nos sites:

Résumé

En général, Les boues d'épuration doivent avoir un intérêt agronomique, pour cela on doit faciliter l'utilisation de celle-ci. On entend par ça qu'une boue doit pouvoir être stockée, reprise, transportée et épandue facilement. Plus que la connaissance de la teneur en matière sèche, la viscosité et la composition physico-chimique sont nécessaires à l'optimisation des procédés de stockage et des techniques d'épandage. Cependant, la qualité variable des boues en sortie de station d'épuration rend hétérogènes les volumes mis en jeu dans le cadre de la valorisation agricole. Cette étude s'attache essentiellement à dégager les caractéristiques physico-chimiques et rhéologiques communes des boues résiduaires.

La qualité des eaux usées, eaux traitées et des boues est souvent déterminée par un ensemble de paramètres physicochimiques. Ces derniers appliqués à la station d'épuration de la wilaya de Guelma ont montré une hétérogénéité plus ou moins importante.

Notre travail a concerné d'une part l'étude de la caractérisation des eaux usées à l'entrée de la station d'épuration et les eaux des rejets après traitement de la ville de Guelma et même temps étude la caractérisation des boues durant ce traitement. Nous avons déterminé les indicateurs physico-chimiques de la pollution à savoir la DBO_5 , DCO, MES, MVS, NTK, OPO_4^- , NO_2^- , NO_3^- , K^+ , Cl^- ...et la température, le pH, l'oxygène dissous, le suivi des analyses sont s'effectué durant deux mois.

Nos résultats ont permis de conclure que les eaux usées sont polluées par une pollution organique caractérisée par des effluents partiellement dégradables et la majorité des boues analysées sont très riches en matières organiques et minérales.

L'étude rhéologique de la boue activée à permis de conclure qu'aux faibles déformations, le comportement d'une boue résiduaire pâteuse est viscoélastique linéaire : le rapport déformation/contrainte n'est fonction que du temps. La réponse à une contrainte se traduit analogiquement par un modèle de Maxwell et un modèle de Kelvin en série

En fin, l'utilisation l'épuration a boue activé représente le meilleur procédé de traitement à cause de sa grande diminution de la charge polluante

Mots clés : eaux usées, rejet, traitement des eaux, indicateur physicochimique, boue activé.

Abstract

In general, the sludge must be of agronomic interest, for this it must be easier to use, it means that sludge can be easily stored, transported and spread easily. More than the knowledge of the dry matter content, viscosity and physico-chemical composition are necessary to process optimization of storage and application techniques. However, the variable quality of output sludge treatment plant makes the heterogeneous volumes involved in the context of agricultural development.

This study aims mainly to identify the rheological and physico-chemical parameters of sludge.

The quality of wastewater, treated wastewater and sludge is often determined by a set of physicochemical parameters. Applied to the treatment plant of Guelma city, it showed significant heterogeneity over months. For protection against wastewater pollution, they must be treated before being discharged into the environment by biological techniques of activated sludge. The purified water can be used for various purposes (irrigation, industry, etc ...), especially for Guelma's zone which is agricultural.

Our work is involved in the study and the characterization of wastewater entering the treatment plant and water discharges after treatment of the city of Guelma and in addition of the study and the characterization of sludge during treatment. Physical and chemical indicators of pollution are determined i.e.: the BOD₅, COD, TSS, VSS, TKN, OPO₄⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, K⁺, Cl⁻... and the temperature, pH, dissolved oxygen, conductivity. This study is carried out for two months.

Our results suggest that wastewater is polluted by organic pollution characterized by partially degradable waste and sludge is rich organic matter and mineral. Rheological study also showed that sludge is linear viscous and elastic behaviour.

Finally, the use of sewage sludge has enabled is the best method of treatment because of its large reduction in pollution load.

Keywords: sewage disposal, water treatment, physicochemical indicator, activated sludge.

ملخص

يشكل عام، الحمأة لها أهمية كبيرة في الزراعة. دراسة سهولة استعمالها اي أن يكون من السهل استخدامها ، ونقلها ونثرها بسهولة. و معرفة احتوائها على المادة الجافة، اللزوجة وتكوين الفيزيائية والكيميائية الضرورية لعملية التحسين من التخزين وتقنيات التطبيق. فإن نوعية مختلفة من الحمأة الناتج من محطة معالجة غير المتجانسة المشاركة في سياق التنمية الزراعية. تهدف هذه الدراسة أساسا إلى التعرف على الريولوجية والحمأة الفيزيائية والكيميائية. إن نوعية مياه الصرف الصحي، المياه المعالجة والحمأة في كثير من الأحيان يتم تحديد مجموعة من المعايير الفيزيائية. أنها تطبق على محطة المعالجة في ولاية قالمة وأظهرت تباين كبير خلال الأشهر ويمكن استخدام المياه النقية لأغراض مختلفة (الري ، والصناعة ، الخ...) خاصة أن قالمة منطقة زراعية. وشمل عملنا دراسة لتحديد خصائص مياه الصرف الصحي التي تدخل محطة لمعالجة المياه والصرف بعد المعالجة لمدينة قالمة والدراسة في آن واحد توصيف الحمأة في وقت العلاج. نحن مصممون المؤشرات الفيزيائية والكيميائية للتلوث : BOD_5 والكد وخدمات الدعم التقني ، VSS ، TKN ، OPO_4^{--} ، NO_2^{--} ، NO_3^{--} ، ك + ، الكلورين ، ... ودرجة الحرارة، درجة الحموضة، الأوكسجين المذاب، الموصلية... ، وأجريت الاختبارات لمدة شهرين. ونتائجنا تشير أن مياه الصرف الصحي والتلوث من جراء التلوث الناجم عن النفايات العضوية تتسم جزئيا للتحلل. وأخيرا ، فإن استخدام مكن حمئة المجاري هو أفضل طريقة للعلاج بسبب انخفاض الكبير في حمل التلوث.

كلمات البحث: التخلص من مياه الصرف الصحي ومعالجة المياه ومؤشر الفيزيوكيميائية ، الحمأة المنشطة.

Tableau I.2 Evolution de la composition des boues en fonction de la ligne de traitement d'eau

Composants % /MS	Décantation primaire	Biologique $C_m > 0,1$	Aération prolongée	Lagunage	Chimique
Matières organiques	55-65	70-85	60-75	45-60	35-55
Ntotal	25-3	4-6	4-5	2-3	1,5-2
P	1-1,5	2,5-3	2-2,5	1,5-2,5	1,5-3
K	0,2-0,3	0,2-0,3	0,2-0,3	0,2-0,3	0,1-0,2
Carbone	33-40	38-50	33-40	25-35	20-30
Calcium	5-15	5-15	5-15	5-15	5-30
Magnésium	0,4-0,8	0,4-0,8	0,4-0,8	0,4-0,8	1,7-4,5
Fer	1-3	1-3	1-3	1-3	3-15
Al	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-0,3	0,1-15
Pouvoir fermentescible	++	++	+	-	(++) (-)
Contamination bactériologique	++	++	+	+	(++) (-)
Production de boues	+	+	-	-	++
Concentration des boues en sortie de traitement d'eau	30-90 g/l	5-10 g/l	6-8 g/l	60-120 g/l en moyenne stratification	20-60 g/l

(Amadou. H, 2007).