

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

UNIVERSITE M'HAMED BOUGARA BOUMEDES



Faculté de technologie

Département Génie Des Procèdes

Option Génie de L'environnement

Mémoire de Master

Réalisé par :

MOUHAMMOU HOUDA

OUAKOUCHE MAROUA

Thème

**Effet du procédé de coagulation sur l'agressivité des eaux du
barrage de keddara**

Soutenu le 30/06/2024 devant le jury :

Baloul	Hakim	MCA	Encadreur
Boumechhour	Fatima	MCA	Examinatrice
Amitouche	Morad	Pr	Président

2023/2024

Remerciement

Avant tout, nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à Dieu, pour nous avoir accordé la santé, la force et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce mémoire de fin d'études. Sans Ses bénédictions et Sa guidance, ce travail n'aurait pas été possible.

'Alhamdulillah'

Nous remercions également notre promoteur de recherche, monsieur BALOUL HAKIM, pour son encadrement précieux, ses conseils avisés et son soutien indéfectible tout au long de cette recherche. Son expertise et sa rigueur scientifique ont été des sources d'inspiration constantes.

Nous tenons aussi à remercier messieurs BENRACHEDI Lokmane, et HADJ ARAB Mourad et tout le personnel de la station de traitement des eaux SEAAL-BOUDOUAOU.

Nos remerciements vont aussi à l'ensemble du corps enseignant de Génie de l'environnement, pour la qualité de leur enseignement et pour avoir éveillé en nous la curiosité et l'intérêt pour ce domaine d'étude.

Nous ne saurons oublier nos familles, et en particulier nos parents, pour leur soutien inconditionnel, leur patience et leur compréhension tout au long de nos études. Leur amour et leur encouragement ont été essentiels à nos réussites.

Enfin, nous remercions toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce mémoire et à l'aboutissement de ce projet.

MERCI A TOUS

Dédicace

Avec l'expression de ma reconnaissance, je dédie ce modeste travail à ceux qui, quel que soit les termes embrassés, je n'arriverais jamais à leur exprimer mon amour sincère.

Mon précieux offre de dieu, à l'homme, que je dois ma vie, ma réussite et tout mon respect à mon cher père ABDELKRIM MOUHAMMOU.

A la femme qui a souffert sans me laisser souffrir, qui n'a jamais dit non à mes exigences et qui n'a épargné aucun effort pour me rendre heureuse, mon adorable mère FATIHA BOUGUERRA.

A mon partie intégrante ma chère sœur et ma deuxième mère AHLEM qui n'a pas cessée de me conseiller, encourager et soutenir tout au long de mes études.

A mes chères frères ABDENOUR et FOUZI les rois de ma vie, qui m'ont toujours soutenu dans toute ma vie. Que dieu leur donne une longue et joyeuse vie.

A mes amours mes enfants ILYES, MERIEM, MALAK, IYAD qui savent toujours comment procurer la joie et le bonheur pour toute la famille. Que Dieu les protège et leur offre la chance et le bonheur.

Au magnifique beau-frère AKLI, Qui m'a tant aidé. Que dieu lui donne la santé et la tranquillité d'esprit.

A la reine, ma belle-sœur HOUDA, Qui a apporté la joie à nos cœurs quand on s'est rencontrés. Que dieu lui accorde tout ce qui est beau dans sa vie.

A la princesse ma deuxième sœur et mon binôme MAROUA OUAKOUCHE pour son soutien moral, sa patience et sa compréhension tout au long de ce projet, et a sa petite princesse ma chère DANIA.

A toute ma famille.

A mes chers amis.

A moi.

HOUDA

Dédicace

*Je commence au nom d'Allah, ALHAMDULILAH qui m'entoure de ses soins et de son tendre
qui me mener se terminer ce modeste travail.*

Je dédie ce travail.

*A mon très cher père RACHID. Il n'y a pas de mots pour décrire ce que je ressens pour toi et
ce que tu m'as donné. Comme j'aurais aimé que tu sois avec nous aujourd'hui, que Dieu ait
pitié de vous et demeure dans son vaste paradis.*

*A ma très chère mère ABID MERIEM. Tu représentes pour moi le symbole de la bonté,
tendresse. Les prières que vous m'avez portées toujours. Je suis très fière d'être votre fille, je
vois ma vie en vous. Je souhaite que dieu vous bénisse, vous garde et vous protège pour nous.*

A mes chères sœurs, SOUMIA, LINDA, MALIKA, DJAMILA et ASSIA que j'adore.

A mes chers frères, MOHAMED et AZZEDDINE pour leurs encouragements permanents.

*A ma plus belle amie fidèle à moi ma chère la reine HOUDA MOUHAMMOU ainsi sa jolie
famille.*

*Je dédie à mon mari mon joie ADEL SAHARAOUI et de ma raison de vivre et l'étoile
brillante ma petite princesse DANIA.*

A moi

MAROUA

Sommaire :

Introduction :	1
Chapitre 01 : Généralités sur les eaux :	Erreur ! Signet non défini.
1. Définition de l'eau :	2
2. Importance de l'eau :	2
3. Le cycle de l'eau :	3
3.1. L'évaporation :	3
3.2. La condensation :	3
3.3. Les précipitations :	3
3.4. La stagnation de l'eau dans les réservoirs naturels :	3
4. Composition chimique de l'eau :	4
4.1. Les matières minérales :	4
4.2. Les matières organiques :	5
5. Classification des eaux :	5
5.1. Les eaux naturelles :	5
5.1.1. Les eaux souterraines :	5
5.1.2. Les eaux de surface :	5
5.1.3. L'eau de pluie :	5
5.1.4. Les eaux de mer :	5
5.2. Les eaux usées :	6
6. Propriétés de l'eau :	6
6.1. Propriétés organoleptiques :	6
6.1.1. La couleur :	6
6.1.2. L'odeur :	6
6.1.3. Le gout :	6
6.2. Propriétés physico-chimiques :	6
6.2.1. Température d'ébullition :	7
6.2.2. Masse volumique :	7
6.2.3. Viscosité :	7
6.2.4. Conductivité :	7
6.2.5. Turbidité :	7
6.2.6. Potentiel d'hydrogène (pH) :	7
6.2.7. L'alcalinité :	8
6.2.7. La dureté :	8
6.2.8. Magnésium (Mg^{2+}) :	8

6.2.9.	Les sulfates (SO_4^{2-}) :	8
6.2.10.	Les chlorures :	9
6.2.11.	Fer :	9
6.2.12.	Aluminium :	9
6.3.	Paramètres biologiques de l'eau :	9
6.3.1.	Les entérobactéries :	10
6.3.2.	Escherichia-coli :	10
6.3.3.	Les streptocoques du groupe D :	10
6.3.4.	Clostridium sulfito-réducteurs :	10
6.3.5.	Les bactéries revivifiables :	11
7.	La pollution de l'eau :	11
8.	Les normes de potabilité de l'eau :	12
Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux :		Erreur ! Signet non défini.
1.	Importance du traitement des eaux :	15
2.	Objectif de traitement des eaux :	15
3.	Les procédés principaux de traitement des eaux :	16
3.1.	Prétraitement :	16
3.1.1	Physique :	16
3.1.2.	Chimique :	16
3.2.	Coagulation-floculation :	17
3.3.	Décantation :	24
3.4.	La filtration :	33
3.5.	La désinfection :	38
3.6.	Les traitements de l'équilibre :	43
Chapitre 03 : Les équilibres calco-carbonique :		Erreur ! Signet non défini.
1	. Définition de l'équilibre calco-carbonique :	44
2	. L'importance de l'équilibre calco-carbonique :	45
3	. Les enjeux de l'équilibre :	45
4	. Les paramètres qui déterminent l'équilibre calco-carbonique:	45
5	. Atteindre l'équilibre calco-carbonique des eaux :	46
6	. L'agressivité :	46
6.1.	Définition d'une eau agressive :	47
7	. La corrosion :	47
7.1.	Définition d'une eau corrosive :	48
7.1.1.	Les types de corrosion :	48
7.2.	L'effet de la corrosion dans les conduites des eaux potables :	48
8	. Le CO_2 équilibrant – CO_2 agressive – CO_2 équilibrant :	49

9	. pH d'équilibre :	50
9.1.	Méthode de mesurer de pHs :	50
10	. Méthode de détermination de corrosivité et l'agressivité d'une eau :	51
10.1.	Indice de Langelier:	51
10.2.	Indice de Larson :	53
11	. Autres méthodes pour la détermination de l'agressivité :	53
11.1.	Méthode de HALLOPEAU et DUBIN :	53
11.2.	Diagramme de LEGRAND et POIRIER :	55
11.3.	Graphique de HOOVER :	57
11.4.	Méthode de TILLMANS :	57
12	. Les traitements des eaux agressive – incrustantes – corrosive :	58
12.1.	Les eaux agressives :	58
12.2.	Les eaux incrustantes :	59
12.3.	Les eaux corrosives :	60
Chapitre 04 : Présentation de la station :		Erreur ! Signet non défini.
1.	Historique de la station :	62
2.	Présentation de centre de traitement de Boudouaou :	62
3.	Présentation des différents services :	63
3.1	Service d'exploitation:	63
3.2	Service de maintenance :	64
3.3	Service de qualité :	64
4.	Les filières de traitement de la station :	65
5.	Description des installations et ouvrages :	66
5.1	Ouvrage d'arrivée :	66
5.2	Décanteurs :	67
5.3	Filtre :	68
5.4	Réservoirs :	69
6.	Fonctionnement de la station :	71
6.1	Chambre d'arrivée :	71
6.2	Décanteurs :	71
6.3	Filtres à sable AQUAZUR « V » :	71
6.4	Réservoir :	72
7	Les caractéristiques de l'eau de la station :	73
Chapitre 05 : Modes opératoires :		Erreur ! Signet non défini.
1.	Echantillonnage :	74
2.	Matériels :	75
3.	Les réactifs :	75

4.	Appareillage :	76
4.1.	Jar test :	76
4.2.	Turbidimétrie :	77
4.3.	Mesure de pH :	77
4.4.	Mesure de la température (T) :	78
4.5.	Mesure de la conductivité :	78
4.6.	Mesure de l'absorbance :	79
5.	Les modes opératoires :	79
5.1.	Dosage du titre hydrotimétrique (TH) :	79
5.2.	Titre alcalimétrique complet (TAC) et $[\text{HCO}_3^-]$:	80
5.3.	Mode opératoire de $[\text{SO}_4^{2-}]$:	80
5.4.	Mode opératoire de $[\text{Cl}^-]$:	81
5.5.	Le test de marbre :	82
6.	Détermination de l'indice de Langelier et Larson :	83
6.1.	Détermination de l'indice de Langelier :	83
6.2.	Détermination de l'indice de Larson :	85
Chapitre 06 : Résultats et interprétations :		Erreur ! Signet non défini.
1	. Résultats de la coagulation par sulfate d'alumine :	86
1.1.	Suivi de la turbidité en fonction des doses de coagulants :	86
1.2.	Interprétation générale des résultats :	91
2	. Suivi du pH en fonction des doses croissantes de coagulants (sulfate d'aluminium) pour différentes eaux traitées.	92
2.1.	Interprétation des résultats concernant l'évolution du pH :	93
3	. Résultats de coagulation par chlorure ferrique :	94
3.1.	Suivi de la turbidité en fonction des doses de coagulants :	94
3.2.	Interprétation générale des résultats :	99
4	. Suivi du pH en fonction des doses croissantes de coagulants (chlorure ferrique) pour différentes eaux traitées.	100
4.1.	Interprétation des résultats concernant l'évolution du pH :	101
5	. Détermination de l'indice de Langelier et Larson :	102
5.1.	Coagulant utilisé sulfate d'aluminium	102
5.1.1.	Cas de l'eau brute de l'ouvrage :	102
5.1.2.	Cas de l'eau brute turbidité 50 NTU :	102
5.1.3.	Cas de l'eau brute turbidité 100 NTU :	103
5.1.4.	Cas de l'eau brute turbidité 150 NTU :	104
5.2.	Coagulant utilisé le chlorure ferrique :	105
5.2.1.	Cas de l'eau brute de l'ouvrage :	105

5.2.2.	Cas de l'eau brute turbidité 50 NTU :.....	105
5.2.3.	Cas de l'eau brute turbidité 100 NTU :.....	106
5.2.4.	Cas de l'eau brute turbidité 150 NTU :.....	107
5.3.	Interprétation des résultats :	107
6.	Évaluation des doses optimales des coagulants :	108
6.1.	Coagulant sulfate d'aluminium :	108
6.2.	Coagulant chlorure ferrique :	109
6.3.	Interprétation de résultats :	110
7.	Le test de marbre :	110
7.1.	Test de marbre après le traitement de coagulation-floculation au sulfate d'aluminium :	111
7.2.	Test de marbre après le traitement de coagulation-floculation au chlorure ferrique : 111	
7.3.	Interprétation des résultats :	111
8.	Évaluation de l'eau traitée au niveau de la station SEAAL de Boudouaou :	112
8.1.	Tableau des résultats de l'eau traitée :	112
8.2.	Interprétation de résultats :	112
	Conclusion générale :	113

Liste d'abréviation :

EB : Eau brute

OMS : L'Organisation Mondiale de la Santé

TH : Titre Hydrotimétrique

TH_{Ca} : Titre Hydrotimétrique calcique

TA : Tite Alcalimétrique simple

TAC : Tite Alcalimétrique Complet

pH : Potentiel d'hydrogène

g/l : Gramme par litre

mg/l : Milligramme par litre

°C : Degré Celsius

°F : Degré française

μS/cm : Micro siemens par centimètre

Al₂(SO₄)₃ : Le sulfate d'alumine

FeCl₃ : Le chlorure ferrique

S : Seconde

μm : micromètre

trs/min : Tours par minute

Ω : OHM

MO : Matières organiques

COD : Composés organiques dissous

IL : L'indice de Langelier

Ic : L'indice de Larson

Listes des figures :

Figure 1: Molécule de l'eau	2
Figure 2 : Le cycle de l'eau	4
Figure 3 : La pollution de l'eau	11
Figure 4 : Schéma de JAR TEST	23
Figure 5 : Coagulation-floculation.....	24
Figure 6 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues)	26
Figure 7 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particules floculées)	28
Figure 8 : Décanteur circulaire raclé, à entraînement périphérique	29
Figure 9 : Décanteur longitudinal à pont racleur	30
Figure 10 : Décanteur longitudinal à chaînes.....	30
Figure 11: Principe de la décantation lamellaire	31
Figure 12 : Décantation lamellaire à contre-courant	32
Figure 13 : Décantation lamellaire à courants	32
Figure 14 : Décanteur lamellaire.....	33
Figure 15 : Tissus en fibres de carbone	34
Figure 16 : Toiles métalliques	34
Figure 17 : Pierres poreuses.....	34
Figure 18 : Filtre Aquazur type V. Phase de filtration	35
Figure 19 : Filtre sous pression.....	37
Figure 20 : Courbe de méthode de break point	39
Figure 21 : Générateur d'ozone	41
Figure 22 : Localisation des UV-C dans le spectre électromagnétique.....	42
Figure 23 : Effet d'une eau agressive sur une conduite	46
Figure 24 : Corrosion d'un métal.....	48
Figure 25 : Répartition de CO ₂ dans l'eau	49
Figure 26: Domaine d'existence des eaux entartrantes et agressives en fonction de PH et de TAC.....	51
Figure 27: Exemple de représentation graphique selon la méthode de HALLOPEAU et DUBIN.....	54
Figure 28 : Représentation graphique de Legrand et Poirier	56
Figure 29 : Représentation graphique de Hoover	57
Figure 30 : photo de localisation de station de Boudouaou 'SEAAL'	63
Figure 31 : laboratoire physico-chimique	64
Figure 32 : laboratoire bactériologique.....	65
Figure 33 : obturateurs à disque sous capot	66
Figure 34 : Les décanteurs	67
Figure 35 : Les filtres	68
Figure 36 : Eau brute	74
Figure 37 : Turbidimètre.....	77
Figure 38 : pH mètre.....	77
Figure 39 : conductimètre	78
Figure 40 : Spectrophotomètre	79
Figure 41 : dosage de TH virage du rose vers le bleu.....	80
Figure 42 : dosage de [Cl ⁻] virage du jaune vers rouge brique	81
Figure 43 : carbonate du calcium.....	82
Figure 44 : les entonnoirs de filtration.....	82
Figure 45 : Flacons de test de marbre	83

Figure 46 : JAR TEST avec coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	86
Figure 47 : La variation de la turbidité de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	87
Figure 48: La variation de la turbidité de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	88
Figure 49 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	89
Figure 50 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	91
Figure 51 : La variation du pH de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	92
Figure 52 : La variation du pH de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	92
Figure 53: La variation du pH de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	93
Figure 54 : La variation du pH de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	93
Figure 55 : JAR TEST avec coagulant FeCl_3	94
Figure 56 : La variation de la turbidité de l'eau (EB) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	95
Figure 57 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 53.1 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	96
Figure 58 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 102 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	98
Figure 59 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 157 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	99
Figure 60 : La variation du pH de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	100
Figure 61 : La variation du pH de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	100
Figure 62 : La variation du pH de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	101
Figure 63 : La variation du pH de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3	101
Figure 64 : La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité des eaux traitées dans le cas du sulfate d'aluminium.....	109
Figure 65 : La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité des eaux traitées dans le cas du chlorure ferrique.....	110

Liste des tableaux :

Tableau 1: paramètres de qualité de l'eau avec valeur limites :	12
Tableau 2: paramètres de qualité de l'eau avec valeur indicatives :	14
Tableau 3: les avantages et les inconvénients des coagulants chlorure ferrique et sulfate d'aluminium.....	20
Tableau 4: les valeurs a, n et c en fonction du régime d'écoulement.....	25
Tableau 5 : Les avantages et inconvénients de filtre à sable lent	36
Tableau 6 : Les domaines d'application des différents types de filtration.....	37
Tableau 7 : Les avantages et inconvénients de la désinfection par l'ozone	42
Tableau 8 : Les avantages et inconvénients de la désinfection par UV	43
Tableau 9 : La tendance à la corrosion en fonction de l'indice de Larson	53
Tableau 10 : Récapitulatif de l'action des différents traitements	60
Tableau 11 : Tableau de qualité de l'eau brute, décantée et traitée.....	73
Tableau 12 : Les facteurs (A-B-C-D) en fonction des paramètres de l'eau	84
Tableau 13 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute.	86
Tableau 14 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 50 NTU.	88
Tableau 15 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 100 NTU.	89
Tableau 16 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 150 NTU	90
Tableau 17 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute. .	95
Tableau 18 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 50 NTU.	96
Tableau 19 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 100 NTU.	97
Tableau 20 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV ₂₅₄ , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 150 NTU.	98
Tableau 21 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB) (Al ₂ (SO ₄) ₃).	102
Tableau 22 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 50 NTU) (Al ₂ (SO ₄) ₃).	103
Tableau 23 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 100 NTU) (Al ₂ (SO ₄) ₃).	103
Tableau 24 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 150 NTU) (Al ₂ (SO ₄) ₃).	104
Tableau 25 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB) (FeCl ₃).	105
Tableau 26 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 50 NTU) (FeCl ₃).	105

Tableau 27 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 100 NTU) (FeCl_3).	106
Tableau 28 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 150 NTU) (FeCl_3).	107
Tableau 29 : Les paramètres des eaux, les indices de Langelier et de Larson après traitement par coagulation au sulfate d'alumine pour différentes turbidités.....	108
Tableau 30 : Les paramètres des eaux, les indices de Langelier et de Larson après traitement par coagulation au chlorure ferrique pour différentes turbidités.	109
Tableau 31 : Turbidité et pH des eaux avant et après test au marbre (cas du sulfate d'aluminium).....	111
Tableau 32 : Turbidité et pH des eaux avant et après test au marbre (cas du chlorure ferrique).....	111
Tableau 33 : Les paramètres de l'eau traitée au niveau de la station, ainsi que les indices de Langelier et de Larson.	112

Résumé :

L'eau est la base de la vie, car c'est l'un des éléments les plus utilisés dans les domaines de la nutrition humaines et de l'hygiène, elle doit donc respecter les normes de qualité et donc elle contient des micro-polluants qui peuvent être la cause des maladies humaines.

Les eaux agressives et corrosives posent des problèmes majeurs pour les infrastructures et la santé publique.

Notre travail a consisté à étudier la procédure de coagulation-floculation, de l'eau brute on a utilisé des turbidités variées (l'eau brute de l'ouvrage, avec un dopage de 50 NTU, 100 NTU et 150 NTU) avec l'injection de deux différents coagulants (sulfate d'aluminium Al_2SO_4 et chlorure ferrique $FeCl_3$), pour les analyses de l'agressivité et la corrosivité de l'eau par les deux indicateurs (l'indice de Langelier et l'indice de Larson). Au niveau de station d'épuration de Boudouaou SEAAL

Les valeurs des échantillons (EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU) après le traitement par coagulation-floculation et décantation en utilisant le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique comme coagulants ont été respectivement ($I_L = -0.165$, $I_L = -0.327$, $I_L = -0.697$) et ($I_L = -0.4$, $I_L = -0.39$, $I_L = -0.697$), sont inférieures à zéro donc les eaux sont agressives.

Mots clés : eau brute, coagulation- floculation, turbidité, chlorure ferrique, sulfate d'aluminium, l'agressivité, l'indice de Langelier, l'indice de Larson.

Abstract :

Water is the basis of life, because it is one of the most used elements in human nutrition and hygiene, so it must meet quality standards and therefore it contains micro-pollutants that can be the cause of human diseases.

Aggressive and corrosive waters pose major problems for infrastructure and public health.

Our work consisted of the procedure of coagulation-flocculation, of raw water in varying turbidities (the raw water of the work, with a doping of 50 NTU, 100 NTU and 150 NTU) with the injection of two different coagulants (aluminum sulfate Al_2SO_4 and ferric chloride $FeCl_3$), for the analyses of the aggressiveness and corrosiveness of the water by the two indicators (the Langelier index and the Larson index). At the purification station level of Boudouaou SEAAL

The values of samples (EB 50 NTU, EB 100 NTU and EB 150 NTU) after coagulation-flocculation and decantation treatment using aluminum sulfate and ferric chloride as coagulants were less than zero ($I_L = 0.165$, $I_L = 0.327$, $I_L = -0.697$) and ($I_L = 0.4$, $I_L = -0.39$, $I_L = -0.697$), respectively, so the waters are aggressive.

Keywords: raw water, coagulation-flocculation, turbidity, ferric chloride, aluminum sulfate, aggressiveness, Langelier index, Larson index.

ملخص

الماء هو أساس الحياة، حيث إنه أحد العناصر الأكثر استخدامًا في مجالات التغذية البشرية والنظافة، لذا يجب أن يلتزم بمعايير الجودة وبالتالي يحتوي على ملوثات دقيقة يمكن أن تكون سببًا للأمراض البشرية. المياه الحمضية والتآكلية تشكل مشاكل كبيرة للبنية التحتية والصحة العامة.

عملنا يتكون من إجراءات التخثر والتلبد للمياه الخام ذات العكارة المتفاوتة (المياه الخام من المنشأة، مع زيادة 50 NTU ، 100 NTU و 150 NTU) مع حقن مادتين مختلفتين من المواد المخثرة (كبريتات الألمنيوم $Al_2(SO_4)_3$ وكلوريد الحديد $FeCl_3$)، لتحليل حمضية وتآكلية الماء باستخدام مؤشرين (مؤشر لانجيلييه ومؤشر لارسون). في محطة معالجة مياه بودواو SEAAL. قيم العينات (EB 50 NTU ، EB 100 NTU ، EB 150 NTU) بعد المعالجة بالتخثر والتلبد باستخدام كبريتات الألمنيوم وكلوريد الحديد كمادة مخثرة كانت على التوالي ($I_L = -0.165$ ، $I_L = -0.327$ ، $I_L = -0.697$) و ($I_L = -0.4$ ، $I_L = -0.39$ ، $I_L = -0.697$)، وهي أقل من الصفر لذا المياه حمضية.

الكلمات المفتاحية: المياه الخام، التخثر والتلبد، العكارة، كلوريد الحديد، كبريتات الألمنيوم، الحمضية، مؤشر لانجيلييه، مؤشر لارسون.

Introduction :

Les problématiques de l'eau sont multiples et cruciales, touchant à la fois les aspects environnementaux, économiques et sociaux. La raréfaction de l'eau douce, exacerbée par le changement climatique, entraîne des pénuries dans de nombreuses régions du monde, mettant en péril la sécurité alimentaire et la santé publique. La pollution des cours d'eau et des nappes phréatiques, due à l'agriculture intensive, à l'industrialisation et à l'urbanisation, menace les écosystèmes aquatiques et la biodiversité. Par ailleurs, l'accès inéquitable à l'eau potable accentue les inégalités sociales, affectant particulièrement les populations vulnérables dans les pays en développement. La gestion durable de cette ressource essentielle requiert une coopération internationale renforcée, des politiques de conservation rigoureuses et une sensibilisation accrue à la préservation de l'eau.

En particulier les eaux agressives et corrosives posent des problèmes majeurs pour les infrastructures et la santé publique. Caractérisées par un pH bas, une forte concentration de minéraux dissous ou des contaminants chimiques, elles accélèrent la dégradation des canalisations, des équipements industriels et des réseaux de distribution.

Les eaux agressives tendent à dissoudre les matériaux des canalisations (acier, béton, plomb), ce qui explique la référence à la qualité préconisée par le code de la santé publique, selon lequel « les eaux ne doivent pas être agressives ». Cela suppose que l'eau distribuée soit équilibrée en termes de calco-carbonique, voire légèrement incrustante, afin de déposer une couche protectrice de passivation dans les réseaux. Cette norme de qualité a deux impacts majeurs : premièrement, elle protège le réseau contre une corrosion prématurée qui pourrait réduire la capacité des conduites de distribution, et deuxièmement, elle limite la dissolution des métaux lourds comme le zinc, le nickel et le plomb, qui peuvent être présents dans les joints ou les canalisations du réseau.

L'objectif de notre étude est la détermination du caractère agressif ou incrustant des eaux (eau brute de Keddara, eau brute dopée d'une turbidité de 50 NTU, 100 NTU et 150 NTU) après traitement par coagulation, floculation et la décantation en utilisant les deux coagulants (le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique).

Notre mémoire commence par une introduction générale, et se présente en deux grandes parties. Partie théorique qui se compose de trois chapitres :

Le premier chapitre est consacré aux généralités sur les eaux, le chapitre deux présente les procédés de traitement des eaux, et le troisième chapitre explique les équilibres calco-carbonique.

La deuxième partie pratique se compose de trois chapitres, le quatrième chapitre présente la station de Boudouaou « SEAAL », le chapitre cinq présente le matériel utilisé dans notre étude et les modes opératoires, et le sixième chapitre qui donne les résultats et les interprétations. Enfin, le travail se conclut par une conclusion générale qui synthétise les principaux résultats obtenus.

1. Définition de l'eau :

L'eau c'est le fluide le plus indispensable à la vie et celui dont la complexité est la plus remarquable [1].

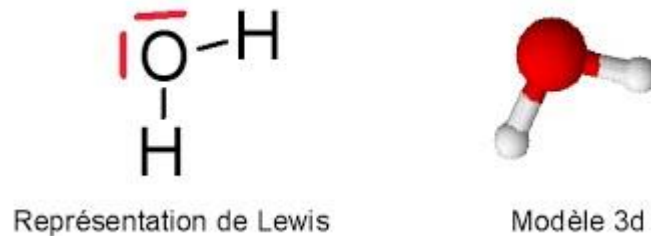


Figure 1: Molécule de l'eau

L'eau, une substance liquide transparente et inodore, incolore, insipide, joue un rôle vital dans la vie sur Terre, existant sous trois états : solide, liquide et gazeux. Sur le plan mécanique, sa pression hydrostatique soutient les organismes aquatiques et terrestres. Chimiquement, elle agit comme un solvant universel, facilitant les réactions chimiques essentielles au métabolisme des êtres vivants. La présence d'eau liquide définit également les zones habitables dans l'univers, où la vie extraterrestre pourrait éventuellement être découverte.

L'eau est un corps à la température et à la pression ordinaires, dont les molécules sont composées d'un atome d'oxygène et de deux atomes d'hydrogène.

Ce corps liquide, contenant en solution ou en suspension toutes sortes d'autres corps (sels, gaz, micro-organismes, etc.), très répandu à la surface terrestre (eau de la pluie, eau de mer, eau de robinet, etc.) [2].

2. Importance de l'eau :

L'importance de l'eau ne cesse de croître, avec une demande croissante en eau potable due à l'augmentation de la population, à la détérioration de la qualité des sources et aux variations climatiques. Assurer un approvisionnement constant en eau potable et en quantité suffisante est essentiel pour la vie humaine, ainsi que pour toutes les activités sociales et économiques. Actuellement, l'utilisation globale de l'eau, englobant les besoins domestiques et industriels (notamment dans les secteurs laitier, pharmaceutique et des boissons), est en constante augmentation. Sous la pression des exigences croissantes de la société moderne, nous avons progressivement déplacé notre utilisation des eaux de surface vers une exploitation plus intensive des eaux souterraines, et désormais, le dessalement de l'eau de mer suscite de plus en plus d'attention [3].

3. Le cycle de l'eau :

L'eau circule sur terre sous différentes formes : nuages, pluie, rivières et océans. Elle va passer de la mer à l'atmosphère, de l'atmosphère à la terre puis de la terre à la mer, en suivant un cycle qui se répète indéfiniment. Au sein d'un même bassin, tous les milieux aquatiques (lacs, rivières, mer, nappes souterraines...) sont interdépendants durant ce cycle [4].

Le cycle de l'eau se décompose en plusieurs étapes [4] :

3.1. L'évaporation :

Grâce à l'énergie solaire, l'eau des mers et des océans s'évapore dans l'atmosphère en se débarrassant de son sel et de ses impuretés.

L'évaporation peut également provenir de la terre, nous parlerons alors d'évapotranspiration. C'est un phénomène qui transforme en vapeur d'eau les eaux des rivières, des lacs, des sols, des animaux, des hommes et surtout de la végétation. Cette vapeur d'eau viendra ensuite s'accumuler dans les nuages, de la même manière que l'évaporation des mers et des océans.

3.2. La condensation :

Au contact de l'atmosphère, la vapeur d'eau se refroidit et se transforme en gouttelettes qui vont former les nuages, la brume ou le brouillard.

3.3. Les précipitations :

Sous l'impulsion des vents, les nuages se déplacent dans l'atmosphère. Lors d'un changement climatique et par effet de gravité, les nuages s'alourdissent et retombent sur le sol sous forme d'eaux pluviales, de grêle ou de neige.

79 % des précipitations tombent sur les océans, les 21 % restants tombent sur la terre puis viennent alimenter les nappes phréatiques, soit par infiltration, soit par ruissellement.

Les eaux de pluie qui pénètrent dans le sol par infiltration peuvent stagner jusqu'à des milliers d'années avant de retourner dans les océans. Un peu moins de la moitié des précipitations va servir à recharger les nappes souterraines, le reste repart en évaporation.

L'eau qui ne parvient pas à s'infiltrer directement dans le sol, ruisselle le long des pentes pour se jeter ensuite dans les lacs et les rivières. Cette eau suivra leurs cours pour rejoindre les mers et les océans.

Toutes les eaux issues du ruissellement (ruisseaux, rivières, fleuves, lacs) sont appelées cours d'eau de drainage.

3.4. La stagnation de l'eau dans les réservoirs naturels :

Durant son cycle, l'eau va passer dans différents réservoirs naturels pour y rester plus ou moins longtemps avant de reprendre son voyage vers les mers et les océans.

Ce temps de stagnation s'appelle le temps de résidence de l'eau. Elle varie suivant les types de réservoirs :

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

- Atmosphère : 8 jours
- Rivières : quelques jours
- Lacs : 17 ans
- Nappes souterraines : de quelques jours à plusieurs milliers d'années
- Océan : 2 500 ans
- Glacier : plusieurs milliers d'années.

Schéma sur le cycle de l'eau [4] :

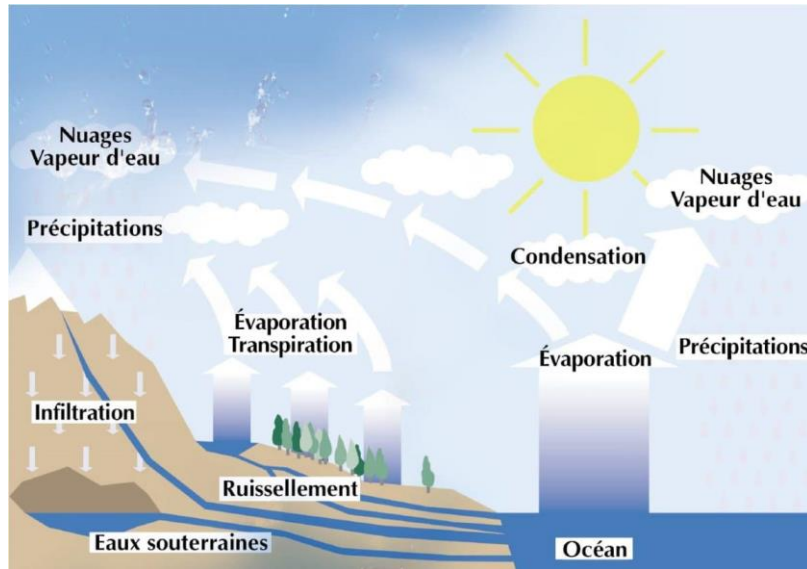


Figure 2 : Le cycle de l'eau

4. Composition chimique des eaux naturelles :

Elle contient aussi, sous forme dissoute ou en suspension, des substances minérales et organiques. Si les substances minérales sont limitées à une centaine de composés, les substances organiques sont innombrables (plusieurs centaines de mille voire plusieurs millions) et leur identification individuelle très difficile.

4.1. Les matières minérales :

L'eau contient beaucoup d'ions dissous dont les principaux sont les ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), carbonate (CO_3^{2-}), hydrogénocarbonate aussi appelé bicarbonate (HCO_3^-), sulfate (SO_4^{2-}), chlorure (Cl^-) et nitrate (NO_3^-). Ils proviennent pour l'essentiel du lessivage des sols par les eaux de pluie. Aussi, leur teneur dépend-elle directement de la nature des roches du bassin versant. Elle peut varier du milligramme par litre au gramme par litre pour les eaux les plus salées. En moins grande concentration (du microgramme au milligramme par litre), l'eau contient aussi des éléments nutritifs, ou nutriments, que sont l'azote (contenu dans l'ammoniac, les nitrites et les nitrates), le phosphore (contenu dans les phosphates) et la silice, mais aussi le fer et le manganèse. D'autres éléments ne sont présents qu'à l'état de trace (de 0,1 à 100 microgrammes par litre), comme l'arsenic, le cuivre, le cadmium, le manganèse, le fer, le zinc, le cobalt, le plomb... Ils proviennent des roches mais aussi parfois des activités industrielles et domestiques. L'eau contient aussi des matières minérales en suspension (matériaux argileux, limons, etc.).

4.2. Les matières organiques :

Les matières organiques peuvent être présentées sous forme dissoute (carbohydrates, acides humiques, pigments et composés d'origine artificielle comme les hydrocarbures, les solvants chlorés, ou les pesticides), ou en suspension (déchets végétaux, plancton...). Elles proviennent pour l'essentiel de la dégradation de la matière organique présente dans le milieu ou dans les sols lessivés par les pluies (décomposition des plantes et des animaux), mais aussi de composés issus de l'activité humaine. Leur concentration, infime dans les eaux profondes, peut atteindre quelques dizaines de milligrammes par litre dans les eaux de surface [5] [6].

5. Classification des eaux :

5.1. Les eaux naturelles :

Les réserves disponibles d'eaux naturelles sont constituées : des eaux souterraines (infiltration, nappe), des eaux de surface retenues ou en écoulement (barrages, lacs, rivières) et des eaux de mer

5.1.1. Les eaux souterraines :

Les eaux qui ne sont ni réévaporées, ni retournées à la mer par ruissellement s'infiltrent dans le sol et le sous-sol et s'y accumulent pour constituer les eaux souterraines. La pénétration et la rétention des eaux dans le sol dépendent des caractéristiques des terrains en cause et notamment de leur structure qui peut permettre la formation de réservoirs aquifères appelés nappes [1].

5.1.2. Les eaux de surface :

Elles regroupent toutes les eaux circulantes ou préservées à la surface des continents.

Elles ont pour origine les nappes profondes ou les eaux de ruissellement dont l'apparition constitue une source de ruisseau puis de rivière.

Cette eau s'accumule dans des cours d'eau caractérisés par des interfaces eau-gaz mouvantes et des vitesses de circulation importantes. Ils peuvent être stockés dans des réserves naturelles (étangs, lacs) ou artificielles (réservoirs, barrages) [7].

5.1.3. L'eau de pluie :

Elle n'est qu'une source temporaire, elle est produite par la rencontre des vents humides et d'un obstacle. Elle contient l'azote, de l'oxygène dissout, du chlorure de sodium, du magnésium, du calcium, de l'iode, du brome, du dioxyde de carbone, des carbonates, du nitrite, d'ammoniac, des phosphores et de la poussière [8]. On appelle ruissellement l'eau de pluie qui est recueillie par les ruisseaux et les rivières. Le volume et la variation de ruissellement sont influencés principalement par les précipitations et leur distribution pour la grandeur, la forme, l'écorce et la topographie [6].

5.1.4. Les eaux de mer :

Les eaux de mer sont une source d'eau brute qu'on n'utilise que lorsqu'il n'y a pas moyen de s'approvisionner en eau douce. Les eaux de mer sont caractérisées par leurs concentrations en sels

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

dissous, c'est ce qu'on appelle leur salinité. La salinité de la plupart des eaux de mer varie de 33 000 à 37 000 mg /l [9].

5.2. Les eaux usées :

Les eaux usées sont les liquides résiduels issus des activités industrielles ou domestiques, qui sont prévus pour être évacués après usage. Elles représentent des liquides ayant subi une altération de leur qualité initiale due à leur utilisation dans des processus industriels ou domestiques, les rendant impropres à d'autres usages de qualité. Avant d'être déversées dans l'environnement naturel, les eaux usées doivent subir un traitement visant à éliminer les substances polluantes indésirables, ce traitement étant généralement effectué dans une station d'épuration [10].

6. Propriétés de l'eau :

Pour évaluer les propriétés d'une eau, on mesure divers paramètres qui reflètent ses aspects physiques, chimiques et biologiques.

6.1. Propriétés organoleptiques :

Les paramètres de couleur et d'odeur de l'eau sont essentiels pour garantir sa consommabilité. Une eau agréable à boire doit être limpide et dépourvue d'odeur. Bien que ces aspects soient liés au confort de consommation, ils ne sont pas des indicateurs directs de la qualité sanitaire de l'eau.

6.1.1. La couleur :

La coloration d'une eau est dite réelle lorsque celle-ci provient exclusivement des substances dissoutes, celles-ci passant à travers un filtre de porosité de 0,45 micromètres. À l'inverse, elle est qualifiée d'apparente lorsque des substances en suspension contribuent à sa coloration [3].

La coloration d'une eau potable pose surtout un problème esthétique entraînant de nombreuses plaintes des consommateurs. De plus, une eau colorée est souvent riche en acides humiques. Les molécules qui donnent une coloration à l'eau peuvent former des chélates avec des ions métalliques [11].

6.1.2. L'odeur :

L'odeur est souvent un indicateur de pollution ou de la présence de matières organiques en décomposition dans l'eau. Ces substances sont généralement présentes en quantités si minimes qu'elles ne peuvent pas toujours être détectées par les méthodes d'analyse conventionnelles. Parfois, seul le sens olfactif peut les identifier [3].

6.1.3. Le gout :

Une eau potable de bonne qualité doit avoir une saveur faible et agréable. L'absence de gout est due à une concentration en sels [11].

6.2. Propriétés physico-chimiques :

La nature polaire de la molécule d'eau permet des associations entre les molécules d'eau, entraînant diverses anomalies physiques que nous pouvons évoquer succinctement, telles que :

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

6.2.1. Température d'ébullition :

Anormalement élevée, si on la compare avec celle de composés de masse moléculaire du même ordre, possédant plusieurs atomes d'hydrogène [1].

6.2.2. Masse volumique :

Elle varie avec la température et la pression, mais aussi avec la teneur en sels dissous [1].

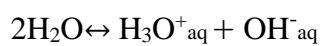
6.2.3. Viscosité :

Elle diminue lorsque la température croît ; par contre, elle augmente avec la teneur en sels dissous. Contrairement aux autres liquides, une pression modérée, rend l'eau moins visqueuse aux basses températures.

6.2.4. Conductivité :

Entre 180 et 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C [12].

L'eau est légèrement conductrice. La conductivité de l'eau pure à 20 °C est $4,2 \times 10^{-6} \text{ S/m}$ ce qui correspond à une résistivité très élevée de $23,8 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$. Cette conductivité très faible mais jamais nulle de l'eau est expliquée par une légère dissociation de la molécule d'eau en ions selon l'équation chimique :



6.2.5. Turbidité :

La mesure de la turbidité, très utile pour le contrôle d'un traitement, ne donne pas d'indicateur sur la nature, la concentration et la taille des particules en suspension qui en sont responsables. Cette turbidité doit être éliminée pour améliorer l'aspect esthétique de l'eau de consommation mais aussi pour permettre une désinfection efficace et éviter les dépôts dans l'usine ou dans le réseau [11].

6.2.6. Potentiel d'hydrogène (pH) :

Référence de qualité :

- $6,5 \leq \text{pH} \leq 9$

- Les eaux ne doivent pas être agressives [12].

Le pH d'une eau représente son acidité ($\text{pH} < 7$) ou son alcalinité ($\text{pH} > 7$). Les eaux minéralisées (TAC et TH) ont généralement un pH légèrement alcalin, alors que les eaux contenant des teneurs élevées en matières organiques naturelles peuvent présenter des variations de pH très importantes (en périodes algales notamment). Les eaux des régions volcaniques sont légèrement acides [12].

Le pH mesurant l'acidité d'une solution, est défini par l'expression $\text{pH} = -\log [\text{H}_3\text{O}^+]$ où $[\text{H}^+]$ est l'activité de l'ion hydrogène H^+ dans la solution. Les équilibres physicochimiques sont conditionnés par le pH. Il intervient avec d'autres paramètres comme la dureté, l'alcalinité et la température,

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

habituellement il varie entre 7,2 et 7,6. Cependant, dans certains cas, il peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles augmentent le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons [13] [14].

6.2.7. L'alcalinité :

L'alcalinité d'une eau correspond à sa capacité à réagir avec les ions hydrogène (H^+) qui est due à la présence des ions hydrogénocarbonate (HCO_3^-), carbonate (CO_3^{2-}) et hydroxyde (OH^-).

C'est un paramètre très important pour l'eau distribuée dans les canalisations du fait de son action sur celle-ci. En effet, le TAC ne doit pas être considéré seul mais doit être pris en compte dans un ensemble de paramètres tels que la minéralisation, le pH, la température et la dureté de l'eau. Cet ensemble de paramètres permet de définir le caractère de l'eau par rapport à l'équilibre calco-carbonique [11] [15].

- **Formule de titre d'alcalinité :**

- **Titre alcalinité totale (complet)**

$$TAC = [OH^-] + [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-]$$

- **Titre alcalimétrique (simple)**

$$TA = [OH^-] + \frac{1}{2} [CO_3^{2-}]$$

6.2.7. La dureté :

La dureté, comme l'alcalinité, ne doit pas être considérée isolément, mais dans un ensemble de paramètres tels que le TAC, le pH, la température, la minéralisation totale, de manière à déterminer le caractère de l'eau vis-à-vis de l'équilibre calco-carbonique.

Selon l'origine de l'eau, la dureté peut être essentiellement calcique ou magnésienne, voire les deux à la fois. En fonction de valeur TH, on peut déterminer le caractère de dureté de l'eau :

- Entre 0 et 10 °F : eau très douce
- Entre 10 et 20 °F : eau moyenne douce
- Entre 20 et 30 °F : eau dure
- Supérieure à 30 °F : eau très dure [11].

6.2.8. Magnésium (Mg^{2+}) :

Le magnésium est un élément très répandu dans la nature et il est présent dans la plupart des eaux naturelles. Le magnésium contribue à la dureté de l'eau sans être l'élément essentiel et aussi il est indispensable pour la croissance et pour la production de certaines hormones [16].

6.2.9. Les sulfates (SO_4^{2-}) :

Elles sont rencontrées sous formes de sulfates de magnésium et /ou calcique dans les eaux dures. A fortes concentrations, ils peuvent provoquer des troubles gastro-intestinaux (en particulier chez l'enfant) ils peuvent aussi conférer à l'eau un goût désagréable. Les normes américaines préconisent pour les

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

sulfates une concentration maximale acceptable de 200 mg/L et une concentration maximale admissible de 400 mg /L (SO_4^{2-}). Cette dernière valeur de 400 mg/L est également adoptée par l'OMS, une teneur supérieure à 400 mg /L. rend l'eau impropre à la consommation [17].

6.2.10. Les chlorures :

Les chlorures sont présents en grande quantité dans l'eau de mer. Leur concentration dans l'eau de pluie est approximativement de 3 mg/l. Les chlorures sont très répandus dans la nature généralement sous forme de sels du sodium (NaCl), de potassium (KCl) et de calcium (CaCl_2) [18].

Les teneurs en chlorures (Cl^-) des eaux sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés. Ainsi, les eaux courantes non polluées ont souvent une teneur en chlorure. Dans l'eau, le chlorure n'a ni odeur, ni couleur, mais peut procurer un goût salé [19].

6.2.11. Fer :

Le fer est un élément indispensable pour l'homme, mais sa présence dans l'eau potable distribuée occasionne des désagréments (goût de fer décelable à partir de 50 $\mu\text{g/L}$) ainsi que des problèmes d'exploitation (corrosion, dépôt de boues d'hydroxyde de fer)

La masse molaire du fer est de 55,8 g/mol et la norme est de 200 $\mu\text{g/L}$ (en Fe total).

Le fer, élément essentiel dans la nature, est évidemment présent naturellement dans les ressources en eaux. Dans les eaux souterraines, il est dissous sous forme réduite (Fe^{2+}) parfois à des concentrations atteignant 10 mg/L. Dans les eaux superficielles, il est présent jusqu'à quelques mg/L, plutôt sous forme oxydée (Fe^{3+}) particulaire [12].

6.2.12. Aluminium :

La masse molaire d'aluminium est de 27 g/mol et la norme est de 200 $\mu\text{g/L}$ (en Al total).

La toxicité de l'aluminium fait toujours débats au sujet de sa relation avec la maladie d'ALZHEIMER, révélée par certaines études épidémiologiques, mais encore non démontrée en termes de mécanismes. Bien qu'il ait été établi des relations entre des encéphalopathies très graves et l'absorption de fortes doses d'aluminium (dans les gels d'alumine) par les malades dialysés, le rôle de l'aluminium est encore controversé, mais son absence est imposée dans l'eau servant aux dialyses [12].

6.3. Paramètres biologiques de l'eau :

L'eau, l'oxygène et le dioxyde de carbone contribuent à créer des conditions favorables au développement des êtres vivants. Il existe un cycle biologique, au cours duquel s'effectue une série d'échanges grâce à l'eau. Celle-ci est le constituant principal (en volume) des êtres vivants, et plus particulièrement du protoplasme de toutes les cellules. L'eau compose aussi la plus grande partie de nos aliments (70 à 95% de la plupart de nos viandes et de nos fruits et légumes). Il est donc évident que « l'eau, c'est la vie », mais il convient de préciser quelques-unes des multiples relations qui existent entre elle et les êtres vivants [20].

L'eau ne doit contenir ni bactérie, ni virus qui pourraient entraîner une contamination bactériologique et être la cause d'une épidémie. Le dénombrement des bactéries consiste à rechercher des germes

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

aérobies, autrement dit se développant en présence d'oxygène. Cette analyse est surtout significative pour l'étude de la protection des nappes phréatiques.

La présence de coliformes fécaux ou de streptocoques fécaux indique une contamination de l'eau par des matières fécales. La présence d'autres coliformes, de staphylocoques laisse supposer une contamination fécale. Dans les deux cas, des mesures doivent être prises pour interdire la consommation de l'eau ou en assurer le traitement [21].

6.3.1. Les entérobactéries :

- Les coliformes totaux :

Les coliformes totaux constituent un groupe de bactéries que l'on retrouve fréquemment dans l'environnement, par exemple dans le sol, la végétation ou l'eau, ainsi que dans les intestins des mammifères, dont les êtres humains. Les coliformes totaux n'entraînent en général aucune maladie, mais leur présence indique qu'une source d'approvisionnement en eau peut être contaminée par des micro-organismes plus nuisibles [22].

Les coliformes totaux sont des entérobactéries qui incluent des espèces bactériennes qui vivent dans l'intestin des animaux homéothermes. Ce groupe bactérien est utilisé comme indicateur de la qualité microbienne de l'eau parce qu'il contient notamment des bactéries d'origine fécale, comme l'*Escherichia coli* (*E. coli*) [23].

- Les coliformes thermo-tolérants :

Les coliformes thermo-tolérants proviennent des intestins et des excréments des humains et des animaux à sang chaud. La présence de ces bactéries dites pathogènes est très risquée pour la santé des humains et des animaux. La bactérie e-coli (*Escherichia coli*) appartient à cette catégorie de coliformes. L'absorption d'une eau infectée de coliformes fécaux peut entraîner des maladies très graves et, dans certains cas, peut causer la mort [24].

6.3.2. Escherichia-coli :

Organisme coliforme thermotolérant, aérobie et facultativement anaérobie, qui loge généralement dans le gros intestin, chez l'homme et les animaux à sang chaud. Sa présence dans l'eau indique non seulement une contamination récente par des matières fécales mais aussi la présence possible de bactéries, virus et protozoaires pathogènes.

6.3.3. Les streptocoques du groupe D :

Ces bactéries appartiennent à la famille de Streptococcaceae, au genre *Streptococcus* et au Groupe sérologique « D » de Lance Field. Ils sont définis comme étant des cocci sphériques légèrement ovales, Gram positifs. Ils se disposent le plus souvent en diplocoques ou en chaînettes, se développent le mieux à 37°C et ils possèdent le caractère homoférmementaire avec production de l'acide lactique sans gaz.

6.3.4. Clostridium sulfito-réducteurs :

Les bactéries sulfito-réductrices constituent un des paramètres indicateurs de qualité, témoins du fonctionnement des installations de production et de distribution d'eau lorsque est d'origine

superficielle. Ces bactéries anaérobies sulfito-réductrices sont recherchées par des méthodes normalisées. Parmi les colonies typiques développées, celles issues de Spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs devront être confirmées.

6.3.5. Les bactéries revivifiables :

La recherche des bactéries revivifiables n'est pas significative d'une pollution fécale, Mais elle donne de bonnes indications sur l'histoire bactérienne d'une eau et en particulier D'une eau d'origine souterraine [25].

7. La pollution de l'eau :

La pollution de l'eau résulte de la détérioration physique, chimique, biologique ou bactériologique de ses caractéristiques naturelles, induite par les activités humaines. Cette altération perturbe les conditions de vie des plantes et des animaux aquatiques. Les émissions d'eaux polluées peuvent non seulement nuire considérablement à l'écosystème, mais également engendrer des risques de rareté des ressources en eau [26].

Un milieu aquatique est dit pollué lorsque son équilibre a été modifié de façon durable par l'apport en quantités trop importantes soit de substances plus ou moins toxiques, d'origine naturelle ou issues d'activités humaines, soit encore d'eaux trop chaudes. Ces pollutions peuvent entraîner divers types de nuisances : augmenter la mortalité de certaines espèces animales ou végétales jusqu'à parfois les faire disparaître, altérer leurs capacités physiologiques, détériorer la qualité de l'eau au point de la rendre impropre à certains usages, comme l'alimentation humaine.



Figure 3 : La pollution de l'eau

Tous les polluants ne présentent pas les mêmes risques pour les écosystèmes. Certains notamment sont biodégradables. Riche en espèces animales et végétales et en micro-organismes, un écosystème est naturellement capable de transformer et d'éliminer, en partie ou en totalité, les substances biodégradables qu'il reçoit et d'assurer ainsi le maintien de son équilibre et de la qualité de ses eaux. Mais, si l'abondance de ces substances dépasse un seuil critique, ses capacités d'auto-épuration ne suffisent plus : l'agent polluant ne peut plus être éliminé assez rapidement ; il s'accumule, rompant progressivement l'équilibre dynamique naturel du milieu aquatique, et peut même devenir toxique. On dit alors qu'il y a pollution. D'autres agents polluants, comme les plastiques, les métaux et certains pesticides, ne sont pas ou peu biodégradables : le processus d'auto-épuration est alors inopérant et ces substances s'accumulent dans l'écosystème, intoxiquant les espèces vivantes qui les ingèrent. Certaines de ces substances, de surcroît, comme les métaux lourds ou les pesticides, s'accumulent dans les organismes, se concentrant dans certains tissus ou organes à des doses parfois bien supérieures à celles mesurées dans l'eau, un phénomène appelé « bioaccumulation » [27].

8. Les normes de potabilité de l'eau :

Les paramètres de qualité de l'eau de consommation humaine sont donnés sur les tableaux ci-dessus [28].

Tableau 1: paramètres de qualité de l'eau avec valeur limites :

Groupe de paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs limites
Paramètres chimiques	Aluminium	mg/l	0.2
	Ammonium	mg/l	0.5
	Baryum	mg/l	0.7
	Bore	mg/l	-Conventionnelles :1 -Dessalées ou déminéralisées :1,3
	Fluorures	mg/l	1.5
	Nitrates	mg/l	50
	Nitrites	mg/l	0.2
	Oxydabilité	mg/l O ₂	5
	Acrylamide	µg/l	0.5
	Antimoine	µg/l	20
	Argent	µg/l	100
	Arsenic	µg/l	10
	Cadmium	µg/l	3
	Chrome total	µg/l	50
	Cuivre	mg/l	2
	Cyanures	µg/l	70
	Mercure	µg/l	6
	Nickel	µg/l	70
	Plomb	µg/l	10
	Sélénium	µg/l	10
	Zinc	mg/l	5
	-Hydrocarbures polycycliques aromatiques (H.A.P) totaux	µg/l	0.2
	-Fluoranthènes, benzo (3,4) fluoranthènes benzo (11,12) fluoranthènes benzo (3,4) pyrène benzo (1,12) pérylène indéno (1,2,3-cd) pyrène		
	- Benzo (3,4) pyrène	µg/l	0.01
	Benzène	µg/l	10
	Toluène	µg/l	700
	Ethylbenzène	µg/l	300
	Xylènes	µg/l	500
	Styrène	µg/l	100

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

Suite de tableau 1 : paramètres de qualité de l'eau avec valeur limites

Groupe de paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs limites
Paramètres chimiques (suite)	Agents de surface régissant au bleu de Méthylène	mg/l	0.2
	Epychlorehydrine	µg/l	0.4
	Microcystine LR	µg/l	0.4
	Pesticides par substance individualisée	µg/l	0.1
	-Insecticides organochlorés persistants		0.1
	-Insecticides organochlorés et carbamates		0.1
	-Herbicides		0.1
	-Fongicides		0.1
	-P.C.B		0.1
	-P.C.T		0.3
	-Aldrine		0.3
	-Dieldrine		0.3
	-Heptachlore		0.3
	-Heptachlorépoxyde		
	Pesticides (totaux)	µg/l	0.5
	Bromates	µg/l	10
	Chlorite	µg/l	0.07
	Trihalométhanes par substance individualisée	µg/l	
	-Chloroforme		200
	-Bromoforme		100
	-Dibromochlorométhane		100
	-Bromodichlorométhane		60
Radionucléides	Chlorure de vinyle	µg/l	0.3
	1,2-Dichloroéthane	µg/l	30
	1,2-Dichlorobenzène	µg/l	1000
	1,4-Dichlorobenzène	µg/l	300
	Trichloroéthylène	µg/l	20
	Tétrachloroéthylène	µg/l	40
Radionucléides	Particules alpha	Picocuriel/L	15
	Particules bêta	Millirems/an	4
	Tritium	Bequerel/L	100
	Uranium	µg/l	30
	Dose totale indicative (DTI)	mSv/an	0.15
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100ml	0
	Entérocoques	n/100ml	0
	Bactéries sulfitoréductrices y compris les spores	n/20ml	0

Chapitre 01 : Généralités sur les eaux

Tableau 2: paramètres de qualité de l'eau avec valeur indicatives :

Groupe de paramètres	Paramètres	Unités	Valeurs indicatives
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l platine	15
	Turbidité	NTU	5
	Odeur à 25°C	Taux dilution	4
	Saveur à 25°C	Taux dilution	4
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Alcalinité	mg/l CaCO ₃	65 Pour les eaux dessalées ou déminéralisées (valeur minimale)
	Calcium	mg/l	200
	Chlorure	mg/l	500
	Concentration en ions hydrogène	Unité pH	≥ 6.5 et ≤ 9
	Conductivité à 20 °C	μS/cm	2800
	Dureté (TH)	mg/l en CaCO ₃	500
	Fer total	mg/l	0.3
	Manganèse	μg/l	50
	Phosphore	mg/l	5
	Potassium	mg/l	12
	Sodium	mg/l	200
	Sulfates	mg/l	400
	Température	°C	25

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

1.Importance du traitement des eaux :

L'organisation des nations-unies (ONU) a déclaré les années 1981 à 1990 la « décennie internationale de l'eau potable et de l'assainissement ». L'ONU s'est ainsi fixé pour objectif l'approvisionnement en eau pure et l'assainissement pour tous les individus de la planète en 1990, ce qui constitue une entreprise de taille. L'organisation mondiale de la santé (OMS) et la banque mondiale estimaient qu'il faudrait investir au départ de 300 à 600 milliards de dollars américains pour atteindre cet objectif. L'ONU espère ainsi améliorer les conditions de vie d'environ 2 milliards de personnes. Dans plusieurs cas. Cette amélioration devrait se traduire par une réduction importante du nombre de malades.

L'organisme mondiale de la santé estime en effet que 80 % des maladies qui affectent la population mondiale sont directement associées à l'eau : on retrouve ainsi en permanence 400 millions de personnes atteintes de gastro-entérite. 200 millions. De schistosomase (bilharziose). 160 millions, de paludisme et 300 millions, d'onchocercose. On estime par ailleurs que les eaux polluées sont responsables de 50 % des cas de mortalité infantile. Malgré les apparences, la transmission des maladies par une eau polluée n'est pas l'apanage des pays en voie de développement. Une étude récente a en effet révélé que, chaque année, aux États-Unis, 35 000 personnes étaient victimes de salmonellose, 200 000, de shigellose et 75 000, d'hépatite à virus A. Ces infections entraînent respectivement des dépenses totales hospitalisation, mortalité et pertes de rendement de 6 500 000\$, 3 500 000\$ et 115 000 000\$ [9].

2.Objectif de traitement des eaux :

L'objectif principal du traitement de l'eau potable est de produire une eau propre, saine et sans danger pour la consommation humaine. Ce processus vise à éliminer tous les contaminants, impuretés et micro-organismes présents dans l'eau brute afin de prévenir la propagation de maladies d'origine hydrique et de garantir que l'eau est propre à la consommation. Le traitement de l'eau potable utilise diverses technologies et méthodes, telles que la filtration, la sédimentation, la désinfection, l'échange d'ions et la stabilisation du pH, pour purifier l'eau brute. Les normes de qualité de l'eau potable varient selon les pays et les régions, mais toutes exigent que l'eau ne contienne pas de contaminants dangereux pour la santé humaine. En résumé, l'objectif ultime du traitement de l'eau potable est d'assurer que l'eau est propre et sans danger pour la consommation humaine.

Pour garantir la condition ci-dessus tout en respectant des valeurs de pH compatibles avec la potabilité de l'eau ($\text{pH} < 8,5$) ou avec la dissolution d'autres éléments (ex. : plomb à $\text{pH} < 7,5$), on est amené à produire une eau à un PH_s compris entre 7,5 et 8,5 soit un TAC compris entre 8 et 20 °F pour une eau calcaire, donc une eau qui ne peut être ni trop douce, ni trop dure [29].

Les traitements que nous allons décrire aux réactifs et traitements utilisables s'adressent en majorité aux eaux douces qu'il convient de reminéraliser ; cependant les désordres entraînés par des eaux trop dures (entartrage / dissolution de plomb) peuvent contraindre le traiteur d'eau à en réduire la minéralisation par décarbonatation et/ou adoucissement; les objectifs typiques à atteindre sont :

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- Pour une eau douce (règles des « trois huit ») :

- TAC et TH_{Ca} voisins de 8 °F
- pH_s voisin de 8, avec $pH < PH \leq PH_s + 0.2$
- En outre, O_2 dissous ≥ 5 mg/ l

Ces conditions sont nécessaires pour développer sur les parois des tuyauteries acier ou fonte une couche protectrice carbonatée composée d'un mélange de $CaCO_3$ (calcite), $FeCO_3$ (sidérite), $FeOOH$ (goethite), Fe_3O_4 (magnétite), assez isolante pour bloquer la tendance à la corrosion de ces métaux en présence d'eau (voir passivation de l'acier au carbone par les eaux naturelles) [29]:

- Pour une eau dure :

- TAC et TH_{Ca} voisins de 15 °F
- $pH_s < PH \leq PH_s + 0.2$ et l'indice de Larson < 0.6
- O_2 dissous ≥ 5 mg/ l

3.Les procédés principaux de traitement des eaux :

3.1.Prétraitement :

3.1.1.Physique :

Captage : L'eau est puisée à partir d'un forage ou d'un puits pour être utilisée. Le sol agit comme un filtre naturel, garantissant une certaine qualité de l'eau. Cependant, pour qu'elle soit totalement sûre à boire, elle doit être traitée. Pour ce faire, elle est acheminée vers l'usine de traitement où elle subit un processus spécifique.

Le dégrillage : permet de protéger les ouvrages aval de l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de traitement, l'espacement entre les barreaux d'une grille varie de 5 à 10 cm [30].

Le tamisage : permet d'éliminer des objets plus fins que ceux éliminés par le dégrillage grâce à des grilles à mailles de 0.3 à 3 mm, il existe également des micro- tamis à mailles de 25 à 100 microns [31].

Le dessablage : Le bassin de dessablage est conçu pour séparer les particules de sable et minérales, qui peuvent être de tailles variées, du reste du flux.

3.1.2. Chimique :

Pré-oxydation :

A l'issue du pré-traitement, on a une eau relativement propre mais qui contient encore des particules colloïdales en suspension, dont nous reparlerons dans la suite de ce mémoire, et des matières organiques en solution. Celles-ci n'ont en elles-mêmes rien de dangereux. Il nous arrive souvent de consommer de l'eau en contenant : le thé, le café, le vin ou le lait. Ces produits sont des eaux chargées en matières organiques, mais on sait qu'elles s'oxydent spontanément en présence d'air (une bouteille de vin qui reste ouverte se transforme en vinaigre). On va donc

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

les détruire dans la mesure du possible par une pré-oxydation. Celle-ci peut être faite de trois façons différentes :

- ajout de chlore ou pré-chloration,
- ajout de dioxyde de chlore,
- ajout d'ozone ou pré-ozonation.

La pré-chloration, effectuée avant le procédé de clarification, s'est surtout développée dans les années 60. Moins en vogue dans les 80, elle tend à disparaître actuellement. Le chlore est le réactif le plus économique, mais il a comme inconvénient de former avec certains micropolluants des composés organochlorés du type chloroforme ou des composés complexes avec les phénols du type chlorophénol dont le goût et l'odeur sont désagréables. On préfère donc parfois utiliser le dioxyde de chlore qui coûte plus cher mais n'a pas les inconvénients de l'oxydation par le chlore cités ci-dessus. Ce type de traitement est cependant réservé à des cas spécifiques. En effet, l'utilisation du dioxyde de chlore présente, lui aussi, des inconvénients non négligeables. Premièrement, il est sans effet sur l'ammonium. Deuxièmement, le dioxyde de chlore dans l'eau se décompose à la lumière, ce qui entraîne une augmentation importante du taux de traitement à appliquer en période d'ensoleillement. En conclusion, le dioxyde de chlore est un oxydant plus puissant que le chlore mais il ne s'agit pas d'une solution économique. Il reste très peu utilisé en pré-oxydation mais représente une alternative intéressante à l'utilisation du chlore lorsque celui-ci entraîne des problèmes de qualité d'eau. Enfin, depuis quinze à vingt ans, on utilise comme pré-oxydant l'ozone, qui non seulement a l'avantage de détruire les matières organiques en cassant les chaînes moléculaires existantes, mais également a une propriété virulicide très intéressante, propriété que n'a pas le chlore. Généralement utilisée en désinfection finale, cette technique peut être mise en œuvre en pré-oxydation. Elle peut aussi être employée pour l'amélioration de la clarification. L'un des avantages d'une pré-ozonation est l'oxydation des matières organiques, et une élimination de la couleur plus importante. Un autre avantage est la diminution du taux de traitement (taux de coagulation) dans le procédé de clarification. En conclusion, la pré-ozonation est une solution de substitution à la pré-chloration. On évite ainsi les problèmes liés aux sous-produits de la chloration. Néanmoins, ce procédé ne résout pas tous les problèmes car certaines algues résistent à l'ozone. De plus, son coût reste plus élevé que celui du chlore [32].

3.2.Coagulation-floculation :

• Définitions :

La coagulation et la floculation sont deux opérations indissociables et particulièrement primordiales en traitement des eaux de surface. L'objectif est de contribuer à l'élimination de la turbidité, des matières organiques dissoutes (COD), de certains micropolluants minéraux (métaux lourds, fluor, arsenic) ainsi que des micro-organismes à l'aide des étapes de clarification placées en aval.

Dans la pratique du traitement des eaux, le terme de coagulation ou mélange rapide (ou « flash mixing ») est réservé à la phase initiale de l'introduction des réactifs (coagulants, acide ou base) et du mélange avec l'eau brutes, pendant quelques dizaines de secondes à quelques minutes. L'introduction de polymères est souvent dénommée « floculation » bien qu'elle soit assistée d'une agitation rapide.

La floculation ou agitation lente correspond à la phase d'agglomération des particules colloïdales permettant le grossissement des floes, pendant quelques minutes à quelques dizaines de minutes. Cette floculation peut être pratiquée dans les boues du décanteur.

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

L'eau brute contient de nombreux composés qui peuvent se regrouper en trois catégories

- **Matières en suspension**

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus.

Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur.

- **Matières colloïdales (moins de 1 micron)**

Ce sont des MES de même origine que les précédentes mais de plus petite taille, dont la décantation est excessivement lente. Elles sont également génératrices de turbidité et de couleur.

- **Matières dissoutes (moins de quelques nanomètres)**

Ce sont généralement des cations ou des anions. Une partie de la matière organique est également sous forme dissoute. On trouve aussi des gaz (O_2 , CO_2 , H_2S , ...).

• **Les réactifs :**

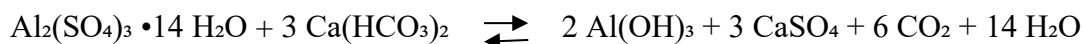
On distingue trois types de réactifs :

- Les sels de métal trivalents à base de Al ou de Fe, appelés coagulants ;
- Les polymères, appelés en pratique floculants ;
- Les acides (CO_2 principalement) et les bases (CaO ou $Ca(OH)_2$ principalement), réactifs d'ajustement du pH.

• **Coagulants utilisés :**

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et pour produire un floc sont : le sulfate d'alumine, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$, l'aluminate de sodium, $NaAlO_2$, le chlorure d'aluminium, $AlCl_3$, le chlorure ferrique, $FeCl_3$, le sulfate ferrique, $Fe_2(SO_4)_3$, le sulfate ferreux, $FeSO_4$, le sulfate de cuivre, $CuSO_4$, et les poly électrolytes. Les produits les plus utilisés pour la purification des eaux sont les sels d'aluminium et de fer. On a longtemps pensé que ces sels libéraient des ions Al^{3+} et Fe^{3+} qui neutralisaient la force de répulsion entre les particules colloïdales et favorisaient ainsi la coagulation. On sait maintenant que les mécanismes qui entrent en jeu sont plus complexes et que les produits d'hydrolyses des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux-mêmes [9].

Lorsqu'on additionne à l'eau les sels d'aluminium ou de fer. Ces derniers réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes, $Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_3$, insolubles et formant un précipité. Les principales réactions de l'alun sont :



Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

On peut montrer, à partir des équations chimiques ci-dessus, que 1 mg/l d'aluminium, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, réagit avec 0,50 mg/l d'alcalinité (exprimée en CaCO_3). Pour conserver à l'eau son alcalinité, on peut ajouter 0,33 mg/l de chaux vive, CaO , à 85% de pureté ; 0,39 mg/l de chaux éteinte, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, à 95% de pureté ; ou 0,54 mg/l de cendre de soude, Na_2CO_3 . Dans la plupart des cas, cependant, il est avantageux de laisser l'alcalinité diminuer, afin d'obtenir un pH qui permette une coagulation optimale.

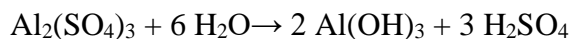
En fait les réactions chimiques sont beaucoup plus complexes que celles présentées ci-dessus. La réaction des sels de métaux avec l'eau engendre en effet un ensemble de produits complexes qui, par différents moyens. Déstabilisent les particules colloïdales et favorisent leur agglomération [9].

- **Exemple de quelques coagulants :**
 - **Sulfate d'aluminium :**

Dans les usines de traitement de l'eau, c'est le sulfate d'aluminium qu'on utilise le plus souvent comme coagulant chimique, suivi de près par le chlorure ferrique.

Le sulfate d'aluminium est-il a donc pour formule : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Il est utilisé actuellement dans le traitement des eaux. On le trouve dans le commerce sous forme de cristaux.

Le sulfate d'aluminium est actuellement le coagulant le plus largement utilisé. C'est un sel basique, hydraté, formé par la combinaison de deux cations aluminium (Al^{3+}) et de trois anions sulfate (SO_4^{2-}) commercialisé sous la forme solide $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Ce sel se dissocie dans l'eau en ions aluminium et sulfate, conduisant à des réactions chimiques avec les ions hydroxyde d'aluminium qui précipite sous la forme d'un floc volumineux.



Ont étudié la spécialisation de sulfate d'aluminium en fonction de Ph et ont montré : [59]

- Qu'à pH <4,5 les espèces prédominantes sont des monomères et des polymères de petite taille.
- Que pour pH 5,0 à 7,0 : 92 % d'aluminium est sous forme de précipiter de $\text{Al}(\text{OH})_3$.

La gamme de pH d'utilisation est de 5,7 à 7,2 (Optimum 6) (formule générale : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$). (Produit commercial n = 14, produit pur n =18) Il est disponible sous différentes formes solides (selon les fabricants) :

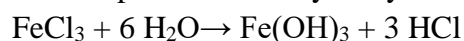
- Concassé, morceaux de 10 cm de large et de 1 cm d'épaisseur environ,
- "Noisette", granulométrie comprise entre 2 et 12 mm ou 3 et 35 mm,
- Poudre, granulométrie courante de 0,1 à 3 mm
- Sous forme de solution aqueuse à 8,2 % d' Al_2O_3 (oxyde d'aluminium ou Alumine) [33].

- **Chlorure ferrique :**

Le chlorure ferrique est généralement hexahydraté, obtenu en dissolvant du fer avec de l'acide chlorhydrique et en oxydant la solution avec du chlore.

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

Ce coagulant est aussi employé comme agent de précipitation du phosphate et comme agent de conditionnement de la boue. Ce sel se trouve sous forme $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, il se dissocie au contact de l'eau pour donner l'hydroxyde de fer.



La gamme de pH d'utilisation est de 5,5 à 8,5 (Optimum 8). Sa formule à l'état pur est FeCl_3 [33].

Tableau 3: les avantages et les inconvénients des coagulants chlorure ferrique et sulfate d'aluminium [33].

Produit	Avantages	Inconvénients
Chlorure ferrique ou sulfate ferrique	-Le meilleur pour éliminer les matières organiques. -Bas prix. -N'ajoute pas d'aluminium à l'eau. -Les concentrations élevées de résidus de fer sont faciles à détecter.	-Un mauvais dosage produit une coloration rougeâtre et une concentration élevée de résidus de fer. -La forte concentration de résidus de fer risque de boucher les filtres et de tacher la lessive. -Très acide (le port d'un équipement de protection complet est de rigueur). -Boue inesthétique (brune).
Sulfate d'aluminium	-Relativement peu coûteux. -Moins acide (il faut quand même porter un équipement de protection).	-Elimination du C.O.D réduite. -Les erreurs de dosage produisent une grande quantité de résidus d'aluminium, posant un risque potentiel pour la santé

- **Facteur influençant la coagulation :**

Afin d'optimiser la coagulation. Il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelations : ces interrelations complexes interdisent actuellement toute approche théorique permettant de prédire quelles sont les concentrations optimales de coagulants.

- **Influence du pH**

Le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement, plage qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

de l'eau à traiter. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant. Soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité.

Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7. Pour certaines eaux il faut parfois corriger le pH à l'aide de divers produits (acides chaux ou soude). Pour abaisser le pH, il est plus avantageux, dans certains cas, d'augmenter la quantité de coagulant. Lorsque le pH est optimal, les produits solubles d'aluminium ou de fer sont pratiquement inexistantes [9].

- Influence des sels dissous :

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation et la floculation :

- Modification de la plage de pH optimale ;
- Modification du temps requis pour la floculation ;
- Modification de la quantité de coagulant requis ;
- Modification de la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent.

On a constaté que l'addition d'ions sulfates, SO_4^{2-} , élargissait la plage de pH optimale vers l'acidité, alors que l'addition d'ortho phosphates, déplaçait, sans l'élargir, la plage de pH optimale vers l'acidité.

A partir d'observations expérimentales. On ne peut pas ailleurs affirmer que :

- La coagulation à l'aide de sels d'aluminium ou de fer est davantage affectée par les anions que par les cations. Ainsi, les ions sodium, calcium et magnésium exercent une influence minime sur la coagulation ;
- Les anions élargissent vers l'acidité la plage de pH optimale. Cette influence est d'autant plus marquée que la valence des anions est élevée [9].

- Influence de la température de l'eau :

On a peu d'informations en ce qui concerne l'influence de la température de l'eau sur la coagulation. Toutefois, l'expérience révèle que durant l'hiver, lorsque la température de l'eau avoisine 0°C, le floc se décante plus difficilement et a tendance à pénétrer plus profondément dans les filtres.

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité ; c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc. De plus, pour une même vitesse de filtration, les forces de cisaillement qui s'exercent sur le floc sont plus importantes. Ce qui en favorise le bris et l'entraînement dans le filtre. On constate en outre que la plage de pH optimale se rétrécit. On peut surmonter de diverses manières les difficultés dues à une diminution de la température de l'eau [9] :

- On effectue la coagulation dans la plage de pH optimale pour cette eau à cette température.
- On augmente la quantité de coagulant, ce qui a pour effet d'accroître la probabilité de collisions entre les particules et d'élargir la plage de pH optimale.
- On augmente la turbidité de l'eau (par addition de glaise), afin d'alourdir le floc, ou on ajoute un aide-coagulant (silice activée ou polyélectrolyte) pour alourdir et renforcer le floc.

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- Influence de coagulant

Le choix de coagulant peut influencer les caractéristiques de la coagulation. Ainsi, même si l'alun est la coagulant le plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de la remplacer par du sulfate ferrique. Cette dernière procure en effet à plusieurs eaux une plage de pH optimal plus large que celle due à l'alun. De plus, pour un même pH élevé, le sulfate ferrique est moins soluble que l'alun. On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale, pour une eau donnée, qu'après avoir effectué des essais en laboratoire. La théorie qui explique les différents mécanismes de déstabilisation des particules colloïdales n'est pas suffisamment développée pour qu'on puisse résoudre un problème aussi complexe. Cette théorie est cependant très utile aux moments de la planification des essais de laboratoire et de l'interprétation des résultats obtenus [9].

- Influence de la turbidité

La turbidité des eaux de surface est en grande partie due à la présence de particules de glaise dont le diamètre varie de 0,2 à 5,0 μm . Il s'agit donc là de grosses particules colloïdales qui peuvent se déposer naturellement. La coagulation de ces particules est assez facile à réaliser lorsqu'on maintient le pH dans sa plage optimale. On peut faire par ailleurs les constatations générales suivantes :

- Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une certaine quantité de floc.
- Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration de coagulant. L'augmentation de la quantité de coagulant ne varie toutefois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- Lorsque la turbidité est très élevée. La quantité de coagulant nécessaire est relativement faible. Car la probabilité de collision entre les particules est très élevée. Par contre, lorsque la turbidité est faible, la coagulation est difficile.
- La matière organique adsorbée sur les particules de glaise n'exerce aucune influence sur la quantité de coagulant nécessaire.
- Lorsque la turbidité est due à des particules de diamètres variés, il est plus facile d'effectuer la coagulation que lorsqu'elle est imputable à des particules de diamètres sensiblement égaux.
- La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau.
- Il est toujours plus difficile de coaguler les eaux contaminées par des eaux d'égout domestiques et industrielles, car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que les eaux non contaminées [9].

• Exemple de quelques flocculants :

- La silice activée :

On exprime les doses en poids de SiO_2 . Industriellement on la prépare en continu en mélangeant une solution de silicate de sodium, une solution d'acide sulfurique et en diluant de façon à obtenir une concentration de 1% en SiO_2 .

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- **Les alginates :**

Ils sont souvent commercialisés sous le nom commercial (AQUALGINE). Ce sont des extraits d'algues marines. Ils se présentent sous forme de poudre peu soluble.

- **Les amidons :**

Ils sont connus sous le nom commercial (AMIDON 60, FLOERGER) et sont en poudre.

- **Les polyélectrolytes :**

Ils ne sont pas encore autorisés pour les eaux potables. Une grande variété existe, mais les plus répandus sont les anioniques [34].

- **Détermination de taux de coagulants (JAR TEST) :**

Le flocculateur est un appareil couramment utilisé pour les essais de coagulation floculation. Cet appareil est composé de six béciers de six agitateurs mécaniques comprenant des pales de 1.5×8.5 cm et qui tournent de 20 à 250 tr/min.

Il comporte un moteur électrique avec réducteur de vitesse, et six béciers d'un litre. Une minuterie est aussi incorporée dans l'appareil [31].

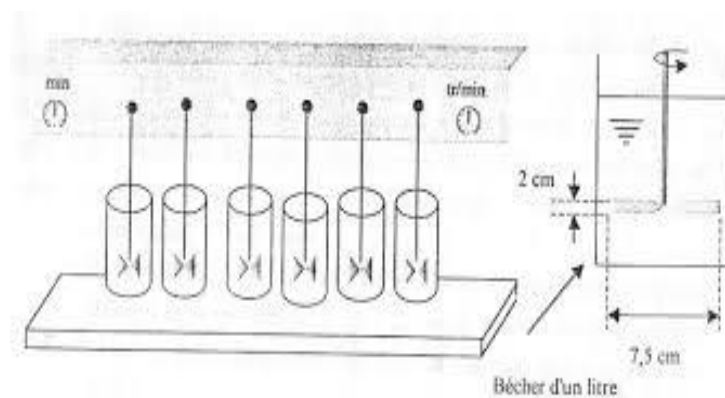


Figure 4 : Schéma de JAR TEST

- **Rôle de la coagulation -floculation :**

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination de MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide : décantation, flottation ou filtration.

L'élimination des substances dissoutes nécessite pour chaque espèce un traitement spécifique, précédé ou non d'une coagulation -floculation, voire d'une séparation solide-liquide [13].

- **But de coagulation-floculation :**

L'opération de coagulation-floculation a donc pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par destabilisation des particules en suspension puis formation de flocons par absorption et agrégation. Les flocons ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [32].

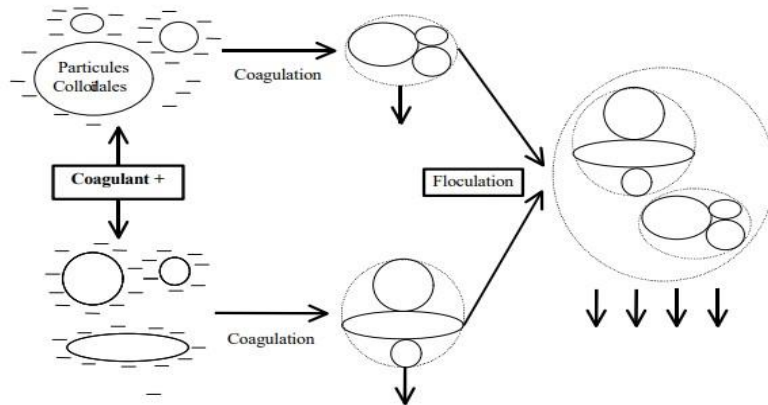


Figure 5 : Coagulation-floculation

3.3.Décantation :

- **Définition :**

L'eau coagulée et floculée entre dans le décanteur à vitesse réduite de façon à éviter les turbulences. Les flocs se déposent au fond de l'ouvrage et l'eau clarifiée est récupérée en surface [13].

- **Principe :**

Lorsqu'une suspension solide est laissée au repos dans une phase liquide, les particules ont tendance à se déposer au fond sous l'effet de la gravité et de la poussée d'Archimède, en fonction de leur densité et de leur taille. Cependant, ce processus de décantation peut être relativement lent pour les particules très fines, sensibles à l'agitation thermique, et pour les liquides particulièrement visqueux. Il est possible d'augmenter la vitesse de sédimentation en agissant sur plusieurs paramètres, notamment :

- Le diamètre des particules, en utilisant des flocculants.
- La différence de densité entre les particules et le liquide.
- La viscosité du fluide, qui diminue avec une augmentation de la température.
- La surface de base du bac de décantation.

Pour une décantation efficace, la vitesse de sédimentation des particules doit être supérieure à 8 m/h. Lorsque la vitesse de décantation est comprise entre 5 et 8 m/h, les temps de séjour augmentent, ce qui affecte l'efficacité du processus. Les installations de décantation ont deux objectifs principaux, parfois simultanés :

- La clarification, qui vise à obtenir une phase liquide quasiment débarrassée de particules solides.
- L'épaississement, qui vise à obtenir une boue avec la plus haute concentration possible en solides [35].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- **Types de decantation:**
 - **Décantation des particules discrètes (particules grenues):**

Lorsqu'une particule grenue est laissée dans un liquide au repos, elle est soumise à une force motrice FM (pesanteur diminuée de la poussée d'Archimède) et à une force résistante FT (traînée du fluide) résultante des forces de viscosité et d'inertie: Très vite un équilibre s'établit (FM = FT) et la décantation de la particule assimilée à une sphère se fait à Vitesse constant V_0 telle que:

$$V_0^2 = \frac{4}{3} \cdot g \cdot d \frac{\rho_s - \rho_l}{c_d}$$

La valeur de C, coefficient de traînée, est définie par la perturbation, elle-même fonction de la vitesse de chute. Cette perturbation est caractérisée par le nombre de Reynolds de la particule.

Le coefficient de traînée est donné par: $C = a \cdot R_n$, avec a et n constantes. Le tableau 4 donne les différentes valeurs de: a, n et C en fonction du nombre de Reynolds [36].

Tableau 4: les valeurs a, n et c en fonction du régime d'écoulement.

Re	Régime	a	n	c	Formule
$10^{-4} < Re < 1$	Laminaire	24	1	$24 \cdot Re^{-1}$	Stokes
$1 < Re < 10^3$	Intermédiaire	18,5	0,6	$18,5 Re^{-0,6}$	Allen
$10^3 < Re < 2 \cdot 10^5$	Turbulent	0,44	0	0,44	Newton

En régime laminaire, la loi de Stokes donne:

$$V_p = \frac{1}{18} (\rho_s - \rho_l) d^2 \cdot g$$

- **Décantation à flux vertical et à flux horizontal:**

Si l'on considère un décanteur rectangulaire de volume V de longueur L, de section verticale $A = H \cdot l$ (où H est la hauteur de l'eau et l la largeur du bassin) et de section horizontale $SH = L \cdot l$, traversé uniformément par un débit Q, soit dans le sens vertical ascendant, soit dans le sens horizontal.

La charge hydraulique superficielle égale à Q/SH ; (Q: débit d'écoulement);

Les conditions pour qu'il retienne une particule grenue décantant à la vitesse V_0 dans une eau immobile seront les suivantes [36] :

- **Décantation à flux vertical:**

Les particules dont la vitesse de sédimentation est supérieure à la vitesse ascendante du liquide sont retenues, ce qui s'écrit :

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

$$V_p = Q/S$$

- Q = débit du liquide.
- SH = surface libre du décanteur.

➤ Décantation à flux horizontal:

La vitesse d'une particule entrant dans le bassin à son niveau supérieur a deux composantes :

V_1 : vitesse horizontale du fluide égale à Q/A et V_0 : vitesse verticale de chute donnée par la loi de Stokes.

Cette particule est retenue dans le bassin au bout d'un certain temps « T_1 », en même temps une particule liquide « eau » quitte le bassin de décantation.

Dans ce cas la vitesse de la particule solide $V_p = \frac{H}{T_1}$

Et la vitesse de la particule liquide $V_e = \frac{L}{T_1}$

On peut écrire : $T_1 = \frac{H}{V_p} = \frac{L}{V_e}$ donc $V_p = \frac{H \cdot V_e}{L}$ $V_e = \frac{Q}{l \times H}$

$$V_p = \frac{H \cdot Q}{L \times l \times H} = \frac{Q}{S}$$

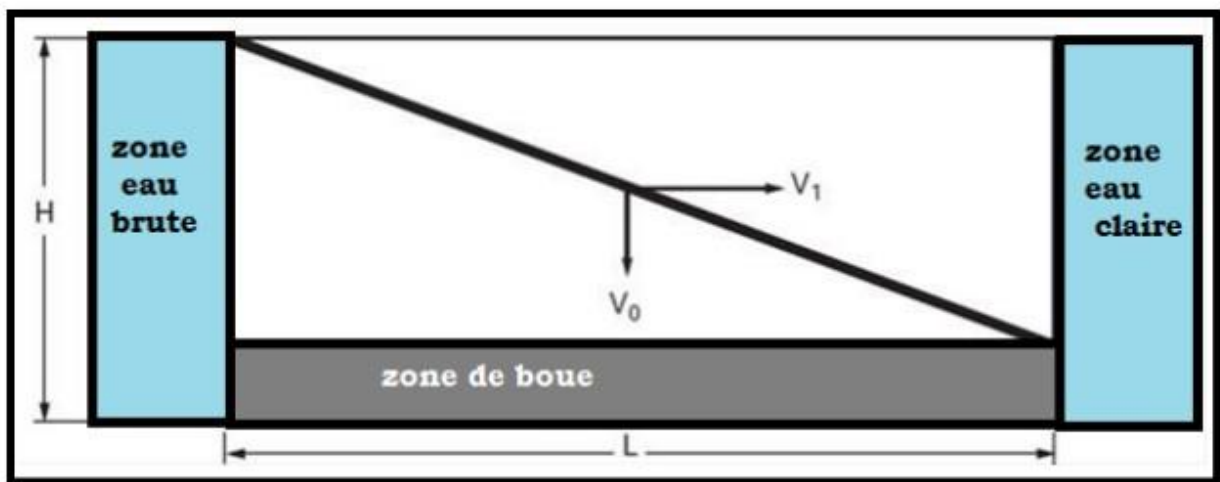


Figure 6 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particules grenues)

Pour qu'il y ait sédimentation complète de toutes les particules ayant une vitesse de chute $\geq V_0$, il faut que les dimensions du bassin soient calculées de façon que les particules parvenant au bassin à une hauteur H, puissent atteindre le lit des boues avant la sortie. Lorsque les

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

particules de diverses dimensions sont uniformément introduites sur toute la hauteur du bassin, les particules ayant une vitesse verticale supérieure à V_0 seront totalement éliminées. Tandis que les particules ayant des vitesses $V_i < V_0$ seule une fraction de celles-ci aura le temps d'atteindre le fond du bassin.

- **Théorie de décanteur parfait:**

Le dimensionnement des bassins de décantation peut se faire à l'aide de la théorie du décanteur idéal (parfait).

Les hypothèses suivantes sont préalablement admises :

- 1) Les dispositifs d'admission et de la sortie assurent une équirépartition.
- 2) Le courant est dépourvu de turbulence (Régime d'écoulement laminaire).
- 3) Les particules en suspension dans l'eau à l'arrivée sont uniformément réparties et obéissent aux lois de sédimentation décrites ci-dessus.
- 4) Une particule est considérée comme étant retenue lorsqu'elle atteint le fond du bassin.

Et on constate que :

- Les dimensions du bassin doivent être calculées pour que la charge hydraulique superficielle égale à la vitesse de chute V_0 :

- La vitesse limite de décantation V_0 ne dépend pas de la profondeur du bassin. En pratique, on utilise une hauteur raisonnable pour les raisons suivantes :

- Pour ne pas remettre en suspension les particules déjà sédimentées.
- Pour faciliter le retrait mécanique des boues.

- V_0 est constante, ceci montre que, la trajectoire de la particule est une droite.

- **Décantation diffuse (ou coalescente)**

Contrairement à la décantation des particules discrètes, ici la taille de la particule qui chute dans le bassin augmente en fonction du temps sous l'effet des collisions produites au sein du bassin.

En pratique, on a surtout affaire à la décantation des particules floculantes caractérisées par l'agglomération des particules durant leur chute. Les particules qui résultent de cette agglomération sont à la fois plus grosses et moins denses que les particules initiales et leur sédimentation se fait avec une vitesse croissante.

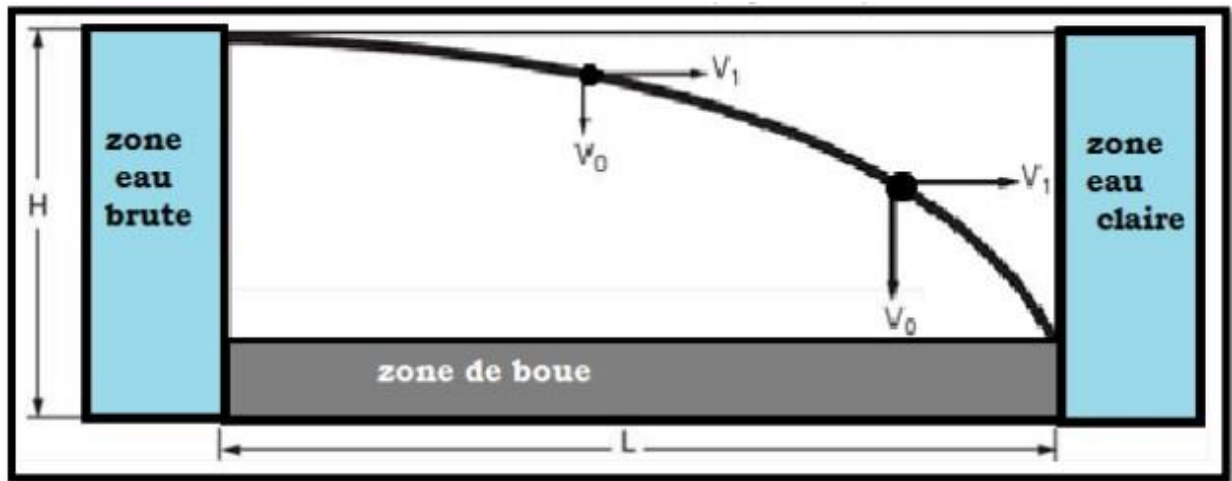


Figure 7 : Schéma de la décantation à flux horizontal (particules floculées)

Et on constate que :

- La vitesse de chute des particules augmente en fonction du temps ;
- La trajectoire de décantation des particules sont des courbes et n'ont pas des droites.
- La modification continue des caractéristiques des particules au cours de leur chute rend la conception d'un modèle mathématique beaucoup plus complexe. On doit donc, dans la plupart des cas procéder à des essais de laboratoire.

• Calcul des décanteurs :

Le paramètre clé entrant dans le calcul dimensionnel d'un décanteur est la charge hydraulique superficielle ou vitesse ascensionnelle, caractérisant le volume d'eau traitable par unité de surface et de temps [$m^3.m^{-2}.h^{-1}$];

Cette charge est directement liée à la vitesse de décantation des MES. Cette vitesse est déterminée par la loi de Stokes dans le cas de particules grenues et peut être mesurée facilement dans le cas de la décantation diffuse de particules floculées [36].

• Aspects technologiques :

Suivant la nature et les caractéristiques physico-chimiques (propriétés électriques, densité, concentration) des particules en suspension et les conditions d'exploitation désirées, plusieurs systèmes de décantation peuvent être proposés [36].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

➤ Décantation statique :

Elle est assurée dans des bassins de forme circulaire ou rectangulaire avec ou sans raclage des boues décantées selon la quantité de matières en suspension dans les effluents et le volume des boues à évacuer.

➤ Décanteurs circulaires raclés :

De hauteur comprise entre 2 à 3,5 m, ils sont limités à des diamètres de 50 à 60 m maximum. Le fond des ouvrages a une très légère pente (4 à 8 %) vers le centre pour faciliter la collecte des boues. Le dispositif de raclage, fixé à une charpente métallique tournant autour de l'axe du bassin, possède une double fonction. Il permet, grâce à une lame continue ou à des raclettes disposées en jalousie, d'amener les boues déposées sur toute la surface du fond de l'appareil vers une poche centrale d'où partent les tuyauteries d'extraction. Par ailleurs, un racleur de surface pousse les corps flottants vers un « pot à écumes »

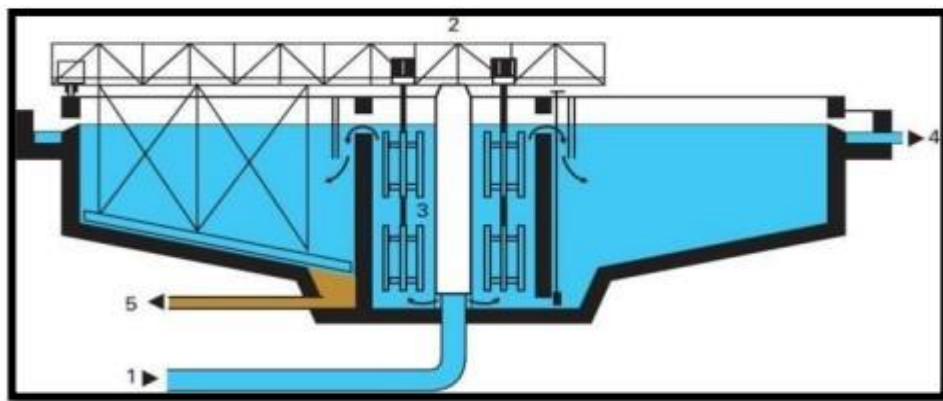


Figure 8 : Décanteur circulaire raclé, à entraînement périphérique

- 1 – Arrivée d'eau brute
- 2 – Pont raclleur
- 3- Zone de flocculation
- 4 – Sortie d'eau décantée
- 5 – Evacuation des boues

➤ Décanteurs rectangulaires :

Il existe deux types de décanteurs longitudinaux : les appareils à pont raclleur et les appareils à chaînes.

Les ponts racleurs des décanteurs longitudinaux se déplacent selon un mouvement de va et vient. Ils raclent à contre-courant seulement.

Les décanteurs à chaînes permettent un raclage continu de la boue et des flottants par une série de raclettes montées entre deux chaînes sans fin parallèles et tournant le long des parois verticales du bassin.

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

La forme correspondant au meilleur hydraulique donne un rapport de 1 à 6 entre la largeur et la longueur. La profondeur des bassins est comprise le plus souvent entre 2,5 et 4 m ; la pente du radier est de l'ordre de 1 %.

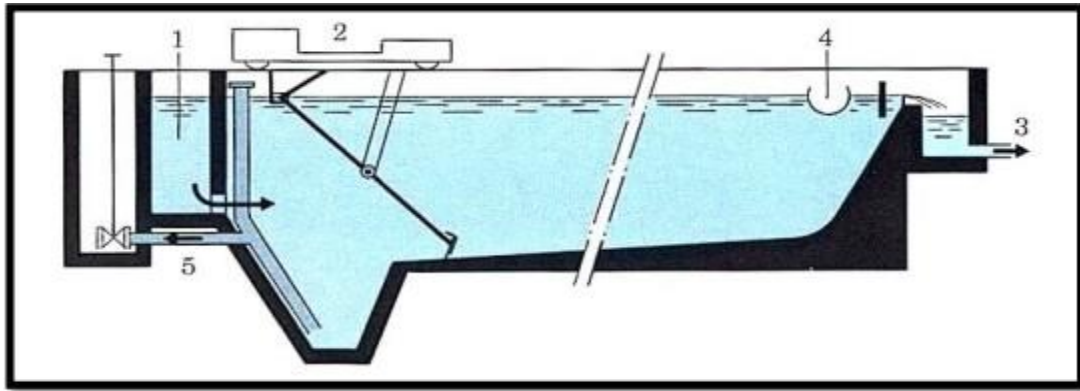


Figure 9 : Décanteur longitudinal à pont racleur

- 1 – Arrivée d'eau brute
- 2 – Pont racleur
- 3- Sortie d'eau décantée
- 4 – Reprise des flottants
- 5 – Evacuation des boues

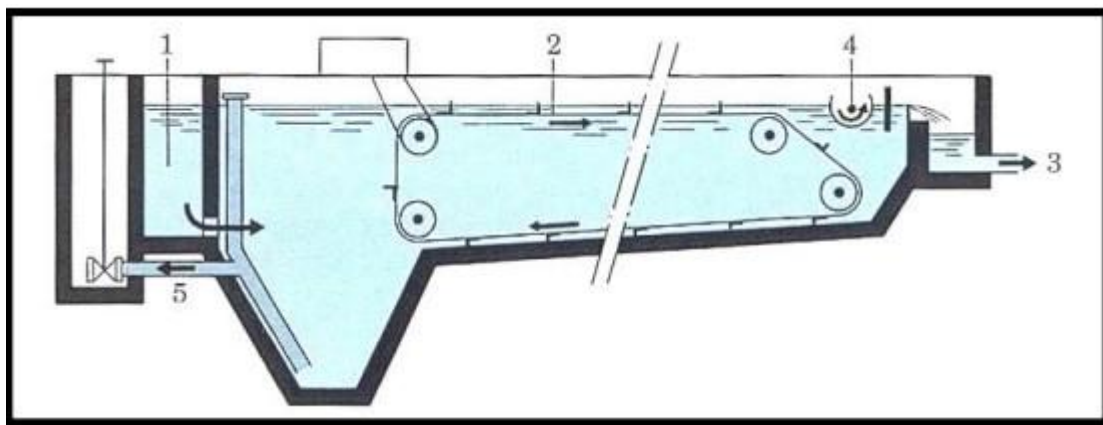


Figure 10 : Décanteur longitudinal à chaînes

- 1 – Arrivée d'eau brute
- 2 – Chaîne racleuse
- 3- Sortie d'eau décantée
- 4 –Reprise des flottants
- 5 – Evacuation des boues

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

Tous les ouvrages classiques de décantation sont généralement dimensionnés sur la base de charges hydrauliques superficielles de décantation se situant entre 1 et 2 ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) [36].

➤ Décantation lamellaire :

La séparation lamellaire a permis une évolution importante de la technologie de décantation avec la conception d'installations beaucoup plus compactes.

La conception de ces appareils met à profit le fait que le rendement de séparation des matières en suspension ne dépend, en réalité, que de la surface du décanteur. Sa profondeur peu d'influence sur ses capacités de décantation.

Dans ces conditions, si on considère un décanteur rectangulaire ou circulaire de surface S et de hauteur H , l'installation de N cloisons horizontales, le divisant en N compartiments superposés de hauteur (H/N) , permettra de traiter dans chaque décanteur élémentaire le débit Q , soit au total un débit de $N \times Q$.

La décantation lamellaire consiste donc, à multiplier dans un même ouvrage les surfaces de séparation eau-boue. Ainsi le positionnement de faisceaux lamellaires (tubes ou plaques parallèles) dans la zone de décantation crée un grand nombre de cellules élémentaires de séparation. Afin d'assurer l'auto-curage des matières sédimentées sur les plaques, il est nécessaire d'incliner les lamelles d'un angle par rapport à l'horizontale. L'inclinaison des plaques est généralement de 45° à 60° , leur espacement de 10 à 20 cm. Par conséquent, la surface effective ou équivalente de décantation du séparateur lamellaire sera égale à NS , c'est-à-dire à la somme de la projection de chaque plaque (de surface élémentaire S) sur l'horizontale [36].

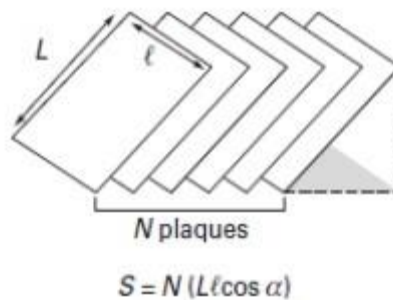


Figure 11: Principe de la décantation lamellaire

Pour le dimensionnement de ces ouvrages, le concept de la charge hydraulique superficielle reste applicable. On la définit comme étant le rapport entre le débit horaire Q (en m^3/h) passant dans l'installation et la somme des surfaces horizontales projetées des N décanteurs élémentaires constitutifs.

D'où : La vitesse limite de décantation V dans un élément est :

$$V_p = \frac{Q}{S \cdot n \cdot \cos \alpha} = \frac{Q}{(L \times l) \cdot n \cdot \cos \alpha}$$

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

Avec ; L : longueur de la lamelle

l : largeur de la lamelle N : nombre de lamelles

α : angle d'inclinaison des lamelles par rapport à l'horizontale.

La décantation lamellaire fonctionne, pour des rendements d'élimination équivalents à la décantation classique, avec des charges hydrauliques superficielles très élevées de 10 à 15 m/h. Le temps de séjour de l'eau est réduit à environ 10 à 12 min contre 2 h dans un décanteur classique.

De nombreux modèles de faisceaux lamellaires (ou lamelles) sont disponibles : plaques planes, plaques ondulées, tubes ronds, tubes carrés, chevrons, modules hexagonaux.

Selon la conception technologique des circuits hydrauliques, c'est-à-dire la circulation relative de la boue déposée et de l'eau clarifiée, on peut distinguer trois grandes familles de décanteurs à lames minces :

Contre-courant : boue et eau circulent en sens inverse, Courants croisés : boue et eau circulent perpendiculairement, Cocourant : boue et eau circulent de haut en bas.

Il est particulièrement important de signaler que, quelle que soit la conception technologique des appareillages, il est nécessaire d'implanter en amont des décanteurs à lames minces, des prétraitements de tamisage efficaces pour éviter tout risque de colmatage des plaques [36].

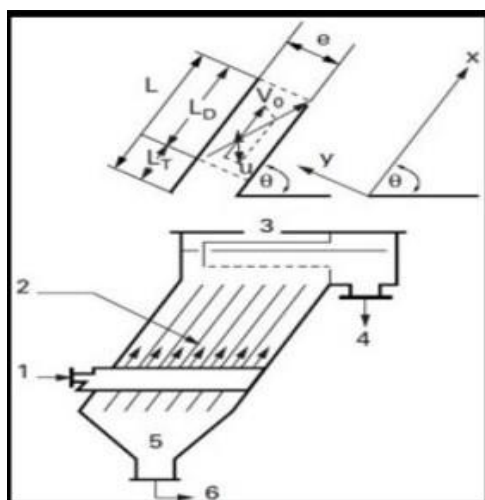


Figure 12 : Décantation lamellaire à contre-courant

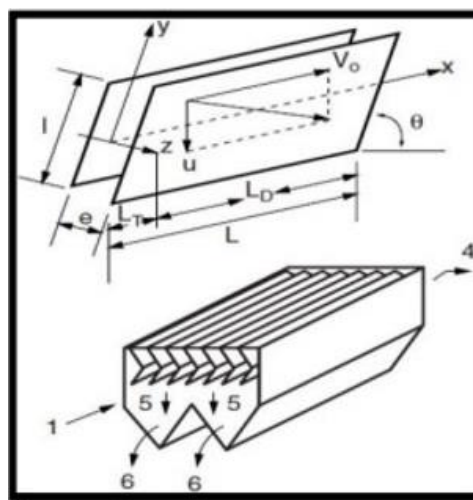


Figure 13 : Décantation lamellaire à courants

- 1 - Entrée de l'eau flocculée.
- 2 - Zone de distribution.
- 3 - Récupération de l'eau décantée.
- 4 - Sortie de l'eau décantée.
- 5 - Fosse à boue.
- 6 - Évacuation des boues

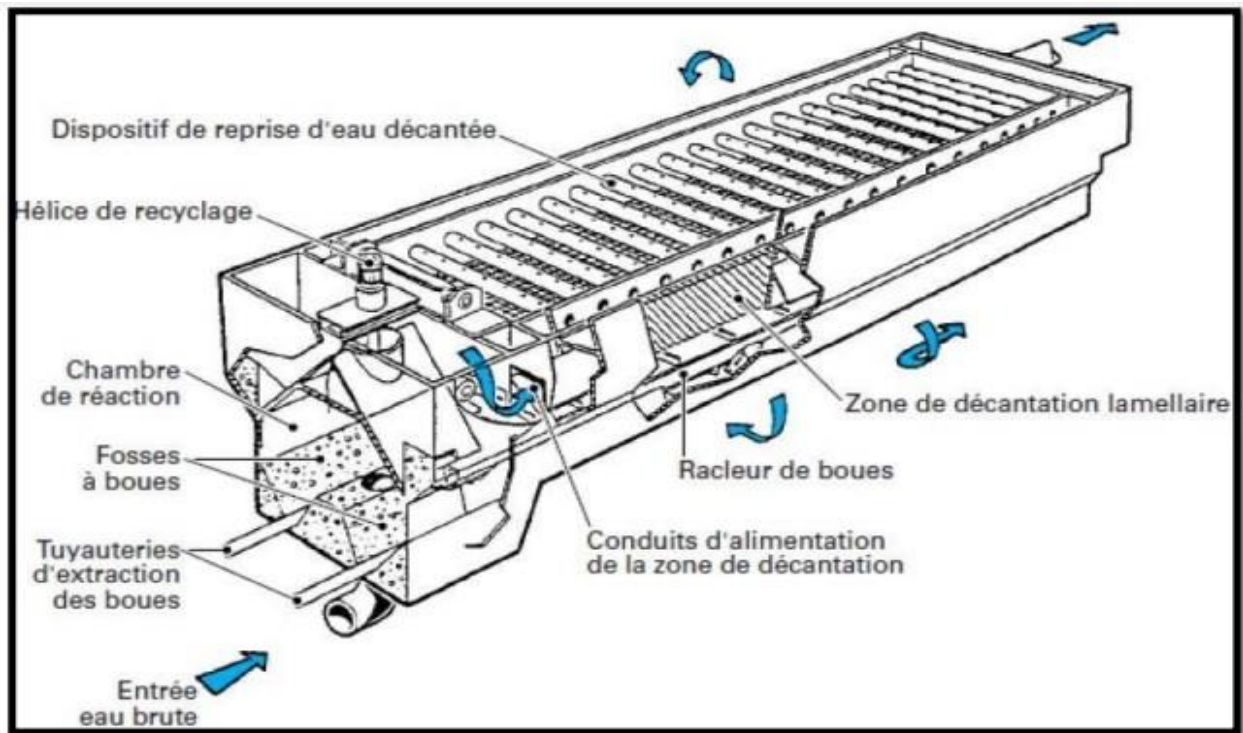


Figure 14 : Décanteur lamellaire

3.4. La filtration :

- **Définition :**

La filtration est un procédé de séparation solide-liquide de finition par excellence. La méthode consiste à faire passer l'eau chargée de matières solides sur une colonne remplie d'un matériau inerte. Comme le sable, le gravier, terre de diatomées, et le sable de grenat [31].

Un filtre se compose d'un milieu filtrant poreux et d'un support ou carter qui avec l'ensemble de l'appareillage annexe, permet la réalisation de la filtration [37].

- **Le but de filtration :**

Le but de la filtration est d'arrêter les contaminants d'une taille donnée, d'une façon constante et définitive dans les conditions d'utilisation des filtres [37].

- **Matériaux des filtres :**

On a recourt à divers matériaux filtrants :

- **Les tissus de fibres :**

Des toiles métalliques ou des pierres poreuses à interstices très fins. Ces matériaux retiennent les solides en surface, on les utilise rarement pour traiter des quantités d'eau importantes [38].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux



Figure 15 : Tissus en fibres de carbone

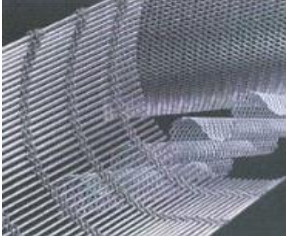


Figure 16 : Toiles métalliques

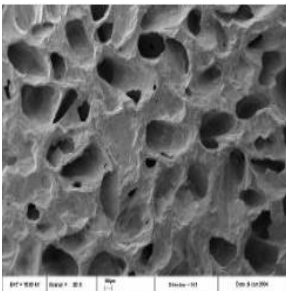


Figure 17 : Pierres poreuses

➤ **Le sable :**

Est un matériau naturel, à base de silice, provenant de rivières, de gisements naturels, de dunes, ou obtenu à partir de galets marins. Sa densité réelle est d'environ 2.5 à 2.7.

Le sable concassé est obtenu par un broyage de silex de carrière ou de galets de mer, suivi d'opérations de lavage, séchage et tamisage. Il présente des grains anguleux, favorables à la rétention des particules lors de la filtration.

Le sable roulé est un sable naturel qui est tamisé après avoir été lavé et séché. Contrairement au sable concassé, ses grains sont arrondis.

• **Caractéristiques des matériaux Filtrants :**

Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant sont :

- le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité,
- la densité relative,
- la masse unitaire sèche (maximale et minimale)
- la porosité (maximale et minimale).

Il existe d'autres caractéristiques, beaucoup plus difficiles à mesurer, comme la forme des grains et la surface spécifique [38].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- **Les types de filtre :**

Pour le traitement des eaux potables, on utilise principalement [9] :

- Filtre à sable rapide
- Filtre à sable lente
- Filtre sous pression

- **Filtre à sable rapide :**

Un filtre à sable rapide est peu efficace lorsqu'il doit traiter une eau n'ayant pas bénéficié d'une coagulation et d'une floculation. Un tel filtre élimine en effet difficilement les particules non absorbées par le floc, et ce même s'il est constitué d'une épaisse couche de sable fin. Le floc contenu dans l'eau doit par ailleurs résister aux forces de cisaillement qui s'exercent dans le filtre, faute de quoi il se brise et pénètre plus profondément dans le milieu filtrant. En plus de la résistance du floc, les facteurs suivants peuvent affecter la qualité de l'eau filtrée [38] :

- caractéristiques granulométriques du milieu filtrant
- porosité du milieu filtrant
- épaisseur du milieu filtrant
- charge superficielle.

1. Sable
2. Canal d'eau filtrée, air et eau de lavage
3. Vanne d'évacuation des eaux de lavage
4. Orifice d'entrée de l'eau de balayage
5. Goulotte en V
6. Goulotte de départ des eaux de lavage

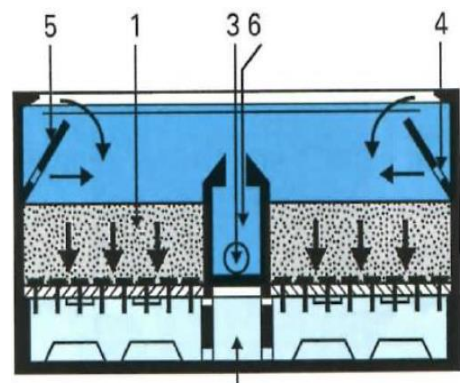


Figure 18 :
Filtre Aquazur type V. Phase de filtration

- **Filtre à sable lent :**

Les filtres à sable lents doivent être conçus de manière à ce que l'eau traverse lentement une couche de sable fin, permettant aux particules les plus grosses d'être retenues près de la surface du sable. Ces particules forment une couche poreuse très fine, avec une surface totale de veinules ou de pores très étendue, facilitant ainsi l'adsorption des impuretés par cette couche ou par le sable en dessous. Cette couche poreuse est composée de bactéries, d'algues et de protozoaires. La filtration lente combine donc des processus physiques et biologiques pour purifier l'eau [38].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

Tableau 5 : Les avantages et inconvénients de filtre à sable lent [38].

Les avantages	Les inconvénients
<ul style="list-style-type: none">- Les filtres lents permettent de ne pas recourir à la coagulation.- Les matériaux de construction de ces filtres sont simples, on peut donc les trouver sur place.- On peut aisément se procurer du sable sur place.- La surveillance du fonctionnement de ces filtres est simple.- Leur effluent est moins corrosif et de qualité plus constante que celui des filtres rapides, lesquels exigent un traitement chimique.- Ils éliminent bien les bactéries	<ul style="list-style-type: none">- Les filtres lents occupent une grande superficie, ils exigent donc une installation de grandes dimensions, un volume de sable important et des travaux coûteux.- Leur exploitation manque de souplesse. Comme nous le verrons plus loin, leur mise en exploitation et leurs lavages requièrent de longues périodes de temps, au cours desquelles ils sont inutilisables.- Leur utilisation est coûteuse lorsque la turbidité des eaux brutes dépasse 30 unités néphélométriques pendant de longues périodes de temps, sauf lorsqu'on fait préalablement sédimenter les impuretés de manière à abaisser suffisamment le degré de turbidité de ces eaux.- Ils décolorent médiocrement les eaux colorées.- Ils donnent de mauvais résultats lorsque les eaux sont riches en algues et qu'elles n'ont pas été préalablement traitées.

- Filtre sous pression :

Les filtres sous pression fonctionnent selon les mêmes principes que les filtres à sable rapides, sauf que leurs couches de sable et de gravier, ainsi que leur réseau de drainage, sont situées dans des cylindres horizontaux ou verticaux, lesquels sont conçus pour supporter des pressions de l'ordre de 1000 kPa. On peut ainsi filtrer de l'eau sous pression et la distribuer sans recourir au double pompage. Cet avantage ne compense toutefois pas les difficultés auxquelles on se heurte lorsque les filtres sont précédés d'unités de coagulation, de floculation et de décantation. En effet, pour éviter le double pompage, il faut alors que toutes ces unités de traitement fonctionnent sous pression [38].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

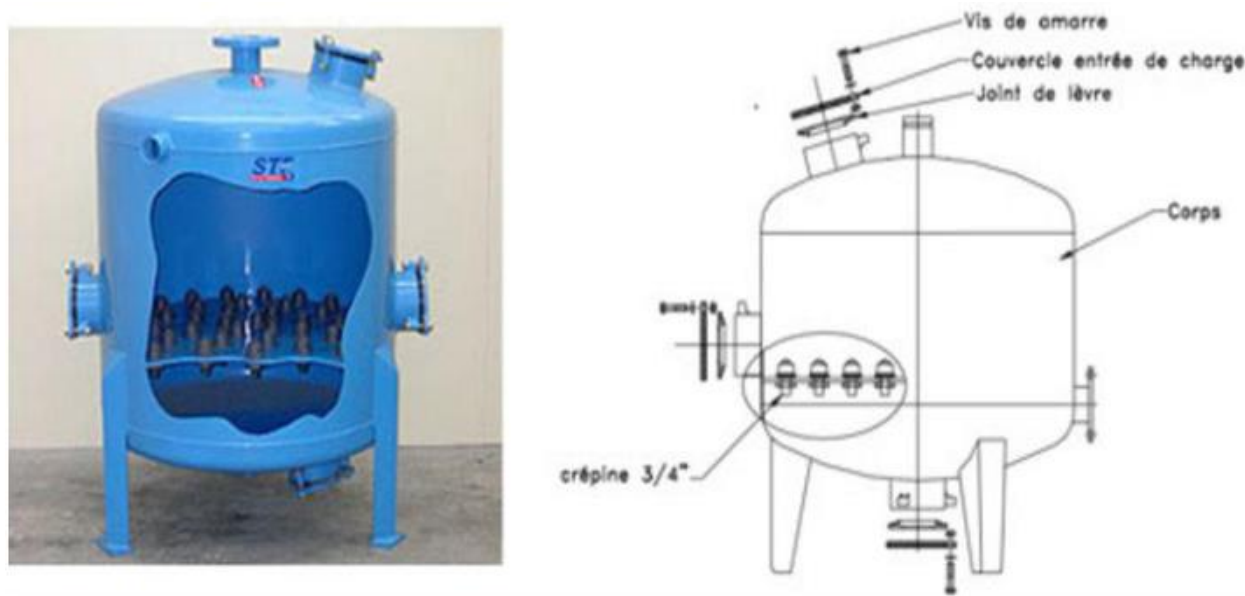


Figure 19 : Filtre sous pression

Tableau 6 : Les domaines d'application des différents types de filtration [39].

Prétraitement avant filtration	Type de filtration	Qualité de l'eau brute			
		Turbidité (NTU)	Couleur (CU)	Algues (unités/ml)	Coliformes totaux (100ml)
Coagulation-floculation-séparation	Filtration rapide mono ou bicouche	Pas de restriction	<75	Pas de restriction	<5000
Coagulation-floculation	Filtration rapide mono ou Bicouche	<15	<40	<1000	<500
Coagulation-contact	Filtration rapide mono ou bicouche	<15	<20	<1000	<500
Coagulation directe	Filtration rapide en mono ou en bicouche	<15	<20	<1000	<500
Microtamisage	Filtration lente	<10	<5	<200	<800

3.5.La désinfection :

- **Définition :**

La désinfection est un processus qui consiste à éliminer ou à inactiver les micro-organismes, afin de prévenir les infections et les maladies. La désinfection utilise divers agents chimiques ou physiques.

Chimiques : (chloration, ozonation)

Physiques : (UV, ébullition)

- **Principe :**

La plupart des microorganismes pathogènes sont éliminés de l'eau lors des précédentes phases de traitement. Cependant, la désinfection de l'eau est encore nécessaire afin d'empêcher que l'eau potable soit nocive pour notre santé. La désinfection est un traitement qui permet d'éliminer les microorganismes susceptibles de transmettre des maladies ; ce traitement n'inclut pas nécessairement la stérilisation, qui est la destruction de tous les organismes vivants dans un milieu donné. On peut procéder à la désinfection en ajoutant à l'eau une certaine quantité d'un produit chimique doté de propriétés germicides. Les produits chimiques les plus utilisés sont : le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone, le brome, l'iode et le permanganate de potassium. On peut également désinfecter l'eau grâce à des moyens physiques : ébullition, ultrasons, ultraviolets ou rayons gamma [38].

- **Les différents désinfectants :**

La désinfection de l'eau peut être réalisée à partir de plusieurs désinfectants. Les plus utilisés sont [38]:

- Le chlore, Cl_2
- L'hypochlorite de sodium, NaOCl
- Hypochlorite de calcium, $\text{Ca}(\text{OCl})_2$
- Le dioxyde de chlore, ClO_2
- Les chloramines, NH_2Cl
- Peroxyde d'hydrogène, H_2O_2
- Ionisation cuivre/argent
- Autres désinfectants incluant l'ozone et les UV

- **Les types de désinfection :**

- **Désinfection chimique par le chlore (chloration) :**

Les produits chimiques les plus utilisés pour obtenir une désinfection des eaux par le chlore sont :

- Le chlore gazeux Cl_2
- Les hypochlorites de sodium NaOCl
- Les hypochlorite de calcium $\text{Ca}(\text{OCl})_2$
- Les monochloramines NH_2Cl
- Le dioxyde de chlore ClO_2

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

Parmi ces produits, le chlore gazeux auquel on recourt le plus pour la désinfection des eaux potables. Dans les petites usines de traitement, on utilise souvent des hypochlorites, car ces produits sont faciles à manipuler et font courir moins de danger aux opérateurs.

Le dioxyde de chlore étant un gaz instable, on doit le produire sur les lieux mêmes de son utilisation. On l'utilise cependant de plus en plus, car il permet d'éviter certains problèmes dus à l'utilisation du chlore sous d'autres formes.

▪ Aspects chimiques de la chloration :

Le chlore gazeux et les hypochlorites réagissent rapidement dans l'eau pour former de l'acide hypochloreux, HOCl , qui est le produit actif dans la désinfection [9].

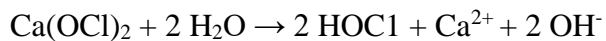
Réaction du chlore gazeux



Réaction de l'hypochlorite de sodium



Réaction de l'hypochlorite de calcium



▪ Demande en chlore (break point) :

La méthode « Break-point » ou les chloramines sont transformées totalement en azote moléculaire.

Pour connaître la dose de chlore à injecter, il faut introduire dans différents récipients remplis d'une même quantité d'eau, une dose croissante de chlore. La mesure du chlore résiduel (chlore total) après environ 30 minutes donne la courbe d'absorption du chlore suivante [40] :

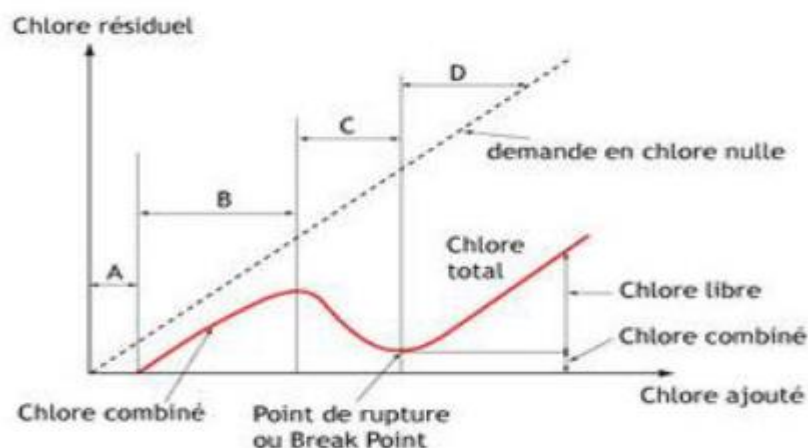


Figure 20 : Courbe de méthode de break point

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

A : destruction du chlore par les composés minéraux (fer, manganèse...) ;

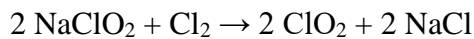
B : formation de composés chlorés organiques et de chloramines, réduction des monochloramines et des dichloramines, formation des trichloramines;

C : destruction des chloramines par ajout de chlore supplémentaire ; Point de rupture (Break-point) : les mono-, di et trichloramines ont pratiquement disparu ;

D : production de chlore actif. Tout le chlore ajouté sera sous forme d'acide hypochloreux (HClO), mais il reste du chlore combiné (trichlo-amines et autres sous- produits de désinfection). Les trichlo-amines ont un très léger effet désinfectant, mais il donne un goût de chlore à l'eau [40].

- Dioxyde de chlore :

Dans le domaine de traitement des eaux. Les procédés de production du dioxyde de chlore sont basés sur la réaction chimique du chlorite de sodium avec le chlore, soit



Jusqu'en 1974, on utilisait le dioxyde de chlore principalement à cause de son pouvoir oxydant élevé, grâce auquel on pouvait éliminer les goûts, les odeurs le fer et le manganèse présents dans l'eau. Pour une désinfection continue, on utilisait plutôt le chlore, moins coûteux. Or, à partir de 1974, on a remarqué que, dans certains cas, le chlore réagissait avec la matière organique pour des substances cancérigènes (trihalométhanes), ce qui n'est pas le cas avec le dioxyde de chlore. C'est pourquoi on utilise de plus en plus le dioxyde de chlore et le chlore. Ainsi, on traite d'abord avec du dioxyde de chlore les eaux qui contiennent beaucoup de matière organique, ce qui permet de désinfecter et d'oxyder cette dernière, ainsi que d'éliminer une bonne partie des goûts et des odeurs, et ce sans générer de produits cancérigènes. Ensuite, lorsqu'une fraction importante de la matière organique est oxydée ou éliminée, on effectue une postchloration qui permet de maintenir une concentration résiduelle de chlore dans l'eau distribuée [9].

- Désinfection par l'Ozone :

L'ozone est un gaz instable composé de molécules d'oxygène triatomique. Puisque l'ozone se décompose rapidement en oxygène, on doit le produire immédiatement avant son utilisation, grâce à l'émission d'un effluve électrique sous haute tension dans une atmosphère contenant de l'air sec. Dans la production de l'ozone, les coûts imputables à l'énergie électrique utilisée et à l'entretien sont très importants.

Le pouvoir désinfectant de l'ozone est de 10 à 100 fois supérieur à celui du chlore, et ce pour tous les types de microorganismes. Il est même efficace contre les spores et les kystes, qui sont pourtant les microorganismes les plus résistants.

Étant donné le faible nombre d'études effectuées à ce sujet, on connaît mal le comportement de l'ozone en fonction des variations du pH de l'eau. Il semble cependant que le pouvoir désinfectant de l'ozone ne soit pas affecté dans la plage de pH située entre 6 et 8.5. On ne connaît pas davantage l'influence de la température sur le pouvoir désinfectant de l'ozone.

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

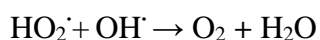
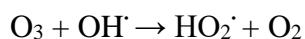
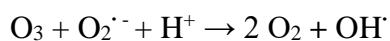
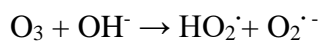
Néanmoins, on sait qu'à des températures élevées, l'ozone est moins stable et que le transfert de l'ozone à l'eau est plus difficile, puisque sa solubilité dans l'eau est réduite.

La quantité d'ozone qu'on doit ajouter à l'eau pour obtenir une bonne désinfection varie d'une eau à l'autre en fonction de la demande d'ozone due aux matières organiques et inorganiques oxydées par l'ozone. Tout comme pour le chlore, on suggère donc de maintenir une certaine concentration résiduelle après un temps de contact déterminé [38].



Figure 21 : Générateur d'ozone

La solubilité de l'ozone dans l'eau est de 570 mg/L à 20°C, soit 12 fois moindre que celle du chlore dans les mêmes conditions. Dans l'eau pure l'ozone réagit :



Le radical hydroxyle (OH^\cdot) réagit avec l'ozone et favorise sa décomposition. Il est cependant possible de le piéger avec des ions bicarbonates ou carbonates et ainsi de favoriser la présence d'ozone moléculaire. Ces deux entités chimiques (O_3 et OH^\cdot) sont des oxydants puissants [9].

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

▪ Les avantages et les inconvénients de désinfection par l'ozone :

Tableau 7 : Les avantages et inconvénients de la désinfection par l'ozone [41].

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> -L'ozone est plus efficace que le chlore, le dioxyde de chlore, et les chloramines pour inactiver les virus, les <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i>. -Il oxyde le fer et le manganèse -Il peut parfois améliorer la clarification de l'eau et la diminution de la turbidité. -L'utilisation de l'ozone agit sur la couleur, le goût et les odeurs. -L'ozone est très efficace, et ne demande qu'un temps de contact très court. 	<ul style="list-style-type: none"> -Le coût d'investissement est élevé, en comparaison avec les autres procédés. -L'ozone est hautement corrosif et toxique... - L'efficacité de l'ozone décroît rapidement à des valeurs de pH et de températures élevées. - L'effet de l'ozone n'est pas rémanent

- Désinfection par rayonnement Ultra-violet :

La désinfection par rayonnement ultraviolet (UV) est une méthode physique utilisée pour éliminer ou inactiver les micro-organismes présents dans l'eau.

Lorsqu'un micro-organisme est exposé à un rayonnement UV-C, le noyau de la cellule est atteint, et la duplication de l'ADN est stoppée. Les rayonnements UV ont un effet sur l'ADN, l'acide nucléique et les enzymes. Les organismes pathogènes sont donc inactivés ou détruits.

Les longueurs d'ondes spécifiques responsables de ces effets sont celles situées entre 240 et 280 nm, avec un pic à 253.7 nm. Ces longueurs d'onde sont situées dans le domaine des UV-C [38].

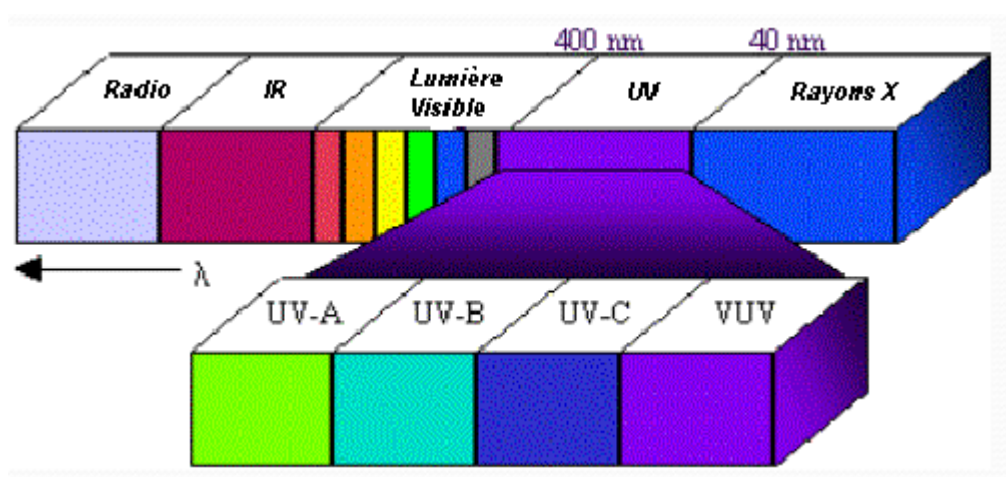


Figure 22 : Localisation des UV-C dans le spectre électromagnétique

Chapitre 02 : Procédés de traitement des eaux

- Les avantages et les inconvénients de désinfection par rayonnement Ultra-violet :

Tableau 8 : Les avantages et inconvénients de la désinfection par UV [41].

Avantages	Inconvénients
Très efficace contre les bactéries et virus à faible dose Production minimale de sous-produits de désinfection	Les eaux fortement chargées en fer, calcium, phénols, avec une turbidité élevée ne se prête pas au traitement UV. Effet non rémanent.

3.6. Les traitements de l'équilibre :

- **Traitement par neutralisation :**

Les traitements de correction de pH, souvent désignés par le terme de neutralisation, qui consistent à ramener le pH d'une eau à une valeur définie [13].

Le traitement par neutralisation est un procédé chimique qui permet l'élimination du CO₂ par réaction de neutralisation avec un réactif basique [38].

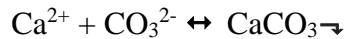
Les principes réactions possible de neutralisation :

- Neutralisation à la chaux :
$$\text{Ca(OH)}_2 + 2 \text{CO}_2 \leftrightarrow \text{Ca(HCO}_3)_2$$
- Neutralisation à la soude :
$$\text{NaOH} + \text{CO}_2 \leftrightarrow \text{NaHCO}_3$$
- Neutralisation au carbonate de sodium :
$$\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2 \text{NaHCO}_3$$
- Filtration sur matériaux neutralisant à base de calcaire principalement :
$$\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca(HCO}_3)_2$$

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

1. Définition de l'équilibre calco-carbonique :

Lors du contact CO₂-Eau en présence d'un solide le plus rencontré en géologie, qui est la calcite ou le calcaire (CaCO₃), donne un équilibre calco-carbonique (CO₂-Eau-Ca). Les espèces rencontrées dans cet équilibre sont : H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻, OH⁻, H⁺ et Ca²⁺. Les réactions qui auront lieu dans l'équilibre calco-carbonique sont les mêmes que celle de l'équilibre carbonique, on ajoute la réaction de dissolution de la calcite.



Liquide solide gaz liquide

Cette réaction s'appelle l'Equilibre calco-carbonique. Elle est très complexe parce qu'elle met en jeu 03 réactions (phases réactionnelles). Il va y avoir interaction :

- Liquide- solide.
- Liquide-gaz.
- Solide-gaz.

Dans le sens 1 : le Ca(HCO₃)₂ va donner un précipité de CaCO₃ avec une production de gaz CO₂.

Dans le sens 2 : attaque du CO₂ du précipité CaCO₃ pour former le Ca(HCO₃)₂, donc il y a attaque de la phase gaz à solide pour former une phase liquide.

Equilibre : la réaction ne se déroule ni dans le sens 1 ni dans le sens 2. L'élément régulateur de cette réaction est le CO₂ donc on parle d'un CO₂ équilibrant. Cela veut dire que c'est une certaine quantité de CO₂ qui équilibre la réaction.

Si la quantité de CO₂ est faible (inférieure à celle de CO₂ équilibrant), la réaction se déroule dans le sens 1, il va y avoir une précipitation de CaCO₃. On dit que l'eau est incrustante ou bien entartrante (précipiter le calcaire).

Si on a la quantité de CO₂ très élevée (supérieure à celle de CO₂ équilibrant), la réaction se déroule dans le sens 2 ; il y a le CO₂ qui attaque le précipité CaCO₃. On dit l'eau est agressive (elle peut dissoudre le calcaire et le tartre).

[CO₂] = [CO_{2eq}] → équilibrant eau neutre.

[CO₂] < [CO_{2eq}] → équilibrant eau incrustante → précipitation.

[CO₂] > [CO_{2eq}] → équilibrant eau agressive → corrosion (dissolution).

Plus la quantité de CO₂ dans l'eau est grande plus l'eau devient acide [42].

2. L'importance de l'équilibre calco-carbonique :

Il est important d'avoir une eau à l'équilibre calco-carbonique, parce qu'une eau qui n'est pas à cet équilibre attaque les matériaux dans le cas d'une eau agressive, ou provoque la formation de dépôts de sel dans le cas d'une eau entartrante. Il en résulte la dégradation des ouvrages et de la qualité de l'eau. Une eau agressive attaque les canalisations du réseau de distribution et relargue des métaux toxiques. En revanche, une eau incrustante colmate les canalisations, ceci se traduit par une augmentation de la turbidité et donc des risques de prolifération bactérienne et par conséquent des risques de maladies à transmission hydrique. Les conséquences sont des coûts de nettoyage élevés et des problèmes mécaniques sur les vannes. La dégradation des réseaux se traduit par des dépenses de renouvellement élevées et des perturbations d'exploitation importantes. Dans tous les cas, il est indispensable de maîtriser les caractéristiques de l'eau et donc de lui faire subir un traitement approprié pour atteindre l'équilibre calco-carbonique [43].

3. Les enjeux de l'équilibre :

Tous les ouvrages de traitement et de distribution étant soumis à l'action de l'eau, les enjeux des traitements de mise à l'équilibre sont multiples :

- **Protection de la santé de consommateurs :**
 - Réduction des risques de dissolution des métaux, tels que le plomb ou le cuivre (protection par la couche de Tillmans).
 - Elimination des risques « d'eau rouge » au robinet de consommateur (dus à la dissolution du fer).
 - Meilleur maintien du résiduel de chlore dans les réseaux (la dégradation des ouvrages de distribution entraîne une consommation élevée du désinfectant).
 - Diminution des risques de fuite qui confère au réseau une meilleure « intégrité », une moindre vulnérabilité vis-à-vis des intrusions d'eaux souillées.
- **Sauvegarde du patrimoine :**
 - Protection contre la corrosion entraînant fuites et casses.
 - Protection contre l'entartrage responsable des augmentations de pertes de charges et des dépenses d'énergie supplémentaires [44].

4. Les paramètres qui déterminent l'équilibre calco-carbonique :

- Les équilibres calco-carbonique permet de savoir les phénomènes de corrosion ou d'entartrage dans les réseaux de distribution. Les paramètres suivants interviennent [31]:
 - pH.
 - TA (titre alcalin).
 - TAC (titre alcalin complet).
 - TH (titre hydrotimétrique).
 - CO₂ libre.
- Les ions H⁺, OH⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻, Ca²⁺ et l'acide carbonique sont les paramètres fondamentaux de l'équilibre calco-carbonique [13].

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- Les concentrations de (H_2CO_3), (HCO_3^-) ou (CO_3^{2-}) sont des termes de ce que l'on pourrait appeler le CO_2 total. Il existe des méthodes qui comportent à la fois des calculs et des représentations graphiques qui permettent d'étudier de façon relativement simple et rigoureuse les équilibres des eaux naturelles.
- Les ions négatifs et positifs qui jouent essentiellement sur la force ionique de la solution sont des paramètres secondaires vis-à-vis de l'équilibre et sont définis par Legrand et Poirier comme les éléments caractéristiques.
- Le terme ϵ dépend de la force ionique μ de la solution selon l'équation :

$$\epsilon = \frac{\mu}{1 + 1.4\sqrt{\mu}}$$

Et on définit la force ionique μ exprimée en moles par litre par la relation :

$$\mu = \frac{1}{2} \sum C_i Z_i^2$$

C_i et Z_i sont respectivement les concentrations en moles par litre et les valences des différents ions présents dans la solution [13] [45].

5. Atteindre l'équilibre calco-carbonique des eaux :

Pour atteindre cet objectif, les différents traitements possibles, dépendant du type d'eau (qualité et origine) et du débit, consistent :

- À prévenir la corrosion en supprimant le CO_2 agressif et/ou en augmentant le TAC et le TH calcique par reminéralisation.
- Ou encore à réduire le potentiel entartrant en éliminant une partie du TAC par décarbonatation et/ou du TH calcique par adoucissement.

6. L'agressivité :

La tendance de l'eau à être agressive peut être expliquée comme sa capacité à corroder ou à éroder d'autres substances au contact.



Figure 23 : Effet d'une eau agressive sur une conduite

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

6.1. Définition d'une eau agressive :

Une eau est dite agressive quand elle présente une aptitude à corroder et/ou dissoudre les matériaux des canalisations et des autres éléments constitutifs des réseaux et systèmes d'alimentation en eau potable [46].

Une eau agressive ne peut pas former de dépôt calcaire. L'agressivité d'une eau diminue à mesure que sa température s'élève. L'agressivité de l'eau est mesurée par l'essai au marbre. Une eau peut être agressive, à l'équilibre ou incrustante.

Il est à noter qu'il ne faut pas confondre agressivité avec corrosivité car ce sont deux notions totalement différentes non obligatoirement liées. Ainsi, il peut exister des eaux agressives mais non corrosives, des eaux corrosives mais non agressives, des eaux agressives et corrosives [47].

7. La corrosion:

La corrosion est un processus électrochimique qui détériore le métal en réagissant avec l'environnement. Le processus de corrosion détériore le fer à l'intérieur de l'acier, entraînant la perte de ses principales caractéristiques telles que la dureté ou la résistance.

L'oxyde ferrique ou la rouille consomme le métal. C'est le sous-produit le plus courant de la corrosion et provient de l'ajout d'oxygène [48].

Il y a certains éléments qui doivent être présents pour que le processus de corrosion se produise, sans eux, il n'y aurait pas de corrosion. Ces éléments sont connus sous le nom de cellule de corrosion :

- **Anode** : C'est la partie de la cellule où le fer est converti en une autre substance, c'est-à-dire que c'est la zone où se produit l'oxydation.
- **Cathode** : La réduction des propriétés se produit à la cathode, tandis que l'oxydation se produit à l'anode.
- **Électrolyte** : Conduit le courant ionique. Exemples d'électrolyte : l'eau ou l'environnement lui-même.
- **Route métallique** : Ou chemin de retour, se charge de connecter l'anode et la cathode pour permettre le passage des électrons générés dans l'anode vers la cathode.

On peut distinguer cinq facteurs qui jouent un rôle prédominant et affectent la vitesse à laquelle la corrosion se produit dans les matériaux, tels que : l'oxygène, la température, les sels chimiques, l'humidité et les polluants et les gaz [48].



Figure 24 : Corrosion d'un métal

7.1. Définition d'une eau corrosive :

Une eau corrosive est une eau qui a la capacité de dissoudre ou d'éroder les matériaux avec lesquels elle entre en contact, notamment les métaux et les minéraux. Cela peut entraîner des dommages aux infrastructures telles que les canalisations et les équipements industriels.

7.1.1. Les types de corrosion:

D'une manière générale, on distingue une corrosion régulière dit corrosion uniforme et une irrégulière dit corrosion localisée.

Ces différents types de corrosion ne sont pas toujours indépendantes les unes des autres, certaines peuvent se développer de façon simultanée sur la même pièce [49].

- **Corrosion uniforme :**

La corrosion uniforme ou généralisée se manifeste avec la même vitesse en tous les points du métal entraînant une diminution régulière de l'épaisseur de celui-ci ou un changement de couleur simplement [50].

- **Corrosion localisée :**

La corrosion localisée intervient lorsqu'une dissolution anodique importante apparaît sur une zone restreinte de la surface métallique [50].

7.2. L'effet de la corrosion dans les conduites des eaux potables :

Le réseau de distribution d'eau potable comprend diverses conduites, dont certaines sont fabriquées en plomb. En raison de la toxicité du plomb, des mesures préventives ont été étudiées pour minimiser les risques de corrosion et éviter ainsi de potentielles complications.

- **Dissolutions du plomb :**

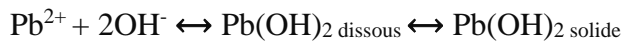
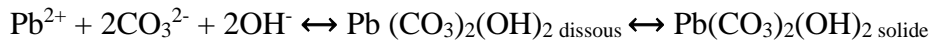
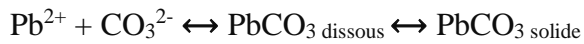
Comme tout matériau métallique, le plomb est susceptible de se corroder au contact de l'eau. Les réactions de corrosion conduisent à la consommation d'oxygène et la formation d'ion plomb au niveau des zones cathodique et anodiques, respectivement [51].

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- A l'anode : $\text{pb} \leftrightarrow \text{pb}^{2+} + 2\text{e}^-$
- A la cathode : $\frac{1}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \leftrightarrow 2 \text{OH}^-$
- La réaction globale : $\text{pb} + \frac{1}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{pb}^{2+} + 2 \text{OH}^-$

- Les facteurs influencent sur la solubilité du plomb :

Les ions émis dans l'eau vont s'associer à d'autres ions présents dans la solution et former ainsi des dépôts de composés peu solubles. Ces dépôts formés à la surface du matériau vont limiter le relargage du plomb dans l'eau par limitation de vitesses de corrosion [51].



La solubilité des carbonates de plomb et de calcium protecteurs, est conditionnée par le PH, le TAC et la température. D'autres paramètres tels que le diamètre et la longueur des conduites, conditionne le temps de contact entre l'eau et le matériau [51].

- Caractéristiques de l'eau :

Le pH : les concentrations de plomb dans l'eau de robinet diminuent à mesure que le pH de l'eau augmente, si le pH est égal à 6 à 8, on a respectivement, les concentrations des ions CO_3^{2-} et OH^- au voisinage de la paroi et la formation d'un dépôt adhérent à ces dernières.

Le TAC : les concentrations de plomb dans l'eau augmentent lorsque l'alcalinité est élevée ($>15-20^\circ\text{F}$) ou faible ($>5^\circ\text{F}$) ce qui constitue un facteur défavorable.

Si le TAC est compris entre 5 et 10 °F la concentration de plomb est réduite [49].

8. Le CO₂ équilibrant – CO₂ agressive – CO₂ équilibrant :

Selon l'équation globale de l'équilibre calco-carbonique, on constate que pour qu'une eau soit en équilibre elle exige une quantité de gaz carbonique dissous. Cette quantité de CO₂ est appelé CO₂ équilibrant.

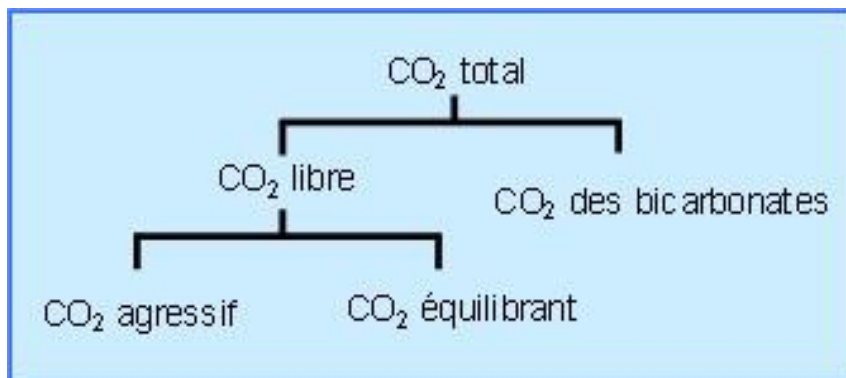


Figure 25 : Répartition de CO₂ dans l'eau

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- Si la quantité CO_2 dissous (appelé aussi CO_2 libre) est supérieure au CO_2 équilibrant, la réaction qui se produit est celle qui déplace l'équilibre thermodynamique dans le sens direct (la loi de modération générale) par attaque de CaCO_3 . L'eau est dite agressive vis-à-vis du calcaire.
- Si la quantité de CO_2 dissous est inférieure au CO_2 équilibrant, la réaction qui se produit est celle qui déplace l'équilibre thermodynamique dans le sens inverse, par la formation de CaCO_3 . L'eau est dite entartrante.
- Une eau contenant juste la quantité dissoute de CO_2 équilibre est à l'équilibre le pH correspond au pH de saturation (pHs) [52].

9. pH d'équilibre :

La présence dans l'eau de CO_2 et d'hydrogénocarbonates constitue un système dit « tampon » qui confère à l'eau un pH bien défini.

Lorsque l'eau contient l'exacte quantité de CO_2 nécessaire au maintien d'une situation d'équilibre (stabilité des hydrogénocarbonates), elle a un certain pH (fonction du rapport des concentrations en ces deux éléments) appelé « pH d'équilibre » [53].

9.1. Méthode de mesurer de pHs :

De nombreux graphes et méthodes de calcul reposent sur les équilibres entre les ions (H^+ , OH^- , HCO_3^- , Ca^{2+} , H_2CO_3) existants pour calculer le pH de saturation d'une eau [45].

- **Méthode analytique :**

Le pH d'équilibre ou de saturation (pHs) peut être déterminé en substituant la concentration du CO_3^{2-} issue pour une eau à l'état d'équilibre.

$$[\text{H}^+] = \frac{k_2'}{k_1'} \times [\text{HCO}_3^-] \times [\text{Ca}^{2+}]$$

$$\text{pHs} = \text{pK}_2 - \text{pK}_1 - \log [\text{Ca}^{2+}] - \log [\text{HCO}_3^-]$$

- **Essai au marbre :**

Lorsqu'une eau atteint son équilibre, elle peut, soit déposer des sels : elle est alors dite « incrustante », soit en fixer : elle est alors dite « agressive ».

L'essai au marbre a pour but de déterminer cette propriété. Si elle ne manifeste aucune de ces propriétés, elle est dite « en équilibre ».

C'est un test permet de déterminer la qualité de l'eau à partir de deux paramètres TAC et pH.

Soient :

- pH_i : pH initial d'échantillon de l'eau analysé.
- pH_f : pH final d'échantillon mesuré à partir du filtrat (après test de marbre)
- TAC_i : l'alcalinité initiale de l'eau avant le test de marbre.
- TAC_f : l'alcalinité finale de l'échantillon de l'eau à analyser.

Les propriétés de l'eau à la source peuvent être déduites des relations suivantes :

- Si $\text{pH}_f > \text{pH}_i$ et $\text{TAC}_f > \text{TAC}_i \rightarrow$ eau agressive.
- Si $\text{pH}_f = \text{pH}_i$ et $\text{TAC}_f = \text{TAC}_i \rightarrow$ eau équilibrée.
- Si $\text{pH}_f < \text{pH}_i$ et $\text{TAC}_f < \text{TAC}_i \rightarrow$ eau entartrant.

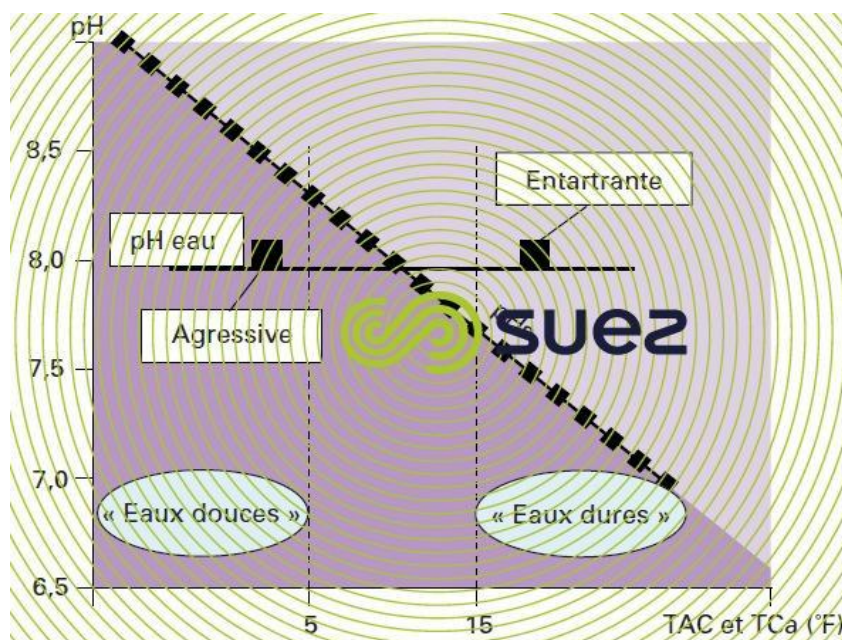


Figure 26: Domaine d'existence des eaux entartrantes et agressives en fonction de PH et de TAC

10. Méthode de détermination de corrosivité et l'agressivité d'une eau :

10.1. Indice de Langelier:

La méthode la plus simple pour le calcul de l'agressivité est la méthode de Langelier. Cet auteur a établi un indice I_s , appelé indice de saturation ou indice de Langelier, égal à la différence entre le pH de l'eau considérée et son pH_s calculé :

$$I_s = pH - pH_s$$

L'eau est agressive si I_s est négatif, elle est calcifiante si I_s est positif et elle est à l'équilibre calco-carbonique si I_s est nul.

Langelier propose une formule simple pour déterminer le pH d'équilibre (pH_s) :

$$pH_s = pK_2' - pK_s' - \log[Ca^{2+}] - \log[HCO_3^-]$$

Dans cette formule pK_2' et pK_s' dépendent de la température de l'eau et de sa force ionique. L'auteur propose un diagramme permettant de calculer ces constantes à partir du résidu sec et de la température. Ainsi, compte tenu de l'imprécision de l'évaluation de la force ionique à partir du résidu sec, il est préférable de recourir à des formules plus rigoureuses telles que celles qui sont utilisées par Legrand et Poirier par exemple [3].

Pour une température donnée, Langelier a établi un graphique en faisant intervenir plusieurs paramètres qui sont indiqués ci-dessous [42] :

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- Le pH initial de l'eau.
- L'alcalinité.
- $[Ca^{2+}]$.
- [Extrait sec].
- La température (°C).

L'indice de Langelier a été mis au point par le Dr Wilfred Langelier au début du 20^e siècle. Son intention était de découvrir la force motrice de la floculation et de la précipitation des sels dans l'eau ou, inversement, de déterminer le moment où ces sels sont dissous. L'étude a mis en lumière le fonctionnement de la corrosion et de la sédimentation dues à la présence de solutés dans l'eau.

L'équation nécessitait finalement 6 variables autres que l'eau pour calculer ce que l'on appelle aujourd'hui l'indice de saturation de Langelier (ISL) [3]:

- **pH :**

Le pH est la représentation numérique de la quantité d'ions hydrogène dans une solution et joue un rôle très actif dans la mise en solution ou la précipitation des éléments dissous dans l'eau. L'hydrogène est un élément très réactif qui peut modifier les composés présents dans l'eau, les rendant plus ou moins solubles [54].

- **Température :**

La température influe sur la capacité d'un composé à se dissoudre dans l'eau ou à précipiter. Les sels agissent différemment. Certains sont plus solubles lorsque la température augmente. D'autres deviennent plus solubles lorsque la température diminue. Il existe également des sels qui conservent leur solubilité quelle que soit la température [54].

- **Dureté calcique :**

La dureté calcique est représentée par des ppm ou des mg/l de carbonate de calcium ($CaCO_3$). Elle indique la concentration de calcium et de magnésium présents dans l'eau. Ce sont les éléments les plus propices à la formation de bouchons dans les canalisations. Leur solubilité dépend des facteurs pris en compte par l'Agence de l'eau [54].

La dureté est calculée à l'aide de l'équation suivante :
$$\text{Dureté (mg/l } CaCO_3) = 2,50 \times [\text{Concentration de } Ca^{2+} \text{ en mg/l}] + 4,116 \times [\text{Concentration en } Mg^{2+} \text{ en mg/l}].$$

- **Alcalinité :**

L'alcalinité est parfois confondue avec le concept de pH alcalin, mais elle n'est pas directement liée à ce dernier. L'alcalinité est définie comme la quantité de carbonates, de bicarbonates et d'hydroxydes dissous dans l'eau. Les eaux contenant ces solutés ont généralement un pH basique ou alcalin et offrent un pH très stable. Une eau à faible alcalinité facilite la corrosion des matériaux traversés par l'eau, tels que les métaux ou les roches, et se traduit par un pH peu stable. Une alcalinité élevée augmente le risque d'entartrage [54].

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- **Total des solides dissous (TDS) :**

Cette mesure représente tous les solutés, les floccs ou tout autre type de matière qui restera sous forme résiduelle lorsque l'eau sera évaporée.

L'équation de l'indice de saturation de Langelier est calculée à partir de facteurs liés à chacune des variables. Les valeurs intermédiaires sont obtenues par une simple interpolation linéaire [54].

10.2. Indice de Larson:

Cet indice est défini de la façon suivante :

$$I_c = [Cl^-] + 2 [SO_4^{2-}] / [HCO_3^-]$$

Les concentrations sont exprimées en mol/l.

Cette formule empirique est basée sur de nombreuses expérimentations effectuées par les américains Larson et Skold, qui ont estimé que cet indice ne devrait pas dépasser 0.2 ou 0.3. D'autres ont estimé que des valeurs allant jusqu'à l'unité étaient acceptables. Le tableau ci-contre montre l'interprétation que l'on peut faire des valeurs de l'indice [55].

Tableau 9 : La tendance à la corrosion en fonction de l'indice de Larson [55].

Ic	TENDANCE
< 0.2	Pas de tendance à la corrosion
0.2 à 0.4	Faible tendance
0.4 à 0.5	Légère tendance
0.5 à 1	Tendance moyenne
> 1	Nette tendance à la corrosion

11. Autres méthodes pour la détermination de l'agressivité :

11.1.Méthode de HALLOPEAU et DUBIN :

Cette méthode permet de déterminer graphiquement l'agressivité d'une eau vis-à-vis du carbonate de calcium.

Le graphique d'HALLOPEAU et DUBIN utilise en abscisse le TAC (échelle logarithmique) et en ordonnée le pH. Y figurent aussi :

- Le CO₂ libre qui est représenté par un ensemble de courbes, assimilables à des droites ascendantes et parallèles,
- La courbe de saturation de référence (équilibre calco-carbonique) qui est une droite descendante,
- Le diagramme auxiliaire qui permet de modifier la position de la courbe de saturation en fonction de la température et de la valeur du rapport TAC/TCa.

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- Les courbes de référence des traitements de neutralisation. Connaissant le pH et l'alcalinité (TAC) d'une eau, on peut déterminer le CO_2 libre de cette eau. Le graphique permet de déterminer le point caractéristique de l'eau, à une température donnée. La concentration en CO_2 libre de l'eau est donnée par la droite oblique passant par le point figuratif de l'eau.

L'état calco-carbonique de l'eau est fonction de la position du point représentatif par rapport à la droite de saturation :

- S'il est situé au-dessous de cette droite, l'eau est agressive.
- S'il est situé au-dessus de cette droite l'eau est calcifiante.

Dans le cas présenté sur la figure 1 on a supposé que le TAC était égal au TH calcique (TCa). Le pH de saturation se lit sur le graphique par l'ordonnée (pH) du point d'intersection de la droite de saturation de l'eau considérée avec la verticale du TAC de cette eau [3].

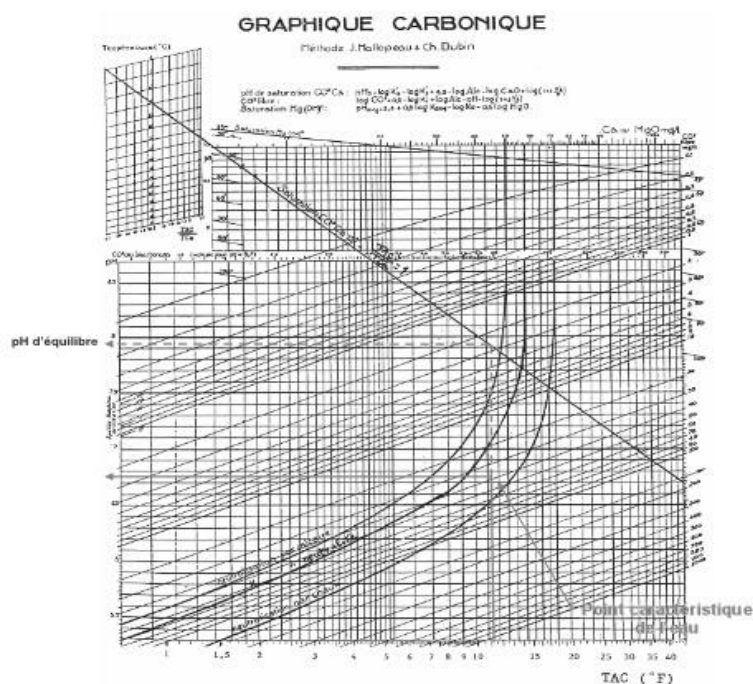


Figure 27: Exemple de représentation graphique selon la méthode de HALLOPEAU et DUBIN

Cette méthode permet également de déterminer graphiquement les doses de réactifs de neutralisation (chaux, carbonate de calcium ou neutralite)

à mettre en œuvre à l'aide des courbes figurant sur le graphique. Pour connaître la dose de réactif, il convient de faire glisser horizontalement la courbe du réactif choisi jusqu'à ce qu'elle passe par le point figuratif de l'eau. La dose de réactif est déterminée par l'écart entre l'abscisse (TAC) du point représentatif et celle du point d'intersection de la courbe relative au réactif choisi avec la droite de saturation. Le pH final est donné par l'ordonnée de ce même point.

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

Il faut toutefois rappeler que la neutralisation par la soude n'a pas été figurée par les auteurs et si l'on assimile la soude à la chaux, on peut certes estimer la dose de réactif mais le pH d'équilibre donné par le graphique ne correspond pas exactement à la réalité.

Enfin, cette méthode ne prend en compte que les éléments fondamentaux, et même si les auteurs introduisent le rapport TAC/TCa qui peut intégrer la présence d'une partie des éléments caractéristiques, un risque d'erreur non négligeable peut résulter de cette hypothèse de calcul notamment lorsque l'eau étudiée est très minéralisée [3].

11.2. Diagramme de LEGRAND et POIRIER :

Ces auteurs travaillent sur un système graphique dans lequel sont portées en abscisse la concentration en Ca^{2+} et en ordonnée la concentration en CO_2 total ou carbone minéral total (CMT) qui est la somme des concentrations des éléments carboniques (CO_2 libre, hydrogénocarbonate et carbonate) ; les concentrations étant exprimées en mmol. L^{-1} . Le CMT est un paramètre qui reste constant, tant que l'eau est en système fermé et qu'il n'y a pas d'échange avec une autre phase (précipitation de carbonates ou évaporation de CO_2). Le point M figuratif de l'eau étudiée, a pour abscisse la concentration du calcium et pour ordonnée la concentration du CMT

Ils sont les premiers à distinguer les éléments fondamentaux et les éléments caractéristiques définis ci-dessus. Ils définissent aussi un terme lambda (λ) homogène au calcium et donc divalent qui est la demi-différence des sommes des anions ($N = 2 [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{NO}_3^-]$) et des cations ($P = 2 [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]$) caractéristiques [3] :

$$\lambda = \frac{N-P}{2}$$

La relation de neutralité électrique peut ainsi se simplifier en ne laissant apparaître que les ions fondamentaux et le terme λ :

$$2[\text{Ca}^{2+}] + [\text{H}_3\text{O}^+] + P = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + N$$

$$2 = 2[\text{Ca}^{2+}] + [\text{H}_3\text{O}^+] - [\text{HCO}_3^-] - [\text{OH}^-] - 2[\text{CO}_3^{2-}]$$

Or, le TAC a pour expression :

$$\text{TAC} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] - [\text{H}_3\text{O}^+]$$

On en déduit que le terme λ peut aussi s'écrire :

$$\lambda = [\text{Ca}^{2+}] - \frac{\text{TAC}}{2}$$

On peut tracer une demi-droite SZ de pente 2 issue du point S d'abscisse λ . Cette demi-droite sépare le CMT de l'eau en deux parties, la partie inférieure correspond au TAC et la partie supérieure correspond au CO_2 libre [3].

D'autre part, ces auteurs utilisent des constantes apparentes (K') qui intègrent l'effet de la force ionique. Elles se calculent selon les formules suivantes :

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

$$pK_1' = pK_1 -$$

$$pK_2' = pK_2 - 2$$

$$pK_e' = pK_e -$$

$$pK_s' = pK_s - 4$$

Où ε est fonction de la force ionique μ : $\varepsilon = \frac{\sqrt{\mu}}{1+1.4\sqrt{\mu}}$

La force ionique s'exprime selon la formule $\mu = \frac{1}{2} \sum C_i V_i^2$

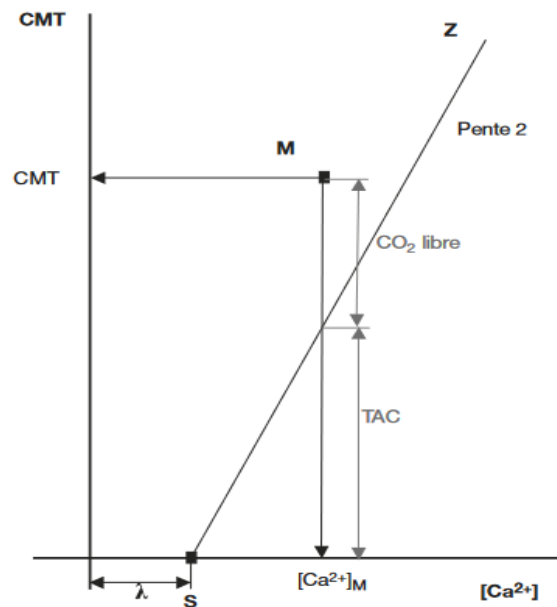


Figure 28 : Représentation graphique de Legrand et Poirier

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

11.3. Graphique de HOOVER :

Le monogramme Hoover c'est une méthode pour déterminer le pH de saturation [42].

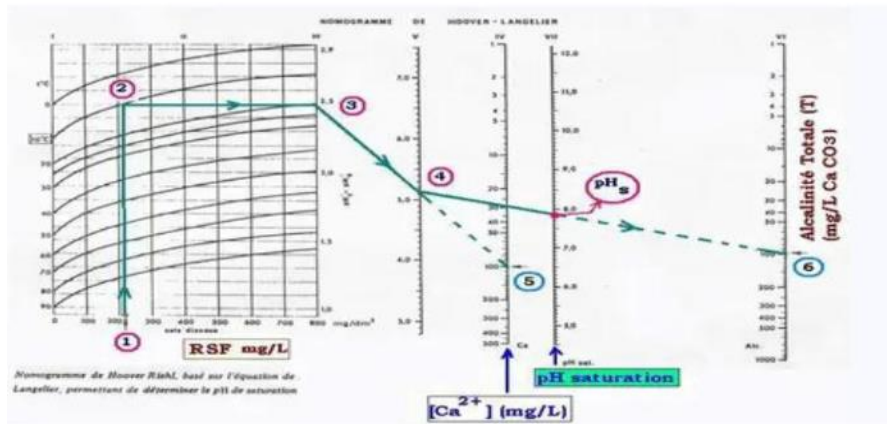
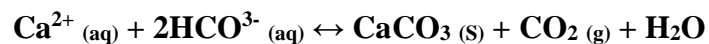


Figure 29 : Représentation graphique de Hoover



- L'équilibre peut se déplacer à gauche, favorisant les réactions de dissolution de CaCO_3 . Ici, l'eau est sous saturée en CaCO_3 . C'est une eau douce et peu alcaline (eau agressive).
- L'équilibre peut se déplacer à droite, favorisant la précipitation de CaCO_3 . Ici, l'eau est saturée en CaCO_3 . C'est une eau dure et alcaline (eau entartrante).

La méthode graphique permettant de déterminer la valeur de pH_s de saturation est le monogramme Hoover.

- Le taux de salinité (TDS mg/l) 1 et la température 2 définissent le point 3.
- Le point pivot 4 est défini en joignant le point 3 au point de représentant la dureté calcique 5.
- Le pH_s est ensuite défini par la droite joignant 4 à l'alcalinité 6 [42].

11.4. Méthode de TILLMANS :

Dès 1912, TILLMANS a montré qu'il existe un pH dit pH de saturation (pH_s) ou pH d'équilibre au-delà duquel il va être observé une précipitation des ions calcium et bicarbonate sous forme de carbonate de calcium. Ce précipité (couche de TILLMANS) joue un rôle protecteur des parties métalliques vis-à-vis de l'eau. Les eaux peuvent donc être classées en fonction de la valeur de leur pH par rapport à leur pH_s [56] :

- Si le pH est supérieur au pH d'équilibre, les eaux ont tendance à déposer du CaCO_3 , elles sont dites entartrantes.
- Si le pH est inférieur au pH d'équilibre, les eaux ont tendance à dissoudre du carbonate de calcium, elles sont dites agressives.

Le schéma de la réaction d'équilibre est suivant [56] :

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques



La méthode de TILLMANS permet de déterminer le pH d'équilibre et l'indice saturation à partir des deux paramètres suivants :

- Concentration de CO_2 libre (mg/l).
- L'alcalinité (mg/l de CaCO_3).

La formule de pH d'équilibre est :
$$\text{pH} = 7 - \log. \frac{3[\text{CO}_2] \text{ libre}}{0.61 \cdot [\text{TAC}]}$$

12. Les traitements des eaux agressive – incrustantes – corrosive :

12.1. Les eaux agressives :

- **Neutralisation :**

Ce traitement est réservé aux eaux dont le CO_2 libre est en excès. Il se situe en fin de filière pour mettre l'eau à l'équilibre ou au niveau du flocculateur pour atteindre le pH optimum de floculation. Il faut consommer le CO_2 agressif et augmenter le TAC. Plusieurs procédés sont possibles.

Le premier est simple : c'est l'aération. La teneur en gaz carbonique chute. Sur le graphique, à partir du point eau brute, on suit une verticale jusqu'à atteindre le point eau aérée. En conséquence, le pH chute et l'alcalinité reste constante. Industriellement, l'aération est réalisée, soit par pulvérisation de l'eau à l'air libre, sur une hauteur d'environ 3m et en prenant 1 m^2 pour un débit de $12 \text{ à } 15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, soit par injection d'air dans l'eau avec un débit d'air égal à 10 fois celui d'eau, soit enfin, par cascades ou ruissellement. Les possibilités réelles sont très inférieures aux indications théoriques en raison de la diminution de la vitesse d'évasion du CO_2 , au fur et à mesure que l'on s'approche de l'équilibre. Pour cette raison, la limite d'action du procédé est une concentration de $7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, en dioxyde de carbone libre. Il faut néanmoins éviter une réaction trop intense qui risquerait de rendre l'eau incrustante.

La neutralisation chimique par addition de chaux vive ou par filtration lente sur calcaire (mäerl, neutralite) est la deuxième possibilité de traitement. Les équations de réaction sont les suivantes :

- Calcaire : $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$
- Chaux : $\text{CaO} + 2 \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$
- Soude : $\text{NaOH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{Na}(\text{HCO}_3)$

Un tel traitement augmente le pH et l'alcalinité. Tout excès de chaux entraîne une réaction d'adoucissement et par conséquence directe, un dépôt de calcaire [57].

- **Reminéralisation- Recarbonatation :**

Le but est d'augmenter le TAC et/ou le TCa pour permettre la formation de la couche protectrice de TILLMANS au niveau du réseau. Ce traitement est préconisé pour les eaux très douces ou issues d'une filière de dessalement. La méthode la plus répandue est l'injection de

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

CO₂ et de chaux. Le dioxyde de carbone est distribué par poreux et l'injection de chaux éteinte se déroule en aval de celle du CO₂, pour éviter tout phénomène de décarbonatation. Le taux de traitement est de 8.8 g CO₂ additionnés de 5.6 g de CaO par °F de TAC nécessaire pour atteindre l'équilibre. Une injection de NaHCO₃ et de sels de calcium sous forme de CaCl₂ et de CaSO₄, est une autre possibilité [57].

12.2. Les eaux incrustantes :

- **Réduction de l'alcalinité :**

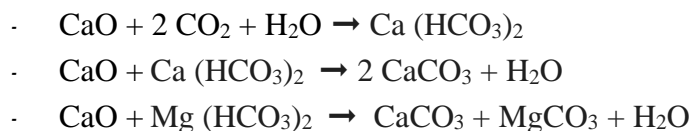
Les eaux de cette catégorie présentent un TAC élevé et un déficit en CO₂ libre. Il est nécessaire d'ajouter du dioxyde de carbone ou de consommer de l'alcalinité.

L'injection de gaz carbonique est la solution la plus simple. Le taux de traitement est donné en déterminant, grâce aux droites parallèles inclinées, la teneur en CO₂ libre nécessaire pour que l'eau atteigne son équilibre. Autrement dit, ce taux est égal à la différence CO₂ _{équilibre} moins CO₂ _{eau brute}. Seul le pH est modifié, l'alcalinité reste constante.

L'injection d'acide sulfurique est également possible. L'équation montre qu'une mole d'H₂SO₄ consomme 2 moles d'HCO₃⁻ soit 122 g ou 10 °F d'alcalinité. Or, on sait qu'un équivalent de Ca(HCO₃)₂ correspond à un équivalent de CaO. On en conclut qu'une mole d'H₂SO₄ consomme un équivalent CaO. En conséquence, la perte de TAC suit la courbe chaux. Au niveau du graphique, le taux de traitement d'acide est déterminé par l'expression TAC_{ET} - TAC_{EB} [57].

- **Adoucissement par décarbonatation :**

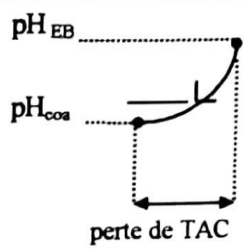
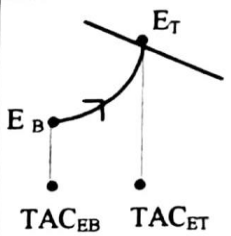
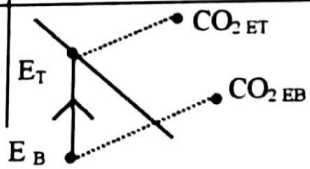
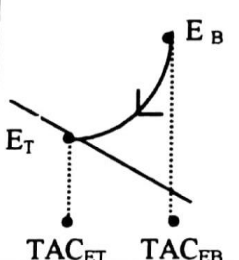
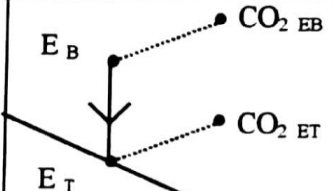
Il s'agit d'eaux à fort titre hydrotimétrique accompagné d'un TAC élevé. L'adoucissement sur résines cationiques est une solution, mais la décarbonatation à l'aide de chaux est réservée aux forts débits. L'addition de ce réactif provoque la cascade de réactions chimiques décrites ci-dessous :



L'élimination de la dureté bicarbonatée calcique ou magnésienne, s'effectue par la formation de précipités de carbonate de calcium et magnésium. Les taux de traitement sont respectivement de 8(THT_{EB} - THT_{ET}) en g.m⁻³ avec THT en °F pour la chaux vive et de 7.4 (ΔTAC + TH_{Mg} + CO₂ libre) en mg. L⁻¹ pour la chaux éteinte [57].

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

Tableau 10 : Récapitulatif de l'action des différents traitements [57].

Traitement	pH	TAC	Courbe	Représentation	Remarques
Coagulation	⇓	⇓	Chaux		Perte d'alcalinité calculée par rapport au taux de coagulant
Neutralisation					
CaO	⇑	⇑	Chaux		Traitement CaO ou CaCO ₃ égal à (TAC _{ET} - TAC _{EB})
CaCO ₃	⇑	⇑	Calcaire		
Aération	⇑	-	Verticale		
Injection					
H ₂ SO ₄	⇓	⇓	Chaux		Taux = 9,8(TAC _{EB} - TAC _{ET})
Injection					
CO ₂	⇓	-	Verticale		Taux = (CO _{2 ET} - CO _{2 EB})

12.3. Les eaux corrosives :

Le traitement des eaux corrosives est crucial pour protéger les infrastructures de distribution d'eau et garantir la qualité de l'eau potable. Voici quelques méthodes couramment utilisées pour traiter les eaux corrosives :

- **Ajustement du pH :**
 - **Ajout de substances alcalines :** L'ajout de substances telles que la chaux (Ca(OH)₂) ou la soude caustique (NaOH) augmente le pH de l'eau, la rendant moins corrosive.

Chapitre 03 : les équilibres calco-carboniques

- **Utilisation de carbonates :** Le bicarbonate de sodium (NaHCO_3) peut être ajouté pour tamponner l'eau et stabiliser son pH.
- **Stabilisation de la dureté :**
 - **Ajout de calcium et de magnésium :** Ces ions peuvent être ajoutés pour augmenter la dureté de l'eau, ce qui réduit sa corrosivité en formant une fine couche protectrice à l'intérieur des tuyaux.
- **Inhibiteurs de corrosion :**
 - **Phosphates :** Les polyphosphates et orthophosphates sont souvent ajoutés pour former une couche protectrice sur les surfaces métalliques des tuyaux, réduisant ainsi la corrosion.
 - **Silicates :** Les silicates peuvent également être utilisés comme inhibiteurs pour protéger les infrastructures.
- **Traitement par la réduction de l'oxygène dissous :**
 - **Désoxygénation :** L'élimination de l'oxygène dissous dans l'eau peut être réalisée par des procédés tels que l'aération ou l'utilisation de réactifs chimiques comme les sulfites (Na_2SO_3), qui réagissent avec l'oxygène pour le retirer de l'eau.
- **Utilisation de matériaux résistants à la corrosion :**
 - **Revêtements internes :** Les tuyaux peuvent être revêtus de matériaux résistants à la corrosion, tels que les polymères ou les ciments spéciaux, pour protéger les surfaces métalliques.
 - **Tuyaux non métalliques :** L'utilisation de tuyaux en matériaux non métalliques, comme le PVC ou le PEX, peut éliminer les problèmes de corrosion.
- **Contrôle de la qualité de l'eau :**
 - **Surveillance continue :** Le pH, la dureté et d'autres paramètres de qualité de l'eau doivent être surveillés en permanence pour détecter et corriger rapidement tout signe de corrosion.

En utilisant ces méthodes, il est possible de traiter efficacement les eaux corrosives, de prolonger la durée de vie des infrastructures de distribution et de garantir la sécurité et la qualité de l'eau potable.

1. Historique de la station :

Avant l'année 1987, l'alimentation en eau potable du grand Alger était assurée essentiellement par les champs de captage (Mazafran, Baraki et Hamiz) qui provenaient des eaux souterraines dont la capacité était de 30000 m³/j cette quantité était insuffisante par rapport aux besoins croissants des consommateurs.

Pour combler le déficit en eau potable de la région d'Alger, un nouveau système d'approvisionnement a été mis en service à partir de 1987, et qui consistait à la mobilisation des eaux superficielles des oueds : Isser, Boumerdes.

Ce système est appelé SPIK (système de production Isser Keddara), a pour objet retenue des eaux des oueds, il se compose des ouvrages suivants :

- Le barrage de Beni Amrane , capacité de 16 million de m³ .
- Barrage de keddara , capacité de 145 millions de m³ .
- Station de traitement capacité de 540000 m³ /j.
- Station de pompage Beni Amrane 604800 m³/j.
- Station de pompage Gué de constantine, 190080 m³ /j.
- Station de pompage de Garidi , 103680m³ /j .
- Station de pompage Tafourah, 190080 m³ /j.
- Réservoir Gué de constantine, 2500m³, Réservoir Garidi, 2000 m³.
- Réseau d'adduction et de distribution 250 Km, diamètre de 5000 mm à 2000 mm.

2. Présentation de centre de traitement de Boudouaou :

La station de traitement d'eau potable se situe à environ la ville de BOUDOUAOU à l'Est et quelques 2.5 Km d'Ouled Moussa sur la RN29 (route de Khemis El Khechna).

Elle occupe une superficie de 17 hectares et entourée d'une clôture de 3 m de hauteur et de 1500 m de porteur.

Le barrage de Keddara est la source d'alimentation de la station de traitement des eaux de Boudouaou. Il se situe dans la wilaya de Boumerdes à environs 7 Km du barrage de Keddara, 8 Km de Boudouaou, et 50 Km à l'Est d'Alger.



Figure 30 : photo de localisation de station de Boudouaou ‘SEAAL’

L’usine de traitement d’eau potable possède une capacité nominale de production de 6000 l/s elle alimente en eau potable le Grand Alger ainsi que les Wilayas de Boumerdes et de Tipaza Est.

3. Présentation des différents services :

3.1 Service d’exploitation:

Son rôle consiste à l’exploitation des eaux brutes en passant par les différentes étapes qui sont les suivants :

- Arrivée de l’eau brute : aération, préchloration.
- Injection des produits chimiques (Sulfate d’alumine, acide sulfurique, charbon actif en poudre CAP, hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium, permanganate de potassium KMnO_4 , chlore).
- Décantation :
 - Extraction des boues.
 - Examen de niveau du lit de boue
- Filtration :
 - Lavage
 - Nettoyage.
 - Contrôle des dosages des réactifs injectés. Il s’occupe de contrôle et de production d’eau potable.
 - Détermination des taux de traitement journaliers.
- Désinfection.
- Neutralisation (par la chaux).

Chapitre 04 : présentation de la station

- Eau traitée.

3.2 Service de maintenance :

Il permet de suivre le fonctionnement des machines et de les réparer en cas de pannes. Il effectue les interventions sur les équipements.

3.3 Service de qualité :

Le suivi de qualité de l'eau le long des étapes de traitement.

Il dispose de deux laboratoires :

- **Physico-chimique :**

On retrouve dans ce laboratoire les équipements suivants :

- Hôte d'aspiration
- Plaque chauffante
- Conductivimètre (taux de sels)
- pH-mètre
- Spectrophotomètre (phosphate – manganèse – aluminium – Fer – Nitrate...)
- Etuve
- Réfrigérateur
- Oxygène (taux de l'O₂)
- Mesure de la couleur
- Floculateur (Jar test)
- Turbidimètre
- Distillateur et - Mesure de chlore



Figure 31 : laboratoire physico-chimique

Analyses effectuées dans ce laboratoire :

- Paramètres physico-chimiques
- Paramètres de pollution et métaux
- Test de traitabilité des produits chimiques
- Taux de traitement

Chapitre 04 : présentation de la station

- **Bactériologique :**

Dans ce laboratoire on retrouve les équipements suivants :

- Incubateurs (37, 44, 22°C)
- Centrifugeuse
- Conteur de colonies
- Bain Marie
- Rampe de filtration
- Réfrigérateur
- Microscope inversé
- Quanti-TraySealer IDEXX
- Lampe UV
- Hôte d'aspiration



Figure 32 : laboratoire bactériologique

4. Les filières de traitement de la station :

Traitement passe par les étapes suivantes :

- **L'aération :** elle sert à oxyder certains éléments, tels que les métaux, les matières organiques d'une part et conférer à l'eau un goût agréable d'autre part.
- **Préchloration :** elle sert à éliminer les matières organiques et l'ammoniaque contenues dans l'eau.
Le chlore est introduit se forme d'eau chlorée à partir du chlore gazeux
- **Coagulation-Floculation :** C'est un procédé qui facilite l'élimination de MES et des colloïdes, réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide-liquide : décantation et filtration. Cette technique s'effectue en 2 stades :
 - Coagulation : C'est la formation d'une masse compacte à partir de l'agglutination de certaines constituantes colloïdes d'une masse liquide.
 - Floculation : C'est la formation de floc à partir des constituantes coagulées.
- **Décantation :**
Elle sert à faire précipiter les floccs au fond des décanteurs.
- **Filtration sur sable :**
C'est un procédé de séparation qui utilise le passage d'un mélange solide-liquide à travers un milieu poreux (sable) qui retient les particules solides et laisse passer le liquide.

Chapitre 04 : présentation de la station

➤ Désinfection :

Elle sert à détruire les bactéries et germes contenus dans l'eau. Le chlore est désinfectant, pour cette installation, introduit sous forme d'eau chlorée.

➤ Neutralisation :

Elle sert à protéger les conduites contre l'agressivité et /ou l'entartrage.

- La neutralisation peut s'effectuer par différents procédés, en particulier pour L'installation en question. On opère au dosage de lait de chaux pour obtenir le pH d'équilibre.

5. Description des installations et ouvrages :

5.1 Ouvrage d'arrivée :

• Description de l'ouvrage :

Il existe 3 chambres dans l'ouvrage d'arrivée qui se répartit comme suit :

- Chambre des obturateurs :

C'est la chambre d'arrivée des eaux provenant du barrage de keddara, dont le rôle des obturateurs est de briser la pression ainsi que l'aération des eaux brutes.

Les équipements de cette chambre sont :

- 4 obturateurs à disque sous capot.
- Vannes motorisés.
- Indicateurs de qualité (redox).



Figure 33 : obturateurs à disque sous capot

- Chambre de mélange :

Où il se fait l'injection des produits chimiques par des rampes d'injection qui sont :

- 2 rampes d'injection de chlore
- 2 rampes d'injection de l'hypochlorite de sodium
- 2 rampes de l'hypochlorite de calcium (pré chloration).
- 2 rampes d'injection de permanganate de potassium (KMnO_4).
- 2 rampes d'injection de CAP (charbon actif en poudre).
- 1 rampe d'injection de sulfate d'alumine (coagulation).

- Chambre de répartition :

Dans cette chambre, il se fait l'injection du poly-électrolyte (floculation) afin de favoriser la décantation, ces équipements :

- 6 vannes murales (répartition des eaux brutes dans les 6 décanteurs de façon identique.
- Bac d'injection de poly électrolyte.
- Agitateur.

Chapitre 04 : présentation de la station

- Indicateur des hydrocarbures (cas de pollution).
- Armoire de l'indicateur.

5.2 Décanteurs :

- **Description de l'ouvrage :**

- La station de traitement de Boudouaou est équipée de 06 décanteurs répartis entre deux filières chacune à trois (03) décanteurs.

- Le type de décanteur utilisé est : Décanteur pulsateur lamellaire.

- Le décanteur se représente comme suit



Figure 34 : Les décanteurs

- **Dimensions unitaires :**

Chaque décanteur a les dimensions suivantes :

- Longueur = 37 m
- Largeur = 19.30 m
- Hauteur = 4.75 m
- Surface = 714.1 m²

- **Equipements unitaires :**

- **Chambre à vide :**

- 6 Ventilateurs.
 - 12 Vannes de mise à l'atmosphère.
 - 6 Interrupteurs à flotteur.

Chapitre 04 : présentation de la station

- 12 Electrovanne de mise à l'atmosphère.
- **Dispositif d'extraction des boues :**
 - 24 vannes automatique d'extraction
 - 24 Electrovanne de commande pour vanne d'extraction.
 - 2 Minuterie.

5.3 Filtre :

- **Description de l'ouvrage :**

- la station de traitement de Boudouaou est équipée de 16 filtres répartis entre deux filières chacune à 8 filtres.
- Le type de filtre utilisé est : Filtre aquazur type « V ».
- Le filtre Aquazur type « V » se représente comme suit



Figure 35 : Les filtres

- **Dimensions unitaires :**

Chaque filtre Aquazur « V » a les dimensions suivantes :

- Longueur = 16.30 m
- Largeur = 5 x 2 m
- Surface = 163 m²

- **Equipements unitaires :**

Matière filtrante :

- Couche support : c'est le gravier de type A.

Chapitre 04 : présentation de la station

- Sable : type T. E.N :0.95.
- Planchers filtrant équipé de buselures : chaque filtre contient buselures.
- Indicateur de colmatage.

- **Equipements communs :**

- Groupes électropompe de lavage avec moteur.
- 2 Détecteurs de niveau.
- 3 Suppresseurs d'air de lavage avec moteur.

- **Equipements recirculation eau de lavage :**

- 1 Vanne manuelle.
- 2 Vannes normales manuelle.
- 3 Clapets.
- 3 Groupes électropompes submersibles.
- 3 Régulateurs de niveau.

- **Equipements de la répartition des eaux filtrés :**

- 2 Vannes murale.
- 2 Vannes murale manuelle.
- 1 Vanne papillon.

5.4 Réservoirs :

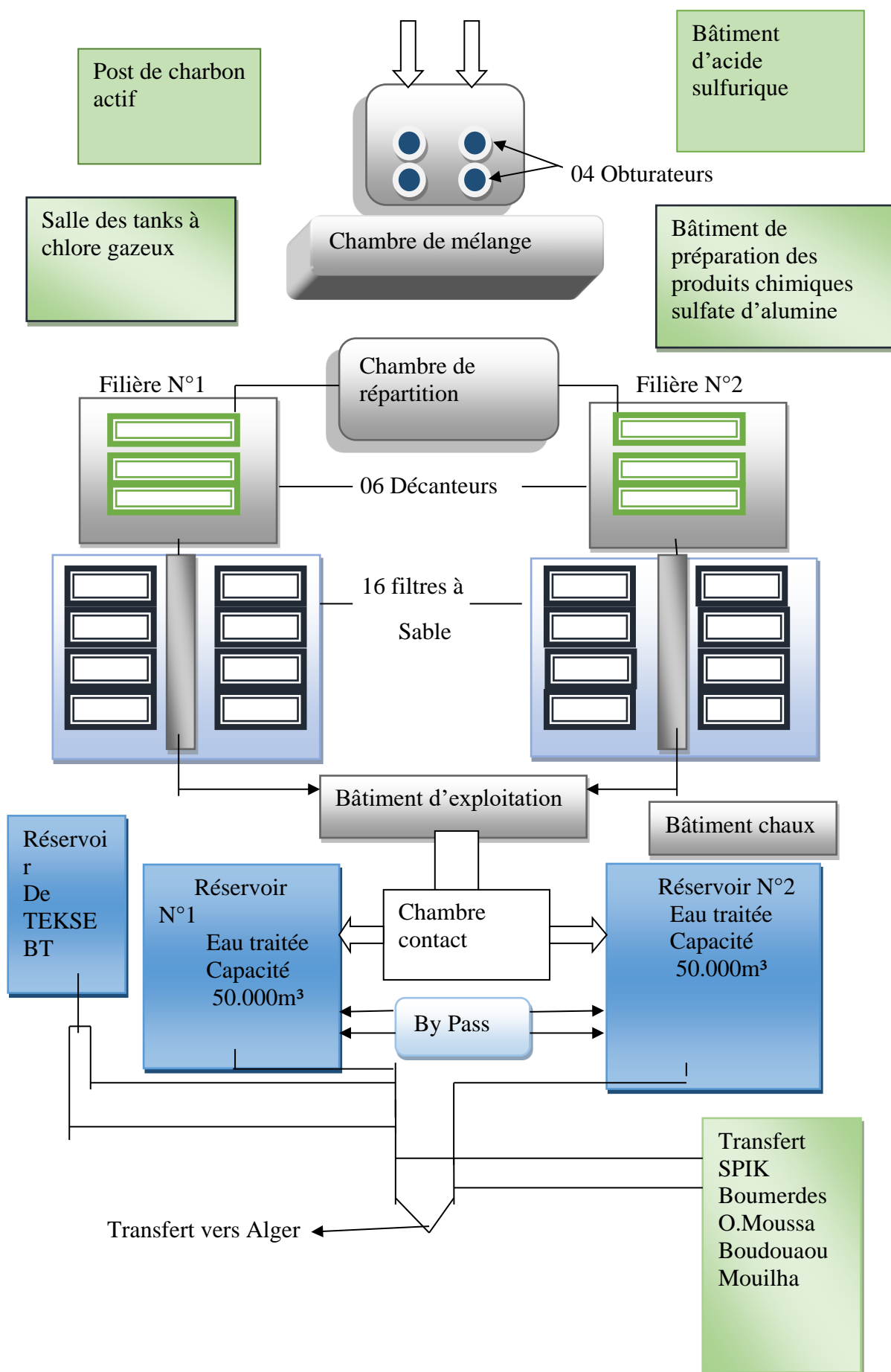
- **Description de l'ouvrage :**

Enfin, l'eau traitée est stockée dans deux réservoirs de 7 m de profondeur de 10 000 m² de superficie ; dont la capacité de chacun est de 50 000 m³.

- **Equipements :**

- Chambre de répartition : 2 vannes murales (Ø 2000).
- Chambre de contact : 2 capteurs de niveaux.
- 2 crépines (2 vannes).
- 2 vannes de sortie (Ø1200).
- Vanne de by-pass (Ø 1500).

Chapitre 04 : présentation de la station



6. Fonctionnement de la station :

6.1 Chambre d'arrivée :

L'eau brute arrive du barrage de Keddara gravitairement par deux conduites de diamètre nominal 1500 ; atteint la chambre des obturateurs où il y a 4 obturateurs à disque dont le rôle est de briser la charge ; oxygéner l'eau et réguler le débit.

Puis l'eau passe à la chambre de mélange où il y a l'ajout des produits chimiques :

- Hypochlorite de sodium ; hypochlorite de calcium et le chlore gazeux.
- Sulfate d'alumine (coagulation).
- KMNO₄ à la présence de manganèse.
- Charbon actif (apparition du goût et /ou l'odeur).

En suite ; dans le charbon de répartition il se fait l'ajout du flocculant (Polyélectrolite) et l'eau sera répartie par les vannes murales sur les 2 filières (dans chacune il y a 3 décanteurs)

6.2 Décanteurs :

L'eau arrive gravitairement de la chambre de répartition passe par une cloche à vide composée d'un pulsator dont le rôle est la chasse-aspiration.

Ensuite, l'eau passe par une conduite de ramification (perforée) surmontées.

De tranquillisateurs qui stabilisent l'eau pour ne pas perturber le lit de boue ; de là l'eau traverse le lit de boue qui sépare entre le solide et le liquide ; et passe par les modules lamellaires qui sont des piègeurs et empêchent la pénétration des rayons solaires et finit par arriver aux goulottes d'eau clarifiée.

6.3 Filtres à sable AQUAZUR « V » :

L'eau est généralement distribuée au-dessus du sable par le déversoir d'entrée. Elle traverse le sable où les matières en suspension sont retenues. Les buselures s'équipant le plancher collectent l'eau uniformément dans une chambre située sous le plancher et reliée au régulateur de niveau. Lorsque l'accumulation des impuretés conduit à une valeur préétablie de charge dans le lit filtrant ; le filtre doit être lavé.

Il existe 2 méthodes de lavage du filtre (AQUAZUR « V ») :

- Manuelle assistée.
- Semi-automatique.

Le lavage du filtre est un lavage par retour simultané d'eau et d'air surpressé ; se fait comme suit :

- ✓ Abaissement de volume de l'eau au niveau du réservoir à l'aide d'un boulet AVC ; et donc vidange du filtre.

Chapitre 04 : présentation de la station

- ✓ Détachement et évacuation des impuretés agglomérées grâce à l'air comprimé et l'eau distribués par les buselures placées au-dessous de la couche sableuse.
- ✓ Rinçage ou de surface au moyen d'une goulotte latérale en « V » qui permet de pousser à l'égout les eaux de lavage.
- ✓ Les eaux de rinçage sont recyclées ou rejetées afin d'économiser les produits chimiques.

Autre temps ; dans les galeries des filtres

- **Avant le lavage :**

Durant la première vidange ; la vanne de filtration est complètement ouverte pendant 2 ou 3 secondes après elle se ferme complètement ; et pendant le deuxième vidange la vanne de filtration s'ouvre ce qui produit la vidange du filtre.

- **Lors du lavage :**

Une fois le filtre est vidé ; les supprimeurs démarrent donc les vannes s'ouvrent pendant 2 secondes ; ensuite la vanne des eaux de lavage (soufflage) s'ouvre ; généralement le soufflage dure 7 minutes.

- **Fin de lavage :**

Arrêt des supprimeurs ; la pompe de lavage reste en service (rinçage) pendant 8 à 9 minutes.

- Fermeture de la vanne de vidange.
- Remplissage du filtre.
- Filtre en filtration.

6.4 Réservoir :

L'eau désinfectée arrive dans la chambre de répartition par une conduite de diamètre 2000 ; pour être répartie sur les deux chambres de contacts dans lesquelles elle séjourne avec un volume contact de 4,8 m³.

Ensuite passe par des chicanes dont le rôle est de briser la charge et mélanger l'eau.

7 Les caractéristiques de l'eau de la station :

Tableau 11 : Tableau de qualité de l'eau brute, décantée et traitée

Qualité de l'eau à l'entrée de la station	
Paramètres	Valeurs contractuelles
Couleur vraie	5 Hazen
T°	6.5 à 24°C
Turbidité	1.4 à 10.5 NTU
MES	35 à 100 mg /l
MO en milieu alcalin	2.1 à 2.6 mg/l
pH	7.7 à 8.4
TH	27 à 48 F°
Ca ²⁺	18 à 56 mg/l
Mg ²⁺	22 à 58 mg/l
TAC	40 à 144 mg/l de CaCO ₃
Sulfates	50 à 180 mg/l
Chlorures	10 à 54 mg/l
Fer	0.02 à 0.05 mg/l
Manganèse	0.02 à 0.24 mg/l
Nitrite	00
Nitrate	0.5 à 6 mg/l
Qualité de l'eau décantée	
Matières en suspension (MES)	12.5 mg/l
Turbidité : moyenne journalière	<5 NTU
Qualité de l'eau traitée	
Couleur	<5 Hazen
Odeur	Acceptable
Turbidité	<0.4 NTU
pH	Egale ou >5
Fer (en Fe)	<0.1 mg /L
Aluminium (en Al)	<0.05 mg/l
Manganèse (en Mn)	0.05 mg/l

Chapitre 05 : Modes opératoires

Notre travail a pour but de connaître l'effet de la coagulation sur l'agressivité des eaux du barrage de Keddara.

Avant les essais de coagulation floculation, nous avons mesuré les paramètres (turbidité – conductivité – absorbance – le pH – le TH).

On a utilisé l'appareil de jar test, c'est la procédure de l'essai de coagulation-floculation, de l'eau brute dans des turbidités variées (l'eau brute de l'ouvrage, avec un dopage de 50 NTU, 100 NTU et 150 NTU) avec l'injection de deux coagulants (sulfate d'alumine Al_2SO_4 et chlorure ferrique FeCl_3).

Le jar test permet également de mesurer le pH optimal pour déterminer l'indice de Langelier (indice de l'agressivité). Et déterminer les concentrations des anions (HCO_3^- / Cl^- / SO_4^{2-}) pour calculer l'indice de Larson (l'indice de corrosion).

On a aussi étudié le test de marbre pour les différentes eaux (EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU)

Ces analyses ont été réalisées au niveau de la station de traitement des eaux potables de Boudouaou « SEAAL » (Société d'Eau et d'Assainissement d'Alger), pour une durée de deux mois (18 février- 25 avril).

1. Echantillonnage :



Figure 36 : Eau brute

2. Matériels :

- Un flocculateur de laboratoire avec six béciers de floculation de 1L.
- Un siphon ($d \sim 0.5$ mm) recourbé vers le haut pour éviter l'aspiration des boues.
- 7 béciers pour récupérer les échantillons siphonnés.
- Béciers 250ml.
- Burette pour titrage.
- Fioles de diverses contenances (50 ml et 100ml).
- Des pipettes graduées.
- Poires.
- Un pH mètre.
- Un turbidimètre.
- Un spectrophotomètre.
- Cuvette stérile.
- Un conductimètre.
- Une balance analytique : précision 0.1 mg.
- Erlenmeyer.
- Barreau magnétique.
- Agitateur.
- Les papiers de filtration.
- Les entonnoirs de filtration (test de marbre).
- Les flacons de test de marbre.

3. Les réactifs :

- Coagulants utilisés (sulfate d'alumine Al_2SO_4 , chlorure ferrique $FeCl_3$).
- Solution EDTA (acide 0.02N).
- Solution tampon pH=10.
- Indicateur noir d'eriochrome T (poudre).
- Solution d'acide hydrochlorique (HCl 0.1N).
- Chromate de potassium K_2CrO_4 .
- Nitrates d'argent $AgNO_3$ (0.02 mol/l).
- Solution stabilisante.
- Chromate de baryum $BaCrO_4$.

- Carbonate de calcium CaCO_3 .

4. Appareillage :

4.1. Jar test :

- **Principe :**

La détermination du taux de coagulant est effectuée à l'aide d'un essai expérimental :

Le test de jarre « jar test » consiste à ajouter des doses croissantes de coagulant dans plusieurs récipients contenant la même eau brute. Après un certain temps, on effectue toutes les mesures nécessaires sur l'eau décantée pour évaluer sa qualité. La dose optimale de coagulant est alors déterminée en comparant les qualités des différentes eaux traitées.

- **Matériel :**

-Un flocculateur avec 6 agitateurs à hélices entraînés par un moteur électrique à vitesse variable.

-6 béciers de 1l.

- **Réactifs :**

- Solution de sulfate d'alumine (coagulant) : préparée à partir du (sulfate d'aluminium $\text{Al}_2\text{SO}_4, 18 \text{ H}_2\text{O}$).

- Solution de chlorure ferrique (coagulant) : préparée à partir du (chlorure ferrique $\text{FeCl}_3, 6 \text{ H}_2\text{O}$).

- **Mode opératoire :**

Dans chacun des 6 béciers, on verse un litre d'échantillon d'eau brute à analyser puis on les place dans le flocculateur.

-On injecte le coagulant (sulfate d'alumine – chlorure ferrique) en quantités croissantes.

-On met en marche les agitateurs à une vitesse d'environ 180 tr/min, pendant 2 minutes.

Après deux minutes :

-On diminue la vitesse d'agitation à 40 tours/min pendant 18 minutes.

-Au début de cette agitation on note l'apparition des floccs, leurs aspects.

-On observe la décantation des floccs à la fin de l'agitation lente.

-On éteint l'appareil de jar test et on laisse les 6 béciers décanter pendant 40 minutes au minimum.

4.2. Turbidimétrie :

- **Principe :**

Un liquide trouble s'éclaire vivement lorsqu'il est traversé par un faisceau lumineux, c'est le phénomène dit Tyndall due aux particules insolubles en suspension diffusant latéralement une partie des rayons lumineux.

- **Appareillage :**

- Turbidimètre (HACH 2100P).
- Cuve stérile.



Figure 37 :
Turbidimètre

- **Mode opératoire :**

Remplir une cuvette de mesure propre avec l'échantillon à analyser, bien homogénéiser, puis essuyer avec du papier hygiénique et effectuer rapidement la mesure, il est nécessaire de vérifier l'absence de bulle d'air avant la mesure.

4.3. Mesure de pH :

- **Principe :**

Le pH est en relation avec la concentration des ions hydrogène $[H^+]$ présents dans l'eau ou les solutions. La différence de potentiel existant entre une électrode en verre et une électrode de référence (Calomel - KCl saturé), plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

- **Electrode :**

Electrode de pH combiné.

- **Mode opératoire :**

- Allumer le pH mètre.
- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée.
- Prendre dans un petit bécher, l'eau à analyser et barreau magnétique.
- Régler l'agitation à faible vitesse.
- Tremper l'électrode de pH dans le bécher.



Figure 38 : pH mètre

-Laisser stabiliser un moment jusqu'à affichage du

AR

-Enlever l'électrode et la rincer abondamment avec l'eau distillée.

-Puis noter le pH.

4.4. Mesure de la température (T) :

- **Principe :**

Les mesures de la température de l'eau sur le lieu de prélèvement de l'échantillon sont une partie intégrante de l'analyse des eaux, car de cette température dépendent la solubilité du gaz et la vitesse de la réaction de l'eau.

- **Appareillage :**

La température est mesurée au même temps avec le pH par le pH mètre.

4.5. Mesure de la conductivité :

- **Principe :**

Le conductimètre est une méthode d'analyse quantitative. Elle est liée à la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. Cela signifie qu'on peut déterminer la concentration d'un acide, d'une base ou d'un sel de manière très précise.

- **Appareillage :**

- Conductimètre à électrode.

- **Mode opératoire :**

-Allumer le conductimètre.

- Plonger la cellule dans le récipient de l'eau distillé et agiter doucement (manuellement).

- Presser le bouton « read » et attendre une valeur stable.

-Plonger la cellule dans le récipient qui contenant l'eau à analyser et agiter doucement (manuellement).

-Presser le bouton «read» et attendre une valeur stable.

-pour mesurer le taux de salinité appuyer le bouton TDS.



Figure 39 : conductimètre

Chapitre 05 : Modes opératoires

-une fois la mesure effectuée, retirer l'électrode de la solution et conserver l'électrode dans l'eau distillé.

4.6. Mesure de l'absorbance :

- **Principe :**

Le spectrophotomètre réalise une mesure de l'intensité de la lumière qu'il reçoit, une fois celle-ci passée à travers un récipient transparent (cuvette dont la matière doit être adaptée à la longueur d'onde), contenant la solution à étudier.



Figure 40 : Spectrophotomètre

- **Appareillage :**

- Spectrophotomètre.
- cuve stérile.

- **Mode opératoire :**

- Allumer le spectrophotomètre et régler sur $\lambda=254$ nm.
- Introduire dans le spectrophotomètre la cuve qui contient l'eau distillée.
- Appuyer sur la touche « ZERO » afin de réaliser le réglage du blanc.
- Remplacer la cuve qui contient l'eau distillée par celle qui contient l'eau à analyser.
- Appuyer sur la touche « Mesurer » puis noter la valeur.

5. Les modes opératoires :

5.1. Dosage du titre hydrotimétrique (TH) :

- **Réactifs :**

- Indicateur noir d'eriochrome T en poudre.
- Solution d'EDTA.
- Solution tampon (pH=10) : ammoniac.

Chapitre 05 : Modes opératoires

- **Mode opératoire :**

- Prélever 50 ml d'eau à analyser, dans l'hôte d'aspiration ajouter 2 ml de solution tampon (pH =10) et quelques grains d'indicateur coloré (couleur rose).
- Mettre la solution sous l'agitation.
- Verser la solution d'EDTA dans la burette et titrer jusqu'au virage du rose foncé Vers bleu.



Figure 41 : dosage de TH virage du rose vers le bleu

- **Expression des résultats :**

$$TH \text{ } ^\circ F = V \text{ titré} \times 2$$

5.2. Titre alcalimétrique complet (TAC) et $[HCO_3^-]$:

- **Réactifs :**

Solution d'acide chlorhydrique HCl (0,1 N).

- **Mode opératoire :**

- Etalonner le pH mètre.
- Remplir une pro pipette de $V = 5 \text{ ml}$ avec l'acide chlorhydrique HCl (0.1 N).
- Introduire $V = 100 \text{ ml}$ d'eau à analyser sous l'agitation, plonger dans cette eau la sonde du pH mètre et mesurer son pH.
- Ajouter l'HCL goutte à goutte et on mesure le pH après chaque ajout jusqu'à $\text{pH} = 4.5$.

- **Expression des résultats :**

$$TAC = V_{HCl} \text{ injecté} \times 5$$

$$[HCO_3^-] = V_{HCl} \text{ injecté} \times 61$$

5.3. Mode opératoire de $[SO_4^{2-}]$:

- **Réactifs :**

- Solution stabilisante.
- Chromate de baryum $BaCr_4$.

- **Mode opératoire :**

- Régler le spectrophotomètre puis appuyer sur programme d'utilisateur sélectionner le paramètre sulfates à $\lambda = 420 \text{ nm}$.

Chapitre 05 : Modes opératoires

- Remplir une pro pipette de $V=5$ ml de solution stabilisante et une autre de $V=2$ ml de chromate de baryum.
- Prendre dans un bécher un $V=100$ ml de l'eau distillée sous agitation magnétique.
- Ajouter la solution stabilisante et agiter pendant 1min puis ajouter directement la solution de chromate de baryum et agiter encore une fois 1 min.
- Rapidement verser la solution dans la cuvette et passer sur le spectrophotomètre et appuyer sur le « ZERO ».
- Répéter l'opération puis remplacer le bécher qui contient l'eau distillé par celle qui contient l'eau à analyser et appuyer sur le bouton « MESURER ».

5.4. Mode opératoire de $[Cl^-]$:

- **Réactifs :**

- Chromate de potassium.
- Nitrate d'argent ($AgNO_3$) (0,02 N).



Figure 42 : dosage de $[Cl^-]$ virage du jaune vers rouge brique

- **Mode opératoire :**

- Prendre un bécher une $V=100$ ml de l'eau distillée sous agitation magnétique.
- Ajouter avec une pro pipette un $V=1$ ml de chromate de potassium.
- Verser la solution de ($AgNO_3$) dans la burette et titrer jusqu'au virage de jaune vers le rouge brique.
- Répéter l'opération en remplaçons l'eau distillée par l'eau à analyser.

- **Expression des résultats :**

$$[Cl^-] = \frac{(V_e - V_b) \times 0,02 \times 35,453}{100}$$

V_e = Volume titré d'échantillon.

V_b = Volume titré de blanc (l'eau distillé).

5.5. Le test de marbre :

- **Principe :**

Le test de marbre permet de déterminer expérimentalement l'agressivité d'une eau. Pour cela, l'eau à tester est mise en contact avec un excès de marbre finement divisé (calcaire CaCO_3), en flacon fermé, sans bulle d'air, d'une température ambiante (20 ou 25 °C), pendant 24h ou 48h. le pH est alors mesuré après filtration et les valeurs obtenus sont dites de saturation.

Si les valeurs initiales de pH ont augmenté à la fin du test, l'eau est agressive, si ces valeurs ont diminué, l'eau est entartrante et si ces valeurs sont restées stables, l'eau à l'équilibre.

- **Réactif :**

. Carbonate de calcium CaCO_3 .

- **Mode opératoire :**

- Mesurer le pH (pH initial) de l'eau à analyser (des doses optimales).
- Pesé 3g de carbonate de calcium CaCO_3 (le marbre).
- Remplir le marbre dans un flacon, puis ajouter l'eau à analyser au moyen d'un tube.
- Laisser déborder en évacuant toutes les bulles d'air.
- Boucher les flacons hermétiquement sans bulles d'air.
- Après 24h filtrer, dans des entonnoirs de filtration.
- Mesure le pH (pH final) puis noter la valeur.

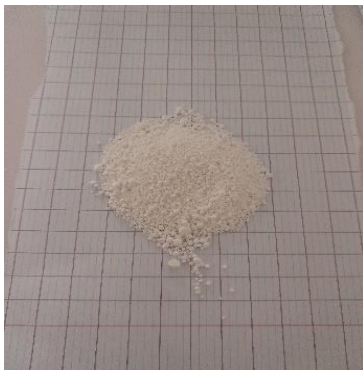


Figure 43 : carbonate du calcium



Figure 44 : les entonnoirs de filtration



Figure 45 : Flacons de test de marbre

6. Détermination de l'indice de Langelier et Larson :

6.1. Détermination de l'indice de Langelier :

- **Principe :**

La détermination de l'indice de l'agressivité se fait par la méthode dite « IAWA ». Elle est basée sur l'utilisation de la formule de Langelier.

Elle repose sur la connaissance de la température, du pH in situ, du TDS, du TAC et du TH calcique [58].

- **Mode opératoire :**

Pour l'application de formule de Langelier il faut déterminer :

- pH (voir protocole mesure de pH).
- T° (pH mètre – conductivimètre).
- TDS (voir protocole mesure de la conductivité).
- TAC (voir protocole Alcalinité).
- TH (voir protocole dosage du calcium par la méthode titrimétrique à l'EDTA).

- **Calcule et l'expression des résultats :**

$$\text{pHs} = 9.3 + A + B - (C+D)$$

- A = facteur de TDS.
- B = facteur de température.
- C = facteur de dureté du calcium en F°.
- D = facteur d'alcalinité total TAC en F°.
- pHs = pH de saturation (eau ni agressive, ni entartrante).

Chapitre 05 : Modes opératoires

Tableau 12 : Les facteurs (A-B-C-D) en fonction des paramètres de l'eau [58].

Valeur de A Facteur de totalité des sels dissous (TDS)		Valeur de B Facteur de température (t°)		Valeur de C Facteur de dureté du calcium (TH)		Valeur de D Facteur de l'alcalinité totale (TAC)	
ppm(mg/l)	A	C°	B	F°	C	F°	D
85 à 425	0.1	0 à 1	2.6	1 à 1.1	0.6	1 à 1.1	1.0
425 à 10000	0.2	2 à 5.5	2.5	1.2 à 1.3	0.7	1.2 à 1.3	1.1
		6.5 à 9	2.4	1.4 à 1.7	0.8	1.4 à 1.7	1.2
		10 à 13.5	2.3	1.8 à 2.2	0.9	1.8 à 2.2	1.3
		14.5 à 16.5	2.2	2.3 à 2.7	1	2.3 à 2.7	1.4
		17.5 à 21	2.1	2.8 à 3.4	1.1	2.8 à 3.5	1.5
		22 à 26.5	2	3.5 à 4.3	1.2	3.5 à 4.4	1.6
		27.5 à 31	1.9	4.4 à 5.5	1.3	4.5 à 5.5	1.7
		32 à 36.5	1.8	5.6 à 6.9	1.4	5.6 à 6.9	1.8
		37.5 à 43.5	1.7	7 à 8.7	1.5	7 à 8.8	1.9
		44.5 à 50	1.6	8.8 à 11	1.6	8.9 à 11	2
		51 à 56	1.5	11.1 à 13.8	1.7	11.1 à 13.9	2.1
		56.5 à 63.5	1.4	13.9 à 17.4	1.8	14 à 17.6	2.2
		64.5 à 71	1.3	17.5 à 22	1.9	17.7 à 22.2	2.3
		72 à 81	1.2	23 à 27	2	23 à 27	2.4
		82 à 89	1.1	28 à 34	2.1	28 à 35	2.5
		90 à 96	1	35 à 43	2.2	36 à 44	2.6
		96 à 100	0.9	44 à 55	2.3	45 à 55	2.7
				56 à 69	2.4	56 à 69	2.8
				70 à 87	2.5	70 à 88	2.9
				88 à 100	2.6	89 à 100	3

- La formule de l'indice de Langelier :

$$I_L = pH - pH_s$$

- I_L = indice de Langelier.
- Si $I_L < 0$ eau agressive.
- Si $I_L = 0$ eau inerte.
- Si $I_L > 0$ eau incrustante.

6.2. Détermination de l'indice de Larson :

- La formule de l'indice de Larson :

$$Ic = [Cl^-] + 2 [SO_4^{2-}] / [HCO_3^-]$$

- Ic = l'indice de Larson.
- Si $Ic < 0.2$ Pas de tendance à la corrosion.
- Si $0.2 < Ic < 0.4$ Faible tendance.
- Si $0.4 < Ic < 0.5$ Légère tendance.
- Si $0.5 < Ic < 1$ Tendance moyenne.
- Si $Ic > 1$ Nette tendance à la corrosion.

1. Résultats de la coagulation par sulfate d'alumine :

1.1. Suivi de la turbidité en fonction des doses de coagulants :

Les résultats des essais de coagulation floculation par le sulfate d'aluminium sur différentes eaux (eau brute, eau brute + 50 NTU, eau brute + 100 NTU, eau brute + 150 NTU) sont étudiés cas par cas.

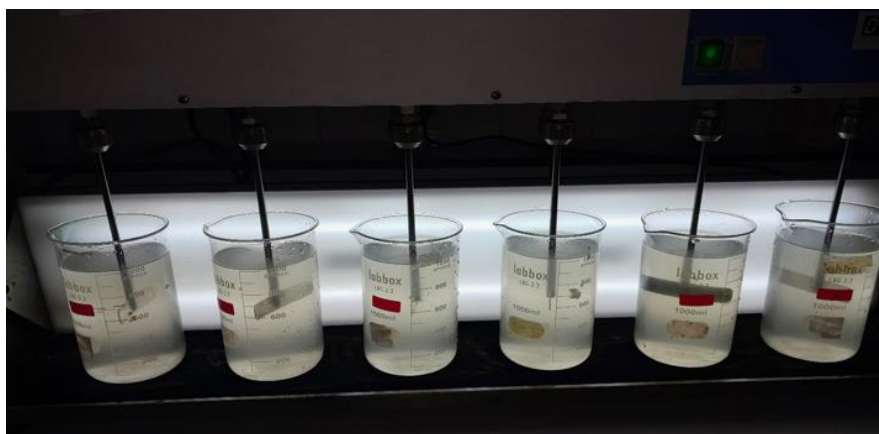


Figure 46 : JAR TEST avec coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

a- Premier essai (eau brute de l'ouvrage) :

Les paramètres de l'eau brute mesurés avant la coagulation :

- Turbidité : 8.4 NTU
- Conductivité : 820 $\mu\text{S}/\text{cm}$ $T^\circ = 16^\circ\text{C}$
- Absorbance : 0.130
- pH : 7.81
- TH : 31.5 $^\circ\text{F}$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant sulfate d'alumine (SA) sont donnés dans le tableau 13.

Tableau 13 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute.

SA (mg /l)	10	20	30	40	50	60
V(ml) injecté	1	2	3	4	5	6
Turbidité (NTU)	7.1	6.8	3.8	4.5	4.91	5.02
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	818	828	830	832	832	832
UV_{254}	0.143	0.137	0.109	0.111	0.095	0.085
pH	7.7	7.528	7.435	7.31	7.23	7.14

Chapitre 06 : résultats et interprétation

La figure 47 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium).

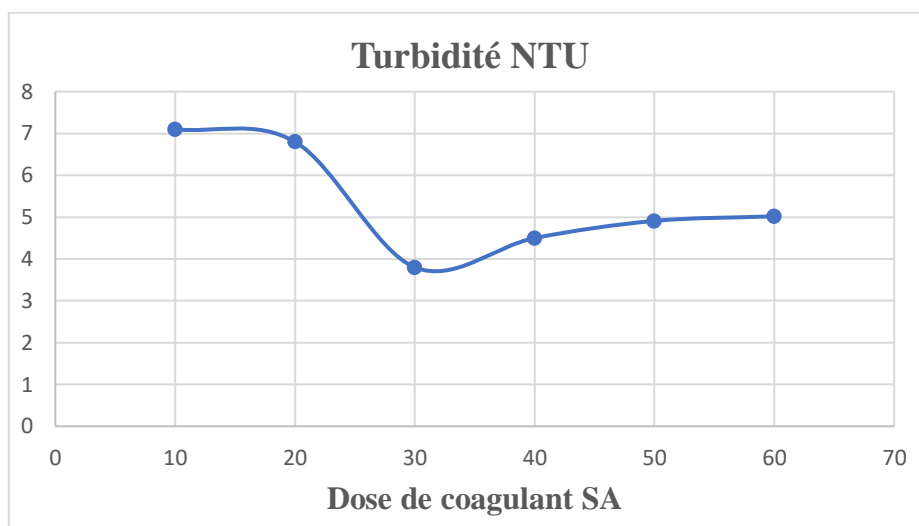


Figure 47 : La variation de la turbidité de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Nous remarquons que la turbidité minimale (3,8 NTU) correspond à la dose de sulfate d'aluminium de 30 mg/l avec un abattement de 56 % par rapport à l'eau brute (8,4 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ elle va de 0.130 pour l'eau brute jusqu'à 0.085 pour la dose de 60 mg/l, avec une diminution de 34%.

b- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 50 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter mesurés avant la coagulation :

- Turbidité : 52.5 NTU
- Conductivité : 821 $\mu\text{S}/\text{cm}$ $T^\circ = 16.5^\circ\text{C}$
- Absorbance : 0.200
- pH : 7.771
- TH : 29.2 $^\circ\text{F}$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant sulfate d'alumine (SA) sont donnés dans le tableau 14.

Chapitre 06 : résultats et interprétation

Tableau 14 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 50 NTU.

SA (mg /l)	30	40	50	60	70	80
V(ml) injecté	3	4	5	6	7	8
Turbidité (NTU)	4.59	4.74	3.65	3.26	2.38	2.71
Conductivité ($\mu S/cm$)	811	825	831	832	831	834
UV_{254}	0.110	0.104	0.093	0.083	0.075	0.072
pH	7.442	7.373	7.279	7.200	7.135	7.073

La figure 48 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium).

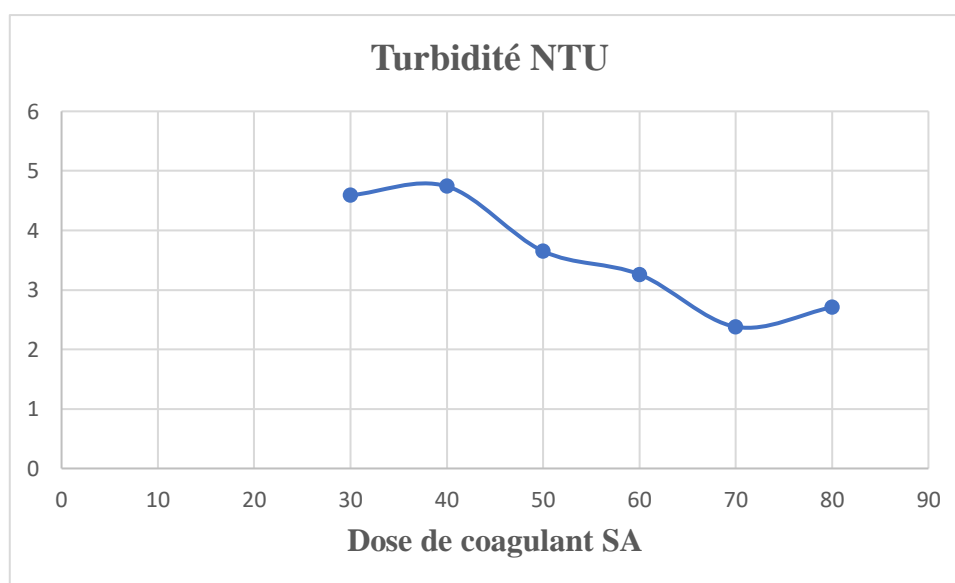


Figure 48: La variation de la turbidité de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$.

Nous remarquons que la turbidité minimale (2,38 NTU) correspond à la dose de sulfate d'aluminium de 70 mg/l avec un abattement de 95 % par rapport à l'eau brute (52,5 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ elle va de 0.200 pour l'eau brute jusqu'à 0.072 pour la dose de 80 mg/l, avec une diminution de 64%.

c- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 100 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter mesurés avant la coagulation :

- Turbidité : 104 NTU
- Conductivité : 838 $\mu\text{S}/\text{cm}$ $T^\circ = 17.6^\circ\text{C}$
- Absorbance : 0.254
- pH : 7.968
- TH : 31.6 $^\circ\text{F}$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant sulfate d'alumine (SA) sont présentés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 100 NTU.

SA (mg /l)	70	80	90	100	110	120
V(ml) injecté	7	8	19	10	11	12
Turbidité (NTU)	2.17	1.80	1.74	1.38	1.25	1.39
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	853	852	850	853	857	857
UV_{254}	0.082	0.079	0.076	0.073	0.071	0.075
pH	7.143	7.116	7.100	7.033	6.973	6.963

La figure 49 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium).

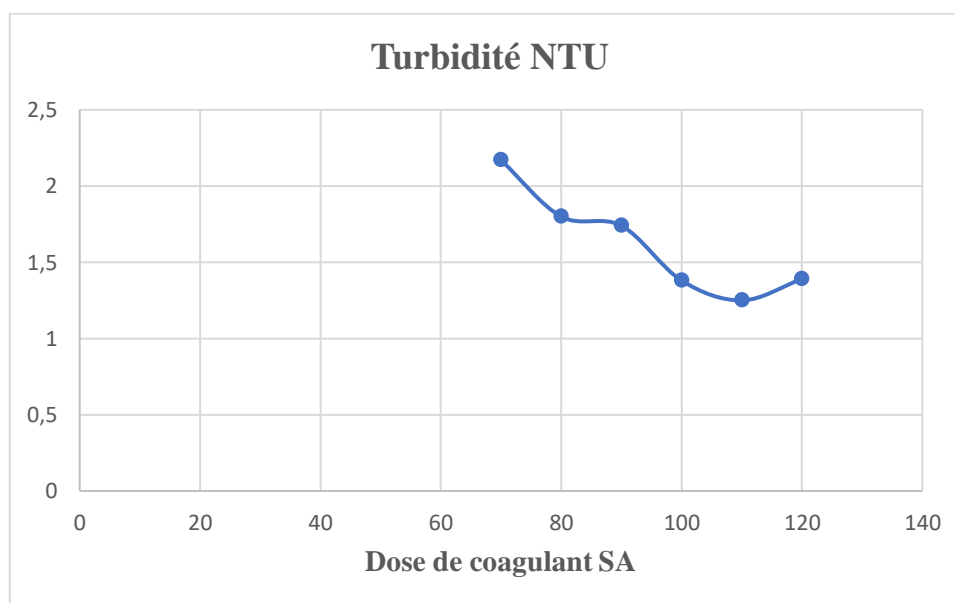


Figure 49 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Chapitre 06 : résultats et interprétation

Nous remarquons que la turbidité minimale (1,25 NTU) correspond à la dose de sulfate d'aluminium de 110 mg/l avec un abattement de 98,80 % par rapport à l'eau brute (104 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du $Al_2(SO_4)_3$ elle va de 0.254 pour l'eau brute jusqu'à 0.071 qui coïncide dans ce cas avec la dose optimale du coagulant de 110 mg/l, avec une diminution de 72 %.

d- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 150 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter avant la coagulation sont les suivants :

- Turbidité : 154 NTU
- Conductivité : 844 $\mu S/cm$ $T^\circ = 16.2\text{ C}^\circ$
- Absorbance : 0.399
- pH : 7.922
- TH : 32.4 $^\circ F$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant sulfate d'alumine (SA) sont donnés dans le tableau 16.

Tableau 16 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Température, Conductivité) à partir des doses croissantes de sulfate d'alumine dans le cas de l'eau brute dopée de turbidité de 150 NTU

SA (mg/l)	110	120	130	140	150	160
V(ml) injecté	11	12	13	14	15	16
Turbidité (NTU)	2.38	2.89	2.92	1.66	1.96	2.30
Conductivité ($\mu S/cm$)	856	840	838	842	841	844
UV_{254}	0.045	0.041	0.039	0.038	0.036	0.035
pH	6.921	6.888	6.845	6.793	6.761	6.69

Chapitre 06 : résultats et interprétation

La figure 50 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (sulfate d'aluminium).

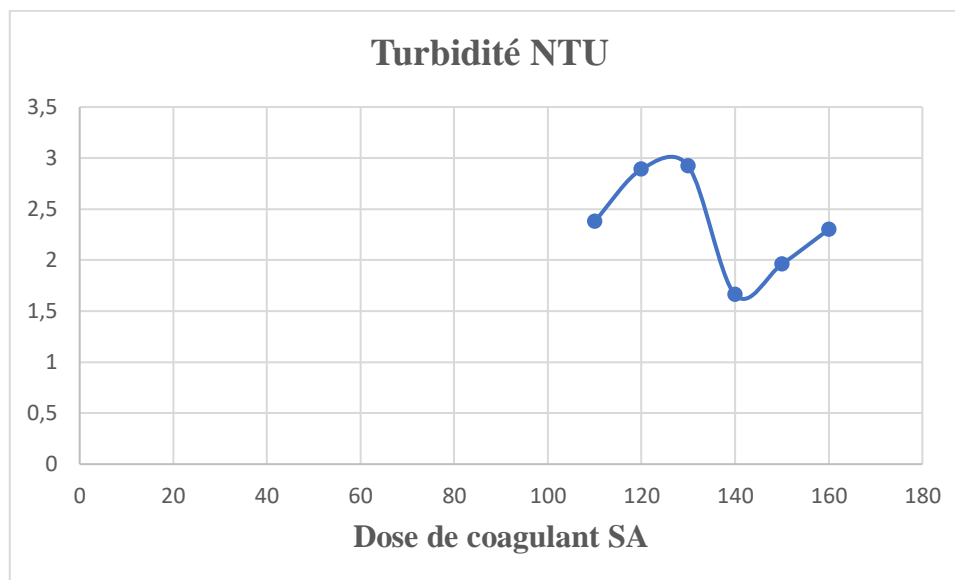


Figure 50 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Nous remarquons que la turbidité minimale (1,66 NTU) correspond à la dose de sulfate d'aluminium de 140 mg/l avec un abattement de 98,92 % par rapport à l'eau brute (154 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, elle va de 0,399 pour l'eau brute jusqu'à 0,035 qui coïncide dans ce cas avec la plus grande dose du coagulant de 160 mg/l, avec une diminution de l'ordre de 92 %.

1.2. Interprétation générale des résultats :

Nous constatons à partir des figures (47), (48), (49), (50). Que les doses optimales de coagulants sont de (30, 70, 110, 140 mg/l) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU).

Nous remarquons aussi que les doses optimales du sulfate d'aluminium augmentent avec l'augmentation de la turbidité de l'échantillon.

Nous observons aussi que dans tous les cas le paramètre UV_{254} diminue d'une manière importante ce qui signifie une bonne élimination de la matière organique naturelle riche en systèmes conjugués (noyaux aromatiques en particulier).

Nous remarquons que malgré les teneurs en turbidité très élevées des échantillons étudiés jusqu'à 154 NTU pour la plus grande valeur de turbidité, nous avons pu avoir des turbidités inférieures à la norme algérienne qui est de 5 NTU.

2. Suivi du pH en fonction des doses croissantes de coagulants (sulfate d'aluminium) pour différentes eaux traitées.

L'évolution du pH pour des doses de sulfates d'aluminium croissantes, dans le cas de l'eau brute, de l'eau brute dopée de 50 NTU, de l'eau brute dopée de 100 NTU et de l'eau brute dopée de 150 NTU, sont représentées respectivement dans les figures (51), (52), (53), (54).

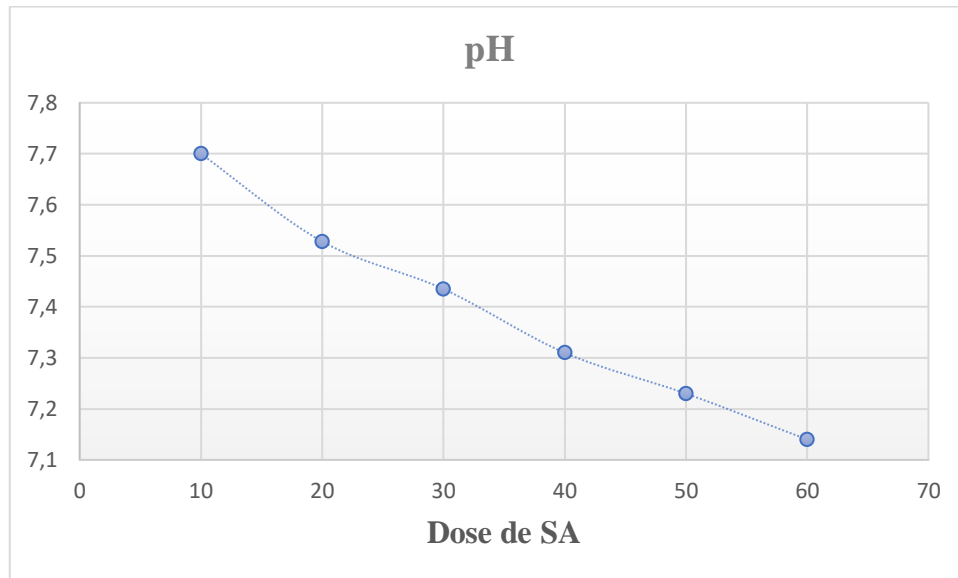


Figure 51 : La variation du pH de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

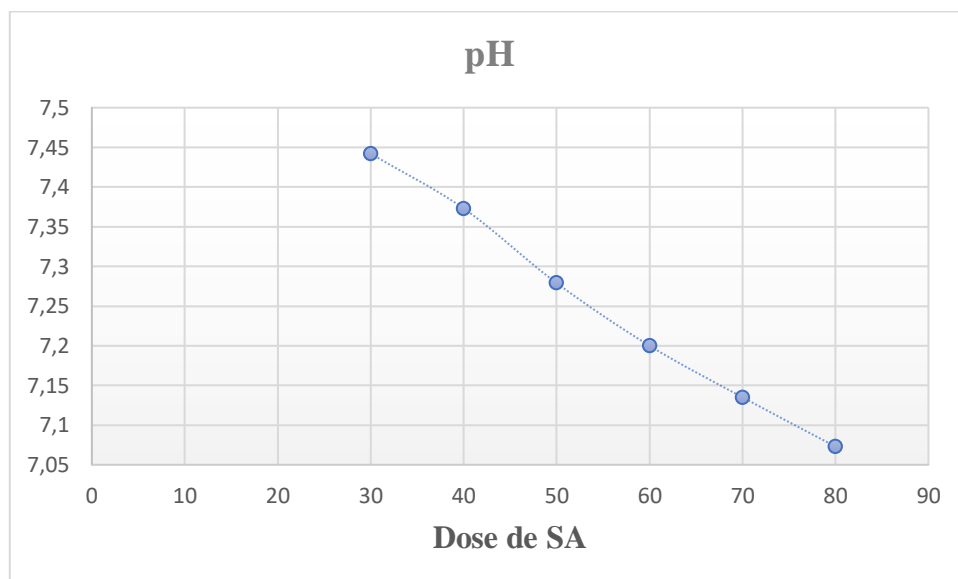


Figure 52 : La variation du pH de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

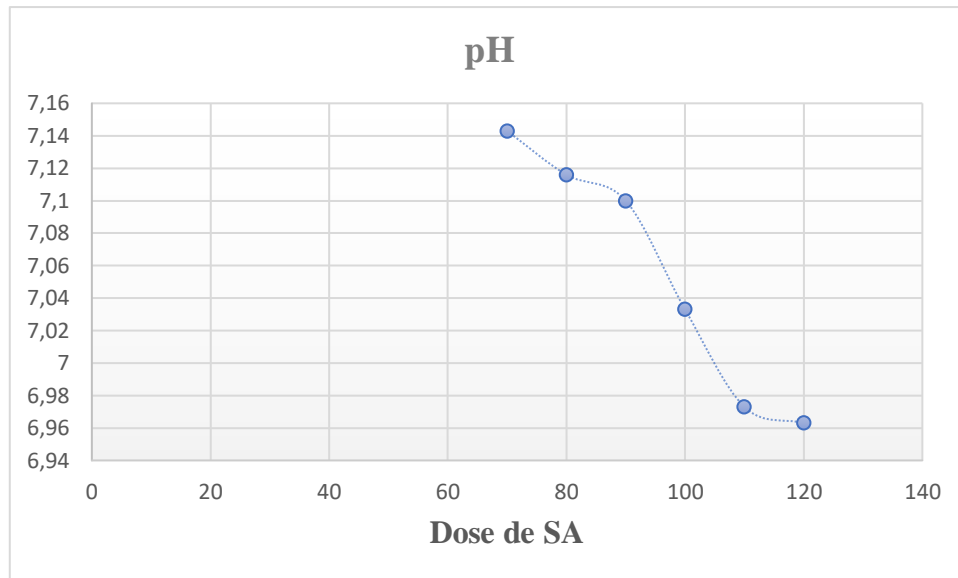


Figure 53: La variation du pH de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

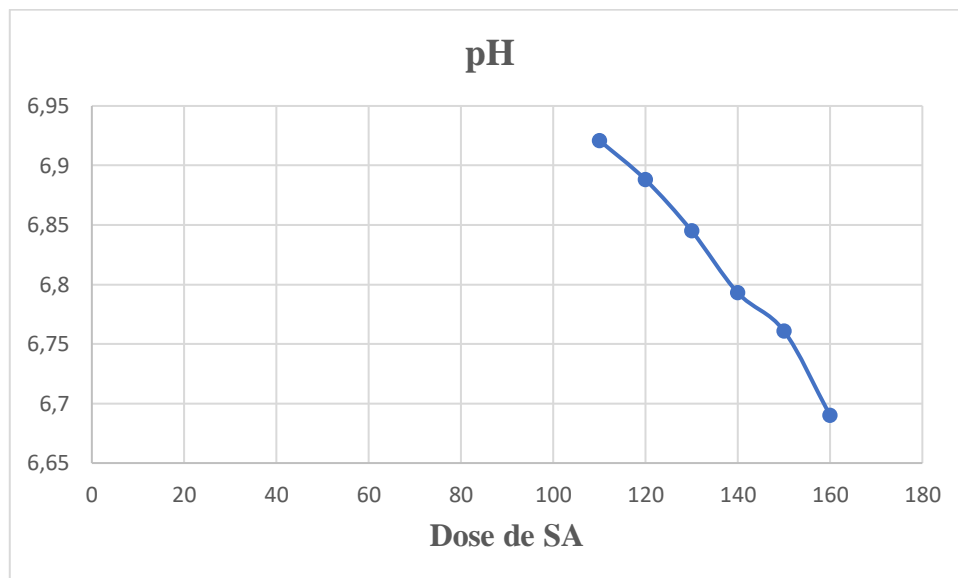


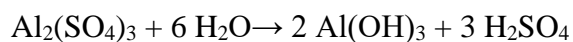
Figure 54 : La variation du pH de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

2.1. Interprétation des résultats concernant l'évolution du pH :

Les pH optimaux correspondants aux doses optimales de coagulants sont (7.435, 7.135, 6.973, 6.793) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, 150 NTU).

Nous remarquons que dans tous les cas les valeurs du pH diminuent avec l'augmentation de la dose du coagulant, ce qui est logique et peut être expliqué par la réaction suivante :

Chapitre 06 : résultats et interprétation



On voit bien que l'aluminium en précipitant sous forme d'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) consomme des ions hydroxydes OH^- et libère des ions H^+ .

3. Résultats de coagulation par chlorure ferrique :

3.1. Suivi de la turbidité en fonction des doses de coagulants :

Les résultats des essais de coagulation floculation par le chlorure ferrique sur différentes eaux (eau brute, eau brute 50 NTU, eau brute 100 NTU, eau brute 150 NTU) sont étudiés cas par cas.



Figure 55 : JAR TEST avec coagulant FeCl_3

a- Premier essai (eau brute de l'ouvrage) :

Les paramètres de l'eau à traiter avant la coagulation sont les suivants :

- Turbidité : 6.36 NTU
- Conductivité : 827 $\mu\text{S}/\text{cm}$ $T^\circ = 15.6 \text{ C}^\circ$
- Absorbance : 0.124
- pH : 7.788
- TH : 32.2 $^\circ\text{F}$

Chapitre 06 : résultats et interprétation

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant (chlorure ferrique) sont donnés dans le tableau 17.

Tableau 17 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute.

FeCl ₃ (mg /l)	5	8	10	15	20	25
V(ml) injecté	0.5	0.8	1	1.5	2	2.5
Turbidité (NTU)	6.2	6.1	5.20	2.99	5.87	4.58
Conductivité (μS/cm)	820	825	827	833	835	836
UV ₂₅₄	0.198	0.23	0.22	0.149	0.165	0.148
pH	7.683	7.59	7.568	7.475	7.38	7.278

La figure 56 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (chlorure ferrique).

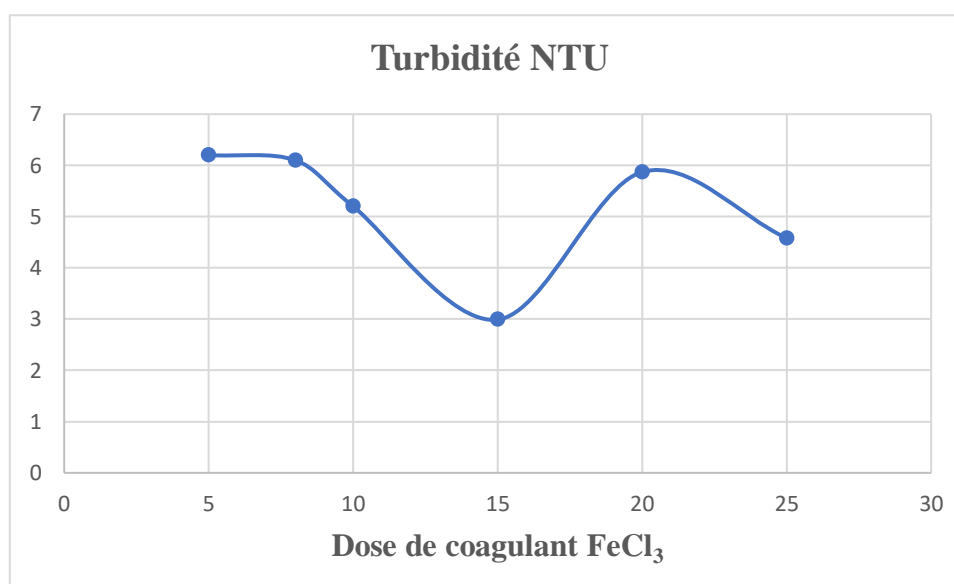


Figure 56 : La variation de la turbidité de l'eau (EB) en fonction de la dose du coagulant $FeCl_3$.

Nous remarquons que la turbidité minimale (2,99 NTU) correspond à la dose de chlorure ferrique de 15 mg/l avec un abattement de 56 % par rapport à l'eau brute (6,36 NTU).

Nous constatons une variation aléatoire de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du $FeCl_3$.

Chapitre 06 : résultats et interprétation

b- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 50 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter avant la coagulation sont les suivants :

- Turbidité : 53.1 NTU
- Conductivité : 812 $\mu\text{S}/\text{cm}$ $T^\circ = 19.6\text{ C}^\circ$
- Absorbance : 0.256
- pH : 7.775
- TH : 31 $^\circ\text{F}$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant (chlorure ferrique) sont donnés dans le tableau 18.

Tableau 18 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 50 NTU.

FeCl₃ (mg/l)	30	35	40	45	50	55
V(ml) injecté	3	3.5	4	4.5	5	5.5
Turbidité (NTU)	6.75	6.1	5.39	5.2	3.22	4
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	822	826	829	832	836	837
UV₂₅₄	0.136	0.152	0.114	0.108	0.096	0.087
pH	7.195	7.135	7.087	7.04	7,00	6.91

La figure 57 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (chlorure ferrique).

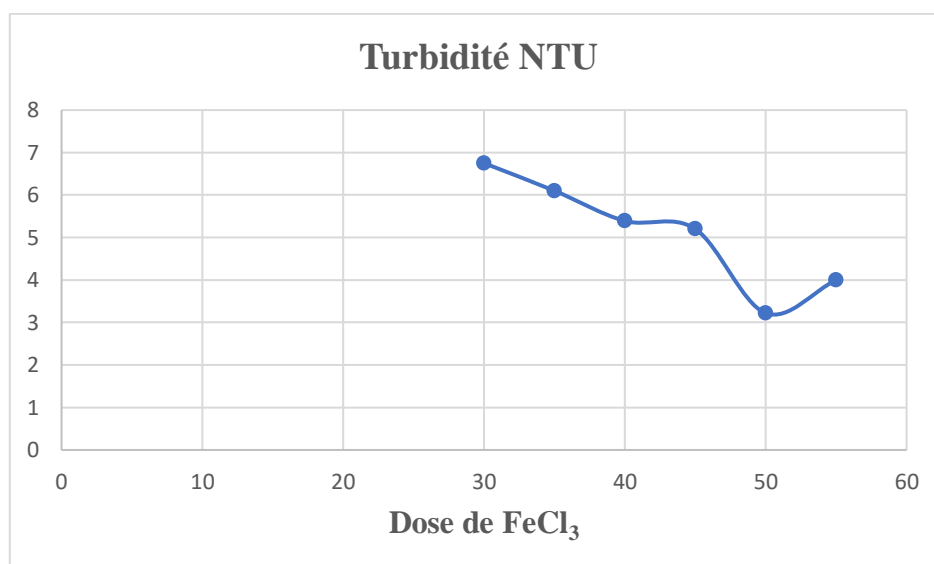


Figure 57 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 53.1 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3 .

Chapitre 06 : résultats et interprétation

Nous remarquons que la turbidité minimale (3,22 NTU) correspond à la dose chlorure ferrique de 50 mg/l avec un abattement de 93,93 % par rapport à l'eau brute (53.1 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du $FeCl_3$, elle va de 0,256 pour l'eau brute jusqu'à 0.087 qui coïncide dans ce cas avec la plus grande dose du coagulant de 55 mg/l, avec une diminution de l'ordre de 66 %.

c- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 100 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter avant la coagulation sont les suivants :

- Turbidité : 102 NTU
- Conductivité : 840 $\mu S/cm$ $T^\circ = 20\text{ }^\circ C$
- Absorbance : 0.215
- pH : 8.001
- TH : 31.4 $^\circ F$

Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) après coagulation floculation et décantation, suite à l'injection des doses croissantes de coagulant (chlorure ferrique) sont donnés dans le tableau 19.

Tableau 19 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV_{254} , pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 100 NTU.

FeCl₃ (mg /l)	50	55	60	65	70	75
V(ml) injecté	5	5.5	6	6.5	7	7.5
Turbidité (NTU)	4.34	3.89	3.52	2.7	1.82	2.1
Conductivité ($\mu S/cm$)	875	869	872	876	879	882
UV₂₅₄	0.179	0.167	0.148	0.157	0.118	0.122
pH	7.4	7.297	7.216	7.156	6.910	6.788

La figure 58 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (chlorure ferrique).

Chapitre 06 : résultats et interprétation

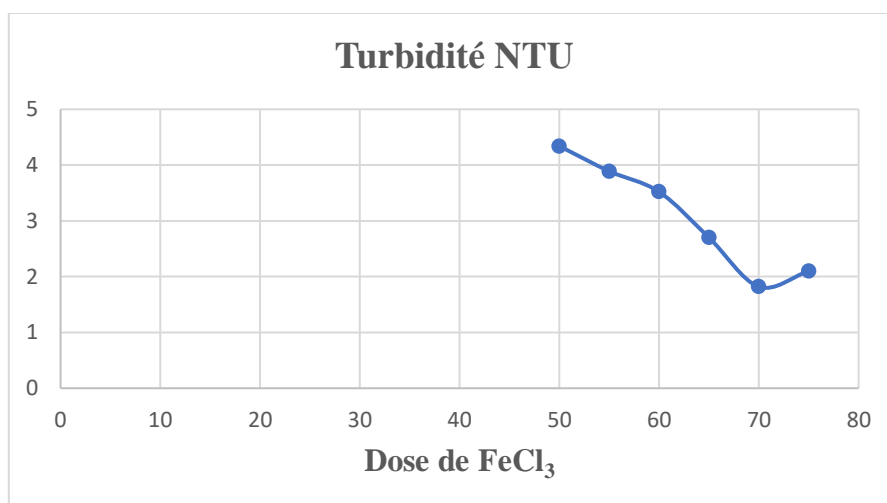


Figure 58 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 102 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl₃.

Nous remarquons que la turbidité minimale (1,82 NTU) correspond à la dose de chlorure ferrique de 70 mg/l avec un abattement de 98,21 % par rapport à l'eau brute (102 NTU).

Nous constatons une diminution de l'UV₂₅₄ avec l'augmentation de la dose du FeCl₃ elle va de 0.215 pour l'eau brute jusqu'à 0.118 qui coïncide dans ce cas avec la dose optimale du coagulant de 70 mg/l, avec une diminution de 42 %.

d- Essai sur une eau brute de l'ouvrage dopée avec une turbidité d'environ 150 NTU :

Les paramètres de l'eau à traiter avant la coagulation sont les suivants :

- Turbidité : 157 NTU
- Conductivité : 822 μ S /cm T°= 20.1 C°
- Absorbance : 0.381
- pH : 7.88
- TH : 32 °F

Les résultats après la coagulation sont présentés dans le tableau 20.

Tableau 20 : Les résultats des paramètres physico-chimiques (UV₂₅₄, pH, Turbidité, Conductivité) à partir des doses croissantes de chlorure ferrique dans le cas de l'eau brute dopée d'une turbidité de 150 NTU.

FeCl ₃ (mg /l)	70	75	80	85	90	95
V(ml) injecté	7	7.5	8	8.5	9	9.5
Turbidité (NTU)	5.26	3.76	3.42	3.98	4.02	4.49
Conductivité μ s/cm	839	859	859	865	868	872
UV ₂₅₄	0.077	0.073	0.072	0.07	0.063	0.056
pH	6.784	6.744	6.703	6.633	6.597	6.5

Chapitre 06 : résultats et interprétation

La figure 59 montre l'évolution de la turbidité en fonction de la dose du coagulant (chlorure ferrique).

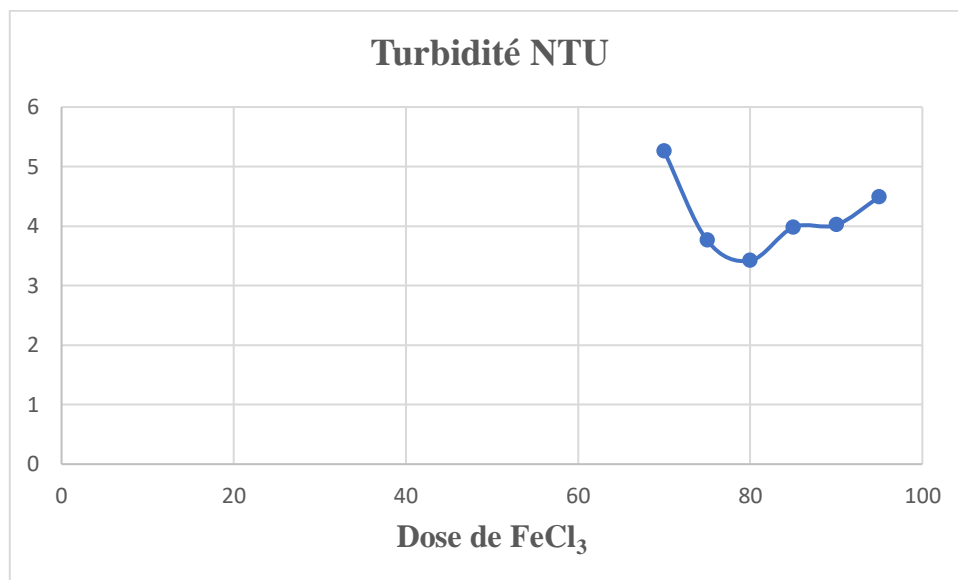


Figure 59 : La variation de la turbidité de l'eau (EB 157 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3 .

Nous remarquons que la turbidité minimale (3,42 NTU) correspond à la dose de chlorure ferrique de 80 mg/l avec un abattement de 97,82 % par rapport à l'eau brute (157 NTU).

Nous constatons une diminution de l' UV_{254} avec l'augmentation de la dose du FeCl_3 , elle va de 0,381 pour l'eau brute jusqu'à 0,056 qui coïncide dans ce cas avec la plus grande dose du coagulant de 95 mg/l, avec une diminution de l'ordre de 85 %.

3.2. Interprétation générale des résultats :

Nous constatons à partir des figures (56), (57), (58), (59). Que les doses optimales de coagulants sont de (15, 50, 70, 80 mg/l) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU).

Nous remarquons aussi que dans les cas étudiés les doses optimales du chlorure ferrique augmentent avec l'augmentation de la turbidité de l'échantillon.

Nous observons aussi que dans le cas des turbidités élevées (53,1, 102 et 157 NTU) le paramètre UV_{254} diminue d'une manière assez importante, ce qui signifie une bonne élimination de la matière organique naturelle riche en systèmes conjugués (noyaux aromatiques en particulier).

Nous remarquons que malgré les teneurs en turbidité très élevées des échantillons étudiés jusqu'à 157 NTU pour la plus grande valeur de turbidité, nous avons pu avoir des turbidités inférieures à la norme algérienne qui est de 5 NTU.

4. Suivi du pH en fonction des doses croissantes de coagulants (chlorure ferrique) pour différentes eaux traitées.

L'évolution du pH pour des doses de chlorure ferrique croissantes, dans le cas de l'eau brute, de l'eau brute dopée de 50 NTU, de l'eau brute dopée de 100 NTU et de l'eau brute dopée de 150 NTU, sont représentées respectivement dans les figures (60), (61), (62) et (63).

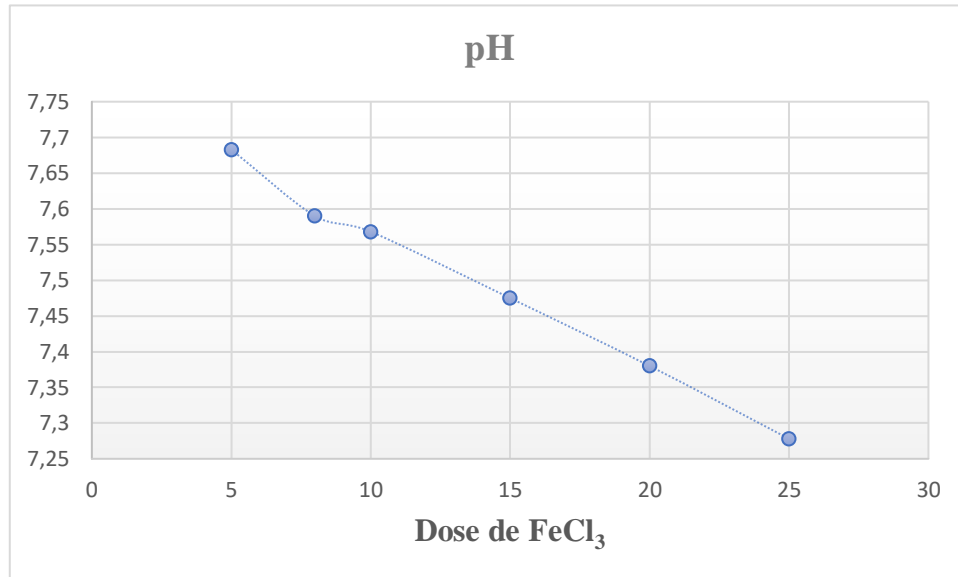


Figure 60 : La variation du pH de l'eau (eau brute de l'ouvrage) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3 .

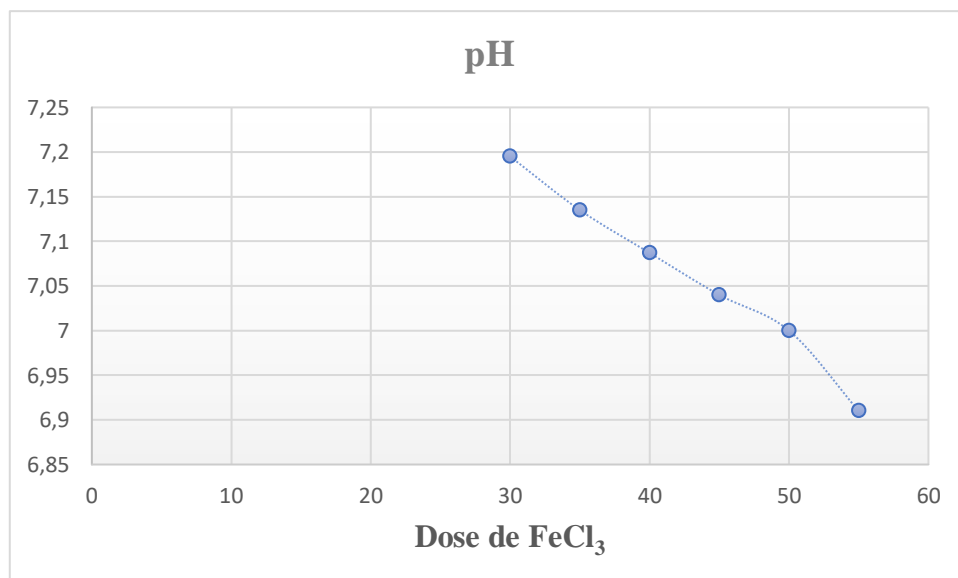


Figure 61 : La variation du pH de l'eau (EB 50 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl_3 .

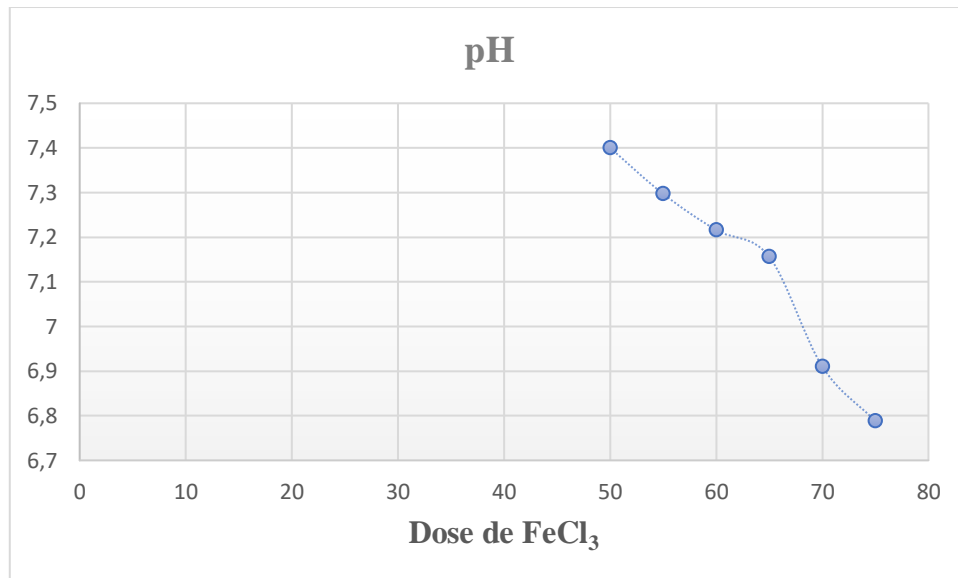


Figure 62 : La variation du pH de l'eau (EB 100 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl₃.

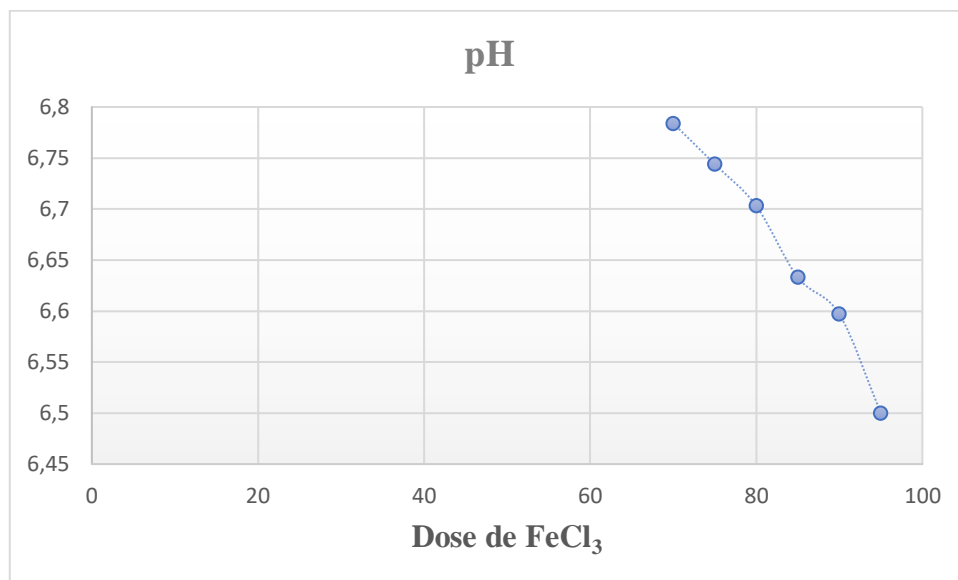
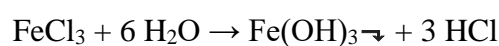


Figure 63 : La variation du pH de l'eau (EB 150 NTU) en fonction de la dose du coagulant FeCl₃.

4.1. Interprétation des résultats concernant l'évolution du pH :

Les pH optimales correspondants aux doses optimales de coagulants sont (7.475, 7.000, 6.910, 6.703) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, 150 NTU).

Nous remarquons que dans tous les cas les valeurs du pH diminuent avec l'augmentation de la dose du coagulant, ce qui est logique et peut être expliqué par la réaction suivante :



On voit bien que le fer en précipitant sous forme d'hydroxyde de fer ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) consomme des ions hydroxydes OH^- et libère des ions H^+ .

5. Détermination de l'indice de Langelier et Larson :

5.1. Coagulant utilisé sulfate d'aluminium

5.1.1. Cas de l'eau brute de l'ouvrage :

▪ Calcul du pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB) ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	405	A	0.1
T (C°)	18.6	B	2.1
TH (F°)	31.5	C	2.1
TAC (F°)	16	D	2.2

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2.2)$$

$$\text{pHs} = 7.2$$

▪ Calcul de l'indice de Langelier :

$$I_L = 7.435 - 7.2$$

$$I_L = 0.235$$

▪ Calcul de l'indice de Larson :

Les paramètres de Larson :

- $[\text{Cl}^-] = 0.062 \text{ mg/l}$
- $[\text{SO}_4^{2-}] = 142.01 \text{ mg/l}$
- $[\text{HCO}_3^-] = 195.2 \text{ mg/l}$

$$I_c = 0.062 + 2 (142.01) / 195.2$$

$$I_c = 1.45$$

5.1.2. Cas de l'eau brute turbidité 50 NTU :

▪ Calcul du pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 22.

Chapitre 06 : résultats et interprétation

Tableau 22 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 50 NTU) ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	406	A	0.1
T (C°)	21	B	2.1
TH (F°)	32	C	2.1
TAC (F°)	13.5	D	2.1

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2.1)$$

$$\text{pHs} = 7.3$$

▪ **Calcul de l'indice de Langelier :**

$$I_L = 7.135 - 7.3$$

$$I_L = -0.165$$

▪ **Calcul de l'indice de Larson :**

Les paramètres de Larson :

- $[\text{Cl}^-] = 0.058 \text{ mg/l}$
- $[\text{SO}_4^{2-}] = 223.17 \text{ mg/l}$
- $[\text{HCO}_3^-] = 164.7 \text{ mg/l}$

$$I_c = 0.058 + 2 (223.17) / 164.7$$

$$I_c = 2.71$$

5.1.3. Cas de l'eau brute turbidité 100 NTU :

▪ **Calcul du pHs :**

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 23.

Tableau 23 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 100 NTU) ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	424	A	0.1
T (C°)	20	B	2.1
TH (F°)	31	C	2.1
TAC (F°)	13	D	2.1

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2.1)$$

$$\text{pHs} = 7.3$$

Chapitre 06 : résultats et interprétation

▪ Calcul de l'indice de Langelier :

$$I_L = 6.973 - 7.3$$

$$I_L = -0.327$$

▪ Calcul de l'indice de Larson :

Les paramètres de Larson :

$$[Cl^-] = 0.06 \text{ mg/l}$$

$$[SO_4^{2-}] = 102.15 \text{ mg/l}$$

$$[HCO_3^-] = 158.6 \text{ mg/l}$$

$$I_c = 0.06 + 2 (102.15) / 158.6$$

$$I_c = 1.28$$

5.1.4. Cas de l'eau brute turbidité 150 NTU :

▪ Calcul du pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 24.

Tableau 24 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 150 NTU) ($Al_2(SO_4)_3$).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	411	A	0.1
T (C°)	19.8	B	2.1
TH (F°)	33	C	2.1
TAC (F°)	11	D	2

$$pH_s = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2)$$

$$pH_s = 7.4$$

▪ Calcul de l'indice de Langelier :

$$I_L = 6.793 - 7.4$$

$$I_L = -0.607$$

▪ Calcul de l'indice de Larson :

Les paramètres de Larson :

$$[Cl^-] = 0.06 \text{ mg/l}$$

$$[SO_4^{2-}] = 168.19 \text{ mg/l}$$

$$[HCO_3^-] = 134.2 \text{ mg/l}$$

$$I_c = 0.06 + 2 (168.19) / 134.2$$

$$I_c = 2.50$$

5.2. Coagulant utilisé le chlorure ferrique :

5.2.1. Cas de l'eau brute de l'ouvrage :

▪ Calcul de pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 25.

Tableau 25 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB) (FeCl₃).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	406	A	0.1
T (C°)	19	B	2.1
TH (F°)	32	C	2.1
TAC (F°)	15	D	2.2

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2.2)$$

$$\text{pHs} = 7.2$$

▪ Calcul de l'indice de Langelier :

$$I_L = 7.475 - 7.2$$

$$I_L = 0.275$$

▪ Calcul de l'indice de Larson :

Les paramètres de Larson :

$$[\text{Cl}^-] = 0.074 \text{ mg/l}$$

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 192.7 \text{ mg/l}$$

$$[\text{HCO}_3^-] = 183 \text{ mg/l}$$

$$I_c = 0.074 + 2 (192.7) / 183$$

$$I_c = 2.10$$

5.2.2. Cas de l'eau brute turbidité 50 NTU :

▪ Calcul du pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 26.

Tableau 26 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 50 NTU) (FeCl₃).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	409	A	0.1
T (C°)	19.9	B	2.1
TH (F°)	31.6	C	2.1
TAC (F°)	11	D	2

Chapitre 06 : résultats et interprétation

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2)$$

$$\text{pHs} = 7.4$$

▪ **Calcul de l'indice de Langelier :**

$$I_L = 7 - 7.4$$

$$I_L = - 0.4$$

▪ **Calcul de l'indice de Larson :**

Les paramètres de Larson :

$$[\text{Cl}^-] = 0.096 \text{ mg/l}$$

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 118.19 \text{ mg/l}$$

$$[\text{HCO}_3^-] = 134.2 \text{ mg/l}$$

$$I_c = 0.096 + 2 (118.19) / 134.2$$

$$I_c = 1.76$$

5.2.3. Cas de l'eau brute turbidité 100 NTU :

▪ **Calcul du pHs :**

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 27.

Tableau 27 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 100 NTU) (FeCl_3).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	404	A	0.1
T (C°)	20.6	B	2.1
TH (F°)	33.8	C	2.1
TAC (F°)	12.5	D	2.1

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2.1)$$

$$\text{pHs} = 7.3$$

▪ **Calcul de l'indice de Langelier :**

$$I_L = 6.910 - 7.3$$

$$I_L = - 0.39$$

▪ **Calcul de l'indice de Larson :**

Les paramètres de Larson :

$$[\text{Cl}^-] = 0.0847 \text{ mg/l}$$

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 175.91 \text{ mg/l}$$

Chapitre 06 : résultats et interprétation

$$[\text{HCO}_3^-] = 152.5 \text{ mg/l}$$

$$\text{Ic} = 0.0847 + 2 (175.91) / 152.5$$

$$\text{Ic} = 2.30$$

5.2.4. Cas de l'eau brute turbidité 150 NTU :

▪ Calcul du pHs :

Les résultats des facteurs A, B, C et D sont présentés dans le tableau 28.

Tableau 28 : Détermination des facteurs à partir des paramètres (TDS, T, TH, TAC) (EB 150 NTU) (FeCl_3).

Les paramètres de Langelier		Les facteurs	
TDS (mg/l)	420	A	0.1
T (C°)	19.7	B	2.1
TH (F°)	33.6	C	2.1
TAC (F°)	9.5	D	2

$$\text{pHs} = 9.3 + 0.1 + 2.1 - (2.1 + 2)$$

$$\text{pHs} = 7.4$$

▪ Calcul de l'indice de Langelier :

$$\text{I}_L = 6.703 - 7.4$$

$$\text{I}_L = -0.697$$

▪ Calcul de l'indice de Larson :

Les paramètres de Larson :

$$[\text{Cl}^-] = 0.108 \text{ mg/l}$$

$$[\text{SO}_4^{2-}] = 126.41 \text{ mg/l}$$

$$[\text{HCO}_3^-] = 115.9 \text{ mg/l}$$

$$\text{Ic} = 0.108 + 2 (126.41) / 115.9$$

$$\text{Ic} = 2.18$$

5.3. Interprétation des résultats :

D'après les résultats obtenus on constate que la valeur de l'indice de Langelier est supérieure à zéro ($\text{I}_L > 0$) dans le cas de l'eau brute de l'ouvrage (coagulant SA et FeCl_3), pour respectivement ($\text{I}_L = 0,235$ et $\text{I}_L = 0,275$), ce qui fait que cette eau est incrustante.

Les valeurs des échantillons (EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU) après le traitement par coagulation-floculation et décantation en utilisant le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique

Chapitre 06 : résultats et interprétation

comme coagulants sont respectivement ($I_L = -0.165$, $I_L = -0.327$, $I_L = -0.697$) et ($I_L = -0.4$, $I_L = -0.39$, $I_L = -0.697$), sont inférieurs à zéro ($I_L < 0$), donc l'eau est agressive.

Et d'après les valeurs de l'indice de Larson pour les échantillons (EB – EB 50 NTU – EB 100 NTU – EB 150 NTU) coagulés avec sulfate d'aluminium et chlorure ferrique sont respectivement ($I_c = 1.45$, $I_c = 2.71$, $I_c = 1.28$, $I_c = 2.50$) et ($I_c = 2.10$, $I_c = 1.76$, $I_c = 2.30$, $I_c = 2.18$) sont supérieurs à 1 ($I_c > 1$) donc l'eau a une nette tendance à la corrosion.

6. Évaluation des doses optimales des coagulants :

6.1. Coagulant sulfate d'aluminium :

Les résultats de tous les paramètres mesurés, ainsi que les indices de Langelier et de Larson, pour différentes turbidités après le traitement de coagulation-floculation avec le sulfate d'aluminium sont présentés dans le tableau 29.

Tableau 29 : Les paramètres des eaux, les indices de Langelier et de Larson après traitement par coagulation au sulfate d'alumine pour différentes turbidités.

Turbidité initiale (NTU)	8.4	52.5	104	154
SA (mg/l)	30	70	110	140
Turbidité finale (NTU)	3.8	2.38	1.25	1.66
Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)	830	831	857	842
UV₂₅₄	0.109	0.075	0.071	0.038
pH	7.435	7.135	6.973	6.793
SO₄²⁻ (mg/l)	142.01	223.17	102.15	168.19
Cl⁻ (mg/l)	0.062	0.058	0.06	0.06m
HCO₃⁻	195.2	164.7	158.6	134.2
I_L	0.235	- 0.165	- 0.327	- 0.607
I_c	1.45	2.71	1.28	2.5

La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité sont représentés dans la figure 64.

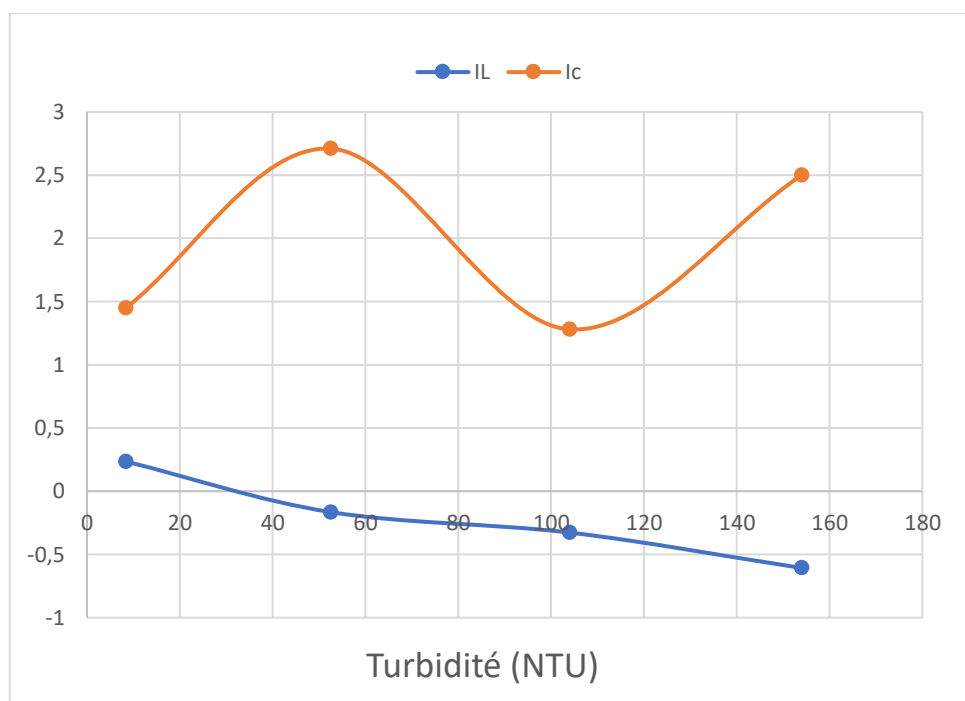


Figure 64 : La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité des eaux traitées dans le cas du sulfate d'aluminium.

6.2. Coagulant chlorure ferrique :

Les résultats de tous les paramètres mesurés, ainsi que les indices de Langelier et de Larson, pour différentes turbidités après le traitement de coagulation-floculation avec le chlorure ferrique sont présentés dans le tableau 30.

Tableau 30 : Les paramètres des eaux, les indices de Langelier et de Larson après traitement par coagulation au chlorure ferrique pour différentes turbidités.

Turbidité initiale (NTU)	6.36	53.1	102	157
FeCl ₃ (mg/l)	15	50	70	80
Turbidité finale (NTU)	2.99	3.22	1.82	3.42
Conductivité (μS/cm)	833	836	879	859
Abs	0.149	0.096	0.118	0.072
pH	7.475	7	6.910	6.703
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	192.4	118.19	178.91	126.41
Cl ⁻ (mg/l)	0.074	0.096	0.085	0.108
HCO ₃ ⁻ HCO ₃ ⁻	183.0	134.2	152.5	115.9
I _L	0.275	- 0.4	- 0.39	- 0.697
I _C	2.10	1.76	2.30	2.18

Chapitre 06 : résultats et interprétation

La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité sont représentés dans la figure 65.

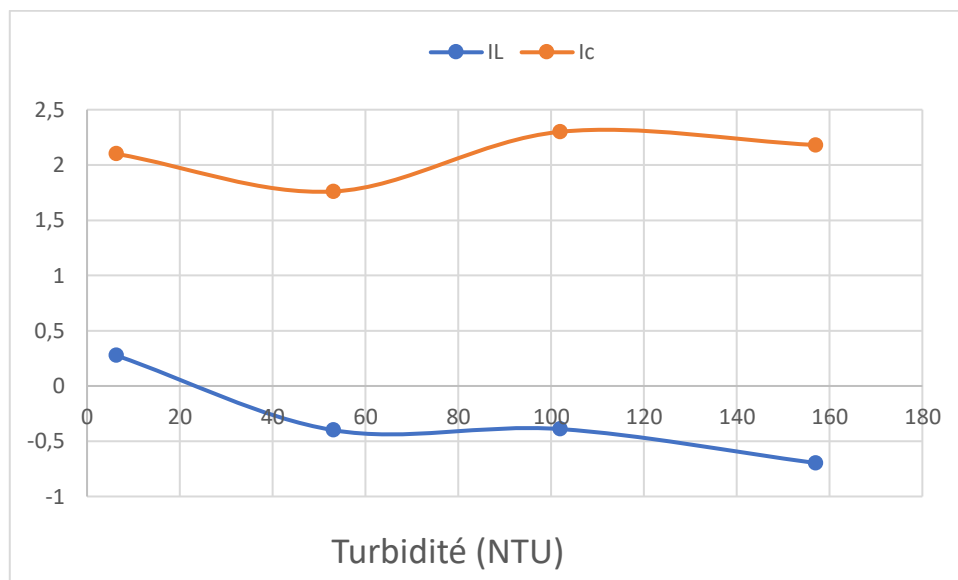


Figure 65 : La variation de l'indice de Langelier et de l'indice de Larson en fonction de la turbidité des eaux traitées dans le cas du chlorure ferrique.

6.3. Interprétation de résultats :

D'après les tableaux (29), (30) on observe que les valeurs des doses des coagulants ($Al_2(SO_4)_3$ et $FeCl_3$), augmentent avec l'augmentation des valeurs de la turbidité. Suivie par diminution des valeurs de pH.

Les résultats de l'indice de Langelier sont très logiques car en augmentant la turbidité des eaux à traiter les doses optimales correspondantes de coagulants augmentent d'où un abaissement plus élevé du pH ce qui fait augmenter l'agressivité de l'eau traitée par coagulation.

Nous constatons aussi généralement une diminution de la concentration des bicarbonates quand la dose de coagulants augmente (sulfate d'aluminium et chlorure ferrique) et en parallèle une diminution du pH, qui provoque une diminution de l'indice de Langelier ce fait que l'agressivité augmente.

L'augmentation dans certains cas de l'indice de Larson peut être expliqué par l'ajout des ions sulfates lors de l'ajout du sulfate d'aluminium et par l'ajout des chlorures lors de l'utilisation des chlorures ferriques comme coagulant, en parallèle avec une diminution de la concentration des bicarbonates ce qui fait grimper l'indice de Larson.

7. Le test de marbre :

Tous les indices de Langelier de (EB 50 NTU – EB 100 NTU – EB 150 NTU) obtenus sont négatifs, ceci démontre que les eaux avaient une tendance à l'agressivité vis-à-vis du $CaCO_3$, pour confirmer l'agressivité de ces eaux, nous avons utilisé la méthode de test de marbre.

Chapitre 06 : résultats et interprétation

7.1. Test de marbre après le traitement de coagulation-floculation au sulfate d'aluminium :

Les résultats du test de marbre sont présentés dans le tableau 31.

Tableau 31 : Turbidité et pH des eaux avant et après test au marbre (cas du sulfate d'aluminium).

Turbidité dopée de l'eau (NTU)	50	100	150
Turbidité finale après coagulation (NTU)	1.73	1.91	2.07
pH initial (Avant test de marbre)	7.1	6.9	6.765
pH final (Après test de marbre)	7.222	7.137	7.059

7.2. Test de marbre après le traitement de coagulation-floculation au chlorure ferrique :

Les résultats du test de marbre sont présentés dans le tableau 32.

Tableau 32 : Turbidité et pH des eaux avant et après test au marbre (cas du chlorure ferrique).

Turbidité dopée de l'eau (NTU)	50	100	150
Turbidité finale après coagulation (NTU)	3.19	2.99	2.65
pH initial (Avant test de marbre)	6.91	6.74	6.634
pH final (Après test de marbre)	7.185	7.12	7.16

7.3. Interprétation des résultats :

Les résultats des doses optimales après le traitement de coagulation-floculation des cas (EB 50 NTU – EB 100 NTU – EB 150 NTU) (coagulant sulfate d'aluminium et chlorure ferrique) on a mesuré le pH (pH initial) avant le test de marbre, sont respectivement ($\text{pH}_i = 7.1$ - $\text{pH}_i = 6.9$ - $\text{pH}_i = 6.765$) et ($\text{pH}_i = 6.91$ - $\text{pH}_i = 6.74$ - $\text{pH}_i = 6.634$).

Après 24 h on a mesuré le pH des flacons après une filtration (pH final), on a trouvé respectivement ($\text{pH}_f = 7.222$ - $\text{pH}_f = 7.137$ - $\text{pH}_f = 7.059$) et ($\text{pH}_f = 7.185$ - $\text{pH}_f = 7.12$ - $\text{pH}_f = 7.16$).

Nous remarquons que les valeurs de pH augmentent après l'essai de marbre dans les 6 cas. Ce qui veut dire que les eaux après traitement pour les deux coagulants sont agressives. Ainsi ça confirme les résultats de l'indice de Langelier.

8. Évaluation de l'eau traitée au niveau de la station SEAAL de Boudouaou :

8.1. Tableau des résultats de l'eau traitée :

Les paramètres de l'eau traitée au niveau de la station, ainsi que les indices de Langelier et de Larson sont présentés dans le tableau 33.

Tableau 33 : Les paramètres de l'eau traitée au niveau de la station, ainsi que les indices de Langelier et de Larson.

Les paramètres de l'eau			
Turbidité (NTU)		1.54	
Conductivité (µS/cm)		832	
UV ₂₅₄		0.084	
pH		7.98	
Les paramètres de Langelier			
Paramètres		Facteurs	
TDS (mg/l)	406	A	0.1
T °C	21.9	B	2
TH °F	32.8	C	2.1
TAC °F	16	D	2.2
Indice de Langelier		0.88	
Les paramètres de Larson			
[Cl ⁻] (mg/l)		0.067	
[SO ₄ ²⁻] (mg/l)		174.51	
[HCO ₃ ⁻] (mg/l)		195.2	
Indice de Larson		1.78	

8.2. Interprétation de résultats :

Sur un prélèvement d'eau traitée, nous avons effectué les mesures de la turbidité, de la conductivité, de l'absorbance, du pH et des paramètres de l'indice de Langelier et Larson.

Nous remarquons que cette eau est incrustante à cause de la valeur de l'indice de Langelier est supérieur à zéro.

Par ailleurs concernant l'indice de Larson on observe que cette eau a une nette tendance à la corrosion, on peut l'expliquer par le fait que notre eau est riche en dureté non carbonatée, surtout en ions sulfates.

Conclusion générale :

Le processus de coagulation-floculation dépend fortement du pH de l'eau à traiter. Les procédures s'efforcent de plus en plus d'optimiser cette étape pour améliorer l'élimination des polluants.

On a remarqué que les doses optimales du sulfate d'aluminium et de chlorure ferrique augmentent avec l'augmentation de la turbidité de l'échantillon.

En effet dans le cas du sulfate d'aluminium, nous avons trouvé, les doses optimales de coagulants (30, 70, 110, 140 mg/l) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU).

Dans le cas du chlorure ferrique, on a déterminé les doses optimales de coagulants (15, 50, 70, 80 mg/l) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU).

Nous avons aussi observé que dans tous les cas le paramètre UV_{254} diminuent d'une manière importante ce qui signifie une bonne élimination de la matière organique naturelle riche en systèmes conjugués (noyaux aromatiques en particulier). Et dans tous les cas les valeurs du pH diminuent avec l'augmentation de la dose du coagulant.

Ainsi, les valeurs pH correspondants aux doses optimales de sulfates d'aluminium sont (7.435, 7.135, 6.973, 6.793) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, 150 NTU).

Concernant le chlorure ferrique, les pH optimales correspondants aux doses optimales de coagulants sont (7.475, 7.000, 6.910, 6.597) pour respectivement les échantillons (EB, EB 50 NTU, EB 100 NTU, 150 NTU).

Dans tous les cas, après traitement les eaux sont agressives et corrosives, sauf le cas de l'eau brute de l'ouvrage (eau du barrage de Keddara) ou on a trouvé un caractère incrustant avec un indice de Larson supérieur à 1.

En effet, les résultats obtenus ont montré que la valeur de l'indice de Langelier est supérieure à 0 dans le cas de l'échantillon de l'eau brute de l'ouvrage (coagulant SA et $FeCl_3$), pour respectivement ($I_L = 0,235$ et $I_L = 0,275$), ce qui fait que ces eaux traitées sont incrustantes.

Les valeurs des échantillons (EB 50 NTU, EB 100 NTU, EB 150 NTU) après le traitement par coagulation-floculation et décantation en utilisant le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique comme coagulants ont été respectivement ($I_L = -0.165$, $I_L = -0.327$, $I_L = -0.697$) et ($I_L = -0.4$, $I_L = -0.39$, $I_L = -0.697$), sont inférieure à zéro donc les eaux sont agressives.

L'essai de marbre, nous a permis de confirmer l'agressivité des eaux turbides (EB 50 NTU, EB 100 NTU et EB 150 NTU).

Ainsi ces résultats permettraient aux ingénieurs de la station de se préparer dans le cas des eaux très turbides (orages, sécheresse) à corriger le caractère agressif des eaux traitées, surtout que notre pays est confronté aux changements climatiques.

En conclusion l'innovation technologique dans les matériaux utilisés pour les infrastructures, tels que des revêtements plus résistants à la corrosion et des canalisations en matériaux composites, peut prolonger la durée de vie des réseaux de distribution. Ensuite, l'amélioration

Conclusion générale

des procédés de traitement de l'eau, notamment par une optimisation continue du dosage des coagulants et du contrôle du pH, est essentielle pour réduire l'agressivité de l'eau. Par ailleurs, l'intégration de systèmes de surveillance en temps réel permet de détecter rapidement les variations de qualité de l'eau et d'intervenir de manière proactive.

Liste de bibliographie

- [1] Jean-Claude BOEGLIN. « Techniques de l'Ingénieur », traité Environnement G 1 110 – 1 Propriétés des eaux naturelles
- [2] <https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/eau/27209> consulter le 09 mai 2024.
- [3] J. RODIER, « L'analyse de l'eau : eaux résiduaires, eau de mer » 8eme édition. 2009.
- [4] Le cycle de l'eau « le voyage de l'eau à travers la Terre » Centre d'information sur l'eau.
- [5] André, 2014
- [6] <https://www.africmemoire.com/> consulter le 19 juin 2024
- [7] Desjardins. « Le traitement des eaux », presses internationales polytechnique, 2^e édition, canada, 2010. P 293.
- [8] Nicolas, 1994.
- [9] Raymond Desjardins « le traitement des eaux » édition de l'école polytechnique de Montréal, 1997.
- [10] <https://www.aquaportail.com/dictionnaire/definition/4161/eaux-usees> consulter le 06 juin 2024
- [11] Franck Rejsek « ANALYSE DES EAUX » Aspect réglementaires et techniques.
- [12] Bernard Legube, « production d'une eau potable » filières et procédés des traitements, copyright © 2015 Dunod'
- [13] Degremont, 'mémento technique de l'eau'. 2005
- [14] NOUADRIA BOUTHEINA, NOUADRIA SAMEH, GHOULI YASSER, HANNECH ABD ELLATIF, « Contribution à l'analyse bactériologique de l'eau potable " l'Eau de robinet " », mémoire de master, Biologie Moléculaire et Cellulaire, université de 8 MAI 1945 GUELMA, 2022. Pages 19-20
- [15] Norme EN ISO 9963-1, 1994, Détermination de l'alcalinité totale et composite, AFNOR, Paris, 1994.
- [16] Savary. « Guide des analyses de la qualité de l'eau », Ed. Territorial Voiron, France. 2010.
- [17] Gasmi. W., et Refice. M., « Caractéristiques physico-chimiques de l'eau potable de la région de M'Sila (Dréat, Souamaa, Newara) », mémoire de master, Université Mohamed Boudiaf - Msila. 2020.
- [18] Ayad, « Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines : cas des puits de la région d'el-Harrouch (wilaya de Skikda) », Thèse doctorat université Badji Mokhtar – Annaba, 2016, p : 19-20.

Liste de bibliographie

[19] Chelli, Djouhriet al, « Analyses des eaux de réseau de la ville de Béjaia et évaluation de leur pouvoir entartrant ». Mémoire de master. Université A. MIRA – BEJAIA, Faculté de technologie. 2013.

[20] <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/eau-proprietes-qualite-valeurs-d-usage-42506210/caracteristiques-et-proprietes-des-eaux-w110/proprietes-biologiques-de-l-eau-w110niv10005.html> consulter le 7 juin 2024

[21] Y.Bara, « Etude comparative de la qualité physicochimique et Bactériologique de l'eau du barrage de Hammam Debagh avant et après Traitement Cas de la station de traitement de Hammam Debagh –Guelma ».Mémoire de master. 2016.

[22] <file:///C:/Users/Seven/Downloads/Coliformf.pdf> consulter le 7 juin 2024

[23] [file:///C:/Users/Seven/Downloads/procedes-reconnus-destines-traitementd-l-eau-potable\(1\).pdf](file:///C:/Users/Seven/Downloads/procedes-reconnus-destines-traitementd-l-eau-potable(1).pdf) consulter le 7 juin 2024

[24] N.Atamenia, W.Ziaya « Traitement et analyses des eaux du barrage de Hammam Debagh».Mémoire de master. Université 08 Mai 1945 Guelma, 2020.

[25] W.Bouridi, S.Fardjallah, N.Saaidia. « Traitement et critères de potabilité de l'eau " les normes" ». Mémoire de master. Université 8 Mai 1945 Guelma, 2017.

[26] Zeghoud, M. « Etude de système d'épuration des eaux usées urbaines par lagunage naturel de village de Méghibra ». Mémoire de master, Université d'el-Oued. 2014. P 20.

[27] <https://www.cieau.com/connaitre-leau/la-pollution-de-leau/comment-la-pollution-de-leau-degrade-les-ecosystemes/> consulter 03 juin 2024

[28] JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE. « Conventions et accords internationaux - lois et décrets arrêtes, décisions, avis, communications et annonces ». (Traduction française). 53^{ème} année. N° 13. 09 MARS 2014. Page 15, 16, 17.

[29] <https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-physico-chimique-en-traitement-de-l-eau/neutralisation-remineralisation/objectifs-des-traitements> consulter 01 juin 2024

[30] Masson, M.H, Canu, S. Grandvalet, Y. Lyngaard-Jensen. A. « Software sensor designbased on empirical data », Ecologie Mödling, 1999.

[31] KETTAB A. « Traitement des eaux » "les eaux potables", O.P.U, Alger, 1992.

Liste de bibliographie

- [32] VALENTIN Nicolas. « Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable ». Le 20 Décembre 2000.
- [33] Mr. MAKHLOUFI Nouredine Ingénieur d'état en hydraulique ENSH. « Modélisation des paramètres physico-chimique de la coagulation-floculation pour les eaux potable », Mémoire de magister en science de l'eau, 2011.
- [34] Hadjazi Sabiha et Hadjazi Salima, « Etude et modélisation des paramètres physico-chimiques de la cinétique de fermentation de l'oxytétracycline ». Mémoire de fin d'études du centre universitaire de Médéa. 2003.
- [35] Davis, M.L. "Water and wastewater engineering", "Design principles and practice", Second edition. McGraw-Hill Education. 2019.
- [36] Cours de Monsieur MESSAOUD BOUREGHDA « traitement des eaux potables ». Boumerdas UMBB, "chapitre 2". Page 17_24.
- [37] O. BENAIZ. La filtration.
- [38] Dr BESSEDIK Madani, « traitement de l'eau » PDF. mabessedik@yahoo.fr .
m_bessedik@mail.univ-tlemcen.dz
- [39] Cemagref ; FNDAE. « Traitement de l'azote dans les stations d'épuration biologique des petites Ministère de l'Agriculture et de la pêche ». Cemagref Editions – Document technique FNDAE n° 25. 2001.
- [40] ACHOUR S, MOUSSAOUI K. « Effet de chloration sur quelques types des eaux en Algérie », Tribune de l'eau, 1993.
- [41] Smith, M.S. and Zimmerman, K. « Nitrous oxide by nondentrifying soil nitrate reducers. Soil ». Science Society America Journal 45, 1981, p 865-871.
- [42] Cours de madame CHERIK.D « chimie des eaux ». Boumerdas UMBB "chapitre 6".
- [43] M. Ladjel, « traitement de fusion multisensorielle appliqués à la surveillance des eaux potables », Mémoire de magiste, Université Mohames Boudiaf de M'sila.
- [44] Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement, « réglementation et traitement des eaux destinées à la consommation humaine ».
- [45] J.E. Van Benschoten, J.K. Edzwald, « Chernical Aspects of coagulation Using Alurninum Salt-1. Hydrolytic reactions of Alun and Polyaluminum Chloride », Water Reseurc 3rd edition, 1990. Page 526.

Liste de bibliographie

- [46] ATTENTION EAU DOUCE AGERISSIVE « Agence Régionale de Santé de Franche-Comté » 2015, page 2.
- [47] <https://uae.fr/glossaire/agressivite/> consulter le 30 mai 2024
- [48] <https://www.coversystems.net/fr/definicion-de-corrosion/> consulter le 30 mai 2024
- [49] D. Landolt, « Corrosion et chimie de surfaces des métaux », 'Traité des matériaux', Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, vol 12, 1993.
- [50] M.Benarioua, « Inhibition de la corrosion d'un Acier Ordinaire par les Chromates et les Molybdates », Thèse de magister, Université de Batna, 2013.
- [51] Agence de l'eau Adour-Garonne, « Guide de Préconisation pour la substitution de calcaire Marin », Toulouse, 2011.
- [52] L.Bretagne, « Le taraitement des eaux des surfaces pour la production d'eau potable », centre d'information sur l'eau, Guide technique, 1999.
- [53] M. JACQUEE, la pratique de l'eau . « Traitement de l'eau aux points d'utilisation complètent de l'eau dans les installations », origine des désordres et solutions, 2^{ème} édition.
- [54] <https://www.tiloom.com/fr/indice-langelier/> consulter le 10 juin 2024
- [55] www.gls.fr. Agressivité et corrosivité. 01/01/2006. Page 02.
- [56] L. GERMAIN ; J. COLAS. ROUQUET. « le traitement des eaux », 'destinées à l'alimentation des chaudières de vapeur, aux circuits de réfrigération et aux réseaux de distribution d'eaux industrielles et potables', 5^{ème} édition.
- [57] Claude CARDOT. Les traitements de l'eau « procédés physico-chimiques et biologiques cours et problèmes résolus ». 1999. Pages 173 – 174 – 175.
- [58] Document « SEAAL ».
- [59] HUNDT et O'MELLA (1988)