

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université El-Hadj Lakhdar - BATNA 1

Faculté des Sciences de la Matière

Département de chimie



THÈSE

En vue de l'obtention du
Diplôme de Doctorat troisième cycle

Présenté par :
KHETTAF Sami

Thème :

**Evaluation physico-chimique de l'eau d'un barrage et proposition
d'un traitement adapté pour une eau de haute qualité**

Domaine : Sciences de la Matière
Filière : Chimie
Spécialité : Chimie de l'eau
Intitulé de la Formation : Chimie de l'eau

Soutenue le 11 / 01 / 2018

Devant le jury :

Président :	Said BENFARHI	Professeur	Université de Batna 1
Rapporteur :	Mohammed BOUHELASSA	Professeur	Université de Constantine 3
Examineurs :	Kamel-Eddine BOUHIDEL	Professeur	Université de Batna 1
	Mossaab BENCHEIKH-LEHOCINE	Professeur	Université de Constantine 3
	Nora BOUKHALFA	M.C.A	Université de Batna 1

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

A mon père

A ma très chère mère

A ma femme et à mon petit ange Hatem

A mes frères et mes sœurs

A toute ma famille

A tous mes amis

Remerciements

J'exprime mes remerciements les plus distingués à mon professeur Monsieur **Kamel-Eddine BOUHIDEL** Professeur à l'université de Batna-1, en reconnaissance de sa compétence, de son dévouement et de ses conseils judicieux qui m'ont été d'un grand soutien ; aussi pour m'avoir accueilli au sein de son laboratoire de chimie et Chimie de l'Environnement à l'Université de Batna-1, et de m'avoir permis de préparer mon doctorat dans les meilleures conditions et aussi pour m'avoir suivi dans l'accomplissement de ce travail. Sans oublier tous ses efforts, son intérêt, son soutien moral, sa grande disponibilité et ses nombreux conseils et surtout son encouragement qu'il m'a témoigné tout au long de cette étude.

Je voudrais également remercier chaleureusement mon directeur de thèse Monsieur **Mohammed BOUHELASSA** Professeur au Département de Chimie Industrielle, Université de Constantine-3, pour la confiance qu'il m'a apportée tout au long de ce travail, pour son soutien et son aide, ses conseils précieux mais aussi et surtout pour sa gentillesse et ses qualités humaines.

Mes sincères remerciements vont à Monsieur **Said BENFARHI**, Professeur au Département des sciences de la matière, Université de Batna-1, qui m'a honoré en acceptant de présider le jury de soutenance. Je lui exprime toute ma reconnaissance pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail.

Je tiens également à remercier Messieurs **Kamel-Eddine BOUHIDEL** Professeur au Département des sciences de la matière Université de Batna-1, **Mossaab BENCHEIKH-LEHOCINE** Professeur au Département de Génie des Procédés à l'Université de Constantine-3, et Madame Dr. **Nora BOUKHALFA** Maître de Conférences au Département des sciences de la matière, Université de Batna-1 pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'examiner ce travail.

J'adresse mes vifs remerciements à Monsieur **Mossaab BELARBI** Dr au Département de Physique, Université de Tlemcen, pour leur aide précieuse et surtout pour leur gentillesse et pour leurs qualités humaines.

Mes remerciements vont aussi à Monsieur **Yakin BENACHOURI** directeur de l'ANBT Batna, pour avoir facilité l'accès au site d'échantillonnage.

Je tiens aussi à remercier vivement Messieurs, **Ismail DERARDJA** et **Nabil BENAICHA** de l'ANBT Batna pour leur soutien et leurs aides précieuses, mais aussi et surtout pour leurs qualités humaines.

Je n'oublierais pas de remercier Messieurs **Nacer KORRA**, et **Abdessalam SOLTANE** ingénieurs de laboratoire à l'université de Batna-1, Monsieur **Salah BENSLIMANE** docteur à l'université de Constantine-1, pour leur soutien et leurs aides.

Je tiens à exprimer également ma profonde reconnaissance aux binômes de Master Chimie de l'eau, **N.H MEGUELLATI – N.H GHODHBANE, B. SAHRAOUI –S. ANFIF, F.BENFARHI** et **A. BENYAHIA** pour leurs aides, sans oublier leur participation à la réalisation de cette thèse.

J'adresse aussi mes vifs remerciements à tous les membres du laboratoire LCCE / Chimie de l'Eau, particulièrement, **Afaf LALMI, Chahrazed AMRANE, Fatiha BENMAHDI, Hasna SENOUSSE, Imene ABDOU, Sabrina TAMERSIT**, qui m'ont offert leur soutien et encouragements tout au long de cette période.

Mes sincères remerciements vont aussi à Madame la Professeur **Latifa BOUSSELMI** de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire (Laboratoire Eaux Usées et Environnement au Centre de Recherches et des Technologies des Eaux (CERTE), Technopole de Borj Cédria Tunisie pour faire un stage de 28 jours.

Je tiens à remercier vivement mon encadrant de stage Madame Dr. **Imen KHOUNI** pour sa disponibilité, son écoute et ses conseils avisés.

Mes remerciements vont aussi à Mademoiselle **Ghofrane LOUHICHI** doctorante-chercheur au Laboratoire Eaux Usées et Environnement, pour le temps qu'elle m'a consacré tout au long de cette période de stage.

Je tiens également à exprimer mes remerciements à l'Agence universitaire de la francophonie (**AUF**).

Je n'oublierais jamais l'ambiance chaleureuse et conviviale que j'ai eu à vivre avec les membres du laboratoire LCCE, durant toutes ces années. À cette occasion, je voudrais les remercier et leur souhaiter le succès.

Je tiens enfin à remercier toute ma famille qui m'a sans cesse aidé et encouragé durant mes années d'études.

Liste des abréviations

A.N.R.H : Agence nationale des ressources hydrauliques
AA : Acide aminés
AF : Acides fulviques
AG : Acides gras
AH : Acides humiques
C.C : Concentration de coagulant
C.F : Coagulation/floculation
CES : Chromatographie par exclusion stérique
C_I : Concentration initial
COD : Carbone organique dissous
COT : Carbone organique totale
C_P : Concentration dans le perméat
Da : Daltons
DBO : Demande biochimique en oxygène
DCO : Demande chimique en oxygène
ED : Eau dionisée
EF : Eau filtrée
ENF1 : Eau nanofiltrée
HIN : Hydrophile neutre
HPK : Hydrogène phtalate de potassium
K_a : Constante d'acidité
LMED : Lit mélangé d'échange d'ions
MF : Microfiltration
MO : Matière organique
MOC : Matière organique colloïdale
MOD : Matière organique dissoute
MOD⁻ : Matière organique dissoute chargé négativement
MOD⁺ : Matière organique dissoute chargé positivement
MODHN : Matière organique dissoute hydrophile neutre
MODN-FPM : Matière organiques neutre à faible poids moléculaire
MODN-GPM : Matière organiques neutres à grosse poids moléculaire
MODNN : Matière organique dissoute neutre naturel
MON : Matière organique naturelle
MOP : Matière organique particulaire
MOPF : Matière organique particulaire fine
MOPG : Matière organique particulaire grossière
MOPTF : Matière organique particulaire très fine
NF : Nanofiltration
NTU : Nephelometric Turbidity Unit
OI : Osmose inverse
OMS : Organisation mondiale de la Santé
Q₀ : Débit initial

Q_p: Débit de perméat
RA-OH : Résine anionique sous la forme OH⁻
RC-H : Résine cationique sous la forme H⁺
REC : Résine échangeuse de cations
REI : Résine échangeuse d'ions
RIEM : Résine échangeuses d'anions magnétique
SNH : Substances non humiques
SPD : Sous-produits de désinfection
SU : Sucre
SUVA : Spécifique UV absorbance
TDS : Taux des sels dissous
THM : Trihalométhanes
T_R : Taux de rétention
UF : Ultrafiltration
UV : Ultraviolet
XAD-4 : Résine non ionique 4
XAD-8 : Résine non ionique 8
Y : Taux de conversion

Liste des figures

Chapitre I : Qualité Et Analyse De L'eau Du Barrage

Figure I.1: Cycle de l'eau	08
Figure II.1.1: Localisation du barrage de Timgad (Sous bassin de l'Oued Reboa à Koudiat Medouar)	20
Figure II.1.2: Géo localisation sur la carte : Algérie	21
Figure II.1.3: Oxymètre	22
Figure II.1.4: Turbidimètre	22
Figure II.1.5: Conductimètre	23
Figure II.1.6: TDS mètre	23
Figure II.1.7: Multi paramètres consort c5010	23
Figure II.1.8: pH mètre	24
Figure II.1.9: pH mètre portable	24
Figure II.1.10: Spectrophotomètre UV-Visible	25
Figure II.1.11: Réacteur programmable pour les analyses de DCO	25
Figure II.1.12: schéma du système d'échantillonnage	26
Figure II.1.13: photo du système d'échantillonnage	26
Figure II.2.1: Variation spatio-temporelle de la température pendant une année	30
Figure II.2.3: Variation spatio-temporelle de la concentration de l'oxygène dissous pendant une année	32
Figure II.2.5: Variation spatio-temporelle du pH pendant une année	34
Figure II.2.7: Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité pendant une année	35
Figure II.2.9: Variation spatio-temporelle de la concentration du chlorure pendant une année	37
Figure II.2.10: Variation spatio-temporelle de la concentration du sulfate pendant une année	38
Figure II.2.11: Variation spatio-temporelle de taux des sels pendant une année	39
Figure II.2.12: Variation spatio-temporelle de la turbidité pendant une année	40
Figure II.2.14: Variation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène pendant une année	41
Figure II.2.16 : Variation spatio-temporelle de l'absorbance UV ₂₅₄ pendant une année	42

Chapitre II: Isolation Et Fractionnement De La Matière Organique du Barrage

Figure I.1: Composition moyenne de la MOD aquatique issue d'eaux douces	51
Figure I.2: Illustration du continuum de taille de la matière organique retrouvée dans les milieux aquatique	55
Figure I.3: Protocole de fractionnement sur résines DAX-8 et XAD-4	57
Figure I.4: Illustration de la différence entre le COT et COD	58
Figure I.5: Schéma descriptive de l'étape de coagulation /floculation	60
Figure I.6: Schéma descriptive du phénomène d'adsorption sur un grain de charbon actif	60
Figure I.7: L'élimination de la matière dissoute par résine échangeuse d'anions	61
Figure I.8: L'élimination de la matière dissoute par lit mélangé échangeur d'ions	62

Figure II.1.3: Polypropylène cartouche filtre 5 μ m	68
Figure II.1.4 : Filtre 0.45 μ m	68
Figure II.1. 5: Schéma du montage de filtration 5 μ m	70
Figure II.1. 6: Photo de montage de filtration à 5 μ m	71
Figure II.1. 7: Schéma du montage de filtration de 0..45 μ m	71
Figure II.1. 8: Photo de montage de filtration à 0.45 μ m	72
Figure II.1. 9: Schéma du montage de filtration par NF	73
Figure II.1. 10: Photo de montage de filtration par NF	73
Figure II.1. 11: Schéma du principe de la concentration membranaire	74
Figure II.1. 12: Photo de montage de concentration de la MOD par osmose inverse	74
Figure II.1. 13: Schéma général du protocole d'isolation, de concentration et de fractionnement des MODN	77
Figure II.1. 14: Photo de montage et schéma de déminéralisation par lit mélangé	78
Figure II.1. 15: Photo de trois types des eaux concentrées par OI	79
Figure II.1. 16: Schéma général du protocole de concentration de la MOD	81
Figure II.2.1: Pourcentage de la MOD de l'eau de barrage retenue par lit mélangé pour cinq barrages	87
Figure II.2.2: Pourcentage d'élimination des différents composés chimiques par lit mélangé	88
Figure II.2.3: Pourcentage de la MOD de l'eau de barrage retenue par lit mélangé	90
Figure II.2.4: Rendement de concentration de la MOD par OI en terme DCO	95
Figure II.2.5: Rendement de concentration de la MOD par OI en terme UV ₂₅₄	95
Figure II.2.6: Rendement de concentration de la MOD par NF en terme DCO	97
Figure II.2.7: Rendement de concentration de la MOD par NF en terme UV ₂₅₄	97
Figure II.2.8: Variation du débit de Nano filtration en fonction de temps	98
Figure II.2.9: Variation de débit d'osmose inverse en fonction de temps	99
Figure II.2.10: Variation de conductivité d'eau osmosée en fonction de temps	100
Figure II.2.11: Absorbance spécifique UV-Visible d'eau NF 1 fractionnée par NF	101
Figure II.2.12: Absorbance spécifique UV-Visible d'eau NF 2 fractionnée par NF	101
Figure II.2.13: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la nature et la concentration du coagulant	105
Figure II.2.14: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ en fonction de la nature et la concentration du coagulant	107
Figure II.2.15: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la concentration du coagulant	108
Figure II.2.16: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ en fonction de la concentration du coagulant.....	109
Figure II.2.17: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la concentration du flocculant	110
Figure II.2.18: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ en fonction de la concentration du flocculant	111

Figure II.2.19: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction du Ph	112
Figure II.2.20: Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ en fonction du pH	113
Figure II.2.21: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO avec une valeur de pH fixé = 7	120
Figure II.2.22: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO pour une concentration en flocculant fixé à la valeur défini au centre = 40 mg/l	120
Figure II.2.23: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO pour une concentration en coagulant fixé à la valeur défini au centre = 100 mg/l	121
Figure II.2.24: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ avec une valeur de pH fixé = 7	121
Figure II.2.25: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ pour une concentration en flocculant fixé à la valeur défini au centre = 40 mg/l	122
Figure II.2.26: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV ₂₅₄ pour une concentration en coagulant fixé à la valeur défini au centre = 100 mg/l	122
Figure II.2.27: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH final avec une valeur de pH fixé = 7	123
Figure II.2.28: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH final pour une concentration en flocculant fixé à la valeur défini au centre = 40 mg/l	124
Figure II.2.29: Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH Final pour une concentration en coagulant fixé à la valeur défini au centre = 100 mg/l	124
<u>Chapitre III : Echange D'ion Et Adsorption De La Matière Organique</u>	
Figure I.1: Historique de développement des produits et les applications de la technologie d'échange d'ions	134
Figure I.2: Schéma présente le squelette et les groupements fonctionnels d'une résine	135
Figure I.3: Schéma présente une résine échangeuse d'ion	135
Figure I.4: Schéma présente la réticulation de résine par le divinylbenzène	137
Figure I.5: Adsorption de la matière organique neutre sur la surface de la résine	140
Figure II.1.1: Spectrophotomètre UV-Visible	153
Figure II.2.1: Influence de la masse de résine sur le rendement d'adsorption du Phénol à C _{Phénol} = 5ppm ; T=20°C, V=200 ml, V r =400 tr/min et pH= 6	161
Figure II.2.2: Evolution de rendement d'adsorption de l'Aniline en fonction de la masse de résine à : C _{Aniline} = 5 ppm; T=20°C, V=200 ml, V r =400 tr/min et pH=6,4	162
Figure II.2.3: Comparaison de l'effet de la masse sur l'adsorption phénol / l'Aniline ; C _{Aniline} = C _{phénol} = 5 ppm; V= 200 mL, Vr =400 tr/min et pH=6,4	163

Figure II.2.4: Evolution de rendement d'adsorption de phénol en fonction de la vitesse d'agitation à $C_{\text{phénol}} = 5 \text{ ppm}$, $V=200 \text{ ml}$, $T=20 \text{ }^\circ\text{C}$, $m_r=5\text{g}$	164
Figure II.2.5: Evolution de rendement d'adsorption de l'Aniline en fonction de la vitesse d'agitation à $[\text{Aniline}]_0 = 5 \text{ ppm}$, $V=200 \text{ ml}$, $T=20 \text{ }^\circ\text{C}$, $m_r=15\text{g}$	165
Figure II.2.6: Evolution de la quantité adsorbé de phénol en fonction de pH aux conditions : $[\text{phénol}]_0 = 5 \text{ ppm}$, $V=200 \text{ ml}$, $T=20 \text{ }^\circ\text{C}$, Masse de résine =5g, $V_r = 400 \text{ tr/min}$	166
Figure II.2.7: Evolution de la quantité adsorbé d'Aniline en fonction de pH à conditions : $[\text{Aniline}]_0 = 5 \text{ ppm}$, $V=200 \text{ ml}$, $T=20 \text{ }^\circ\text{C}$, Masse de résine =15g, $V_r = 400 \text{ tr/min}$	167
Figure II.2.8: Evolution de la capacité d'adsorption en fonction de temps à différentes concentration initial de Phénol à $M_{\text{résine}} = 5\text{g}$; $T=20^\circ\text{C}$; $V=200 \text{ ml}$; $V_r = 400 \text{ tr/min}$	169
Figure II.2.9: Evolution de la capacité d'adsorption en fonction de temps à différentes concentration initial d'Aniline à $M_{\text{résine}} = 15\text{g}$; $T=20^\circ\text{C}$; $V=200 \text{ ml}$; $V_s = 400 \text{ tr/min}$	170
Figure II.2.10: Modélisation par équation de Langmuir pour le phénol	171
Figure II.2.11: Modélisation par équation de Freundlich pour le Phénol	172
Figure II.2.12: Modélisation par équation de Langmuir pour l'Aniline	174
Figure II.2.13: Modélisation par l'équation de Freundlich pour l'Aniline	174
Figure II.2.14: Cinétiques de pseudo premier ordre de différent concentration de phénol	177
Figure II.2.15: Cinétiques de pseudo premier ordre de différent concentration d'Aniline	177
Figure II.2.16: Cinétiques de pseudo deuxième ordre de différent concentration de phénol	178
Figure II.2.17: Cinétiques de pseudo deuxième ordre de différent concentration d'Aniline	178
Figure II.2.18: L'effet de contre anion sur l'adsorption du phénol, Aniline sur résine anionique..	180
Figure II.2.19: L'effet de contre anion sur le traitement de différents eaux par résine anionique..	182
<u>Chapitre IV: Technique Membranaire Et Production D'eau Potable</u>	
Figure I.1: Schéma de membrane sélective	190
Figure I.2: Représentation schématique des différentes structures membranaires (A) Membrane symétrique (B) Membrane asymétrique	191
Figure I.3: Les techniques membranaires à gradient de pression	192
Figure I.4: Schéma de Module à plan	198
Figure I.5: Schéma de Module tubulaire	199
Figure I.6: Schéma de Modules à fibres creuses	199
Figure I.7: Structure interne d'une membrane à spirale.....	200
Figure I.8: Différents formes de colmatage	203
Figure I.9: Modes de filtration d'une membrane	206
Figure I.10: Comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle	206
Figure I.11: Filtres à cartouche	207
Figure I.12: Filtres à bobinés	207
Figure I.13: Filtres plissés	208
Figure I.14: Filtres rigides	208
Figure II.2.1: Variation de la turbidité en fonction du temps avec : T_i (eau du barrage) = 24.7 NTU, T_i (eau synthétique de talc) = 27.7 NTU	225

Figure II.2.2 : Variation de la turbidité en fonction du temps avec : Ti (eau du barrage) = 24.7 NTU, Ti (eau synthétique de talc) = 27.7 NTU	225
Figure II.2.3 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF tangentielle sur suspension synthétique de talc	226
Figure II.2.4 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF tangentielle sur suspension synthétique de talc	227
Figure II.2.5 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF frontale sur suspension synthétique de talc	227
Figure II.2.6 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF frontale sur suspension synthétique de talc	228
Figure II.2.7 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la nature de la turbidité en MF tangentielle sur suspensions synthétiques et eaux réelles	229
Figure II.2.8 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la nature de la turbidité en MF tangentielle sur suspensions synthétiques et eaux réelles	230
Figure II.2.9 : Comparaison des essais de microfiltration en modes frontal et tangentiel : influence sur l'élimination de la turbidité	232
Figure II.2.10 : Comparaison des essais de microfiltration en modes frontal et tangentiel : influence sur le débit de perméat. Variation du débit de filtration en fonction du temps	232
Figure II.2.11 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : Ti = 128 NTU.....	233
Figure II.2.12 : Variation du débit de filtration en fonction du temps, pour l'étude du colmatage en MF frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : Ti = 128 NTU.....	234
Figure II.2.13 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentiel sur suspensions synthétiques de talc et avec: Ti = 128 NTU.....	235
Figure II.2.14 : Variation du débit de filtration en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentiel sur suspensions synthétiques de talc et avec: Ti = 128 NTU.....	235
Figure II.2.15 : Comparaison des variations de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentielle et frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec: Ti = 128 NTU.....	236
Figure II.2.16 : Comparaison des variations de débit du perméat en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentielle et frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : Ti = 128 NTU.....	237
Figure II.2.17 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de titane : Variation de la turbidité en fonction du temps, avec Ti = 26.7 NTU	238
Figure II.2.18 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de titane : Variation du débit de filtration en fonction du temps, avec Ti = 26.1 NTU.....	239
Figure II.2.19 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de titane : Variation du débit de filtration en fonction du temps, avec Ti = 26.1 NTU.....	239
Figure II.2.20 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de zinc: Variation du débit de filtration en fonction du temps, avec Ti = 26.7 NTU.....	240
Figure II.2.21 : Traitement in situ de l'eau du barrage par MF sur membrane à cartouche : Variation de la turbidité en fonction du temps.....	241

Liste des Tableaux

Chapitre I : Qualité Et Analyse De L'eau Du Barrage

Tableau I.1 : les normes de l'OMS de l'eau potable	16
Tableau II.1.1 : Réactifs chimique	21
Tableau II.2.1 : Classification de la qualité des eaux du barrage Timgad-Batna	44

Chapitre II : Isolation Et Fractionnement De La Matière Organique du Barrage

Tableau II.1.1 : Les réactifs et les solvants	65
Tableau II.1.2 : Caractéristiques de la membrane Nanofiltration	69
Tableau II.1.3 : Caractéristiques de la membrane d'osmose inverse	69
Tableau II.1.4 : Caractéristiques des résines (Cationique et Anionique)	70
Tableau II.2.1 : L'isolement de la matière organique dissoute à partir les eaux du cinq barrage ...	86
Tableau II.2.2 : Pourcentage d'élimination de la MO synthétique par lit mélangé	87
Tableau II.2.3 : Caractéristiques physico-chimique de l'eau de Beni Haroun et de Timgad	89
Tableau II.2.4 : Caractéristique physico-chimique d'eau avant et après le passage sur lit mélangé	90
Tableau II.2.5 : Pourcentage de la MOD retenue par lit mélangé	90
Tableau II.2.6 : Caractéristique physico-chimique de l'eau osmosée	92
Tableau II.2.7 : Efficacité de concentration de la MODN par OI	92
Tableau II.2.8 : Efficacité du fractionnement de la MON par NF	93
Tableau II.2.9 : Efficacité du fractionnement de la MON par NF en terme UV_{254}	93
Tableau II.2.10 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme DCO	94
Tableau II.2.11 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme UV_{254}	96
Tableau II.2.12 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme DCO	96
Tableau II.2.13 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme UV_{254}	96
Tableau II.2.14 : caractéristiques de l'eau brute du barrage Timgad	102
Tableau II.2.15 : Caractéristique de l'eau avant et après la concentration par l'osmose inverse ...	102
Tableau II.2.16 : caractéristiques de l'eau à traiter	103
Tableau II.2.17 : Les valeurs du pH après l'étape de coagulation	103
Tableau II.2.18 : Les valeurs de pH final après le traitement	104
Tableau II.2.19 : Les valeurs de la DCO_f après le traitement	104
Tableau II.2.20 : Les valeurs de l' UV_{254} final après le traitement	106
Tableau II.2.21 : Les valeurs de l' UV_{254} , DCO, et pH après le traitement	108
Tableau II.2.22 : Les valeurs de l' UV_{254} , DCO, et pH après le traitement	110
Tableau II.2.23 : Les valeurs de l' UV_{254} , DCO, et pH après le traitement	112
Tableau II.2.24 : Domaine expérimental du plan d'expérience	114
Tableau II.2.25 : Plan d'expérience et réponses obtenues	114
Tableau II.2.26 : Données statistiques des réponses Y1 et Y2 relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute	115
Tableau II.2.27 : Evaluation du modèle établi (Y1)	116
Tableau II.2.28 : Evaluation du modèle établi (Y2)	117
Tableau II.2.29 : Evaluation du modèle établi (Y3)	117

Tableau II.2.30: Analyse de la variance et coefficients d'ajustement et de prédiction du plan d'expérience relatif à l'élimination de la matière organique en terme DCO (Y1)	118
Tableau II.2.31: Analyse de la variance et coefficients d'ajustement et de prédiction du plan d'expérience relatif à l'élimination de la matière organique en terme UV ₂₅₄ (Y2)	119
Tableau II.2.32: Analyse de la variance et coefficients d'ajustement et de prédiction du plan d'expérience relatif à la valeur Finale du pH (Y3)	119
Tableau II.2.33: Valeurs optimales des facteurs testés relatifs au l'élimination de la matière organique dissoute par Coagulation/Floculation	125
Tableau II.2.34: Les rendements d'élimination et la valeur du pH final obtenus par le modèle ...	125
<u>Chapitre III : Echange D'ion Et Adsorption De La Matière Organique</u>	
Tableau I.1 : propriétés des quatre types de résines	136
Tableau II.1.1: Réactifs et produits chimique	152
Tableau II.1.2: Caractéristiques de la résine	154
Tableau II.2.1: Influence de la masse de résine sur l'adsorption du Phénol	160
Tableau II.2.2: L'influence de la masse de résine sur l'adsorption de l'Aniline	161
Tableau II.2.3: Comparaison des rendements phénol / Aniline	162
Tableau II.2.4: Influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption du phénol	163
Tableau II.2.5: L'influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption d'Aniline	164
Tableau II.2.6: L'influence du pH sur l'adsorption de Phénol	166
Tableau II.2.7: Influence de pH sur l'adsorption d'Aniline	166
Tableau II.2.8: Concentrations résiduelles pour différents concentrations initiale de Phénol	168
Tableau II.2.9: les concentrations résiduelles pour différents concentrations initiale d'Aniline ...	169
Tableau II.2.10: Les résultats des expériences pour déterminer l'isotherme d'adsorption de Phénol	171
Tableau II.2.11: Paramètres du modèle de Langmuir et de Freundlich pour le phénol	172
Tableau II.2.12: Les résultats des expériences pour déterminer l'isotherme d'adsorption de l'Aniline ...	173
Tableau II.2.13: Paramètres du modèle de Langmuir et de Freundlich d'Aniline	175
Tableau II.2.14: Les constantes thermodynamiques d'adsorption pour le phénol et l'aniline	175
Tableau II.2.15: Les paramètres de la cinétique de premier et de deuxième ordre de phénol	179
Tableau II.2.16: Les paramètres de la cinétique de premier et de deuxième ordre de l'aniline	179
Tableau II.2.17: L'effet de contre anion sur l'adsorption du phénol, Aniline sur résine anionique	180
Tableau II.2.18: L'effet de contre anion sur traitement de différents eaux sur résine anionique...	181
<u>Chapitre IV: Technique Membranaire Et Production D'eau Potable</u>	
Tableau I.1: Caractéristiques des différents procédés de séparation membranaire	194
Tableau I.2: Les propriétés du polypropylène	197
Tableau I.3: Avantages et inconvénients des différents modules membranaires	201
Tableau I.4: La comparaison entre différents types de modules	202
Tableau I.5: Les avantages et les inconvénients des quelques types des filtres	208
Tableau I.6: Caractéristiques de l'eau avant et après filtration	210
Tableau II.1.1: Turbidité relative de chaque produit utilisé	219
Tableau II.2.1: Variation de la turbidité en fonction de temps pour différents profondeurs	241

Sommaire

Introduction générale	01
Chapitre I : Qualité Et Analyse De L'eau Du Barrage	
I. Revue Bibliographique	
I.1. Introduction	07
I.2. Définition de l'eau	07
I.3. Cycle de l'eau	07
I.4. Importance de l'eau	08
I.5. Sources de l'eau	08
I.5.1. Eaux de surface	08
I.5.2. Barrages	09
I.5.3. Rivières	09
I.5.4. Mers et océans	09
I.5.5. Eaux souterraines	09
I.6. Utilisation et consommation de l'eau	10
I.6.1. Domestique	10
I.6.2. Agriculture	10
I.6.3. Industrie	11
I.7. Pollution de l'eau	11
I.7.1. Les métaux lourds	11
I.7.2. Phénols	11
I.7.3. Pesticides	11
I.8. Paramètres de la qualité de l'eau	12
I.8.1. Température	12
I.8.2. pH	12
I.8.3. Turbidité	13
I.8.4. Conductivité électrique	13
I.8.5. Potentiel redox	13
I.8.6. Matière en suspension	13
I.8.7. Dureté de l'eau	13
I.8.8. L'oxygène dissous	14
I.8.9. Sulfates	14
I.8.10. Demande biochimique en oxygène	14
I.8.11. Demande chimique en oxygène	14
I.9. Qualité physique de l'eau	15
I.10. Qualité chimique de l'eau	15
I.11. Qualité bactériologique de l'eau	15
I.12. Evaluation spatio-temporelle des eaux	16
I.13. Normes et recommandations pour les paramètres physico-chimiques de l'eau potable	16
I.13. Conclusion	17
II. Étude expérimental	
II.1. Matériels et Méthodes	
II.1.1. Introduction	20
II.1.2. Présentation générale de la zone d'étude	20
II.1.3. Produits	21
II.1.4. Instruments	22

<u>II.1.5. Système d'échantillonnage</u>	27
<u>II.1.6. Echantillonnage</u>	27
<u>II.1.7. Méthode d'analyse</u>	27
<u>II.1.8. II.2. Résultats et Discussions</u>	
<u>II.2.1. Introduction</u>	29
<u>II.2.2. L'évaluation spatio-temporelle de la température</u>	29
<u>II.2.3. L'évaluation spatio-temporelle de l'oxygène dissous</u>	31
<u>II.2.4. L'évaluation spatio-temporelle du pH</u>	33
<u>II.2.5. L'évaluation spatio-temporelle de la conductivité</u>	35
<u>II.2.6. L'évaluation spatio-temporelle du chlorure</u>	36
<u>II.2.7. L'évaluation spatio-temporelle du sulfate</u>	37
<u>II.2.8. L'évaluation spatio-temporelle du TDS</u>	38
<u>II.2.9. L'évaluation spatio-temporelle de la turbidité</u>	39
<u>II.2.10. L'évaluation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène</u>	41
<u>II.2.11. L'évaluation spatio-temporelle de l'absorbance UV₂₅₄</u>	42
<u>II.2.12. Classification de la qualité des eaux selon l'A.N.R.H.</u>	44
<u>II.2.13. Conclusion</u>	44
Références	46
<u>Chapitre II : Isolation Et Fractionnement De La Matière Organique Du Barrage</u>	
<u>I. Revue Bibliographique</u>	
<u>I.1. Introduction</u>	51
<u>I.2. Composition de la matière organique</u>	51
<u>I.3. Origines de la matière organique</u>	52
<u>I.3.1. Matière organique d'origine naturelle</u>	52
<u>I.3.1.1. Naturelle autochtones</u>	52
<u>I.3.1.2. Naturelle allochtones</u>	52
<u>I.3.2. Matière organique d'origine anthropique</u>	52
<u>I.3.2.1. Origine industrielle</u>	52
<u>I.3.2.2. Origine urbaine</u>	52
<u>I.3.2.3. Origine agricole</u>	52
<u>I.4. L'impact de la présence de la matière organique naturel dans les eaux de surface</u>	52
<u>I.4.1. Impact positive de la matière organique naturel</u>	53
<u>I.4.2. Impact négative de la matière organique naturel</u>	53
<u>I.5. Classification de la MON</u>	54
<u>I.5.1. Matière organique particulaire (MOP)</u>	54
<u>I.5.2. Matière organique colloïdale (MOC)</u>	54
<u>I.5.3. Matière organique dissoute (MOD)</u>	54
<u>I.6. Matière organique et qualité de l'eau potable</u>	55
<u>I.7. Concentration de la matière organique dissoute</u>	55
<u>I.8. Fractionnement de la matière organique dissoute</u>	56
<u>I.8.1. Fractionnement selon la taille</u>	55
<u>I.8.1.1. Filtration</u>	56
<u>I.8.1.2. Chromatographie par exclusion stérique</u>	56
<u>I.8.2. Fractionnement selon la charge</u>	57
<u>II.8.3. Fractionnement selon l'hydrophobicité par la résine non ionique XAD</u>	57
<u>I.9. Méthodes d'analyse de la matière organique</u>	58

<u>I.9.1. Carbone organique totale (COT)</u>	58
<u>I.9.2. Carbone organique dissout (COD)</u>	58
<u>I.9.3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)</u>	58
<u>I.9.4. Ultraviolet et visible (UV-Vis)</u>	59
<u>I.9.5. Absorbance spécifique SUVA</u>	59
<u>I.9.6. Spectroscopie de fluorescence</u>	59
I.10. Méthodes d'élimination de la MOD	59
<u>I.10.1. Coagulation/floculation</u>	60
<u>I.10.2. Charbon actif</u>	60
<u>I.10.3. Echange d'ion</u>	61
<u>I.10.4. Le lit mélangé</u>	61
<u>I.10.5. Les procédés membranaires</u>	62
I.11. Conclusion	62
II. Étude expérimental	
II.1. Matériels et Méthodes	
<u>II.1.1. Introduction</u>	65
<u>II.1.2. lieux d'étude</u>	66
<u>II.1.3. Produits et solvants</u>	66
<u>II.1.4. Instruments</u>	66
<u>II.1.5. Membranes</u>	67
<u>I.5.1. Membrane de 5 µm</u>	68
<u>I.5.2. Membrane de 0.45 µm</u>	68
<u>I.5.3. Membrane de Nano filtration</u>	68
<u>I.5.4. Membrane d'osmose inverse</u>	68
<u>II.1.6. Résines échangeuses d'ion</u>	69
<u>II.1.7. Pilotes</u>	70
<u>II.1.5.1. Pilot de Microfiltration (5µm)</u>	71
<u>II.1.5.1. Pilot de Microfiltration (0.45µm)</u>	72
<u>II.1.5.2. Pilote de Nanofiltartion</u>	73
<u>II.1.5.3. Pilote d'Osmose inverse</u>	74
<u>II.1.8. Méthodes d'analyse</u>	75
<u>II.1.8.1. L'analyse de la demande chimique en oxygène</u>	75
<u>II.1.8.2. Dosage des composés en UV 254</u>	76
<u>II.1.9. Préparations des solutions synthétiques</u>	76
<u>II.1.10. Prélèvement</u>	76
<u>II.1.11. Isolement de la matière organique des cinq barrages</u>	76
<u>II.1.12. Isolement et concentration de la matière organique du barrage Timgad</u>	77
<u>II.1.12.1. Prétraitement</u>	77
<u>II.1.12.2. Déminéralisation par lit mélangé</u>	78
<u>II.1.12.3. Concentration de la MOD par osmose inverse</u>	78
<u>II.1.12.4. Fractionnement de la matière organique neutre à faible masse moléculaire</u>	79
<u>par Nanofiltration</u>	
<u>II.1.13. Comparaison du comportement de la matière organique dissoute neutre</u>	80
<u>avec une eau réelle et une autre eau synthétique</u>	
<u>II.1.13.1. Comportement en osmose inverse</u>	80
<u>II.1.13.2. Comportement en nanofiltration</u>	80

II.1.14. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane de Nanofiltration	80
II.1.15. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane d'osmose inverse	80
II.1.16. Optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute dans l'eau du barrage Timgad par coagulation-floculation	81
II.1.16.1. Prélèvement	81
II.1.16.2. Concentration de la matière organique dissoute	81
II.1.16.3. Méthodes traitement par coagulation floculation	82
II.1.16.4. Préparation de l'eau à traiter	82
II.1.15.5. Criblage	82
II.1.16.5.1. Effet de la nature et de la concentration du coagulant	82
II.1.16.5.2. Effet de concentration de floculant	82
II.1.16.5.3. Effet de pH initial	83
II.1.16.6. Les essais du plan d'expérience	83
II.2. Résultats et Discussions	
II.2.1. Introduction	85
II.2.2. Isolation de la matière organique neutre du cinq barrage par lit mélange	85
II.2.3. Élimination de la matière organique synthétique par lit mélangé	87
II.2.4. Isolation de la matière organique neutre du barrage de Timgad	88
II.2.4.1. Qualité de l'eau de barrage	89
II.2.4.2. Déminéralisation de l'eau du barrage par lit mélangé	90
II.2.4.3. Concentration de la matière organique neutre par osmose inverse	91
II.2.4.4. Fractionnement et isolement de la matière organique neutre à faibles masse moléculaire par Nanofiltration	93
II.2.5. Comparaison du comportement de la matière organique dissoute neutre avec une eau réelle et une autre eau synthétique	94
II.2.5.1. Comportement en osmose inverse	94
II.2.5.2. Comportement en Nanofiltration	96
II.2.6. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane de Nanofiltration	98
II.2.7. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane d'osmose inverse	98
II.2.8. L'optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute dans l'eau du barrage Timgad, Batna, Algérie par coagulation-floculation	102
II.2.8.1. Concentration de la matière organique dissoute	102
II.2.8.2. L'eau à traiter	102
II.2.8.3. Criblage	103
II.2.8.3.1. Effet de la nature et de la concentration du coagulant	103
II.2.8.3.2. Effet de concentration de floculant	109
II.2.8.3.3. Effet de pH initial	111
II.2.8.4. Les essais du plan d'expérience	113
II.2.9. Conclusion	126
Références	128
Chapitre III : Echange D'ion Et Adsorption De La Matière Organique	
I. Revue Bibliographique	

I.1. Introduction	133
I.2. L'échange d'ions	134
I.3. Historique de l'échange d'ions	135
I.4. Résines échangeuses d'ions	135
I.5. Types des résines échangeuse d'ions	135
I.5.1. Cationique	135
I.5.2. Anionique	135
I.6. Caractéristiques des résines échangeuse d'ions	137
I.6.1. Taux de réticulation	137
I.6.2. Gonflement	138
I.6.3. Porosité	138
I.6.4. Capacité d'échange d'ions	139
I.6.4.1. Capacité totale	139
I.6.4.2. Capacité apparente	139
I.6.5. Sélectivité de l'échange d'ions	139
I.7. Adsorption de solutés neutre sur résine	140
I.8. Les applications de l'échange d'ions	141
I.9. Définition de l'adsorption	142
I.10. Types d'adsorption	142
I.10.1. Adsorption physique	142
I.10.2. Adsorption chimique	142
I.11. Propriétés général d'adsorbons	142
I.11.1. Porosité	143
I.11.2. Surface spécifique	243
I.12. Facteurs influençant sur l'adsorption	143
I.12.1. Influence de la température	143
I.12.2. Influence du pH	143
I.12.3. Influence de la nature de l'adsorbant	143
I.13. Mode d'adsorption	144
I.13.1. L'adsorption en batch	144
I.13.2. L'adsorption en continue	144
I.14. Adsorbants	144
I.14.1. Charbon actif	144
I.14.2. Bentonite	145
I.14.3. Alumine activée	145
I.14.4. Résines magnétique échangeuses d'anions	145
I.15. Isothermes d'adsorption	145
I.16. Modèles d'adsorption	146
I.16.1. Modèle de Langmuir	146
I.16.2. Modèle de Freundlich	147
I.17. Cinétique d'adsorption	147
I.17.1. Modèle de la cinétique du pseudo-premier ordre	149
I.17.2. Modèle de la cinétique du pseudo-second ordre	149
I.18. Conclusion	151
II. Étude expérimental	
II.1. Matériels et Méthodes	

II.1.1. Introduction	154
II.1.2. Produits et solvants	154
II.1.3. Matériel et méthodes	154
II.1.4. Résine utilisé	154
II.1.5. Méthode d'analyse	156
II.1.6. Conditionnement de la résine	156
II.1.7. Préparation des solutions mères de phenol et d'aniline	157
II.1.8. Vérification de l'hypothèse	157
II.1.9. Détermination des conditions optimales d'adsorption	158
II.1.9.1. Détermination de la masse optimale de résine	158
II.1.9.2. Détermination de vitesse d'agitation optimale	158
II.1.9.3. Détermination de pH optimale	159
II.1.10. Etude de l'isotherme	159
II.1.11. Etude de la cinétique d'adsorption	160
II.1.12. Effet de contre ion sur l'adsorption du phénol sur la résine	160
II.2. Résultats et Discussions	
II.2.1. Introduction	162
II.2.2. Influence de la masse de résine	162
II.2.2.1. Pour l'adsorption du Phénol	162
II.2.2.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	163
II.2.3. Influence de la vitesse d'agitation	165
II.2.3.1. Pour l'adsorption du Phénol	165
II.2.3.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	166
II.2.4. Influence du pH	167
II.2.4.1. Pour l'adsorption du Phénol	168
II.2.4.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	168
II.2.5. Influence de la concentration initiale	170
II.2.5.1. Pour l'adsorption du Phénol	168
II.2.5.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	170
II.2.6. Etude de l'isotherme d'adsorption	170
II.2.6.1. Pour l'adsorption du Phénol	171
II.2.6.1.1. Modélisation par l'équation de Langmuir	172
II.2.6.1.2. Modélisation L'équation de Freundlich	172
II.2.6.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	173
II.2.6.2.1. Modélisation par l'équation de Langmuir	174
II.2.6.2.2. Modélisation L'équation de Freundlich	174
II.2.7. Cinétique d'adsorption	176
II.2.7.1. Le modèle de pseudo premier-ordre	176
II.2.7.1.1. Pour l'adsorption du Phénol	177
II.2.7.1.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	177
II.2.7.2. Le modèle de pseudo deuxième-ordre	177
II.2.7.2.1. Pour l'adsorption du Phénol	178
II.2.7.2.2. Pour l'adsorption du l'Aniline	179
II.2.8. L'effet de contre anion sur l'adsorption	180
II.2.9. L'effet de contre anion sur le traitement de différentes eaux	181
II.2.10. Conclusion	183

Références	184
Chapitre IV : Technique Membranaire Et Production D'eau Potable	
<u>I. Revue Bibliographique</u>	
<u>I.1. Introduction</u>	189
<u>I.2. Définition de la membrane</u>	189
<u>I.3. La nature chimique de la membrane</u>	190
<u>I.3.1. Membranes organiques</u>	190
<u>I.3.2. Membranes minérales ou inorganiques</u>	190
<u>I.3. Les membranes composites</u>	191
<u>I.3.1. La peau</u>	191
<u>I.3.2. La couche support</u>	191
<u>I.4. Les structures des membranes</u>	191
<u>I.4.1. Membranes à structure symétrique</u>	191
<u>I.4.2. Membranes à structure asymétrique</u>	191
<u>I.5. Les techniques membranaires à gradient de pression</u>	192
<u>I.6.1. La microfiltration (MF)</u>	193
<u>I.6.2. L'ultrafiltration (UF)</u>	193
<u>I.6.3. La nanofiltration (NF)</u>	193
<u>I.6.4. Osmose inverse (OI)</u>	194
<u>I.6. Principales caractéristiques des différents procédés de séparation membranaire</u>	195
<u>I.6.1. La porosité des membranes</u>	195
<u>I.6.1.1. Membranes poreuses</u>	195
<u>I.6.1.2. Membranes denses</u>	195
<u>I.6.2. La charge de surface</u>	195
<u>I.6.3. Sélectivité d'une membrane</u>	196
<u>I.6.4. La Perméabilité</u>	196
<u>I.6.5. Les Matériaux utilisés</u>	196
<u>I.6.5.1. Les dérivés de cellulose</u>	197
<u>I.6.5.2. Le polypropylène</u>	197
<u>I.6.5.3. Les polysulfones</u>	197
<u>I.6.5.4. Les polyamides</u>	197
<u>I.7. Les modules</u>	198
<u>I.7.1. Modules à plans</u>	198
<u>I.7.2. Les modules tubulaires</u>	198
<u>I.7.3. Le module fibres creuses</u>	199
<u>I.7.4. Le module spiral</u>	200
<u>I.8. Choix du type de module</u>	201
<u>I.9. Le colmatage</u>	202
<u>I.10. Les types de colmatage</u>	203
<u>I.10.1. Le colmatage des membranes par la matière organique</u>	203
<u>I.10.2. Le colmatage des membranes par la matière inorganique</u>	203
<u>I.10.3. Le colmatage biologique</u>	204
<u>I.11. Les modes de colmatages</u>	204
<u>I.11.1. Le colmatage rapide</u>	204
<u>I.11.2. Le colmatage cumulatif</u>	204
<u>I.11.3. Le colmatage destructif</u>	205

I.12. Modes de filtration	205
I.12.1. Filtration frontale	205
I.12.2. Filtration tangentielle	205
I.13. Comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle	206
I.14. Les types de filtration	207
I.14.1. La filtration sur surface	207
I.14.2. La filtration en profondeur	207
I.15. Les avantages des procédés membranaires par rapport au traitement conventionnel	209
I.16. Applications de la MF dans le domaine de l'eau potable	209
I.17. Etude des cas	209
I.17.1. Cas de clarification d'une eau très turbide karstique par microfiltration	209
I.17.2. Cas de Municipale San Patricio	210
I.17.3. Cas de Bernay-Ouest	210
I.18. Critères de choix de la technique de traitement	210
I.19. Méthodes de potabilisation des eaux	211
II. Étude expérimental	
II.1. Matériels et Méthodes	
II.1.1. Introduction	214
II.1.2. La zone d'étude	214
II.1.3. Produits	214
II.1.4. Instruments	215
II.1.5. La membrane utilisée	215
II.1.6. La cellule et le module de filtration	216
II.1.7. Pilote de microfiltration au laboratoire	217
II.1.8. Pilote de microfiltration in situ (barrage de Timgad)	217
II.1.9. Mode de fonctionnement	218
II.1.10. Choix du mode de filtration	218
II.1.11. Eaux utilisées lors de la filtration membranaire	219
II.1.12. Mode de préparation des eaux turbides synthétiques	219
II.1.13. Méthodes d'analyses	220
II.1.13.1. Mesure de la turbidité	220
II.1.13.2. Mesure de débit	221
II.1.14. Méthodes de traitement	221
II.1.15. Comparaison eau de barrage talc	221
II.1.17. Etude de l'influence de la nature de turbidité	222
II.1.18. La déférence entre frontale et tangentielle	222
II.1.19. Colmatage de membrane	222
II.1.20. Etude de la formation de media filtre	222
II.1.21. Production d'eau potable a partir des eaux de barrage de Timgad –Batna	222
II.2. Résultats et Discussions	
II.2.1. Introduction	224
II.2.2. Comparaison de comportement de l'eau de barrage Timgad	224
avec l'eau turbide par le talc	
II.2.3. Etude de l'influence de la turbidité initiale	226
II.2.3.1. Filtration en mode tangentielle	226
II.2.3.2. Filtration mode frontale	227

II.2.4. Etude de l'influence de la nature de turbidité	229
II.2.5. Comparaison entre la filtration en mode frontale et tangentielle	231
II.2.6. Colmatage de membrane	233
II.2.6.1. Colmatage de membrane en le mode frontal	233
II.2.6.2. Colmatage de membrane en le mode tangentielle	235
II.2.7. Etude de la formation de media filtre	238
II.2.7.1. La filtration directe et après colmatage de membrane par le talc d'une solution d'oxyde de titan	238
II.2.7.2. La filtration directe et après colmatage de membrane par le talc d'une solution d'oxyde de zinc	239
II.2.8. Essais Production de l'eau potable in situ à partir les eaux du barrage de Timgad	240
II.2.14. Conclusion	242
Références	244
Conclusion général	248
Résume	251
Abstract	252
ملخص	253
Annexe	254

Introduction générale

La dégradation de la qualité des eaux de surface (lacs, rivières, barrages...) est un problème universel majeur. En effet l'acidification des eaux naturelles, due aux pluies acides, l'émergence de nouveaux micro – polluants dans les eaux potables, l'augmentation excessive de la matière organique (MO) dans les eaux des lacs du Nord de l'Europe... ont été et sont encore des signes évidents de cette dégradation des eaux superficielles de notre planète dont les graves conséquences écologiques, environnementales et sanitaires sont reconnues. Une prise de conscience remarquable est observée à travers la plupart des pays développés; elle s'est concrétisée réellement par un développement sans précédent des technologies d'analyse et de traitement de l'eau, qui a permis des progrès considérables dans la caractérisation, la détection et l'élimination de la pollution des eaux potables et ainsi de la réhabilitation des milieux aquatiques naturelles.

Nous illustrons ces progrès par deux exemples très célèbres dans le monde de la qualité et de la chimie de l'eau. Le premier concerne la détection des micro – polluants de l'eau: la preuve de l'interaction MO – chlore de désinfection, de l'existence et de la nocivité des trihalométhanes (THM) qui sont mis en évidence grâce à la découverte d'un nouveau détecteur chromatographique. Le deuxième exemple porte sur l'émergence des technologies membranaires dans l'élimination des polluants et la production d'eau de haute qualité; pour pallier à l'inefficacité des procédés conventionnels sur l'élimination de l'atrazine, un pesticide cancérigène, la ville de Paris s'est équipée d'une usine de nano filtration à Mery sur Oise pour alimenter un million d'habitants, avec une eau de très haute qualité.

La présente thèse de Doctorat s'inscrit, à la fois, dans ce cadre universel abordant des thématiques modernes (séparation et fractionnement de la MON par échange d'ions, techniques membranaires,...) mais aussi dans un cadre local et pratique où elle ambitionne à une veille technologique sur les techniques membranaires et à l'amélioration de la qualité des eaux potables en Algérie, problème quotidien du citoyen.

L'examen de la littérature récente et universelle montre, entre autres, deux tendances lourdes:

- Un énorme intérêt pour la matière organique naturelle et anthropique de l'eau (fractionnement, caractérisation, tests de réactivités...) dont les impacts sur la qualité de l'eau

potable (formation de THM, bio films, colmatages, couleur,...) sont universellement reconnus et intensivement étudiés.

- L'émergence et l'application de nouvelles technologies de traitement des eaux de surface; l'objectif est de produire une eau de haute qualité et de pallier aux défaillances des systèmes conventionnels de traitement devant l'apparition de nouveaux polluants. Les procédés d'oxydation avancés (POA), dont l'ozonation, et membranaires constituent ces nouvelles technologies où l'Algérie accuse un sérieux retard; une veille technologique est ainsi absolument nécessaire. L'étude des technologies membranaires modernes est ainsi l'une des thématiques de cette recherche.

Un examen approfondi de la situation des ressources en eau en Algérie montre clairement une volonté réelle des autorités du pays à résoudre les problèmes d'alimentation en eau potable et à éradiquer les pénuries d'eau. Grâce à une politique de construction massive de barrages et de dessalement d'eau de mer, le résultat est extrêmement positif sur le plan quantitatif; cependant la qualité des eaux distribuées reste souvent médiocre. Ce problème est généralement lié à la qualité même des eaux de barrage ou à une mauvaise adaptation du traitement. En effet la pollution des barrages, les phénomènes biogéochimiques qui s'y déroulent et qui sont mal compris,...pourraient expliquer cette situation.

L'exemple du barrage de Koudiet Lemdouar (Timgad, Batna), objet de la présente recherche, en est un exemple illustratif; en effet, depuis l'inauguration de ce barrage un sérieux problème chronique de jaunissement de l'eau, suite à la chloration, apparaissait annuellement perturbant l'alimentation en eau de plusieurs villes. Ce problème a été expliqué par notre équipe de recherche, LCCE / Chimie de l'eau sous la direction du Professeur Bouhidel, et a obtenu le prix national des PNR. Cette thèse, inspirée de ce problème du barrage de Timgad, s'inscrit aussi dans ce cadre pratique et ambitionne ainsi une connaissance plus approfondie des eaux de ce barrage.

Cette présente thèse allie donc à la fois une recherche moderne, s'intéressant à des thématiques de pointe et universelles, mais aussi une recherche utile visant à solutionner des problèmes socio – économiques du pays tel que préconisé par la DGRSDT. En effet les aspects pratiques de cette

thèse de Doctorat s'intéressent aux barrages algériens et plus spécifiquement au barrage de Koudiet Lemdouar (Timgad / Batna), et cela pour différentes raisons:

- Ce sont des barrages récents et peu étudiés (Koudiet Lemdouar , Béni Haroun ...); Sont ils pollués ? A-t-on caractérisé cette pollution ?
- Ce sont des barrages fortement stratifiés favorisant des zones anoxiques d'eutrophisation (bactéries sulfato-réductrices , ...) sources de problèmes sérieux (couleurs , odeurs , goûts „algues ...) ;
- Ce sont des barrages à fortes évolution temporelle / saisonnière . A titre d'exemple le taux de sulfates passe de 400 mg/l en janvier à 100 mg/l en juin . C'est une évolution extraordinaire qui aura un impact sur la qualité physico-chimique de l'eau et du traitement ultérieur.
- Ce sont des barrages fortement exposés aux pollutions urbaines, agricoles et industrielles.

Cette thèse aspire donc à répondre à certains de ces problèmes et questions à travers ce modeste manuscrit. Les objectifs pratiques assignés initialement étaient de:

- Comprendre qualitativement et quantitativement les évolutions spatiales et temporelles des propriétés physico-chimiques du barrage;
- De se pencher plus spécifiquement sur le sérieux problème de la matière organique naturelle: séparation, fractionnement et caractérisation ;
- Proposer un traitement optimal, moderne et dynamique
- Fournir une eau saine et de haute qualité

Pour présenter ces travaux nous avons organisé ce document comme suit :

- Chapitre I : Qualité et analyse de l'eau du barrage ;
- Chapitre II : Isolation et fractionnement de la matière organique du barrage de Timgad ;
- Chapitre III : Echange d'ion et adsorption de la matière organique ;
- Chapitre IV : Techniques membranaires et production d'eau potable ;

Chaque chapitre comporte ses propres bibliographies, résultats & discussion et références. Cette découpe respecte à la fois les objectifs assignés, met en évidence le travail moderne et approfondi sur la matière organique, un élément essentiel de la qualité de l'eau, et finalise la thèse par la proposition de traitements membranaires très efficaces.

Chapitre I :

Qualité et Analyse de l'Eau du Barrage

I. Revue **Bibliographique**

I.1. Introduction

Dans ce chapitre nous rappelions les bases du cycle de l'eau, l'importance et les sources de l'eau, ses caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques, ainsi que les différentes méthodes utilisées pour le traitement. Connaître l'eau permet une meilleure gestion de cette ressource naturelle et précieuse, et peut aider à trouver la meilleure méthode pour le traiter et produire une eau potable de haute qualité.

I.2. Définition de l'eau potable

Elle peut être définie comme l'eau qui est sans danger pour l'usage domestique, y compris pour boire, et la préparation des aliments; elle doit avoir les propriétés organoleptiques, physico-chimiques et biologiques qui satisfont les besoins biologiques de l'homme. Aussi elle doit être sans couleur ni odeur, ni goût. Ces critères sont déterminés par l'absence de bactéries, de virus et de toute substance toxique, et la présence de sels physiologiquement nécessaires (calcium, magnésium, sodium et potassium) à des concentrations normalisées [1]. Selon l'Organisation des Nations Unies, 91% de la population mondiale a accès à une «source améliorée» d'eau potable [2]

I.3. Cycle de l'eau

Le cycle de l'eau est décrit comme l'existence et le mouvement de l'eau sur la terre, dans l'atmosphère et dans son sous – sol. L'eau est toujours en mouvement et change constamment d'état physique, de liquide en vapeur et en glace, entre les rivières, les océans, et les eaux souterraines. Ce cycle naturel est continu et fonctionne grâce à la force du soleil. Ce processus fonctionne depuis des milliards d'années et est la source de toute vie sur Terre [3].

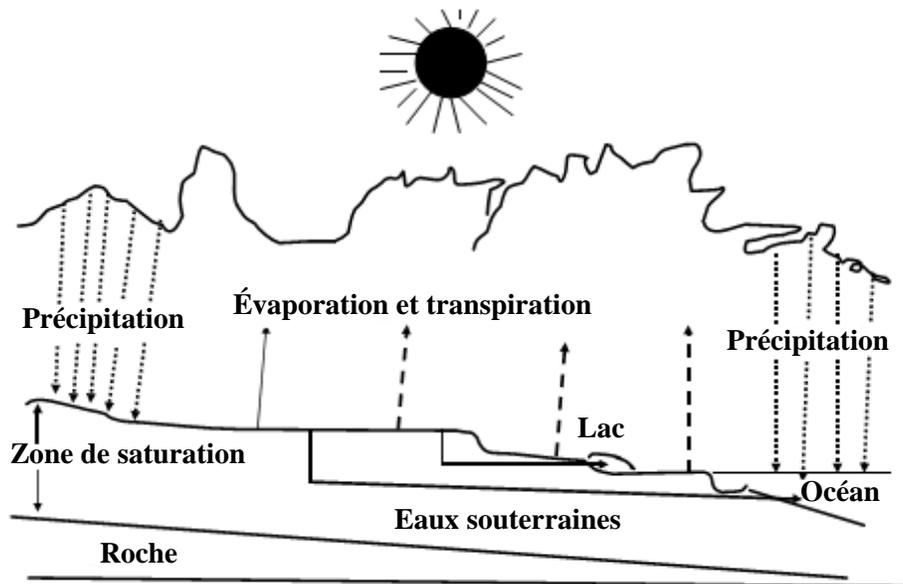


Figure I.1 : Cycle de l'eau d'après [4]

I.4. Importance de l'eau

L'eau est l'élément essentiel à notre vie et aussi considéré comme la substance la plus importante sur la terre. Tous les êtres humains, les animaux, et les plantes doivent avoir de l'eau pour survivre. S'il n'y avait pas d'eau, il n'y aurait pas de vie sur terre [5]. De nombreuses recherches ont démontré que l'eau a été toujours considérée comme faisant partie intégrante du développement énergétique, de la production, et aussi un élément fondamental du développement économique durable [6-8], et sa qualité est un facteur influençant l'état de santé et la mortalité à la fois chez l'homme et les animaux [9].

I.5. Sources de l'eau

Il existe de nombreuses façons de recueillir l'eau. Les principales sources sont les rivières, les eaux souterraines, les lacs, les mers et les océans.

I.5.1. Eaux de surface

L'eau de surface est l'eau qu'on trouve dans les barrages, les lacs, les ruisseaux et les rivières. La majeure partie de l'eau de surface dans le monde s'évapore dans l'atmosphère, c'est la perte la plus grande d'eau de surface. Les eaux de surfaces ne sont pas recommandées en tant que source directe d'eau potable ; il faut qu'elles soient correctement filtrées, désinfectées et surveillées.

Plusieurs études montrent que l'eau de surface est la ressource de l'eau douce la plus importante pour la production d'eau potable [10].

I.5.2. Barrages

Un barrage peut être défini comme toute structure qui obstrue temporairement ou en permanence le passage de l'eau, ou bien l'accumulation d'eau derrière elle. Les barrages peuvent être formés par des processus non humains tels que le mouvement de glace et l'accumulation de débris. Cependant, la majorité des barrages sont construits par des humains pour contrôler le mouvement de l'eau dans les rivières, les ruisseaux et les estuaires ou pour le stocker. Ils ont été construits dans des sociétés de production d'eau potable, agricoles et industrielles, et semblent être les technologies humaines les plus anciennes et les plus durables conçues expressément pour une meilleure gestion des ressources des eaux. [11].

I.5.3. Rivières

Les rivières sont alimentées par les précipitations, par le ruissellement de surface, à partir des sources et suintements, ou par la fonte des neiges et des glaciers. La contribution directe des précipitations aux eaux de surface est habituellement mineure, sauf lorsque la majeure partie du bassin est occupée par des lacs. Les pertes en eau au niveau des rivières sont dues aux fuites et aux percolations dans les aquifères adjacents, et plus particulièrement due à l'évaporation[8].

I.5.4. Eaux des mers et océans

Il est bien connu que la plus grande quantité d'eau sur la terre est présente dans les mers et les océans. Elle recouvre les deux tiers de la surface du globe terrestre. À cause de la salinité extrême les eaux des mers sont impossibles à consommer. Mais grâce à l'évolution des méthodes et des techniques de dessalement ces eaux sont de plus en plus consommées dans les zones arides méridionales. La distillation et l'osmose inverse sont les techniques les plus répandues. L'osmose inverse produit aujourd'hui environ 42 millions de m³ d'eau potable par jour [12, 13].

I.5.5. Les eaux souterraines

Les eaux souterraines sont les eaux qui se trouvent sous la terre dans les fissures et les espaces entre les sols, et les roches où elles sont stockées et se déplacent lentement à travers les formations géologiques des sols et des roches qui sont appelées aquifères [14] . Selon la

littérature, les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable dans de nombreux pays [8]. La quantité d'eaux souterraines et leurs qualités dépendent essentiellement de la recharge, qui peut provenir de l'infiltration de précipitation ou de courants de surface. Les eaux souterraines sont généralement considérées moins susceptibles d'être contaminées par rapport aux eaux de surfaces [15]. Selon [16] les eaux souterraines viennent des sources ou des puits et ont les caractéristiques suivantes :

- turbidité faible parce que elles ont été filtrées dans les sols
- pollution bactérienne et virale souvent faible
- température plutôt constante
- couleur faible parce qu'elle contient peu de matière organique et de colloïdes

I.6. Les usages de l'eau

Au fil de l'histoire, l'être humain a développé de nombreux usages de l'eau : pour ses besoins quotidiens (usage domestique), pour ses activités économiques (usage industriel), et pour l'agriculture ... Chacun de ces usages nécessite ses propres contraintes en matière de quantité et de qualité des eaux utilisées.

I.6.1. Domestique

L'eau est présente partout dans notre vie quotidienne : on l'utilise pour l'alimentation en eau potable pour préparer la cuisine, pour nettoyer la maison, l'usage sanitaire, le lavage de voitures, pour arroser le jardin, ... etc.

I.6.2. Agriculture

L'eau constitue une ressource indispensable pour l'agriculture. Il n'y a pas de production agricole sans eau. Il importe par conséquent de bien la gérer et de l'utiliser de manière optimale afin de permettre à cette activité de satisfaire sa mission première à nourrir sainement la population en garantissant les autres usages de l'eau, tout en respectant les équilibres naturels. Sachant que l'agriculture est la principale activité humaine qui utilise la plus grande quantité d'eau [17].

I.6.3. Industrie

L'utilisation de l'eau dans le domaine industriel inclut son utilisation pour plusieurs fins telles que la fabrication, le traitement, le lavage, la dilution, le refroidissement ou le transport d'un produit et aussi l'incorporation d'eau dans certains produits. L'industrie est considérée comme le deuxième plus grand consommateur d'eau après l'agriculture. Cependant, la quantité d'eau utilisée varie d'une industrie à l'autre [18].

I.7. Polluants de l'eau

Les polluants de l'eau les plus dangereux et les plus répandus sont décrits ci-après [1]:

I.7.1. Les métaux lourds

Les métaux sont présents dans notre environnement en quantités plus ou moins importantes, pouvant aller des traces jusqu'au métal pratiquement pur dans certains gisements miniers [19] [20]. Chaque élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse 5 g/ml est considéré comme lourd [20]. 59 éléments du tableau périodique sont classés métaux lourds. 17 d'entre eux sont considérés comme très toxiques mais 13 sont classés polluants prioritaires ; ce sont: antimoine, arsenic, béryllium, cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel, sélénium, argent, thallium et zinc.

I.7.2. Phénols

Le phénol est présent dans l'eau sous plusieurs formes parmi lesquelles, le phénol, les chlorophénols. Ces deux formes se retrouvent couramment sous forme de micropolluants dans l'eau. Ils peuvent être formés indirectement lors de la chloration des eaux, dans les eaux usées urbaines, comme ils peuvent se trouver dans les rejets industriels du blanchiment, l'industrie papetière... Ils sont également largement utilisés dans la production de pesticides ou lors du raffinage du pétrole, de la pétrochimie, du coke et de la graisse, de l'acier et des industries textiles. Les composés phénoliques sont des polluants difficiles à décomposer dans les eaux usées et difficiles à oxyder par le traitement biologique traditionnel. [21]

I.7.3. Pesticides

Les pesticides (ou produits phytosanitaires) sont des substances chimiques utilisées pour combattre les espèces animales ou végétales nuisibles (insecticides, herbicides, fongicides,...),

dans l'agriculture, dans les industries, dans la construction et l'entretien des infrastructures de transport, des voies et des terrains publics ou privés. Leur présence dans l'eau est due à leur entraînement par ruissellement ou à leur infiltration dans les sols.

Les risques majeurs des produits phytosanitaires sont liés à des intoxications aiguës des utilisateurs (notamment exposition professionnelle). Les effets à long terme sur la santé d'une exposition à de faibles doses de pesticides sont difficiles à évaluer [22].

La majorité des apports en pesticides par l'alimentation provient de la consommation de fruits et de légumes.

I.8. Paramètres de la qualité de l'eau

Pour considérer que l'eau potable et de bonne qualité et peut être destinée à la consommation humaine, elle doit répondre à des normes précises (physico-chimiques et bactériologiques) et qui peut donc être bue sans provoquer de maladies.

La section suivante présente les principaux paramètres physico-chimiques et chimiques qui caractérisent la qualité des eaux

I.8.1. Température

C'est une caractéristique physique importante. Elle joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, et aussi la détermination du pH. Sa mesure est effectuée par le thermomètre. D'une façon générale, la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air, par ailleurs les eaux souterraines ont une température plus faible en raison de la profondeur [23].

I.8.2. pH

Ce paramètre est utilisé pour estimer la concentration en ions H^+ de l'eau. L'échelle des pH s'étend en pratique de 0 à 14. Il est inférieur ou supérieur à 7 suivant que l'eau est acide ou basique. Les valeurs des pH d'une eau de barrage peuvent varier entre 5 à 10 en fonction de la nature du fond du barrage [24].

I.8.3. Turbidité

La turbidité désigne la teneur d'une eau en particules suspendues qui la troublent le degré de limpidité de l'eau. Elle représente l'un des principaux paramètres de détermination de la qualité de l'eau potable. En effet, la clarté et la transparence de l'eau sont l'image d'une haute qualité de l'eau pour la plupart des personnes [4].

I.8.4. Conductivité électrique

La conductivité est une mesure de la capacité de l'eau à conduire un courant électrique, donc une mesure indirecte de la teneur de l'eau en ions (calcium, magnésium, sodium, nitrates, chlorures, sulfates, ...) et représente la salinité des eaux. Ainsi, plus l'eau contient d'ions, plus elle est capable de conduire un courant électrique et plus la conductivité mesurée est élevée [8].

I.8.5. Potentiel redox

Dans les systèmes aqueux, le potentiel redox affecte les états d'oxydation des éléments (N, O, S, Fe...). Dans une eau bien aérée, les conditions d'oxydation dominent. Quand la concentration d'oxygène diminue, le milieu devient plus réducteur; ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox [25].

I.8.6. Matières en suspension (MES)

Il s'agit des matières non solubilisées dans l'eau. Elles comprennent toutes les matières minérales ou organiques. Elles incluent les argiles, les sables, les limons, les matières organiques et minérales de faible dimension, le plancton et autres micro-organismes de l'eau. La quantité de matières en suspension varie selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et diminuent la pénétration de la lumière, par conséquent, la photosynthèse. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles, hydrocarbures aromatiques...)[24].

I.8.7. Dureté de l'eau

La dureté ou titre hydrotimétrique d'une eau est une grandeur reliée à la somme des concentrations en cations métalliques calcium, magnésium, aluminium, fer...etc. présents dans l'eau, les deux premiers cations (Ca^{2+} et Mg^{2+}) étant généralement les plus abondants. Comme le calcium est un des ions les plus abondants, il devient donc un bon indicateur de la dureté de

l'eau. Une eau à titre hydrotimétrie élevée est dit dure, dans le cas contraire il s'agit d'une douce [15].

I.8.8. Oxygène dissous (OD)

Les concentrations en oxygène dissous, constituent l'un des plus importants paramètres de la qualité des eaux pour la vie aquatique. Sa concentration dans un milieu aquatique varie en fonction de la température de l'eau, de la profondeur, de l'heure de la journée, de la concentration de la matière organique et des nutriments dans le milieu ainsi que de la quantité de plantes aquatiques, d'algues et de bactéries présentes. Cependant, il existe deux principaux phénomènes par lesquels l'oxygène dissous se retrouve dans l'eau; Les échanges avec l'atmosphère et La photosynthèse [25].

I.8.9. Sulfates

Ils sont rencontrés sous forme de sulfates de magnésium ou calcique. Ils proviennent de certains minéraux, en particulier du gypse. Dans les eaux dures à fortes concentrations, ils peuvent provoquer des troubles gastro-intestinaux (en particulier chez les enfants), comme ils peuvent aussi conférer à l'eau un goût désagréable [24].

I.8.10. Demande biochimique en oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène (DBO), représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries, pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau. L'indicateur utilisé est généralement la DBO₅ qui correspond à la quantité d'oxygène (exprimée en mg/ l) nécessaire aux microorganismes pour dégrader en 5 jours la matière organique. Plus la DBO₅ est élevée, plus la quantité des matières organiques biodégradables présente dans l'échantillon sont élevée [26].

I.8.11. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité équivalente d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la majeure partie de la matière organique et de certains ions inorganiques oxydables (Fe⁺², Mn⁺², etc.) dans une eau. Ce paramètre est utilisé pour contrôler l'efficacité d'un traitement ou pour contrôler la pollution [26].

I.9. Qualité physique de l'eau

La qualité physique de l'eau comprend les paramètres suivants : l'apparence de l'eau, la clarté, le goût, l'odeur, la température, et la salinité [4].

Pour que l'eau soit d'une qualité physique attrayante, elle doit être claire en apparence ou avoir une faible turbidité (moins de 5,0 unités de turbidité). La couleur de l'eau doit être faible en concentration [27]. L'eau doit être aussi exempte de toutes les substances qui peuvent produire du goût et des odeurs lors de l'ajout de chlore, ou lors de l'utilisation de l'eau à des fins de cuisson. La température de l'eau affectera l'attractivité lors de l'utilisation par les consommateurs, ce paramètre de préférence varie entre 4 à 13 ° C [28] .

I.10. Qualité chimique

L'évaluation de certains paramètres chimiques de l'eau (pH, sels minéraux, matière organique (DBO₅, DCO), nutriments (nitrites, nitrates, ammonium, phosphate), oxygène dissous, etc. offre la possibilité de suivi de la qualité chimique de l'eau et le niveau de la pollution, se basant sur des valeurs de référence. En outre, cette évaluation permet une surveillance permanente pour détecter toutes perturbations sur la qualité de l'eau et aussi permet de prédire les problèmes qui peuvent survenir.

I.11. Qualité bactériologique

La présence des micro-organismes dans l'eau de consommation (bactéries, virus et parasites) peut engendrer un risque à court terme pour le consommateur. Leur présence est plus souvent due à une dégradation de la qualité de la ressource en eau, à une mauvaise protection ou un manque d'entretien des ouvrages de captages, à une défaillance du traitement de désinfection ou à une contamination de l'eau lors de son transport ou stockage dans le réseau. C'est pour ça l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau est l'un des paramètres de la qualité la plus importants Ce qui doit être strictement suivi. L'évaluation de la qualité bactériologie de l'eau est appréciée à partir de la recherche de germes témoins de contamination fécale (Escherichia coli et entérocoques). La mise en évidence de ces germes dans l'eau témoigne de la possibilité de présence de germes pathogènes [29].

I.12. Evaluation spatio-temporelle des eaux

L'évaluation spatio-temporelle à long terme de la qualité de l'eau est importante pour comprendre les phénomènes qui arriveront dans un système aquatique et faciliter la tâche pour discuter les effets des polluants naturels ou anthropiques sur la qualité de l'eau.

Ce processus est le suivi de la variation de la concentration d'un élément, ou le changement de l'état d'un corps avec le temps. Tandis que le suivi peut être quotidien, hebdomadaire, ou parfois être mensuel.

Comme il peut aussi être spatial, où les échantillons sont pris à différentes profondeurs.

Dans notre travail de recherche, nous avons suivi l'évolution de dix paramètres physico-chimiques à différentes profondeurs ou le long d'une période d'année, où les échantillons ont été pris deux fois par mois

Nous avons obtenu des résultats significatifs, qui seront discutés dans la section des résultats.

I.13. Normes et recommandations pour quelques paramètres physico-chimiques de l'eau potable

Le tableau suivant représente les normes de l'OMS pour quelque paramètres physico-chimiques de l'eau potable [30].

Tableau I.1 : Normes de l'OMS de l'eau potable

Paramètres	Valeur fixées par l'OMS
Température	Inférieur à 25 (°C)
L'oxygène dissous	5 mgO ₂ /L
Turbidité	Ne doit pas dépasser 5 NTU
pH	Entre 6.5 et 8.5
Conductivité,	Optimum en dessous de 1500 µs/cm
Taux des sels	Optimum en dessous de 1000 mg/l
Chlorure	Concentration maximale admissible 200 mg/l
Sulfate	Concentration maximale admissible 500 mg/l
Demande chimique en oxygène	Pas de valeur guide

I.14. Conclusion

Cette étude bibliographique sur l'eau, montre clairement que l'eau est un élément essentiel pour toute vie. Par conséquent, l'eau qui n'a pas été traitée correctement est la cause de maladies graves. C'est pour cela qu'une eau doit subir un traitement et respecter les normes de l'eau potable avant d'être consommée. Sans eau, la vie n'est pas possible. Et donc la nécessité de protéger nos ressources en eau est d'une grande importance afin de garantir la vie pour les futures générations.

II. Étude **Expérimentale**

II.1 Matériel et **Méthodes**

II.1.1. Introduction

Cette partie présente le barrage de Timgad, les réactifs et le matériel utilisés, les techniques d'analyse et les différents montages mis en œuvre pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du barrage. A cet effet un suivi analytique bimensuel et spatio-temporel de l'eau est effectué de Février 2015 à Février 2016.

II.1.2. Présentation générale de la zone d'étude

Les échantillons étudiés sont prélevés à partir du Barrage de Koudiet Medouar-Timgad au niveau de la prise d'eau qui alimente la station de traitement. Ce barrage a été construit en 1994 sur l'oued Reboa, situé à 7 km au nord-est de Timgad et à 35 km de la ville de Batna en Algérie. C'est un barrage réservoir qui mobilise les eaux superficielles de l'oued Reboa.

Un million d'habitants de la population de la Wilaya de Batna, consomment l'eau traitée provenant de ce barrage et alimentant ainsi les villes de Batna, Tazoult, Timgad (ville), Ain Touta, Barika, Arris et Ouled Rechache situé dans la wilaya de Khenchela. C'est un barrage récent, mis en service en 2005. La retenue a une capacité totale de 69,10 millions de m³.

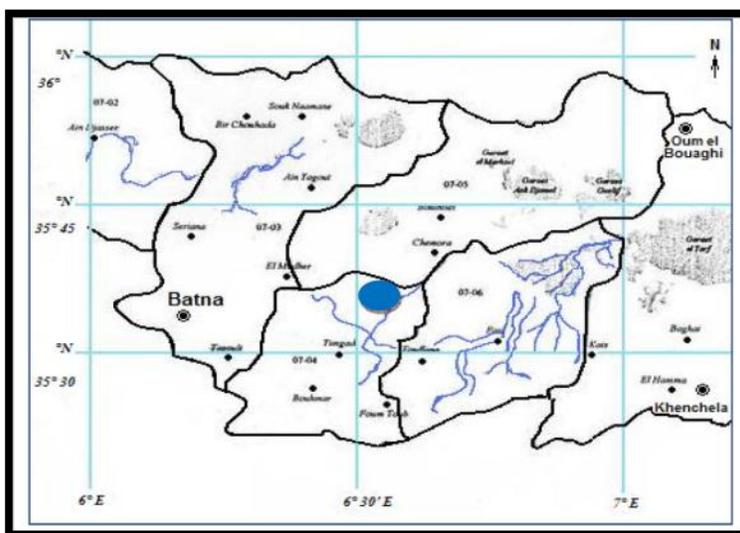


Figure II.1.1 : Localisation du barrage de Timgad (Sous bassin de l'Oued Reboa à Koudiat Medouar).



Figure II.1.2 : Géo localisation sur la carte : Algérie

II.1.3. Produits

Les réactifs utilisés pour nos analyses sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau II.1.1: Réactifs chimiques

Produits	Fournisseur	Formule
Acide sulfurique	SIGMA- ALDRICH	H ₂ SO ₄
Acide nitrique	CHEMINOVA	HNO ₃
Sulfate de mercure	SIGMA- ALDRICH	HgSO ₄
Sulfate d'argent	SIGMA- ALDRICH	Ag ₂ SO ₄
Soude	SIGMA- ALDRICH	NaOH
Acide chlorhydrique	SIGMA- ALDRICH	HCl
Bichromates de potassium	BIOCHEM	K ₂ Cr ₂ O ₇
hydrogénophthalate de potassium	MERCK	C ₈ H ₅ KO ₄
Nitrate de sodium	MERCK	NaNO ₃
Chlorure de sodium	SIGMA- ALDRICH	NaCl

Les réactifs chimiques précédents ont servi principalement à l'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau du barrage de Timgad.

II.1.4. Instruments

Les analyses et les mesures des différents paramètres ont été effectuées par les appareils suivants:

❖ **Thermomètre :**

La température de l'eau brute étudiée est mesurée par un thermomètre de marque « SELECTA »

❖ **Oxymètre :**

La mesure de la concentration de l'Oxygène dissous dans l'eau brute étudiée a été effectuée par un oxymètre « Hanna ».



Figure II.1.3 : Oxymètre

❖ **Turbidimètre :**

La turbidité de l'eau brute est mesurée à l'aide d'un turbidimètre « HACH 2100PISO ». La mesure est donnée directement en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).



Figure II.1.4 : Turbidimètre

❖ **Conductimètre :**

La conductivité a été suivie par un conductimètre « HANNA instruments EC 215 »



Figure II.1.5 : Conductimètre

❖ Le taux de sel (TDS) :

Les valeurs des TDS pour tous les échantillons de l'eau brute ont été mesurées par un appareil de marque « Jenway 4510 ».



Figure II.1.6 : TDS mètre.

❖ Multi paramètres consort C5010 :

Ce dispositif a été utilisé pour l'analyse de plusieurs paramètres (conductivité, pH, ...)



Figure II.1.7 : Multi paramètres Consort c5010

❖ pH mètre :

Les mesures du pH ont été effectuées au laboratoire à l'aide d'un pH-mètre « WTW series Inolab pH 720 » muni d'une électrode « WTW pH-electrode SenTix 21 ».



Figure II.1.8 : pH mètre

❖ pH mètre portable :

Les mesures du pH in situ (au niveau du barrage) ont été effectuées à l'aide d'un pH-mètre portable de marque « HANNA HI 8424 ».



Figure II.1.9 : pH mètre portable

❖ Spectrophotométrie UV-Visible :

Les valeurs de l'absorbance UV ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV visible de marque « Shimadzu » et de modèle « PharmaSpec 1700 », à double faisceau. Les cuves en quartz ont un trajet optique de 1cm.



Figure II.1.10 : Spectrophotomètre UV-Visible

❖ **Réacteur programmable pour les analyses de DCO :**

Le chauffage des échantillons a été effectué à l'aide d'un DCO-mètre « *WTW CR 2200* » à 148°C pendant deux heures



Figure II.1.11 : Réacteur programmable pour les analyses de DCO

II.1.5. Système d'échantillonnage

Pour une évaluation spatio – temporelle de la qualité physico - chimique de l'eau du barrage de Timgad, la conception et l'installation d'un système de pompage – échantillonnage in situ au niveau de la tour de prise du barrage. Cette installation de prise d'échantillons est présentée sur la figure I.13. Elle est essentiellement constituée d'une pompe immergée, commandée par un treuil ; cela permet une prise d'échantillons aisée à la profondeur désirée.

Cette approche est pratiquement inexistante en Algérie. Ce travail constitue donc une originalité réelle qui pourrait être adaptée et généralisée aux barrages et autres milieux aquatiques dans notre pays.

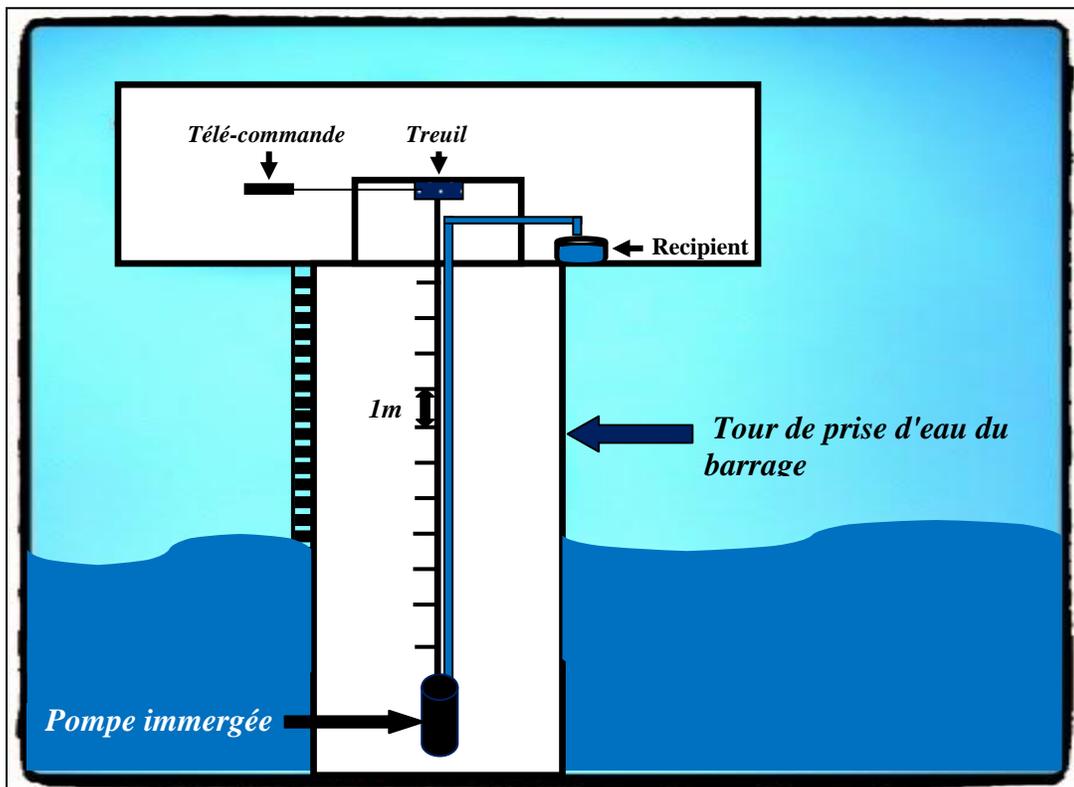


Figure II.1.12 : schéma du système d'échantillonnage



Figure II.1.13 : Photo du système d'échantillonnage conçu et réalisé par le candidat

II.1.6. Echantillonnage

Les échantillons à analyser ont été prélevés dans des bouteilles en plastique d'une capacité de 0.5 litre, à différentes profondeurs du barrage (0,-1, -2,, -15 m) et toutes les deux semaines donnant ainsi un véritable suivi spatio – temporel.

II.1.7. Méthodes d'analyse

Dès les prélèvements des échantillons de l'eau, la mesure de certains paramètres est effectuée in situ à l'aide d'un appareil digital (multi paramétrés de terrain de type consort C5010). Les paramètres température, conductivité électrique, oxygène dissous, turbidité et pH sont mesurés in situ. Le reste des analyses est effectué par dosage volumétrique ou dosages spectroscopiques, selon les méthodes d'analyses proposées par Rodier [26], dans le laboratoire de recherche de chimie et chimie de l'environnement à l'Université BATNA.

II.2. Résultats ***et Discussion***

II.2.1. Introduction

L'approvisionnement de l'eau potable en Algérie se fait essentiellement à partir des ressources superficielles, notamment du barrages [31]. Donc, une évaluation permanente spatio-temporelle de la qualité de l'eau d'un barrage mérite une grande importance afin de les préserver et de les protéger de tous les contaminants qui peuvent les affecter, pour protéger la santé des consommateurs.

Cette première partie à été consacrée à l'évaluation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux du barrage Timgad-Batna (T, O₂ dissous, pH, Conductivité, Cl⁻, SO₄⁼, TDS, Turbidité, DCO, UV₂₅₄). Les résultats obtenus sont représentés sur les figures II.2.1 à II.2.17.

II.2.2. L'évaluation spatio-temporelle de la température

La température est un paramètre qui agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes [32]. Le profil spatio-temporel de l'évaluation de la température (Figure II.2.1) présente une stratification thermique dans toute la colonne d'eau tout au long de la période de l'analyse; Un minimum de 7°C a été enregistré au mois de Février 2015 à une profondeur de 15 mètres et un maximum de 25°C a été enregistré au mois de mai 2016 à la surface de l'eau La température est toujours restée inférieure à 25 °C respectant les normes de potabilité. Les gradients de températures fond - surface sont toujours vérifiés mais avec des écarts modérés. Cela s'explique par la faible profondeur de l'eau (15m. au lieu de 44), résultat des faibles précipitations.

Le fait le plus remarquable est la montée brusque de la température entre les mois d'Avril et Juin; cela pourrait expliquer par une montée parallèle de l'activité microbiologique (BSR, algues...) dont les conséquences sur la qualité de l'eau est bien connue. Un suivi on-line de T serait ainsi très utile surtout s'il est corrélé avec les autres paramètres (O₂, DCO...).

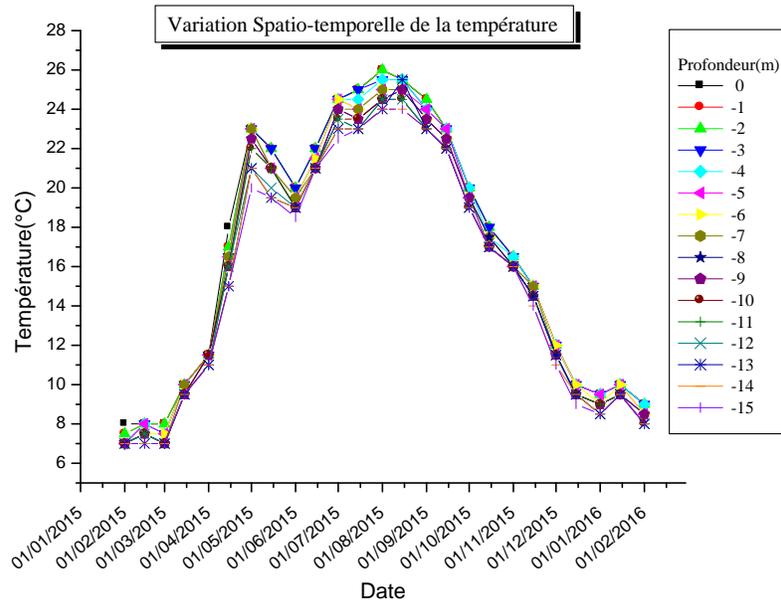


Figure II.2.1 : Variation spatio-temporelle de la température pendant une année

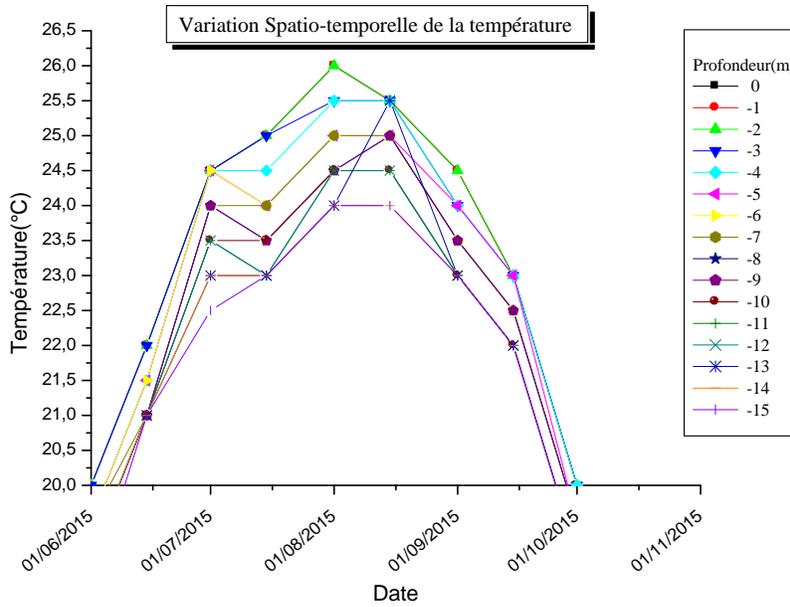


Figure II.2.2 : Illustration de la stratification thermique

II.2.3. L'évaluation spatio-temporelle de l'oxygène dissous

Parmi les facteurs physico-chimiques qui conditionnent la vie dans les milieux aquatiques, il n'en est pas de plus importants que la température et le taux de l'oxygène dissous. L'évaluation spatio-temporelle de la concentration de l'oxygène dissous au niveau du site d'étude à différents profondeurs fait apparaître une variation importante et montre ainsi une stratification verticale de la concentration dans toute la colonne d'eau (Figure II.2.3). Cette stratification est probablement due à diverses raisons. Les plus probables sont, leur consommation par les êtres vivants, utilisée par les micro-organismes pour décomposer de la matière organique, l'effet de la profondeur et aussi la concentration de l'oxygène dissous croit quand la température de l'eau s'abaisse [33]. Cette stratification de concentration a été continue tout au long de la période des prélèvements ; sur le plan temporel O₂ a varié de 6 mg/l en août 2015 à la profondeur 15 m, et un maximum de 8.3 mg/l en février 2015 à la surface. Grâce aux résultats obtenus, nous pouvons considérer que les eaux superficielles sont presque toujours oxygénées, ceci est assuré par les échanges atmosphériques permettant la dissolution de l'O₂ de l'air dans l'eau. On remarque aussi une diminution mensuelle directement liée à l'augmentation saisonnière de la température. Cette élévation d'oxygène peut être expliquée par la loi de Henry où la solubilité des gaz dans l'eau diminue avec l'augmentation de la température. Ce qui prouve la validité de cette loi.

L'eau du barrage est donc restée relativement bien oxygénée (6 à 8 mg/l) aussi bien sur le spatial que temporel. Un gradient moyen fond – surface d'environ 2 mg/l pourrait toujours s'expliquer par la faible profondeur de l'eau, résultats d'une médiocre pluviométrie. Cette bonne aération de l'eau réduit fortement les anaérobioses et leurs conséquences, parfois néfastes (H₂S, odeurs...).

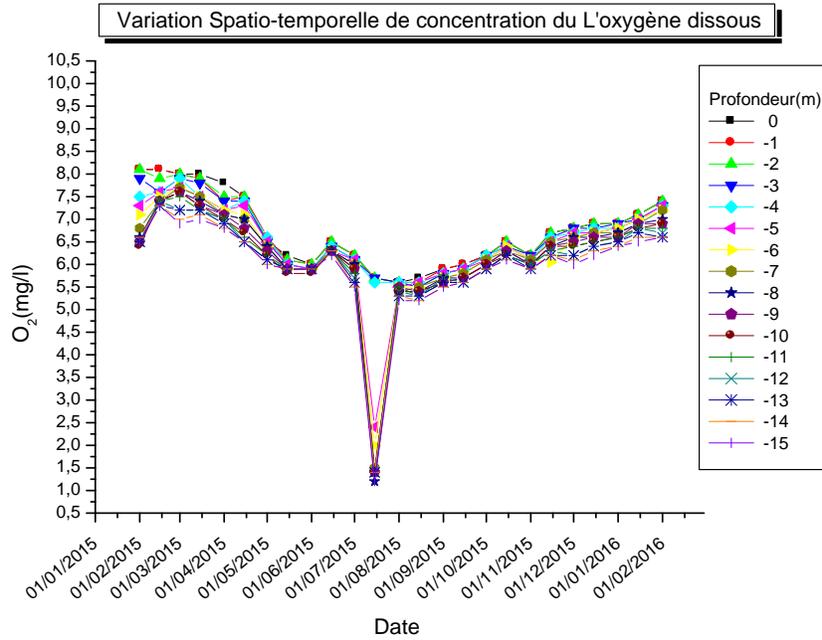


Figure II.2.3 : Variation spatio-temporelle de la concentration de l'oxygène dissous pendant une année

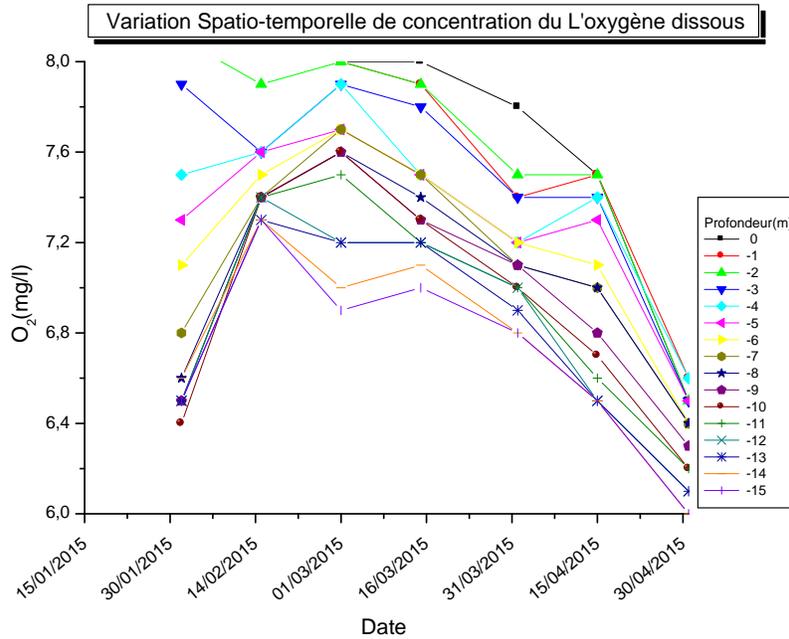


Figure II.2.4 : Illustration de la stratification verticale de l'oxygène dissous

II.2.4. L'évaluation spatio-temporelle du pH

Le pH est l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau ; il a de fortes influences chimiques (solubilisation, précipitation, spéciation des métaux et autres composés, ...), physico-chimiques (adsorption, absorption, échange d'ions,...) que microbiologiques. Celui du barrage de Timgad est généralement alcalin (voisin de 8) mais une étude spatio – temporelle plus fine pourrait mettre en évidence d'autres variations qui pourraient expliquer certains phénomènes. En effet C'est un facteur qui influence l'activité biologique dans l'eau. Il agit aussi sur la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates [34]. L'analyse des variations du pH dans les différentes profondeurs du barrage durant toute la période des prélèvements (Figure II.2.5), montre que ses valeurs s'échelonnent entre un minimum de 7.52 en juillet 2015 à la profondeur de 15 mètre et un maximum de 8.36 en février 2015 à la même profondeur. Cela nous permet d'envisager que dans tous les cas les valeurs de pH sont proches de la neutralité.

Comme pour la température et l'oxygène dissous nous observons une corrélation importante ; en effet durant la période avril – juin la T monte fortement favorisant l'activité microbologique et ainsi la consommation d'oxygène et probablement des réactions biochimiques d'acidification de l'eau du barrage. Cela pourrait justifier la chute du pH et le minimum observé en juin. Ces tendances sont confirmées par les analyses antérieures (archives du laboratoire de contrôle du barrage) qui montrent nettement la diminution temporelle du pH et le minimum du mois de juin.

A titre d'exemple une forte activité des BSR, fortement possible vu le taux de sulfate et la nature des sols du barrage, pourrait provoquer des dégagements de H₂S et ainsi de fortes diminutions du pH. Cela a été observé durant les premières années de fonctionnement du barrage où la forte profondeur de l'eau pouvait permettre des anaérobioses au fond du barrage.

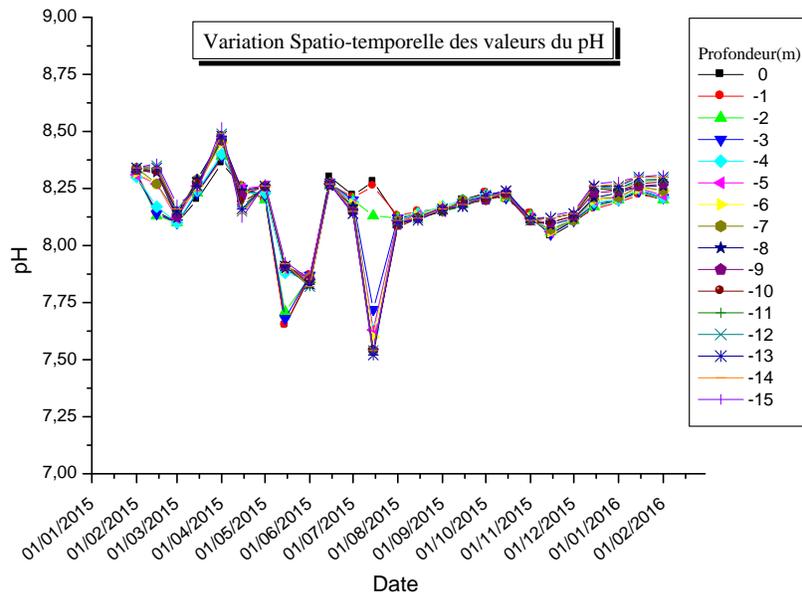


Figure II.2.5 : Variation spatio-temporelle du pH pendant une année

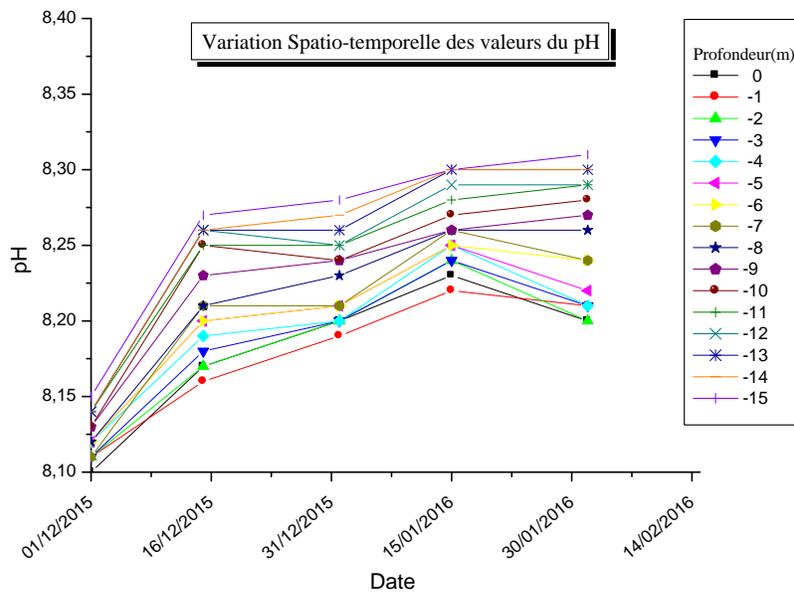


Figure II.2.6 : Illustration de la stratification verticale du pH

II.2.5. L'évaluation spatio-temporelle de la conductivité

La conductivité de l'eau est proportionnelle à la quantité des sels dissous ionisables. Elle constitue un bon indicateur du degré de minéralisation de l'eau [35]. Les valeurs mesurées de la variation spatio-temporelle de la conductivité de l'eau (Figure II.2.7) fluctuent entre 1120 et 1185 $\mu\text{S}/\text{cm}$. le maximum à été enregistré au cours de la période estivale au mois de mai, cette valeur maximale est expliquée par l'évaporation de l'eau, celle-ci induisant une augmentation de la concentration des sels dissous. Les valeurs minimales sont enregistrées à la période d'hiver au mois de décembre presque pour toutes les profondeurs, ce qui est probablement lié à la dilution des eaux par les précipitations, et aussi la diminution de la solubilité des sels et de la mobilité des ions ($2\% / ^\circ\text{C}$) avec la diminution de la température des eaux. Les résultats ont montré aussi que les eaux du barrage sont moyennement minéralisées, et que la conductivité de l'eau respecte toujours les normes de l'eau [36].

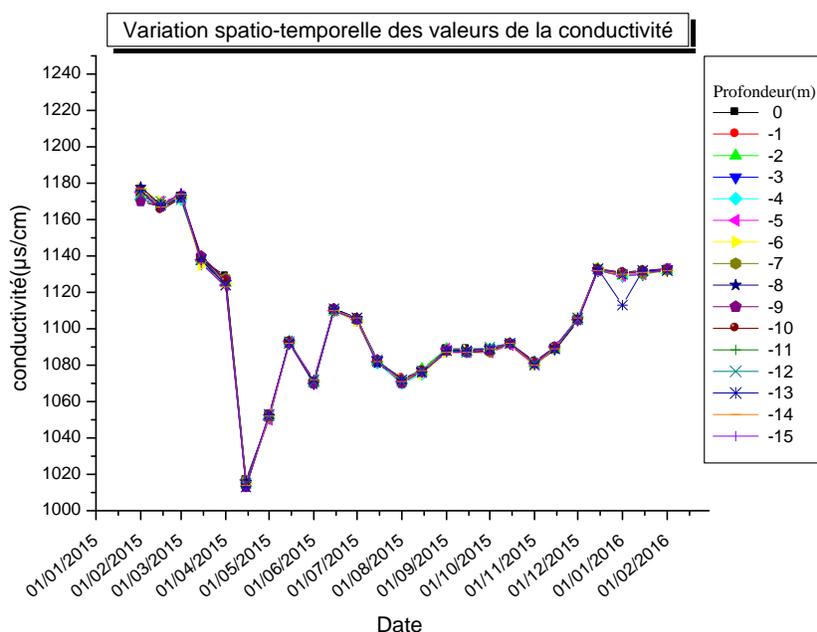


Figure II.2.7 : Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité pendant une année

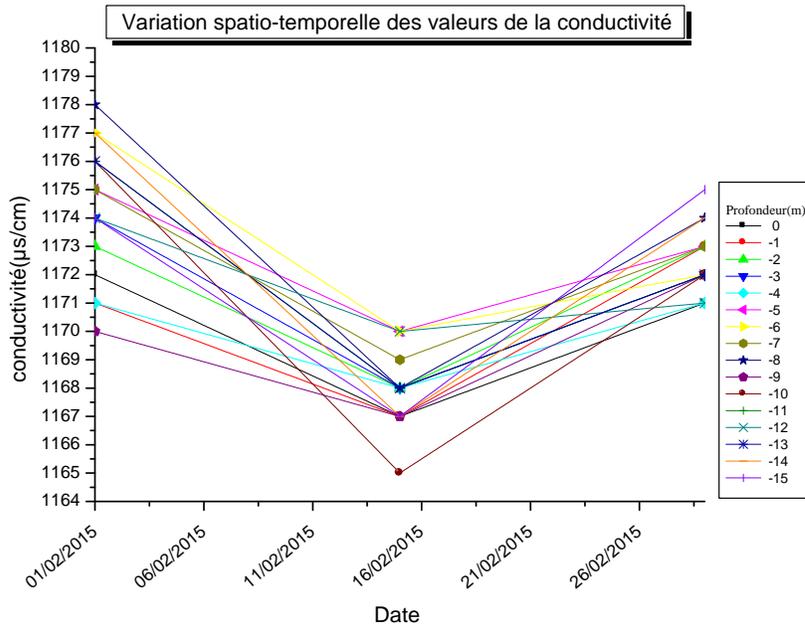


Figure II.2.8 : Illustration de la stratification verticale de la conductivité

II.2.6. L'évaluation spatio-temporelle des chlorures

Les chlorures sont des anions indispensables à l'équilibre hydrique de l'organisme et ils sont présents naturellement dans les eaux minérales et leur concentration dans l'eau dépend du terrain traversé. Ils ne se combinent pas facilement avec les éléments chimiques et restent très mobiles [37]. Les concentrations en ions de chlorures dans le barrage (Figure II.2.9) présentent une stabilité presque dans toute la colonne d'eau et toute la période de l'analyse avec des valeurs allant de 105 et 118 mg/l respectant la norme de potabilité. Cette petite variation est probablement due à l'arrivée des eaux de barrage de Beni-Haroun.

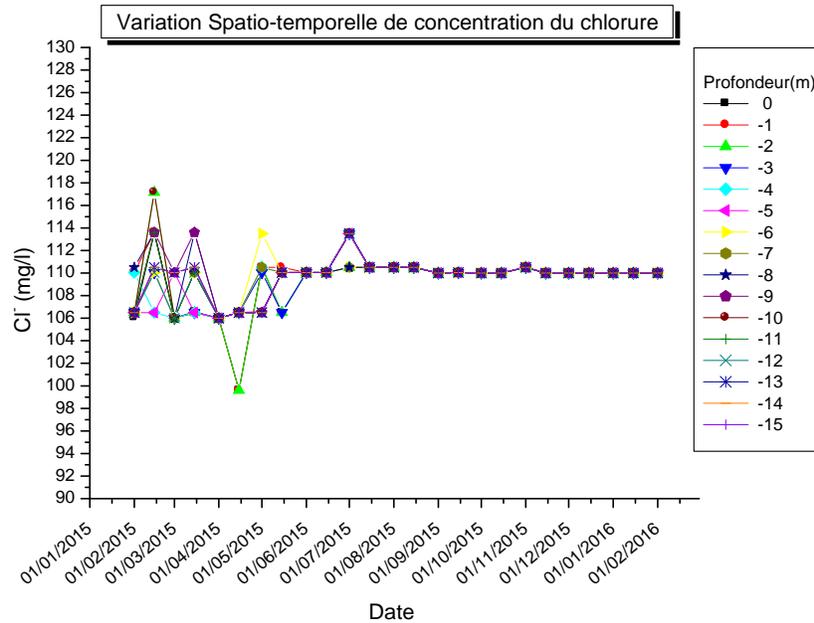


Figure II.2.9 : Variation spatio-temporelle de la concentration du chlorure pendant une année

Cette stabilité des chlorures est un signe de l'absence de pollution et du peu d'influence des eaux usées domestiques.

II.2.7. L'évaluation spatio-temporelle des sulfates

Les sulfates proviennent essentiellement du ruissellement ou d'infiltration dans les terrains à gypse. le suivi de la variation spatio-temporelle de la concentration du sulfate pendant la période d'analyse (Figure II.2.10), fait apparaître une présence importante au niveau de toute la colonne d'eau avec une valeur maximal de 480 mg/l, et une valeur minimal de 330 mg/l Cette quantité élevée, ne respectant pas la norme OMS (250 mg/l), pourrait être expliquée par la nature gypseuse du fond du barrage.

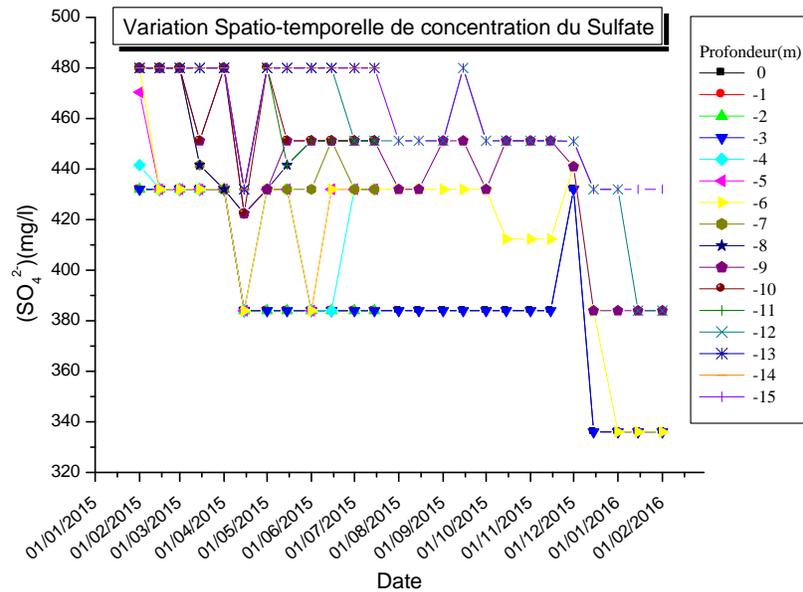


Figure II.2.10 : Variation spatio-temporelle de la concentration du sulfate pendant une année

Les sulfates sont donc en forte concentration et, contrairement à la stabilité des chlorures, observent des variations spatio – temporelles importantes; cela pourrait s’expliquer par les influences du cycle naturel du soufre. En effet l’activité des bactéries sulfato-réductrices et autres transformations chimiques et microbiologiques du soufre sont fréquentes dans les milieux aquatiques à forte anaérobiose. La présence d’odeurs spécifiques en est un signe révélateur. La chronicité de l’apparition d’une couleur jaune, suite à la chloration, a été expliquée par la transformation des sulfures en soufre colloïdal jaune.

II.2.8. L’évaluation spatio-temporelle du TDS

Les variations spatio-temporelle du taux de sels (Figure II.2.11) sont similaires à celles de la conductivité électrique, étant liées par une relation linéaire. Ses valeurs extrêmes varient de 685 mg/l à 580 mg/l.

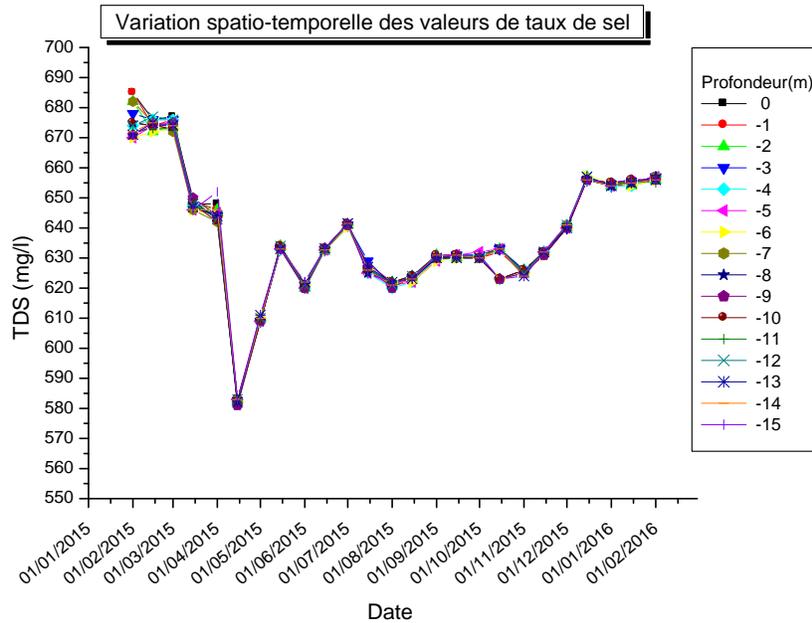


Figure II.2.11 : Variation spatio-temporelle de taux des sels pendant une année

II.2.9. L'évaluation spatio-temporelle de la turbidité

La turbidité est la mesure de la matière fine en suspension dans l'eau. Elle est généralement causée par le plankton, le limon et d'autres matières organiques ou inorganiques en suspension [38]. La turbidité des eaux du barrage a été suivie spatio-temporellement (Figure II.2.12). Ses valeurs vont de 2 (mois de mai) à 22 NTU (septembre) selon les précipitations et conditions météorologiques (crues, vents...) [39].

Les figures montrent une certaine stratification de la turbidité, celle du fond est la plus élevée. Ce paramètre influe fortement sur les opérations de traitement ultérieures (coagulation-floculation, filtration,...). De plus cette turbidité pourrait être le véhicule d'une grande variété de polluants.

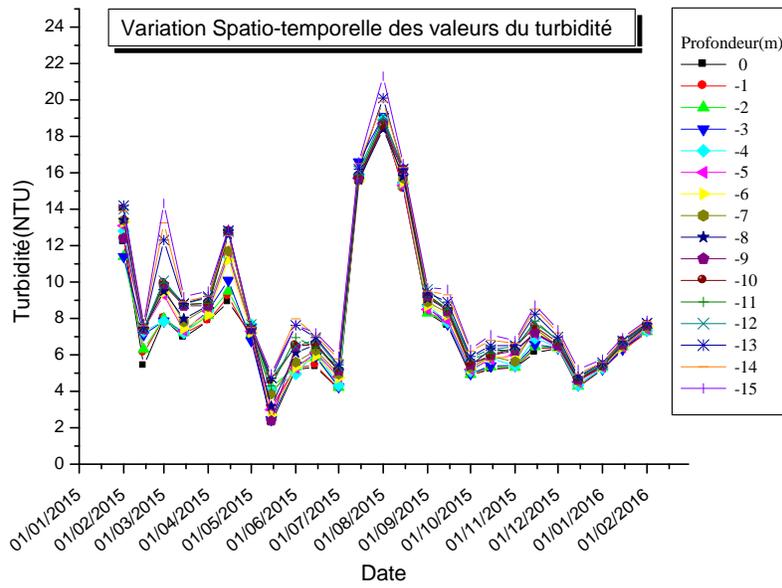


Figure II.2.12 : Variation spatio-temporelle de la turbidité pendant une année

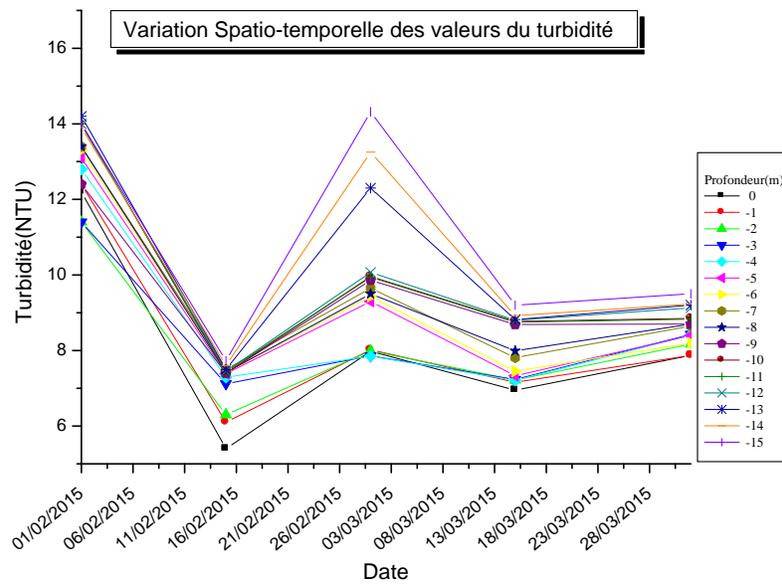


Figure II.2.13 : Illustration de la stratification verticale de la turbidité

II.2.10. L'évaluation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène (DCO)

La matière organique dissoute dans l'eau est considérée comme un indicateur de pollution. Pour cela il est intéressant de procéder à son dosage dans le cas des eaux douces. Sa concentration est déterminée par la mesure de la demande chimique en oxygène (D.C.O.) au bichromate dans un milieu acide.

Les DCO extrêmes varient de 10.5 à 16.5 mgO₂/l (Figure II.2.14). Ces figures montrent une certaine corrélation avec l'O₂ dissous et la température; globalement la DCO diminue de l'hiver vers l'été montrant une activité de biodégradation au fur et à mesure que la température augmente; ceci s'accompagnant par une consommation de l'oxygène. Pour ce qui est des variations verticales on observe une certaine stratification : la DCO est minimale au fond du barrage (interaction avec le sédiment), exprimant probablement une dégradation anaérobie, et maximale à la surface. L'effet de stratification semblant se corréler avec la turbidité qui sert de support et de « nid » pour l'activité bactérienne.

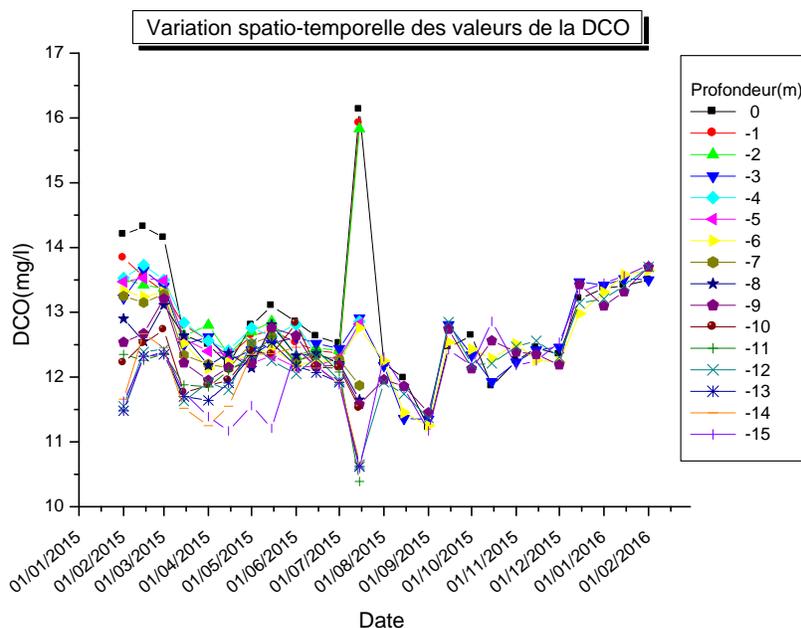


Figure II.2.14 : Variation spatio-temporelle de la demande chimique en oxygène pendant une année

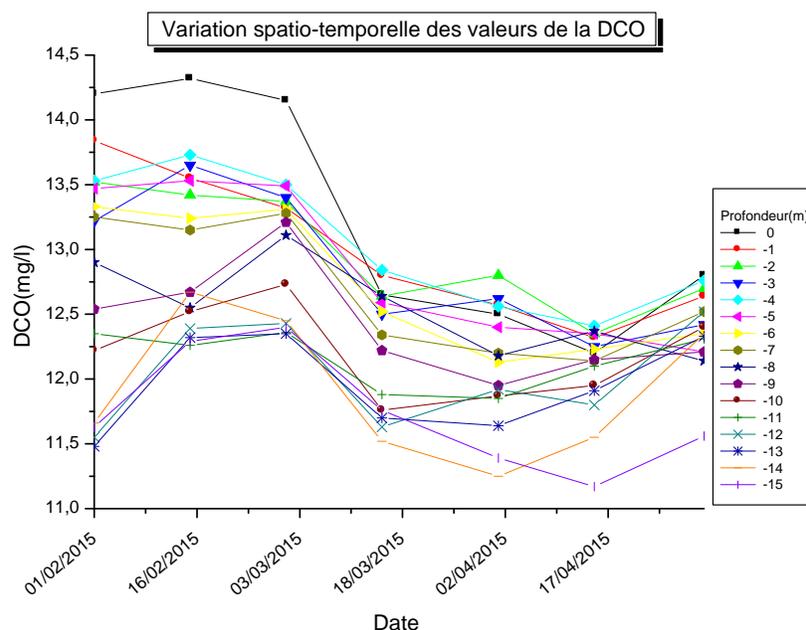


Figure II.2.15 : Illustration de la stratification verticale de la demande chimique en oxygène

II.2.11. L'évaluation spatio-temporelle de l'absorbance UV_{254}

L'absorbance UV à 254 nm est généralement représentative de l'existence de liaisons insaturées du carbone, incluant les composés aromatiques.

Les mesures spatio – temporelles de l' UV_{254} (Figure II.2.16) montrent une certaine stabilité le long de la colonne et à travers les saisons. L'exception est le mois d'août où l'on observe une discontinuité (minimum de l' UV_{254} au fond du barrage). L'examen des courbes précédentes de la DCO montrent une corrélation remarquable avec celles de l' UV_{254} , particulièrement au point singulier du mois d'août. Cette « anomalie » pourrait être expliquée par la survenue d'une crue d'été qui ramène une multitude de matières humiques absorbant dans l' UV_{254} , mais aussi par le maxima de température qui catalyse la biodégradation.

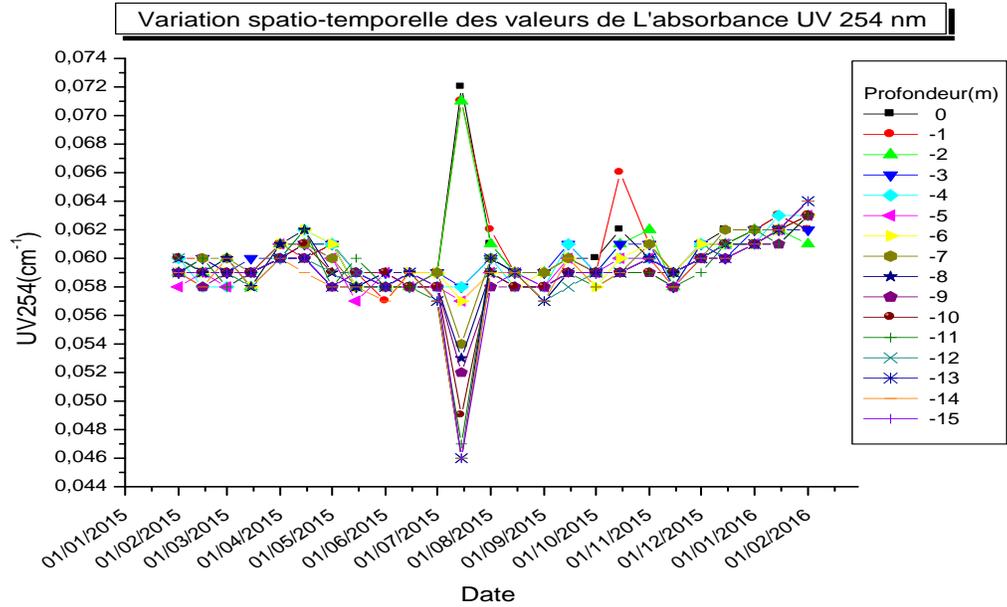


Figure II.2.16 : Variation spatio-temporelle de l'absorbance UV₂₅₄ pendant une année

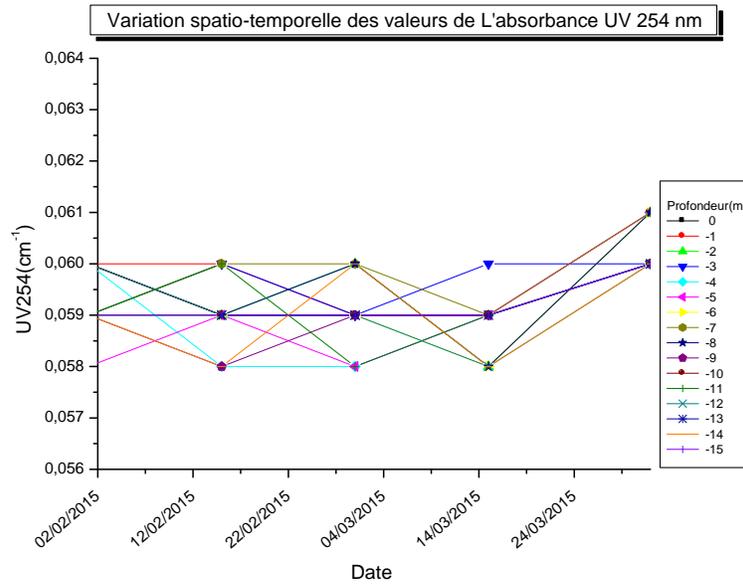


Figure II.2.17 : Illustration de la stratification verticale de l'absorbance UV₂₅₄

II.2.12. Classification de la qualité des eaux selon l' A.N.R.H

La qualité des eaux du barrage est évaluée suivant les paramètres physico-chimiques. Elle est déterminée en comparant nos résultats à la grille de qualité de l'eau de l'agence nationale des ressources hydrauliques (A.N.R.H) qui sont portés sur le tableau suivant :

Tableau II.2.1 : Classification de la qualité des eaux du barrage Timgad-Batna

Paramètres	Unité	Excellente	Bonne	Passable	Médiocre	Pollution excessive	Résultats moyens des eaux du barrage Timgad
Température de l'eau	°C	< 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30	30	16.7
pH	-	6.5 à 8.5	-	6 à 6.5 ou 8.5 à 9	5.5 à 6 ou 9 à 9.5	< 5.5 ou > 9.5	8.16
Oxygène dissous	mg/l	7	5 à 7	3 à 5	< 3	-	6.74
Turbidité	NTU	< 1	5 <	-	-	-	7.6
Conductivité	µS/cm	< 400	400 à 750	750 à 1500	1500 à 3000	3000	1104
Chlorure	mg/l	< 100	100 à 200	200 à 400	400 à 1000	1000	109
sulfates	mg/l	50-200	-	200-300	> 400	-	392
Demande chimique en oxygène	mg/l	< 20	20-40	40-50	> 50	-	13.42

A partir les résultats obtenus et selon le la grille de qualité de l'eau de l'agence nationale des ressources hydrauliques (A.N.R.H) on a constate que l'eau brute du barrage de Timgad est de très bonne qualité.

II.2.13. Conclusion

Nous rappelons que le but principal de cette étude était l'évaluation physico-chimique de la qualité de l'eau du barrage de Timgad. A cet effet un suivi spatio-temporel bimensuel de dix paramètres physico-chimiques (la température, l'oxygéné dissous, pH, Conductivité, Chlorure,

Sulfate, TDS, Turbidité, Demande Chimique en Oxygène, UV₂₅₄) a été effectué de février 2015 à février 2016.

Cette étude et cette campagne de mesures spatio – temporelles ont été engagées à cause de la très forte profondeur du barrage (44m) et au taux élevé de sulfates (jusqu'à 500 mg/l). Les hypothèses de stratification et de zones d'anaérobioses à BSR étaient ainsi tout à fait cohérentes et légitimes, surtout que la chloration de l'eau produisait une couleur jaune chronique estivale.

Avant l'entame de cette évaluation spatio-temporelle de la qualité physico-chimique des eaux du barrage de Timgad, le niveau de l'eau du barrage était aux alentours de 30 mètre de profondeur. Cette profondeur a abouti à la formation d'une couche d'eau non-aérée à cause de l'absence de l'oxygène au fond du barrage, ce qui conduit à une activité bactérienne. Cette activité a été observée par la diminution du pH, de la concentration de la matière organique dissoute par la même rythme, où elle coïncide avec le début de la saison estivale de chaque année.

Malheureusement, quand nous avons commencé notre étude de l'évaluation physique chimique spatio-temporelle de la qualité des eaux, le niveau des eaux du barrage a baissé à la moitié, en permettant à l'oxygène d'atteindre le fond du barrage, ce qui a conduit à une aération complète des eaux, ce qui a conduit à la suspension de l'activité bactérienne. Et donc il n'y a avait pas de changement significatif dans les paramètres analysés.

Les principaux résultats obtenus sont les suivants ;

- ❖ L'eau du barrage est de bonne qualité, et elle peut être utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable ;
- ❖ L'eau du barrage est complètement aérée pendant toute la période de l'étude avec une concentration de l'oxygène dissoute entre 5 et 8 mgO₂/l ;
- ❖ L'eau du barrage est caractérisée par une teneur faible de la turbidité et aussi de la matière organique dissoute, ce qui nous a amené à utiliser une technique membrane pour produire une eau potable en seule étape, (*quatrième chapitre*).

REFERENCES

- [1]. Goncharuk, V.V., *Drinking Water, Physics, Chemistry and Biology*. 1 ed. 2014, Kyiv Ukraine: Springer International Publishing.
- [2]. Birkenholtz, T., *Drinking Water*, in *Eating, Drinking: Surviving: The International Year of Global Understanding - IYGU*, P. Jackson, W.E.L. Spiess, and F. Sultana, Editors. 2016, Springer International Publishing: Cham. p. 23-30.
- [3]. Hem, J.D., *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. 1985 United States: United States Government Printing Office.
- [4]. AMJAD, Z., *the science and technology of industrial water treatment*. 2010, United States of America IWA Publishing, Alliance House.
- [5]. Kot, M., *Drinking Water*, in *Encyclopedia of Quality of Life and Well-Being Research*, A.C. Michalos, Editor. 2014, Springer Netherlands: Dordrecht. p. 1696-1699.
- [6]. Liu, M., et al., *Water resources stress assessment and risk early warning—a case of Hebei Province China*. *Ecological Indicators*, 2017. 73: p. 358-368.
- [7]. Jain, R., *Providing safe drinking water: a challenge for humanity*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2012. 14(1): p. 1-4.
- [8]. Gregor, M., *Surface- and Groundwater Quality Changes in Periods of Water Scarcity*. 2013, the Comenius University: Bratislava, Slovakia.
- [9]. Khadijetou Mint Mohamed Salem , A.D.N.D., Mohamed Ould Sid' Ahmed Ould KANKOU , Alphonse TINE *Etude de l'évolution spatio-temporelle de la qualité physicochimique de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal* ScienceLib, 2011. 3.
- [10]. Vasyukova, E., et al., *Drinking water production from surface water sources in the tropics: Brasília DF, Brazil*. *Environmental Earth Sciences*, 2012. 65(5): p. 1587-1599.
- [11]. Bampton, M., *Dams and their reservoirs*, in *Environmental Geology*. 1999, Springer Netherlands: Dordrecht. p. 110-111.
- [12]. Hu, J., et al., *Charge-aggregate induced (CAI) reverse osmosis membrane for seawater desalination and boron removal*. *Journal of Membrane Science*, 2016. 520: p. 1-7.
- [13]. Monnot, M., et al., *Seawater reverse osmosis desalination plant at community-scale: Role of an innovative pretreatment on process performances and intensification*. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 2016,13, (42-45).
- [14]. Winter, T.C., *Ground water and surface water: a single resource*. Vol. 1139. 1998: DIANE Publishing Inc.
- [15]. Cardot, C., *Techniques appliquées au traitement de l'eau: hydraulique, électrotechnique, procédés de traitement*. 2001: Ellipses.

- [16]. Brière, F.G., *Distribution et collecte des eaux*. 2000: Presses internationales Polytechnique.
- [17]. Appelgren, B., *Series on Water and Ethics, Essay 1*. 2004, France: the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- [18]. Martin, R., *Water facts and trends*. 2005, WBCSD, Earthprint Limited: Geneva-Switzerland.
- [19]. Chikhi, M., *etude de la complexation des cations métalliques en vue de leur séparation par un procédé membranaire*, in *genie des procedes*. 2008, Thèse de doctorat, université mentouri constantine Constantine, Algérie.
- [20]. Amranechahrazed, *boues résiduelles de l'industrie des traitements de surfaces : optimisation de la lixiviation sélective et valorisation des METAUX*, in *département de chimie*. 2006, université el hadj lakhdar-batna: batna, algérie.
- [21]. Poznyak, T., et al., *Effect of pH to the decomposition of aqueous phenols mixture by ozone*. Journal of the Mexican Chemical Society, 2006. 50(1): p. 28-35.
- [22]. Gilles Balloy, S.H., Roger ISRAEL, Alban ROBIN, Charles SAOUT, Raphaël TRACOL, *Les pesticides dans l'eau potable*. 2003.
- [23]. Nordine Nouayti, D.K., Mohamed Hilali, *Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux souterraines des nappes du Jurassique du haut bassin de Ziz (Haut Atlas central, Maroc)* *Assessment of physico-chemical quality of groundwater of the Jurassic aquifers in high basin of Ziz (Central High Atlas, Morocco)*. J. Mater. Environ. Sci, 2015. 6(4): p. 1068-1081.
- [24]. Legube, B., *Production d'eau potable: Filières et procédés de traitement*. 2015: Dunod.
- [25]. Souad, M., *évaluation de la qualité physico-chimique des eaux brutes et distribuées du barrage réservoir de beni haroun* in *département de chimie*. Thèse de magister, 2010, université mentouri de constantine constantine, Algérie.
- [26]. Jean Rodier, B.L., Nicole Merlet et coll., *L'analyse de l'eau*. 2009, Paris: Dunod.
- [27]. Rwoo, M.A., et al., *Spatial Variations of Drinking Water Quality Monitoring in Water Treatment Plant Using Environmetric Techniques*, in *From Sources to Solution: Proceedings of the International Conference on Environmental Forensics 2013*, A.Z. Aris, et al., Editors. 2014, Springer Singapore: Singapore. p. 325-329.
- [28]. Goncharuk, V.V., *SOS: Drinking Water. New State Standard "Drinking Water. Requirements and Methods of Quality Control"*, in *Drinking Water: Physics, Chemistry and Biology*. 2014, Springer International Publishing: Cham. p. 403-416.
- [29]. j.masschelein, w., *Unit Processes in Drinking Water Treatment*. 1992: Taylor & Francis.
- [30]. . 2016, <http://www.lenntech.fr/applications/potable/normes/normes-oms-eau-potable.htm>
- [31]. El haouati h., g.m., et arab a., *Effet de l'eutrophisation sur les milieux aquatiques : Barrage de Hammam Boughrara, Tlemcen*, in

- USTHB-FBS-4th International Congress of the Populations & Animal Community "Dynamics & Biodiversity of the terrestrial & aquatic Ecosystems" "CIPCA4" TAGHIT 2013: Bechar; Algérie.
- [32]. Hamaidi, M.S., *Preliminary study on physico-chemical parameters and phytoplankton of Chiffa River (Blida, Algeria)*. Journal of Ecosystems, 2013. 2013.
- [33]. Secondat, M., *Les variations de la température et de la concentration en oxygène dissous des eaux lacustres et des eaux courantes. Leur retentissement sur la distribution des poissons*. Bull. Fr. Piscic., 1952(167): p. 52-59.
- [34]. N'diaye, A.D., K.M.M. Salem, and M.B. El, *Contribution à l'étude de l'évolution Spatio-temporelle de la qualité physicochimique de l'Eau de la Rive droite du fleuve Sénégal (Contribution to Space and temporal Study of the physicochemical quality of water from the Senegal River right bank)*. J. Mater. Environ. Sci, 2014. 5(1): p. 320-329.
- [35]. Thompson, T., *Chemical safety of drinking-water: assessing priorities for risk management*. 2007.
- [36]. Edition, T., *Guidelines for Drinking-water Quality*. 2008.
- [37]. Belghiti, M., et al., *Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappe plio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc)*. 2013.
- [38]. DeZuane, J., *Handbook of Drinking Water Quality*. 1997: Wiley.
- [39]. Balata, D., S. Acunto, and F. Cinelli, *Spatio-temporal variability and vertical distribution of a low rocky subtidal assemblage in the north-west Mediterranean*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2006. 67(4): p. 553-561.

Chapitre II :

Isolation et *Fractionnement* *de la Matière Organique* *du Barrage de Timgad*

I. Revue

Bibliographique

I.1. Introduction

La matière organique naturelle (MON) est présente dans toutes les eaux naturelles. C'est un mélange hétérogène complexe de divers composés organiques qui varie selon la taille moléculaire, la structure, et la composition chimique. Il se compose de divers composés comprenant des protéines, des lipides, des acides carboxyliques, des polysaccharides, des acides aminés, des hydrocarbures et des substances humiques et fulviques [1, 2]. Cette matière organique joue un rôle très important dans la détermination de la qualité de l'eau et de son traitement, [3]. Cela a conduit à la nécessité d'analyser et de caractériser cette MON pour mieux comprendre son impact, telles que la composition, la taille moléculaire,etc. Dans ce chapitre nous présentons une étude bibliographique sur la matière organique dans les eaux de surface.

I.2. Composition de la matière organique

Les principaux éléments de la MON sont le carbone, l'oxygène, l'azote, le soufre et l'hydrogène. Le carbone est l'élément dominant en termes de masse puisqu'il représente 40 à 50 % de la masse de la MON [4]. Pour cela la MOD peut être classifié en trois groupes: composés hydrophiles (non humique), composés hydrophobes (humiques), transphiliques [5].

I.2.1. Composés hydrophobes

Selon la classification de l'auteur Nabil et al [6] les substances hydrophobes sont principalement formées des substances humiques.

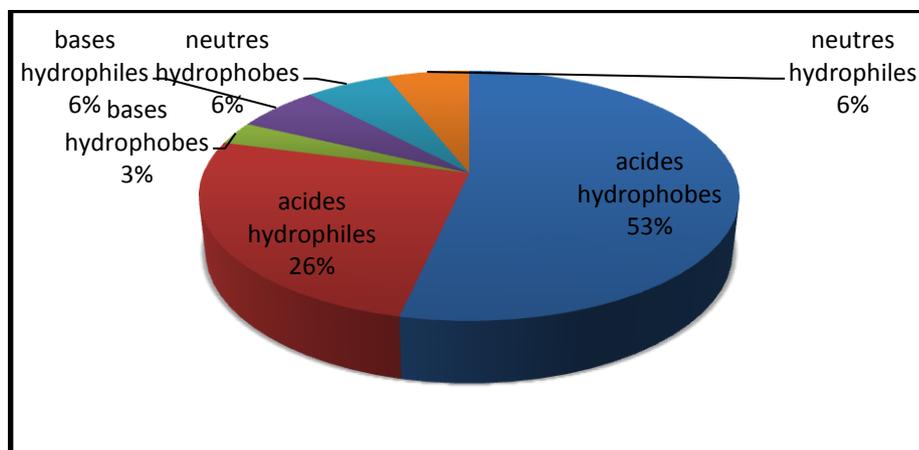


Figure I.1 : Composition moyenne de la MOD aquatique issue d'eaux douces [7]

I.3. Origines de la matière organique :

La présence de MON dans les eaux de surface varie selon la nature et l'origine de ces eaux. Il existe deux sources principales, naturelles et anthropiques.

I.3.1. Matière organique d'origine naturelle :

La matière organique d'origine naturelle est divisée en deux groupes :

I.3.1.1. Naturelle autochtone :

Elle provient principalement des dérivés d'organismes vivants (algues, bactéries,...) qui poussent dans les plans d'eau.

I.3.1.2. Naturelle allochtone

Elle provient principalement des végétaux, des plantes supérieures et des micro-organismes contribuant à leur dégradation.

I.3.2. Matière organique d'origine anthropique

La matière organique d'origine anthropique a diverses origines. On distingue trois sources principales :

I.3.2.1. Origine industrielle : la source essentielle est la combustion des énergies fossiles (hydrocarbures aromatiques polycycliques), et aussi des industries papetières (phénols, dérivés chlorés), pétrolières...

I.3.2.2. Origine urbaine : provient principalement des rejets urbains domestiques, lixiviats de décharges, ruissellement de chaussée ...etc.

I.3.2.3. Origine agricole: Elle peut, par exemple, provenir des pratiques agricoles (pesticides, engrais,...) [8].

I.4. L'impact de la présence de la MON dans les eaux de surface

La matière organique dans les eaux de surface a un impact négatif, et aussi un impact très positif. Les avantages et les inconvénients les plus importants sont résumés ci-après.

I.4.1. Impacts positifs de la MON

La MON présente dans les eaux de surfaces a des rôles très importants ; elle :

- Intéragit avec la lumière solaire (réactions photochimiques, photosynthèse...).
- Intéragit avec les bactéries (transformations biochimiques).
- Fournit l'énergie nécessaire à l'activité microbiologique.
- Intéragit avec les sédiments (adsorption, échange d'ions,...).
- Contribue aux cycles de l'azote, du phosphore, du soufre (NH_4^+ , NO_3^- , et PO_4^{3-}) :
Les éléments nutritifs sont produits par la dégradation des MOD et proviennent essentiellement de l'azote organique dissous et du phosphore organique dissous. Les éléments nutritifs sont souvent libérés lors de la respiration microbienne ou l'assimilation (algues, phytoplancton...).
- Contribue aux réactions biochimiques / microbiologiques : la décomposition de la MON par les micro-organismes, similaire au traitement biologique de l'eau, est un phénomène courant. Il peut générer de nouvelles molécules organiques et des nutriments. Cette MON peut aussi interagir avec des molécules inorganiques des roches (sulfates, carbonates...)[9];

I.4.2. Impacts négatifs de la MON

Ses impacts négatifs sont extrêmement importants en raison de sa capacité à :

- Affecter la qualité et l'esthétique de l'eau potable.
- Transporter les produits chimiques organiques et / ou des métaux toxiques dans les systèmes de distribution de l'eau jusqu'au consommateur.
- Colmater les membranes de traitement et de dessalement de l'eau.
- Augmenter la consommation en charbon actif dans les processus de traitement de l'eau.
- Augmenter la consommation en produits chimiques utilisés pour traiter l'eau (coagulation /floculation ...).
- Etre le précurseur de sous-produits de désinfection (SPD ou THM) dans le traitement de l'eau.
- Augmenter les doses de désinfectant, ce qui induit l'augmentation du coût de traitement.
- Favoriser la croissance bactérienne dans les systèmes de distribution.
- Affecter les réactions d'oxydo-réduction en entrant en compétition en tant que donneur ou accepteur d'électrons.

- Influencer les réactions biologiques en servant de source de carbone ou d'énergie pour les microbes [1].

I.5. Classification de la MON

La matière organique des eaux naturelles est composée de deux fractions principales : la fraction dissoutes et la fraction non dissoutes. Elle se définit sur la base de la technique d'isolement par l'utilisation des filtres (0,1 à 0,7 μm) [10]. Elle est constituée d'un grand nombre d'espèces chimiques qui s'échelonnent par un continuum de tailles de quelques angströms à quelques millimètres et aussi par des masses moléculaires de 16 g/mol (le méthane) à plusieurs milliers de daltons dans le cas des bio-polymères et des substances humiques [11]. À travers cette répartition on peut distinguer trois grandes familles.

I.5.1. Matière organique particulaire (MOP)

La matière organique particulaire (MOP) est la fraction des composés organiques qui reste sur le filtre à 0.45 μm [12], et peut être divisée en une partie vivante (bactéries et phytoplancton), et une partie non vivante constituée de débris (débris végétaux et restes d'organismes d'origines variées).

I.5.2. Matière organique colloïdale (MOC)

La matière colloïdale peut être essentiellement définie selon un critère de taille, qui varie entre 0.45 μm jusqu'à 1nm ou bien correspond encore à des molécules ou à des complexes moléculaires de taille supérieure à 5000-10000 Da. Cette fraction représente l'ensemble des molécules complexes organométalliques, les complexes minéraux matière organique et quelques bactéries et virus [13].

I.5.3. Matière organique dissoute (MOD)

La matière organique dissoute (MOD) est généralement définie comme étant la MO dont la taille est inférieure à 0,45 μm [12]. Cette fraction est représentée par la fraction des substances organiques qui ont traversé le filtre de 0.45 μm [14].

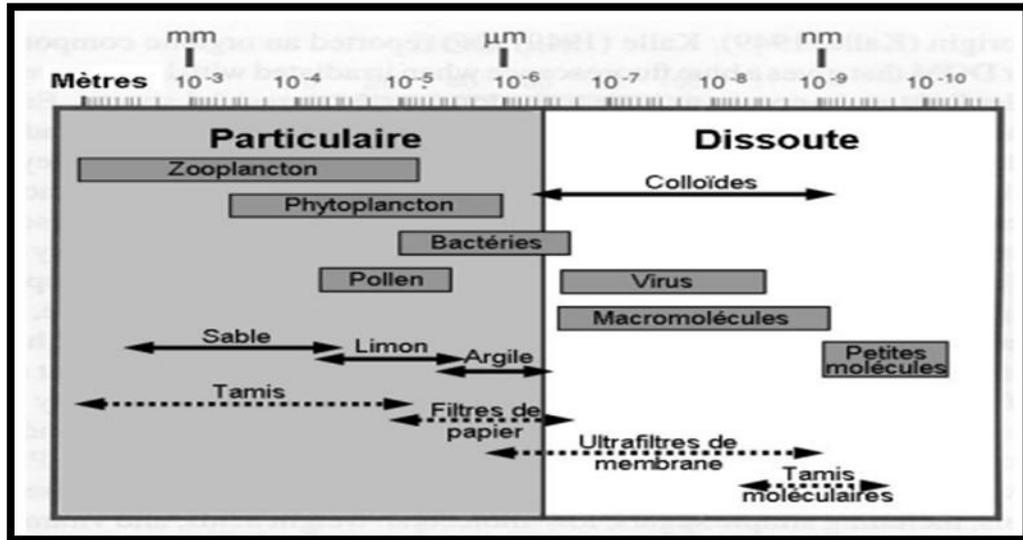


Figure I.2 : Illustration du continuum de taille de la matière organique retrouvée dans les milieux aquatique [11].

I.6. Matière organique et qualité de l’eau potable

La matière organique dissoute dans les eaux naturelles constitue un milieu très hétérogène, comprenant des molécules à structures très complexe (à masses moléculaires élevées) mais aussi des composés organiques simples (acides aminés, sucres,...). Ces composés généralement présents à l’état de traces sont difficile à analyser. Certains auteurs [15, 16] ont fractionné cette matière organique en composés hydrophiles (non humiques), composés hydrophobes (humiques), et fractions transphiliques [5]. Cette matière organique naturelle contenue dans les eaux de surface, peut causer des problèmes qui sont globalement représentés par une dégradation de la qualité organoleptique (odeur, couleur et goût), un développement bactérien et une formation de biofilm dans les conduites du réseau de distribution,...etc. Pour toutes ces raisons, la MON a été largement étudiée dans la littérature afin de mieux connaître ses caractéristiques et sa réactivité, et ainsi en optimiser le traitement.

I.7. Concentration de la matière organique dissoute

Il est bien connu que la teneur en MOD dans les eaux de surface est généralement faible (10 à 30 mg_{O2}/L). Cette MOD est constituée d’un mélange extrêmement complexe de composés organiques dont le majorité ne sont pas structurellement identifiés jusqu’à aujourd’hui. Dans le but d’analyser et de caractériser cette MOD, quelques méthodes globales peuvent être appliquées directement sur un échantillon d’eau filtrée à 0.45 µm ; ce sont l’UV₂₅₄, la DCO, le COT...qui sont utiles pour une première évaluation mais insuffisantes pour prédire le comportement futur de cette MO. De ce fait une meilleure

connaissance de cette MO va donc exiger de concentrer, isoler, séparer ...les fractions de cette MO avant de les analyser de manière plus fine. Parmi ces approches de concentration et de séparation on peut citer l'évaporation sous vide, la lyophilisation, l'adsorption sélective (résines XAD, l'échange d'ions...) les techniques membranaires [9], Dans notre recherche l'isolement et la concentration de la MOD a été réalisée par un pilote d'osmose inverse ; le choix de cette approche est basé sur la facilité et l'efficacité de cette méthode par ce qu'elle offre la possibilité de filtrer rapidement un large volume d'eau, ce qui permet d'isoler une quantité importante de MOD en un temps très court, avec de hauts rendements ($R \geq 95\%$) et une préservation des propriétés de la MOD.

I.8. Fractionnement de la matière organique dissoute

La composition de la MOD contenue dans les eaux de surfaces notamment dans les barrages, est très variable d'un barrage à l'autre à cause des différences dû à leurs sources et origines. Malgré toutes les recherches et les études sur la MOD, la majorité des études ne repose pas sur une caractérisation exacte par des composés définis mais sur une caractérisation par des groupes de constituants de propriétés voisines [9]. Plusieurs méthodes ont été développées pour fractionner la MOD ; elles sont basées sur différents critères physico-chimiques tels que la taille, la charge, l'hydrophobicité,.... Les techniques correspondantes sont présentées dans ce qui suit.

I.8.1. Fractionnement selon la taille

L'une des techniques les plus fréquemment utilisées pour la ségrégation de la matière organique dissoute selon leur taille sont la filtration membranaire et la chromatographie par exclusion moléculaire.

I.8.1.1. Filtration

Plusieurs techniques membranaires sont utilisées dans les études sur la MOD tel que : la concentration par l'osmose inverse (OI), l'ultrafiltration (UF) et la dialyse. Ces techniques permettent l'extraction et la concentration de la MOD avec des concentrations élevées, et offrent des répartitions discrètes de la taille des particules.

Pour plus de détails sur les techniques membranaires, voir le chapitre 4.

I.8.1.2. Chromatographie par exclusion stérique (SEC)

L'une des techniques les plus récentes, pour le fractionnement selon la taille, est la chromatographie par exclusion de taille. Cette technique a permis d'obtenir une répartition des molécules dans l'échantillon selon leur taille après un passage sur une phase stationnaire constituée de billes de gel, et élution par des solvants avec un ordre de poids moléculaires décroissants [16]

I.8.2. Fractionnement selon la charge

Ce type de séparation des composés chargés est obtenu à l'aide des méthodes électrophorétiques. Cette méthode est basée sur la séparation par migration différentielle sous l'action d'un champ électrique de particules chargées électriquement dans un gel ou un papier, suite à l'application d'un champ électrique entre deux électrodes. Les composés séparés sont généralement détectés photométriquement.

I.8.3. Fractionnement selon l'hydrophobicité par résine non ionique XAD

Une autre méthode de fractionnement de la MOD, basée sur l'hydrophobicité est également possible, en utilisant la chromatographie d'adsorption sur la résine non ionique XAD.

Cette résine est un polymère synthétique macroporeux non ionique, permettant le fractionnement sélectif des composés organiques de manière simple et rapide. Plusieurs types de résines non ioniques sont actuellement utilisées ; ce sont l'XAD-1, XAD-2, XAD-4, XAD-7, XAD-8. Le protocole le plus utilisé actuellement consiste en un fractionnement de la MOD sur des colonnes contenant des résines de type XAD-8 et XAD-4. Le schéma suivant résume le protocole de fractionnement [17].

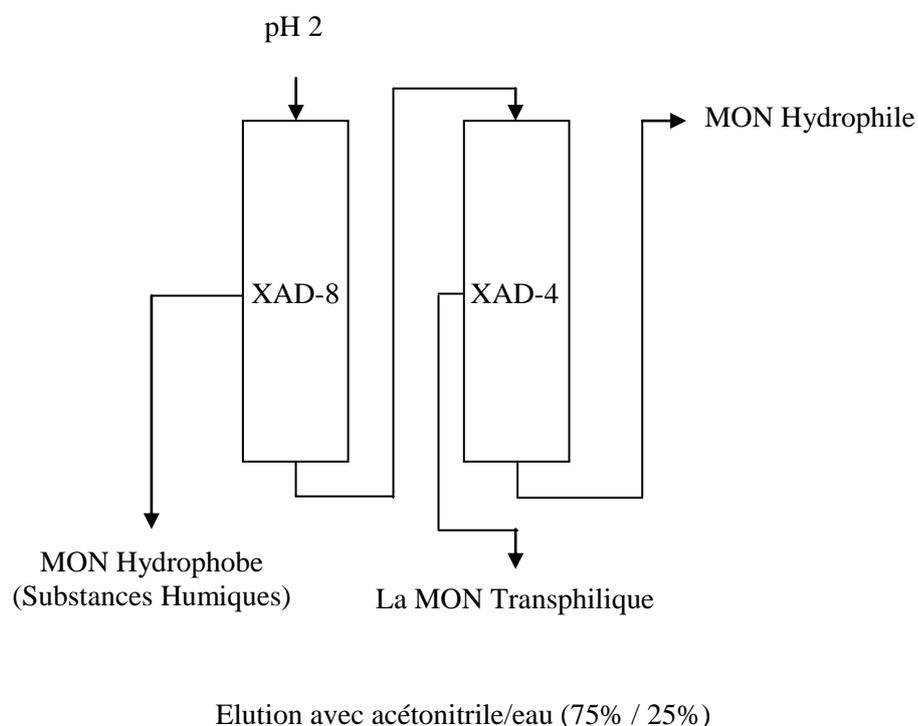


Figure I.3 : Protocole de fractionnement sur résines DAX-8 et XAD-4 [18].

La fraction hydrophobe de la MOD est retenue sur la résine XAD-8, la fraction transphilique est retenue l'XAD-4 et la fraction hydrophile traverse les deux colonnes. Chaque fraction peut ensuite être séparée selon son acidité par élution sélective [5].

I.9. Méthodes d'analyse de la matière organique

La caractérisation physique et chimique de la matière organique aquatique intéresse un grand nombre de disciplines scientifiques [11], notamment dans le domaine de la chimie de l'eau et de l'environnement; pour cela plusieurs méthodes ont été développées pour évaluer ces teneurs. Il est bien connu que les principales techniques d'analyse des eaux naturelles sont le carbone organique total (COT) ou dissout (COD), l'absorbance dans l'ultraviolet (UV) ou la demande chimique en oxygène (DCO).

I.9.1. Le Carbone organique total (COT)

Le COT est l'un des plus importants paramètres d'évaluation de la MON de l'eau. Comme il inclut tous les composés carbonés en une seule masse, il est exactement défini et représente une quantité absolue. En général, le COT est déterminé par oxydation de l'échantillon d'eau, et le CO₂ produit est détecté et défini quantitativement.

I.9.2. Carbone organique dissout (COD)

Dans ce cas, l'échantillon a été préalablement filtré sur un filtre de 0.45µm, la teneur de la MON est exprimée en terme de COD. La différence entre le COT et le COD, c'est le COP.

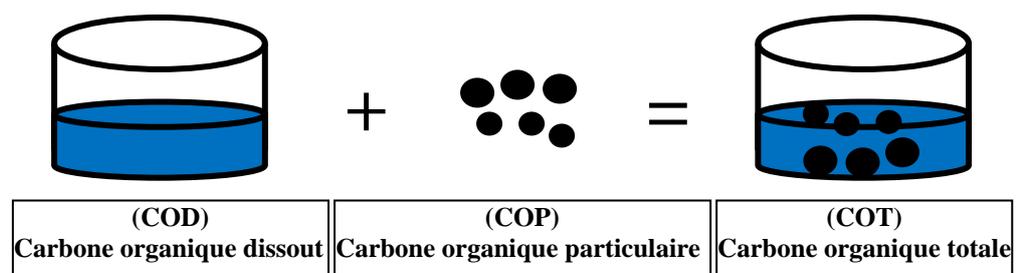


Figure I.4 : Illustration de la différence entre le COT et COD

I.9.3. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

Elle s'exprime en mg/l d'oxygène. On peut dire que cette estimation alternative de détermination de la teneur en MOD représente la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder l'ensemble des composés oxydables (matières organiques et inorganiques et organismes vivants) par un réactif ayant un pouvoir d'oxydation puissant (permanganate ou bichromate de potassium à chaud en milieu acide) [19].

I.9.4. Ultraviolet et visible (UV-Vis)

La matière organique dans l'eau peut être également déterminée par la mesure de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (254 - 280, 465 et 665 nm) en appliquant la loi de Beer-Lambert. Tandis que, les absorbances aux longueurs d'onde de 254 nm à 280 nm sont usuellement choisies pour le dosage de la MO, parce qu'elles représentent les longueurs d'onde d'absorption des systèmes conjugués (noyaux aromatiques). L'absorption dans le visible est aussi parfois utilisée pour estimer le degré d'humification de la MOD par rapport à E4/E6. Ce rapport d'absorbances, à 465 et 665 nm, est généralement inférieur à 5,0 pour les acides humiques, alors qu'il est situé entre 6,0 et 8,5 pour les acides fulviques [16].

I.9.5. Absorbance spécifique SUVA

Le terme SUVA représente le rapport entre l'absorbance de la lumière ultraviolette dans un échantillon d'eau filtré préalablement sur un filtre de 0.45 µm à une longueur d'onde spécifiée (254 nm) et la concentration de carbone organique dissoute. (COD). La signification de cet indice est de déterminer le caractère aromatique de la matière organique dissoute. Il est considéré comme un bon indicateur pour une estimation simple et rapide de l'aromaticité de la matière organique. Le SUVA est ainsi défini : $SUVA = A_{254}/COD$, où :

A_{254} : Absorbance à 254 nm pour un trajet optique de 1cm.

COD : Concentration en carbone organique dissous (en mg C.L-1)

L'interprétation des valeurs de cet indice est comme suit:

$SUVA > 4$: indique la présence de composés hydrophobes spécialement les composés aromatiques.

$SUVA < 3$ représente les composés hydrophiles.

I.9.6. Spectroscopie de fluorescence :

Il est bien connu que l'une des techniques les plus utilisées pour la caractérisation de la MOD est la spectroscopie de fluorescence [4]. C'est une technique spectroscopique qui est basée sur l'analyse directe des propriétés de la MOD. En effet parmi les groupements fonctionnels de la MOD, certains d'entre eux ont des propriétés de fluorescence. Cela a conduit à leur utilisation à l'étude des SH, et beaucoup plus aux faibles concentrations de la MOD des de surface.

I.10. Méthodes d'élimination de la matière organique dissoute

La MON des eaux de surface est considérée comme une source de problèmes (goûts, coloration, l'odeur, biofilm, THM ...); pour ces raisons, différentes méthodes

d'élimination de la matière organique ont été développées. Elles sont brièvement décrites ci-après.

I.10.1. Coagulation / floculation

C'est une méthode de traitement utilisée pour éliminer tout ou une partie de la matière organique naturelle. Elle est basée principalement sur la déstabilisation de MES (solides en suspension) et des colloïdes puis en les rassemblant à l'aide d'un adjuvant de floculation pour former des floccs, par la suite la séparation s'effectue par décantation, flottation et / ou filtration.

Pour optimiser l'étape de coagulation dans une chaîne de traitement, il est d'un grand intérêt d'avoir la maîtrise sur les conditions optimales, tel que la dose de coagulant (Fe^{3+} , Al^{3+}), le pH et la température.

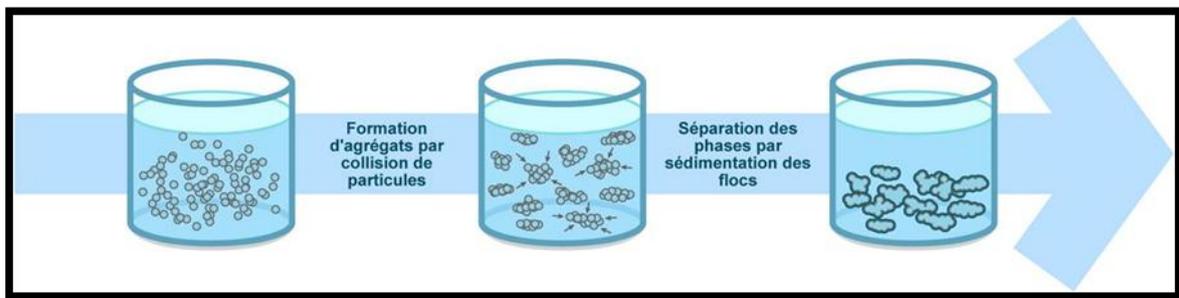


Figure I.5 : Schéma descriptive de l'étape de coagulation /floculation.

I.10.2. Charbon actif

Il est bien connu que le l'élimination de la matière organique naturel dans les eaux de surface par le charbon actif est la méthode la plus ancienne utilisée. L'élimination de la MOD est effectuée par adsorption. Ce phénomène est défini comme la fixation des composés organiques (adsorbat) par réaction physique ou chimique sur la surface des particules solides (adsorbant).

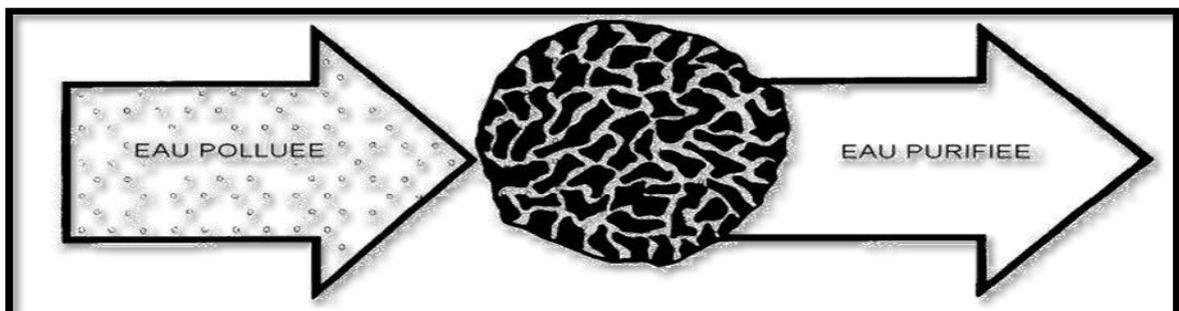


Figure I.6 : Schéma descriptive du phénomène d'adsorption sur un grain de charbon actif.

I.10.3. Echange d'ion

L'utilisation de la résine échangeuse d'anions est une solution très efficace pour éliminer la matière organique dans l'eau. Comme elle est aussi largement utilisée pour l'élimination de nombreux polluants, tels que les colorants, les composés soufrés, le bromure, le chrome, l'arsenic, les THM...etc. [20, 21].

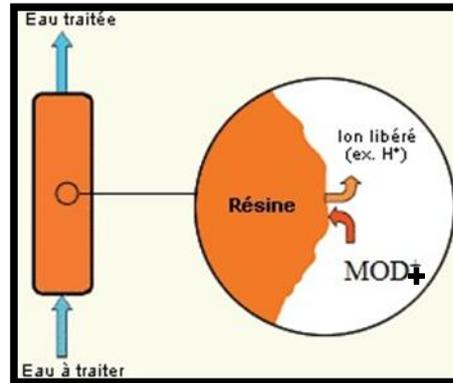


Figure I.7 : L'élimination de la matière dissoute par résine échangeuse d'anions.

I.10.4. La résine échangeuse d'ions magnétique

C'est un type de résine échangeuse d'ions nommée résine échangeuse d'ions magnétiques (RIEM). Ce nom est relatif à leur propriété magnétique qui lui permet d'agglomérer et de s'installer rapidement. En raison de cette caractéristique unique, la RIEM est utilisé dans les procédés continus avec échange d'ions se produisant dans un réservoir mixte ou un réacteur à lit fluidisé. En effet la RIEM est développée et produit pour la première fois dans le commerce par deux sociétés australiennes (Commonwealth Scientific Industrial Research Organisation and South Australian Water Corporation). Leur brevet à été publié en 2001.

L'étude de Juery et al [22] a montré que la RIEM est couramment utilisé pour l'élimination de la matière organique dans les eaux. Les premières installations à grande échelle de la RIEM étaient en Australie du sud dans une station de traitement de l'eau potable avec une capacité de production de 2500 m³ / jour et dans une autre usine en Australie occidentale avec une capacité de production de 112500 m³/jour [23].

I.10.5. Le lit mélangé :

Comme l'indique son nom le lit mélangé est constituée de résine cationique acide forte et anionique base forte mélangées dans une colonne. Le lit mélangé échangeur d'ions est généralement utilise en tant qu'étape d'affinage dans le processus de déminéralisation des eaux afin d'obtenir une eau ultra-pur, mais il a aussi des autres applications comme

rapporté dans la recherche de littérature Huber que le lit mélangé échangeur d'ions a été utilisé pour produire une eau d'alimentation de chaudière pour 100 usines en Allemagne [24].

Dans notre recherche nous avons l'utilisé pour déminéraliser les eaux des barrages pour deux buts principaux ;

L'élimination des sels (production d'eau sans pression osmotique) ;

L'isolation de la matière organique neutre dissoute.

Le processus d'échange précédent est effectué selon la réaction suivante

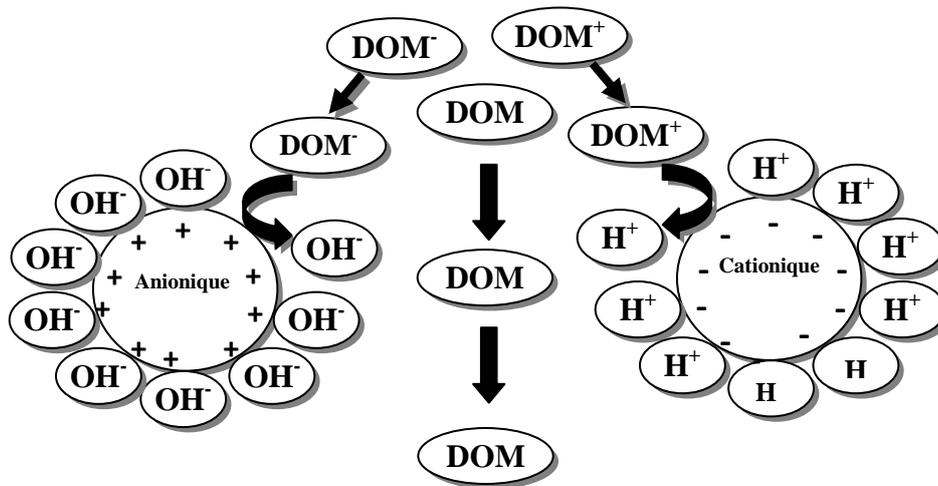
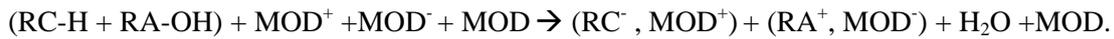


Figure I.8 : Séparation de la matière organique neutre dissoute par lit mélangé échangeur d'ions

I.10.6. Les procédés membranaires

Les techniques membranaires offrent plusieurs avantages en contribuant à rendre l'élimination de la matière organique plus facile par rapport aux techniques conventionnelles en terme de facilité et de rapidité [22, 25]. Ils sont utilisés pour éliminer les particules en suspension entièrement, et aussi pour arrêter les acides humiques grâce à leur grandes masses moléculaires [26]. Comme ils sont utilisés pour éliminer la matière organique dissoute dans le secteur de la production de l'eau potable [25, 27].

I.11. Conclusion

La matière organique provoque des nombreux problèmes sérieux aux stations de production des eaux potables. En effet elle a augmenté le coût de production, affecté la qualité organoleptique de l'eau et la formation de THM,.... etc. Ce qui a motivé les chercheurs à trouver des solutions et des méthodes pour leur élimination afin de minimiser ou éviter les problèmes engendrés.

II. Étude **Expérimentale**

II.1 Matériel **et Méthodes**

II.1.1. Introduction

Cette partie est consacrée à la présentation des réactifs, les appareillages utilisés ainsi que des méthodes expérimentales employées pour vérifier notre hypothèse, selon laquelle chaque eau de barrage a une signature spécifique qui est la proportion de la matière organique dissoute neutre (MODN) par rapport à la matière organique dissoute totale, ce qui représente la fraction de la matière séparée par l'éluion de l'eau à travers un lit mélange de résines échangeuses. Afin de confirmer cette hypothèse, nous avons isolé cette fraction de la MODN dans cinq eaux des barrages algériens. Pour mieux connaître cette fraction nous l'avons isolée et concentrée à partir de l'eau du barrage de Timgad en utilisant une colonne de lit mélangé de résines échangeuses d'ions et un pilote d'osmose inverse. Puis une étape d'isolement de la matière organique dissoute neutre à faible poids moléculaire a été effectuée en utilisant un pilote de nanofiltration. Ensuite, une étude de comparaison du comportement de la MODN avec une eau réelle et une autre eau synthétique a été réalisée. Enfin un traitement d'élimination de la matière organique dissoute concentrée préalablement par osmose inverse a été effectuée pour voir son comportement en coagulation-floculation.

II.1.2. Lieux d'étude

Les eaux de plusieurs barrages algériens y compris les eaux du barrage Koudiet Lamdaouar (Timgad, Batna), Ben Haroun (Constantine), fontaines des gazelles (Biskra), Ain Zada (Setif), Ksob (M'sila), ont été étudiées au cours de cette recherche dans le but de vérifier la faisabilité de cette technique (l'isolement de la matière organique dissoute neutre)

II.1.3. Produits et solvants

Les réactifs et les solvants utilisés sont présentés dans le tableau suivant,

Tableau II.1.1 : Les réactifs et les solvants

Produits	Fournisseur	Formule
Acide sulfurique	SIGMA- ALDRICH	H ₂ SO ₄
Sulfate de mercure	SIGMA- ALDRICH	HgSO ₄
Sulfate d'argent	SIGMA- ALDRICH	Ag ₂ SO ₄
Soude	SIGMA- ALDRICH	NaOH
Bichromates de potassium	BIOCHEM	Cr ₂ K ₂ O ₇
hydrogénophthalate de potassium	MERCK	C ₈ H ₅ KO ₄

Acide benzoïque	Flukachemica	C_6H_5COOH
Benzène	NORMAPUR	C_6H_6
Phénol	Flukachemica	C_6H_6O
Nitrobenzène	Flukachemica	$C_6H_5NO_2$
Toluène	Riedel de Haen	C_7H_8
Acide benzoïque	Flukachemica	C_6H_5COOH
Sulfate d'ammonium	MERCK	$Al_2(SO_4)_3$
Chlorure de fer III	MERCK	$FeCl_3$
Sulfate d'ammonium	MERCK	$(NH_4)_2SO_4$
Chlorure de magnésium	SIGMA- ALDRICH	$CaCl_2$
Chlorure de calcium	SIGMA- ALDRICH	$MgCl_2$

Les réactifs et les solvants chimiques précédents ont servi principalement à l'analyse de la demande chimique en oxygène, la régénération des résines, le lavage des membranes, les essais d'adsorption, les essais de coagulation floculation ... etc.

II.1.4. Instruments:

Les analyses des différents paramètres dans cette étude, ont été effectuées par les appareils suivants

❖ **Spectrophotométrie UV-Visible:**

Les valeurs de l'absorbance UV ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV visible de marque « Shimadzu » et de modèle « PharmaSpec 1700 », à double faisceau. Les cuves en quartz ont un trajet optique de 1cm.



Figure II.1.1 : Spectrophotomètre UV-Visible.

❖ **Réacteur programmable pour les analyses de DCO :**

Le chauffage des échantillons a été effectué à l'aide d'un DCO-mètre « WTW CR 2200 » à 148°C pendant deux heures.



Figure II.1.2 : Réacteur programmable pour les analyses de DCO.

❖ **Turbidimètre:**

La turbidité de l'eau brute est mesurée à l'aide d'un turbidimètre « HACH 2100PISO ». La mesure est donnée directement en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

❖ **Conductimètre :**

La conductivité a été suivie par un conductimètre « HANNA instruments EC 215 »

❖ **pH mètre :**

Les mesures du pH ont été effectuées au laboratoire à l'aide d'un pH-mètre « WTW seriesinolab pH 720 » muni d'une électrode « WTW pH-électrode SenTix 21 ».

❖ **Jar test**

Les essais de la C.F sont effectués à l'aide d'un Jar-test

II.1.5. Membranes:

Trois membranes (MF, NF, OI) ont été utilisées dans ce travail.

II.1.5.1. Membrane de 5µm en polypropylène:

C'est une cartouche commerciale filtrante. Elle sert à la clarification des eaux et au prétraitement avant la nano-filtration et l'osmose inverse. Son seuil de coupure (mentionné

sur l'étiquette) est de $5\mu\text{m}$. On est donc dans le domaine de la microfiltration. La filtration en profondeur constitue le mécanisme principal de rétention de la turbidité.

La membrane a une surface filtrante S égale à $0,033\text{ m}^2$ soit $1/30$ de m^2 et un débit unitaire D_U de $10.81\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}.\text{bar}$.

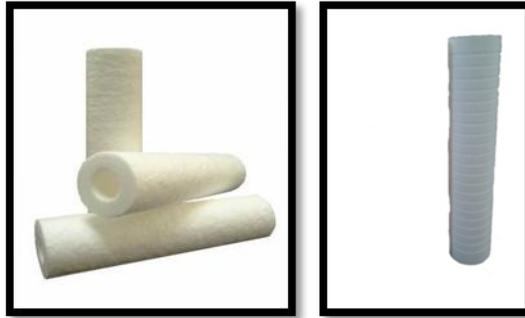


Figure II.1.3 : Polypropylène cartouche filtre $5\mu\text{m}$.

II.1.5.2. Membranes de $0.45\mu\text{m}$:

Ce sont des filtres de nitrate de cellulose de marque (Sartorius AG, Germany), elle sert à la clarification des eaux et au prétraitement des eaux avant l'osmose inverse et la nanofiltration, elle permet de séparer la MOP de la MOD. Son seuil de coupure est de $0.45\mu\text{m}$

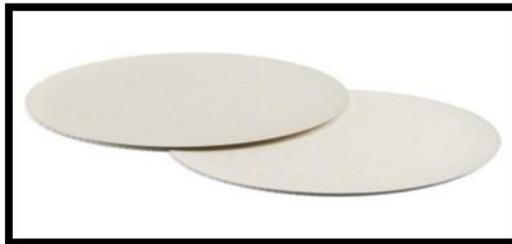


Figure II.1.4 : Filtre $0.45\mu\text{m}$

II.1.5.3. Nano filtration:

Il s'agit d'une membrane spirale de type «NF33-1812-50 » conçue et fabriquée par la compagnie « Filmtec/Dow Chemical (USA) ».

II.1.5.4. Osmose inverse:

La membrane d'OI est une membrane de type « TW30-1812-50 » conçue et fabriquée par la compagnie « Filmtec/Dow Chemical (USA) ».

Les caractéristiques des deux membranes (NF, OI) sont résumées dans les tableaux suivants :

Tableau II.1.2. : Caractéristiques de la membrane Nanofiltartion

Caractéristiques	Valeurs
Compagnie	Filmtec/Dow Chemical
Type de Membrane	Polyamide Thin-Film Composite
Température de fonctionnement maximale	113° F (45°C)
Pression de fonctionnement maximale	150 psig (10 bar)
Flux maximum	2.0 gpm (7.6 lpm)
Gamme de pH, un fonctionnement continu	2 – 11
Concentration de chlore libre	< 0.1 ppm
Rejet du sel (%)	98

Tableau II.1.3. : Caractéristiques de la membrane d'osmose inverse

Paramètres	Valeurs
Compagnie	Filmtec/Dow Chemical
Type de Membrane	Polyamide Thin-Film Composite
Température de fonctionnement maximale	113° F (45°C)
Pression de fonctionnement maximale	600 psig(40.1 bar)
Flux maximum	2.0 gpm (7.6 lpm)
Gamme de pH, un fonctionnement continu	2 – 11
Concentration du chlore libre	< 0.1 ppm
Turbidité d'alimentation maximale	1NTU
Le seuil de coupure maximal	200-400 (Dalton)

II.1.6. Résines échangeuses d'ion:

Deux types de résines ont été utilisés. Le tableau suivant résume leurs caractéristiques :

Tableau II.1.4. : Caractéristiques des résines (Cationique et Anionique)

Résine	Résine cationique fortement acide	Résine anionique fortement basique
Fournisseur	PUROLITE C100 E	PUROLITE A400E
Type	Acide fort poly-styrénique	Base forte poly-styrénique
Forme ionique livrée	Na ⁺	Cl ⁻
Capacité totale d'échange min (éq/l)	3.0	2.5
Densité apparente à l'expédition (g/l)	805-845	680-710
Humidité %	44-48	48-54
Densité réelle (g/cm ³)	1.29	1.08
Gonflement maximum %	Na → H	Cl → OH

II.1.7. Pilotes

Les pilotes utilisés dans cette recherche sont présentés dans le paragraphe suivant

II.1.7.1. Pilot de microfiltration de 5 µm

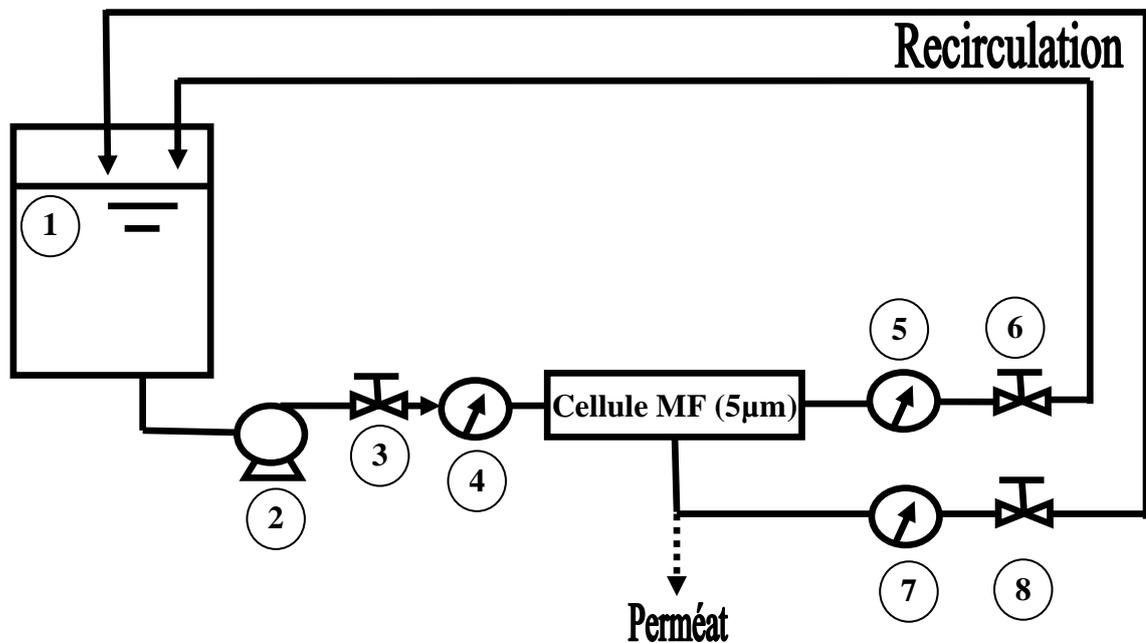


Figure II.1.5 : Schéma du montage de filtration de 5 µM

1- Réservoir

5- Manomètre sortie

- 2- Pompe de recirculation tangentielle 6- vanne de contrôle du débit
- 3- Vanne de contrôle du débit de l'eau a traite 7- Manomètre sortie
- 4- Manomètre entrée 8- vanne de contrôle du débit d'eau traite

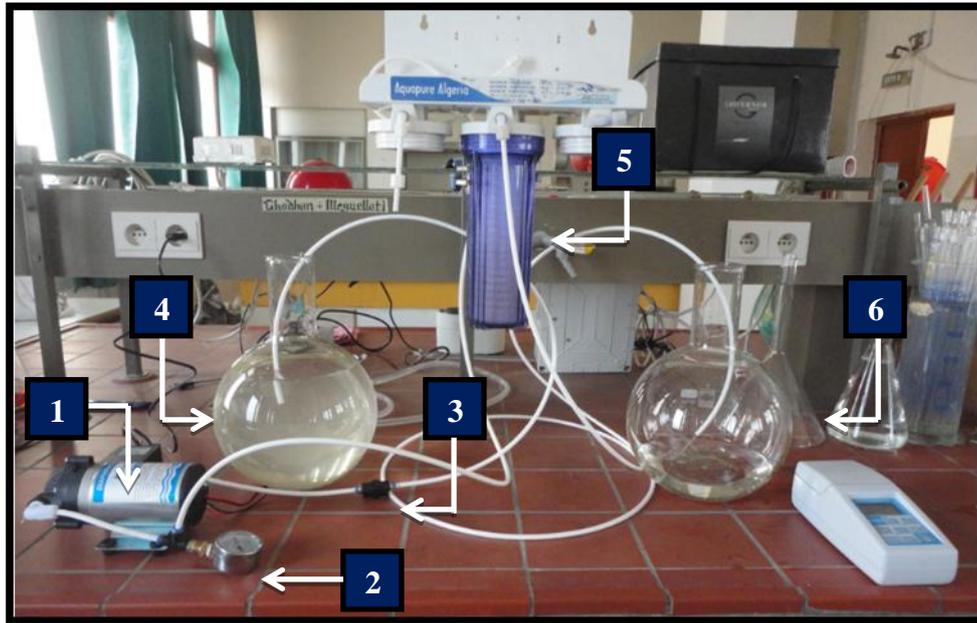


Figure II.1.6 : photo de montage de filtration à 5 μ m.

1. Pompe de recirculation, 2. Manomètre, 3. Vanne de contrôle du débit de l'eau à traiter,
4. Réservoir d'eau brute, 5. Cellule de filtration, 6. Réservoir d'eau traitée.

II.1.7.2. Pilot de microfiltration de 0.45 μ m

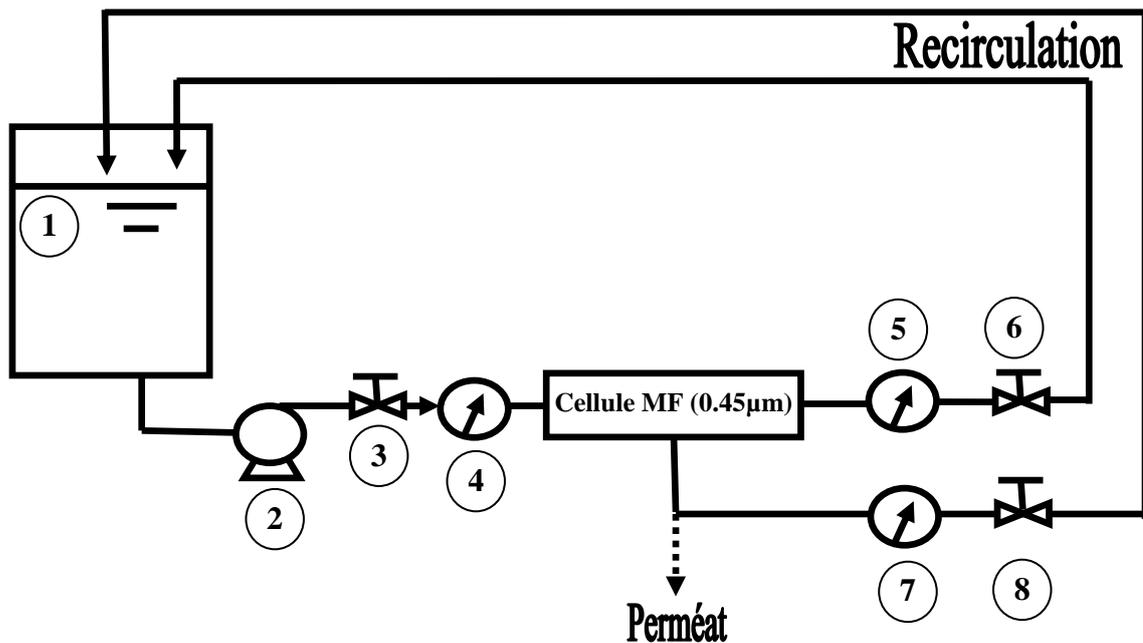


Figure II.1.7 : Schéma du montage de filtration de 0.45 μ m

- | | |
|---|--|
| 1- Réservoir | 5- Manomètre sortie |
| 2- Pompe de recirculation tangentielle | 6- vanne de contrôle du débit |
| 3- Vanne de contrôle du débit de l'eau a traite | 7- Manomètre sortie |
| 4- Manomètre entrée | 8- vanne de contrôle du débit d'eau traite |

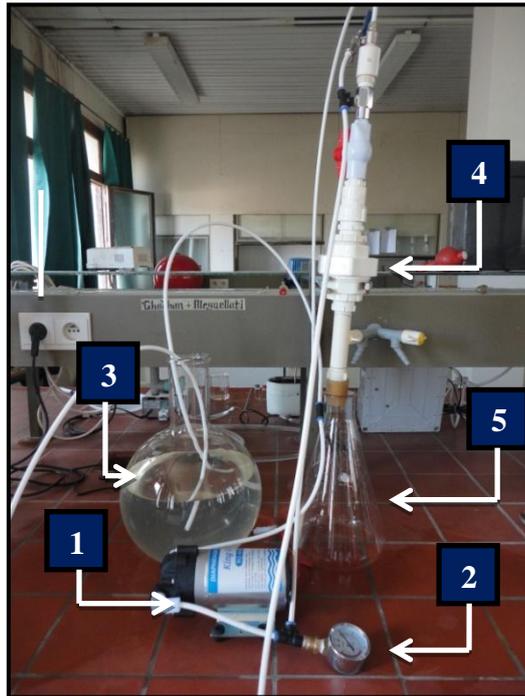


Figure II.1.8 : Photo de montage de filtration à 0.45µm.

- 1- Pompe de recirculation.
- 2- Manomètre.
- 3- Réservoir d'eau brute.
- 4- Support de filtre à 0.45µm.
- 5- Réservoir d'eau traitée.

II.1.7. 3. Pilote de Nanofiltration

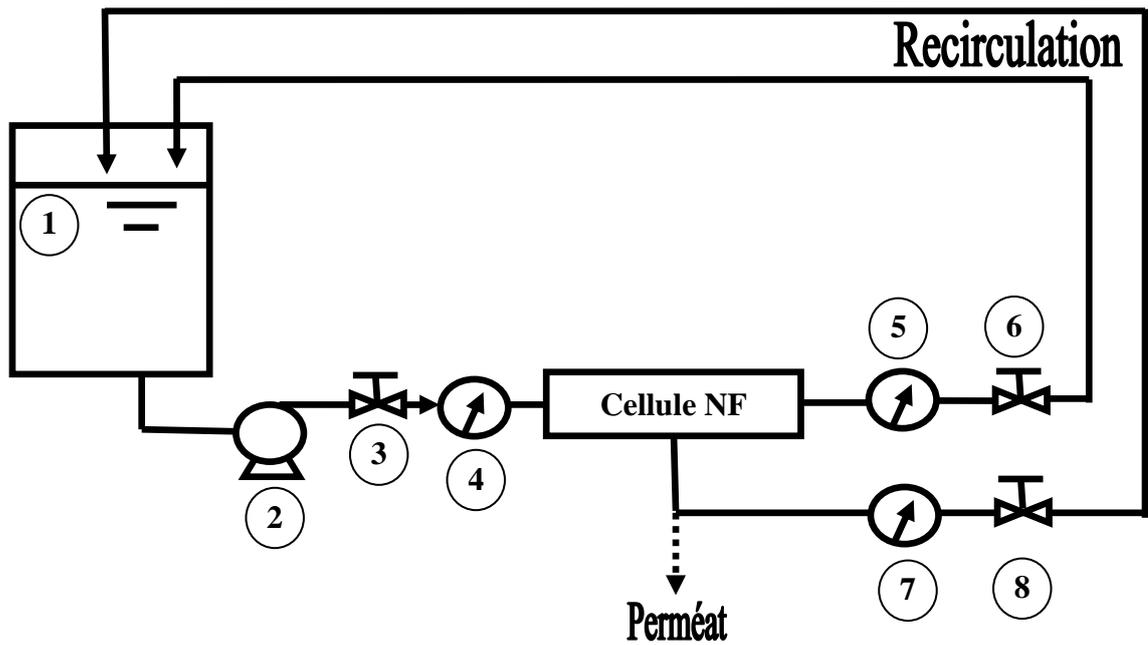


Figure II.1.9 : Schéma du montage de filtration par NF

- | | |
|---|--|
| 1- Réservoir | 5- Manomètre sortie |
| 2- Pompe de recirculation tangentielle | 6- vanne de contrôle du débit |
| 3- Vanne de contrôle du débit de l'eau a traite | 7- Manomètre sortie |
| 4- Manomètre entrée | 8- vanne de contrôle du débit d'eau traite |

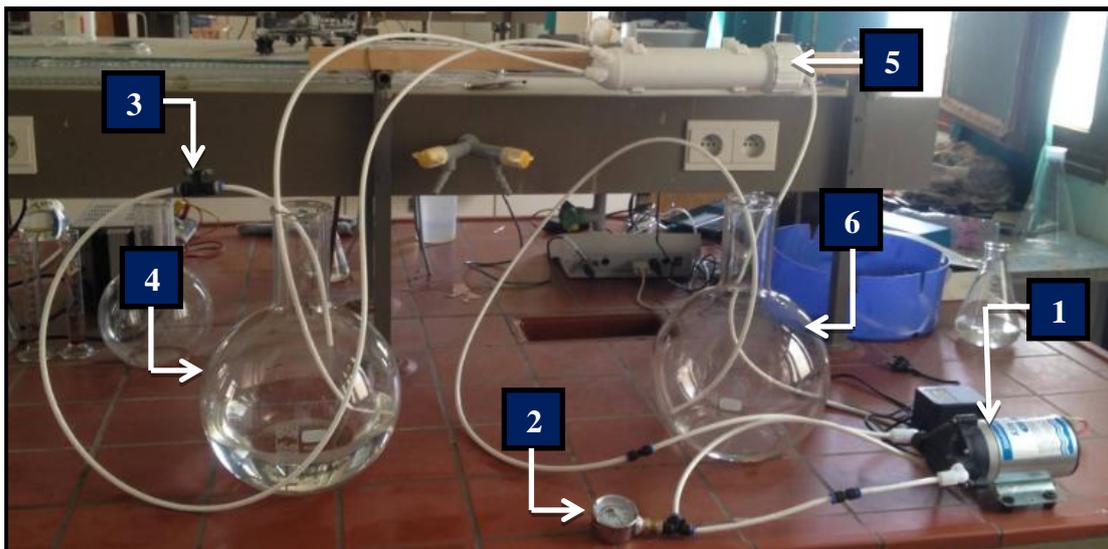


Figure II.1.10 : Photo de montage de filtration par NF

- 1- Pompe de recirculation.
- 2- Manomètre.
- 3- Vanne de contrôle du débit de recirculation.
- 4- Réservoir d'eau à filtrée.
- 5- Membrane de NF.
- 6- Réservoir d'eau traitée.

II.1.7.4. Pilote d'osmose inverse

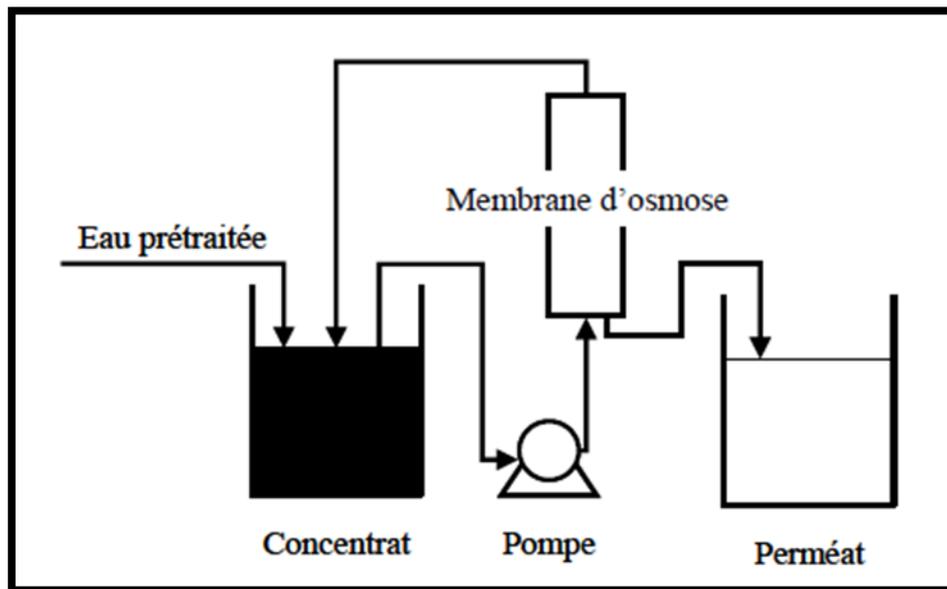


Figure II.1.11 : Schéma du principe de la concentration membranaire.

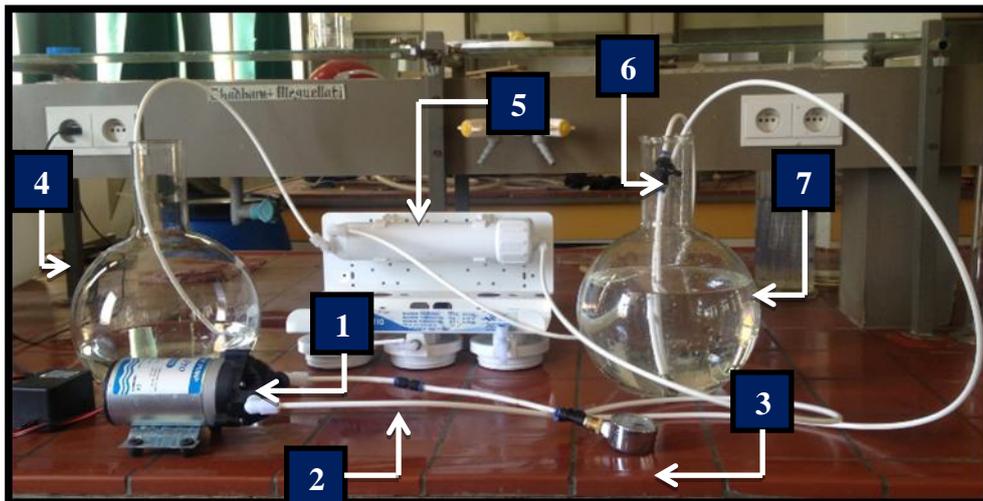


Figure II.1.12 : Photo de montage de concentration de la MOD par osmose inverse.

- 1- Pompe de recirculation.
- 2- Vanne de contrôle du débit de l'eau à traiter.
- 3- Manomètre.
- 4- Réservoir d'eau à filtrer.
- 5- Membrane d'OI.
- 6- Vanne de contrôle du débit de recirculation.
- 7- Réservoir d'eau traitée.

Le pilote d'OI est nettoyé selon la procédure suivante :

- Rinçage abondant à l'eau du robinet.
- Rinçage en circuit fermé à l'acide chlorhydrique 0,01 mol/l (30 minutes).
- Rinçage à l'eau distillée.
- Rinçage en circuit fermé à la soude 0,5 mol/l (30 minutes).
- Rinçage à l'eau distillée

II.1.8. Méthodes d'analyse:

L'efficacité de chaque processus a été surveillée en mesurant la quantité de matière organique dissoute dans les échantillons avant et après le traitement.

La concentration de la matière organique dissoute a été déterminée par la mesure de la demande chimique en oxygène et de l'absorbance UV à 254 nm.

Tous les échantillons d'eau ont été filtrés à l'aide d'un filtre de 0,45 μm (nitrate de cellulose, Sartorius, Allemagne). Chaque filtre a été pré-rincé avec 100 ml d'eau ultrapure pour éliminer les contaminants organiques résiduels avant l'utilisation (Weiet al., 2008). Avant chaque analyse un volume de 25 ml initial du filtrat a été rejeté avant la collecte des échantillons à analyser afin de minimiser l'impact des pertes de DOM dans les filtres.

II.1.8.1. L'analyse de la demande chimique en oxygène

L'analyse de la demande chimique en oxygène de l'eau brute et de chaque fraction de la matière organique dissoute a été mesurée par la méthode (ST-COD) (Rodier et al., 2009). La courbe d'étalonnage a été réalisée aux concentrations suivantes 0, 5, 10, 15, 20 et 25 mg O_2 / l. La préparation des étalons a été effectuée en utilisant l'hydrogène phtalate de potassium (KHP). Toutes les dilutions ont été faites à l'eau ultrapure. Après 2 h dans le thermo-réacteur (WTW) à 148 °C, l'absorbance de l'excès de bichromates a été mesurée à

l'aide d'un spectrophotomètre UV visible (Shimadzu, PharmaSpec 700 UV / Vis) à une longueur d'onde de 444 nm avec une cellule de quartz d'une longueur de 1 cm.

II.1.8.2. Dosage des composés en UV 254

L'analyse de l'absorbance de l'eau brute, la matière organique synthétique et chaque fraction de matière organique dissoute a été mesurée par un spectrophotomètre UV, visible (Shimadzu, PharmaSpec 700 UV / Vis) à une longueur d'onde de 254 nm avec une cellule de quartz d'une longueur de 1 cm. L'instrument a été calibré par l'eau ultra pure comme blanc.

II.1.9. Préparation des solutions synthétique

Les solutions synthétiques ont été préparées en dissolvant chaque substance dans l'eau ultrapure jusqu'à l'obtention d'une absorbance initiale connue.

II.1.10. Prélèvement

Dans le but d'isoler, concentrer et fractionner la matière organique dissoute neutre naturelle (MODN) de l'eau du barrage de Timgad, le prélèvement d'échantillon de 100 L d'eau brute du barrage a été effectué le 04/06/2015 à 10h 30 au niveau de la prise d'eau qui alimente la station de potabilisation.

L'échantillon a été placé dans des récipients de 20 L. La température et le pH ont été mesurés in situ, puis l'échantillon a été immédiatement transporté au laboratoire où il a été maintenu à 4°C dans l'obscurité pendant moins de 48 h avant l'analyse. Les caractéristiques de l'échantillon d'eau brute sont présentées dans la partie résultats.

II.1.11. Isolement de la matière organique des cinq barrages

Avant le processus de l'isolement et la concentration de la fraction de la matière organique neutre dissoute de l'eau du barrage, L'efficacité de la technique utilisée à été confirmée par les expériences suivantes :

Des expériences identiques ont été réalisées sur les eaux des autres barrages étudiés et listés plus haut. 1 L de chaque eau est élué à travers une masse de 30 g de lit mélangé de résines échangeuses d'ions.

L'efficacité de cette technique de séparation est évaluée par la mesure de l'absorbance après le traitement à la longueur d'onde de 254 nm.

II.1.12. Isolement et concentration de la matière organique neutre du barrage de Timgad

Après confirmation de l'efficacité de cette technique le reste de l'opération a été effectué en suivant les étapes du protocole suivant :

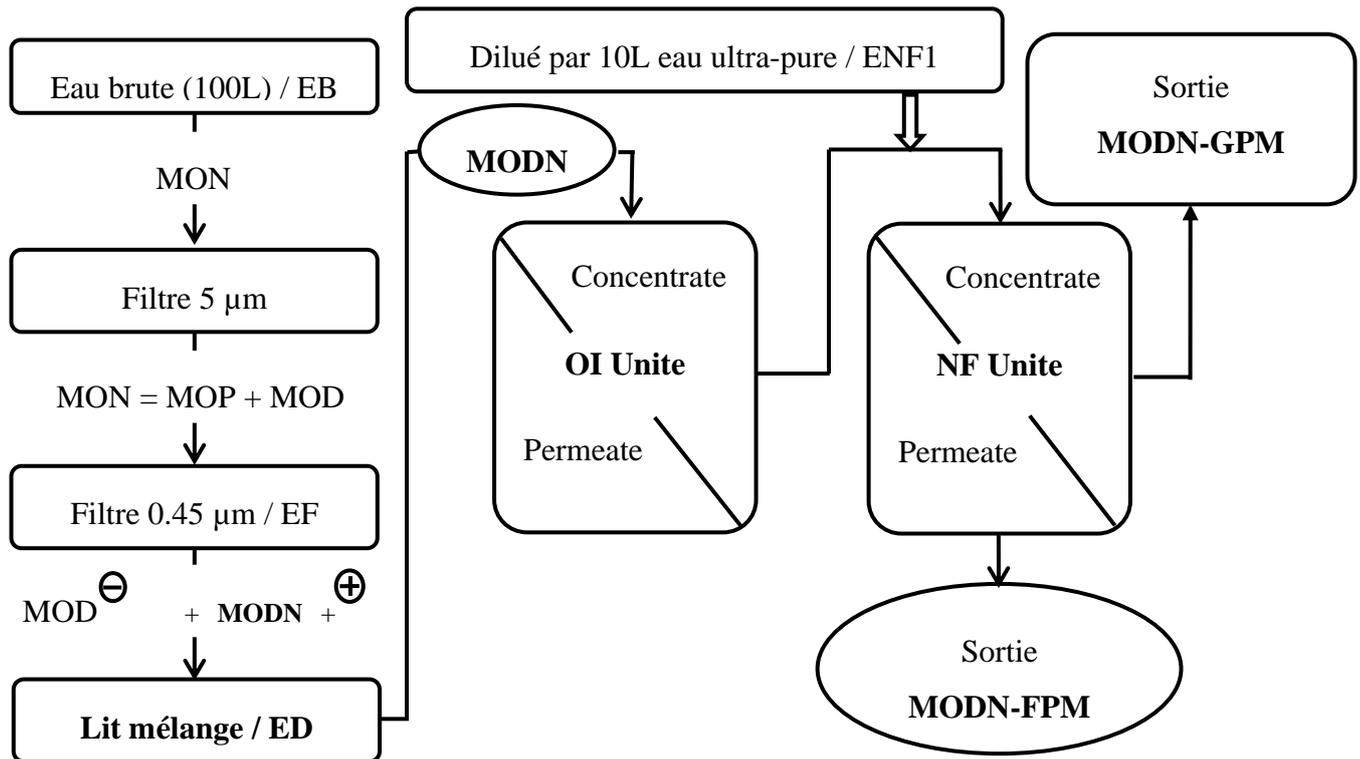


Figure I.13 : Schéma général du protocole d'isolation, de concentration et de fractionnement des MODN.

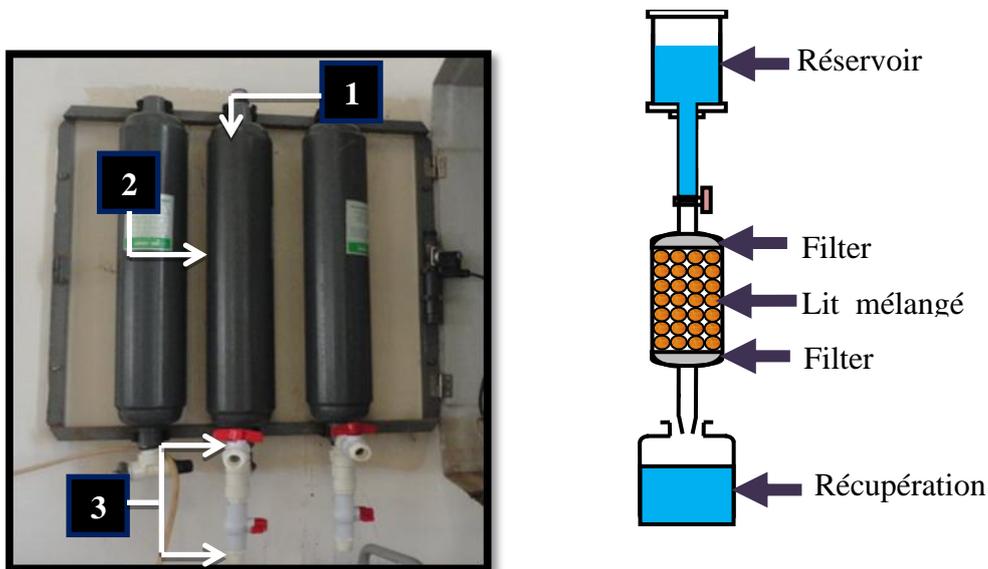
II.1.12.1. Prétraitement

Après le prélèvement, l'eau est directement filtrée successivement sur une cartouche de seuil de coupure 5µm avec un débit de 200 ml/min afin d'éliminer les grosses particules en suspension, puis sur un filtre de 0,45µm avec un débit de 46.15 ml/min, dans le but d'éliminer les matières particulaires, et la matière organique dissoute MOD a été isolée dans l'eau filtrée (EF), par la procédure classique MOD (Danielsson, 1982, Matilainen et al., 2011). L'étape de déminéralisation est expliquée dans le paragraphe suivant.

II.1.12.2. Déminéralisation sur lit mélangé

L'eau filtrée a été éluée à travers un lit mélangé d'échange d'ions (LMED) avec un débit de 12 ml/min dans lequel les espèces chargées organiques et inorganiques ont été éliminées, ce qui a pour conséquence de diminuer la pression osmotique et évite la précipitation de CaCO_3 et CaSO_4 sur la membrane d'OI. L'eau déminéralisée résultante (ED) contient seulement la matière organique neutre dissoute (MODN).

Cette étape d'isolement est l'étape clé de cette expérience. Cette opération a été conduite sur une colonne contenant un mélange de 1Kg de résine cationique saturée en ion H^+ et 1Kg de résine anionique saturée en ion OH^- , donc l'élimination est effectuée au milieu neutre. Avant leur utilisation les résines ont été régénérées et rincés avec de l'eau ultra pure jusqu'à l'obtention d'un pH et d'une conductivité égale à celle d'une eau ultra pure. Par la suite la concentration de cette fraction a été effectuée selon les étapes suivantes :



1. Entrée de l'eau à filtrer, 2. Récipient des résines, 3. Sortie de l'eau filtrée (eau dionisée).

Figure II.1.14 : Photo du montage et schéma de déminéralisation par lit mélangé.

II.1.12.3. Concentration de la MOD par osmose inverse :

Dans cette étape un pilote d'OI a été utilisé pour traiter l'ED et concentrer le MODN. Au cours de la filtration, le concentrat est récupéré et recyclé dans le réservoir d'alimentation (circuit fermé). Lors de cette procédure un contrôle permanent a été effectué sur l'absorbance spécifique UV_{254} , le débit et la conductivité jusqu'à la fin de cette opération au niveau du concentrat et du perméat. Lorsqu'on opère en circuit fermé, les concentrations de toutes les espèces dissoutes augmentent graduellement dans le réservoir,

on arrête le procédé de concentration quand le volume du concentrât atteint un volume de 300 ml.

Ce retentât d'OI peut être utilisé comme un échantillon modèle pour étudier les différentes propriétés et comportements (analyse de traces, propriétés de colmatage, formation de DBP ...) de cette fraction de MODN. Ensuite, on a étudié la séparation des composés organiques neutres à faible poids moléculaire (MODN-FPM).



1. Concentrât de l'eau désionisée, 2. concentrât de l'eau réelle, 3. concentrât de l'eau de perméat de Nanofiltration

Figure II.1.15 : Photo de trois types des eaux concentrées par OI

II.1.12.4. Fractionnement par nano filtration :

Le retentât précédent à été dilué par 10 L d'eau ultra-pure pour obtenir une solution avec une concentration en DCO égale à 15mg, similaire à la concentration de l'eau du barrage étudié (barrage Timgad) , puis il a été traité par NF en circuit fermé avec un débit de filtration de 226.7ml/min pour fractionner et isoler la **MODN-FPM** à partir de la MODN. A la fin de ce processus et pour mieux comprendre le comportement de cette fraction, on a effectué des essais de comparaison comme suit :

II.1.13. Comparaison du comportement de la MODN avec une eau réelle et une autre eau synthétique :

Pour mieux comprendre le comportement de la fraction de la MODN nous avons effectué une étude comparative (taux de concentration, colmatage, débit de filtration...) sur les deux membranes d'OI et de NF.

II.1.13.1. Comportement en OI :

Toutes les expériences de comparaisons des trois types d'eau sur la membrane d'OI ont été réalisées par un pilote d'OI pour chaque type d'eau:

- ❖ **Eau OI 1** : c'est l'eau réelle de barrage 100 L filtrée par un filtre de 0.45µm.
- ❖ **Eau OI 2** : c'est l'eau déminéralisée par lit mélangé. En passant 100 L d'eau du barrage sur un filtre de 0.45µm puis à travers un lit mélangé d'échange d'ions.
- ❖ **Eau OI 3** : c'est l'eau de perméat de NF. On passe 100 L d'eau du barrage sur un filtre de 0.45µm puis filtré par Nanofiltration et ensuite le perméat est collecté.

II.1.13.2. Comportement en NF :

La comparaisons a été effectuée sur un pilote de NF sur les trois types d'eau. On a utilisé 100 L pour chaque type d'eau.

- ❖ **Eau NF 1** : c'est l'eau synthétique de la MODN à une concentration de 15mg d'O₂/L.
- ❖ **Eau NF 2** : c'est l'eau synthétique préparée à partir du concentrât de l'eau réelle osmosée qui contient toutes la MOD.
- ❖ **Eau NF 3** : c'est l'eau réelle filtrée par un filtre de 0.45µm.

II.1.14. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane de Nanofiltartion

L'étude de l'effet de colmatage de la membrane par la matière organique dissoute pour les trois types d'eau a été effectuée par la filtration de 100 L de chaque type d'eau par un pilot de Nanofiltartion. Ce processus a été suivi par la mesure du débit de perméat avec le temps jusqu'à la fin de l'expérience.

II.1.15. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane d'osmose inverse

L'étude de l'effet de colmatage de la membrane par la matière organique dissoute pour les trois types d'eau a été effectuée par la filtration de 100 L de chaque type d'eau sur un

pilote de Nanofiltration. Ce processus a été suivi par la mesure du débit et de la conductivité du perméat avec le temps jusqu'à la fin de l'expérience.

II.1.16. Optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute dans l'eau du barrage de Timgad par coagulation-floculation (CF)

L'étude de l'élimination de la matière organique dissoute des eaux du barrage a été effectuée selon les étapes décrites ci-dessous.

II.1.16.1. Prélèvement

Pour le but de concentrer la matière organique dissoute (MOD) de l'eau, on a effectué le prélèvement de 100 L d'eau à partir du barrage de Timgad (Batna, Algérie). La conductivité et le pH ont été mesurés in situ, puis les échantillons ont été immédiatement transportés au laboratoire où ils ont été maintenus à 4°C dans l'obscurité.

II.1.16.2. Concentration de la matière organique dissoute

Pour concentrer la MOD, 100 L d'eau brute sont filtrées successivement sur une cartouche de seuil de coupure 5µm afin d'éliminer les grosses particules en suspension, puis sur un filtre de 0,45µm pour éliminer les matières particulaires, et la matière organique dissoute MOD a été isolée dans l'eau filtrée (EF). Ensuite, la concentration 40 fois de la matière organique a été effectuée par un pilote d'osmose inverse selon le protocole suivant.

Les résultats obtenus de cette procédure sont présentés dans la partie résultats et discussions

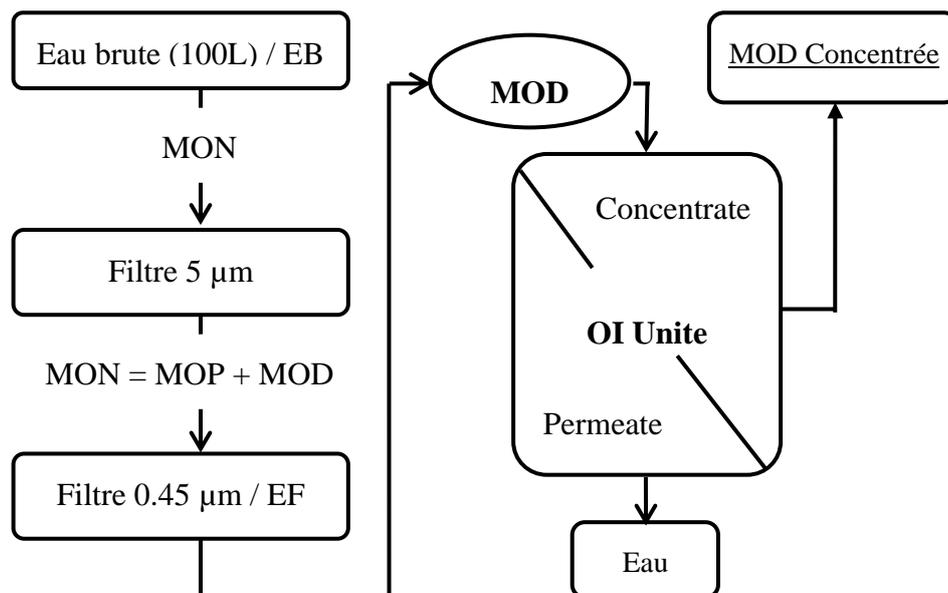


Figure II.1.16 : Schéma général du protocole de concentration de la MOD.

II.1.16.3. Méthodes de traitement par coagulation floculation

Les essais de l'élimination de la matière organique dissoute du barrage Timgad par C.F sont effectués à l'aide d'un Jar-test, sur un volume de 150 ml avec une vitesse d'agitation rapide de 150 tr/min durant 5 min puis une vitesse lente de 20 tr / min pendant 15 min pour la floculation. Ensuite un temps de 30 min pour la décantation.

Plusieurs variables ont été étudiées tel que la nature et la concentration du coagulant, la concentration de floculant et le pH initial.

L'efficacité de cette opération a été surveillée par la mesure de l'abattement de la matière organique en termes de DCO et UV_{254} .

II.1.16.4. préparation de l'eau à traiter

Le concentrât de l'osmose inverse est diluée 30 fois afin de obtenir un échantillon ayant la même caractéristique d'eau brute initiale avant la concentration.

II.1.16.5. Criblage

Les essais de criblage ont été effectués en suivant les étapes suivantes

II.1.16.5.1. Effet de la nature et de la concentration du coagulant

Le traitement par C.F est réalisé par l'utilisation de plusieurs coagulants à savoir le sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$, le chlorure de Fer (III) $FeCl_3$, le chlorure de magnésium $MgCl_2$, sulfate d'ammonium $(NH_4)_2SO_4$, le chlorure de calcium $CaCl_2$, à des doses habituelles pour les coagulants compris entre 0 et 200 mg/L et une concentration en floculant (le CHT-CV Floculant) égale à 50 mg/L.

II.1.16.5.2. Effet de concentration de floculant

Afin de déterminer la concentration optimal de floculant, on maintient le coagulant le plus performant à une concentration optimale, Ensuite, nous avons varié la concentration de floculant entre (12.5 et 100) mg/L

II.1.16.5.3. Effet du pH initial

L'effet du pH a été étudié en utilisant H₂SO₄ et NaOH pour faire varier le pH entre 5 et 9 avec le coagulant le plus performant à une concentration optimal, aussi avec la concentration optimale de flocculant.

II.1.16.6. Les essais du plan d'expérience

Vingt neuf expériences de traitement de l'eau du barrage par coagulation floculation ont été effectuées en changeant les concentrations de coagulant, de flocculant et le pH initial selon un tableau généré auparavant par le logiciel NEMRODW pour déterminer les conditions optimales.

L'efficacité de ces expériences a été surveillée par la mesure de l'abattement de la matière organique en termes de DCO et UV₂₅₄.

Les essais du traitement sont faits en deux étapes :

- **la première étape est l'optimisation des conditions opératoires par la méthode classique**
- **La deuxième étape est l'optimisation des conditions opératoires par le logiciel NEMRODW**

Les résultats de toutes les expériences précédentes seront présentés dans la partie suivante

II.2. Résultats ***et Discussion***

II.2.1. Introduction

Cette section présente et discute les principaux résultants de nos essais qui sont :

- Test de faisabilité de l'utilisation du lit mélangé échangeur d'ions comme technique d'isolement de la matière organique neutre dissoute à partir de cinq eaux de barrages
- Élimination de la matière organique synthétique par lit mélangé
- Prétraitement de l'eau de barrage de Timgad
- Déminéralisation de l'eau du barrage de Timgad sur un lit mélangé échangeur d'ions sous les formes (H^+ , OH^-).
- La concentration par osmose inverse de la fraction de matière organique neutre contenue dans l'eau déminéralisée par le lit mélangé.
- Isolation et fractionnement de la matière organique dissoute neutre à faible masse moléculaire de la matière organique neutre dissoute par Nanofiltration.
- Comparaison du comportement de la matière organique neutre dissoute avec une eau réelle et une autre eau synthétique
 - Comportement en Nanofiltration ;
 - Comportement en osmose inverse
- Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane de Nanofiltration
- Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane d'osmose inverse
- Optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute dans l'eau du barrage Timgad par coagulation-floculation (CF) en utilisant le logiciel NEMRODW.

II.2.2. Isolation de la matière organique neutre de cinq barrages par lit mélange

Le tableau suivant résume les résultants obtenus lors des expériences d'isolement de la matière organique dissoute à partir des eaux de cinq barrages.

Tableau II.2.1 : Le résultat de l'isolement de la matière organique dissoute à partir les eaux de cinq barrages

Barrages	UV ₂₅₄ Avant (cm ⁻¹)	UV ₂₅₄ Apres (cm ⁻¹)	Retenue par le lit mélange (%)	Traversant le lit mélange (%)
Koudiet Lamdaouar (Timgad, Batna)	0.059	0.026	59.2	40.8
Ben Haroun (Constantine)	0.063	0.003	95.2	4.8
fontaines des gazelles (Biskra)	0.104	0.022	78.8	21.2
Ain Zada (Setif)	0.144	0.014	90.3	9.7
Ksob (M'sila)	0.169	0.013	92.3	7.7

Le résultat est nouveau et remarquable, chaque eau de barrage a sa signature spécifique mesurée par le pourcentage de l'absorbance UV₂₅₄ éliminée. Ces résultats étaient attendus. Par contre pour les eaux souterraines profondes, le pourcentage de l'élimination était de 100%.

Il est bien établi (Huber 2005) que les eaux souterraines profondes contiennent des matières organiques stable, acides humiques et le produit final de l'activité microbienne. Ces résultats confirment la spécificité de chaque eau du réservoir.

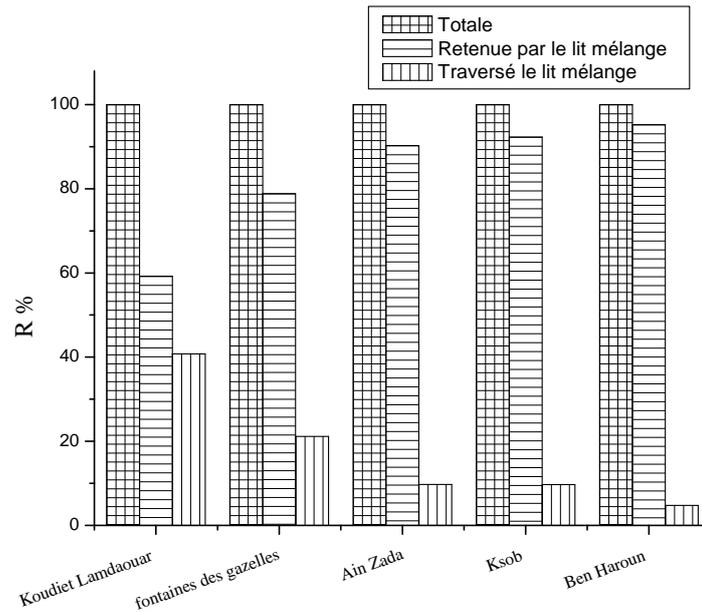


Figure II.2.1 : Pourcentage de la MOD de l'eau de barrage retenue par lit mélangé pour cinq barrages.

Ces résultats confirment la spécificité de chaque eau de barrage.

Les résultats suivants démontrent l'utilité et la faisabilité du lit mélangé pour le fractionnement de MODN et donner un spécificité à chaque eau du barrage.

II.2.3. Élimination de la matière organique synthétique par lit mélangé

L'élimination de la matière organique synthétique crée par cinq solvants organiques à savoir (le Toluène, le Benzène, le Phénol, le Nitrobenzène, l'Acide benzoïque) nous a donne les résultats résumés dans le tableau II.2.2.

Tableau II.2.2 : Pourcentage d'élimination de la MO synthétique par lit mélangé

Solvant	UV ₂₅₄ initial	UV ₂₅₄ final	% d'élimination
Toluène	0.390	0.032	91.8
Benzène	0.126	0.006	95.24
Phénol	0.952	0.161	83.09
Nitrobenzène	0.909	0.085	90.65
Acide benzoïque	0.731	0.004	99.46

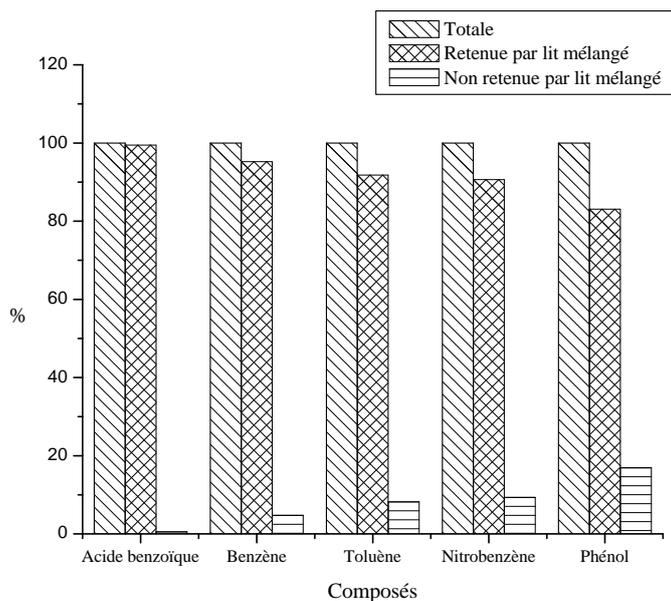


Figure II.2.2 : Pourcentage d'élimination des différents composés chimiques par lit mélangé

- La forte rétention de benzène, de toluène et de nitrobenzène (espèces neutres et hydrophobes) en est un excellent exemple et confirme le pouvoir adsorbant de la résine.
- L'acide benzoïque est retenu par échange d'ion à cause de son pKa. Les acides carboxyliques naturels (acide acétique, acide citrique, acide formique, acide oxalique...) peuvent être retenus avec la même force et un mécanisme similaire.
- Le phénol est probablement retenu par les deux mécanismes.

Les résultats précédents confirment le pouvoir à la fois échangeant et adsorbant de la résine.

Le lit mélangé nous a permis de séparer la MOD hydrophobe chargée de la MOD hydrophile neutre. Pour mieux étudier cette fraction nous allons la concentrer par OI.7

II.2.4. Isolation de la matière organique neutre du barrage de Timgad

Cette étape nous a donné les résultats suivants :

II.2.4.1. Qualité de l'eau de barrage

Le tableau II.2.3 présente les caractéristiques de l'eau du barrage de Beni Haroun et les caractéristiques de l'eau du barrage de Timgad avant et après son passage à travers le mélange, aussi la qualité de l'eau filtrée sur un filtre de 0.45µm.

Tableau II.2.3 : Caractéristiques physico-chimique de l'eau de Beni Haroun et de Timgad

TE \ Pa	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mg/l	TH °F	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁻ mg/l
Beni Haroun	12	7.96	1115	5	20	/	0.078	16	40	120	288
Timgad Ancien	16	8	791	/	4.9	/	0.033	4	40	105	367
Timgad Nouveau	19.5	7.86	1071	5.9	6	620	0.059	11.14	40	110.05	332
Filtre 0.45µm	19.5	7.86	1071	5.9	0.47	620	0.059	11.14	40	110.05	332

Pa : paramètre, TE : type d'eau

- ❖ Quelques paramètres de l'eau de barrage de Timgad ont changé par rapport à la qualité initiale avant mélange. Ce changement est due probablement à ce mélange des eaux du barrage de Timgad avec celles du barrage de Beni Haroun ; une autre raison qui pourrait expliquer ce changement est la baisse du niveau de l'eau du barrage de Timgad (44 à 17 m de profondeur) à cause d'une faible pluviométrie.
- ❖ La filtration à 0.45µm a permis de diminuer la turbidité et de séparer la MOP de la MOD qui est récupérée dans le filtrat.

II.2.4.2. Déminéralisation de l'eau du barrage par lit mélangé

II.2.4.2.1. Qualité de l'eau déminéralisée

Les caractéristiques d'eau du barrage avant et après le passage sur le lit mélangé sont présentées dans le tableau II.2.4.

Tableau II.2.4 : Caractéristique physico-chimique de l'eau avant et après le passage sur lit mélangé

	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	TH °F	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l
Avant	7.8	1071	5.9	0.48	620	0.059	11.14	40	110.05	432
Après	6.1	0.1	7.2	0.48	0	0.026	3.97	0	0	0

Tous les sels minéraux ont été complètement enlevés, et l'eau traitée sort avec une conductivité égale à zéro. Cela nous a permis de concentrer la matière organique par OI, à « l'infini » en raison de l'absence de toute pression osmotique ou précipitation.

II.2.4.2.2. Pourcentage de la MOD retenue par lit mélangé :

Le tableau II.2.5 représente le pourcentage de la MOD retenue par le lit mélangé.

Tableau II.2.5 : Pourcentage de la MOD retenue par lit mélangé

	Retenue par le lit mélange	Traversé le lit mélange
% DCO	64.36	35.64
% UV ₂₅₄	59.232	40.768

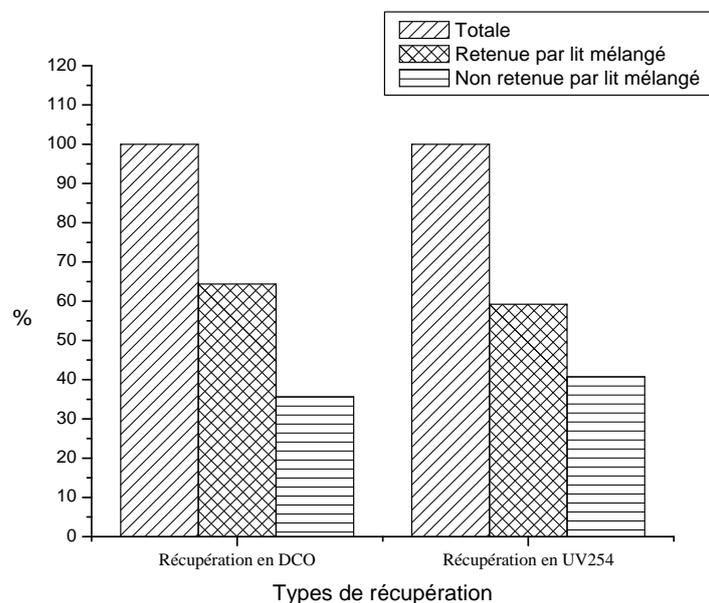


Figure II.2.3 : Pourcentage de la MOD de l'eau de barrage retenue par lit mélangé

- 35.64% de la MOD n'a pas été retenue par la résine. C'est une proportion importante qui mérite d'être étudiée. A priori cette MOD n'est pas chargée et pourrait être définie comme MOD neutre. Cette fraction n'a jamais été isolée ni étudiée auparavant.
- Les résines du lit mélangé sont respectivement sous forme H^+ et OH^- , favorisant l'échange en milieu neutre. A ce pH tous les AH et AF sont de charge négative à cause de leur pKa ($pka \approx 4.5$).
- L'excès de résine, une hauteur suffisante de lit mélangé (60 cm) et un faible débit (12 ml/min) permettent un grand rapport résine/sels et un temps d'équilibre suffisamment élevé pour retenir toutes les matières chargées (sels, MOD). Toutes les études sur l'échange d'ion ont montré que le temps d'équilibre n'excède pas 30min.
- 40.768% des espèces aromatiques, mesurer par l' UV_{254} n'ont pas été retenue par la résine, c'est un résultat surprenant. Les études antérieures considèrent que l'échange d'ion élimine tout risque de formation de THM.
- Il est largement admis que la résine retient la MOD par deux mécanismes, échange d'ion et adsorption.

Dans une étude sur le traitement d'eau potable par échange anionique Croué et al ont démontré que :

- ✓ Toutes les espèces organiques chargées sont retenues par la résine anionique quelle que soit leur poids moléculaire.
- ✓ La non rétention par la résine de deux pesticides neutres, l'atrazine et l'isoproturon. Notre étude sur la comparaison de l'aniline et du phénol tous deux neutres, en présence de résine anionique, donne des résultats quelque peu différents. En effet nous observons une élimination même partielle (respectivement 49 et 74 %) de ces 2 molécules infirmant les résultats sur l'atrazine et montrant la nécessité d'études plus approfondies.

II.2.4.3. Concentration de la matière organique dissoute neutre par osmose inverse:

Conformément à notre hypothèse initiale l'eau déminéralisée sur le lit mélangé ne contient que la fraction neutre de la MOD et aucun sel. C'est une solution sans pression osmotique qui peut être concentrée sans limite.

Tableau II.2.6 : Caractéristique physico-chimique de l'eau osmosée

	UV ₂₅₄	DCO (mg d'O ₂ /l)	PH
Eau osmosée (concentrat)	6.22	994	7.12
Eau osmosée (diluât)	0	0	5.21

Le tableau II.2.7 confirme ces prévisions. En effet l'OI a concentré 333 fois la fraction neutre. On est passé de 100L à 300ml. Un soluté organique qui était à 1ppb, difficilement analysable, passerait à 333 ppb et devient largement détectable par l'instrumentation usuelle.

Tableau II.2.7 : Efficacité de la concentration de la MODN par OI

	Initial	Concentrate	Permeat	Récupéré %	Perdue dans la membrane %
DCO (mg/l)	3.97	994	0	75	25
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.026	6.2	0	78	22

Ce tableau montre que l'OI a pu concentrer la MODN d'une DCO initiale de 3.97 mg/l à une DCO finale dans le concentrat de 994 mg/l.

Un bilan massique sur la fraction neutre de la MOD montre que:

- ✓ Le perméat est exempte de MOD en terme DCO et en terme UV₂₅₄ ;
- ✓ 75 % en terme DCO et 78 % en terme UV₂₅₄ a été récupéré dans le concentrât ;
- ✓ 25 % en terme DCO et 22 % en terme UV₂₅₄ a été adsorbé sur la membrane.

Ce concentrât peut ainsi servir de base pour étudier le comportement et les propriétés de cette MODN par d'autres techniques. La NF va permettre la ségrégation par la taille et par le poids moléculaire et vérifier le pouvoir colmatant de cette fraction.

La séparation de la MON par un lit mélangé a été étudiée par Huber et al., mais dans un tout autre but. Ces auteurs ont étudié la qualité de l'eau déminéralisée, produite par un lit mélangé, qui alimente des chaudières à très haute pression. Ils étudient plus spécifiquement le résidu de MON non retenu par la résine et son influence sur la corrosion des chaudières. Une étude systématique sur des dizaines d'eaux a montré une nette différence entre les eaux de surface et celles des forages.

Huber et al. Ont étudié :

- ✓ la nature de la MOD non retenue par le lit des résines.
- ✓ l'impact de cette eau déminéralisée sur la corrosion des chaudières.

Ces études sont similaires à notre travail. Tous les deux étudient la MOD non retenue par le lit mélangé.

Huber a caractérisé cette fraction par LC-SEC- détecteur COT. Les matières détectées sont les polysaccharides, les molécules neutres à faibles poids moléculaires ainsi que des acides.

II.2.4.4. Fractionnement de la matière organique dissoute neutre à faibles masse moléculaire par NF

A partir de la solution concentrée par OI qui contient essentiellement la matière neutre du barrage de Timgad, on confectionne une solution dont la composition en MOD est similaire à l'eau de barrage soit d'une DCO de 15mg d'O₂/L.

Cette eau synthétique sera nano filtrée dans un double but :

- ✓ Isoler les molécules à faibles masse moléculaire dans le filtrat ;
- ✓ Vérifier le pouvoir colmatant de cette MODN sur la membrane de NF.

Le tableau I.9 montre les résultats du fractionnement par NF:

Tableau II.2.8 : Efficacité du fractionnement de la MON par NF en terme DCO

Type d'eau	DCO initial (mg/l)	DCO permeat (mg /l)	DCO concentrat (mg /l)	Récupéré %	Perdue dans la membrane %	Passé dans le perméat %
ENF 1	15	5.6	677	45	18	37

Tableau II.2.9 : Efficacité du fractionnement de la MON par NF en terme UV₂₅₄

Type d'eau	UV ₂₅₄ Initial (cm ⁻¹)	UV ₂₅₄ Permeat (cm ⁻¹)	UV ₂₅₄ Concentrat (cm ⁻¹)	Récupéré %	Perdue dans la membrane %	Passé dans le perméat %
ENF 1	0.066	0.026	2.51	38	27	35

L'hypothèse est vérifiée, et la matière organique dissoute neutre à faible poids moléculaire (MODNFPM) traverse la membrane, avec un rendement d'isolement de 37 % en terme DCO et 35 % en terme UV₂₅₄.

On remarque également qu'il y avait une perte de la matière organique dissoute avec un rendement de 18% en terme DCO et 27 % en terme UV₂₅₄, cette matière organique est adsorbée sur la membrane de NF.

II.2.5. Comparaison du comportement de la MOD HIN avec une eau réelle et une autre eau synthétique :

II.2.5.1. Comportement en OI :

Un bilan massique de la concentration de la MON et l'absorbance UV_{254} a permis d'évaluer le procédé de concentration par OI. Trois types d'eau ont été comparés sur des volumes de 100L chacun :

Eau barrage : eau réelle de barrage filtrée à $0.45\mu m$;

EDI : eau déminéralisée par lit mélangé ;

NF permeate : perméat de NF.

Les résultats obtenus sont résumés dans les tableaux **II.2.10**, **II.2.11**

Tableau II.2.10 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme DCO

	DCO initial (mg O ₂ /l)	DCO perméat (mg O ₂ /l)	DCO concentrât (mg O ₂ /l)	% Récupéré dans le concentrât	% Perdu dans la membrane	% Passé Dans le perméat
Eau barrage	11.23	0	2742	73	27	0
EDI	3.97	0	994	75	25	0
NF perméat	1.22	0	294	72	28	0

Tableau II.2.11 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme UV_{254}

	UV_{254} Initial	UV_{254} Perméat	UV_{254} Concentrât	% Récupéré dans le concentrât	% Perdu dans la membrane	% Passé dans le perméat
NF perméat	0.003	0	0.720	72.	28	0
Eau barrage	0.050	0	11.89	71	29	0
EDI	0.026	0	6.2	78	22	0

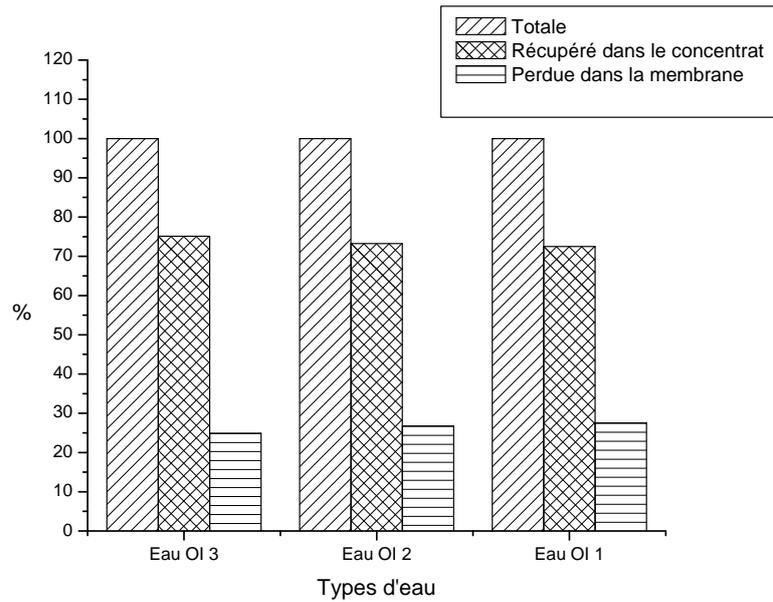


Figure II.2.4 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme DCO

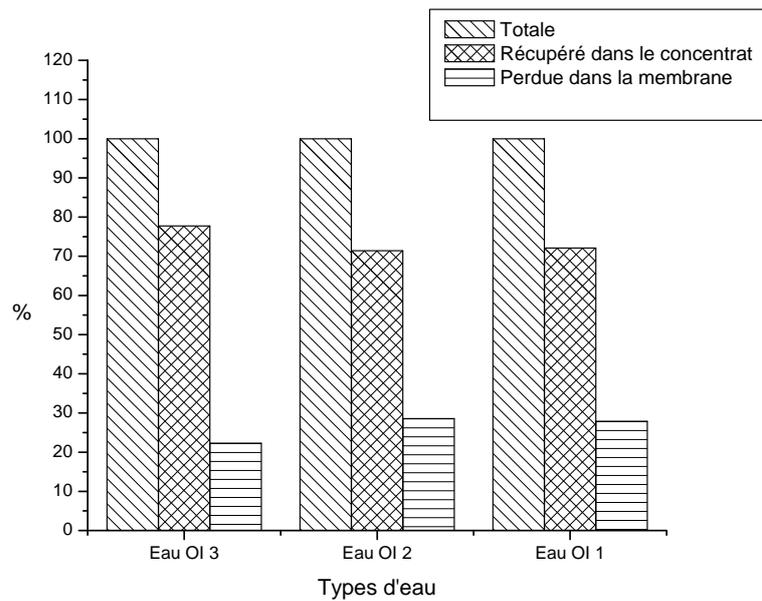


Figure II.2.5 : Rendement de concentration de la MOD par OI en terme UV₂₅₄

Pour les trois types d'eau, la fuite en DCO dans le perméat est indétectable, ce qui montre la très bonne efficacité des membranes d'OI à retenir et à concentrer la MOD.

Le rendement de la MOD isolée dans le concentrât pour les trois types d'eau est presque similaire, ce qui montre que l'OI est efficace quel que soit la nature de l'eau à concentrer.

Le pourcentage retenu dans la membrane est probablement adsorbé sur sa surface. Ça pourrait être la fraction hydrophile de la MON.

II.2.5.2. Comportement en NF

Ce paragraphe compare 3 types d'eau ayant des volumes de 10 L chacun,

Eau NF 1 : eau synthétique de la MODN à 15mg d'O₂/L ;

Eau NF 2 : eau synthétique préparée à partir du concentrât de l'eau réelle osmosée qui contient toutes la MOD;

Eau NF 3 : eau réelle (eau du barrage) filtrée à 0.45µm.

La NF a concentré 100 fois les 3 types d'eau. On est passé de 10L à 100ml.

Les caractéristiques de ces eaux sont résumées dans les tableaux II.2.12 et II.2.13

Tableau II.2.12 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme DCO

	DCO initiale (mg O ₂ /l)	DCO perméat (mg O ₂ /l)	DCO concentrat (mg O ₂ /l)	% Récupér é	% retenue dans la membrane	% Passée dans le perméat
Eau NF 1	15	5.5	677	45	18	37
Eau NF 2	13.8	2.6	743	54	28	18
Eau du barrage	16.2	1.20	1061	66	27	7

Tableau II.2.13 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme UV₂₅₄

	UV ₂₅₄ Initial	UV ₂₅₄ Perméat	UV ₂₅₄ Concentrât	% Récupéré	% Retenue dans la membrane	% Passée dans le perméat
Eau NF 1	0.066	0.026	2.51	38	27	35
Eau NF 2	0.062	0.013	3.15	51	30	19
Eau du barrage	0.072	0.003	4.92	68	28	4

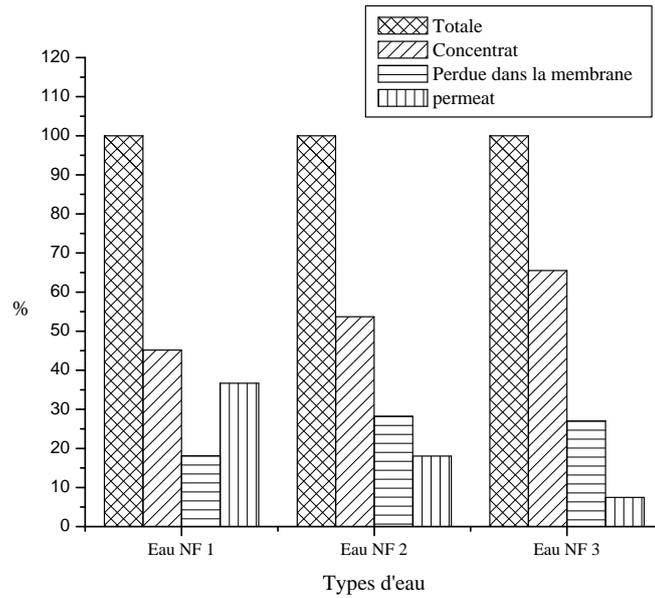


Figure II.2.6 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme DCO.

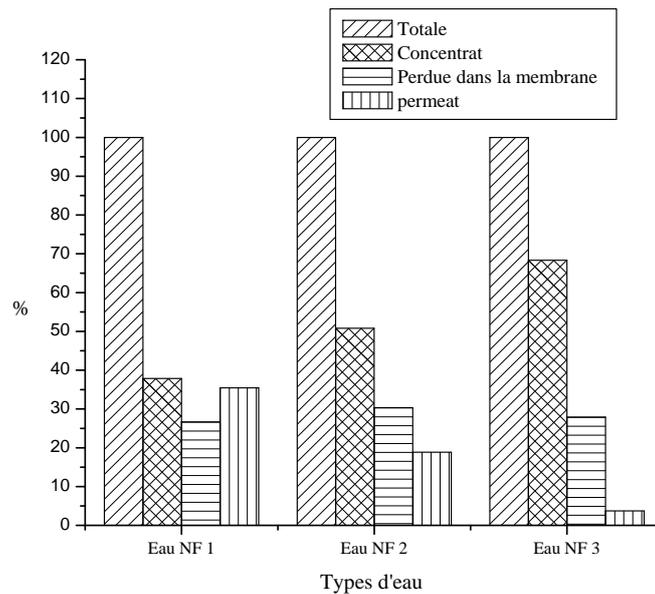


Figure II.2.7 : Rendement de concentration de la MOD par NF en terme UV₂₅₄.

La NF est moins efficace que l'OI pour concentrer la MON.

A partir des résultats obtenus on peut considérer que la NF comme une technique très efficace pour le fractionnement de la MOD selon la taille.

II.2.6. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane de Nanofiltration

Pour étudier l'effet colmatant de la MOD pour 3 types d'eaux sur la membrane de NF on a suivi le débit de perméat dans les mêmes conditions opératoires.

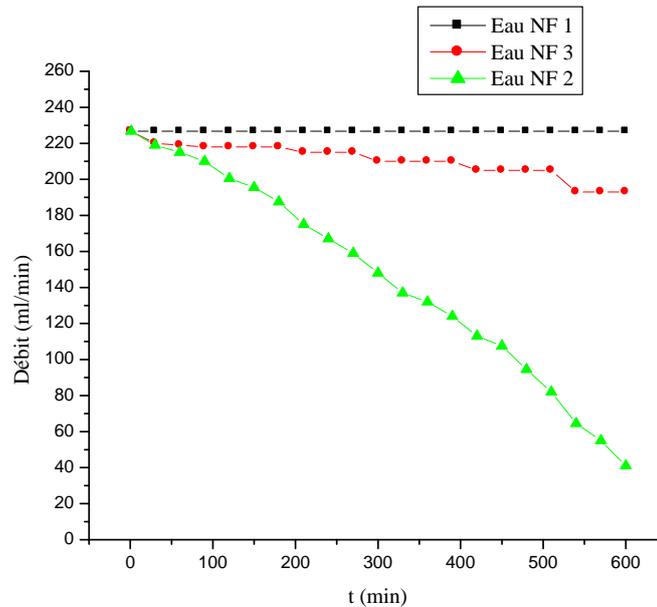


Figure II.2.8 : Variation du débit de Nano filtration en fonction de temps.

Pour l'eau NF 1, le débit de perméat reste constant lors de la concentration de la MOD par NF. Donc il n'y a aucun effet colmatant de la fraction neutre de la MOD.

Pour les deux autres types d'eau, on observe la diminution du débit de perméat avec l'augmentation de la concentration en matière organique et des sels. Le colmatage pourrait être expliqué aussi bien par la MON que par le dépôt de sels insolubles.

II.2.7. Étude de l'effet colmatant de la matière organique dissoute pour trois types d'eaux sur la membrane d'osmose inverse

Pour étudier l'effet colmatant de la MOD pour trois types d'eaux sur l'OI on a suivi deux paramètres : le débit et la conductivité, dans les mêmes conditions opératoires.

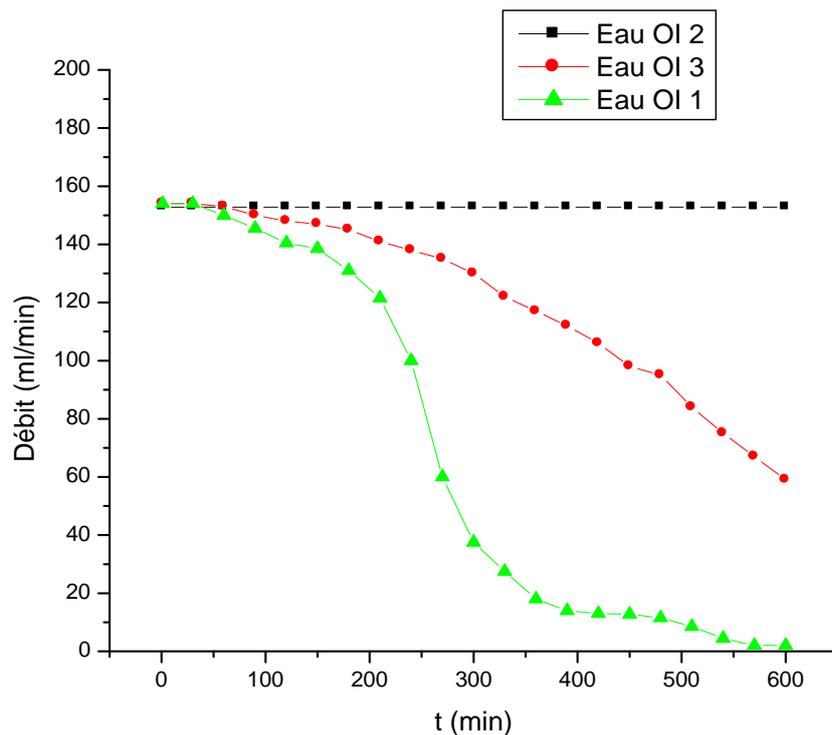


Figure II.2.9 : Influence de la nature de la MO sur le colmatage des membranes en OI : variation du débit d’osmose inverse en fonction de temps.

Pour l’eau déminéralisée, la déminéralisation par lit mélangé a permis un débit de perméat constant lors de la concentration de la MOD. Donc il n’y a aucun effet colmatant de la fraction neutre de la MOD. Le même résultat a été obtenu en NF ; C’est un résultat important car il met en évidence l’absence de tout effet colmatant par la MODN. Est-ce dû à l’absence de charge, à son hydrophilicité? Cela demande une étude plus approfondie.

Pour les autres deux types d’eau, la diminution du débit de perméat avec le temps est due à la Co-concentration des sels qui augmente la pression osmotique dans le concentrât et aussi le colmatage de la membrane par la matière organique et probablement le colmatage par les sels.

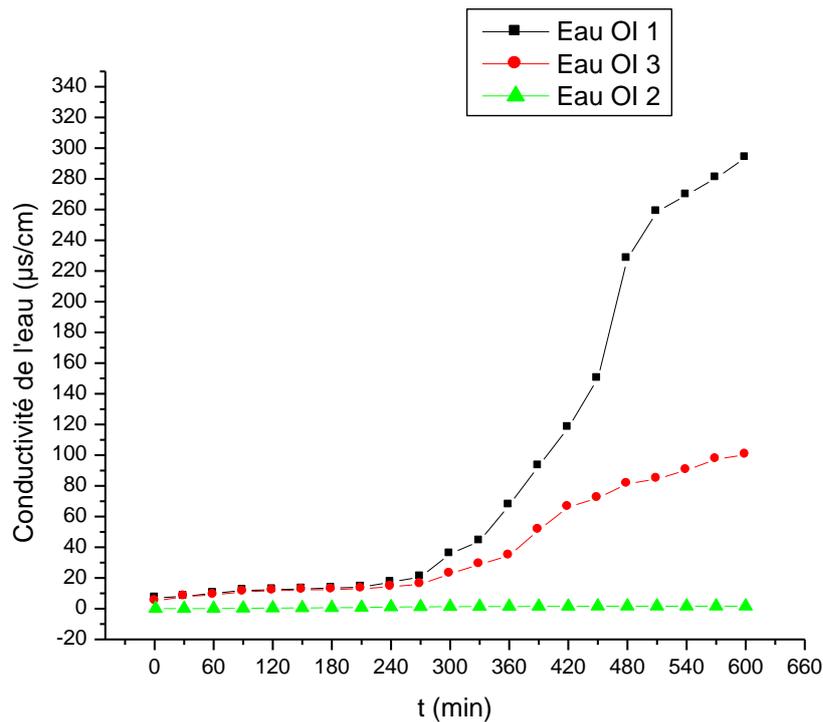


Figure II.2.10 : variation de conductivité d'eau osmosée en fonction de temps

Au cours du temps, on observe une augmentation de la conductivité dans le perméat pour l'eau du barrage et l'eau du perméat à cause de la fuite des sels (taux de rétention des sels 98%).

On conclut que l'efficacité de la concentration de la MOD par OI pour les trois types d'eau est fortement influencée par les propriétés de l'eau à concentrer tels que la concentration, le type de MOD et le taux de sels.

On peut considérer que le lit mélangé est la meilleure solution pour aller vers des taux de concentration illimités de la MOD.

Les figures II.2.11 et II.2.12 présentent à titre d'exemple les spectres d'absorbance spécifique UV-visible enregistrés dans un domaine de longueur d'onde compris entre 200 et 1100 nm de 2 types d'eau fractionnées par NF : eau NF 1 et eau NF 2 respectivement

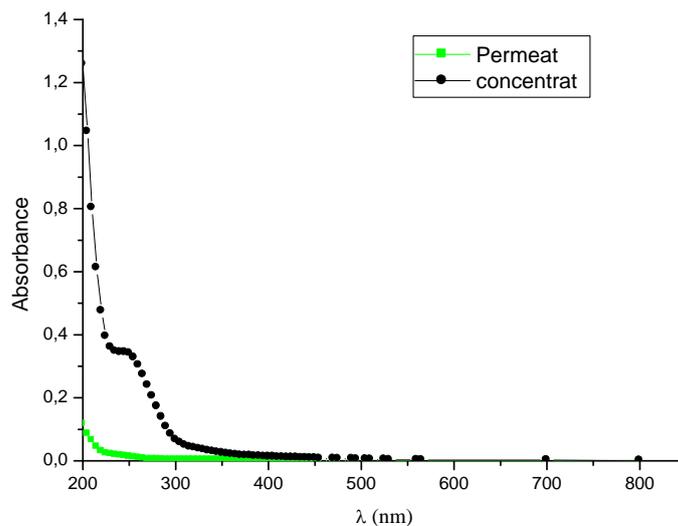


Figure II.2.11 : Absorbance spécifique UV-Visible d'eau NF 1 fractionnée par NF

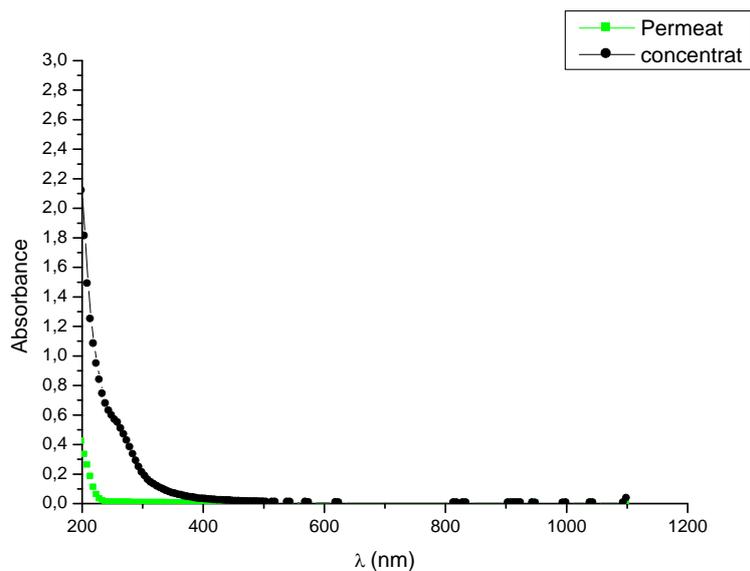


Figure II.2.12 : Absorbance spécifique UV-Visible d'eau NF 2 fractionnée par NF

II.2.8. Optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute dans l'eau du barrage de Timgad, Batna, Algérie par coagulation-floculation (CF)

Cette étude a pour but d'optimiser les paramètres de la coagulation – floculation, dans le but d'éliminer la MOD de l'eau du barrage. L'optimisation concerne deux grands types de paramètres, la nature chimique des coagulants – floculants grâce au Jar Test et les autres conditions opératoires (pH, ...) grâce au logiciel de plan d'expérience (logiciel NemrodW2000-D) [28].

Le tableau suivant résumé les caractéristiques de l'eau brute du barrage.

Tableau II.2.14 : caractéristiques de l'eau brute du barrage Timgad

Paramètre	pH	Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	DCO (mg O ₂ /l)	UV ₂₅₄
Valeur	8.12	1088	12.2	0.060

II.2.8.1. Concentration de la matière organique dissoute

Les résultats obtenus après la concentration de la matière organique dissoute 40 fois par un pilote d'osmose inverse sont résumés dans le tableau suivant.

Tableau II.2.15 : Caractéristiques de l'eau avant et après la concentration par l'osmose inverse.

	Initial	Perméat	Concentrât	Récupéré (%)	Perdue dans la membrane (%)
DCO (mg O ₂ /l)	12.2	0	334	72.55	27.45
UV ₂₅₄	0.060	0	1.85	77	23
pH	8.12	7.6	7.1	/	/
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	1088	45	18710	/	/

Le processus de la concentration de la matière organique par la membrane d'osmose inverse a été réussi et les résultats obtenus étaient comme attendus avec un rendement de récupération de 72 % en terme de DCO et 77 % en terme UV₂₅₄.

II.2.8.2. L'eau à traiter

Les caractéristiques de l'eau à traiter sont résumées dans le tableau suivant.

Tableau II.2.16 : caractéristiques de l'eau à traiter

Paramètre	pH	Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	DCO (mg O ₂ /l)	UV ₂₅₄
Valeur	6.56	868	16.57	0.069

II.2.8.3. Criblage des réactifs chimique/floculant

L'efficacité du traitement au cours de ce processus à été surveillée par la mesure de l'abattement de la matière organique en termes de DCO et UV₂₅₄ après chaque traitement.

II.2.8.3.1. Effet de la nature et de la concentration du coagulant

Les résultats obtenus lors de l'étude de l'effet de la nature et la concentration du coagulant sont présentés dans les tableaux suivants :

❖ pH après coagulation

Les valeurs du pH après l'étape de coagulation sont mentionnées dans le tableau suivant.

Les conditions opératoires : DCO_i = 16.57 mgO₂/l, pH_i = 6.58, UV_{254i} = 0.069, C.F = 50 mg/l

Tableau II.2.17 : Les valeurs du pH après l'étape de coagulation

Concentration du coagulant (mg /l)	0	25	50	75	100	125	150	200
Al ₂ (SO ₄) ₃	6.56	6.27	5.18	5.09	4.89	4.42	4.01	3.89
FeCl ₃	6.56	6.22	5.04	3.87	3.56	3.43	3.36	3.07
MgCl ₂	6.56	6.96	6.93	6.82	6.66	6.55	6.35	6.31
(NH ₄) ₂ SO ₄	6.56	7.06	6.92	6.80	6.78	6.78	6.68	6.65
CaCl ₂	6.56	7.74	7.27	7.19	7.14	7.09	7.04	6.99

La diminution du pH lors de l'utilisation de Al₂(SO₄)₃ et FeCl₃ est dû au caractère acide des ions Al³⁺ et Fe⁺³.

Ensuite, pour un bon fonctionnement du floculant, le pH a été ajusté à une valeur de 7 à l'aide d'une solution de NaOH 0,1 M.

❖ **pH après le traitement :**

Les valeurs du pH après l'étape de floculation sont mentionnées dans le tableau suivant.

Tableau II.2.18 : Les valeurs de pH final après le traitement.

Concentration du coagulant (mg /l)	0	25	50	75	100	125	150	200
Al ₂ (SO ₄) ₃	6.58	7.24	7.18	7.12	7.02	6.95	6.90	6.74
FeCl ₃	6.58	6.64	6.89	6.88	6.89	7.96	7.89	7.78
MgCl ₂	6.58	7.40	7.56	7.53	7.72	7.65	7.65	7.60
(NH ₄) ₂ SO ₄	6.58	6.63	6.66	6.72	6.72	6.76	6.84	6.77
CaCl ₂	6.58	7.22	7.18	7.18	7.19	7.09	7.13	7.13

D'après le tableau II.2.18 nous remarquons que les valeurs du pH n'ont pas beaucoup changé, ce qui indique que le floculant utilisé n'a aucun effet sur le pH.

❖ **La concentration de la matière organique dissoute après traitement en terme DCO**

Les valeurs de la DCO_f après le traitement par C.F sont résumées dans le tableau II.2.19 représenté par la figure II.2.13.

Tableau II.2.19 : Les valeurs de la DCO_f après le traitement

Concentration du coagulant (mg /l)	0	25	50	75	100	125	150	200
Al ₂ (SO ₄) ₃	16.57	15.1	12.23	9.86	7.15	7.14	7.15	7.15
R (%)	0	8.87	26.19	40.49	56.84	56.91	56.84	56.84
FeCl ₃	16.57	16	14.04	11.11	9.36	8.03	8.02	8.03
R (%)	0	3.43	15.26	32.95	43.51	51.53	51.59	51.53
MgCl ₂	16.57	16.05	14.86	14.10	13.34	12.96	12.46	12.17
R (%)	0	3.13	10.31	14.90	19.49	21.78	24.8	26.55

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	16.57	16.19	15.43	14.48	13.72	13.34	12.58	12.32
R (%)	0	2.29	6.8	12.61	17.19	19.49	24.07	25.64
CaCl_2	16.57	16.38	16.19	15.62	14.67	14.10	13.96	13.77
R (%)	0	1.14	2.29	5.73	11.46	14.90	15.75	16.89

R(%) : Rendement d'élimination de la matière organique (%)

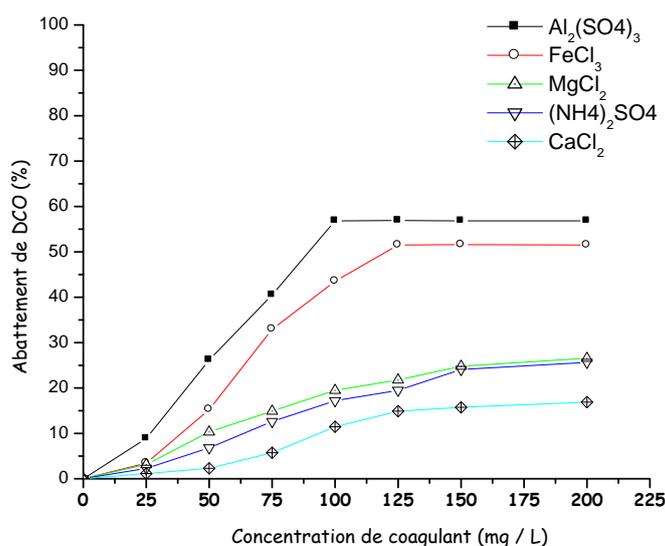


Figure II.2.13 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la nature et la concentration du coagulant

D'après les résultats du tableau II.2.19 et la figure II.2.13, il en ressort que :

L'ajout de chaque coagulant favorise l'élimination de la matière organique dissoute et des taux importants d'abattement de cette matière organique sont alors observés. En effet, les matières organiques dissoutes colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former des agrégats plus gros, et donc plus facile à éliminer. L'ajout des coagulants permet alors de déstabiliser les matières colloïdales, et ainsi de leurs permettre de s'agglomérer pour facilement les éliminer par décantation ou par filtration.

Parmi les cinq coagulants testés, le sulfate d'alumine et le chlorure ferrique, montrent une efficacité notable sur la coagulation des matières organiques du barrage. En effet, lors du traitement de la matière organique dissoute des taux de d'éliminations maximales de 56.9 % et de 51.5 % sont respectivement observés suite à l'utilisation de l' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ à des

concentrations égales à 100 mg/L. L'utilisation des autres coagulants à la même concentration ne permet d'obtenir un pourcentage de d'élimination maximal que de l'ordre de 20 %. Ce résultat est dû à la formation des hydroxydes chargés dans le cas de l'aluminium et le fer par contre il y aucune formation dans les autre coagulant utilisées.

❖ **La concentration de la matière organique dissoute après traitement en terme**

UV₂₅₄

Les valeurs de l'UV₂₅₄ final après le traitement par C.F sont résumées dans le tableau II.2.20 et représenté par la figure II.2.14.

Tableau II.2.20 : Les valeurs de l'UV₂₅₄ final après le traitement

Concentration du coagulant (mg /l)	0	25	50	75	100	125	150	200
Al₂(SO₄)₃	0.069	0.049	0.036	0.032	0.028	0.028	0.030	0.031
R(%)	0	28.98	47.82	53.62	59.42	59.42	56.52	55.07
FeCl₃	0.069	0.051	0.039	0.036	0.032	0.031	0.033	0.034
R (%)	0	26.08	43.47	47.82	53.26	55.07	52.17	50.72
MgCl₂	0.069	0.055	0.055	0.053	0.053	0.053	0.050	0.050
R (%)	0	20.28	20.28	23.18	23.18	23.18	27.53	27.53
(NH₄)₂SO₄	0.069	0.055	0.055	0.054	0.054	0.053	0.051	0.051
R (%)	0	20.28	20.28	21.73	21.73	23.18	26.08	26.08
CaCl₂	0.069	0.056	0.055	0.055	0.054	0.053	0.053	0.053
R (%)	0	18.841	20.28	20.28	21.73	23.18	23.18	23.18

R(%) : Rendement d'élimination de la matière organique (%)

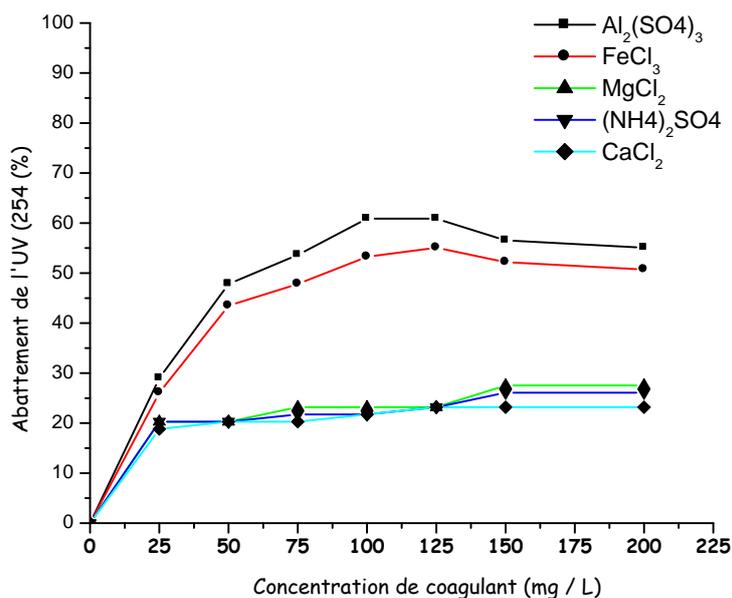


Figure II.2.14 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV_{254} en fonction de la nature et la concentration du coagulant

D'après les résultats du tableau II.2.20 et de la figure II.2.14, il ressort que les taux de DCO et $D'UV_{254}$ sont éliminés dans les mêmes proportions, le sulfate d'alumine restant le plus efficace des coagulants testés à la dose de 100 mg/l.

➤ **Dose optimale de coagulant**

Sur la base des résultats obtenus précédemment, nous avons présenté les résultats du coagulant le plus performant dans le tableau suivant

$DCO_i = 16.57 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $pH_i = 6.58$, $UV_{254i} = 0.069$, $C.F = 50 \text{ mg/l}$

Tableau II.2.21 : Les valeurs de l'UV₂₅₄, DCO, et pH après le traitement au sulfate d'alumine

C.C (mg /l)	0	25	50	75	100	125	150	200
pH après coagulation	6.56	6.27	5.18	5.09	4.89	4.42	4.01	3.89
pH _f	6.58	7.24	7.18	7.12	7.02	6.95	6.90	6.74
DCO _f	16.57	15.1	12.23	9.86	7.15	7.14	7.15	7.15
R (%)	0	8.87	26.19	40.49	56.84	56.91	56.84	56.84
UV254 _f	0.069	0.049	0.036	0.032	0.028	0.028	0.029	0.029
R (%)	0	28.98	47.82	53.62	59.42	59.42	56.52	56.52

R(%) : Rendement d'élimination de la matière organique (%)

Les résultats de ce tableau sont illustrés par les figures suivantes

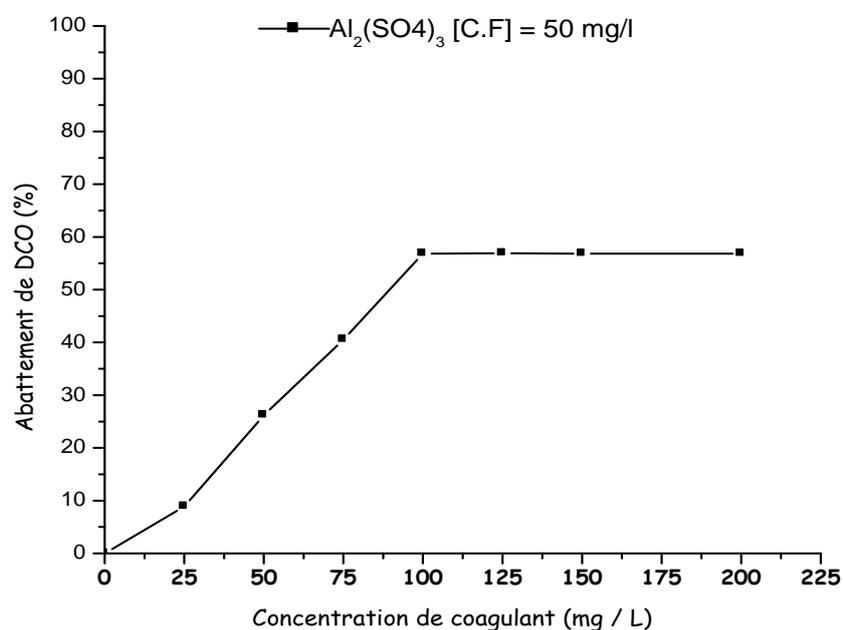


Figure II.2.15 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la concentration du coagulant

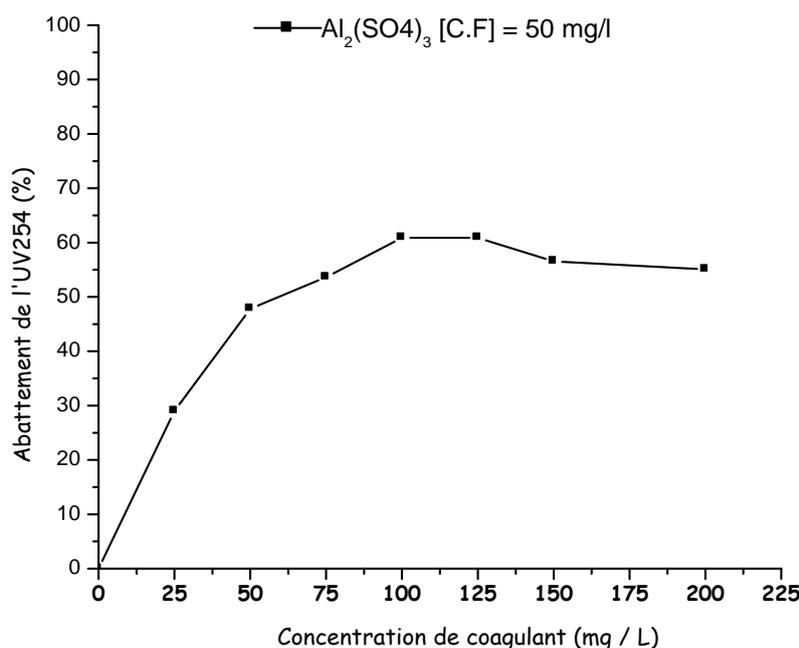


Figure II.2.16 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV_{254} en fonction de la concentration du coagulant

Il est démontré par les résultats obtenus que le rendement d'élimination de la matière organique dissoute augmente chaque fois que la concentration en coagulant augmente dans l'intervalle 0-150 mg/L. Au delà de 100 mg/L, l'ajout du coagulant n'améliore que faiblement le rendement d'élimination; ainsi, une concentration de 100 mg/L est retenue pour le reste de l'étude.

II.2.8.3.2. Effet de la concentration du floculant

Au cours de la détermination de la dose optimale de floculant les résultats obtenus sont résumés dans le tableau II.2.22 et représentés par la figure II.2.17 II.2.18.

Les conditions opératoires : $DCO_i = 16.57$ mg O₂/l, $pH_i = 6.58$, $UV_{254i} = 0.069$, C.C = 100 mg/l.

Tableau II.2.22 : Les valeurs de l'UV₂₅₄, DCO, et pH après le traitement

C.F (mg/l)	12.5	25	37.5	50	62.5	75	87.5	100
pH	4.85							
pH _f	7.15	7.05	7.3	7.44	10.07	10.29	10.44	10.58
DCO _f	9.02	8.17	7.25	7.15	7.15	7.16	7.16	7.15
R (%)	45.56	50.69	56.24	56.84	56.84	56.84	56.84	56.84
UV _{254f}	0.038	0.035	0.031	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028
R (%)	44.92	49.27	55.07	59.42	59.42	59.42	59.42	59.42

R(%) : Rendement d'élimination de la matière organique (%)

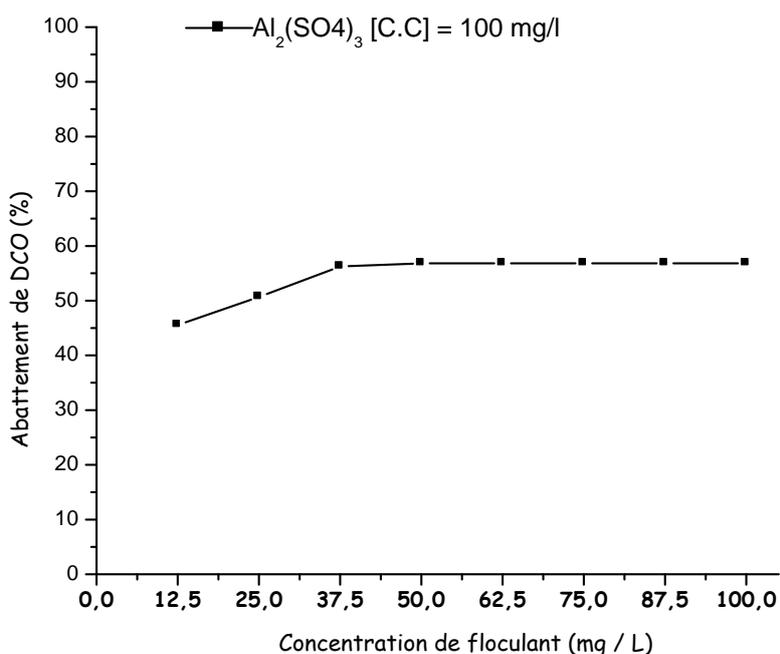


Figure II.2.17 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction de la concentration du flocculant

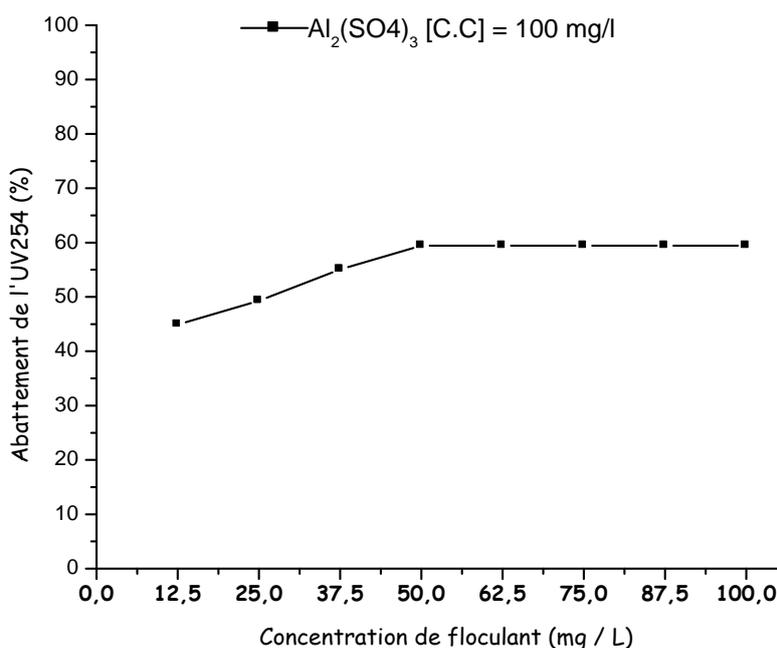


Figure II.2.18 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV₂₅₄ en fonction de la concentration du flocculant

Les résultats obtenus (Tableau II.2.22, Figure II.2.18 et Figure II.2.18) ont montré que l'ajout du flocculant à de faibles concentrations, comprises entre 12.5 et 100 mg/l d'Al₂(SO₄)₃, améliore le rendement de l'élimination de la matière organique dissoute. Cependant, une sensible amélioration est observée à partir d'une concentration en flocculant de 50 mg/l ; au delà de cette concentration, l'augmentation de la quantité de flocculant reste. Ainsi, cette concentration de 50 mg/L, est retenue pour le reste de l'étude.

II.2.8.3.3. Effet de pH initial

Les valeurs de la DCO et de l'UV₂₅₄ au cours la détermination de pH optimal sont résumées dans le tableau II.2.23 et représentées par la figure II.2.19, II.2.20.

Les conditions opératoires : DCO_i = 16.57 mg O₂/l, UV_{254i} = 0.069, C.C = 100 mg/l. C.F=50 mg/l

Tableau II.2.23 : Les valeurs de l'UV₂₅₄, DCO, et pH après le traitement de l'eau du barrage.

pH _i	5	6.5	7	7.5	8	9
pH après coagulation	4.80	4.83	5.14	5.22	5.36	6.11
pH _f	6.72	6.74	6.76	6.78	6.84	7.05
DCO _f	8.51	6.13	6.85	7.21	8.89	14.52
R (%)	48.64	62.97	58.66	56.48	46.34	12.37
UV _{254f}	0.036	0.027	0.030	0.033	0.038	0.060
R (%)	47.82	60.86	56.52	52.17	44.92	22.15

R(%): Rendement d'élimination de la matière organique (%)

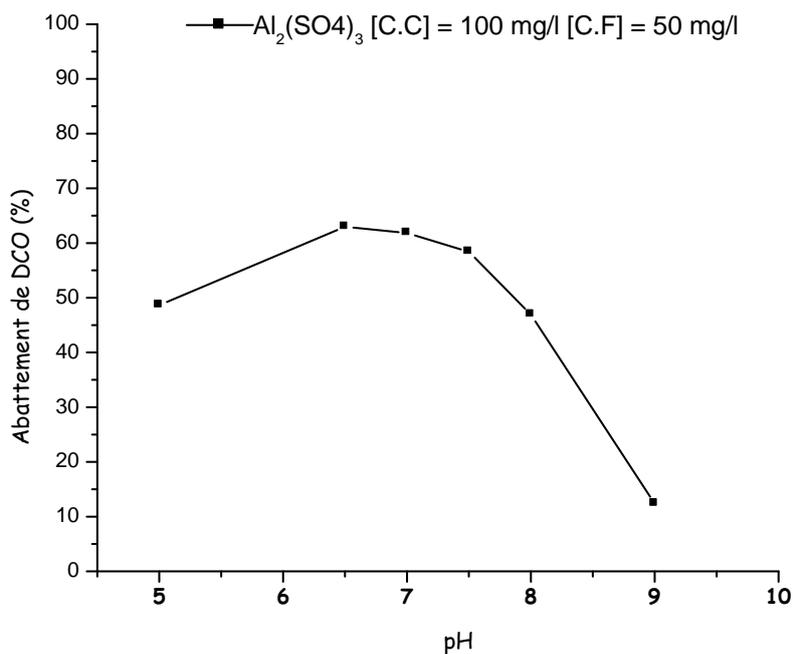


Figure II.2.19 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme DCO en fonction du pH

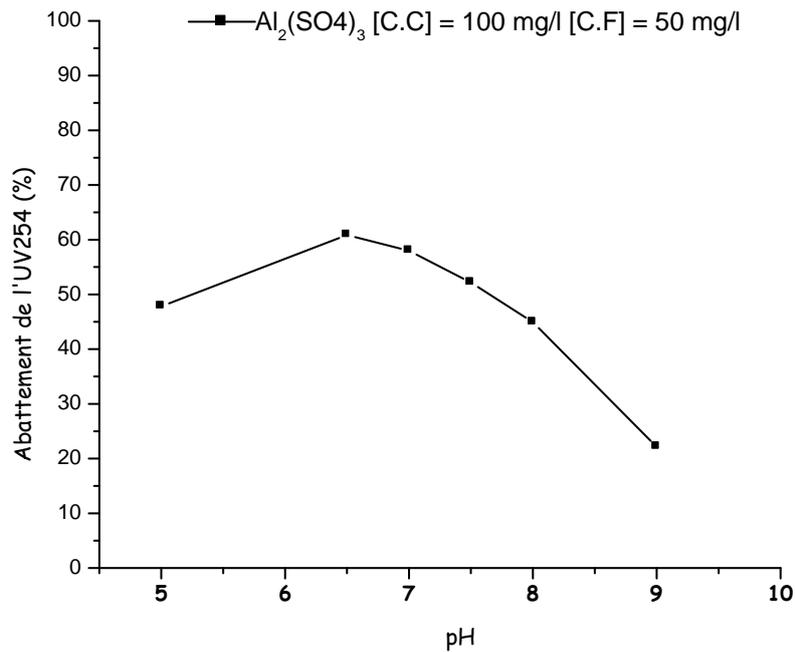


Figure II.2.20 : Rendement d'abattement de la matière organique dissoute en terme UV₂₅₄ en fonction du pH

D'après les résultats obtenus de l'effet du pH sur l'élimination de la matière organique dissoute, nous remarquons que l'optimum correspond à des pH compris entre 6.5 et 7.5. D'autre part, le rendement d'élimination diminue à partir d'un pH \approx 8, ce qui s'explique par la formation d'hydro-complexes de l'aluminium (Al(OH)₄⁻).

II.2.8.4. Plan d'expérimentation réalisé

Un plan de Box-Behnken avec 29 expériences est appliqué dans cette étude. C'est un plan composite qui requiert trois niveaux (-1, 0, +1) pour chaque facteur et permet ainsi de modéliser une surface de réponse de second degré. Ce plan nous permet d'étudier et d'optimiser simultanément l'effet de la variation de la concentration du coagulant (X1), celle du floculant (X2) ainsi que la variation du pH (X3). Le domaine d'étude de chaque facteur est défini après une étude préliminaire présentée dans le tableau II.2.24, les taux d'élimination (Yi) exprimés en pourcentage (%) sont calculés. Le lien entre l'ensemble des facteurs (Xi) et les réponses (Yi) est ainsi modélisé grâce à un modèle mathématique du second degré.

Tableau II.2.24 : Domaine expérimental du plan d'expérience

Coded		Coded levels			
Factors	Factors	-1	0	+1	Pas
X1	(C.C) Concentration du coagulant (mg/l)	50	100	150	50
X2	(C.F) Concentration du floculant (mg/l)	10	40	70	30
X3	pH	5	7	9	2

Le plan d'expérience est réalisé avec les caractéristiques suivantes

- 3 variables, (C.C, C.F, pH)
- 29 expériences,
- 10 coefficients
- 3 réponses, (DCO, UV₂₅₄, pH)

Et avec les conditions opératoires suivantes :

$$DCO_i = 16.57 \text{ mgO}_2/\text{l}, \text{pH}_i = 6.58, UV_{254i} = 0.069 \text{ cm}^{-1}.$$

Les résultats obtenus sont présentés ci-dessous.

Le tableau suivants résumé les résultats des 29 expériences réalisées.

Tableau II.2.25 : Plan d'expérience et réponses obtenues

Run no.	Factors			Réponses		
	(C.C) (mg/l) X1	(C.F) (mg/l) X2	pH X3	DCO (mgO ₂ /l) Y1(%)	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹) Y2(%)	pH Y3 (-)
1	50	10	7	20.33	24.63	6.9
2	50	10	7	20.39	24.63	6.9
3	150	10	7	50.45	47.82	6.84
4	150	10	7	50.51	49.27	6.83
5	50	70	7	21.48	26.08	7.05
6	50	70	7	21.72	26.08	7.02
7	150	70	7	56.84	57.97	6.91
8	150	70	7	56.84	57.97	6.92
9	50	40	5	14.90	39.12	6.98
10	50	40	5	14.84	37.68	6.96
11	150	40	5	48.21	52.17	6.92
12	150	40	5	48.28	52.17	6.94
13	50	40	9	8.14	15.94	6.90
14	50	40	9	8.26	15.94	6.92
15	150	40	9	9.95	20.28	6.83
16	150	40	9	10.01	20.28	6.76
17	100	10	5	46.16	42.02	6.73

18	100	10	5	46.28	42.02	6.70
19	100	70	5	47.97	44.92	6.73
20	100	70	5	48.03	44.92	6.74
21	100	10	9	9.29	18.84	6.74
22	100	10	9	9.35	18.84	6.75
23	100	70	9	10.01	21.73	6.77
24	100	70	9	10.07	23.18	6.81
25	100	40	7	56.72	59.42	6.74
26	100	40	7	56.66	59.42	6.69
27	100	40	7	56.72	59.42	6.76
28	100	40	7	56.72	59.42	6.75
29	100	40	7	56.72	59.42	6.76

A partir les valeurs expérimentales obtenues (Tableau II.2.25), nous pouvons estimer, en utilisant le logiciel NemrodW, le poids de chaque variable.

II.2.8.4.1. Analyse des résultats

L'analyse des résultats obtenus et récapitulés dans le plan d'expérimentation (Tableau II.2.25) montre que les pourcentages d'élimination de la matière organique dissoute varient entre 08% et 56% avec un pourcentage d'élimination moyen de l'ordre de 34 % en terme de DCO (Y1) et varient entre 15 % et 59 % avec un pourcentage d'élimination moyen de l'ordre de 39 % en terme UV₂₅₄ (Y2).

Tableau II.2.26 données statistiques des réponses Y1 et Y2 relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute

Réponse	Minimum (%)	Maximum (%)	Moyenne (%)
Y1 (%)	08	56	34
Y2 (%)	15	59	39

II.2.8.4.2. Evaluation des modèles empiriques

L'évaluation de modèle relatif appliqué pour l'élimination de la matière organique dissoute du barrage de Timgad est réalisée en utilisant un logiciel d'analyses statistiques (NemrodW 2000). Cette évaluation est présentée dans les tableaux II.2.26– II.2.27

Les tests expérimentaux calculés par ce logiciel montrent que, dans les limites testées du tableau II.2.26, les effets de la variation de la concentration du coagulant (b1), la concentration du floculant (b2) ainsi que celle du pH (b3) sont très significatifs sur le rendement d'élimination de la matière organique en terme de DCO.

D'autre part en ce qui concerne les statistiques expérimentales des coefficients des termes quadratiques (b11, b22, b33), et les coefficients des termes d'interaction linéaires (b12, b13, b23), présentent des variations très significatives.

Cependant, l'analyse des résultats enregistrés sur le tableau II.2.28 montre que les tests expérimentaux calculés par ce logiciel dans les limites testées montrent que les effets de la variation de la concentration du coagulant (b1) utilisé ainsi que du pH (b3) sont très significatifs sur le rendement d'élimination de la matière organique en terme UV₂₅₄.

Par ailleurs, en ce qui concerne les statistiques expérimentales des coefficients des termes quadratiques (b11, b22, b33) sont très significatifs. Alors que la valeur du coefficient b2 montre que l'effet de la variation de la concentration du flocculant n'est pas significatif.

D'autre part les valeurs des statistiques des coefficients des termes des interactions b12, b13 et b23 n'est pas significative

Tableau II.2.27 : Evaluation du modèle établi (Y1)

Nom	Coefficient	F.Inflation	Ecart-Type	t.exp.	Signif. %
b0	56.708		0.028	2041	< 0.01 ***
b1	12.564	1.00	0.016	808.79	< 0.01 ***
b2	1.263	1.00	0.016	81.31	< 0.01 ***
b3	-14.975	1.00	0.016	-963.97	< 0.01 ***
b11	-13.729	1.03	0.024	-582.73	< 0.01 ***
b22	-5.659	1.03	0.024	-240.20	< 0.01 ***
b33	-22.655	1.03	0.024	-961.61	< 0.01 ***
b12	1.280	1.00	0.022	58.26	< 0.01 ***
b13	-7.899	1.00	0.022	-359.53	< 0.01 ***
b23	-0.264	1.00	0.022	-12.01	< 0.01 ***

Tableau II.2.28 : Evaluation du modèle établi (Y2)

Nom	Coefficient	F.Inflation	Ecart-Type	t.exp.	Signif. %
b0	55.420		1.369	40.49	< 0.01 ***
b1	9.239	1.00	0.765	12.08	< 0.01 ***
b2	2.551	1.00	0.765	3.33	0.421 **
b3	-12.126	1.00	0.765	-15.85	< 0.01 ***
b11	-8.611	1.03	1.160	-7.42	< 0.01 ***
b22	-7.503	1.03	1.160	-6.47	< 0.01 ***
b33	-15.112	1.03	1.160	-13.02	< 0.01 ***
b12	1.994	1.00	1.082	1.84	8.4
b13	-2.357	1.00	1.082	-2.18	4.46 *
b23	0.933	1.00	1.082	0.86	40.1

Tableau II.2.29 : Evaluation du modèle établi (Y3)

Nom	Coefficient	F.Inflation	Ecart-Type	t.exp.	Signif. %
b0	6.740		0.010	659.72	< 0.01 ***
b1	-0.042	1.00	0.006	-7.44	< 0.01 ***
b2	0.035	1.00	0.006	6.13	< 0.01 ***
b3	-0.014	1.00	0.006	-2.41	2.85 *
b11	0.168	1.03	0.009	19.41	< 0.01 ***
b22	0.013	1.03	0.009	1.52	14.9
b33	-0.007	1.03	0.009	-0.79	43.9
b12	-0.014	1.00	0.008	-1.70	10.8
b13	-0.019	1.00	0.008	-2.32	3.38 *
b23	0.006	1.00	0.008	0.77	45.0

Les modèles polynomiaux ainsi obtenus permettent de décrire et de prédire l'évolution de la réponse (rendement d'élimination de la matière organique en terme DCO (Y1) et en terme UV₂₅₄ (Y2), pH final (Y3) en fonction des facteurs retenus et de déterminer l'influence de ces derniers. Cela permet de cerner avec précision, l'abattement de la matière organique en fonction des différents facteurs. Les différents modèles estimés à un risque de 0.01 sont tous des modèles de second ordre et s'écrivent comme suit :

$$Y1 = 56.708 + 12.564 X1 + 1.263 X2 - 14.975 X3 - 13.729X1^2 - 5.659 X2^2 - 22.655 X3^2 + 1.280 X1X2 - 7.899 X1X3 - 0.264 X2X3 \quad E1$$

$$Y2 = 55.420 + 9.239X1 + -12.126X3 - 8.611X1^2 - 7.503 X2^2 - 15.112 X3^2 \quad E2$$

$$Y3 = 6.740 - 0.042X1 + 0.035X2 + 0.168X1^2 \quad E3$$

Y1: modèle établie pour l'élimination de la matière organique en terme DCO ;

Y2: modèle établie pour l'élimination de la matière organique en terme UV₂₅₄ ;

Y3: modèle établie pour la valeur finale du pH.

Le signe positif des coefficients indique un effet synergique, alors que le signe négatif indique un effet antagoniste [29]. La qualité des modèles développés est évaluée en se basant sur les valeurs des coefficients de corrélation.

II.2.8.4.3. Validation des modèles

Avant d'accepter un modèle, il est impératif de vérifier sa validité au moyen de tests statistiques. L'homogénéité des variances est testée pour les variables des modèles établis par le plan d'expérience. Les effets des variables sont comparés par analyse statistique de la variance par le logiciel NemrodW et présentés sur les tableaux II.2.30 II.2.31 II.2.32

Tableau II.2.30 : Analyse de la variance et coefficients d'ajustement et de prédiction du plan d'expérience relatif à l'élimination de la matière organique en terme DCO (Y1)

Source de variation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carré moyen	Rapport	Signif	R ²	R ² pred
Régression	1.10594E+0004	9	1.22883E+0003	318245.5349	< 0.01***	0.960	0.898
Résidus	4.58588E+0002	19	2.41362E+0001				
Total	1.15180E+0004	28					

Tableau II.2.31 : Analyse de la variance et coefficients d’ajustement et de prédiction du plan d’expérience relatif à l’élimination de la matière organique en terme UV₂₅₄ (Y2)

Source de variation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carré moyen	Rapport	Signif	R ²	R ² pred
Régression	5.96944E+0003	9	6.63271E+0002	70.8246	< 0.01 ***	0.917	0.806
Résidus	5.39684E+0002	19	2.84044E+0001				
Total	6.50913E+0003	28					

Tableau II.2.32 : Analyse de la variance et coefficients d’ajustement et de prédiction du plan d’expérience relatif à la valeur Finale du pH (Y3)

Source de variation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carré moyen	Rapport	Signif	R ²	R ² pred
Régression	0.2589	9	0.0288	55.1181	< 0.01 ***	0.885	0.716
Résidus	0.0338	19	0.0018				
Total	0.2927	28					

L’analyse statistique de la variance des modèles établis relatifs à la l’élimination de la matière organique en terme de DCO et en terme UV₂₅₄ et le pH final montre des statistiques très significatives inférieures à 0,01. Ceci montre que les expressions des modèles de second degré établis sont validées à un risque de 0,01 et à des degrés de libertés de 9 et de 19 respectivement pour la régression et pour les résidus. D’autre part, les valeurs significatives des coefficients d’ajustement et de prédiction (R² et R² pred) montrent que les modèles obtenus sont représentatifs de point de vu ajustement et prédiction.

II.2.8.4.4. Réponses graphiques des modèles établis (courbes isoréponses)

La figure II.2.21 met en évidence les courbes d’isoréponses (en 2D) et les surfaces de réponses (en 3D) relatives à l’interaction entre la variation de la concentration en coagulant et la variation de la concentration en floculant en maintenant constant le pH à une valeur de 7.

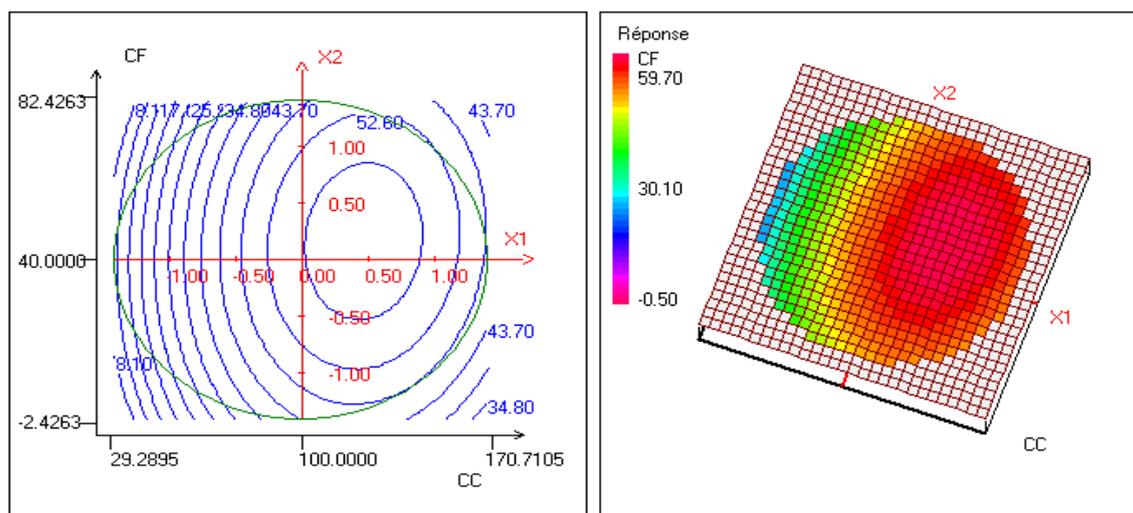


Figure II.2.21 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO avec une valeur de pH fixé = 7

La figure II.2.22 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en coagulant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du floculant à la valeur défini au centre (soit 40 mg/l)

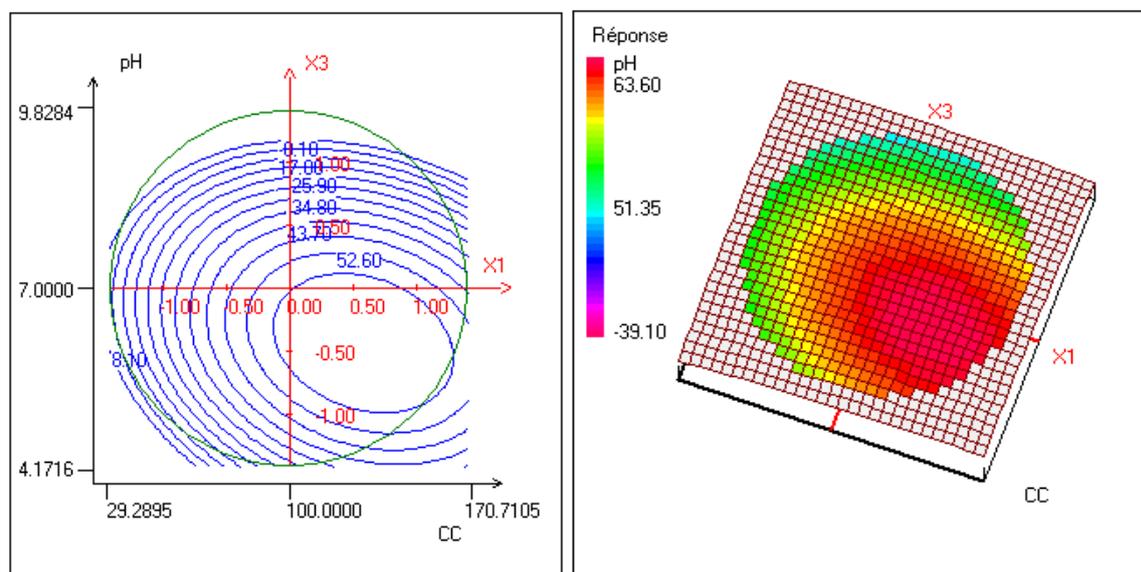


Figure II.2.22 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO pour une concentration en floculant fixé à la valeur défini au centre = 40 mg/l

La figure II.2.23 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en

floculant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du coagulant à la valeur définie au centre (soit 100 mg/l)

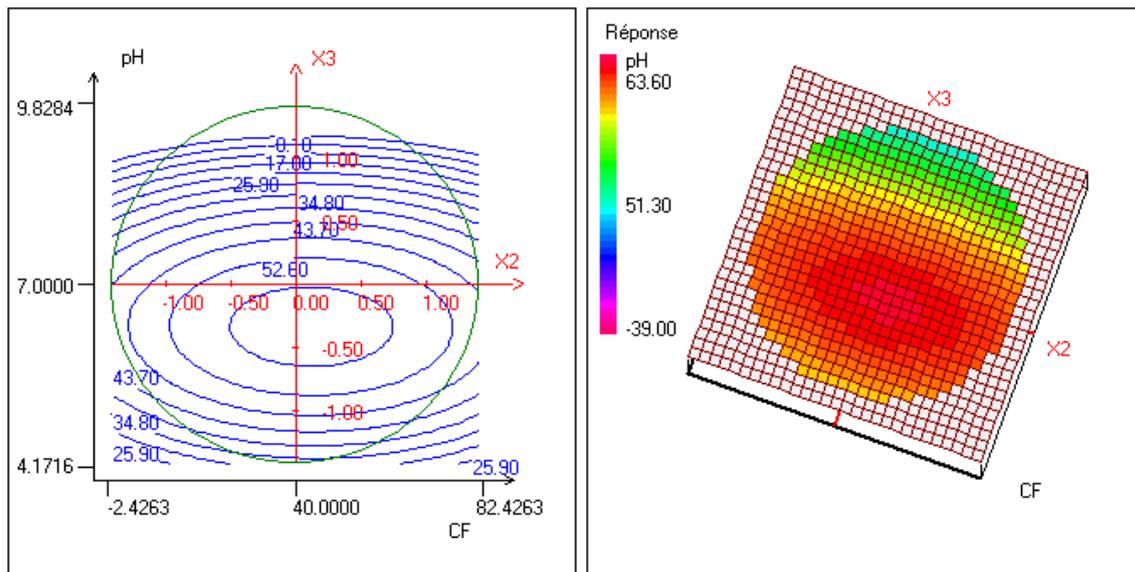


Figure II.2.23 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme DCO pour une concentration en coagulant fixé à la valeur défini au centre = 100 mg/l

II.2.8.4.5. Etude des résidus de la réponse Y2 : UV254 Résidus

La figure II.2.24 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surfaces de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en coagulant et la variation de la concentration en floculant en maintenant constante le pH à une valeur de 7.

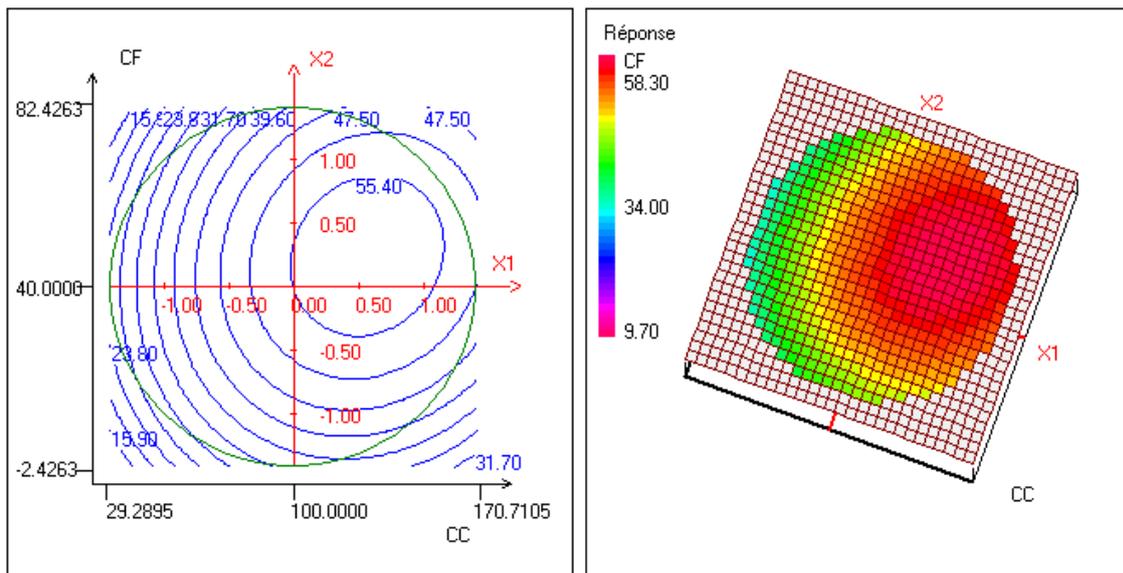


Figure II.2.24 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV₂₅₄ avec une valeur de pH fixé = 7

La figure II.2.25 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en coagulant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du floculant à la valeur définie au centre (soit 40 mg/l).

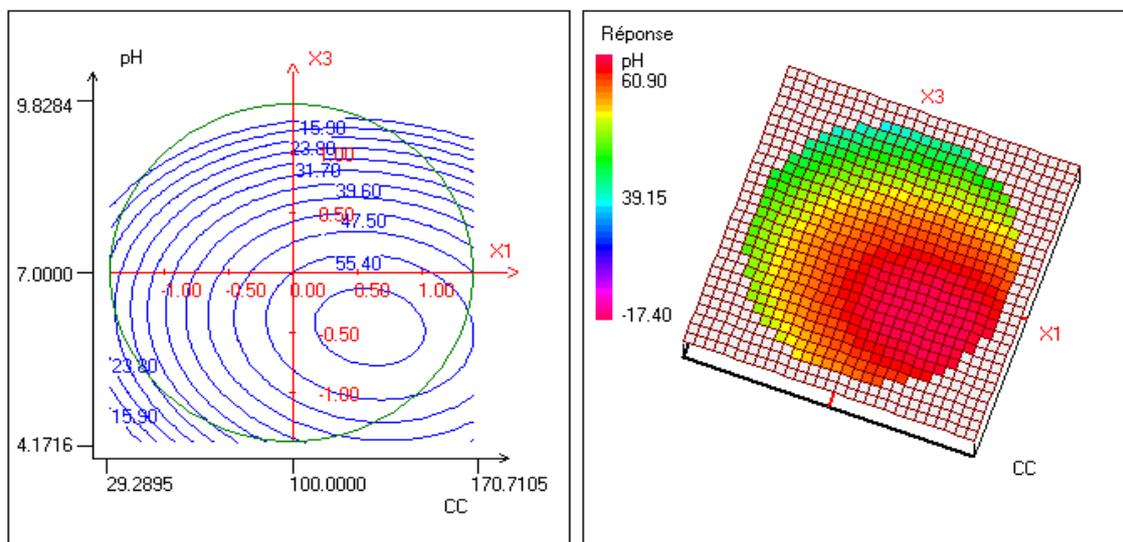


Figure II.2.25 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV_{254} pour une concentration en floculant fixé à la valeur défini au centre = 40 mg/l

La figure II.2.26 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en floculant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du coagulant à la valeur définie au centre (soit 100 mg/l).

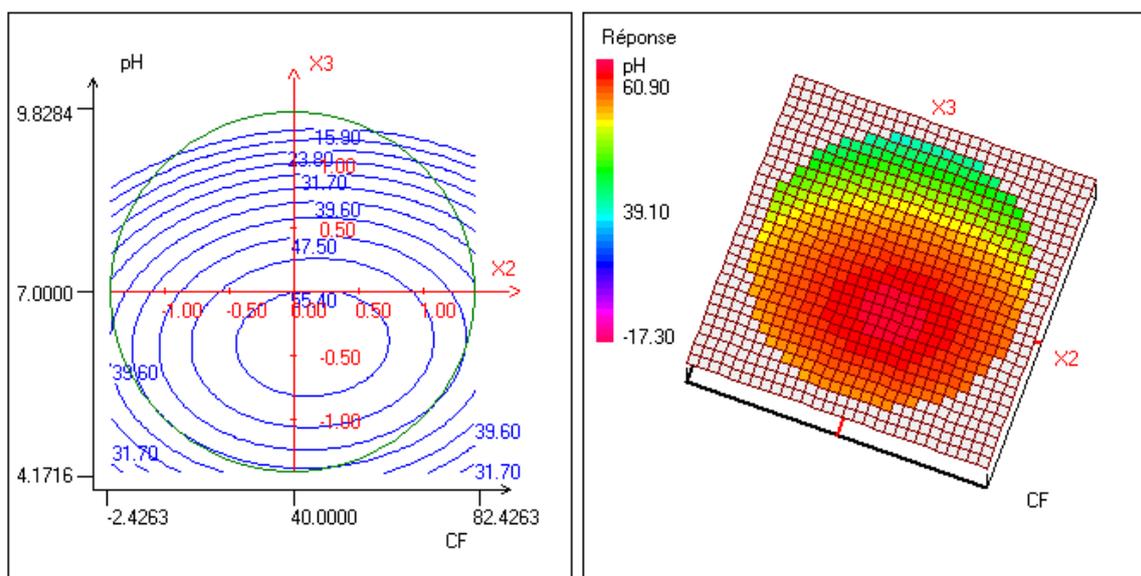


Figure II.2.26 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la l'élimination de la matière organique dissoute en terme UV_{254} pour une concentration en coagulant fixée à la valeur définie au centre = 100 mg/l

II.2.8.4.6. Etude des résidus de la réponse Y3 : pH Résidus

La figure II.2.27 met en évidence les courbes d'isorréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en coagulant et la variation de la concentration en flocculant en maintenant constant le pH à une valeur de 7.

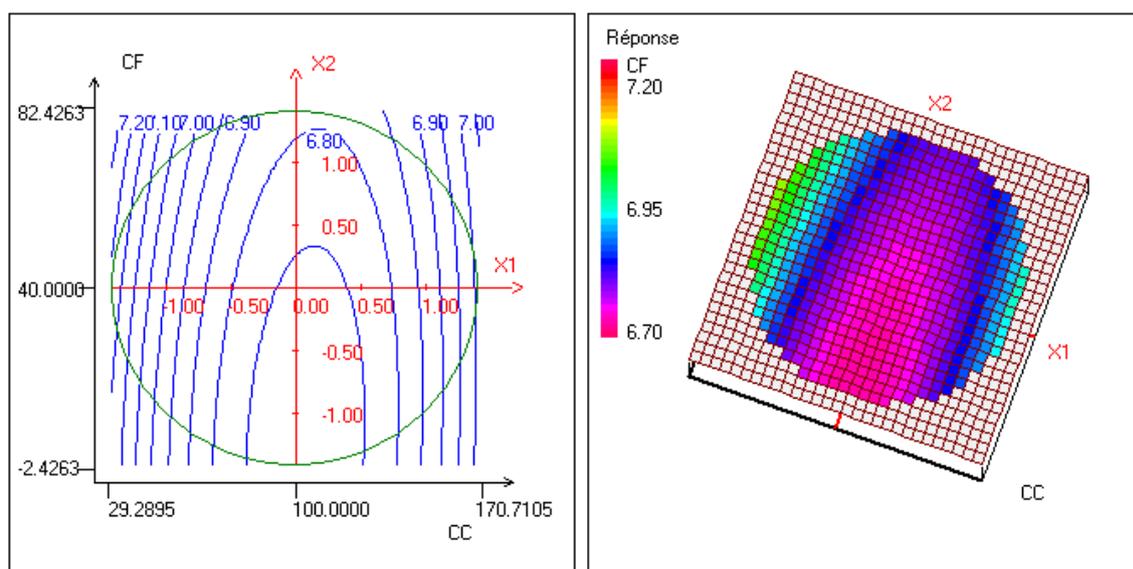


Figure II.2.27 : Courbes isorréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH final avec une valeur de pH fixé = 7

La figure II.2.28 met en évidence les courbes d'isorréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en coagulant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du flocculant à la valeur défini au centre (soit 40 mg/l).

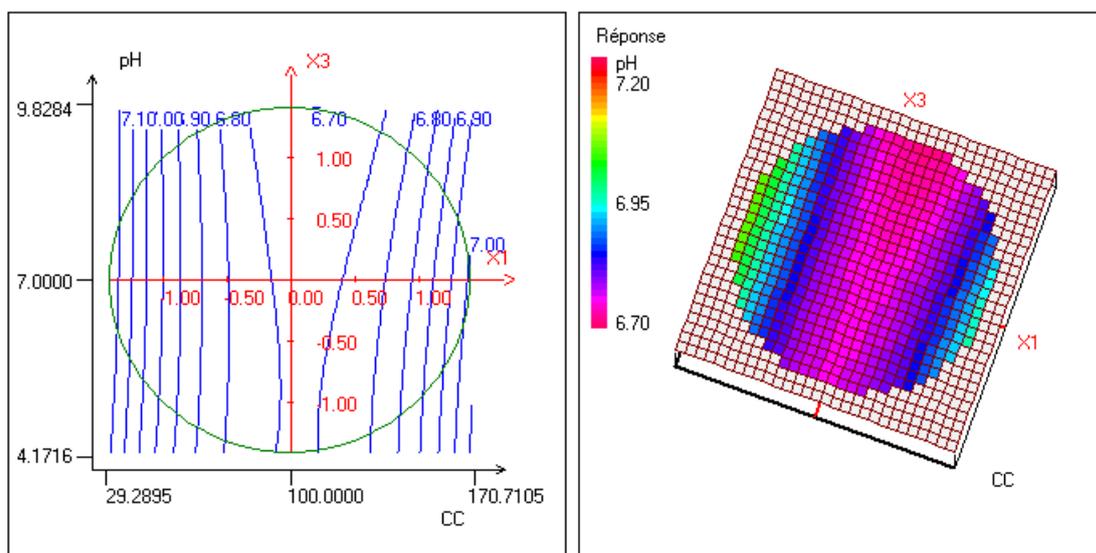


Figure II.2.28 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH final pour une concentration en flocculant fixé à la valeur définie au centre = 40 mg/l

La figure II.2.29 met en évidence les courbes d'isoréponses (en 2D) et les surface de réponses (en 3D) relatives à l'interaction entre la variation de la concentration en flocculant et le pH du milieu réactionnel en maintenant constante la concentration du coagulant à la valeur définie au centre (soit 100 mg/l).

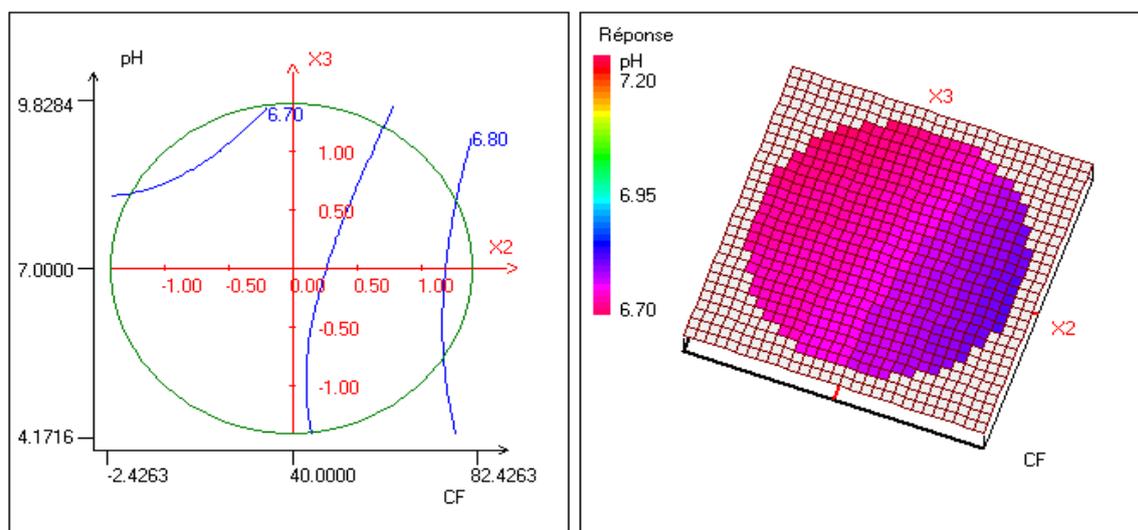


Figure II.2.29 : Courbes isoréponses (2D) et surface de réponses (3D) relatifs à la valeur du pH final pour une concentration en coagulant fixé à la valeur définie au centre = 100 mg/l

II.2.8.4.7. Coordonnées du maximum

Les concentrations optimales calculées par les modèles établis et validés relatifs à l'élimination de la matière organique dissoute par Coagulation/Floculation sont récapitulées dans le tableau II.2.33.

Tableau II.2.33 : Valeurs optimales des facteurs testés relatifs à l'élimination de la matière organique dissoute par Coagulation/Floculation.

Variable	Valeur	Facteur	Valeur
X1	0.679619	CC (mg/l)	133.9809
X2	0.681105	CF (mg/l)	60.4332
X3	0.958005	pH	8.9160

II.2.8.4.8. Caractéristiques du maximum

Les rendements d'élimination et la valeur du pH final obtenus par le modèle pour les valeurs optimales sont indiqués dans le tableau suivant ;

Tableau II.2.34 : Les rendements d'élimination et la valeur du pH final obtenus par le modèle

Réponse	Nom de la réponse	Valeur (%)
Y1	DCO	56
Y2	UV ₂₅₄	59
Y3	pH	6.78

En conclusion, l'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'optimisation de l'élimination de la matière organique dissoute par coagulation au sulfate d'aluminium suivie d'une floculation. Dans ce contexte, nous optimisons, via la méthode des plans d'expériences ce traitement afin d'obtenir le meilleur rendement d'élimination possible.

II.2.9. Conclusion

Cette étude a visé deux objectifs principaux ;

Le premier objectif était l'étude de la combinaison de l'échange d'ion à lit mélangé, l'osmose inverse et la Nanofiltration afin d'isoler, de concentrer et de caractériser une fraction spécifique de la MON de l'eau du barrage Timgad, celle qui est non échangeable et de ce fait neutre électriquement.

Le second objectif de cette étude était l'élimination de la matière organique dissoute de l'eau du barrage de Timgad par un traitement physico - chimique, coagulation - floculation, comparant plusieurs coagulants.

Les principaux résultats sont les suivants :

- Chaque eau de barrage à sa signature spécifique représentée par le pourcentage de la matière organique dissoute neutre ;
- La matière organique dissoute neutre isolée par échange d'ion à partir des eaux du barrage de Timgad représente 40% de la matière organique dissoute totale, c'est une forte proportion qui mérite d'être étudiée de une manière approfondie ;
- La résine échangeuse d'ion fixe la matière organique dissoute par deux mécanismes :
 - Les espèces hydrophiles et hydrophobes chargées sont fixées par échange d'ion ;
 - Les espèces neutres hydrophobes sont fixées par adsorption.
- L'hypothèse initiale de notre recherche a donc été vérifiée : on a pu concentrer 333 fois la matière organique dissoute non échangeable de l'eau du barrage de Timgad ; ce qui permet aussi de concentrer en vue d'une détection analytique des éléments neutres en traces et les micro-polluants de l'eau étudiée.
- La NF a permis la ségrégation des molécules neutres à faible poids moléculaire ; elles représentent 12% de la MON neutre hydrophile. C'est aussi une proportion non négligeable de la MOD et qui mérite aussi une investigation plus approfondie.
- Le couplage échange d'ion à lit mélangé-OI représente l'originalité de notre travail ; Le lit mélangé a donc fractionné la matière organique dissoute en deux grandes fractions : échangeable et non échangeable.
- Pour trouver les conditions optimales de traitement par Coagulation-Floculation des eaux du barrage de Timgad, afin d'atteindre le meilleur rendement

d'élimination possible de la matière organique dissoute, de nombreux essais à l'échelle laboratoire sont nécessaires. Dans ce contexte, nous optimisons, via la méthode des plans d'expériences avec seulement 29 expériences ;

- Les valeurs optimales trouvées lors de traitement par Coagulation/Floculation sont proches de celles obtenues par la méthode de jar test avec les valeurs suivantes (CC=133 mg/l, CF= 60 mg/l, pH= 6.78) ;
- A partir de ces résultats de traitement par coagulation-floculation, nous pouvons conclure que ce procédé a permis d'enlever la matière organique dissoute des eaux du barrage Timgad avec un rendement d'élimination d'environ 55 % en terme DCO et 60 % en terme UV_{254} . Il serait intéressant d'étudier la nature des MON fixées.

REFERENCES

- [1] Orr, O.B., *The Characterization, Isolation, and Fractionation of Natural Organic Matter from Three Surface Waters*. 2009, the Graduate School of Clemson University.
- [2] Nour el Houda Meguellati, N.e.H.G., *Combinaison de l'Echange d'Ion de l'osmose Inverse et la Nano Filtration pour caractériser la Matière Organique Naturelle neutre d'une eau de surface* in *Département de Chimie, mémoire de master*, 2015, université batna 1, Algérie.
- [3] Pernet-Coudrier, B., et al., *Biogeochemistry*. **106** 1 2010: p. 89-106.
- [4] Bernier, A., *caractérisation de la matière organique des eaux naturelles et traitées par spectroscopie de fluorescences 3D*. thèse de doctorat, 2015, Université laval.
- [5] Croue, L.E.e.J.P. **8** 4 1995: p. 463-480.
- [6] Nabil, H., *Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface, thèse de magister*. 2013, Université Mohamed Khider – Biskra.
- [7] Zularisam, A.W., A.F. Ismail, and R. Salim. **194** 1 2006: p. 211-231.
- [8] Guillaume, J., *Caractérisation rapide de la matière organique de sols et de sédiments par spectrophotométrie UV-Visible :Essai de typologie et estimation des paramètres C, N, P*. 2002, Université de pau et des pays de l'adour.
- [9] Pernet-Coudrier, B., *Inuence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux : cas de la Seine, un milieu sous forte pression urbaine*. 2008, Université Paris-Est: French.
- [10] Mostofa, K.M.G., et al., *Dissolved Organic Matter in Natural Waters*. *Photobiogeochemistry of Organic Matter: Principles and Practices in Water Environments*. 2013, Berlin Heidelberg: Springer. 1-137.
- [11] IRAC, P.S.e.S., *Analyse De La Matière Organique Des Milieux Aquatiques Prétraitement des échantons* 1994, thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris
- [12] Danielsson, L.G., *Water Res.* **16** 2 1 :982p. 179-182.
- [13] Cotim Da Cunha, L., L. Serve, and P. Université de, *Caractérisation de la matière organique particulaire et dissoute dans un fleuve méditerranéen, le Tech*. 2000, s.n.]: S.I.
- [14] Benaim, F.E.J.Y. 1993: p .
- [15] Koprivnjak, J.F., E.M. Perdue, and P.H. Pfromm, *water Res.* **40** 18 2006: p. 3385-92.
- [16] J. Świetlik, E.S., *Pol J Environ Stud.* **15** 1 2005: p. 145-153.
- [17] Mej bri, R., et al. **8** 2 1995: p. 217-236.
- [18] Croué, J.-P., *Environ Monit Assess.* **92** 1-3 2004: p. 193-207.
- [19] Jean Rodier, B.L., Nicole Merlet et coll., *L'analyse de l'eau*. 2009, Paris: Dunod.

- [20] Lafond, E., *Etude chimique et dimensionnelle de résines échangeuses d'ions cationiques en milieu cimentaire* 2013, these de doctorat, universite de bourgogne ufr des Sciences et Techniques
- [21] Shuang, C., et al., *J Colloid Interface Sci.* **437** 2015: p. 163-9.
- [22] Juery, J.-M.B.e.C., *Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau*. 2002, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt: France.
- [23] Bolto, B., et al. **36** 20 2002: p. 50.5065-57
- [24] Huber, S.A. *Origin and Behaviour of Non-Ionic Natural Organic Matter (NOM) in Boiler Feed Water*. in *66th Annual International Water Conference*. 2005. Orlando, Florida.: IWC.
- [25] Goncharuk, V.V., A.A. Kavitskaya, and M.D. Skil'skaya, *J Water Chem Tech.* **33** 1 2011: p. 37-54.
- [26] Gentu, C., *Humic acid removal from aqueous solution by a hybrid electrodialysis / ion-exchange*. 2004, National university of singapore: singapore.
- [27] Dumoutier, N., I. Baudin, C. Anselme et J. Manem. **5** (s) 1992 :p. 177-188.
- [28] Mhamdi, F., I. Khouni, and A. Ghrabi. **57** 46 2016: p. 22166-22188.
- [29] Khouni, I., *Etude de performances de différents procédés physico-chimiques et biologiques dans le traitement des effluents de l'Industrie Textile* in *Génie des procédés et de l'environnement*.,thèse de doctorat, 2011, Université de Sfax: Tunisie

Chapitre III :
Echange d'Ions
et Adsorption de la
Matière Organique
Naturelle de l'Eau

Résumé :

L'élimination de la matière organique naturelle (MON) de l'eau par échange d'ions constitue le principal sujet d'intérêt de ce chapitre qui s'intéresse plus spécifiquement aux mécanismes d'élimination par la comparaison de molécules synthétiques et à l'influence de l'origine de la MON par la comparaison d'eaux naturelles provenant de cinq barrages différents. Ce procédé a déjà été utilisé auparavant, mais on observe un regain d'intérêt remarquable depuis l'invention de l'échange d'ions magnétique. L'étude des mécanismes de fixation, adsorption ou échange d'ions, l'influence de la nature de la MON (taille, charge, hydrophilicité, aromaticité,...), de l'état initial du site échangeur (H^+ , OH^- , Na^+ , Cl^- ,...), de la matrice du polymère,...sont des thèmes d'investigation très fréquents et très récents. Les résines échangeuses d'anions sont les matériaux les plus étudiés à cause de leur affinité pour les anions humiques et fulviques de la MON.

I. Revue

Bibliographique

I.1. Introduction

La production en eau de haute qualité et en quantités suffisantes reste un défi majeur pour les scientifiques et experts, même pour les pays les plus développés. Quelque soit le traitement envisagé, conventionnel, membranaire ou autre, la matière organique y joue un rôle central.

En effet, les nuisances causées par cette MON (goût, couleurs, THM, biofilms, complexes métalliques, colmatage de membranes, consommation élevée des produits chimiques...) expliquent le grand intérêt pour la caractérisation, le fractionnement et les techniques de traitement de cette matière organique; l'objectif est de trouver la meilleure et la plus optimale méthode d'élimination de cette MON.

Il est bien connu que les méthodes les plus anciennes, et les plus largement utilisées pour éliminer la matière organique dissoute sont l'adsorption sur charbon actif et la coagulation - floculation. Cette dernière combine, à la fois, l'élimination de la turbidité à celle de la MON. Plus récemment de nouvelles techniques ont fait leur apparition parmi lesquelles l'échange d'ions qui fait l'objet de notre présente étude expérimentale.

Les paragraphes qui suivent vont donc présenter une revue bibliographique et théorique sur les résines échangeuses d'ions.

Cependant récemment l'utilisation de l'échange d'ions comme moyen d'élimination en est un exemple réel et très étudié. Dans ce chapitre nous allons aborder en détail tous les aspects concernant la résine échangeuse d'ions et son utilisation à des fins de caractérisation et d'élimination de la matière organique, comme nous aborderons aussi tous les aspects concernant le phénomène de la adsorption.

I.2. L'échange d'ions

L'échange d'ions est un procédé dans lequel les ions d'une certaine charge contenus dans une solution sont retirés de cette solution par fixation sur un matériau solide (l'échangeur d'ion) pour être remplacés par d'autres ions de même charge libérés par le solide. L'échange d'ions est stœchiométrique : un ion sortant de l'échangeur doit être remplacé par un ion équivalent de la solution afin de préserver l'électro-neutralité dans l'échangeur et dans la solution [1]. La fig1 présente l'historique du développement des produits et les applications de la technologie d'échange d'ions.

I.3. Historique de l'échange d'ions

Développement de produits

Première résine inorganique synthétique
Sulfonation du charbon
Préparation du premier polymère
Première résine cationique acide forte
Première résine anionique faible
Première résine anionique base forte
Copolymères (styrène-divinylbenzène)
Premier produits se forme bille
Premier membrane échangeuse d'ion
Premier échangeurs d'ions macroporeux
Première découverte d'échangeur d'ions magnétiques

Applications

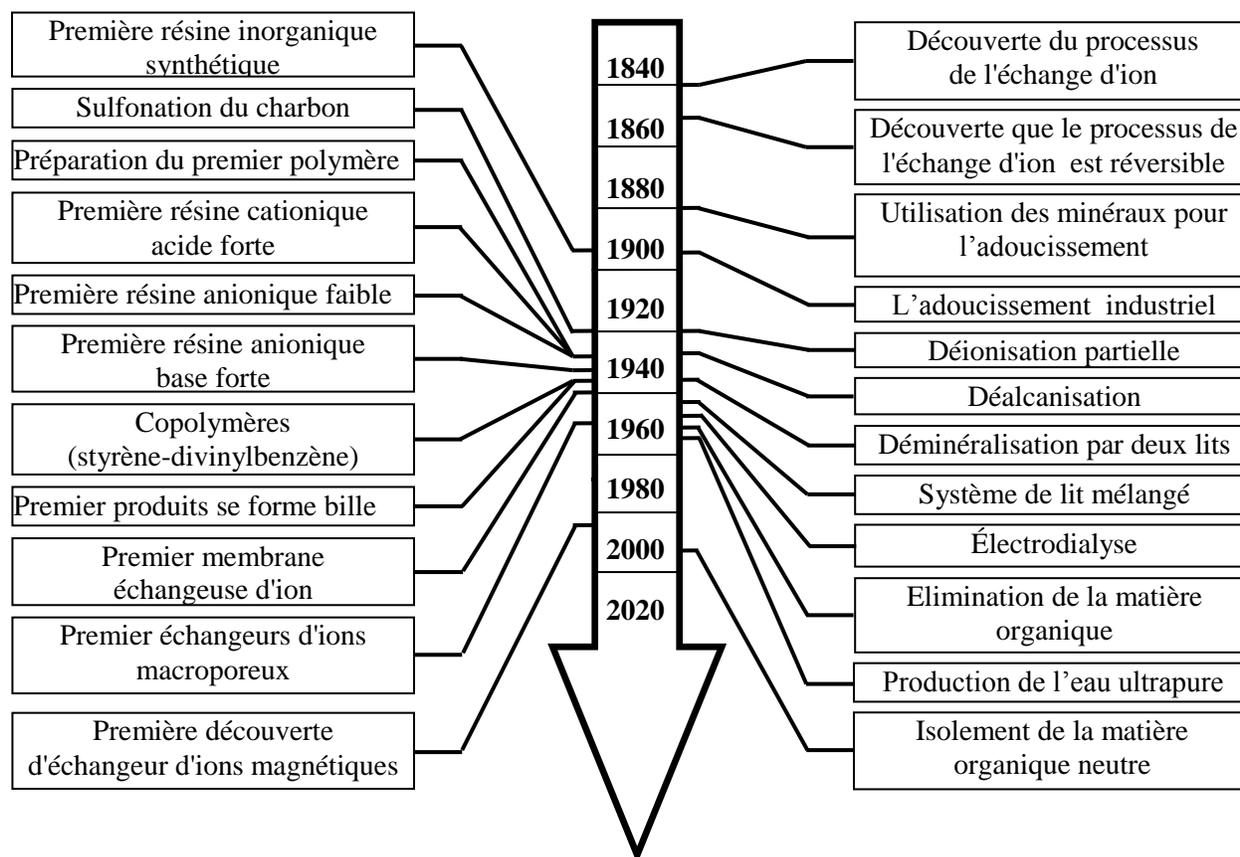


Figure I.1 : Historique du développement des produits et applications de la technologie d'échange d'ions d'après [2, 3].

I.4. Résines échangeuses d'ions

Les résines échangeuses d'ions (REI), sont des échangeurs d'ions artificiels de nature organique, constitués d'un réseau macromoléculaire sur lequel sont fixés des groupements fonctionnels. Le réseau macromoléculaire constitue le squelette de la résine et lui confère sa résistance mécanique, tandis que les groupements fonctionnels confèrent à la résine la propriété d'échangeur ionique [4].

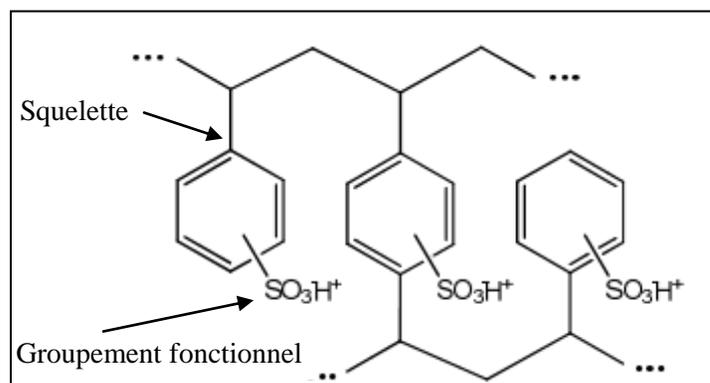


Figure I.2 : Le squelette et les groupements fonctionnels d'une résine

I.5. Types de résines échangeuse d'ions

On distingue deux catégories de résines selon la nature des groupements fonctionnels fixés sur le squelette polymérique :

I.5.1. Les résines cationiques (ou échangeuses de cations) faiblement ou fortement acides qui fixent les cations. Dans ce cas, le groupement fonctionnel est de type anionique ;

I.5.2. Les résines anioniques (ou échangeuses d'anions) faiblement ou fortement basiques qui fixent les anions. Dans ce cas, le groupement fonctionnel est de type cationique. Le tableau suivants présente quelques détails sur les quatre types des résines.

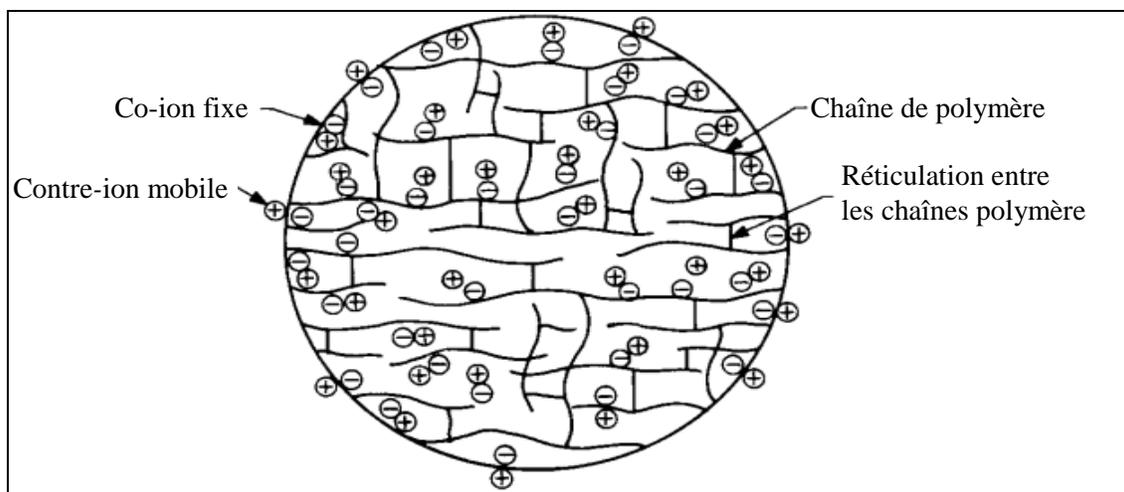
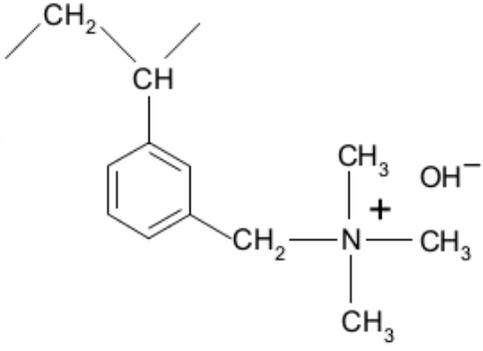
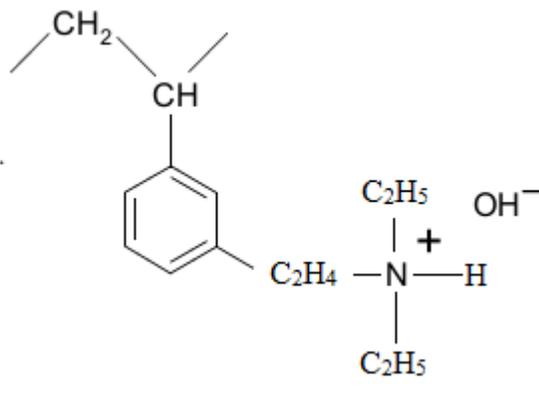


Figure I.3 : Schéma d'une résine échangeuse d'ion d'après [5]

Tableau I.1 : propriétés des quatre types de résines [6]

Type de résine	Groupe fonctionnel	Réactif de régénération
Cationique forte	<p>... — CH₂ — CH₂ — C₆H₄ — SO₃H⁺ — CH₂ — CH₂ — C₆H₄ — SO₃H⁺ — CH₂ — CH₂ — C₆H₄ — SO₃H⁺ — CH₂ — CH₂ — ...</p>	HCl ou H ₂ SO ₄
Cationique faible	<p>... — CH₂ — CH — C₆H₄ — CH₂COO⁻H⁺ — ...</p>	HCl ou H ₂ SO ₄ Ou NaCl Selon le but de traitement

Anionique forte		NaOH ou KOH
Anionique faible		NaOH ou KOH ou NaCl Selon le but du traitement

I.6. Caractéristiques des résines échangeuse d'ions

Généralement les REI ont les caractéristiques principales suivantes :

I.6.1. Taux de réticulation

Le taux de réticulation correspond au pourcentage en masse de divinylbenzène (DVB) dans le squelette. En effet, les résines échangeuses d'ions sont généralement fabriquées par polymérisation de styrène, ou à partir d'un squelette acrylique ou méthacrylique avec un pourcentage de DVB comme agent de réticulation. Ce taux est généralement compris entre 2 et 15 %. Plus le taux de DVB est élevé, plus le squelette est rigide [6].

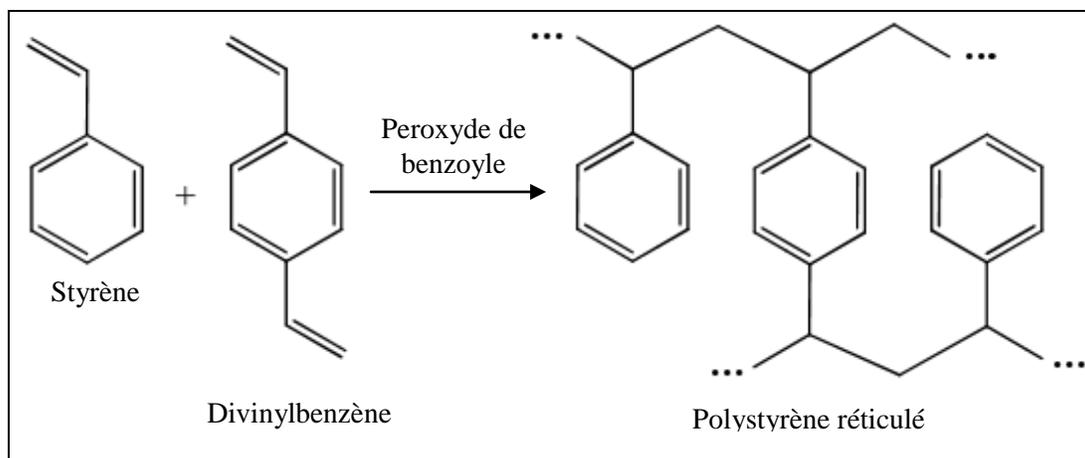


Figure I.4 : Schéma de la réticulation d'une résine par le divinylbenzène

I.6.2. Gonflement

Le gonflement d'un échangeur d'ion placé dans l'eau est causé principalement par la tendance des groupes fonctionnels à devenir hydratés. Le degré de gonflement est directement proportionnel aux nombres de groupes fonctionnels hydrophiles attachés à la matrice et varie en sens inverse du taux de DVB. Ce dernier facteur (taux de DVB) est le facteur le plus important pour déterminer la possibilité de gonflement ou de contraction de l'échangeur. En augmentant le taux de DVB, la quantité d'eau retenue par la résine diminue. En conséquence, un échangeur d'ions disposant d'un taux de DVB faible, sous la même forme ionique, gonfle plus que celui ayant un taux de DVB élevé [2].

I.6.3. Porosité

La porosité des résines dépend de leur taux de réticulation. Plus la résine est réticulée (c'est-à-dire plus la proportion de DVB est élevée), plus le réseau tridimensionnel devient serré, et moins la porosité est importante. Un agent porogène peut également être ajouté lors de la polymérisation du squelette (heptane, acides gras saturés, etc.) pour créer une porosité artificielle. Cette substance se mélange aux monomères sans pour autant polymériser et laisse après élimination une porosité de l'ordre de 100 nm. Les résines ainsi obtenues sont appelées résines macroporeuses. Les autres résines avec une porosité « naturelle » sont dites de type gel.

Pour compenser l'effet négatif de la porosité sur la résistance mécanique, les résines macroporeuses sont souvent plus fortement réticulées que les résines de type gel [7].

I.6.4. Capacité d'échange d'ions

La capacité d'échange est définie comme le nombre de sites actifs où les ions vont pouvoir s'échanger. Cette capacité est exprimée sous forme d'une concentration, dont les valeurs peuvent être données en (éq/g) ou en (éq/L) selon l'état de la résine (solide ou liquide). Généralement les résines changeuses cationiques ont une capacité d'échange plus élevée que les résines échangeuses anioniques [8].

I.6.4.1. Capacité totale

Elle représente la quantité maximum d'ions que la résine peut fixer (donnée par le fournisseur).

I.6.4.2. Capacité apparente

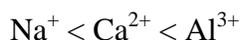
Il s'agit de la capacité réelle obtenue dans des conditions expérimentales données. Elle est inférieure ou égale à la capacité totale

I.6.5. Sélectivité de l'échange d'ions

Selon la littérature [9], la sélectivité d'un REI est la capacité à fixer certains ions préférentiellement ; elle dépend des paramètres suivants :

I.6.5.1. La charge

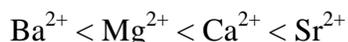
Dans ce cas les ions qui ont une charge plus élevée (positive ou négative) sont les plus retenus, Exemple :



I.6.5.2. La nature de l'ion

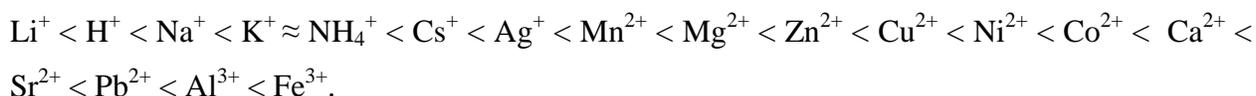
Selon Skoog [10] l'affinité des ions pour la résine augmente dans une famille d'éléments (chargée positive ou négative) avec le l'augmentation du numéro atomique :

Exemple :



L'ordre d'affinité pour certains cations et anions est le suivant :

- Les cations:



- Les anions:



I.7. Adsorption de solutés neutre sur une résine

La résine échangeuse d'ions (REI) peut adsorber des solutés dans laquelle ils sont en contact, ce phénomène explique par le partage des solutés entre la REI et la solution elle même. L'adsorption des solutés neutre, est simplement un partage de solutés entre la solution externe et les billes de REI [11]. La pénétration des ces solutés dans la résine est régie par l'exclusion stérique. En effet la taille de la sphère de solvation va donc jouer un rôle. Lorsqu'elle est importante, le diamètre de l'ion augmente et il peut être exclu. De même, le degré de réticulation va intervenir par l'effet de tamis qui va empêcher certains solutés de pénétrer dans la REI. Si les solutés non électrolytes ne sont pas affectés par l'exclusion stérique alors ils entreront. Cette entrée est proportionnelle à leur concentration dans la solution. De même les interactions spécifiques faciliteront l'entrée des solutés non électrolytiques. Parmi ces interactions spécifiques, il y a des interactions possibles avec les contre-ions, avec les groupes ioniques fixes

et avec la matrice. Les mécanismes de ces interactions peuvent être de type complexation, interaction de London, interaction dipôle-dipôle. [9, 12]. Dans la partie expérimentale nous allons comparer l'aniline, un noyau benzénique muni d'un groupement NH_2 de caractère basique et le phénol, un noyau benzénique muni d'un groupement $\text{O}-\text{H}$ de caractère acide. Le but est de démontrer l'influence de l'hydrophilicité vis-à-vis de la matrice de la résine anionique. Ces molécules étant toutes deux neutres aux pH usuels.

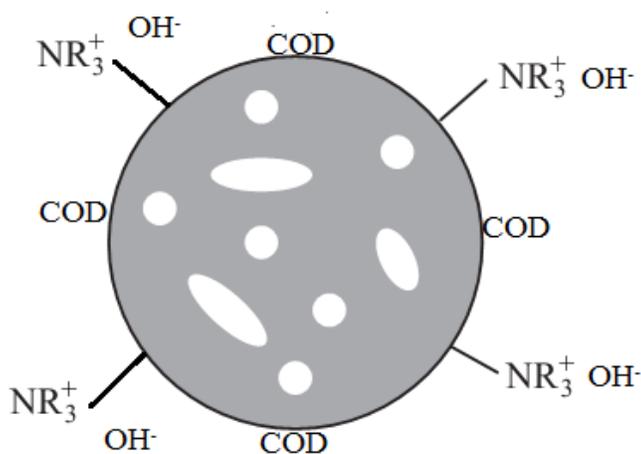


Figure I.5 : Adsorption de la matière organique neutre sur la surface de la résine

I.8. Les applications de l'échange d'ions

L'échange d'ions est une technologie très utilisée dans le domaine industriel et aussi, parfois, dans le domaine de la production d'eau potable à des fins de traitement. Ses principales utilisations sont les suivantes :

- Fractionnement de la matière organique [3] ;
- Elimination de la matière organique et les THM [13, 14] ;
- Elimination des métaux lourds (l'arsenic, cobalt, chrome...etc.) [15, 16] ;
- Production de l'eau ultra pure[17] ;

- Elimination de l'ion ammonium et des nitrates à partir des eaux usées [18, 19].

Dans la deuxième partie de ce chapitre et afin de mieux comprendre le mécanisme d'élimination de la matière organique (MO) par la résine, nous allons aborder les aspects concernant le phénomène de l'adsorption.

I.9. Définition de l'adsorption

L'adsorption est définie comme un processus de transfert d'une matière entre une phase liquide ou gazeuse chargée en composés organiques ou inorganiques (adsorbat) et une phase solide (adsorbant). Pendant des décennies, le charbon actif a été le principal, voire le seul adsorbant utilisé dans les filières de traitement d'eaux. D'autres adsorbants que le charbon actif, ont été récemment utilisés, la résine échangeuse d'ions en est un exemple. En effet, l'adsorption sur résine échangeuse d'ions présente de nombreux avantages : elle permet l'élimination d'une large gamme de polluants, dont différents types de colorants, mais aussi d'autres polluants organiques et inorganiques, tels que les phénols, les ions métalliques, les pesticides, les substances humiques, les détergents, ainsi que les composés responsables du goût et de l'odeur. A l'inverse d'autres techniques, l'adsorption est plutôt efficace dans les domaines des faibles concentrations [20]

I.10. Types d'adsorption

Selon l'auteur [21] on distingue deux principaux types d'adsorption :

I.10.1. Adsorption physique

L'adsorption physique ou physisorption est un phénomène réversible qui résulte des forces intermoléculaires d'attraction entre les molécules du solide et celles de la substance adsorbée (forces de Van der Waals)

I.10.2. Adsorption chimique

L'adsorption chimique ou chimisorption est un phénomène d'adsorption qui met en jeu une ou plusieurs liaisons chimiques covalentes ou ioniques entre l'adsorbat et l'adsorbant. Ce type est généralement irréversible, et produit une modification des molécules adsorbées. Ces dernières ne peuvent pas être accumulées sur plus d'une monocouche. Par ce type d'adsorption, les molécules sont directement liées au solide

I.11. Propriétés générales des adsorbants

Généralement tous les adsorbants ont les caractéristiques suivantes :

I.11.1. Porosité

La porosité est définie comme l'ensemble du vide (pores) d'un adsorbant. La présence de ces pores dans un adsorbant a pour effet d'augmenter considérablement sa capacité d'adsorption. Selon la littérature [22] la classification de la porosité est comme suit :

- les pores de largeur excédant 50 nm sont appelés macropores;
- les pores de largeur comprise entre 2 et 50 nm sont appelés mésopores;
- les pores de largeur inférieure à 2 nm sont appelés micropores (ou nanopores).

I.11.2. Surface spécifique

Par définition, la surface spécifique d'un adsorbant est la surface totale par unité de masse ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) d'adsorbant accessible aux molécules à adsorber. Toute la surface des particules de l'adsorbant est considérée, porosité ouverte comprise, pour le calcul de la surface spécifique qui cumule donc la surface intérieure de tous les pores constituant le grain d'adsorbant. La surface spécifique comprend la surface externe et la surface interne d'un adsorbant [23].

I.12. Facteurs influençant l'adsorption

Le phénomène d'adsorption est lié directement aux caractéristiques de l'adsorbant et aussi à la molécule à adsorber. En effet divers facteurs agissent sur l'adsorption : la température, le pH, la nature de l'adsorbant :

II.12.1. Influence de la température

Les processus de l'adsorption qui ne se compliquent pas par des réactions chimiques s'accompagnent toujours de dégagement de chaleur (exothermique), de sorte qu'avec une augmentation de la température, le phénomène de désorption devient dominant. Par contre, pour une adsorption activée (chimi-sorption), l'équilibre d'adsorption n'est pas atteint rapidement, et l'augmentation de la température favorise l'adsorption

I.12.2. Influence du pH

Le pH est un paramètre essentiel à prendre en compte dans les processus de l'adsorption. Don le pH initial de la solution à traiter a un effet sur la quantité adsorbée. En effet il peut changer la charge de la surface de l'adsorbant, et le degré d'ionisation de l'adsorbat [22].

I.12.3. Influence de la nature de l'adsorbant

L'adsorption d'une substance donnée croît avec la diminution de la taille des particules de l'adsorbant, ce qui permet aux composés de la solution de pénétrer dans les capillaires de la substance, donc la subdivision de la particule du solide influe directement sur les pores de ce

dernier ainsi que sur sa surface spécifique qui va être développée. Cependant, si les dimensions des pores sont inférieures aux diamètres des molécules de l'un des composants de la solution, l'adsorption de ce composé ne se fait pas, même si la surface de l'adsorbant a une grande affinité pour ce composé [21].

I.13. Mode d'adsorption

Il y a deux modes d'adsorption.

I.13.1. L'adsorption en batch

Cette méthode consiste à agiter une quantité d'adsorbant dans un volume contenant une quantité déterminée d'un polluant durant un temps donné (temps d'équilibre). Après le temps d'agitation les deux phases sont séparées par filtration et la quantité retenue sur la phase solide est déduite par la différence entre la concentration initiale de polluant et leur concentration à l'équilibre. Ce mode a été utilisé dans cette recherche pour comparer l'adsorption de l'aniline et du phénol sur une résine anionique.

I.13.2. L'adsorption en continu

L'adsorption en continu est un mode de traitement conçu pour étudier un phénomène sans interruption. En effet, dans ce procédé, la solution à traiter passe à travers un adsorbant avec une concentration initiale, elle reste toujours la même jusqu'à la saturation de l'adsorbant.

Ce mode de traitement est généralement utilisé pour tracer les courbes de percée.

I.14. Adsorbants

Les adsorbants les plus courants sont les suivants :

I.14.1. Charbon actif

Le charbon actif est, historiquement, le premier matériau adsorbant utilisé à grande échelle et a longtemps dominé en raison de ses propriétés épuratoires dans le traitement de l'eau ou des gaz [24]. C'est une poudre noire, légère, constituée essentiellement de matière carbonée à structure poreuse [23]. Il peut être obtenu à partir d'un grand nombre de matériaux (bois, charbon, noix de coco, résidus pétroliers,...etc.), par des processus de carbonisation suivis de processus d'activation [25]. Actuellement, le charbon actif est employé beaucoup plus dans le traitement de l'eau.

I.14.2. Bentonite

La bentonite est une argile d'origine volcanique, constituée principalement de montmorillonite. Cette dernière est caractérisée par une capacité élevée d'adsorption et d'échange ionique. Elle est considérée comme un bon adsorbant et utilisée pour adsorber certains cations et anions dans de nombreuses applications dans différents domaines (forages pétroliers, fonderie, céramique, peinture, pharmacie, terres décolorantes,..., etc.) [23, 26].

I.14.3. Alumine activée

Les aluminés activés sont obtenus par déshydratation thermique du trihydrate d'alumine. Comme les gels de silice, les aluminés activés sont très hydrophiles et sont couramment utilisés pour le séchage [25].

I.14.4. Résines échangeuses d'ions magnétique

La résine échangeuse d'ions magnétique (RIEM) est développée comme additif aux techniques de traitement existantes car elle peut éliminer la matière organique. La petite taille, les propriétés magnétiques et la régénération simple utilisant du NaCl distinguent la RIEM des résines échangeuses d'ions classiques. Il a été démontré que le RIEM élimine différents types de matières organiques dissoutes y compris les pesticides non ioniques, les ions inorganiques tels que le nitrate et le sulfate et aussi les micropolluants. Son rendement d'élimination peut être influencé par la température, le pH et également par la présence d'autres anions. Elle peut aussi être utilisée dans le domaine de production de l'eau potable comme prétraitement avant la désinfection ou la filtration membranaire, Deux mécanismes peuvent avoir lieu lors de l'élimination des MON par les résines échangeuses d'ions ; interactions électrostatiques (échange d'ions) ou interactions hydrophobes (adsorption physique). La littérature [27] sur l'adsorption de petits anions organiques comme le benzènesulfonate, le naphthalènesulfonate par des résines d'ammonium quaternaire fortement basiques a montré que la sélectivité des résines augmentait avec une augmentation du nombre de cycles aromatiques dans l'anion organique et du nombre d'atomes de carbone autour de site d'échange

I.15. Isothermes d'adsorption

Un processus d'adsorption peut être décrit à l'aide d'une isotherme d'adsorption. En effet une isotherme est une courbe qui représente la relation entre la quantité à l'équilibre de l'adsorbat par unité de masse de l'adsorbant et la concentration de l'adsorbat resté en solution. La représentation d'une courbe d'isotherme est effectuée à partir des résultats des essais de

laboratoire réalisé à une température constante. Pour le faire, des quantités connues de l'adsorbant sont introduites dans les volumes d'eau à traiter, puis après un temps de contact donné, la mesure de la quantité résiduelle de l'adsorbat est effectuée à l'aide de l'équation suivante :

$$X = ((C_0 - C) V) / m \text{ (mg/g)}$$

(E I.1)

Où

C_0 : Concentration initiale de l'adsorbat (mg/l), C : concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg/l), V : volume de solution (l), X : la masse de l'adsorbat adsorbée (mg)

Plusieurs modèles théoriques et empiriques ont été développés pour traiter les isothermes. parmi lesquels on peut citer les deux modèles les plus utilisées : Modèle de Langmuir, et celui de Freundlich [28, 29].

I.16. Modèle d'adsorption

I.16.1. Modèle de Langmuir

l'isotherme de Langmuir [30], à été proposée en 1918. Ce modèle est valable moyennant les hypothèses suivantes:

- Les molécules sont adsorbées sur des sites bien définis à la surface de l'adsorbant
- Tous les sites sont identiques
- Chaque site ne peut fixer qu'une seule molécule, donc l'adsorption s'effectue suivant une couche monomoléculaire.
- L'énergie de chaque molécule adsorbée est indépendante de sa position sur la surface.

Ce modèle permet de calculer la quantité adsorbée maximale et la constante d'adsorption.

L'équation empirique donnée par Langmuir est représentée par la relation suivante:

$$q_e = \frac{q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad \text{(E I.2)}$$

Où :

C_e : Concentration à l'équilibre (mg/l), q_e : Quantité du produit adsorbé par unité de masse d'adsorbant (mg/g), q_m : Capacité maximale d'adsorption théorique (mg/g). K_L : Constante de l'équilibre thermodynamique d'adsorption (l/mg).

La linéarisation de l'équation donne :

$$\frac{c_e}{q_e} = \frac{1}{q_m} c_e + \frac{1}{q_m \cdot K_L} \quad (\text{E I.3})$$

On obtient l'équation d'une droite de pente $\frac{1}{q_m}$ et d'ordonnée à l'origine $\frac{1}{q_m K_L}$

L'équation de Langmuir peut être exprimée par un paramètre d'équilibre adimensionnel appelé, R_L , calculé par l'équation suivante :

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (\text{E I.4})$$

Où :

C_0 : la concentration initiale de l'adsorbat.

Tel que si :

$R_L = 0 \rightarrow$ L'adsorption est irréversible ;

$(0 < R_L < 1) \rightarrow$ L'adsorption est favorable,

$(R_L = 1) \rightarrow$ L'adsorption est linéaire

$(R_L > 1) \rightarrow$ L'adsorption est défavorable.

I.16.2. Modèle de Freundlich

Le modèle de Freundlich est présenté en 1926 [30]. Il a été largement utilisé pour les systèmes hétérogènes et en particulier pour décrire le phénomène d'adsorption des composés organiques sur le charbon actif. Ce modèle repose sur l'équation empirique suivante :

$$\frac{X}{m} = K_f C_e^n \quad (\text{E I.5})$$

Où

X: représente la quantité d'adsorbat adsorbé (mg) ; m: la masse de l'adsorbant (g) ; C_e : la concentration en phase liquide à l'équilibre ; K_f , coefficients de Freundlich n: la capacité d'adsorption.

La forme linéaire de l'équation est la suivante :

$$\text{Log} \frac{X}{m} = \text{Log} K_f + n \text{Log} C_e \quad (\text{E I.6})$$

Où

L'ordonnée à l'origine de la droite est égale au terme $\text{Log} K_f$, et la pente est égale à n

Il existe d'autres modèles pour traiter les isothermes, mais nous avons développé ici que les deux modèles utilisés dans notre travail de recherche.

I.17. Cinétique d'adsorption

L'équilibre thermodynamique de l'adsorbat entre la phase liquide et solide est atteint avec une vitesse qui dépend non seulement de la vitesse avec laquelle l'adsorbat diffuse dans l'adsorbant et dans le fluide mais aussi de l'interaction adsorbant-adsorbat [23].

L'étude cinétique du phénomène d'adsorption nous donne des informations relatives au mécanisme d'adsorption et sur le mode de transfert de l'adsorbat de la phase liquide à la phase solide où la cinétique d'adsorption d'un soluté peut être modélisée. En effet la littérature [25] rapporte certains modèles cinétiques d'adsorption dépendant de la nature et de la complexité du l'adsorbant. Par la suite les trois cas suivants peuvent se présenter :

- L'adsorbant est non poreux dans ce cas l'adsorption est rapide sur les surfaces qui sont directement accessibles.
- L'adsorbant est poreux et les surfaces adsorbants ne sont pas toutes également accessibles. dans ce cas la vitesse est dépend de l'adsorption proprement et de la vitesse de diffusion dans les espaces poreux.
- L'adsorbant est poreux et complexe avec présence de pores de tailles différentes (micro-méso-macropores) ; dans ce cas la vitesse d'adsorption dépend de plusieurs phénomènes dont la diffusion dans les micropores et la convection et la dispersion dans les méso et macropores.

Parmi les modèles de cinétique d'adsorption il y a des modèles basés sur :

- La composition des milieux où la vitesse de sorption, à un instant t , est déterminée par l'écart entre l'état du système à cet instant t et son état à l'équilibre ;
- Sur la diffusion; la vitesse d'adsorption est déterminée par la diffusion moléculaire.

Par la suite nous présentons deux modèles de cinétique d'adsorption :

I.17.1. Modèle de la cinétique du pseudo premier ordre

Dans ce modèle il a été supposé que la vitesse de sorption à un instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre, q_{eq} , et la quantité adsorbée à cet instant q_t et que l'adsorption est réversible [30].

Dans ce modèle la loi de vitesse s'écrit :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_{eq} - q_t) \quad (\text{E I.7})$$

Où

q_{eq} : quantité d'adsorbat à l'équilibre par gramme d'adsorbant (mg. g^{-1}), t : le temps de contact (min), k_1 : constante de vitesse d'adsorption pour le premier ordre (min^{-1}).

L'intégration de l'équation donne :

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (\text{E I.8})$$

I.17.2. Modèle de la cinétique du pseudo-second ordre

Ce modèle permet de caractériser la cinétique d'adsorption en prenant en compte à la fois le cas d'une fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et celui d'une fixation lente sur les sites d'énergie faible [22].

Dans ce modèle la loi de vitesse est s'écrit

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_{eq} - q_t)^2 \quad (\text{E I.9})$$

L'intégration de la solution donne

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_{eq}^2} + \frac{1}{q_{eq}^2} t \quad (\text{E I.10})$$

Où

k_2 : constantes de vitesse d'adsorption pour le pseudo second ordre ($\text{g. mol}^{-1} \text{ min}^{-1}$),

q_e : quantité d'adsorbat à l'équilibre par gramme d'adsorbant (mg.g^{-1}).

La quantité d'adsorption à l'équilibre (q_e) et la constante du pseudo second ordre k_2 peuvent être déterminées expérimentalement à partir de la pente et de l'ordonnée à l'origine de t/q_t en fonction de t .

Il existe d'autres modèles de cinétique, mais nous avons développé ici que les deux modèles utilisés dans notre travail de recherche.

I.18. Conclusion

La résine échangeuse d'ion peut être utilisée comme adsorbant pour deux buts principaux :

Soit pour éliminer les polluants indésirables d'une solution,

Soit pour accumuler un élément précieux dans l'eau pour le valoriser et le récupérer pour être utilisé ultérieurement. Dans notre cas de recherche nous avons utilisé la résine pour un autre but, c'est l'isolation d'une fraction spécifique de la matière organique (la matière organique neutre naturelle des eaux des surfaces).

II. Étude **Expérimentale**

II.1 Matériel et **Méthodes**

II.1.1. Introduction

Cette partie, est consacrée à présenter les produits, et l'appareillage utilisés, ainsi que les méthodes expérimentales employées au cours de l'étude de l'effet des différents paramètres (masse d'adsorbant, vitesse d'agitation, pH, ...), sur l'adsorption du phénol et d'aniline par une résine échangeuse d'anions sous la forme R_2-SO_4 , mais aussi sous forme chlorures et nitrate.

II.1.2. Produits chimiques

Les réactifs et les solvants utilisés sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau II.1.1 : Réactifs et produits chimique

Produits	Fournisseur	Formule
Aniline	MERCK	$C_6H_5NH_2$
Phénol	RECTAPUR	C_6H_6O
Acide sulfurique	SIGMA- ALDRICH	H_2SO_4
Soude	SIGMA- ALDRICH	NaOH
Sulfate de sodium	SIGMA- ALDRICH	$Na_2SO_4, 5H_2O$
Nitrate de sodium	MERCK	$NaNO_3$
Chlorure de sodium	SIGMA- ALDRICH	NaCl
Sulfate d'ammonium	MERCK	$Al_2(SO_4)_3$
Chlorure de fer III	MERCK	$FeCl_3$
Sulfate d'ammonium	MERCK	$(NH_4)_2SO_4$
Chlorure de magnésium	SIGMA- ALDRICH	$CaCl_2$
Chlorure de calcium	SIGMA- ALDRICH	$MgCl_2$

Les réactifs et les solvants chimiques précédents ont servi principalement à : la régénération des résines et les essais d'adsorption.

II.1.3. Matériels et méthodes :

La réalisation des expériences et la mesure des différents paramètres choisis, ont été effectués par les appareils suivants:

❖ Spectrophotométrie UV-Visible :

Les valeurs de l'absorbance UV ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV visible de marque « Shimadzu » et de modèle « PharmaSpec 1700 », à double faisceau. Les cuves en quartz ont un trajet optique de 1cm.



Figure II.1.1 : Spectrophotomètre UV-Visible.

❖ pH mètre :

Les mesures du pH ont été effectuées au laboratoire à l'aide d'un pH-mètre « WTW seriesinolab pH 720 » muni d'une électrode « WTW pH-electrodeSenTix 21 ».

❖ Conductimètre :

La conductivité a été suivie par un conductimètre « HANNA instruments EC 215 »

❖ Agitateur magnétique:

L'agitation a été effectuée à l'aide d'un agitateur magnétique de type

II.1.4. Résine utilisé :

Les caractéristiques de la résine anionique utilisée dans cette recherche sont résumées dans le tableau suivant.

Tableau II.1.2 : Caractéristiques de la résine

Paramètre	Résine anionique fortement basique
Fournisseur	PUROLITE A400E
Type	Base forte poly-styrénique
Forme ionique initiale	Cl ⁻
Capacité totale d'échange min (éq/l)	2.5
Densité apparente à l'expédition (g/l)	680-710
Humidité %	48-54
Densité réelle (g/cm ³)	1.08
Gonflement maximum %	Cl ⁻ → OH ⁻

II.1.5. Méthodes d'analyse:

L'efficacité de chaque processus de traitement a été déterminée par l'analyse spectrophotométrique de la quantité résiduelle de chaque composé (phénol et/ou aniline) à l'équilibre.

Tous les échantillons ont été filtrés sur un filtre de 0,45 µm avant l'analyse.

II.1.5.1. Dosage des composés par spectroscopie UV

La concentration résiduelle à l'équilibre de chaque composé organique a été déterminée par la mesure de l'absorbance (A) à l'aide d'un spectrophotométrie UV, à une longueur d'onde λ égale à 270 nm pour le phénol et 280 nm pour l'aniline.

II.1.6. Conditionnement de la résine :

Le conditionnement de la résine a été effectué selon les étapes suivantes ;

II.1.6.1. Rinçage de la résine :

Tout d'abord et avant l'utilisation, la résine a été bien lavée avec de l'eau ultrapure jusqu'aux les valeurs d'absorbance UV₂₅₄ et la conductivité de l'eau avant et après le passage à travers la résine étaient les mêmes.

II.1.6.2. Régénération de la résine :

La régénération de la résine anionique a été effectuée par une solution de soude (NaOH) à une concentration de 5%. Après cette étape et avant l'utilisation, la résine a été re-rincée par l'eau ultrapure afin d'éliminer l'excès de soude.

II.1.6.3. Préparation d'une résine anionique sous la forme (R₂-SO₄) :

Pour obtenir une résine sous la forme (R₂-SO₄), la résine est saturée avec une solution de sulfate de sodium (Na₂SO₄) à une concentration de 5% selon la réaction suivante :



II.1.6.4. Préparation d'une résine anionique sous la forme (R-NO₃, R-Cl) :

La préparation de la résine sous les formes suivantes (R-NO₃, R-Cl) a été effectuée en suivant les mêmes étapes décrites précédemment dans le paragraphe de préparation de résine sous la forme (R₂-SO₄), selon les réactions suivantes :



II.1.7. Préparation des solutions mères de phénol et d'aniline :

La préparation de la solution mère de phénol et/ou d'aniline à une concentration de 250 ppm a été faite dans l'eau ultra pure pour deux objectifs;

- Obtenir la courbe d'étalonnage pour les deux composés.
- Préparation des solutions à fortes différentes concentrations, pour réaliser les expériences d'adsorption.

II.1.8. Vérification de l'hypothèse

Cette recherche va étudier la possibilité de rétention du phénol et de l'aniline par adsorption sur résine échangeuse d'ions. A cet effet nous avons émis une hypothèse selon laquelle, lorsque la résine est sous la forme R₂-SO₄, le phénol et l'aniline ne peuvent pas s'échanger avec le contre-ion sulfate, et le processus d'élimination n'est effectué que par adsorption. Cette hypothèse est

basée sur le fait que l'ion monovalent à une faible concentration ne peut pas échanger avec l'ion bivalent. De plus les 2 molécules étudiées, aniline et phénol, sont neutres aux pH ordinaires.

La confirmation de cette hypothèse a été effectuée par le dosage du sulfate après chaque expérience d'adsorption.

II.1.9. Détermination des conditions optimales d'adsorption

L'influence de plusieurs paramètres à savoir : la masse de la résine, la vitesse d'agitation, le pH, la nature du contre ion, la concentration initiale, a été effectuée dans le but d'étudier la possibilité de la rétention de la matière organique par la résine.

II.1.9.1. Détermination de la masse optimale de la résine :

La détermination de la masse optimale de l'adsorbant (la résine) a été effectuée selon le protocole suivant :

Dans une série des béchers de 1 L contenant 200 ml d'une solution de phénol et/ou d'aniline à une concentration de 5 ppm, nous avons fait varier la masses de la résine entre 1 et 10 g avec un pas de 1 g. Les essais de l'adsorption sont réalisés à une vitesse d'agitation de 400 tr/min à l'aide d'un agitateur mécanique avec un temps de contact de 3 h.

Ensuite, Les solutions sont dosées à l'équilibre par spectrophotométrie UV à une longueur d'onde λ égale à 270 nm pour le phénol, et 280 nm pour l'aniline.

II.1.9.2. Détermination de la vitesse d'agitation optimale :

Pour déterminer la vitesse d'agitation optimale d'adsorption, nous avons maintenu la masse de résine et la concentration des composés organiques (phénol, aniline) constantes et nous avons fait varier la vitesse d'agitation. Selon le protocole suivant :

Dans une série des béchers de 1 L, contenant 200 ml de solution de phénol et/ou d'aniline à une concentration de 5 ppm, nous avons ajouté 5g dans les béchers contenant le phénol et 15g de résine dans les béchers contenant l'aniline. Puis à l'aide d'un agitateur mécanique nous avons fait varier la vitesse de l'agitation (300, 400,500 tr/min). Les essais de l'adsorption sont réalisés à avec un temps de contact de 3 h.

Quand l'équilibre est atteint la détermination des concentrations résiduelles est effectuée par le dosage spectrophotométrie UV à une longueur d'onde de 270 nm pour le phénol, et 280 nm pour l'aniline.

II.1.9.3. Détermination du pH optimal :

Le pH optimal d'adsorption a été déterminé selon le protocole suivant ;

Dans une série de béchers de 1 L, contenant chacun 200 ml de solution de phénol et/ou d'aniline à une concentration de 5 ppm, nous avons ajouté 5g dans les béchers contenant le phénol et 15g de résine dans les béchers contenant l'aniline. Ensuite, HCl et NaOH ont été utilisés pour faire varier le pH entre 1 et 10. Les essais de l'adsorption sont réalisés avec une vitesse d'agitation de 400 tr/min et un temps de contact de 3 h.

À l'équilibre les solutions sont analysées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-VIS à une longueur d'onde de 270 nm pour le phénol, et 280 nm pour l'aniline.

II.1.10. Etude de l'isotherme :

Pour tracer une isotherme d'adsorption d'un liquide sur un solide, il est nécessaire de déterminer la quantité de soluté adsorbée en fonction de la concentration du soluté restant dans la solution à l'équilibre pour différentes concentrations initiales et à une température constante donnée. A cet effet dans une série des béchers de 1L nous avons mis une masse de 5 et 15 g de résine respectivement pour le phénol et l'aniline. Ensuite la concentration initiale a été variée entre 1 à 10 ppm pour le phénol, et entre 1 et 20 ppm pour l'aniline. Les expériences de l'adsorption sont fait avec une vitesse d'agitation de 400 tr/min et avec un temps de contact de 3h.

A l'équilibre le dosage de la concentration résiduelle après chaque expérience à été effectué par spectrophotométrie UV à une longueur d'onde de 270 nm pour le phénol, et 280 nm pour l'aniline.

II.1.11. Etude de la cinétique d'adsorption :

L'étude de la cinétique d'adsorption en fonction de la concentration initiale a été effectuée selon le protocole suivant :

Dans une série des béchers de 1L nous avons mis une masse de 5 et 15 g de résine respectivement pour le phénol et l'aniline. Ensuite la concentration initiale a été variée entre 1 à 10 ppm pour le phénol, et entre 2.5 et 15 ppm pour l'aniline. Ensuite les échantillons ont été prélevés à des intervalles de temps prédéterminés, et analysés immédiatement à l'aide d'un spectrophotomètre UV-VIS à une longueur d'onde de 270 nm pour le phénol, et 280 nm pour l'aniline.

II.1.12. Effet du contre ion sur l'adsorption du phénol sur la résine :

Afin d'étudier l'effet du contre ion sur l'adsorption du phénol et de l'aniline sur la résine anionique, nous avons testé la résine sous les trois formes (R_2SO_4 , R-Cl, R- NO_3), en suivant le protocole décrit ci-dessous :

Dans une série des béchers de 1L contenant 200 ml de solution de phénol et/ou d'aniline à une concentration de 5 ppm nous avons mis une masse de 5 et 15 g de résine sous la forme (R_2SO_4) respectivement pour les béchers contenant le phénol et les béchers contenant l'aniline. Ensuite, les expériences de l'adsorption ont été réalisées à une vitesse d'agitation de 400 tr/min et avec un temps de contact de 3h.

L'étude de l'effet du contre - ion sur l'adsorption de phénol et de l'aniline par la résine dans les autres formes (R-Cl et R- NO_3), a été effectuée en suivant le même protocole que précédemment.

I.2. Résultats et **Discussion**

II.2.1. Introduction

Cette partie est dédiée à présenter et à discuter les résultats obtenus lors de l'étude de l'adsorption du phénol et de l'aniline sur résine échangeuse d'anions. Une étude complète de l'adsorption (isotherme et cinétique) des deux composés organiques (phenol et aniline) a été effectuée. Les résultats obtenus sont présentés dans les paragraphes suivants

II.2.2. Influence de la masse de résine

L'étude de l'influence de la masse de l'adsorbant (résine) à été effectuée pour les deux composés, phénol et aniline.

II.2.2.1. Sur l'adsorption du Phénol

Les résultats obtenus lors de l'étude de l'influence de la masse de résine sur l'adsorption du phénol sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau II.2.1 : Influence de la masse de résine sur l'adsorption du phénol.

M de résine (g)	0	1	2	3	4	5	10
C_e (mg/l)	5	3.18	2.51	1.97	1.70	1.29	1.29
Q_e (mg)	1	0.63	0.50	0.39	0.34	0.25	0.25
C_{ads} (mg/l)	0	1.82	2.49	3.03	3.3	3.71	3.71
X (mg)	0	0.364	0.498	0.606	0.66	0.742	0.742
(X/m) (mg/g)	0	0.364	0.24	0.2	0.16	0.15	0.074
R(%)	0	36.4	49.8	60.6	66	74.2	74.2

$(X/m)_0 = 0.364$ (mg/g); $X/m = Q_{ads}$ (mg/g).

Le rendement de chaque expérience à été mesuré après l'équilibre de saturation selon la relation suivante :

$$R (\%) = ((C_0 - C_e) / C_0) * 100 \quad (\text{E II.2.1})$$

Où

C_0 : la concentration initiale, C_e : la concentration a l'équilibre.

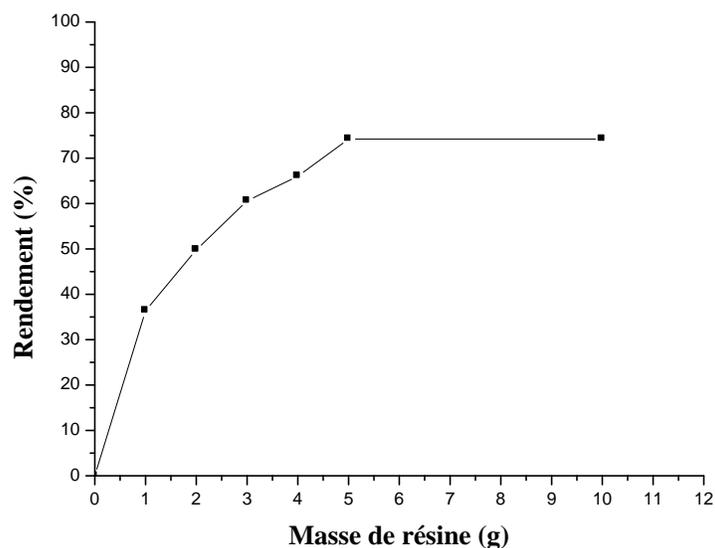


Figure II.2.1 : Influence de la masse de résine sur le rendement d'adsorption du Phénol à

$C_{\text{Phénol}} = 5\text{ppm}$; $T=20^{\circ}\text{C}$, $V=200\text{ ml}$, $V_r =400\text{ tr/min}$ et $\text{pH}= 6$.

Les résultats obtenus montrent l'absence de proportionnalité et un phénomène de saturation inattendu à $m = 5\text{ g}$. Au-delà il n'y a plus d'amélioration, même si la masse de résine est doublée.

II.2.2.2. Sur l'adsorption de l'Aniline

Le tableau représenté les résultats obtenus lors de l'étude de l'influence de la masse de résine sur l'adsorption de l'aniline.

Tableau II.2.2 : l'influence de la masse de résine sur l'adsorption de l'Aniline.

M de résine	0	1	2	3	4	5	10	15	20
C_e (mg/l)	5	3.832	3.772	3.713	3.653	2.934	2.814	2.39	2.395
Q_e (mg)	1	0.76	0.754	0.742	0.73	0.586	0.562	0.479	0.479
C_{ads} (mg/l)	0	1.17	1.23	1.29	1.35	2.06	2.19	2.61	2.61
X (mg)	0	0.234	0.246	0.258	0.27	0.413	0.438	0.522	0.522
(X/m) (mg/g)	0	0.234	0.123	0.086	0.067	0.082	0.043	0.034	0.026
$R(\%)$	0	23.36	24.6	25.74	26,94	41.32	43.72	52.2	52.2

R (%) : Le rendement de l'élimination

$(X/m)_0 = 0,234\text{ mg/g}$; $X/m=Q_{\text{ads}}\text{ (mg/g)}$.

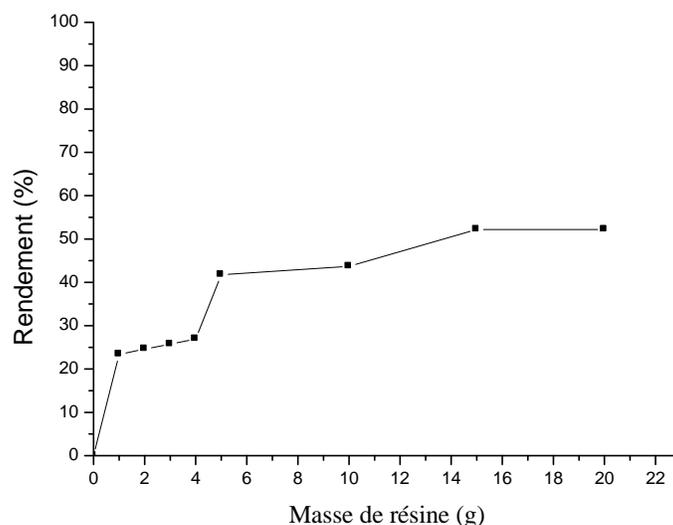


Figure II.2.2 : Evolution de rendement d'adsorption de l'Aniline en fonction de la masse de résine à : $C_{\text{Aniline}} = 5 \text{ ppm}$; $T=20^{\circ}\text{C}$, $V=200 \text{ ml}$, $V_r = 400 \text{ tr/min}$ et $\text{pH}=6,4$.

D'après la figure II.2.2, on constate que l'aniline a le même comportement de phénol, mais l'efficacité de l'élimination du phénol est toujours mieux.

Cela été évident et se peut s'explique par son affinité plus grande pour les surfaces hydrophobes [31]. Ce qui incite à une comparaison des résultats de chacun, aniline et phénol.

II.2.2.3. Comparaison entre le phénol et l'aniline

Tableau II.2.3 : comparaison des rendements phénol / Aniline.

Masse de résine	0	1	2	3	4	5	10
Ce Aniline (mg/l)	5	3.832	3.772	3.713	3.653	2.934	2.814
Ce phénol (mg/l)	5	3.18	2.51	1.97	1.70	1.29	1.29
R (%) Aniline	0	23.36	24.6	25.74	26,94	41.32	43.72
R (%) phénol	0	36.4	49.8	60.6	66	74.2	74.2

R (%) : Le rendement de l'élimination

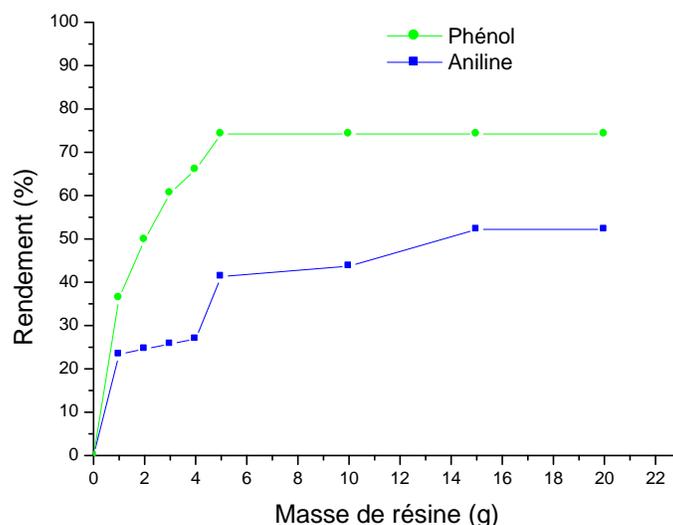


Figure II.2.3 : Comparaison de l'effet de la masse sur l'adsorption phénol / l'Aniline ;

$$C_{\text{Aniline}} = C_{\text{phénol}} = 5 \text{ ppm}; V = 200 \text{ mL}, V_r = 400 \text{ tr/min et pH} = 6,4.$$

D'après le tableau II.2.3 et la figure II.2.3 nous constatons que la rétention des composés organiques (phénol et aniline) augmente avec la masse de résine utilisée et qu'il y a apparition d'un palier correspondant à un maximum d'efficacité à partir de 5g et 15 g de résine pour les deux composés organiques respectivement (phénol et aniline). Par ailleurs, nos résultats montrent qu'il y a un meilleur rendement d'adsorption du phénol par rapport à l'aniline.

II.2.3. Influence de la vitesse d'agitation

L'étude de l'effet de la vitesse de l'agitation, sur l'adsorption de phénol et l'aniline nous a donné les résultats suivants

II.2.3.1. Sur l'adsorption du Phénol :

Le tableau II.2.4 résume les résultats obtenus lors de l'étude de l'effet de la vitesse d'agitation, sur l'adsorption du phénol

Tableau II.2.4 : Influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption du phénol.

Vitesse d'agitation (tr/min)	300	400	500
Ce (mg/l)	1.70	1.29	1.37
Q (mg/g)	0.132	0.148	0.145
R (%)	66	74.2	72.26

R (%) : Le rendement de l'élimination

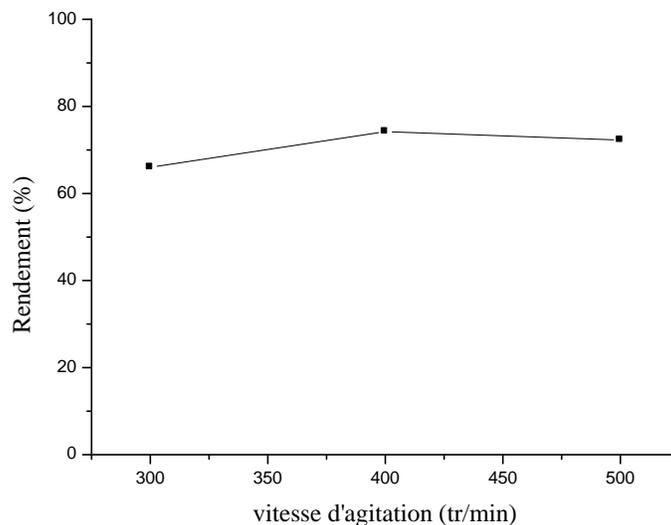


Figure II.2.4 : Evolution de rendement d'adsorption de phénol en fonction de la vitesse d'agitation à $C_{\text{phénol}} = 5 \text{ ppm}$, $V=200 \text{ ml}$, $T=20 \text{ °C}$, $m_r = 5\text{g}$.

II.2.3.2. Sur l'adsorption de l'Aniline :

Le tableau 7 résume les résultats obtenus lors de l'étude de l'effet de la vitesse d'agitation, sur l'adsorption de l'aniline.

Tableau II.2.5 : Influence de la vitesse d'agitation sur l'adsorption d'Aniline.

Vitesse d'agitation (tr/min)	300	400	500
Ce (mg/l)	2.45	2.39	2.45
Q (mg/g)	0.034	0.035	0.034
R(%)	51	52.2	51

R (%) : Le rendement de l'élimination

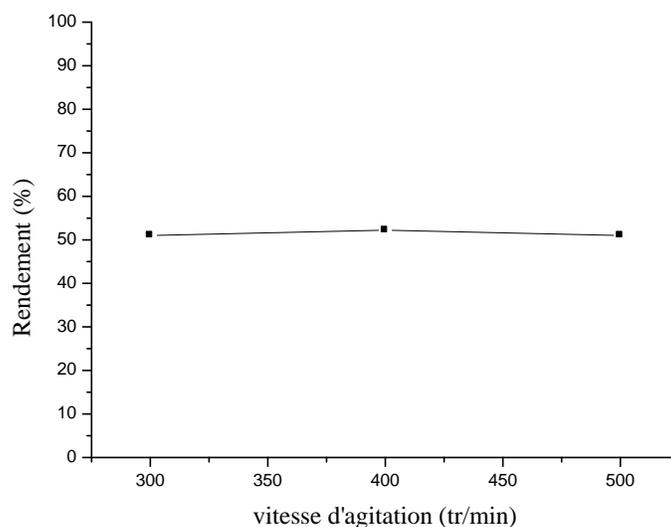


Figure II.2.5 : Evolution de rendement d'adsorption de l'Aniline en fonction de la vitesse d'agitation à $[Aniline]_0 = 5$ ppm, $V = 200$ ml, $T = 20$ °C, $m_r = 15$ g.

- ❖ Les résultats représentés sur la figure II.2.4, II.2.5 montrent que l'augmentation de la vitesse d'agitation jusqu'à 500 tr/min présente une faible influence sur la capacité d'adsorption à la fois du phénol et de l'aniline.
- ❖ Les vitesses d'agitation choisies semblent n'avoir que peu d'influence sur les rendements. L'explication pourrait être liée au régime d'écoulement. Il semblerait que les trois vitesses donnent des régimes turbulents. De plus faibles vitesses d'agitation (à partir de zéro) auraient révélé des régimes laminaires et des rendements moindres.

Nous pouvons dire que la vitesse d'agitation n'a pas d'incidence sur le processus d'absorption, et cela parce qu'on se situe en régime turbulent.

II.2.4. Influence du pH

Après l'étude de l'effet du pH sur l'adsorption du phénol et de l'aniline par résine échangeuse d'ions, nous avons obtenu les résultats suivants ;

II.2.4.1. Sur l'adsorption du phénol :

Les résultats de l'effet du pH sur l'adsorption du phénol sont représentés dans le tableau II.2.6.

Tableau II.2.6 : l'influence du pH sur l'adsorption de phénol.

pH	1.73	2.18	3.04	4.07	5.16	6.03	7.07	8.08	9.05	10.47
Ce (mg/l)	4.86	3.18	2.44	2.37	1.98	1.29	1.29	1.29	1.29	1.29
Q _{ads} (mg/g)	0.006	0.073	0.102	0.105	0.120	0.148	0.148	0.148	0.148	0.148
R (%)	2.8	36.4	51.2	52.6	60.4	74.2	74.2	74.2	74.2	74.2

R (%) : Le rendement de l'élimination

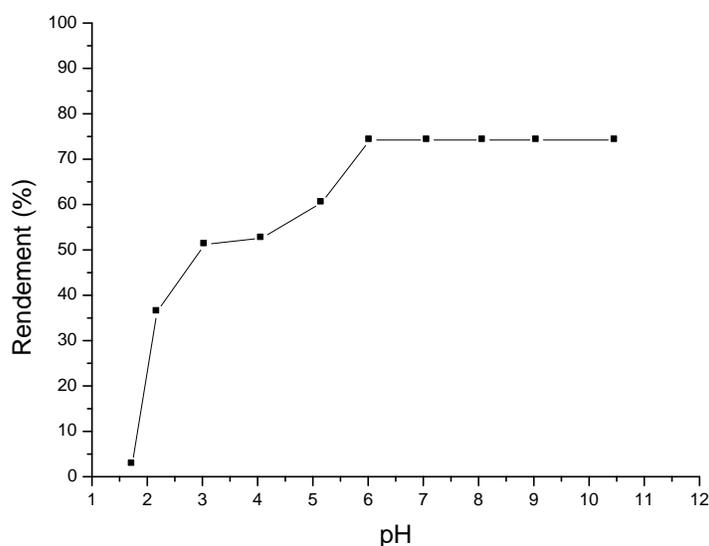


Figure II.2.6 : Evolution de la quantité adsorbée du phénol en fonction du pH aux conditions :

[phénol]₀ = 5 ppm, V=200 ml, T=20 °C, Masse de résine =5g, Vr = 400 tr/min.

II.2.4.2. Sur l'adsorption de l'aniline :

Les résultats de l'effet de pH sur l'adsorption de l'aniline sont représentés dans le tableau

Tableau II.2.7 : influence de pH sur l'adsorption d'Aniline.

pH	2	3	4	5.13	6.46	8.29	10.04
Ce (mg/l)	2.575	2.515	2.515	2.515	2.515	2.515	2.515
Q _{ads} (mg/g)	0.032	0.033	0.033	0.033	0.033	0.033	0.033
R(%)	48.5	49.7	49.7	49.7	49.7	49.7	49.7

R (%) : Le rendement de l'élimination

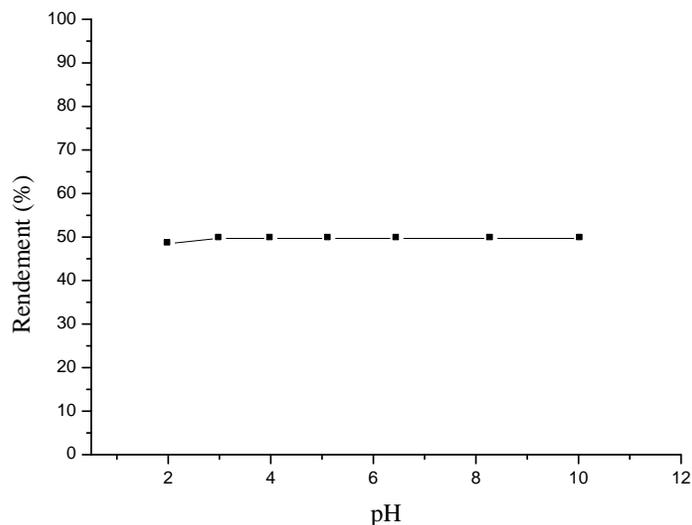


Figure II.2.7 : Evolution de la quantité adsorbé d'Aniline en fonction de pH à conditions :

$[Aniline]_0 = 5$ ppm, $V=200$ ml, $T=20$ °C, Masse de résine =15g, $V_r = 400$ tr/min.

D'après les résultats obtenus figure II.2.6, nous pouvons constater que dans la gamme des pH testés le rendement d'élimination du phénol par la résine augmente lorsque le pH augmente. Les meilleurs rendements sont obtenus lorsque le pH dépasse 6 mais stagne à 74 % jusqu'à pH 10. . Par contre celui de l'aniline figure II.2.7 il reste le même, ≈ 49 %, dans tout l'intervalle du pH étudié (2 à 10).

Il est ainsi démontré qu'il existe des différences tout à fait remarquables entre le phénol et l'aniline. Ces résultats pourraient s'expliquer par le type d'interaction molécule – résine. L'aniline a un pKa voisin de 5 ; pour des pH inférieurs à 5 c'est l'espèce cation anilinium qui prédomine ; alors qu'au-delà de 5 c'est l'espèce neutre, aniline, qui prédomine. Quelque soit la spéciation le rendement reste le même suggérant un mécanisme d'adsorption « hydrophobe » du côté du noyau benzénique sur la matrice polymérique. Pour le phénol ce type d'interaction en milieu acide ; au-delà de pH 4 il est probable qu'outre l'interaction hydrophobe (noyau aromatique du benzène – matrice polymère), il y a une interaction sulfate – phénol à travers le pont OH. Comme prévu par les hypothèses le phénol et l'aniline sont similaires par les noyaux aromatiques mais différent par leurs groupements fonctionnels respectivement OH et NH_2 .

II.2.5. Influence de la concentration initiale :

L'influence de la concentration initiale sur l'adsorption de phénol et d'aniline a donné les résultats suivants.

II.2.5.1. Sur l'adsorption du phénol :

La figure suivant résume les résultats obtenus lors de l'étude de l'influence de la concentration initiale sur l'adsorption du phénol

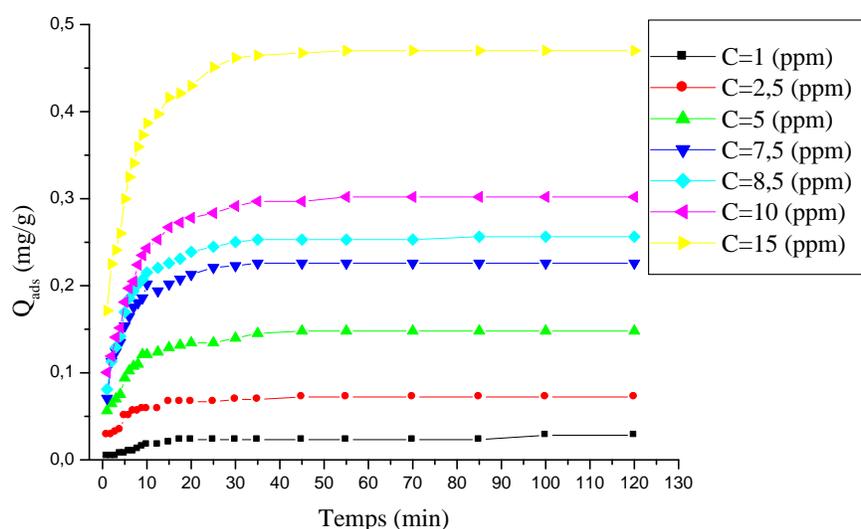


Figure II.2.8 : Evolution de la capacité d'adsorption en fonction de temps à différentes concentration initial de Phénol à $M_{résine} = 5\text{ g}$; $T=20^{\circ}\text{C}$; $V=200\text{ ml}$; $V_r = 400\text{ tr/min}$.

II.2.5.2. Sur l'adsorption de l'aniline

La figure suivant résume les résultats obtenus lors de l'étude de l'influence de la concentration initiale sur l'adsorption de l'aniline

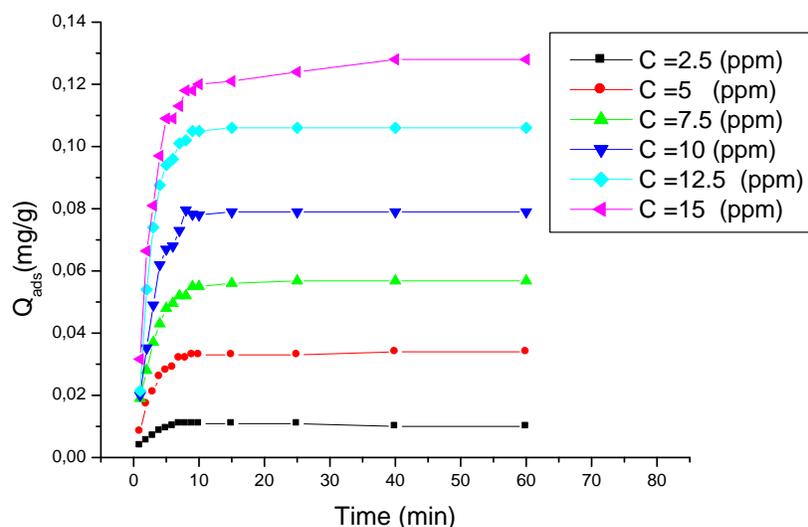


Figure II.2.9 : Evolution de la capacité d'adsorption en fonction de temps à différentes concentration initial d'Aniline à $M_{résine} = 15g$; $T=20^{\circ}C$; $V=200 ml$; $V_s = 400 tr/min$.

Les figures II.2.8, II.2.9 montrent que les courbes deux composés organiques, phénol et aniline, ont la même allure. Elles montrent aussi un phénomène remarquable; quelque soit la concentration initiale, le temps de saturation (point d'intersection de la tangente à l'origine avec l'asymptote de saturation) est plus ou moins constant. Il est à noter la reproductibilité du phénomène dont la courbe fait ressortir un temps de demi-réaction $\tau_{1/2}$ bien déterminé. L'exploitation rationnelle de ces courbes ne peut se faire qu'à travers les études d'isothermes et des modèles cinétiques, bien connus en adsorption. Ces isothermes et modèles cinétiques sont présentés plus loin

II.2.6. Etude de l'isotherme d'adsorption:

Les paramètres obtenus à partir de la modélisation des isothermes fournissent des informations importantes sur le mécanisme d'adsorption, les propriétés de surface et les affinités adsorbant-adsorbat. Les deux modèles à deux paramètres les plus couramment utilisés sont les modèles de Langmuir et Freundlich.

Le but de cette partie est de déterminer les constantes de Langmuir et de Freundlich (K et n).

II.2.6.1. Etude de l'isotherme d'adsorption du phénol :

L'étude de l'isotherme de phénol nous a donné les résultats suivants :

II.2.6.1.1. L'équation linéaire de Langmuir

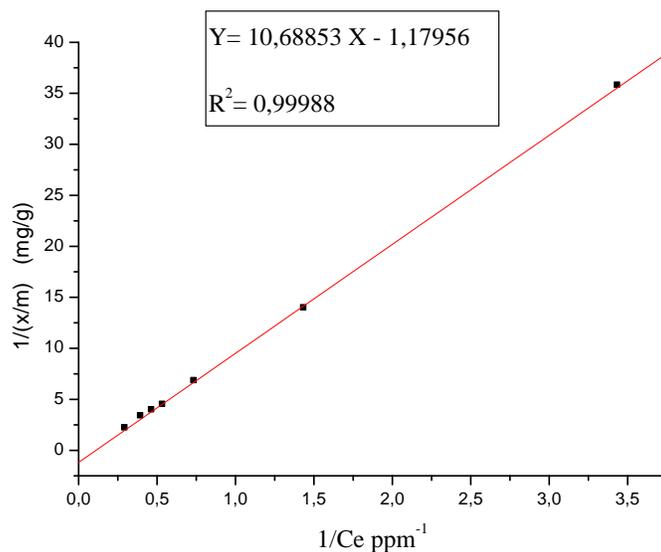


Figure II.2.10 : Modélisation par équation de Langmuir pour le phénol.

II.2.6.1.2. L'équation linéaire de Freundlich

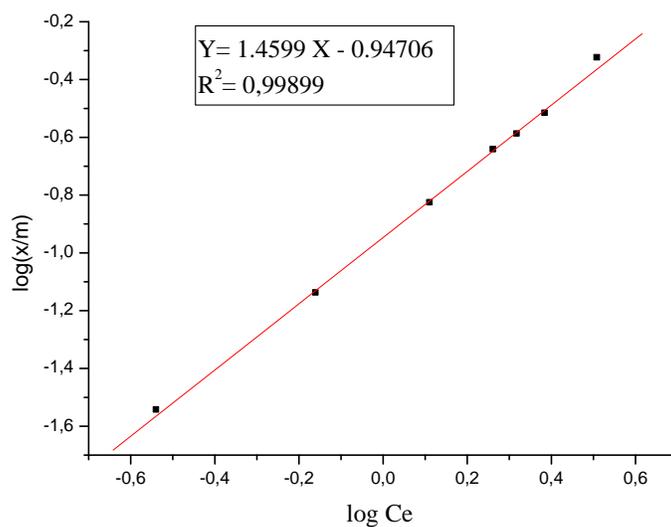


Figure II.2.11 : Modélisation par équation de Freundlich pour le Phénol.**Tableau II.2.11** : Paramètres du modèle de Langmuir et de Freundlich pour le phénol.

Langmuir									Freundlich			
Q_{\max} (mg/g)	K_L	R_L							R^2	K_f	n_f	R^2
		1 ppm	2.5 ppm	5 ppm	7.5 ppm	8.5 ppm	10 ppm	15 ppm				
0,847	0,1 10	1,12 3	1,37 9	2,22 2	5,71 4	15,3 84	0	0	0,99988	0,113	0,872	0,99899

Sur la base des résultats contenues dans le tableau II.2.11, nous pouvons constater que ;

Pour le modèle de Langmuir on a :

Si $R_L = 0$ l'isotherme est irréversible ;

Si ($0 < R_L < 1$) alors elle est favorable,

Si ($R_L = 1$) elle est linéaire ;

Si ($R_L > 1$) elle est défavorable.

Donc on peut dire que l'adsorption est défavorable

Pour le modèle de Freundlich on a :

Si $n = 1$ adsorption linéaire ;

Si $n < 1$ adsorption chimique ;

Si $n > 1$ adsorption physique et favorable

Donc on peut dire que l'adsorption du phénol est chimique

II.2.6.2. Etude de l'isotherme d'adsorption de l'aniline :

L'étude de l'isotherme de l'aniline nous a donné les résultats suivants :

II.2.6.2.1. L'équation linéaire de Langmuir

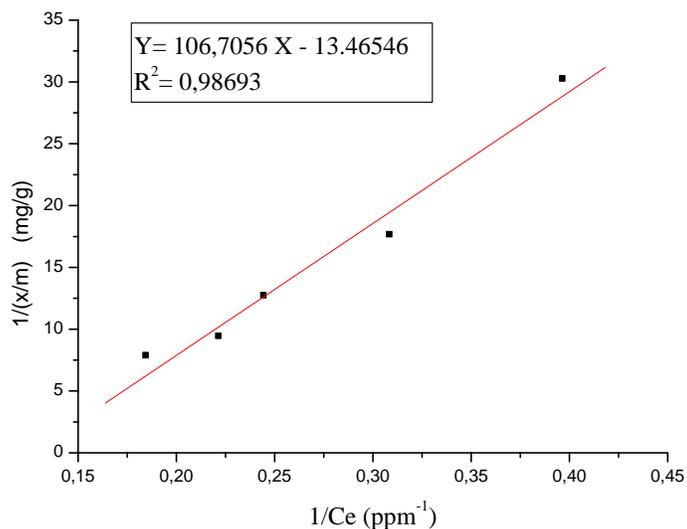


Figure II.2.12 : Modélisation par équation de Langmuir pour l'Aniline.

II.2.6.2.2. L'équation linéaire de Freundlich

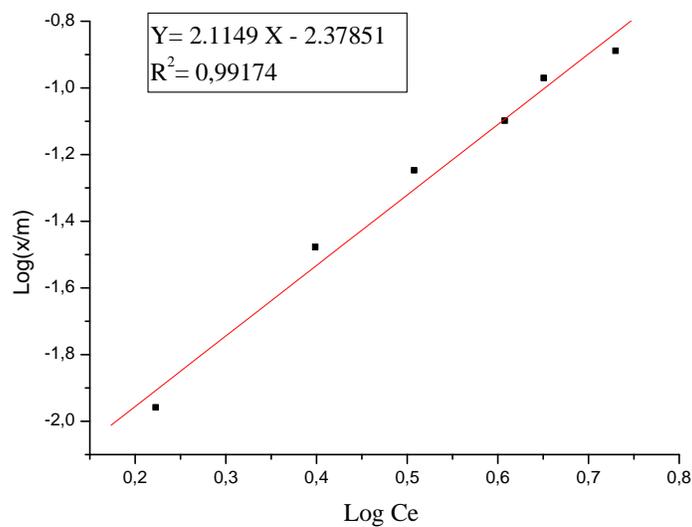


Figure II.2.13 : Modélisation par l'équation de Freundlich pour l'Aniline.

Tableau II.2.13 : Paramètres du modèle de Langmuir et de Freundlich d'Aniline.

Langmuir									Freundlich			
Q_{max} mg/g	K_L	R_L							R^2	K_f	n_f	R^2
		1 ppm	2.5 ppm	5 ppm	7.5 ppm	8.5 ppm	10 ppm	15 ppm				
0,074 2	0.12 6	1,356	1,067	0,612	18,957	- 0,809	- 0,613	- 1,117	0,9869	0,004 1	0,47	0,9917

Sur la base des résultats contenues dans le tableau II.2.13, nous pouvons constater que ;

Pour le modèle de Langmuir on a :

Si $R_L = 0$ l'isotherme est irréversible ;

Si ($0 < R_L < 1$) alors elle est favorable,

Si ($R_L = 1$) elle est linéaire ;

Si ($R_L > 1$) elle est défavorable.

Donc on peut dire que l'adsorption est défavorable

Pour le modèle de Freundlich on a :

Si $n = 1$ adsorption linéaire ;

Si $n < 1$ adsorption chimique ;

Si $n > 1$ adsorption physique et favorable

Donc on peut dire que l'adsorption de l'aniline est aussi chimique.

La construction des isothermes a donc permis de déterminer les constantes de Freundlich K et n et ensuite les comparer :

Tableau II.2.14 : les constantes thermodynamiques d'adsorption pour le phénol et l'aniline

	Phenol	Aniline
Kf	0.113	0.004
n	0.84	0.47

Le phénol est beaucoup mieux adsorbé que l'aniline. Ce travail montre aussi qu'une proportion importante des molécules organiques neutres ne traverse pas la résine où ils sont fixés. On pourrait élargir cette discussion aux molécules organiques neutres de l'eau et à leur fractionnement.

La très nette différence phénol – aniline montre que la résine anionique a montré une certaine sélectivité selon la nature des molécules traitées. Une première explication à cette différence pourrait être avancée; les 2 molécules sont similaires par leur partie aromatique qui, hydrophobe, a tendance à se fixer sur la matrice polymère non chargée. Par contre elles diffèrent par leurs groupements fonctionnels dont l'un est basique, accepteur de protons, NH_2 , alors que le phénol présente une fonction acide qui pourrait interagir avec le contre – ion sulfate. Cela pourrait justifier la grande différence d'adsorption phénol – aniline.

II.2.7. Cinétique d'adsorption :

II.2.7.1. Le modèle de pseudo premier ordre :

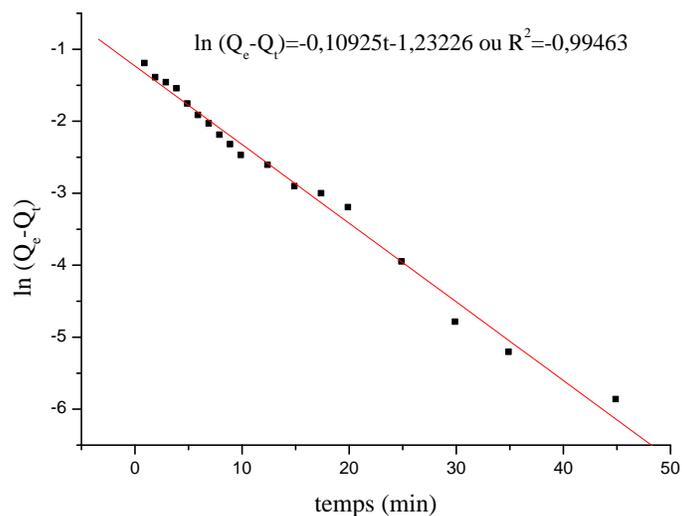
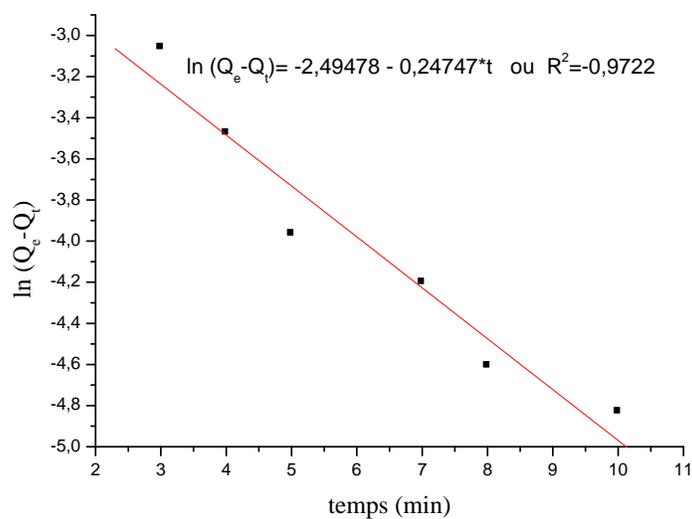
Ce modèle est représenté par la relation suivante :

$$\ln (Q_e - Q_t) = \ln Q_e - K_1 t \quad (\text{E II.2.2})$$

Avec : Q_t est la capacité d'adsorption au temps t (mg.g^{-1}) et K_1 est la constante de vitesse d'adsorption du modèle de pseudo-premier ordre (min^{-1}).

Q_e c'est la quantité adsorbé en l'équilibre (mg/g).

t : le temps (min).

II.2.7.1.1. Cinétique d'adsorption de modèle pseudo premier ordre pour le Phénol :**Figure II.2.14 :** Cinétiques de pseudo premier ordre de différent concentration de phénol**II.2.7.1.2. Cinétique d'adsorption de modèle pseudo premier ordre pour l'Aniline :****Figure II.2.15 :** Cinétiques de pseudo premier ordre de différent concentration d'Aniline

II.2.7.2. Cinétique d'adsorption de modèle pseudo deuxième ordre :

Le modèle de pseudo-deuxième-ordre peut être représenté sous la forme suivante :

$$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{K_2 Q_e^2} + \frac{t}{Q_e} \quad (\text{E II.2.3})$$

Avec K_2 est la vitesse d'adsorption du modèle de pseudo-deuxième ordre ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$).

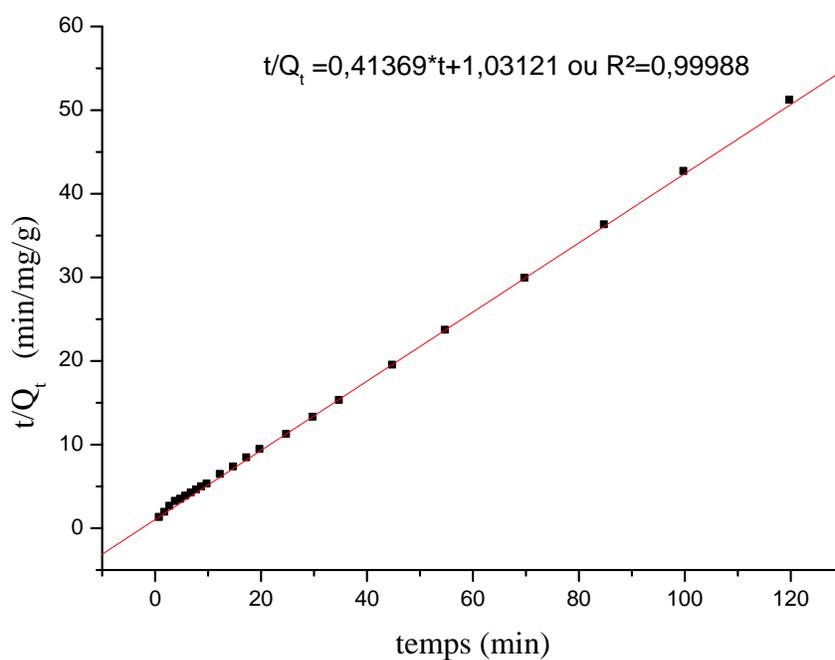
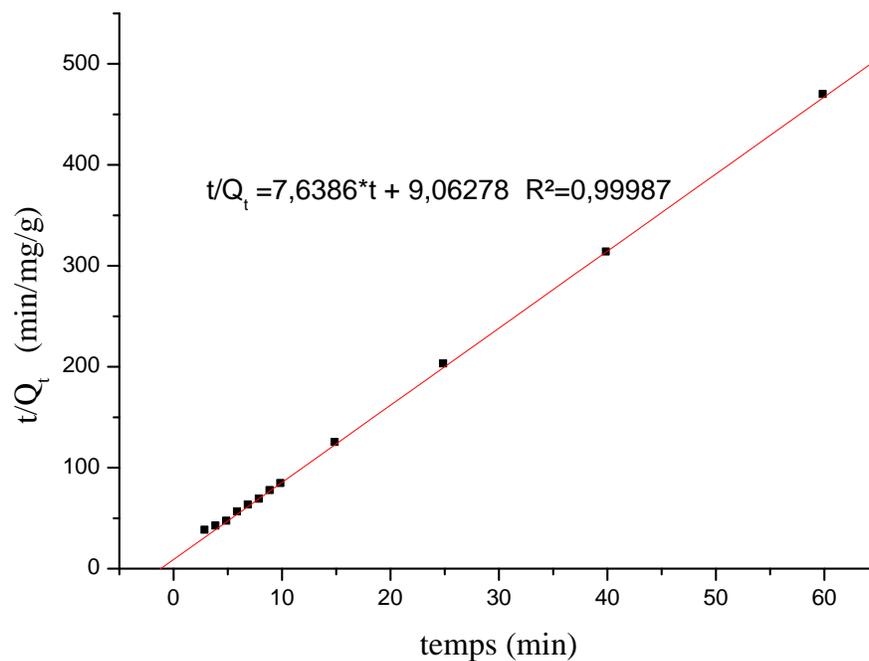
II.2.7.2.1. Cinétique d'adsorption de modèle pseudo deuxième ordre pour le phénol :

Figure II.2.16 : Cinétiques de pseudo deuxième ordre de différents concentrations de phénol

II.2.7.2.2. Cinétique d'adsorption de modèle pseudo deuxième ordre l'aniline:**Figure II.2.17 :** Cinétiques de pseudo deuxième ordre de différent concentration d'Aniline**Tableau II.2.15 :** Les paramètres de la cinétique de premier et de deuxième ordre de phénol.

Q _e (exp) (mg/g)	Q _e (mg/g)	Cinétique de 1 ^{er} ordre		Cinétique de 2 ^{ème} ordre	
		K ₁	R ²	K ₂	R ²
0,470	2.4914	0,10925	0,9946	0.15623	0,99987

Où : Q_e : quantité adsorbé a l'équilibre.

Tableau II.2.16 : Les paramètres de la cinétique de premier et de deuxième ordre d'Aniline.

Q _e (exp) (mg/g)	Q _e (mg/g)	Cinétique de 1 ^{er} ordre		Cinétique de 2 ^{ème} ordre	
		K ₁	R ²	K ₂	R ²
0,128	0.14156	0,24747	0,999	5.5062	0,999

Discussions

L'étude de la cinétique d'adsorption des deux composés organiques (phénol et aniline) sur la résine anionique nous a permis de calculer quelques paramètres cinétiques caractérisant la processus d'adsorption, à savoir les vitesses d'adsorption et les constantes de cinétiques K.

Le calcul des constantes de vitesse d'adsorption nous donne une idée générale sur le processus d'adsorption des composés étudiés. D'après les tableaux II.2.15, II.2.16 on constate que la vitesse d'adsorption du phénol est proche de celle de l'aniline.

II.2.8. L'effet du contre anion sur l'adsorption du phénol et d'aniline sur résine anionique

R-X :

Pour compléter l'étude précédente. L'influence de l'état initial du site échangeur de la REA a été effectuée pour l'état initial (sulfate, chlorures et nitrates).

Cette comparaison à été réalise pour le deux composés (phenol et l'aniline.).

Les expériences de l'adsorption ont été effectuée avec les conditions opératoires suivantes :

Pour le phénol : $C_{\text{Phénol}} = 5\text{ppm}$; $M_{\text{résine}} = 5\text{g}$; $T=20^{\circ}\text{C}$; $V=200\text{ ml}$, $V_s=400\text{ tr/min}$.

Pour l'aniline : $C_{\text{aniline}} = 5\text{ppm}$; $M_{\text{résine}} = 15\text{g}$; $T=20^{\circ}\text{C}$; $V=200\text{ ml}$, $V_s=400\text{ tr/min}$.

Tableau II.2.17 : L'effet de contre anion sur l'adsorption du phénol, Aniline sur résine anionique.

Solvants	Phénol a 270nm			Aniline a 280 nm		
	OH ⁻			NH ₂		
Type de résine	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
A	0.030	0.030	0.020	0.043	0.039	0.041
Ce (mg/l)	1.97	1.97	1.29	2.51	2.27	2.39
Q (mg/g)	0.12	0.12	0.14	0.033	0.036	0.034
R(%)	60.6	60.6	74.2	49.8	54.6	52.2

R(%) :Le rendement de l'élimination

Pour l'aniline, la nature du site échangeur, chlorure, nitrate ou sulfate, n'a pas d'effet sur la fixation. Par contre les sulfates font augmenter sensiblement le rendement d'adsorption du phenol atteignant 74.2 %. Ceci confirme notre hypothèse de l'interaction sulfate-phénol et son absence avec l'aniline.

Cette même méthodologie est appliquée aux eaux naturelles où l'on observe des phénomènes intéressants.

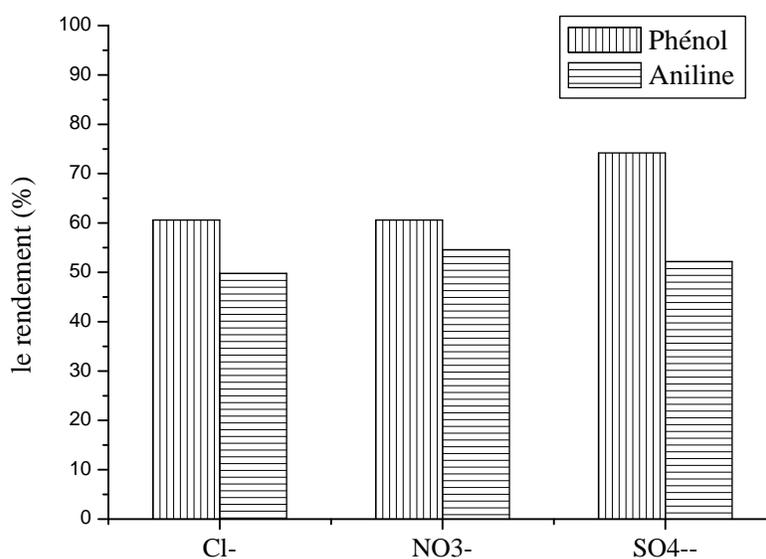


Figure II.2.18 : L'effet de contre anion sur l'adsorption du phénol, Aniline sur résine anionique.

II.2.9. L'effet de contre anion sur traitement de différentes eaux sur résine anionique

Tableau II.2.18 : L'effet de contre anion sur traitement de différents eaux sur résine anionique.

Barrage	Abs initial	Abs final			R (%)		
		R-Cl	R-NO ₃	R ₂ -SO ₄	R-Cl	R-NO ₃	R ₂ -SO ₄
Biskra	A _i = 0.085	0.046	0.043	0.012	45.88	49.41	85.88
M'silla	A _i = 0.123	0.012	0.012	0.064	90.24	90.24	47.96
Batna	A _i = 0.055	0.012	0.02	0.018	78.18	63.63	67.27
Sétif	A _i = 0.113	0.020	0.029	0.044	82.30	74.33	61.06
Constantine	A _i = 0.063	0.029	0.023	0.025	53.96	63.49	60.31

Dans ce cas ne sont plus des eaux synthétiques mais des eaux de barrage réelles (Batna, Sétif, Biskra, Msila...). Les résultats sont sur le tableau II.2.18.

Prenons le barrage de Msila. Les formes Cl⁻ et NO₃⁻ retiennent 90 % de la MON aromatique, alors que la forme sulfate n'arrête que 47.9%, soit deux fois moins. Cet exemple est bien réussi

et confirme nos hypothèses. Avec les chlorures et les nitrates, beaucoup plus retenus que les sulfates, la matière organique naturelle va se fixer selon deux mécanismes ; les acides humiques et fulviques, de charges négatives, vont s'échanger avec les chlorures (ou nitrates) et les remplacer. En même temps la MON neutre va se fixer partiellement sur la partie hydrophobe de la résine. Au contraire avec les sulfates l'échange ne se fera pas et les acides humiques/fulviques ne seront pas échangés, par contre la MON neutre s'adsorbent partiellement sur le polystyrène hydrophobe.

L'eau du barrage de Sétif présente une tendance similaire qui s'explique par l'ordre de fixation suivant :

$\text{SO}_4^- \succ \text{NO}_3^- \succ \text{Cl}^-$ cet ordre montre que les acides humiques chargés arrivent à substituer Cl^- et NO_3^- mais ne peuvent pas se substituer à SO_4^-

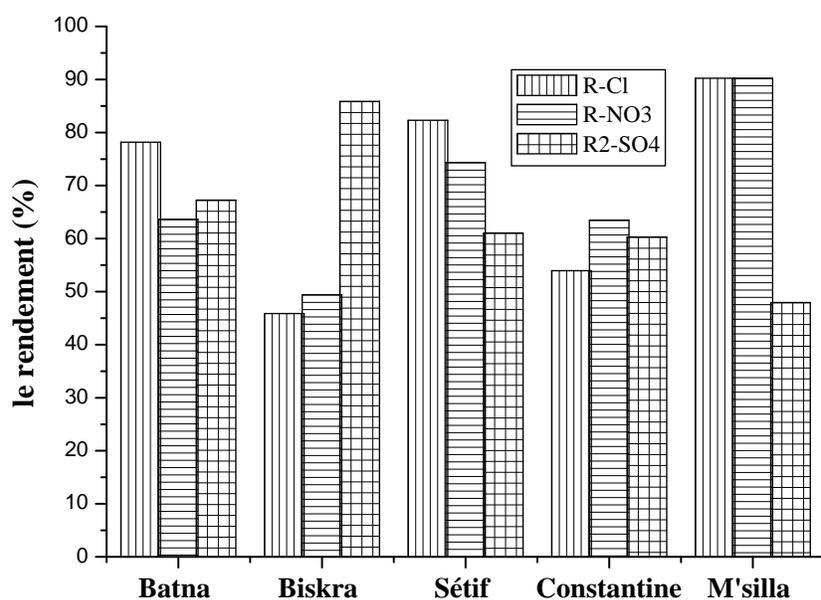


Figure II.2.19 : L'effet de contre anion sur le traitement de différents eaux par résine anionique.

II.2.10. Conclusion

Nous rappelons que l'objectif principal de cette partie était l'élimination de la matière organique naturelle (MON) de l'eau par résine échangeuse d'ions. Où l'hypothèse de base était l'hydrophobicité de la résine anionique qui pourrait adsorber des molécules neutres plus ou moins hydrophobes.

A cet effet, des essais d'adsorption de deux composés organiques (phénol et l'aniline) sur résine échangeuse d'ions anionique forte sous forme SO_4^- ont été réalisés.

Les principaux résultats obtenus sont :

Les taux d'adsorption ont été de plus de 70% pour le phénol et 50% pour l'aniline des molécules similaires mais différant par l'hydrophobicité.

Partant de ces résultats sur solutions synthétiques nous avons comparé les taux d'élimination de la MON (UV_{254}) sur cinq eaux de barrage avec trois formes (Cl^- , NO_3^- et SO_4^-) de la même REA. Les résultats étaient très encourageants et complétaient l'étude précédente (le mécanisme d'isolement de la matière organique neutre).

Le taux d'élimination de la MON des barrages était maximal avec Cl^- , medium avec la forme nitrates et minimal avec la forme sulfates, avec une exception.

La forme chlorure retient à la fois les formes neutres et les formes chargée, humiques et fulviques ; cet effet est moindre avec les nitrates mais absents avec la forme sulfates qui ne retient que les molécules neutre.

REFERENCES

- [1]. LU, W., *Etude de l'échange d'ions modulé électriquement : Application du couplage échange d'ions -électrodialyse à la séparation de biomolécules*, in *Génie des Procédés*. 2010, Université Polytechnique du Hebei, Chine
- [2]. Simon, G.P., *Ion Exchange Training Manual*. 2013: Springer Netherlands.
- [3]. Khettaf, S., et al. **30** 3-4 2016: p. 261-270.
- [4]. LAFOND, E., *Etude chimique et dimensionnelle de résines échangeuses d'ions cationiques en milieu cimentaire* in *Sciences et Techniques* 2013, universite de bourgogne france.
- [5]. Clifford, D.A., in *Water Quality and Treatment*. 1999, American Water Works Association: Houston, Texas. p. 1248.
- [6]. François, D.D. **base documentaire : TIB332DUO** ref. article : j2783 2015: p.
- [7]. TRABOULSI, A., *Radiolyse gamma et lixiviation post irradiation de Résines Echangeuses d'Ions*, in *Sciences et Techniques*. 2012, universite paul cezanne france.
- [8]. ALLOUI, R.G.-. *contribution à l'étude du vieillissement de membranes échangeuses d'ions utilisées dans un procédé d'électrodialyse pour l'industrie agroalimentaire*, in *Chimie* 2012, Université de Carthage (Tunisie): Tunisie.
- [9]. Mabrouk, A., *Caracterisation des resines echangeuses d'ions d'interet pour les reacteurs a eau sous pression : Application et validation d'un modele dedie*, in *Sciences des Métiers de l'Ingénieur*. 2012, Ecole Nationale superieure des Mines de Paris: Paris,France.
- [10]. Skoog, D.A. and D.M. West, *Chimie analytique*. 2015: De Boeck Superieur.
- [11]. B.SAHRAOUI, S.A., *Fixation de lamatière organique naturelle sur résine echangeuse d'ions dans les eaux naturelle*, in *Département de chimie* 2016, Université Batna-1: Algérie.
- [12]. Helfferich, F.G., *Ion Exchange*. 1962: Dover.
- [13]. Shuang, C., et al., *J Colloid Interface Sci.* **437** 2015: p. 163-9.
- [14]. Graf, K.C., D.A. Cornwell, and T.H. Boyer, *Sep Purif Technol.* **122** 2014: p. 523-532.
- [15]. Dabrowski, A., et al. **56** 2 2004: p. 91-106.
- [16]. Rengaraj, S. and S.-H. Moon. **36** 7 2002: p. 1783-1793.
- [17]. Lee, J.-H. and J.-H. Choi, *J Membrane Sci.* **409-410** 2012: p. 251-256.
- [18]. Lahav, O. and M. Green. **32** 7 1998: p. 2019-2028.
- [19]. Kim, J. and M.M. Benjamin. **38** 8 2004: p. 2053-2062.
- [20]. BENMAHDI, F., *Etude de la rétention d'un herbicide dans un sol agricole* in *Département de chimie*. 2008, Université Hadj Lakhdar- Batna: Batna, Algérie.

- [21]. NABIL, B., *etude de l'adsorption de micropolluants organiques sur la bentonite*, in *Département des Sciences Fondamentales*. 2007, Université 20 Août 55, Skikda: Skikda, Algérie.
- [22]. Nouara, Y., *etude de l'adsorption des composés phenoliques des margines d'olive sur carbonate de calcium, hydroxyapatite et charbon actif* in *departement de chimie*. 2012, universite mouloud mammeri, tizi ouzou Tizi ouzou, Algérie.
- [23]. BOUZIANE, N., *elimination du 2-mercaptobenzothiazole par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre*, in *departement de chimie*. 2007, universite mentouri de constantine: Constantine, Algérie.
- [24]. j.masschelein, w., *Unit Processes in Drinking Water Treatment*. 1992: Taylor & Francis.
- [25]. Marzouk Trifi, I., *Removal of chromium VI from aqueous solutions by adsorption onto activated alumina and donnan dialysis*. 2012, Université Paris-Est.
- [26]. Grim, R.E. and N. Guven, *Bentonites: Geology, mineralogy, properties and uses*. 2011: Elsevier Science.
- [27]. Bolto, B., et al. **36** 20 2002: p. 5057-5065.
- [28]. Garon-Boucher, C., *Contribution à l'étude du devenir des produits phytosanitaires lors de l'écoulement dans les fosses: caractérisation physico-chimique et hydrodynamique*. 2003, PhD dissertation, Joseph Fournier University.
- [29]. LEILA, A., *Etude du pouvoir de sorption du Cuivre (II), du Zinc (II) et des polyphénols par les bentonites sous l'effet des irradiations micro-ondes*, in *departement de chimie* 2011, universite mouloud mammeri de tizi-ouzou: tizi-ouzou,algerie.
- [30]. M. Hemati. Adsorption industrielle. INP, E.A. 7: p.
- [31]. Zhang, P.-C. and D.L. Sparks. **57** 2 1993: p. 340-345.

Chapitre IV :

Techniques Membranaires et Production d'Eau Potable

Préambule :

Cette recherche étudie la possibilité d'utiliser la microfiltration, une technique membranaire, pour potabiliser l'eau du barrage de Tingad (Koudiet Lemdaouar).

C'est un barrage récent qui a été mis en service en 2005 . Il a une capacité totale de 69,10 millions de m³. La station de potabilisation utilise le traitement conventionnel et alimente 700000 habitants.

C'est donc un barrage stratégique et très peu étudié.

L'eau brute de ce barrage présente des turbidités faibles (5 à 10 NTU) et elle est traitée par un procédé conventionnel à plusieurs étapes (coagulation – floculation – décantation – filtration sur sable ...).

Est-il possible de remplacer cette chaîne de traitement par la microfiltration et obtenir une eau avec une turbidité très faible (< 1NTU) et de très haute qualité ?

Tel est l'objectif de cette recherche.

Parmi les buts pratiques de cette recherche :

- La conception et la réalisation d'un pilote de recherche ;
- L'étude de l'influence de la turbidité (concentration et nature)
- l'étude des modes d'écoulement frontal et tangentiel ;
- L'étude du colmatage

Production d'eau potable par membrane

Les procédés membranaires gagnent en importance pour la production d'eau potable grâce à :

- ❖ l'avancement de la technologie des membranes ;
- ❖ la croissance des exigences sur la qualité de l'eau;

La microfiltration (MF) reconnu comme étant très attractive comparée au traitement classique.

Nous citons des exemples d'applications réelles :

Microfiltration → bactéries, Cryptosporidium, Giardia, ...etc.

Ultrafiltration → virus

Nanofiltration → pesticides

I. Revue

Bibliographique

I.1. Introduction

La production d'eau potable correspond à l'action permettant de produire une eau saine à partir des eaux de surface (barrages, rivières,...), des eaux souterraines,...

Le traitement nécessaire dépend fortement de la qualité de la ressource. Le traitement conventionnel comprend la plupart du temps les huit étapes suivantes (dégrillage, coagulation, floculation, décantation, filtration sur lit granulaire, adsorption sur charbon actif, désinfection et ajustement de pH). Mais ces traitements deviennent des fois insuffisants pour certains polluants tels que les pesticides (atrazine), le fluor, les THM ... etc. Pour cela l'utilisation des techniques membranaires est considérée comme la meilleure solution pour produire une eau de haute qualité [1].

Les quatre principaux procédés utilisés dans le traitement des eaux sont, en ordre décroissant de taille des pores de la membrane : la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI).

Ces techniques membranaires de traitement gagnent une importance pour la production d'eau potable et le dessalement, surtout avec l'avancement de la technologie, la baisse des coûts et la croissance des exigences sur la qualité de l'eau. La grande station de potabilisation de Méry sur Oise (France), par nanofiltration, et la multitude de stations de dessalement par osmose inverse, spécifiquement en Algérie, en sont des exemples.

Dans ce chapitre nous allons décrire en détail, tous les aspects concernant les techniques membranaires, tels que la nature chimique, la structure, les caractéristiques, les modèles, les modes de filtration ...etc

Notre recherche s'intéresse en particulier au traitement par microfiltration qui constitue un traitement fondamental et unique pour produire une eau de très faible turbidité, exempte de bactéries, destinée à la consommation publique.

I.2. Définition de la membrane

Une membrane peut être définie comme étant une couche mince de matière, permettant l'arrêt ou le passage sélectif de substances dissoutes ou non, sous l'action d'une force motrice de transfert.

Selon [2] les critères de séparation des particules, des molécules et/ou des ions peuvent être

- ❖ La dimension et la forme;
- ❖ La nature chimique;

- ❖ L'état physique;
- ❖ La charge électrique, etc.

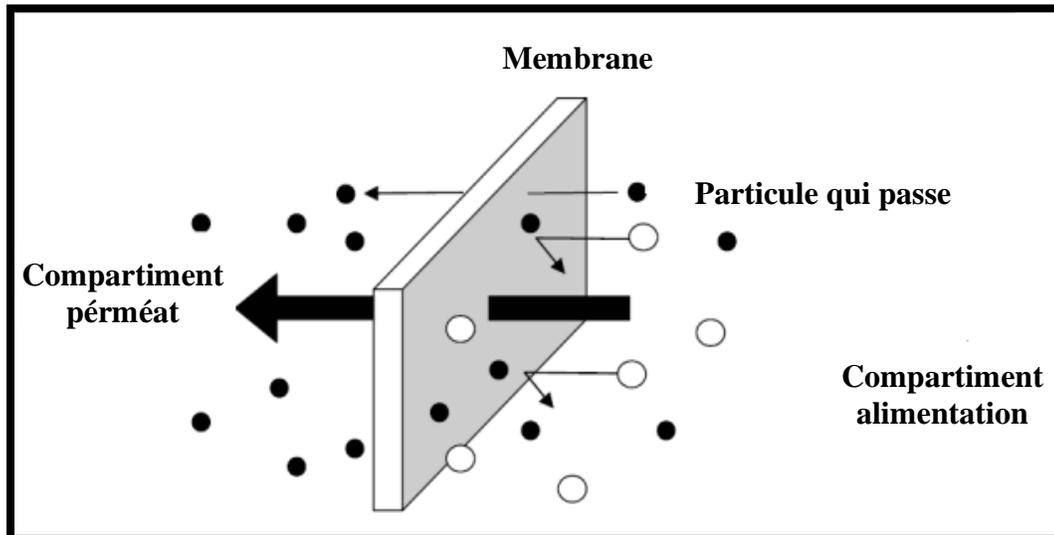


Figure I.1: Schéma de membrane sélective

I.3. La nature chimique de la membrane

Il y a deux types de matériaux constitutifs [3] qui sont utilisés pour la fabrication des membranes :

➤ I.3.1. membranes organiques :

Elles sont fabriquées, pour la plupart d'entre elles, à partir de polymères organiques (acétate de cellulose, polysulfones, polyamides, etc.). Les qualités de ces matériaux leur confèrent une grande adaptabilité aux différentes applications, une grande compacité et un coût imbattable. En effet, environ 90 % des membranes d'ultrafiltration et de microfiltration sont constituées de matériaux organiques [4].

➤ I.3.2. membranes minérales ou inorganiques :

Les membranes inorganiques sont faites de céramique (oxydes d'aluminium, de zirconium ou de titane). Elles ont une stabilité chimique, mécanique et thermique supérieure aux membranes polymériques, mais, par contre, elles sont friables et beaucoup plus coûteuses que les membranes organiques. Leur arrivée sur le marché a permis de travailler dans des conditions extrêmes de température et d'agression chimique, ce qui a ouvert de nouvelles voies dans la séparation par membrane [5].

➤ **I.3.3. Membranes composites**

Selon la littérature [6] ce sont des membranes constituées principalement de deux couches.

I.3.3.1. La peau

Une couche de très faible épaisseur en contact direct avec l'eau à traiter. Cette couche donne à la membrane sa sélectivité ;

I.3.3.2. La couche support

Une couche plus épaisse, d'une perméabilité beaucoup plus grande, qui supporte la peau et confère à la membrane sa résistance mécanique.

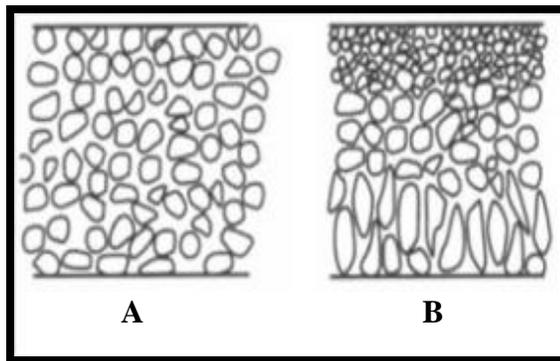


Figure I.2 : Représentation schématique des différentes structures membranaires

(A) Membrane symétrique (B) Membrane asymétrique

I.4. Structure des membranes

On peut distinguer trois types de membranes selon la structure :

I.4.1. Membranes à structure symétrique

Ces membranes denses ou poreuses ont la même structure sur toute leur épaisseur (structure isotrope).

I.4.2. Membranes à structure asymétrique

La structure de la membrane varie d'une couche à une autre [7] (membranes anisotropes)

Selon [8] toutes les membranes de nanofiltration disponibles sur le marché possèdent une structure asymétrique car celle-ci permet d'allier une bonne résistance mécanique et un débit volumique de perméat élevé. Et aussi les membranes organiques, de microfiltration à nanofiltration, ont une matrice organique de 100 à 200 μm qui sert de support, et une membrane filtrante ou peau superficielle, dont l'épaisseur se situe entre 0,1 et 1 μm

I.5. Les techniques membranaires à gradient de pression

La force motrice est la pression générée par une pompe et qui sert à vaincre les différentes résistances de la membrane.

Elles reposent sur une différence de pression totale de part et d'autre de la membrane. Parmi ces procédés, on distingue :

- ❖ La microfiltration (MF),
- ❖ L'ultrafiltration (UF),
- ❖ La nanofiltration (NF),
- ❖ L'osmose inverse (OI).

Ces techniques sont classées selon la taille moyenne des pores des membranes [9]. La figure suivante, 5.1.3, présente les intervalles de porosité de chaque type de membrane ainsi que des applications modèles illustrant ces seuils de coupure, MWCO (Molecular Weight Cut Off)

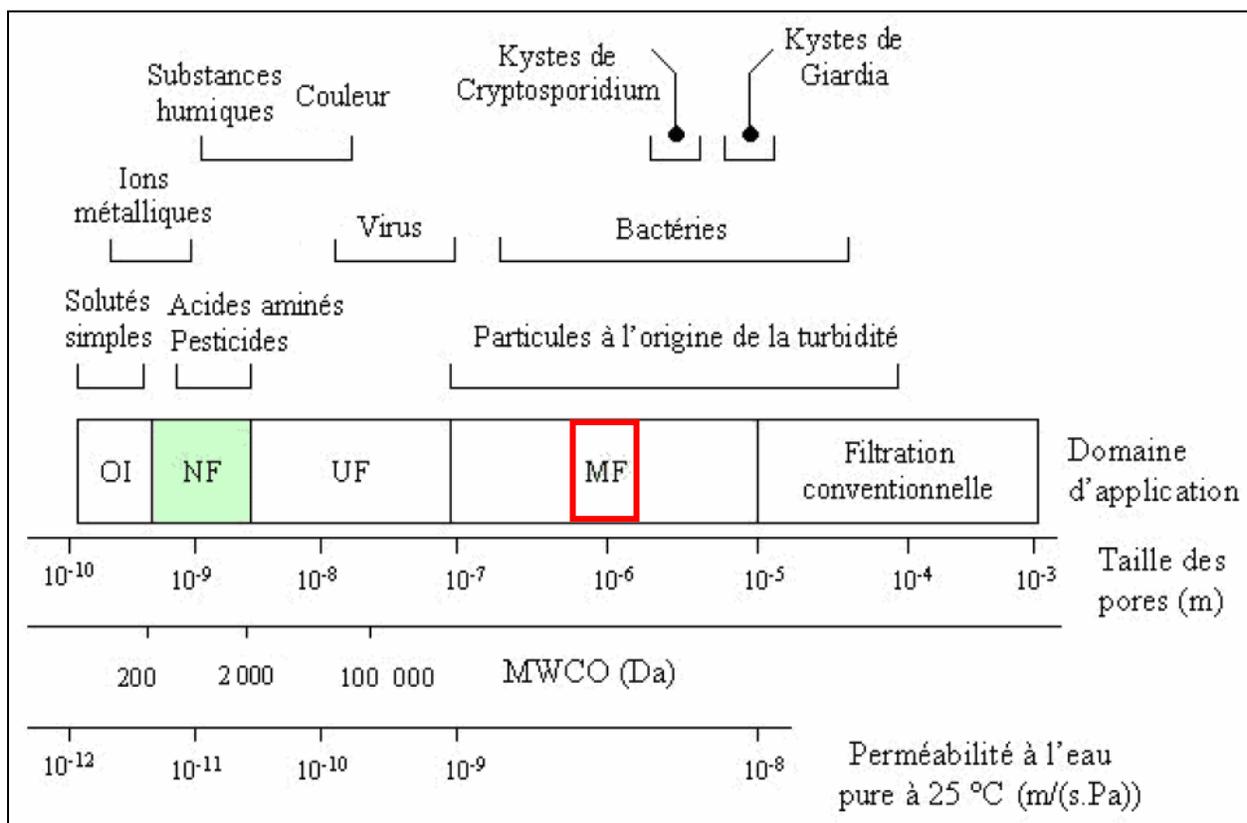


Figure I.3 : Les techniques membranaires à gradient de pression d'après [10]

I.5.1. La microfiltration (MF)

Les membranes de MF sont capables de retenir des particules plus grandes que 0,1 μ m. Ces membranes permettent donc de retenir en bonne partie les particules à l'origine de la turbidité [11]. Ces membranes permettent aussi de retenir les bactéries et les kystes de Giardia Lamblia et de Cryptosporidium Parvum [12]. Comme elle est également utilisé en combinaison avec la coagulation pour produire l'eau potable [13]. L'utilisation principale de la MF reste la clarification c'est-à-dire l'enlèvement des particules en suspension.

I.5.2. L'ultrafiltration (UF)

Les membranes d'UF sont des membranes microporeuses dont les diamètres de pores sont compris entre 1 et 100 nm. De telles membranes laissent passer les petites molécules (eau, sels) et arrêtent les molécules de masse molaire élevée (polymères, colloïdes). Cette technique est souvent utilisée pour la concentration de solutions macromoléculaires (protéines, polysaccharides, Polymères variés) et aussi l'élimination de macrosolutés présents dans les effluents ou dans l'eau à usage domestique, industriel (électronique) ou médical [4, 14]. Pour la production d'eau potable, elle est généralement préférée à la microfiltration ; elle donne certes un débit plus faible, utilise des pressions plus élevées, mais se colmate beaucoup moins sur le long terme. Outre la qualité de l'eau produite l'UF a la capacité d'arrêter les virus [15].

I.5.3. La nanofiltration (NF)

La nanofiltration est un procédé membranaire qui couvre un domaine de séparation intermédiaire entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse. Les membranes de nanofiltration permettent la séparation de composés de taille voisine du nanomètre. Elle retient fortement les sels ionisés bivalents tels que le calcium et le magnésium et surtout les sulfates ainsi que des composés organiques non ionisés [6].

Cette technique est souvent utilisée pour l'adoucissement ainsi que pour la purification des eaux vis-à-vis de leurs polluants organiques tels que les pesticides. La modification de sa surface reste l'une de ses principales avancées technologiques, déjà appliquée à Mery sur Oise et maintenant largement utilisée ; cela permet de favoriser un peu plus le passage de Ca et Mg, cations vitaux, au détriment des sulfates. Cette technologie a été proposée comme option de traitement pour les barrages algériens, souvent contaminés par les métaux lourds et la matière organique anthropique.

I.5.4. Osmose inverse (OI)

Les membranes de l'osmose inverse sont des membranes denses qui laissent passer le solvant (eau dans la plupart des cas) et arrêtent tous les sels [16]. L'utilisation principale de l'OI est la déminéralisation des eaux [17] (dessalement de l'eau de mer et des eaux saumâtres, production d'eau ultrapure).

Tableau I.1 : Caractéristiques des différents procédés de séparation membranaire [11]

	Procédé			
	Microfiltration	Ultrafiltration	Nanofiltration	Osmose inverse
Caractéristiques de la membrane	Poreuse Convection 100 à 10000 nm	Poreuse Convection 1 à 100 nm	Poreuse Solubilisation/diffusion + Convection 1 à 10 nm	Dense Solubilisation/diffusion
Perméation de	Solvants et espèces Dissoutes	Solvants, sels et petites molécules	Solvants, ions monovalents et petites molécules	Solvants
Rétention de	Particules, colloïdes	Macromolécules, colloïdes	Petites molécules (M > 300 g/mol) Ions	Sels
Applications	Épuration bactérienne du lait Fractionnement des globules gras du lait Fractionnement de protéines Traitement d'émulsions huile/eau	Concentration de protéines Clarification et stabilisation de moûts, jus, Fabrication de préfromage liquide Traitement des effluents (saumure)	Séparation et concentration d'antibiotiques Fractionnement d'acides aminés Adoucissement d'eau potable Concentration et déminéralisation du lactosérum	Concentration de lactosérum, de sang, de blanc d'œuf, de sève d'érable Dessalement des eaux

Ces systèmes ont l'avantage d'utiliser peu de produits chimiques et engendrent un coût d'exploitation relativement faible, cependant elles nécessitent un pré-traitement minutieux pour prévenir le colmatage.

I.6. Principales caractéristiques des différents procédés de séparation membranaires

En général, les membranes utilisées pour la production d'eau potable présentent les caractéristiques principales décrites ci-dessous:

I.6.1. La porosité des membranes

On distingue deux types de membranes

I.6.1.1. Membranes poreuses

Ce type de membrane est similaire par sa structure au filtre conventionnel (de diamètre de pore supérieur au micron), mais elle diffère par la taille de ses pores 0,01 à 1 micron. Les particules plus grosses que les pores sont toutes retenues, celle de taille comprise entre les plus gros pores et les plus petits sont partiellement retenus, et les particules de plus petites tailles passent en totalité. La séparation de soluté par des membranes poreuses est donc principalement une fonction de taille moléculaire et de distribution de taille de pores. En général, seulement les molécules qui diffèrent largement par la taille peuvent être séparées par des membranes poreuses, par exemple la microfiltration ou l'ultrafiltration [18]. L'absence de pression osmotique distingue la MF et l'UF des autres techniques.

I.6.1.2. Membranes denses

Cette membrane consiste en un film dense à travers lequel le perméat est transporté par solubilisation - diffusion sous l'effet de l'affinité pour la membrane (hydrophilicité) et d'une force de pression, de concentration ou de gradient de potentiel électrique. La séparation des composés d'un mélange est directement reliée à leur diffusivité et leur solubilité à travers la membrane. Ainsi, une membrane dense peut séparer des composés de taille voisine si leur solubilité (concentration dans la membrane) diffère. Dans une membrane dense, lorsque les pores se réduisent aux espaces libres situés entre les chaînes de polymères, leur taille est voisine de celles des molécules organiques simples ou des ions hydratés. L'effet tamis devient donc négligeable [19].

I.6.2. La charge de surface

La plupart des matériaux membranaires, organiques ou inorganiques, acquièrent une charge de surface lorsqu'ils sont immergés dans un milieu polaire tel qu'une solution aqueuse. Ainsi, lorsque les dimensions des interstices entre les constituants (particules d'oxyde ou chaînes de polymère) de la matrice membranaire deviennent comparables à la portée des interactions électrostatiques, on conçoit aisément que la sélectivité de la membrane vis-à-vis d'un mélange de

solutés chargés (ions, polyélectrolytes) ne va pas dépendre seulement d'un simple "effet tamis" (c'est-à-dire d'une discrimination en fonction de la taille de l'espèce à retenir), mais aussi des effets de charges électriques découlant de la nature chimique du matériau membranaire.

L'origine de la charge de surface d'une membrane peut provenir du caractère acide ou basique des groupements de surface (membranes organiques possédant par exemple des groupes amide, carboxyle ou sulfone ou des propriétés amphotères des sites de surface (fonctions hydroxyle à la surface des oxydes métalliques constituant les membranes céramiques [20]

L'adsorption d'espèces chargées (ions, polyélectrolytes, surfactants ioniques) à la surface du matériau peut également être responsable de la charge superficielle. La charge de surface d'une membrane dépend donc non seulement de la nature chimique du matériau membranaire mais également de son environnement physico-chimique.

I.6.3. Sélectivité d'une membrane

La sélectivité d'une membrane pour une substance donnée dépend de sa nature et de sa structure, de l'environnement chimique à proximité de la membrane et des propriétés de la substance à séparer. La sélectivité s'exprime par un taux de rétention TR ou par un facteur de sélectivité [11].

$$TR = 1 - \frac{c_P}{c_O} \quad (\text{E I.1})$$

Il y a deux valeurs particulières du TR (valeurs exprimées en pourcentages) :

- TR = 0 % signifie que le soluté n'est pas du tout retenu par la membrane;
- TR = 100 % signifie que le soluté est entièrement retenu par la membrane.

I.6.4. La Perméabilité

La perméabilité est un paramètre qui caractérise l'aisance avec laquelle l'eau traverse la membrane. La perméabilité dépend principalement de la taille des pores ainsi que de l'épaisseur de la membrane pour les membranes poreuses. Elle dépend aussi des propriétés chimiques pour les membranes denses [4].

I.6.5. Les Matériaux utilisés

Une grande variété de polymères est utilisée pour la fabrication des membranes destinées à la production d'eau potable

I.6.5.1. Les dérivés de cellulose

Les dérivés de cellulose sont utilisés pour la fabrication des membranes asymétriques d'ultrafiltration, de nanofiltration et d'osmose inverse. Sous l'effet de fortes pressions, ils ont tendance à se compacter entraînant une diminution irréversible de la perméabilité. Ce phénomène ne se produit pas en ultrafiltration où les pressions sont faibles. Ces matériaux présentent une forte hydrophilicité garantissant une faible tendance au colmatage. Leur stabilisé chimique est réduite. Les dérivés de la cellulose supportent une exposition continue à de faibles concentrations de chlore. Il ne faut donc pas hésiter à pratiquer une chloration avant membrane qui évitera leur dégradation complète par les micro-organismes [21].

I.6.5.2. Le polypropylène

Le polypropylène est utilisé pour la fabrication de membranes de microfiltration. Il s'agit d'un matériau élastique qui résiste bien, sur le plan mécanique, aux rétrolavages.

Le caractère hydrophobe de ce matériau le rend assez sensible au colmatage. Il présente une bonne stabilité chimique dans une large gamme de pH mais peut être détruit par le chlore dont l'usage est donc proscrit [4]

Tableau I.2 : Les propriétés du polypropylène

Densité (g.cm ⁻³)	0,90 – 0,91
Température de fusion (°C)	165

I.6.5.3. Les polysulfones

Les polysulfones sont utilisés pour la fabrication de membranes d'ultrafiltration. Ils peuvent être utilisés tel qu'ils sont ou servir de support à une couche fine de séparation au sein des membranes composites de nanofiltration ou d'osmose inverse.

Les propriétés mécaniques de ce matériau ainsi que sa résistance chimique sont excellentes (résistance à une large gamme de pH et à une exposition continue au chlore). En revanche, le caractère hydrophobe des polysulfones les rendent sensible au colmatage par adsorption des molécules organiques [22]

I.6.5.4. Les polyamides

Les polyamides sont mécaniquement très forts et présentent une excellente résistance à l'humidité et à sec. Ils sont hydrophiles ce qui les rend aptes pour les solutions aqueuses et organiques. Les filtres à membrane peuvent être utilisés jusqu'à 135 ° C [20].

I.7. Les modules

Selon littérature [12], les modules supportent les membranes, quatre grands types de modules sont commercialisés :

- Les modules plans
- Les modules tubulaires
- Les modules fibres creuses
- Les modules spiraux

I.7.1. Modules à plans

Les modules plans sont les plus anciens et les plus simples : les membranes sont empilées en mille-feuilles séparées par des cadres intermédiaires qui assurent la circulation des fluides [19].

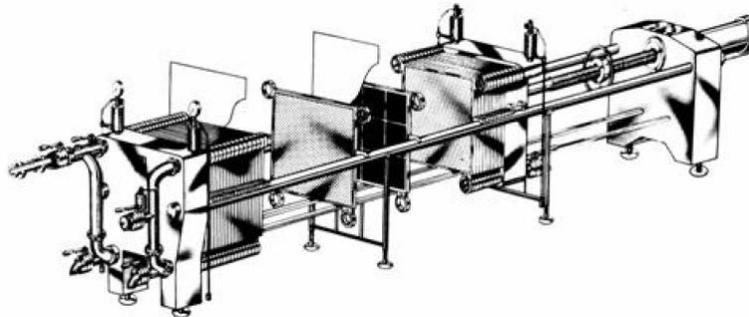


Figure I.4 : Schéma de Module à plan

I.7.2. Les modules tubulaires

Un module tubulaire contient plusieurs tubes qui peuvent être en série ou en parallèle. L'eau à traiter circule à l'intérieur des tubes et le perméat est recueilli à l'extérieur des tubes. Les tubes constituent des canaux d'écoulement tangentiel. C'est le seul type de module qui peut être nettoyé mécaniquement avec un système de balles de mousse qui raclent les parois des tubes. L'écoulement à l'intérieur des tubes est turbulent, voire très turbulent. A cause de la taille des canaux tangentiels, cette configuration entraîne a priori une dépense d'énergie plus importante que dans les autres configurations [19].

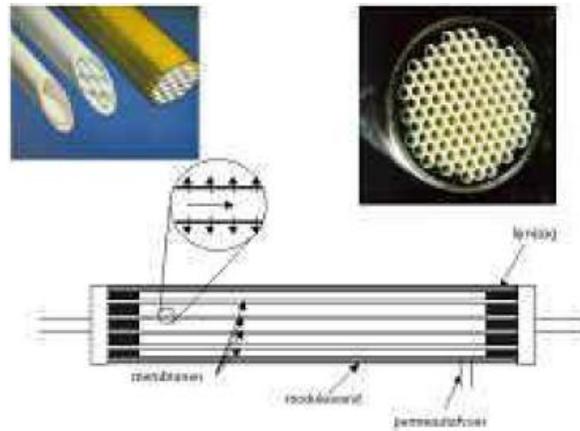


Figure I.5 : Schéma de module tubulaire

I.7.3. Le module fibres creuses

Les fibres creuses sont assemblées en parallèle suivant deux configurations :

- Configuration Int-Ext (schéma a) : comme c'est le cas pour les modules tubulaires, l'eau à traiter circule à l'intérieur des fibres et le perméat est récupéré à l'extérieur des fibres. Il y a un écoulement tangentiel canalisé à l'intérieur des fibres ;
- Configuration Ext-Int (schéma b et c) : l'eau circule à l'extérieur des fibres et le perméat est récupéré à l'intérieur des fibres. L'écoulement entre les fibres est libre. Dans les deux cas, les membranes sont assemblées en faisceaux et leurs extrémités sont noyées dans des bouchons de colle qui isolent le perméat de l'eau à traiter [11]

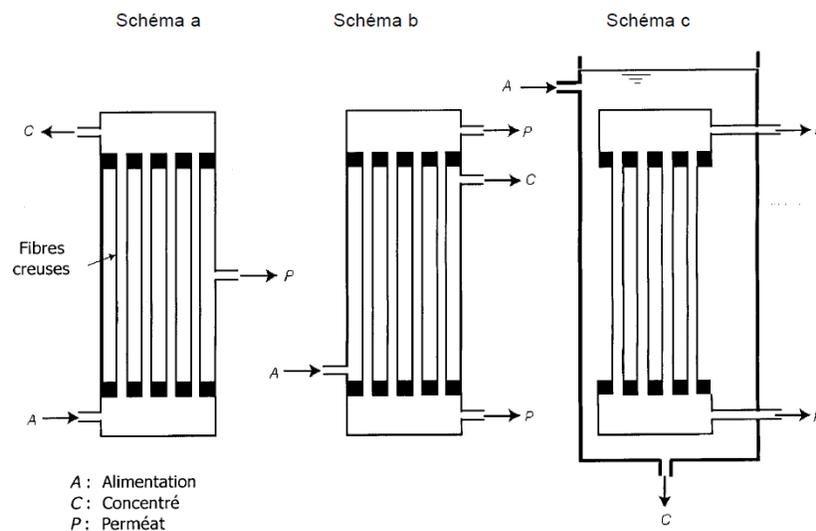


Figure I.6 : Schéma de Modules à fibres creuses

Les modules plans sont les plus anciens et les plus simples : les membranes sont empilées en mille-feuilles séparées par des cadres intermédiaires qui assurent la circulation des fluides.

I.7.4. Le module spiral

Au sein des modules spiraux, une membrane plane est enroulée sur elle-même autour d'un tube poreux qui recueille le filtrat. On obtient ainsi un cylindre multicouches où le perméat s'écoule selon un chemin spiralé vers le tube poreux tandis que l'alimentation circule axialement dans les canaux [20]. Ce sont ces modules, à configuration spirale, qui ont été utilisés pour concentrer et fractionner la matière organique du barrage. Pour la microfiltration de ce chapitre, ce sont surtout des cartouches filtrantes du commerce, de porosité 5 μm , qui ont servi à traiter l'eau du barrage.

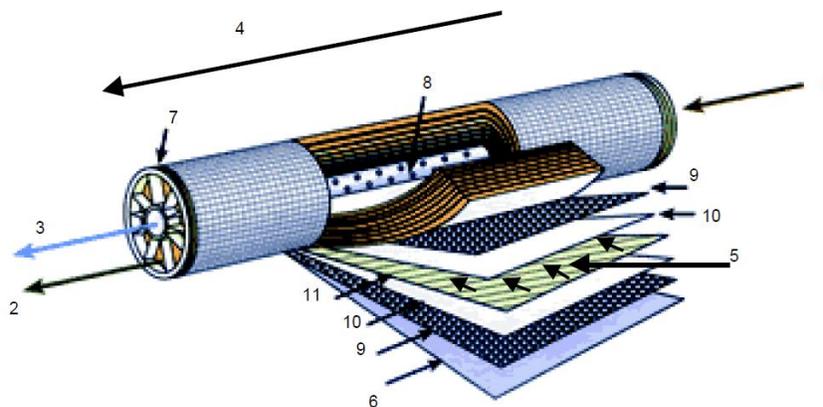


Figure I.7 : Structure interne d'une membrane à spirale

- | | |
|------------------------------------|--|
| 1 Entrée d'eau | 7 Joint d'étanchéité entre module et enveloppe |
| 2 Sortie de concentrat | 8 Perforations collectant le perméat |
| 3 Sortie de perméat | 9 Espaceur |
| 4 Sens d'écoulement de l'eau brute | 10 Membrane |
| 5 Sens d'écoulement du perméat | 11 Collecteur de perméat |
| 6 Matériau de protection | |

Tableau I.3 : Avantages et inconvénients des différents modules membranaires [8]

Géométrie	Avantages	Inconvénients
Plane	Possibilité de récupérer le perméat produit par chaque élément membranaire	Nettoyage in situ assez difficile
Spirale	Compacité Faible coût d'investissement	Prétraitement nécessaire Nettoyage in situ très difficile
Tubulaire	Très peu d'exigences de pré-traitement Nettoyage in situ facilité	Consommation énergétique élevée Compacité limitée
Fibre creuse	Compacité élevée Faible consommation énergétique Faible coût d'investissement	Pré-traitement nécessaire en mode interne/externe

Selon [4] Les modules les plus utilisés actuellement dans le domaine de l'eau potable sont les modules à fibres creuses (UF et MF) et les modules spirales (NF et OI). Mais les modules à plaques et cadres et les modules tubulaires sont moins fréquemment utilisés dû à leur plus faible compacité

I.8. Choix du type de module

Les critères de choix des modules peuvent porter sur :

- Leur compacité ;
- La taille de leurs canaux d'écoulement tangentiel ;
- Le dispositif qui assure l'étanchéité entre les compartiments d'eau à traiter et de perméat;
- Leur plus ou moins grande facilité de montage et de démontage

Tableau I.4 : Cmparaison entre différents types de modules

	Module spiralé	Fibre creuse int-ext	Fibre creuse ext-int	Module tubulaire
Compacité	++	+++	+++	-
Facilité de nettoyage chimique	-	-	-	++
Lavage mécanique	-	-	-	+++
Rétrolavage	-	+++	+++	-(a)
Perte de charge due à l'écoulement tangentiel	++	+	+++	Variable ^(b)
Pré-filtration requise	-	+	++	+++

Caractéristiques des modules [23]

+++ : net avantage.

- : net désavantage.

(a) : seules les membranes inorganiques tubulaires, où la couche superficielle est liée chimiquement au support, supportent les rétrolavages.

(b) : de faible (tubes en parallèle dans un module) à fort (grand nombre de modules en série dans un module).

Selon la littérature [4] Les deux types de modules les plus fréquemment utilisés dans le domaine de la production d'eau potable sont les modules à fibres creuses et les modules spiralés. Mais les modules à plaques et cadres et les modules tubulaires sont moins fréquemment utilisés dû à leur plus faible compacité

IV.9. Le colmatage

Le colmatage est défini comme l'accumulation de matière à la surface de la membrane (en particulier à l'entrée des pores) où à l'intérieur des pores de la membrane. Le colmatage est considéré comme irréversible lorsque les lavages chimiques ne permettent pas de rétablir la perméabilité de la membrane à son niveau initial [24]. Il nécessite donc périodiquement un arrêt des opérations pour fin de nettoyage.

Selon la littérature [25] la conséquence la plus problématique du colmatage est une diminution, parfois extrêmement accentuée, du flux de perméation dans le temps. D'autres conséquences

directes ou indirectes du colmatage sont une diminution de la vie active des membranes, des lavages plus fréquents, et donc des consommations de produits chimiques plus importantes.

Et aussi l'auteur Karabelas [26], dite que Le type de séparation et le type de membrane déterminent l'étendue du colmatage. La cause peut être un précipité organique ou minéral, ou encore le dépôt de particules solides. Pour certaines solutions le colmatage dépendra de paramètres physiques ou chimiques comme la concentration, la température, le pH, la force ionique des solvants et des composés, et le choix du matériau membranaire.

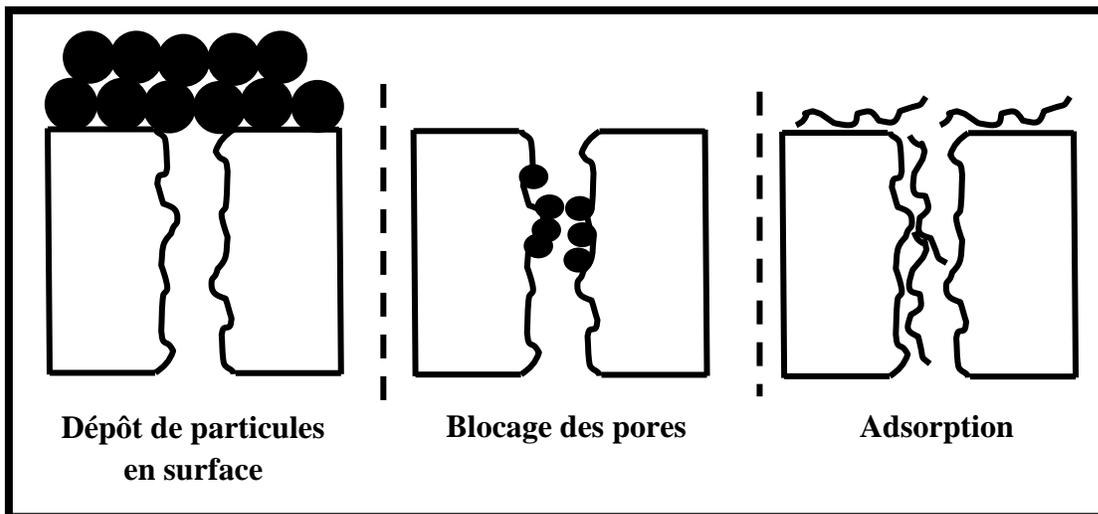


Figure I.8 : Différentes formes de colmatage

IV.10. Les types de colmatage

IV.10.1. Le colmatage des membranes par la matière organique (MO)

Le colmatage par la matière organique est défini par l'adsorption ou l'accumulation de la matière organique sur la surface de membrane. Peut être prédit. Il dépend de la nature de la MO dans l'eau à traiter et sur le type, la nature et charge de surface de la membrane [27].

IV.10.2. Le colmatage des membranes par la matière inorganique

On peut définir généralement le colmatage par les matières inorganiques comme la formation de dépôts minéraux qui précipitent à la surface de la membrane. Les dépôts les plus importants sont les carbonates du calcium, sulfate du calcium et sulfate du baryum. La formation de ces précipités sur la surface de la membrane est causée principalement par sursaturation d'un ou plus

des sels de faible solubilité. Le colmatage dans ces cas est contrôlé par l'addition d'un acide pour enlever l'anion du carbonate ou un anti-scalant à complexe le métal ou le cation a impliqué dans la formation du sel ou inhiber l'augmentation du cristal.

Dans le cas de dépote du carbonate du calcium elle peut éviter par injection de l'acide dans l'eau d'alimentation [20]

IV.10.3. Le colmatage biologique

Selon la littérature [28], l'accumulation de matière crée une condition favorable à l'encrage de micro-organismes sur les membranes ou dans les modules, ce qui peut donner lieu au développement d'un biofilm. Celui-ci a pour effet d'augmenter la résistance hydraulique, de dégrader les membranes (celle en acétate de cellulose en particulier) et aussi de contaminer le perméat. Une des caractéristiques de ce type de colmatage est le développement rapide de ces micro-organismes.

En nanofiltration et en osmose inverse, une pré-filtration est généralement pratiquée. Celle-ci a pour effet de réduire la possibilité de colmatage particulaire ou colloïdal. La densité des membranes fait en sorte qu'il y a peu de colmatage à l'intérieur des pores. Les dépôts de surface peuvent avoir comme effet de modifier la sélectivité des membranes. Le principal risque de colmatage est cependant dû à la possibilité de développer des biofilms, ce qui engendre des risques plus élevés de contamination.

IV.11. Les modes de colmatages

Les modes de colmatage sont défini selon [29] comme le suivant

IV.11.1. Le colmatage rapide

Est un phénomène d'adsorption des composés présents dans l'alimentation et rapidement adsorbés dans les pores de la membrane, Il peut intervenir en un temps très court.

IV.11.2. Le colmatage cumulatif

Est le résultat de la décomposition progressive de composés au contact de la membrane et d'un réarrangement en une couche stable difficile à supprimer.

IV.11.3. Le colmatage destructif

La présence de certaines substances dans l'alimentation, parfois même à très faible concentration, ayant une affinité pour le matériau de membrane. Dans les plus mauvais cas il peut changer irréversiblement la structure de la membrane [30].

IV.12. Modes de filtration

Pour la microfiltration comme pour tout autre procédé membranaire impliquant une différence de pression P , deux modes de fonctionnement sont envisageables; la filtration frontale, pour laquelle le fluide circule perpendiculairement à la membrane, et la filtration tangentielle, pour laquelle la circulation du fluide se fait tangentiellement au plan de la membrane [31].

IV.12.1. La filtration frontale

La plus simple à mettre en œuvre et la moins onéreuse est la filtration frontale dont le principe est de filtrer la solution perpendiculairement à la surface de la membrane. Toute la matière retenue s'accumule sur la membrane. Ce type de procédé n'atteint jamais un état stationnaire. La filtration frontale est une technique qui nécessite un faible investissement, et des coûts énergétiques de fonctionnement qui sont faibles par rapport à la filtration tangentielle. Par contre, ce type de fonctionnement permet essentiellement de filtrer des suspensions qui sont considérées comme faiblement colmatantes dans un secteur d'activité donné. En effet si la solution est fortement colmatante le dépôt devient tel que les flux deviennent trop faibles pour que l'opération puisse fonctionner avec des débits raisonnables. Cette technique est utilisée en traitement de l'eau pour sa potabilisation, mais aussi dans le secteur médical pour enlever toute trace de virus ou de bactérie d'une eau de type « eau du réseau » qui est faiblement colmatante. Dans ce dernier domaine la filtration frontale est aussi appréciée du fait que cette technologie est compacte et donc plus facilement stérilisable qu'un circuit qui fait intervenir plusieurs pompes [32].

IV.12.2. La filtration tangentielle

En filtration tangentielle, le fluide circule parallèlement à la surface de la membrane avec une vitesse moyenne V , imposant ainsi un gradient de cisaillement à la surface de la membrane qui limite ainsi l'accumulation de matière. En filtration tangentielle lors d'un changement de pression, les espèces arrivant près de la membrane ainsi que le dépôt (dans le cas où il y en a un) mettent un certain temps à se construire, durant cette phase, le flux décroît (Figure II-3). Ensuite,

un équilibre peut être atteint et le flux peut se stabiliser dans un état stationnaire. La filtration tangentielle est souvent utilisée en industrie car elle permet de travailler (une fois que le régime est établi) avec un flux de perméation à peu près constant [18].

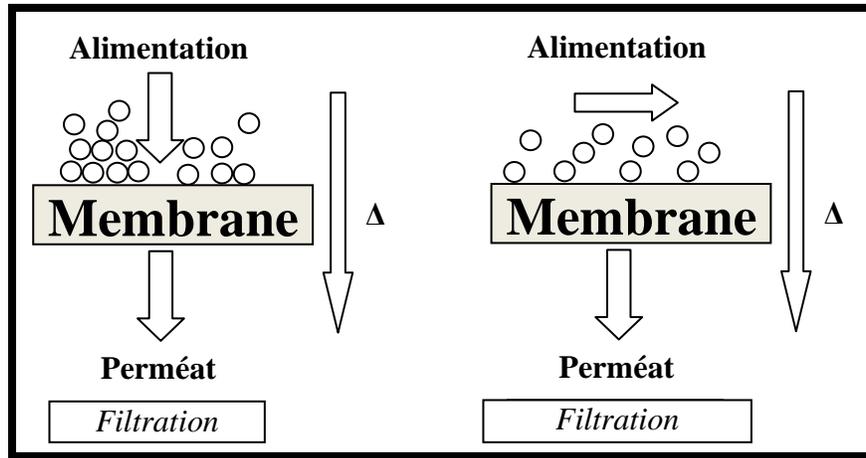


Figure I.9 : Modes de filtration d'une membrane

IV.13. Comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle

La figure suivante, 1.10, illustre la différence entre la filtration frontale et tangentielle

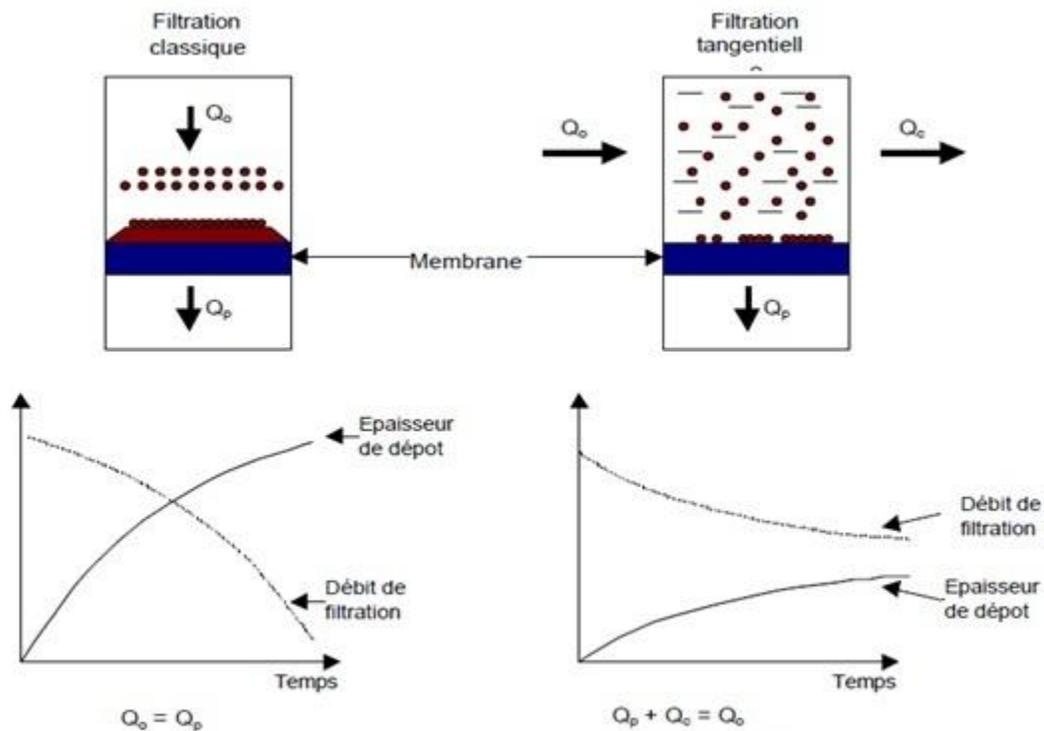


Figure I.10 : comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle [33]

La solution à traiter (débit Q_0) se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes :

- une partie qui passe à travers la membrane ou perméat (débit Q_p) ;
- une partie qui ne passe pas à travers la membrane, appelée concentrat ou rétentat (Débit Q_c), et qui contient les molécules ou particules retenues par la membrane.

La fraction de débit du liquide qui traverse la membrane est appelée taux de conversion de L'opération de séparation :

$$Y = Q_p / Q_0 \quad (\text{E I.2})$$

IV.14. Les types de filtration

Il y a deux types de filtration, la filtration sur la surface et en profondeur

IV.14.1. La filtration de surface

Où le procédé de séparation est effectué seulement sur la surface de la membrane.

IV.14.2. La filtration en profondeur

Les filtres en profondeur sont la variété de filtres qui utilisent un média de filtration poreux pour retenir les particules dans tout le média, plutôt que juste sur la surface du média. Ces filtres sont souvent utilisés lorsque le fluide à filtrer contient une charge de particules élevée, car par rapport aux autres types de filtres, ils peuvent retenir un poids élevé de particules avant de colmater et leur durée de vie est plus longue grâce à la structure tridimensionnelle [34]. Cependant, ils sont généralement à usage unique et non régénérable à l'exclusion des filtres à sable. Il ya plusieurs types des filtres tels que :



Figure I.11 : Filtres à cartouche



Figure I.12 : Filtres à bobinées



Figure I.13 : Filtres plissés



Figure I.14 : Filtres rigides

Le tableau suivant résume les avantages et les inconvénients des quelque types des filtres

Tableau I.5 : Les avantages et les inconvénients des quelques types des filtres [23]

Types de filtres	Avantage	Inconvénient
Filtres à poches	Des débits élevés Relative faible coût	peuvent être contourné Faible capacité de rétention Peut "décharge" lorsque les variations de débit ou de pression
Filtres à bobinées	relativement peu coûteux	Écoulement relativement Capacité relativement faible "Compressible" - fibres peuvent passer au crible sous pression et laisser passer les particules
Filtre à cartouche	relativement peu coûteux Durable aux produits chimiques de nettoyage	Écoulement relativement faible Capacité relativement faible «Compressible» - structure peut se déformer sous la pression et laisser passer les particules
Filtres plissés	Débit relativement élevé des taux une performance constante	Prix relativement élevé
Filtres rigides	Conception rigide ne pas décharger sous pression Débit relativement élevé Capacité relativement élevée une performance constante	Très cher

IV.15. Les avantages des procédés membranaires par rapport au traitement conventionnel

Selon la littérature [35] les avantages les plus reconnus sont les suivants

- Conditionnement limité et très peu de temps de lavage,
- Moins d'utilisation des produits chimiques
- Facilité d'utilisation et la participation minimale de l'opérateur
- L'enlèvement de bactérie
- Bonne qualité d'eau produit
- Moins de production de boues,
- Procédé compact
- Automatisation facile

IV.16. Applications de la MF dans le domaine de l'eau potable

- Élimination de la matière organique [36]
- L'élimination de la turbidité et les pathogènes tels que Cryptosporidium et Giardia [37]
- Élimination de l'arsenic de l'eau potable [38, 39]
- Élimination des algues et cyanobactérie [40]
- L'utilisation comme prétraitement avant les membranes d'osmose inverse [41, 42]
- Elimination de bisphenol [43]

IV.17. Etudes de cas**IV.17.1. Clarification d'une eau très turbide karstique par microfiltration**

L'usine de Héricourt-en-Caux (France), d'une capacité de production de 5000 m³ / j., a été construite par OTV (Vivendi Water Systems entreprise). Elle a été mise en service en Novembre 1998 et alimente 16.000 habitants. L'eau brute est une eau de source karstique dont la turbidité varie entre 3 et 30 NTU [44]

❖ Description de l'usine

Cette usine utilise des pré-filtres de 200 µm et des membranes « fibres creuses » en polypropylène avec un seuil de coupure de 0,2µm. La membrane a une surface spécifique de 15 m². Elle est lavée à l'air 2 à 5 fois par heure selon la turbidité. La turbidité de l'eau traitée est toujours comprise entre 0,1 et 0,2 NTU.

Caractéristiques de l'eau avant et après filtration

Le tableau suivant présente la qualité de l'eau avant et après traitement

Tableau I.6 : Caractéristiques de l'eau avant et après filtration

	Échantillon 1		Échantillon 2	
	L'eau d'alimentation	L'eau traitée	L'eau d'alimentation	L'eau traitée
Turbidité(NTU)	105	0.2	184	0.2

IV.17.2. Municipale San Patricio

L'usine de San Patricio (Texas, USA), d'une capacité de production de 30000 m³ / j., a été construite pour la réduction de pathogène *Cryptosporidium* [45].

IV.17.3. Cas de Bernay-Ouest : microfiltration

L'usine de Bernay-Ouest (France), d'une capacité de production de 1000 m³ / j., a été construite pour alimenter 1650 habitants [4]. L'eau brute peut être très turbide, riche en germes microbiens ainsi qu'en fer, aluminium et matières organiques.

❖ Filière de traitement

Constituée de 42 modules en parallèle représentant une surface de filtration de 420 m², la station de MF est protégée par un pré filtration à 500µm. Les membranes utilisées, d'un diamètre moyen de pore de 0.2µm, sont en polypropylène.

❖ Entretien

Un décolmatage automatique (1 à 4 par heure) est assuré par injection d'air sous pression (6 bars) dans le canal central de la fibre et de l'eau filtrée à contre courant.

Pour une turbidité de l'eau brute égale à 5 NTU, la fréquence de décolmatage était de 1 fois toutes les 30 minutes.

Un nettoyage chimique est effectué une fois par mois, sauf en cas de turbidités exceptionnelles

❖ Performances

A partir d'une eau brute de turbidité pouvant atteindre 70 NTU, l'eau traitée est toujours restée inférieure ou égale à 0.3 NTU.

IV.18. Critères de choix de la technique de traitement

Ces procédés se différencient principalement par la dimension des pores de la membrane et donc la taille des particules retenues. On choisie donc la technique membranaire en fonction de la qualité de l'eau à traiter et des objectifs de traitements.

Dans notre cas on a choisi la microfiltration pour l'élimination de la turbidité et la production d'eau potable

I.19. Méthodes conventionnelles de potabilisation des eaux

Nous venons de voir que les technologies membranaires pourraient être de puissants outils de traitement pour des cas spécifiques de dépollution, mais aussi pour produire des eaux de haute qualité. Cependant dans la majorité des cas le traitement conventionnel reste le plus utilisé ; Il consiste en les opérations suivantes : dégrillage, coagulation, floculation, décantation, filtration sur lit granulaire et désinfection. Ces étapes sont décrites ci-après :

I.19.1. Le dégrillage

Dans cette première étape l'eau passe à travers des grilles pour arrêter les corps flottants et les gros déchets.

I.19.2. Le tamisage

Le passage de l'eau à travers des filtres plus fins, pour arrêter les déchets plus petits.

I.19.3. La coagulation-floculation

La coagulation-floculation est un procédé physicochimique de clarification des eaux, qui permet de rendre l'eau limpide en la débarrassant des matières en suspension. Par l'addition d'un coagulant avec une agitation rapide pour la déstabilisation des particules en suspension. La formation des floccs est obtenue ensuite par l'injection d'un flocculant avec une agitation lente qui permet l'agglomération des particules et la formation de gros floccs, facilement décantables. Ce processus est suivi par une étape de décantation.

I.19.4. La décantation

Les particules les plus grosses et les plus lourdes, sont envoyées dans des bassins de décantation où elles se déposent.

I.19.5. La filtration

L'eau est ensuite envoyée dans des bassins filtrants à travers des couches de sable et de gravier, à travers des charbons actifs.

I.19.6. La désinfection

L'eau est ensuite désinfectée par l'ajout de chlore pour détruire les dernières bactéries et maintenir une bonne qualité de l'eau tout au long de son parcours dans les canalisations.

II. Étude **expérimentale**

II.1 Matériel et **Méthodes**

II.1.1. Introduction

La possibilité de produire une eau potable de haute qualité par technique membranaire à partir des eaux du barrage de Timgad, a été étudiée sur une installation pilote au niveau du laboratoire. Des essais in situ ont aussi été réalisés. Le site d'étude, le matériel et les méthodes utilisés sont décrits ci-après.

II.1.2. La zone d'étude

Le barrage de Koudiet Medouar, Timgad constitue la principale source d'alimentation de la station de traitement d'eau ; En cas de besoin un appoint d'eau est assuré par le barrage de Beni – Haroun, grâce à un système de transfert. Le site de la station est décrit au premier chapitre.

II.1.3. Produits utilisés pour simuler une eau turbide artificielle

II.1.3.1. Le talc

Le talc est un produit minéral composé de silicate de magnésium doublement hydroxylé de formule $Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$, pouvant contenir des traces de nickel, de fer, d'aluminium, de calcium ou de sodium.

II.1.3.2. L'oxyde de titane

le dioxyde de titane est une molécule composée d'oxygène et de titane de formule TiO_2 et de masse molaire $79,866 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ avec une pureté de 99% (Aldrich Chemical Company).

II.1.3.3. L'oxyde de zinc

L'oxyde de zinc est un composé chimique de formule ZnO et de masse molaire $81,38 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ avec une pureté de 99% (Riodel-dehaen Chemical Company).

II.1.3.4. L'oxyde de fer

Un oxyde de fer est un composé chimique résultant de la combinaison d'oxygène et de fer de formule Fe_2O_3 et de masse molaire $159,68 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ avec une pureté de 98 % (Sluka Chemical Company).



Figure II.1.1 : Poudre de dioxyde de Titane.



Figure II.1.2 : Poudre de Talc.



Figure II.1.3 : Poudre d'oxyde de Zin



Figure II.1.4 : Poudre d'oxyde de Fer.

II.1.4. Instruments

La mesure des différents paramètres est effectuée par les appareils suivants:

❖ Turbidimètre

La turbidité de l'eau brute et de l'eau traitée est mesurée à l'aide d'un turbidimètre « HACH 2100PISO ». La mesure est donnée directement en NTU (Nephelometric Turbidity Unit).



Figure II.1.5 : Turbidimètre.

II.1.5. La membrane utilisée

La membrane utilisée est une cartouche filtrante vendue dans le commerce. Elle sert au prétraitement des eaux avant osmose inverse et à la clarification des eaux en général. Son seuil de coupure (mentionné sur l'étiquette) est de 5 μm . On est donc dans le domaine de la microfiltration.

La filtration en profondeur constitue le mécanisme principal de rétention de la turbidité.

La membrane a une surface filtrante de $S = 0,033 \text{ m}^2$ ou $1/30$ de m^2 . Et un débit unitaire

$$D_U = 10.81 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar}.$$



Figure II.1.6 : Polypropylène cartouche filtre 5 μ m

II.1.6. La cellule et le module de filtration

La cartouche précédente est insérée dans une cellule de filtration (figure I.26) achetée dans le commerce.

L'ensemble cartouche / cellule constitue le module de microfiltration, en figure I.27. Ce module va s'intégrer dans un pilote complet figure I.29, (pompes, tuyauteries, instrumentation ...).

Ce module de filtration commercial est destiné à fonctionner en mode frontal avec un changement périodique de la cartouche filtrante après saturation et colmatage. Pour l'adapter à nos recherches deux modifications importantes ont été apportées au module standard :

- ❖ L'hydrodynamique a été complètement modifiée, le pilote peut fonctionner aussi bien en frontal qu'en tangentiel avec la possibilité de changer la vitesse tangentielle de l'écoulement, l'insertion d'un tube en cuivre par l'évent de purge a permis cette amélioration.
- ❖ Le système de rétro lavage permet de vérifier la possibilité de régénération et de réutilisation de la membrane.



Figure II.1.7 : Cellule.



Figure II.1.8 : Module.

II.1.7. Pilote de microfiltration au laboratoire

Les essais de traitement à l'échelle de laboratoire ont été effectués par le pilote suivant

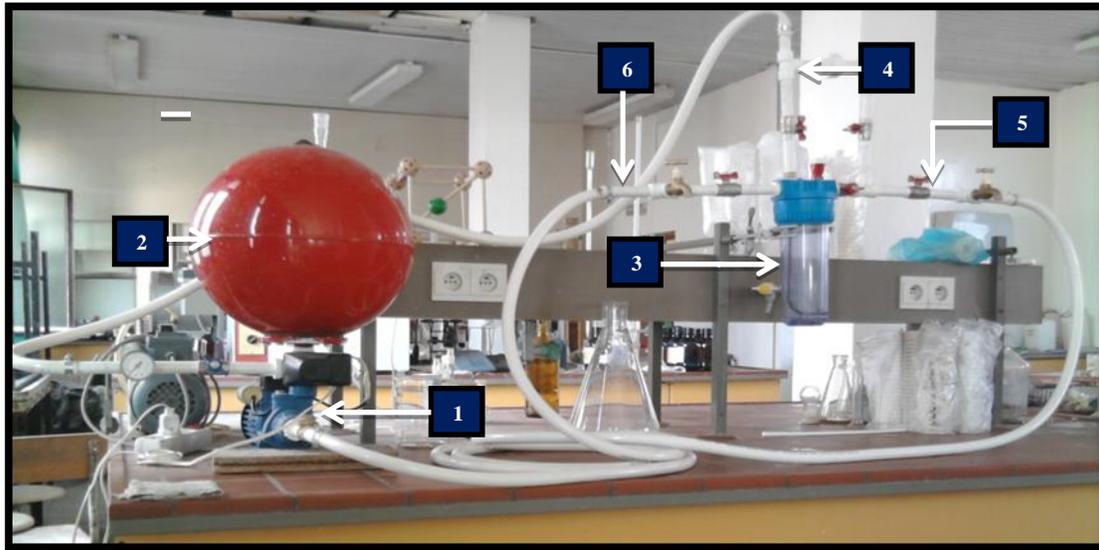


Figure II.1.9 : Photo du montage de filtration.

1 : Pompe, **2 :** Surpresseur et cerveau, **3 :** Cellule de filtration, **4 :** Entrée de l'eau à traiter, **5 :** l'eau concentrée, **6 :** l'eau traitée.

II.1.8. Pilote de microfiltration in situ (barrage de Timgad)

Les essais de traitement in situ ont été effectués par le pilote suivant



Figure II.1.10 : Photo de montage de filtration in situ

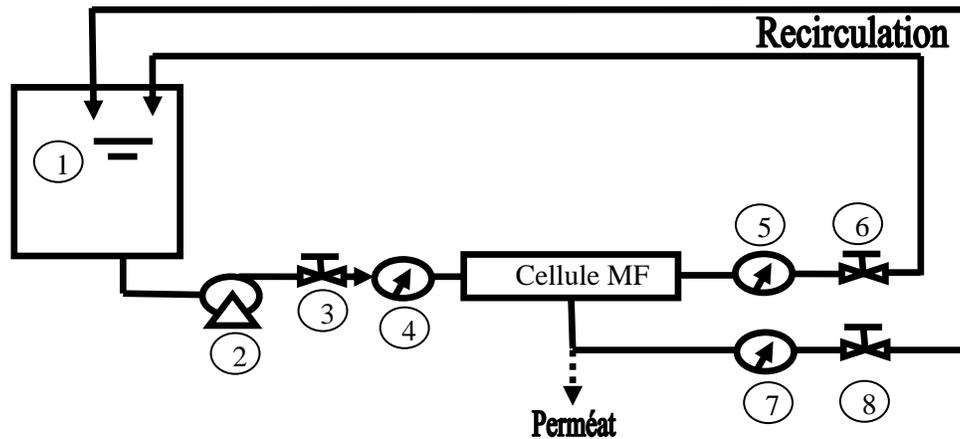
II.1.9. Mode de fonctionnement

Figure II.1.11 : Schéma du montage de filtration.

Le principe de fonctionnement est le suivant. La solution à filtrer est stockée dans le réservoir, (1) et puis mélangée et pompée par la pompe (2) dans la cellule de filtration. Le débit de la pompe peut être ajusté grâce à une vanne de contrôle de vitesse. (3) les manomètres (4) (5) (7) permettent de lire la pression à l'entrée et à la sortie de la cellule de filtration. La vanne (6) permet le contrôle du débit de recirculation et la vanne (8) permet de contrôler le débit de l'eau traitée. Le retentât est renvoyé dans le réservoir d'alimentation. Le perméat est également renvoyé dans le réservoir pour garder la même turbidité initiale.

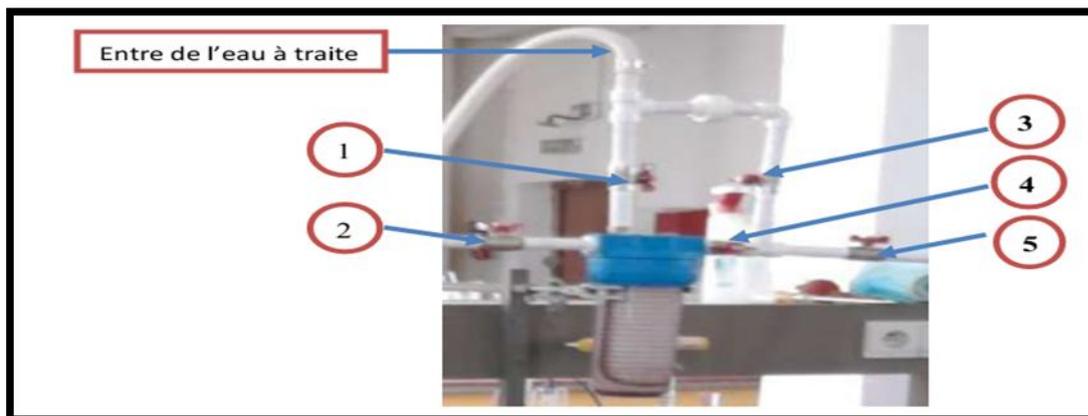
II.1.10. Choix du mode de filtration

Figure II.1.12 : Photo de montage de filtration.

Pour la filtration en mode frontal :

On ouvre les vannes (1) (4) (5) et on ferme les vannes (2) (3).

Pour la filtration en mode tangentielle :

On ouvre les vannes (1) (2) (4) (5) et on ferme la vanne (3).

Pour le lavage tangential :

Ouverture des vannes (1) (2) et fermeture des vannes (3) (4) (5)

Pour le rétro lavage :

Ouverture des vannes (2) (3) (4) et fermeture des vannes (1) (5).

II.1.11. Eaux utilisées lors de la filtration membranaire

Plusieurs types d'eaux turbides ont été choisies pour étudier les performances de la membrane de microfiltration :

- L'eau du barrage.
- Une eau de forage turbide.
- Une eau turbide synthétique préparée par addition de talc, d'oxyde de titane, d'oxyde de zinc, d'oxyde de fer.

II.1.12. Mode de préparation des eaux turbides synthétiques

On a préparé des eaux turbides synthétiques à partir des poudres précédentes et à des concentrations massiques bien déterminées donnant différentes turbidités. Le tableau suivant donne la turbidité des solutions mères à 1 g/l.

Tableau II.1.1: Turbidité relative de chaque produit utilisé

Produits	Talc	Oxyde de zinc	Oxyde de fer	Oxyde de titane
Masse (g/L)	1			
turbidité (NTU)	320	660	1040	3012

II.1.13. Méthodes d'analyses

Dans cette étude, l'efficacité du traitement dans toutes les expériences a été déterminée par la mesure de la variation de la turbidité et la variation du débit en fonction du temps.

La méthode de mesure de la turbidité et du débit est décrite ci-dessous

II.1.13.1. Mesure de la turbidité

La turbidité a été mesurée suivant les étapes suivantes :

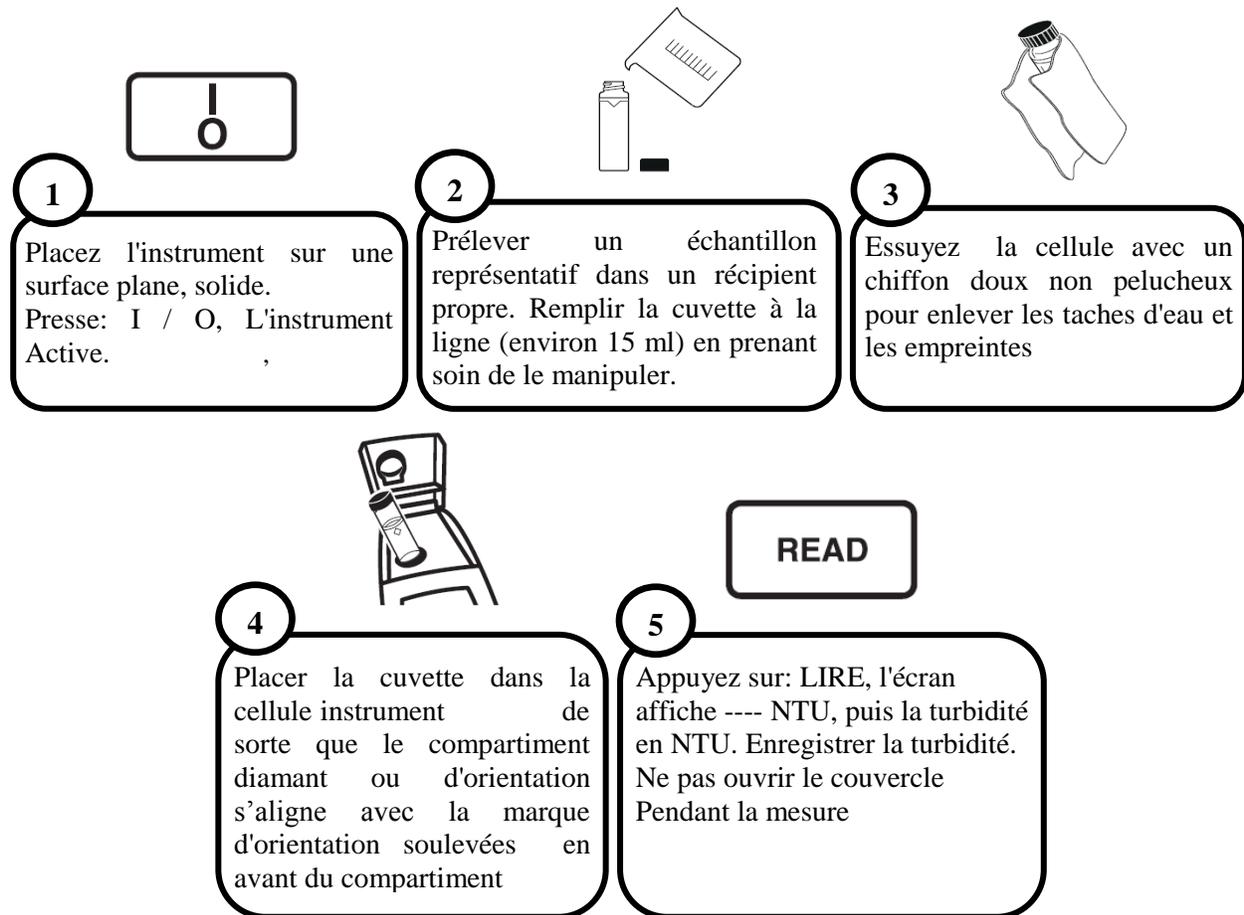


Figure II.1.13 : Schéma de la méthode de la mesure de la turbidité

II.1.13.2. Mesure manuelle du débit

Le débit a été mesuré suivant les étapes suivantes :

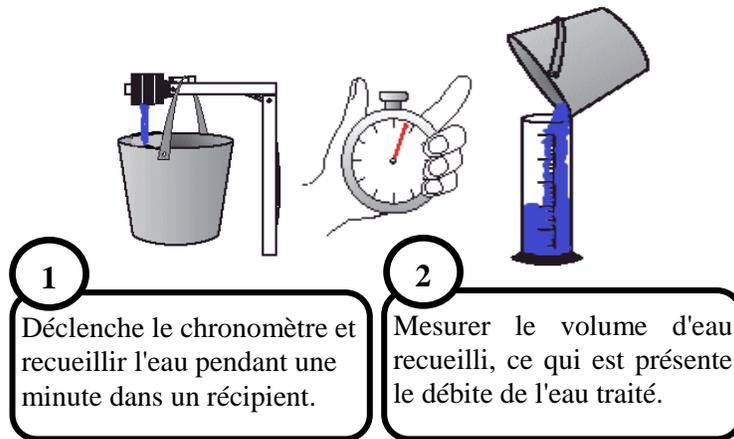


Figure II.1.14 : schéma illustre la méthode de la mesure de débit

II.1.14. Méthode de traitement

Afin d'étudier l'influence de différents paramètres sur la production d'eau potable par technique membranaire, toutes les expériences ont été effectuées sur un volume de 25 litre d'eau

Touts les essais de traitement en mode de filtration tangentielle sont effectués avec un débit de recirculation de 6 l/min et une pression transmembranaire variant entre 1.2 et 2 bars pour les deux modes de traitement.

II.1.15. Comparaison eau de barrage / suspension de talc

La comparaison est effectuée aux mêmes conditions opératoires.

II.1.16. Etude de l'influence de la turbidité initiale

Pour étudier l'influence de la turbidité initiale sur l'efficacité de la membrane on fait une série des expériences avec différentes turbidité initiale (1 à 25 NTU), en gardant les mêmes conditions opératoires en les deux modes de filtration (frontale et tangentielle).

II.1.17. Etude de l'influence de la nature de turbidité

Nous avons étudié l'effet du nature de la turbidité sur le procédé de filtration par le fait de plusieurs expériences par des eaux de turbidité de nature différent (eau réelle, eau de source, eau

turbide synthétique par le talc, par l'oxyde de zinc, par l'oxyde de fer, par l'oxyde de titane) en gardant les mêmes conditions opératoire.

II.1.18. La déférence entre frontale et tangentielle

Pour la compréhension de la déférence entre la filtrations en mode tangentielle et frontal on fait des expériences en les deux modes utilisent eau turbide synthétique par le talc, en gardant les mêmes conditions opératoire.

II.1.19. Colmatage de membrane

Pour étudier le colmatage de membrane, nous n'avons préparé une eau turbide artificiellement par l'addition de talc ($T_i = 25$ NTU), et on a fait la filtration en les deux modes (frontale et tangentielle) jusqu'au colmatage de membrane.

II.1.20. Etude de la formation de media filtre

Pour étudier la formation de media filtre on fait une série des expériences de filtration direct et filtration avec colmatage de membrane jusqu'à ou formation de media filtre par le talc avec $T_i = 100$ NTU, pour différentes nature de turbidité (eau réelle, eau de source, eau turbide synthétique par le talc, par l'oxyde de zinc, par l'oxyde de fer, par l'oxyde de titane).

II.1.21. Production d'eau potable a partir des eaux de barrage de Timgad -Batna

Pour vérifier la faisabilité de la production d'eau potable par microfiltration, on a effectuée des essais de production de l'eau potable in situ à partir de l'eau brute du barrage de Timgad en gardant le même conditions opératoires . Cette opération a été effectuée à différentes profondeurs (0, -3, -6, -9, -12, -15 m).

Tous les résultats obtenus au cours de cette étude seront présentés dans la partie suivant

II.2. Résultats **et Discussion**

II.2.1. Introduction

Cette section porte sur l'étude expérimentale du traitement de l'eau du barrage de Koudiet Lemdouar (Timgad, Batna) par une technique membranaire, la microfiltration. A cet effet les expériences suivantes ont été réalisées :

- ❖ La comparaison eau du barrage – suspension synthétique de talc (simuler une eau turbide) ;
- ❖ L'étude de l'influence de la turbidité initiale ;
- ❖ L'étude de l'influence de la nature de la turbidité ;
- ❖ La différence entre la filtration en mode frontal et en mode tangentiel ;
- ❖ Le colmatage de la membrane ;
- ❖ La modification de la membrane commerciale par l'étude de la formation d'une « membrane dynamique » par le dépôt d'une couche filtrante ;
- ❖ La réalisation et l'essai d'un pilote de microfiltration in situ pour le traitement de l'eau puisée à différentes profondeurs (0, -3, -6, -9, -12, -15m).

Rappelons que les essais de traitement membranaire avaient différents objectifs :

- ❖ L'eau du barrage est généralement peu turbide (≤ 10 NTU) rendant le traitement de coagulation difficile et coûteux ; n'est il donc pas plus facile de l'éliminer par MF ?
- ❖ N'est-il pas possible de remplacer toute la chaîne conventionnelle de traitement par une seule étape de microfiltration ?
- ❖ Les normes de turbidité deviennent de plus en plus sévères (passage de 5 à 1 NTU) ; il est donc nécessaire d'expérimenter, à titre de veille technologique, ces procédés en Algérie. Il est nettement prouvé qu'une réduction drastique de la turbidité constitue une excellente prévention contre les TMH.

II.2.2. Comparaison du comportement de l'eau du barrage Timgad avec la suspension de talc

La comparaison des essais de MF a été réalisée sur des solutions de turbidités initiales égales; A l'origine le talc est une argile naturelle, justifiant ainsi son choix comme turbidité synthétique.

Les paramètres comparés sont le pouvoir d'élimination de la turbidité et l'évolution du débit avec le temps ; les résultats correspondants sont présentés sur les figures II.2.1 et II.2.2.

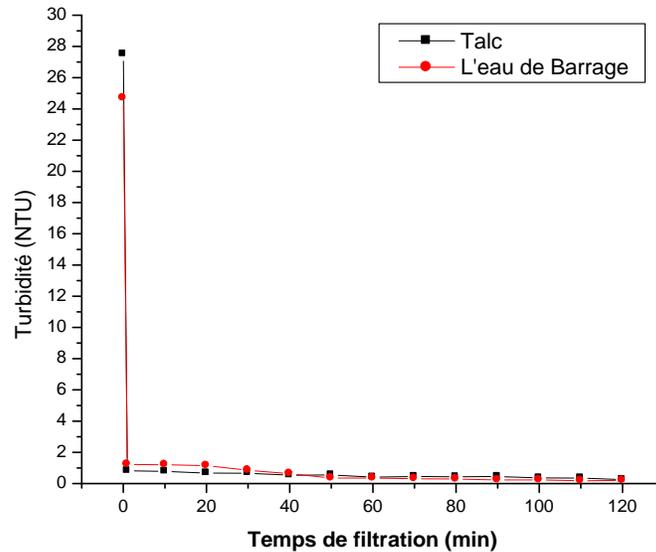


Figure II.2.1 : Variation de la turbidité en fonction du temps
Avec : T_i (eau du barrage) = 24.7 NTU, T_i (eau synthétique de talc) = 27.7 NTU.

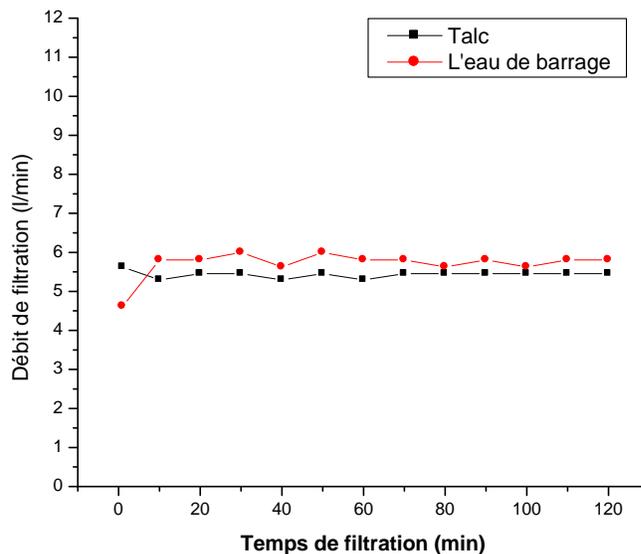


Figure II.2.2 : Variation du débit de filtration en fonction du temps
Avec : T_i (eau du barrage) = 24.7 NTU, T_i (eau synthétique) = 27.7 NTU.

Interprétation :

Ce 1er essai est très positif et montre la faisabilité du traitement membranaire. Il vérifie l'hypothèse initiale sur la possibilité de remplacer la chaîne conventionnelle de traitement par une seule barrière de MF.

En outre la suspension de talc a montré un comportement très similaire à celui de l'eau réelle du barrage, justifiant son utilisation future comme une solution modèle de simulation.

II.2.3. Etude de l'influence de la turbidité initiale

Pour étudier l'influence de la turbidité initiale sur l'efficacité de la membrane nous avons fait une série d'expériences, en MF frontale et tangentielle, sur des suspensions de talc, simulant l'eau réelle du barrage.

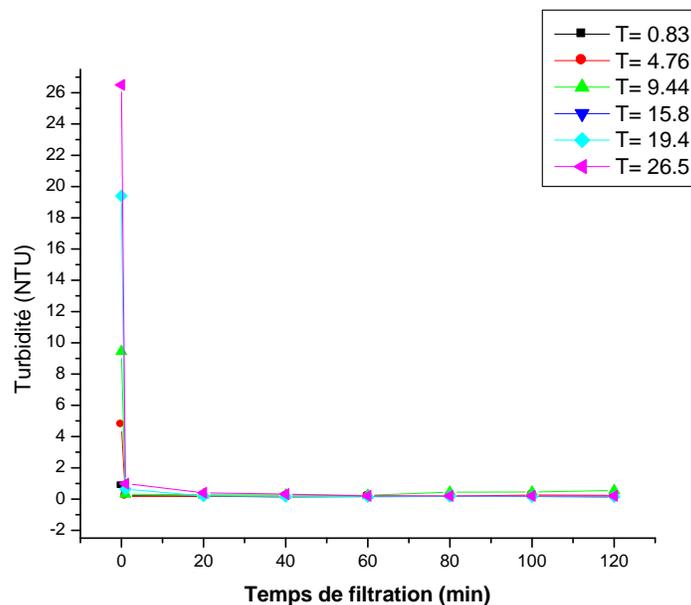
II.2.3.1. Filtration en mode tangentiel (figure II.2.3 et II.2.4) :

Figure II.2.3 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF tangentielle sur suspension synthétique de talc.

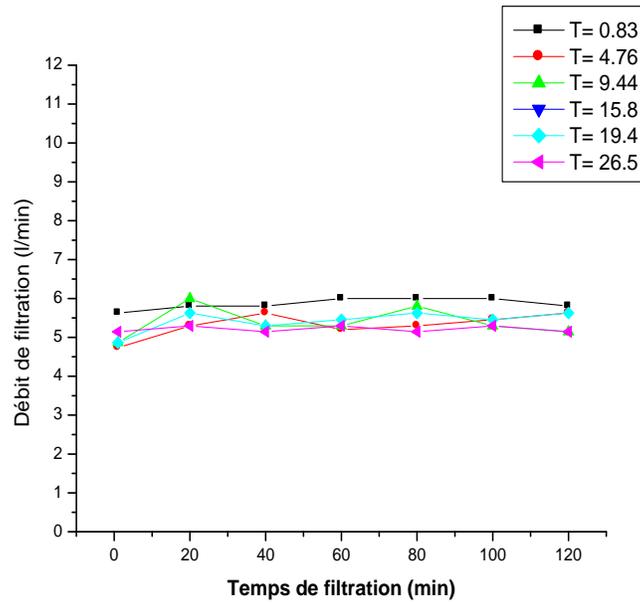


Figure II.2.4 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF tangentielle sur suspension synthétique de talc.

II.2.3.2. Filtration en mode frontal (figures II.2.5 et II.2.6.)

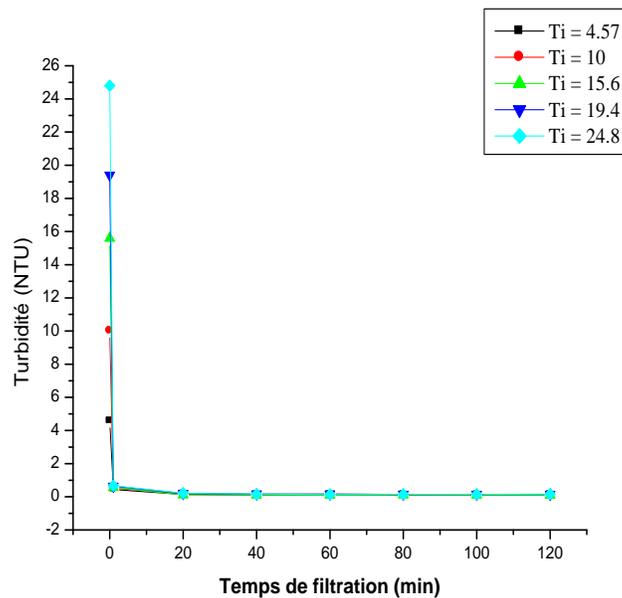


Figure II.2.5 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF frontale sur suspension synthétique de talc.

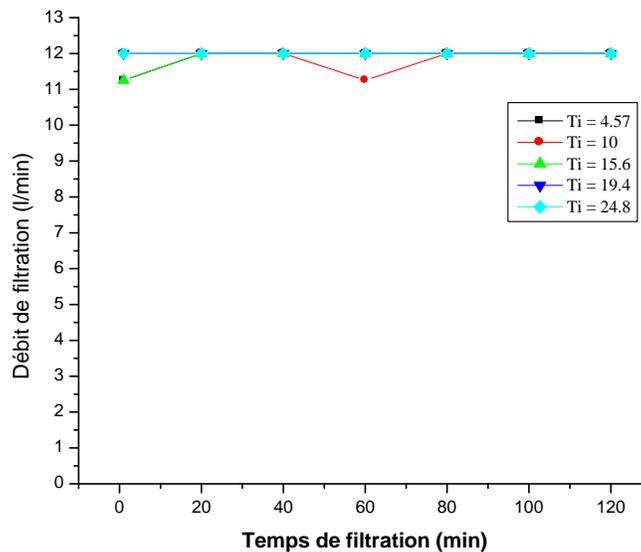


Figure II.2.6 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la turbidité initiale en MF frontale sur suspension synthétique de talc.

Interprétation :

Les courbes précédentes montrent que quelque soit le mode de filtration ou la turbidité initiale, les rendements sont excellents dépassant les 95% d'élimination de la turbidité. Outre cet aspect quantitatif, il est à noter le respect des normes de turbidité les plus sévères ; celles-ci restant en dessous de 1 NTU, donnant une eau de très bonne qualité. Même les variations de turbidités extrêmes (0 à 27 NTU) n'influent pas sur le résultat final qui montre une stabilité remarquable.

Les courbes de débit montrent une grande stabilité quelque soit les conditions imposées ; ceci s'explique par l'absence de colmatage, ce qui est très encourageant mais un approfondissement de l'étude reste nécessaire pour confirmer ces premiers résultats très prometteurs. En effet d'autres paramètres qui pourraient influencer sur la dégradation de la qualité de l'eau filtrée, restent à étudier ; ce sont le volume d'eau traitée, la durée de filtration ainsi que la nature de la turbidité, qui vont nous indiquer les seuils (temps, volumes, granulométrie...) de fuite de la turbidité.

Ces courbes montrent aussi une nette différence des débits de perméat entre les 2 modes de filtration ; en frontal le débit est 2 fois plus élevé (12 contre 6l/mn), ceci s'explique par les pressions statiques (responsables du débit) et dynamiques (responsables de l'écoulement tangentiel).

II.2.4. Etude de l'influence de la nature de turbidité (figures II.2.7 et II.2.8)

Dans le but d'étudier l'influence de la nature de la turbidité nous avons comparé au talc différents autres matériaux pulvérulents pouvant simuler la turbidité. Le choix de ces matériaux était guidé par leur inertie chimique, leur disponibilité au laboratoire ainsi que leur pouvoir à simuler une turbidité. Les poudres utilisées sont les suivantes : l'oxyde de titane, l'oxyde de zinc, l'oxyde de fer et bien sûr le talc commercial. La comparaison a porté aussi sur l'eau de barrage et une eau de forage turbide (oxydes des canalisations en essai) de l'université (CUB1).

Outre le pouvoir de rétention de cette turbidité par la membrane de MF, ces poudres vont servir aussi à étudier la possibilité de modification de la structure superficielle et interne de la membrane, conduisant ainsi à une membrane dynamique avec de nouvelles propriétés, particulièrement un meilleur seuil de coupure et une plus grande rétention en profondeur.

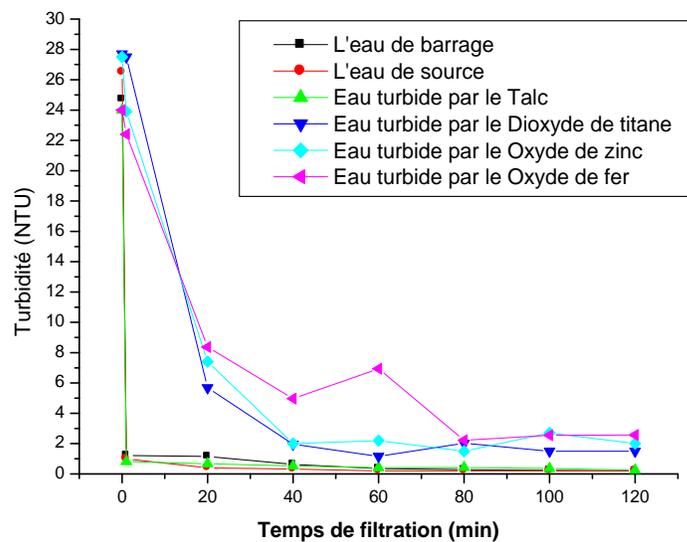


Figure II.2.7 : Variation de la turbidité en fonction du temps et de la nature de la turbidité en MF tangentielle sur suspensions synthétiques et eaux réelles.

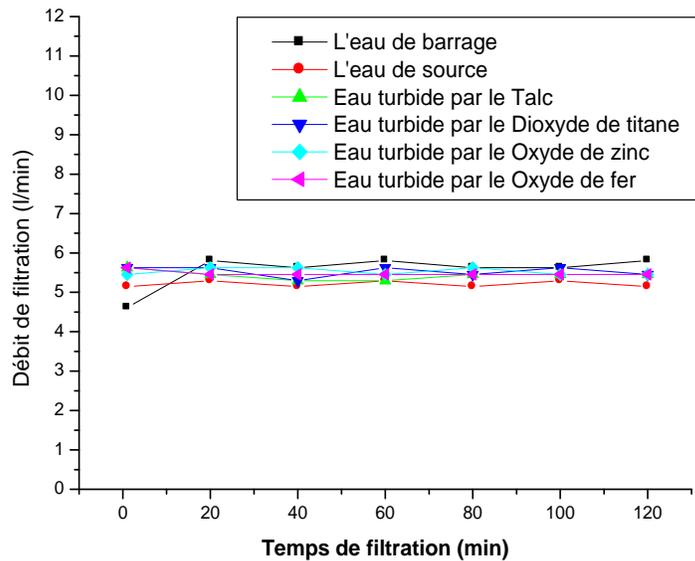


Figure II.2.8 : Variation du débit de filtration en fonction du temps et de la nature de la turbidité en MF tangentielle sur suspensions synthétiques et eaux réelles.

Interprétation :

Les résultats ont été comme attendus.

Nous constatons à travers les résultats de l'expérience obtenus que :

- La membrane est très efficace sur l'eau de barrage, l'eau de forage et la solution synthétique de talc, et le rendement de l'élimination dépasse les 95%,
- Les oxydes métalliques (ZnO , TiO_2 et Fe_2O_3) sont mal retenus par la membrane surtout en début d'expérience. Cependant le rendement s'améliore avec le temps de filtration atteignant une turbidité finale voisine de 2 – 4 NTU, l'oxyde de fer restant le moins retenu. Cependant sur le plan relatif le rendement reste encourageant du fait que l'abattement de la turbidité a été remarquable : dans tous les cas la turbidité est passée d'une valeur initiale de 25 NTU à moins de 4 NTU (au delà de 80 mn), respectant ainsi les normes algériennes (moins de 5 NTU).
- Les mauvais rendements relatifs des oxydes métalliques synthétiques pourraient s'expliquer par leur faible granulométrie ; en effet ce sont des poudres de laboratoire de

haute qualité et dont les grains sont extrêmement fins. L'absence de moyens de caractérisation des poudres n'a pas permis un approfondissement de l'étude.

- Outre ces aspects de taille des grains (effet tamis), il faut aussi considérer les aspects chimiques et physico-chimiques dont l'influence est loin d'être négligeable sur les mécanismes de rétention de la turbidité par le matériau filtrant. En effet l'interaction grain – matériau filtrant est fortement influencé par l'état de surface des 2 matériaux (charge, pH isoélectrique, hydrophilicité...), ainsi que les phénomènes de coagulation floculation locaux. Rappelons que les pH iso électriques des oxydes métalliques sont bien connus et influent ; le matériau membranaire, le polypropylène, est hydrophobe et chimiquement inerte.

Ces essais confirment donc l'efficacité de ces membranes commerciales de MF dont le seuil de 5 μm a permis une excellente rétention de la turbidité, dans la masse de la cartouche mais très probablement en surface. Une étude sur la régénéralité de ces membranes par contre – courant va confirmer leur durabilité. Ils confirment aussi le talc comme « turbidité modèle » pouvant simuler une eau réelle de barrage comme c'est le cas du dextran qui est largement utilisé en UF pour simuler les phénomènes de rétention et de colmatage.

II.2.5. Comparaison entre les filtrations en modes frontal et tangentiel

Pour la compréhension des différences frontal – tangentiel expériences conditions opératoires suivantes ont été réalisées:

En mode frontal

$T_i = 19.4 \text{ NTU}$

En mode tangentielle

$D_r = 6 \text{ l/min}$, $T_i = 19.8 \text{ NTU}$

$D_r = 3 \text{ l/min}$, $T_i = 20.7 \text{ NTU}$

Les résultats des ces expériences sont représenté sur les figures II.2.9 et II.2.10.

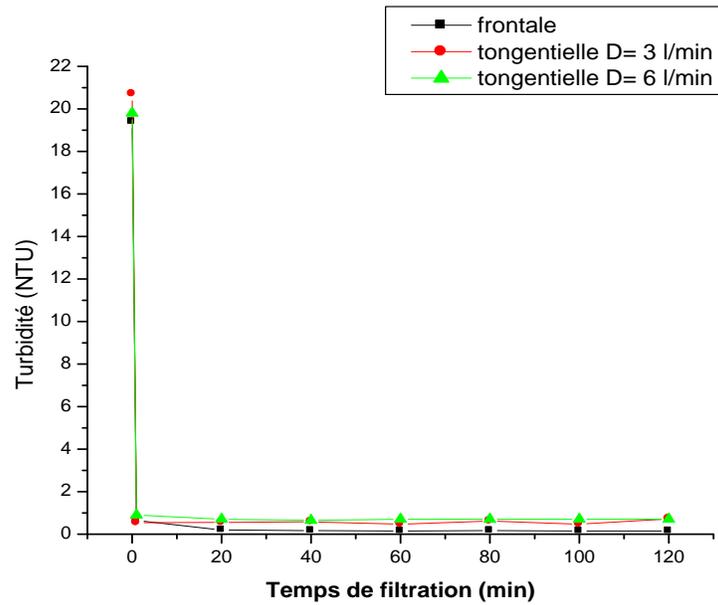


Figure II.2.9 : Comparaison des essais de microfiltration en modes frontal et tangentiel : influence sur l'élimination de la turbidité.

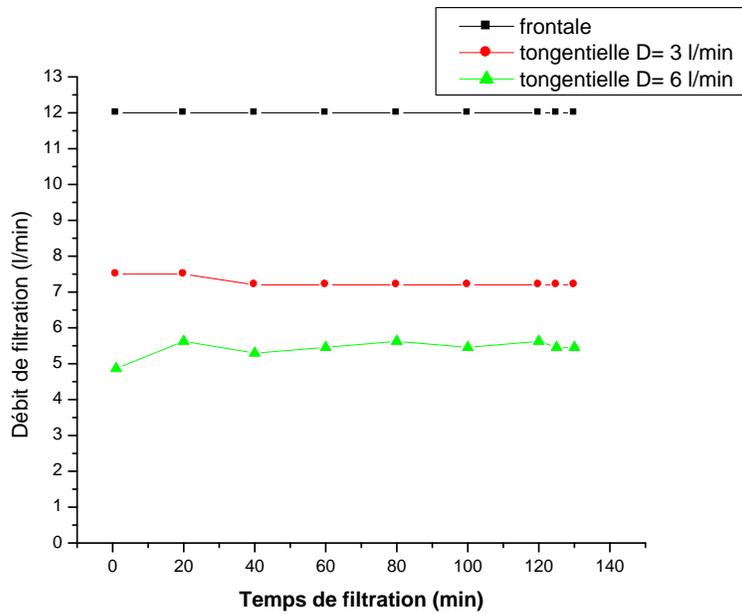


Figure II.2.10 : Comparaison des essais de microfiltration en modes frontal et tangentiel : influence sur le débit de perméat. Variation du débit de filtration en fonction du temps.

Interprétation :

Malgré un léger avantage pour le frontal, ces courbes montrent que quelque soit le mode de filtration (frontal ou tangentiel) et quelque soit la vitesse tangentielle (3 et 6 l/mn) le rendement d'élimination de la turbidité reste très élevé avec des seuils toujours inférieurs à 1 NTU. Cela pourrait s'expliquer par la nature même du talc utilisé dont les grains se sont avérés correspondre au seuil de coupure de la membrane (5 μ m), comme pour les eaux réelles utilisées. La formation d'une « membrane dynamique » favorisée par une couche superficielle de talc est aussi un complément d'explication. Cependant malgré cette rétention total du talc, cela ne s'est répercuté sur le débit qui est resté stable quelque soit le mode de filtration. Des essais de plus longue durée et avec des turbidités élevées (accumulation rapide) s'avèrent nécessaires pour une meilleure détection du point de fuite et pour la mise en évidence du colmatage qui va être étudié dans les paragraphes suivants.

II.2.6. Colmatage de membrane

Pour étudier le colmatage des essais de longue durée sont nécessaires. Ils sont présentés dans ce qui suit. La filtration est effectuée selon les deux modes de filtration (frontale et tangentielle) jusqu'au colmatage de membrane.

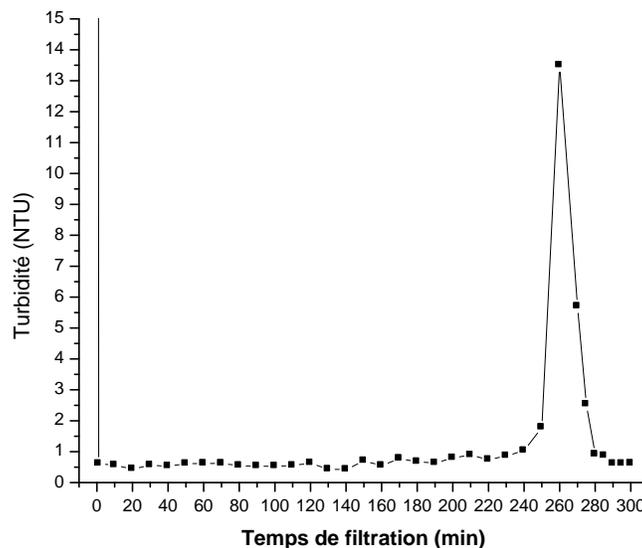
II.2.6.1. Colmatage en mode frontal (figures II.2.11 et II.2.12)

Figure II.2.11 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : $T_i = 128$ NTU.

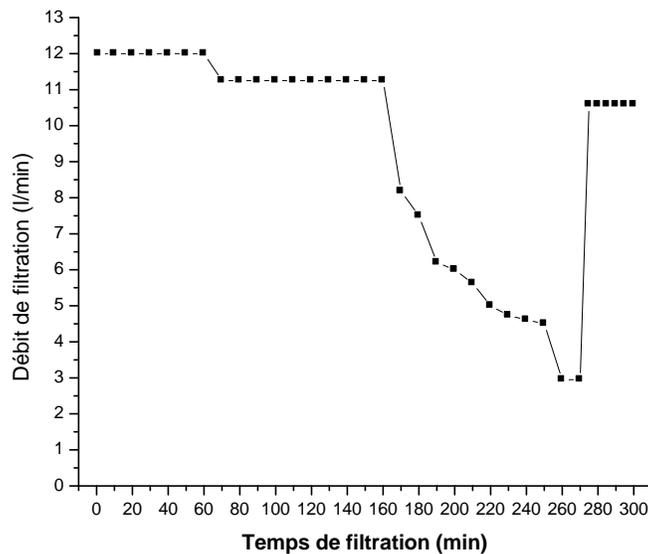


Figure II.2.12 : Variation du débit de filtration en fonction du temps, pour l'étude du colmatage en MF frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : $T_i = 128$ NTU.

Comme pour la filtration sur sable ou l'échange la cartouche de microfiltration a clairement montré un effet de saturation mis en évidence par une percée illustrée par un pic de turbidité à environ 15 NTU. Ce pic est apparue à 250 minutes, ce qui aiderait à calculer la quantité totale de turbidité accumulée dans le média filtrant ; cela pourrait aider à dimensionner le filtre et ainsi à simuler le phénomène, à prévenir le colmatage pour une régénération éventuelle.

La quantité de turbidité pourrait être évaluée connaissant le débit de perméat.

Outre le pic de turbidité qui caractérise la percée, les courbes de débit nous renseignent sur le colmatage. En effet la courbe de débit montre un débit stable à 12 l/mn puis une chute nette du flux de filtrat à $t = 170$ mn bien avant la percée du filtre à $t = 250$ mn. La courbe montre donc une chute brutale du débit, prémice et signal du colmatage, suivi d'une chute plus lente, d'une stagnation à 3 – 4 l/mn. Une brusque remontée du débit vers 250 mn coïncide exactement avec le pic de turbidité et ainsi la percée.

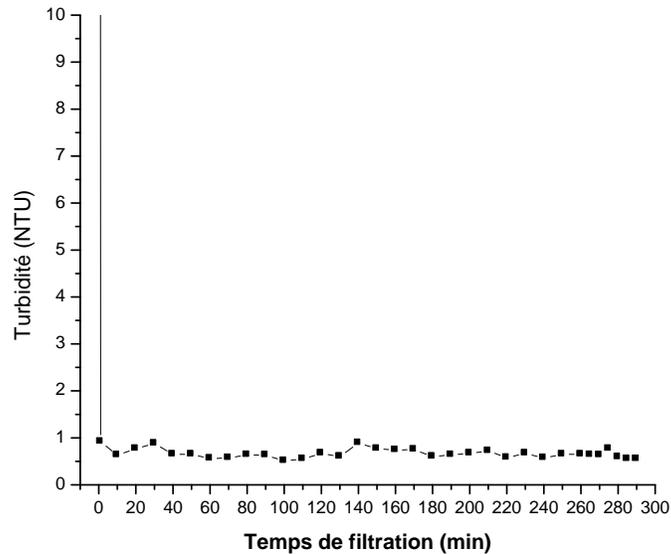
II.2.6.2. Colmatage en mode tangentiel (figures II.2.13 et II.2.14)

Figure II.2.13 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentiel sur suspensions synthétiques de talc et avec: $T_i = 128$ NTU.

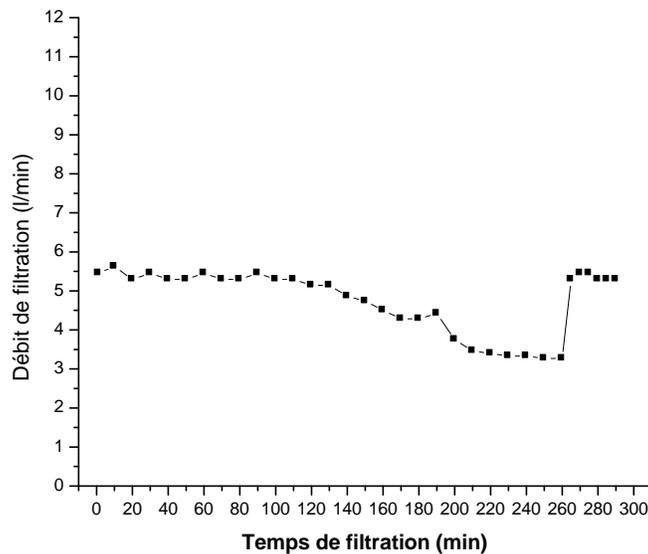


Figure II.2.14 : Variation du débit de filtration en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentiel sur suspensions synthétiques de talc et avec: $T_i = 128$ NTU.

Comme pour la MF frontale, celle en tangentielle donne de très bons rendements en termes de turbidité; outre ce rendement la fuite de turbidité (percée) n'apparaît pas même à 300 minutes. En frontal la percée est nette à 270 minutes.

Pour les courbes de débit, le flux de perméat commence à 5.5 l/mn, chute faiblement à 140 mn, puis se stabilise à 3.5 l/mn après colmatage. La corrélation débit – turbidité montre que malgré un colmatage apparent, révélé par la chute du débit, la turbidité reste plus ou moins constante: la membrane se colmate mais ne fuit pas, du moins à un temps de 300 minutes. L'explication possible serait d'ordre mécanique, liée à la taille des grains; les plus volumineux pénètrent et colmatent la membrane laissant peu d'espace aux particules plus fines, entraînées par le courant tangentiel de l'eau.

Il serait ainsi utile de comparer les conditions de colmatage pour les 2 modes d'écoulement. La superposition des courbes aiderait à cette comparaison.

Superposition des courbes en modes frontal et tangentiel (figures II.2.15 et II.2.16)

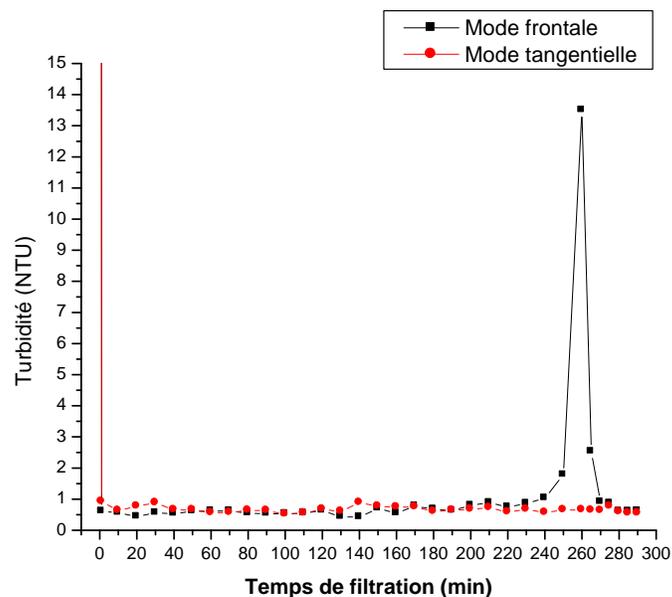


Figure II.2.15 : Comparaison des variations de la turbidité en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentielle et frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec: $T_i = 128$ NTU.

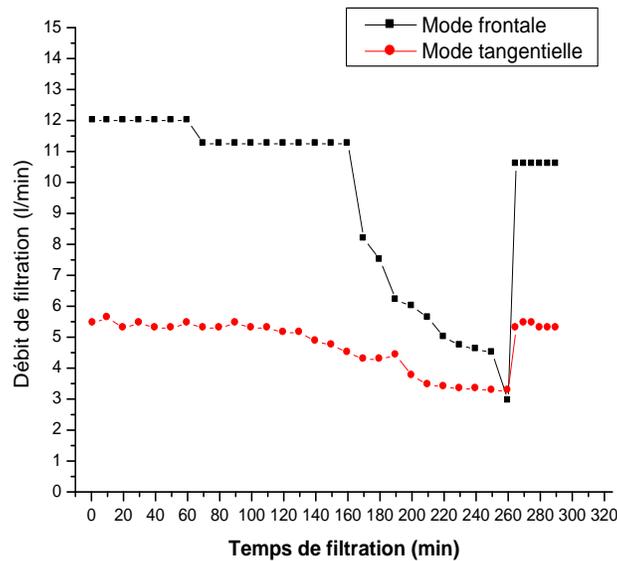


Figure II.2.16 : Comparaison des variations de débit du perméat en fonction du temps pour l'étude du colmatage en MF tangentielle et frontale sur suspensions synthétiques de talc et avec : $T_i = 128$ NTU. Cette comparaison montre un paradoxe inattendu pour ce cas particulier; la MF frontale semble globalement meilleure en terme de productivité (débit total filtré), à qualité de filtrat similaire. Ce constat diffère de celui de la MF de surface ; dans notre cas la membrane à cartouche fonctionne différemment ; la filtration se fait beaucoup plus en profondeur qu'en surface. Il est donc difficile de conclure de manière catégorique; une étude plus approfondie sur les mécanismes de filtration s'avère nécessaire. En effet les cartouches filtrantes ont été étudiées presque exclusivement en mode frontal ; le mode tangentiel reste peu ou pas étudié pour ce type de cartouches cylindriques.

Résumé et interprétation:

Les résultats sur le colmatage, en modes frontal et tangentiel, de la membrane filtrante à cartouche sont résumés dans ce qui suit:

- Dans le mode de filtration frontal la membrane fuit après un certain temps et laisse les particules de turbidité passer ; au contraire en tangentiel la membrane colmate mais ne fuit pas.
- Après le colmatage de membrane on a fait le lavage de cette dernière par l'eau claire et propre dans un temps de 20 min en les deux modes de filtration la membrane redevient efficace donc le nettoyage in site est efficace et la membrane régénérable.

- La cartouche filtrante a le même comportement qu'un filtre à sable : la turbidité augmenté brutalement
- L'augmentation brutale de la turbidité coïncide avec la chute du débit
- Avant la fuite de turbidité on constate une diminution Progressive du débit que facilite la prévision de la fuite
- Le retro lavage régénère la membrane et rétablit le débit

Les résultats précédents ont montré que le talc était très bien retenu par la membrane en comparaison avec les poudres d'hydroxydes métalliques. De plus la comparaison frontal – tangentiel pour le talc a montré que ce dernier mode « colmatait » mais ne laissait pas fuir la turbidité. Cette dernière propriété pourrait servir à former des membranes dynamiques de plus faible seuil de coupure. Le prochain paragraphe est dédié à la formation de ces « membranes dynamiques », c'est-à-dire un pré colmatage qui forme une barrière supplémentaire de filtration. Elle sera testée sur les oxydes métalliques qui « fuient » sur la membrane non prétraitée.

II.2.7. Etude de la formation d'une membrane « dynamique » par un pré colmatage au talc

II.2.7.1. Comparaison filtration directe et après colmatage sur l'oxyde de titane (figures

II.2.17 et II.2.18)

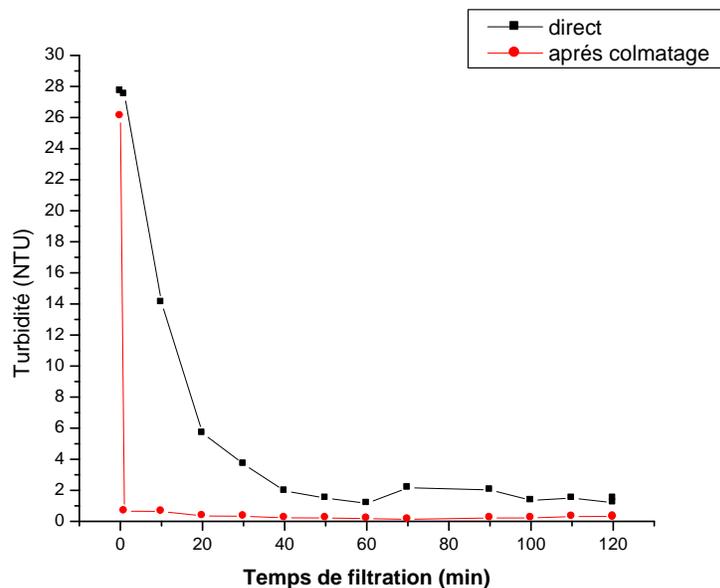


Figure II.2.17 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de titane : Variation de la turbidité en fonction du temps, avec $T_i = 26.7$ NTU

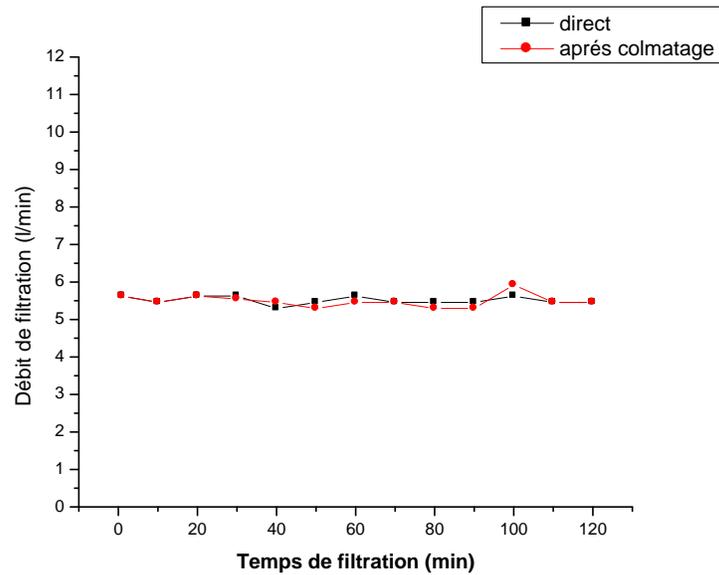


Figure II.2.18 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique ») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de titane : Variation du débit de filtration en fonction du temps, avec $Ti = 26.1$ NTU.

II.2.7.2. Comparaison filtration directe et après colmatage sur l'oxyde de zinc (figures II.2.19 et II.2.20.)

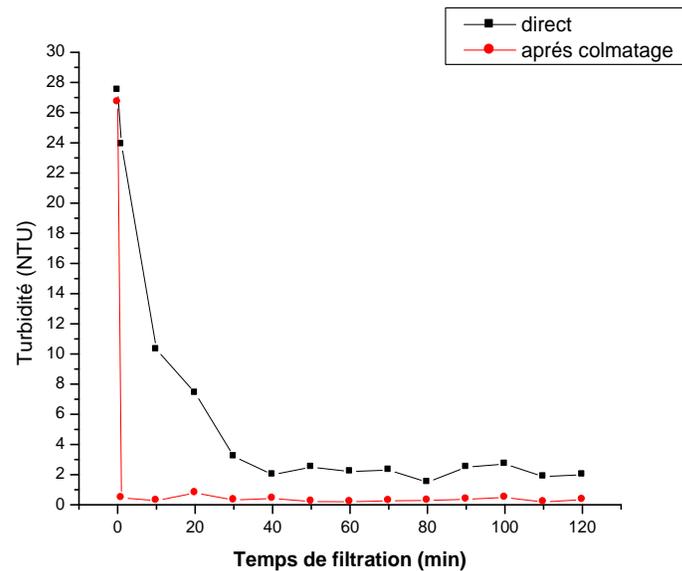


Figure II.2.19 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique ») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de zinc : Variation de la turbidité en fonction du temps, avec $Ti = 26.7$ NTU.

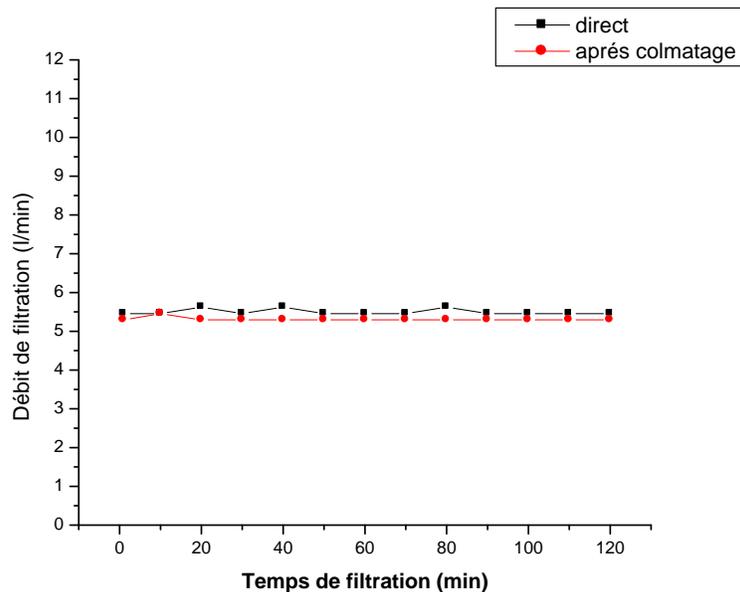


Figure II.2.20 : Comparaison des membranes neuve et pré colmatée au talc (membrane « dynamique ») sur la filtration d'une suspension d'oxyde de zinc: Variation du débit de filtration en fonction du temps, avec $T_i = 26.7$ NTU.

Interprétation :

Les résultats des figures précédentes montrent la meilleure efficacité de la membrane « dynamique » pré colmatée par le talc, sur l'élimination de la turbidité. Cette efficacité est probablement due à la diminution de la taille des pores de la membrane.

II.2.8. Essais de production d'eau potable in situ sur le barrage de Timgad

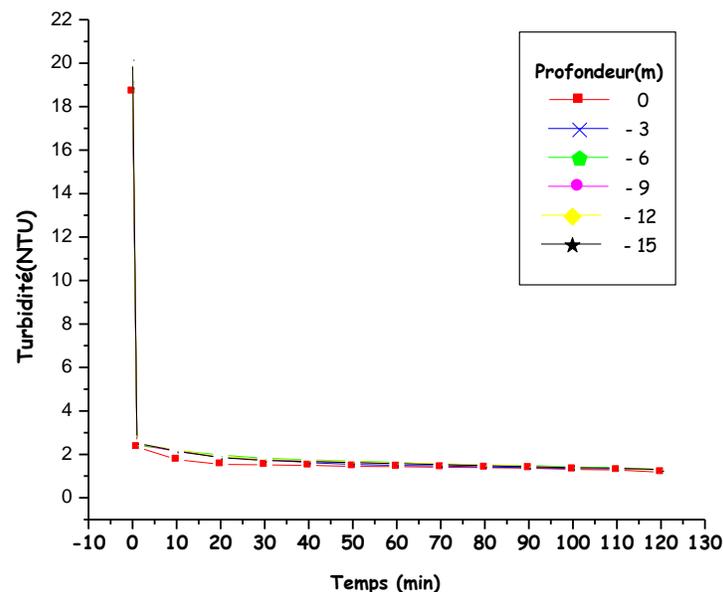
Après ces essais de faisabilité au niveau du laboratoire, le même pilote a été testé sur le site du barrage, au niveau de la tour de prise. L'installation a été raccordée à un système d'aspiration de l'eau du barrage qui permettait d'aspirer l'eau réelle à la profondeur désirée (0 à 15 m.).

Afin de confirmer leur efficacité dans une application réelle, nous avons installé notre pilote de traitement par microfiltration in situ dans la tour de pris du barrage et nous avons fait les expériences de production de l'eau potable in situ à partir différents profondeurs. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau ci-dessous et présente et sur la figure II.2.21.

Tableau II.2.1 : Filtration membranaire de l'eau in situ : variation de la turbidité du perméat en fonction de temps pour différents profondeurs

Profondeur (m) \ Temps (min)	0	- 3	- 6	- 9	-12	-15
0	18,7	18,9	19,1	19,2	19,8	20,2
1	2,34	2,45	2,42	2,48	2,47	2,52
10	1,76	2,2	2,18	2,13	2,21	2,15
20	1,54	1,85	1,97	1,88	1,9	1,85
30	1,52	1,77	1,82	1,75	1,78	1,72
40	1,49	1,62	1,75	1,7	1,72	1,67
50	1,45	1,54	1,69	1,63	1,68	1,62
60	1,44	1,49	1,63	1,59	1,6	1,58
70	1,41	1,47	1,53	1,55	1,57	1,53
80	1,39	1,42	1,51	1,49	1,51	1,48
90	1,37	1,39	1,49	1,44	1,47	1,43
100	1,31	1,35	1,42	1,38	1,39	1,39
110	1,28	1,34	1,39	1,33	1,35	1,36
120	1,18	1,29	1,31	1,31	1,32	1,3

Le temps $t = 0$ mn indique la turbidité de l'eau brute du barrage d'une certaine profondeur. Le reste des mesures donne la turbidité de l'eau du perméat après filtration sur la membrane - cartouche.

**Figure II.2.21** : Traitement in situ de l'eau du barrage par MF sur membrane à cartouche : Variation de la turbidité en fonction du temps.

Interprétation :

Comme pour les essais de laboratoire sur eau réelle, les essais in situ ont aussi donné de très bons résultats ; la turbidité de l'eau brute passe de 18 – 20 NTU à 2 NTU après 1 mn puis se stabilise à moins de 1.5 NTU. C'est un résultat remarquable car les essais de coagulation – floculation arrivent difficilement à ces performances.

II.2.9. Conclusion

Nous rappelons que l'objectif principal de cette recherche était d'étudier la possibilité de produire de l'eau potable à partir d'une eau de surface (barrage de Timgad) par une technique membranaire, la Microfiltration. L'élimination de la turbidité était la principale finalité. A cet effet une étude systématique sur l'influence de la turbidité initiale, de sa nature (eau de barrage, eau de forage, solutions synthétiques d'argile et d'oxydes métalliques), le colmatage, la formation du média filtre (membrane dynamique par pré colmatage) et du mode d'écoulement de l'eau traitée (frontal ou tangentiel) a été réalisée.

A travers cette recherche nous avons obtenu les principaux résultats suivants :

- ❖ La conception et le montage d'un pilote de recherche de MF, à partir de produits du commerce, constituent l'une des originalités de ce travail. La membrane de MF est une cartouche de seuil de coupure 5 µm en polypropylène.
- ❖ La MF directe de l'eau de barrage sur cartouche donne une eau avec une turbidité toujours inférieure à 1 NTU, ce qui respecte les normes les plus sévères.
- ❖ Quel que soit la valeur initiale de la turbidité la membrane reste toujours efficace et le rendement dépasse 95 %
- ❖ La membrane est peu efficace sur les oxydes métalliques de titane, de zinc et de fer, contrairement aux suspensions de talc.
- ❖ Le choix de la nature de membrane utilisée pour le traitement d'eau potable se décide par la qualité de l'eau et l'objectif de traitement.
- ❖ La modification de la membrane par un pré colmatage (formation de membrane dynamique) au talc a permis de rabaisser les seuils de coupure et de très bien filtrer les suspensions difficiles d'oxydes métalliques.

- ❖ A priori cette filtration membranaire a pu remplacer toute la chaîne de traitement conventionnelle avec une cinétique de traitement remarquable.

Comme perspectives il est proposé une étude technico – économique, les possibilités de lavage à contre – courant, l'abattement de la matière organique et les essais de différents matériaux de modification de la membrane.

REFERENCES

- [1]. Sami Khettaf, K.-E., Bouhidel, *Production D'eau Potable Par Une Technique Membranaire (La Microfiltration)*, in *Département des sciences de la matière, mémoire de master*. 2012, Université Hadj Lakhdar-Batna-1: Batna, Algérie.
- [2]. TAMAS, A.P., *Étude comparée du colmatage en nanofiltration et en ultrafiltration d'eau de surface*, in *Faculté des sciences et de génie, thèse de doctorat*, 2004, université Laval Québec: Québec.
- [3]. Van Gestel, T., et al., *Alumina and titania multilayer membranes for nanofiltration: preparation, characterization and chemical stability*. *Journal of Membrane Science*, 2002. **207**(1): p. 73-89.
- [4]. JUERY, J.-M.B.e.C., *Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau*. 2002, Direction de l'Espace Rural et de la Forêt: France.
- [5]. Siskens, C.A.M., *Chapter 13 Applications of ceramic membranes in liquid filtration*, in *Membrane Science and Technology*, A.J. Burggraaf and L. Cot, Editors. 1996, Elsevier. p. 619-639.
- [6]. Houari, A., *Caractérisation de biofilms formés à la surface de membranes de nanofiltration dans un processus de production d'eau potable et stratégies de lutte anti-biofilm*, in *ECOLE Doctorale Science Et Ingenierie*. 2009, Université de Cergy-Pontoise: Rouen, france.
- [7]. Pirou, S., et al., *Oxygen permeation flux through 10Sc1YSZ-MnCo2O4 asymmetric membranes prepared by two-step sintering*. *Fuel Processing Technology*, 2016. **152**: p. 192-199.
- [8]. Lanteri, Y., *Transport à travers des membranes de nanofiltration: Caractérisation des propriétés électriques et diélectriques*. 2009, UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE: france.
- [9]. Daines Catherine , B.B., *elimination de la matiere organique dans les concentrats membranaires*. 2012: Chemin de la Digue – BP 76 78603 MAISONS-LAFFITTE Cedex france.
- [10]. Grosclaude, G., *L'eau : Tome 2: Usages et polluants*. 1999: Quae.
- [11]. Arzate, A., *Procédés de séparation membranaire et leur application dans l'industrie alimentaire*. 2008, Centre ACER: Saint-Norbert d'Arthabaska, Québec
- [12]. Amel, N., *Elaboration d'une membrane de filtration d'eau à base de polyéthylène basse densité et de gypse de Bouzggäia*, in *Département de génie des procédés, thèse de magister*, 2009, Université Hassiba Benbouali de CHLEF: Chlef, Algérie.
- [13]. Yuasa, A., *Drinking water production by coagulation-microfiltration and adsorption-ultrafiltration*. *Water Science and Technology*, 1998. **37**(10): p. 135-146.
- [14]. Svetleishaya, E.M., T.E. Mitchenko, and I.M. Astrelin, *Removal of natural organic matter by ultrafiltration*. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 2014. **36**(1): p. 25-30.

- [15]. Lu, R., et al., *Improvement of virus removal using ultrafiltration membranes modified with grafted zwitterionic polymer hydrogels*. Water Research, 2017. **116**(Supplement C): p. 86-94.
- [16]. Song, H., et al., *Isolation and fractionation of natural organic matter: evaluation of reverse osmosis performance and impact of fractionation parameters*. Environmental Monitoring and Assessment 2009. **153**(1-4): p. 307-21.
- [17]. Lin, S. and M. Elimelech, *Kinetics and energetics trade-off in reverse osmosis desalination with different configurations*. Desalination, 2017. **401**: p. 42-52.
- [18]. Bouchoux, A., *Étude de la nanofiltration pour son intégration dans les procédés de production d'acides organiques.*, thèse de doctorat, 2004, Université Paul Sabatier-Toulouse III.
- [19]. Chikhi, M., *étude de la complexation des cations métalliques en vue de leur séparation par un procédé membranaire*, in *département de chimie industrielle*. Thèse de doctorat, 2008 université mentouri constantine: constantine,Algerie.
- [20]. Bouranene, S., *Etude de la rétention de solutés neutres et ioniques par des membranes de nanofiltration* in *École Doctorale Louis Pasteur.*, thèse de doctorat, 2008, Université de Franche-ComtéRennes, France
- [21]. Leitner, L., *Etude d'un procédé de filtration membranaire à sélectivité variable et contrôlée utilisant des membranes de polydiméthylsiloxane en milieu organique : application à la séparation de peptides*, in *Ecole Nationale Supérieure des Industries Chimiques (ENSIC).*, thèse de doctorat, 2013, Université de Lorraine: france.
- [22]. Bonnelly, M., *Etude pilote d'affinage par nanofiltarion pour la production de l'eau potable*, in *faculté des sciences et de génie.*, thèse de doctorat, 2005, université Laval Québec Québec
- [23]. Bacchin., P., *Principes de base des Technologies a Membranes.*, in *2'eme Ecole d'Ete Franco-Maghrebine*. 2005: Monastir, Tunisia.
- [24]. Charfi, A., *Etude d'un procédé membranaire de traitement des eaux usées : effet des paramètres biotiques et abiotiques sur le colmatage de la membrane* in *l'école doctorale Sciences et Technologies pour l'Ingénieur* 2014, Université de Carthage: Tunisie.
- [25]. Gabriela Ciobanu, G.C., Lacramioara Istrati, Maria Harja, *étude du colmatage des membranes*. scientific study & research 2006. **2**.
- [26]. Karabelas, A.J. and D.C. Sioutopoulos, *New insights into organic gel fouling of reverse osmosis desalination membranes*. Desalination, 2015. **368**: p. 114-126.
- [27]. Li, K., et al., *Control of natural organic matter fouling of ultrafiltration membrane by adsorption pretreatment: Comparison of mesoporous adsorbent resin and powdered activated carbon*. Journal of Membrane Science, 2014. **471**: p. 94-102.

- [28]. Batté, M., et al., *Biofilms in Drinking Water Distribution Systems*. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 2003. **2**(2-4): p. 147-168.
- [29]. Mendert, J., *Mise au point de méthode de caractérisation du colmatage de membrane : application a la caractérisation in site d'un dépôt particulaire en ultrafiltration frontale en lien avec les performances du procédé*. 2007, université INSA: Toulouse, France.
- [30]. Espinasse, B., *Approche Theorique Et Experimentale De La Filtration Tangentielle De Colloïdes : Flux Critique Et Colmatage*, in *Genie des procedes*.Thèse de doctorat, 2003, Universite Paul Sabatier, Toulouse Toulouse , france.
- [31]. Pont, J.-p.D., *Procédés de traitement des eaux potables, industrielles et urbaines* É.n.d.g.d.l.e.e.d.l.e.d.S. (ENGEES), Editor. 2008.
- [32]. Djamal-Eddine, P.A., *Elaboration de Membranes composites à base d'argiles locales et détermination de leurs performances dans le traitement d'effluents*.
- [33]. Remize, P.-J., *Etude des rétrolavages assistés par l'air et contrôle du colmatage résiduel. Application à la production d'eau potable en filtration frontale*, in *Génie de Procédés Industriels*. 2006, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse: Toulouse, france
- [34]. Legube, B., *Production d'eau potable: Filières et procédés de traitement*. 2015: Dunod.
- [35]. Cardot, C., *Techniques appliquées au traitement de l'eau: hydraulique, électrotechnique, procédés de traitement*. 2001: Ellipses.
- [36]. Leiknes, T., H. Ødegaard, and H. Myklebust, *Removal of natural organic matter (NOM) in drinking water treatment by coagulation-microfiltration using metal membranes*. Journal of Membrane Science, 2004. **242**(1-2): p. 47-55.
- [37]. Zhang, Z., et al., *Drinking water treatment using a submerged internal-circulation membrane coagulation reactor coupled with permanganate oxidation*. Journal of Environmental Sciences, 2016.
- [38]. Mólgora, C.C., et al., *Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes*. Separation and Purification Technology, 2013. **118**: p. 645-651.
- [39]. Han, B., et al., *Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration*. Desalination, 2002. **145**(1): p. 293-298.
- [40]. Sorlini, S., F. Gialdini, and C. Collivignarelli, *Removal of cyanobacterial cells and Microcystin-LR from drinking water using a hollow fiber microfiltration pilot plant*. Desalination, 2013. **309**: p. 106-112.
- [41]. Gwenaelle, M.P.O., et al., *Effect of microbubbles on microfiltration pretreatment for seawater reverse osmosis membrane*. Desalination, 2017. **403**: p. 153-160.

- [42]. Vial, D. and G. Doussau, *The use of microfiltration membranes for seawater pre-treatment prior to reverse osmosis membranes*. Desalination, 2003. **153**(1): p. 141-147.
- [43]. Bing-zhi, D., et al., *The removal of bisphenol A by hollow fiber microfiltration membrane*. Desalination, 2010. **250**(2): p. 693-697.
- [44]. Wittmann, E., et al., *Clarification of a highly turbid karstic water by microfiltration*. Desalination, 2002. **145**(1): p. 309-313.
- [45]. Naismith, J., *Membrane integrity — direct turbidity measurement of filtrate from MF membrane modules at an operating potable water treatment plant*. Desalination, 2005. **179**(1): p. 25-30.

Conclusion générale

Nous rappelons que cette thèse de Doctorat a été consacrée à l'évaluation de la qualité des eaux du barrage de Koudiet Lemdouar (Timgad, Batna), l'étude de sa matière organique et la proposition d'un traitement membranaire pour la production d'une eau potable de qualité.

La première partie de la thèse a été l'évaluation de la qualité de l'eau du barrage;

A cet effet un suivi bimensuel, spatio-temporelle des variations de plusieurs paramètres physico-chimique, a été effectué pendant une année. Ce travail a été facilité par l'installation d'une station de prélèvement in situ. Celle-ci a permis un prélèvement extrêmement facile quelque soit la profondeur du barrage. Une pompe immergée à mobilité verticale a permis les études de gradients verticaux et de stratification. Elle constitue, avec le procédé hybride de séparation de la MON, une des originalités expérimentales de ce travail ; elle pourrait être généralisée à tous les barrages algériens. Cette évaluation nous a permis de conclure que l'eau brute du barrage présente une très bonne qualité physico - chimique et répond aux normes algériennes de potabilité; Cependant il est à noter une concentration élevée de sulfates qui pourraient influencer sur les odeurs... Elle est aussi caractérisée par une très faible turbidité, ce qui suggère l'utilisation de techniques membranaires comme alternative pour le traitement ;

Dans la deuxième partie ont été étudiés la séparation et le fractionnement de la matière organique naturelle (MON) par un nouveau procédé hybride: échange d'ion à lit mélangé, osmose inverse (OI) et nano filtration (NF). En effet l'originalité de cette combinaison est la séparation de la MON neutre (MONN), une fraction non échangeable sur résine, qui n'a jamais été séparée ni étudiée auparavant. L'élimination des sels par le lit mélangé a permis une concentration illimitée (absence de pression osmotique) de la MON neutre par OI, alors que la NF a permis la MONN à faible poids moléculaire qui pourrait être le signe de pollutions. Cette nouvelle méthode pourrait être un précieux complément à la méthode, bien connue, des résines XAD dont le principe est différent.

Ce procédé hybride a donc donné les principaux résultats suivants :

- ❖ La matière organique neutre isolée par échange d'ion représente 40% de la MON totale ;
- La résine échangeuse d'ions fixe la MON par deux mécanismes :
- Les espèces hydrophiles et hydrophobes chargées sont fixées par échange d'ion ;
 - Les espèces neutres hydrophobes sont fixées par adsorption.

- ❖ Les hypothèses initiales ont été vérifiées : on a pu concentrer 333 fois la MON non échangeable de l'eau de barrage de Timgad, rendant détectables même les éléments et micro polluants en ultra traces;
- ❖ La NF a permis la ségrégation des molécules neutres à faible poids moléculaire, elles représentent 12% de la MON neutre hydrophile.

Cette partie à été complétée par une étude sur l'élimination de la matière organique dissoute par coagulation floculation. Les principaux résultats obtenus se résument comme suit :

- ❖ Le criblage des coagulants a montré que parmi les cinq réactifs testés le sulfate d'alumine est le coagulant le plus performant ;
- ❖ L'abattement maximal de la matière organique en terme de DCO, en terme d'UV254 sont de l'ordre de 56.84 % et de 57.97 %, respectivement, avec un pH final de 6.92 ;
- ❖ Les meilleures performances du traitement physico-chimique par CF ont été obtenues pour une concentration de coagulant de l'ordre de 100 mg/l et une concentration en floculant de l'ordre de 40 mg/l avec un pH initial de 7. Afin de comprendre le mécanisme de l'isolation de la fraction de la matière organique neutre de la matière organique totale.

Une étude complémentaire de la rétention de deux composés organiques similaires (Phénol, Aniline) par résine échangeuse d'ions sous forme SO₄ a été effectuée. Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- ❖ L'hypothèse à été vérifiée, et l'élimination des deux composés (Phénol et Aniline) a été par adsorption et non pas par échange ;
- ❖ Le taux d'adsorption a été plus de 70% pour le phénol et plus de 50% pour l'aniline ;
- ❖ Le phénol était la plus adsorbable par la résine échangeuse d'ions que l'aniline en raison de sa plus grande hydrophobicité.

Dans la dernière partie et afin de produire une eau potable par technique membranaire, des essais de traitement d'eau par un pilote de microfiltration in situ (au niveau de la tour de prise du barrage Koudiet Lemdouar Timgad, BATNA), sur différentes profondeurs, et aussi des essais dans le laboratoire par le même pilote, ont été effectués et ont donné les principales résultats suivants:

- ❖ La MF permet de produire une eau potable de bonne qualité ;

Quelque soit la turbidité initiale de l'eau (barrage ou forage) le filtrat reste très limpide (≤ 1 NTU) ;

- ❖ La turbidité de l'eau traitée reste toujours inférieure à 1 NTU ;
- ❖ La turbidité de l'eau de barrage après le traitement est de 0.2 NTU,

- ❖ Quel que soit la valeur initiale de la turbidité la membrane reste efficace et le rendement d'élimination va jusqu'à 95 % ;
- ❖ La filtration en mode tangentielle permet le nettoyage de la surface de la membrane et minimise le colmatage.

Cette thèse de Doctorat s'est intéressée à différents aspects de la qualité de l'eau du barrage de Timgad : fractionnement et caractérisation de la matière organique naturelle du barrage par de nouvelles méthodes; étude des variations spatio – temporelles de la qualité de l'eau ; mise au point d'un système d'échantillonnage in situ ; conception et réalisation d'un pilote de filtration membranaire de l'eau prouvant la possibilité d'un traitement unique qui réduirait la turbidité de l'eau à moins de 1 NTU, seuil d'une eau de haute qualité.

Ces premiers résultats pourraient ouvrir de larges perspectives aussi bien pratiques que fondamentales :

- **La réalisation d'unités mixtes de recherche (Université – ADE -ANBT) sur le site de chaque grand barrage:** grâce au système proposé dans cette thèse, le prélèvement des échantillons à différentes profondeurs a été facilité. Complété par un petit laboratoire d'analyses in situ et, surtout, par l'installation de capteurs automatisés on line, le suivi de la qualité de l'eau en temps réel serait un précieux outil pour la prévention des risques et la gestion de nos barrages déjà contaminés ou fortement menacés par diverses pollutions ; Cette pratique a permis des progrès considérables dans la maîtrise et la gestion des milieux aquatiques aux USA.
- **Une étude approfondie sur les sulfates et leur impact sur la qualité de l'eau :** cette étude a confirmé la haute teneur en sulfates des eaux du barrage. En cas de pluviométrie importante la profondeur du barrage pourrait atteindre 44 mètres (durant nos recherches elle était d'environ 17 m.) et aurait ainsi comme principale conséquence, la stratification de l'eau du barrage. Celle – ci influencera fortement le cycle du soufre provenant des sulfates et aura un impact direct sur la qualité dont les odeurs, la fameuse couleur jaune...Un suivi méticuleux du cycle des sulfates, y compris leur modélisation spatio – temporelle, et de ses sous produits (organo - soufrés) aideraient fortement à mieux maîtriser la qualité de ces eaux et, ainsi, à en optimiser le traitement.
- **Un approfondissement sur la possibilité d'un traitement membranaire :** les résultats de cette thèse ont prouvé la faisabilité et les avantages de ce traitement. En effet une seule barrière membranaire a permis de remplacer toute la chaîne conventionnelle de traitement avec, répétons le, une eau de haute qualité sur le plan de la limpidité. Les perspectives

ouvertes sont des essais semi industriels sur des cartouches membranaires neuves et modifiées. Outre cela une étude spécifique sur l'abattement bactérien et sur la MON sont à réaliser.

- **Une recherche approfondie sur le fractionnement, la caractérisation et les propriétés de la MON.** Cette recherche a réalisé un pas non négligeable dans cette voie : la séparation de la matière organique neutre du barrage et le fractionnement des ses petites molécules ; ce pas sera utilement complété par une étude approfondie de ces molécules neutres (formation de THM, toxicité, colmatage de membranes, organo - métalliques, spectroscopie...).

Résumé

L'eau est l'une des sources les plus importantes et indispensables à la vie. Elle est utilisée dans les domaines industriel, agricole et aussi pour l'usage quotidien (la cuisine, le lavage, la boisson, ... etc.). Il existe plusieurs sources de production d'eau potable, parmi lesquelles, les barrages.

La première partie de cette thèse a été consacrée à l'évaluation de la qualité de l'eau du barrage de Timgad, Batna, Algérie ; nous avons effectué une évaluation spatio-temporelle de dix paramètres physico-chimiques (Température, pH, Oxygène dissous, Turbidité, Conductivité, Taux du sel, Concentration de chlorure, Concentration de sulfates, Demande chimique en oxygène, Absorbance UV₂₅₄ nm), bimensuelle pendant une année. Les résultats obtenus nous ont montré que l'eau brute obtenue à partir du ce barrage est de bonne qualité et respecte les normes des eaux définies par l'OMS. Cette partie est complétée par une étude d'isolement d'une fraction spécifique de la matière organique, la matière organique neutre ; celle - ci n'a jamais été isolée auparavant. La matière organique dissoute a été également traitée par coagulation-floculation en utilisant le sulfate d'aluminium.

Dans la deuxième partie, nous avons traité in situ l'eau de ce barrage par un pilote de microfiltration pour vérifier la faisabilité des techniques membranaires pour la production d'eau potable. Les résultats obtenus démontrent l'efficacité de cette technique. Cependant le colmatage des membranes par la matière organique reste toujours un problème majeur. Pour cela, nous avons réalisé des expériences d'adsorption de deux composés organique (phénol et aniline) comme modèles similaires à la matière organique neutre afin de comprendre leur mécanisme de rétention et d'étudier la possibilité de les éliminer par résine échangeuse d'ion.

Mots Clés:

Eau potable, Barrages, Microfiltration, Matière organique, Résine échangeuse d'ions

Abstract

Water is one of the most important and indispensable sources in life. It is used in industrial, agricultural field and also for everyday use (cooking, washing, drinking,... etc.). There are several sources of drinking water production, especially dams.

The first part of this thesis was devoted to evaluate the water quality of the dam of Timgad, Batna, Algeria. For this purpose we carried out a spatio-temporal evaluation of ten physicochemical parameters (temperature, pH, dissolved oxygen, Turbidity, Conductivity, Salinity, Chloride Concentration, Sulfate Concentration, Chemical Oxygen Demand, Hardness, Absorbance UV₂₅₄ nm), bimonthly for one year. The obtained results showed that the obtained raw water from this dam present a good quality and complies with the water standards defined by the WHO. This part is completed by the study of the isolation of specific fraction of the organic matter (the neutral dissolved organic matter), which has never been isolated before. The dissolved organic matter of this dam has been also treated by coagulation and flocculation using aluminum sulfate.

In the second part, we treated in situ the water of this dam by a microfiltration pilot to check the feasibility of the membranes techniques for the production of drinking water. The obtained results demonstrate the effectiveness of this technique. However the fouling of membranes by the organic matter remains a major problem. For it, we carried out an adsorption experiments of two organic compounds (phenol and aniline) as a similar module of the neutral organic matter, in order to understand their retention mechanism and study the possibility of eliminating by ion exchange resin.

Keywords:

Drinking water, Dams, Microfiltration, Organic matter, Ion exchange resin

ملخص

يعتبر الماء من أهم عناصر الحياة التي لا غنى عنها. حيث يتم استعماله في كل من المجال الزراعي و الصناعي و كذا الاستعمال اليومي من اجل الطهي و الغسيل و الشرب...الخ. هناك عدة مصادر لإنتاج مياه الشرب, أبرزها مياه السدود. في عملنا هذا حاولنا دراسة نوعية مياه سد تيمقاد باتنة, بإجراء تحاليل دورية تتبعنا من خلالها تغيرات عشر خصائص فيزيوكيميائية (درجة الحرارة, الأس الهيدروجيني, الأوكسجين الذائب في الماء, عكارة المياه, الناقلية, كمية الأملاح, تركيز الكلور, تركيز الكبريتات, طلب الاكسجين الكيميائي, عسرة الماء, الامتصاص عند طول الموجة 254 نانومتر), مرتين كل شهر و لمدة سنة كاملة. هذا الإجراء أظهر لنا أن المياه الخامة لهذا السد ذات نوعية جيدة و تحترم المعايير التي تحددها منظمة الصحة العالمية و الهيئات الوطنية لجودة المياه. و اتمنا هذا الجزء من هذه الدراسة بفصل جزء خاص من المواد العضوية, و التي تمثل المواد العضوية المعتدلة التي لم يسبق فصلها سلفا, كما تم ايضا معالجة المواد العضوية بطريقة التخثر و التجلط باستعمال كبريتات الالمنيوم.

في جزء آخر من هذه الدراسة قمنا بمعالجة مياه هذا السد باستخدام الترشيح الدقيق و ذلك بهدف التحقق من فعالية إنتاج مياه الشرب باستعمال تقنية الاغشية. حيث ابرزت النتائج المتحصل عليها فعالية هذه التقنية و أعطت نتائج جد إيجابية, بالرغم من هذا يبقي مشكل انسداد الاغشية من اهم مشاكل هذه الاخيرة. و لهذا اجرينا تجارب على مركبين كيميائيين (الفينول و الأنيلين) كعنصرين مشابهين للجزء الذي تم فصله سابقا بهدف دراسة إمكانية نزعها باستعمال الراتينج الايوني و آلية حدوث هذه العملية.

الكلمات المفتاحية:

مياه الشرب, السدود, الترشيح الدقيق, المواد العضوية, الراتينج

Annexe

Tableaux des résultats des analyses physico-chimiques de l'eau du barrage Timgad-Batna

Tableau.01 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/02/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	8	8.3	1172	8.1	12.2	685	0.060	14.2	106	432
1	7.5	8.32	1171	8.1	12.4	685	0.060	13.84	110.05	432
2	7.5	8.31	1173	8.1	11.4	682	0.059	13.52	106.5	432
3	7	8.31	1174	7.9	11.4	678	0.059	13.22	106.5	432
4	7	8.3	1171	7.5	12.8	674	0.060	13.53	110.05	441.6
5	7	8.31	1175	7.3	13.1	670	0.058	13.47	106.5	470.4
6	7	8.32	1177	7.1	13.3	670	0.059	13.33	106.5	480
7	7	8.34	1175	6.8	13.4	682	0.059	13.25	106.5	480
8	7	8.33	1178	6.6	13.4	675	0.060	12.90	110.5	480
9	7	8.33	1170	6.5	12.4	671	0.059	12.54	106.5	480
10	7	8.33	1176	6.4	14	675	0.060	12.22	106.5	480
11	7	8.33	1176	6.5	14	672	0.059	12.35	106.5	480
12	7	8.34	1174	6.5	14	674	0.060	11.55	106.5	480
13	7	8.34	1176	6.5	14.2	671	0.059	11.48	106.5	480
14	7	8.34	1177	6.6	13.9	672	0.059	11.66	106.5	480
15	7	8.34	1174	6.5	14	671	0.059	11.63	106.5	480

Pa : paramètre, Pro : profondeur

Tableau.02 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/02/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	8	8.15	1167	8.1	5.4	676	0.059	14.32	113.6	432
1	8	8.14	1167	8.1	6.1	674	0.060	13.55	113.6	432
2	8	8.13	1168	7.9	6.3	672	0.059	13.42	117.15	432
3	8	8.14	1168	7.6	7.12	676	0.060	13.65	110.05	432
4	8	8.17	1168	7.6	7.29	676	0.058	13.73	106.5	432
5	8	8.27	1170	7.6	7.39	674	0.059	13.53	106.5	432
6	7.5	8.27	1170	7.5	7.42	672	0.059	13.24	110.05	432
7	7.5	8.27	1169	7.4	7.5	675	0.060	13.15	113.6	480
8	7.5	8.32	1168	7.4	7.42	674	0.059	12.55	113.6	480
9	7.5	8.33	1167	7.4	7.4	674	0.058	12.67	113.6	480
10	7.5	8.32	1165	7.4	7.4	674	0.059	12.52	117.15	480
11	7.5	8.34	1168	7.4	7.44	673	0.060	12.26	113.6	480
12	7.5	8.35	1170	7.4	7.45	677	0.059	12.39	110.05	480
13	7	8.34	1168	7.3	7.5	675	0.059	12.32	110.5	480
14	7	8.34	1167	7.3	7.6	675	0.058	12.67	110.5	480
15	7	8.36	1167	7.3	7.73	675	0.059	12.29	110.5	480

Tableau.03 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/03/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	8	8.1	1171	8	7.98	677	0.059	14.15	106	432
1	8	8.1	1173	8	8.02	676	0.059	13.32	106	432
2	8	8.1	1173	8	7.99	674	0.060	13.37	106	432
3	7.5	8.1	1172	7.9	7.86	676	0.059	13.40	106	432
4	7.5	8.1	1171	7.9	7.85	676	0.058	13.50	106	432
5	7.5	8.12	1173	7.7	9.3	675	0.058	13.49	110.05	432
6	7.5	8.13	1172	7.7	9.43	673	0.059	13.31	106	432
7	7	8.14	1173	7.7	9.65	672	0.060	13.28	106	480
8	7	8.12	1174	7.6	9.5	674	0.060	13.11	106	480
9	7	8.13	1172	7.6	9.86	675	0.059	13.21	110.05	480
10	7	8.15	1172	7.6	9.96	673	0.059	12.73	106	480
11	7	8.15	1172	7.5	9.94	673	0.058	12.36	106	480
12	7	8.16	1171	7.2	10.07	676	0.059	12.43	106	480
13	7	8.15	1172	7.2	12.3	674	0.059	12.35	110.05	480
14	7	8.16	1174	7	13.25	674	0.060	12.45	110.05	480
15	7	8.18	1175	6.9	14.32	674	0.059	12.40	110.05	480

Tableau.04 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/03/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	10	8.2	1138	8	6.95	648	0.059	12.65	106.56	432
1	10	8.23	1140	7.9	7.16	649	0.059	12.8	106.5	432
2	10	8.23	1137	7.9	7.22	648	0.058	12.64	106.5	432
3	10	8.23	1136	7.8	7.23	647	0.060	12.5	106.5	432
4	10	8.24	1137	7.5	7.21	648	0.059	12.84	106.5	432
5	10	8.26	1138	7.5	7.33	646	0.059	12.59	106.5	432
6	10	8.26	1135	7.5	7.45	646	0.058	12.52	110.05	432
7	10	8.29	1138	7.5	7.81	646	0.059	12.34	110.05	441.6
8	9.5	8.29	1139	7.4	7.99	649	0.058	12.64	113.6	441.6
9	9.5	8.27	1140	7.3	8.69	650	0.059	12.22	113.6	451.2
10	9.5	8.27	1138	7.3	8.77	648	0.059	11.76	110.05	451.2
11	9.5	8.26	1138	7.2	8.75	648	0.059	11.88	110.05	480
12	9.5	8.26	1138	7.2	8.80	648	0.058	11.63	110.05	480
13	9.5	8.26	1138	7.2	8.82	647	0.059	11.70	110.5	480
14	9.5	8.24	1136	7.1	8.92	646	0.058	11.52	110.5	480
15	9.5	8.24	1136	7.0	9.2	646	0.059	11.76	110.5	480

Tableau.05 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/04/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	11.5	8.36	1129	7.8	7.87	648	0.060	12.5	106	432
1	11.5	8.38	1127	7.4	7.87	646	0.061	12.57	106	432
2	11.5	8.39	1125	7.5	8.17	646	0.061	12.80	106	432
3	11.5	8.39	1125	7.4	8.43	644	0.060	12.62	106	432
4	11.5	8.4	1125	7.2	8.41	644	0.060	12.56	106	432
5	11.5	8.45	1124	7.2	8.4	645	0.061	12.40	106	432
6	11.5	8.45	1125	7.2	8.2	644	0.061	12.13	106	432
7	11.5	8.46	1128	7.1	8.65	642	0.061	12.2	106	432
8	11.5	8.47	1127	7.1	8.7	643	0.061	12.18	106	432
9	11.5	8.46	1127	7.1	8.7	644	0.060	11.95	106	480
10	11.5	8.48	1126	7	8.85	642	0.060	11.87	106	480
11	11	8.46	1124	7	8.83	644	0.060	11.85	106	480
12	11	8.49	1124	7	9.13	643	0.060	11.92	106	480
13	11	8.48	1124	6.9	9.2	644	0.060	11.64	106	480
14	11	8.49	1123	6.8	9.23	646	0.060	11.25	106	480
15	11	8.52	1123	6.8	9.5	652	0.060	11.39	106	480

Tableau.06 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/04/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	18	8.26	1017	7.5	8.9	583	0.060	12.2	99.6	384
1	17	8.26	1016	7.5	9.2	583	0.060	12.32	99.6	384
2	17	8.25	1015	7.5	9.5	582	0.061	12.35	99.6	384
3	16.5	8.25	1015	7.4	10.1	582	0.061	12.25	106.5	384
4	16.5	8.23	1015	7.4	11.4	582	0.062	12.41	106.5	384
5	16.5	8.25	1017	7.3	11.5	583	0.061	12.35	106.5	384
6	16.5	8.23	1015	7.1	11.2	582	0.062	12.23	106.5	384
7	16.5	8.23	1017	7	11.7	583	0.061	12.14	106.5	422.4
8	16	8.24	1016	7	12.6	583	0.062	12.37	106.5	422.4
9	16	8.22	1013	6.8	12.8	581	0.060	12.15	106.5	422.4
10	16	8.19	1014	6.7	12.78	582	0.061	11.95	106.5	422.4
11	16	8.17	1014	6.6	12.8	582	0.062	12.10	106.5	432
12	16	8.15	1015	6.5	12.77	583	0.060	11.8	106.5	432
13	15	8.16	1013	6.5	12.83	582	0.060	11.91	106.5	432
14	15	8.14	1014	6.5	12.55	583	0.059	11.55	106.5	432
15	15	8.12	1014	6.5	12.9	583	0.060	11.17	106.5	432

Tableau.07 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/05/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	23	8.20	1051	6.5	7.1	609	0.061	12.8	110.5	384
1	23	8.20	1051	6.6	6.91	609	0.061	12.64	110.5	384
2	23	8.20	1052	6.5	7.1	610	0.061	12.7	110.5	384
3	23	8.22	1051	6.5	6.78	609	0.061	12.42	110.05	384
4	23	8.23	1051	6.6	7.66	609	0.061	12.76	110.5	432
5	23	8.26	1050	6.5	7.29	609	0.060	12.21	106.6	432
6	23	8.26	1052	6.4	7.25	610	0.061	12.35	113.5	432
7	23	8.26	1051	6.4	7.45	609	0.060	12.52	110.5	432
8	22.5	8.26	1052	6.4	7.43	609	0.059	12.14	106.5	432
9	22.5	8.26	1052	6.3	7.40	609	0.058	12.21	106.5	432
10	22	8.25	1053	6.2	7.45	609	0.059	12.4	106.5	480
11	22	8.26	1052	6.2	7.63	610	0.058	12.31	106.5	480
12	21	8.26	1052	6.1	7.67	610	0.059	12.52	106.5	480
13	21	8.26	1053	6.1	7.43	611	0.058	12.33	106.5	480
14	21	8.26	1052	6.0	7.5	610	0.058	12.35	106.5	480
15	20	8.27	1053	6	7.58	611	0.058	11.56	106.5	480

Tableau.08 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/05/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	22	7.65	1093	6.2	2.27	634	0.059	13.1	106.5	384
1	22	7.65	1093	6.1	3.12	6334	0.059	12.72	10.5	384
2	22	7.71	1093	6.1	4.21	634	0.058	12.86	106.5	384
3	22	7.68	1092	6	2.44	633	0.058	12.52	106.5	384
4	21	7.88	1093	6	4.09	633	0.059	12.63	110.05	432
5	21	7.9	1093	6	2.99	633	0.057	12.33	110.05	432
6	21	7.9	1092	5.9	2.7	633	0.058	12.45	110.05	432
7	21	7.91	1093	5.9	3.85	634	0.058	12.63	110.05	432
8	21	7.9	1093	5.9	3.18	633	0.058	12.81	110.05	441.6
9	21	7.91	1092	5.9	2.38	633	0.059	12.76	110.05	451.2
10	21	7.91	1093	5.8	4.54	634	0.059	12.35	110.05	451.2
11	21	7.92	1092	5.9	4.3	633	0.060	12.63	110.05	441.6
12	20	7.91	1093	5.9	4.76	634	0.059	12.25	110.05	480
13	19.5	7.91	1092	5.9	4.73	633	0.058	12.53	110.05	480
14	19.5	7.92	1092	5.9	4.92	633	0.058	12.36	110.05	480
15	19.5	7.93	1092	5.9	4.96	633	0.059	11.21	110.05	480

Tableau.09 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/06/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	20	7.86	1070	6	5.2	620	0.058	12.85	110.05	384
1	20	7.87	1071	6	5.32	621	0.057	12.53	110.05	384
2	20	7.86	1070	6	5.35	620	0.058	12.32	110.05	384
3	20	7.87	1070	5.9	5.42	621	0.059	12.62	110.05	384
4	19.5	7.85	1071	5.9	4.95	620	0.058	12.81	110.05	384
5	19.5	7.87	1070	5.9	5.27	620	0.059	12.15	110.05	384
6	19.5	7.84	1071	5.9	5.32	621	0.058	12.19	110.05	384
7	19.5	7.86	1071	5.9	5.60	620	0.058	12.25	110.05	432
8	19	7.83	1070	5.9	6.11	621	0.059	12.33	110.05	451.2
9	19	7.85	1070	5.9	6.45	620	0.058	12.64	110.05	451.2
10	19	7.84	1071	5.8	6.53	621	0.059	12.83	110.05	451.2
11	19	7.82	1071	5.9	6.95	621	0.058	12.22	110.05	451.2
12	19	7.82	1071	5.9	6.45	621	0.058	12.05	110.05	480
13	19	7.83	1072	5.9	7.62	622	0.058	12.17	110.05	480
14	19	7.82	1072	5.9	7.98	622	0.057	12.46	110.05	480
15	18.5	7.85	1072	5.9	7.63	622	0.058	12.43	110.05	480

Tableau.10 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/06/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	22	8.30	1110	6.5	5.33	632.7	0.059	12.63	110.05	384
1	22	8.27	1111	6.5	5.42	633.27	0.059	12.41	110.05	384
2	22	8.27	1110	6.5	5.86	632.7	0.058	12.45	110.05	384
3	22	8.27	1110	6.4	5.92	632.7	0.058	12.52	110.05	384
4	21.5	8.27	1110	6.4	6.18	632.7	0.058	12.35	110.05	384
5	21.5	8.27	1110	6.3	6.12	632.7	0.058	12.17	110.05	432
6	21.5	8.26	1110	6.3	5.93	632.7	0.059	12.23	110.05	432
7	21	8.27	1110	6.3	6.25	632.7	0.058	12.34	110.05	451.2
8	21	8.26	1111	6.3	6.57	633.27	0.059	12.37	110.05	451.2
9	21	8.27	1111	6.3	6.65	633.27	0.058	12.17	110.05	451.2
10	21	8.27	1110	6.3	6.53	632.7	0.058	12.15	110.05	451.2
11	21	8.27	1110	6.3	6.42	632.7	0.058	12.42	110.05	451.2
12	21	8.27	1110	6.3	6.85	632.7	0.059	12.31	110.05	480
13	21	8.27	1111	6.3	6.95	633.27	0.059	12.07	110.05	480
14	21	8.27	1110	6.3	7.05	632.7	0.059	12.14	110.05	480
15	21	8.27	1110	6.2	7.21	632.7	0.059	12.18	110.05	480

Tableau.11 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/07/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV₂₅₄ nm⁻¹	DCO mgO₂/l	Cl⁻ mg/l	SO₄⁼ mg/l
0	24.5	8.22	1104	6.2	4.14	640.32	0.059	12.52	113.5	384
1	24.5	8.21	1104	6.2	4.15	640.33	0.059	12.37	113.5	384
2	24.5	8.20	1105	6.2	4.22	640.9	0.059	12.41	110.5	384
3	24.5	8.20	1105	6.1	4.25	640.9	0.059	12.44	113.5	384
4	24.5	8.19	1105	6.1	4.32	640.9	0.058	12.22	113.5	432
5	24.5	8.18	1105	6.1	4.80	640.9	0.058	12.30	113.5	432
6	24.5	8.18	1104	6	4.74	640.33	0.059	12.25	110.5	432
7	24	8.17	1105	6	4.95	640.9	0.059	12.27	110.5	432
8	24	8.17	1106	6	5.11	641.5	0.058	12.21	110.5	451.2
9	24	8.15	1105	5.9	5.15	640.9	0.058	12.18	113.5	451.2
10	23.5	8.14	1106	5.9	5.18	641.5	0.058	12.14	113.5	451.2
11	23.5	8.15	1105	5.8	5.32	640.9	0.057	12.08	113.5	451.2
12	23.5	8.14	1106	5.7	5.35	641.5	0.057	11.95	113.5	451.2
13	23	8.14	1106	5.6	5.46	641.5	0.057	11.92	113.5	480
14	23	8.15	1106	5.5	5.78	641.5	0.057	11.93	113.5	480
15	22.5	8.14	1105	5.5	5.93	641.5	0.058	11.88	113.5	480

Tableau.12 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/07/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O₂ mg/l	Ti NTU	TDS m/l	UV₂₅₄ nm⁻¹	DCO mgO₂/l	Cl⁻ mg/l	SO₄⁼ mg/l
0	25	8.28	1081	5.7	15.5	626	0.072	16.13	110.5	384
1	25	8.26	1082	5.7	15.8	628	0.071	15.92	110.5	384
2	25	8.13	1082	5.7	15.9	626	0.071	15.83	110.5	384
3	25	7.72	1083	5.7	16.6	629	0.058	12.91	110.5	384
4	24.5	7.63	1081	5.6	15.9	625	0.058	12.86	110.5	432
5	24	7.63	1082	2.4	15.7	625	0.057	12.82	110.5	432
6	24	7.60	1082	2	15.6	626	0.057	12.76	110.5	432
7	24	7.54	1082	1.5	15.6	226	0.054	11.87	110.5	432
8	23.5	7.54	1081	1.2	15.6	625	0.053	11.65	110.5	451.2
9	23.5	7.54	1083	1.4	15.7	627	0.052	11.58	110.5	451.2
10	23.5	7.54	1082	1.4	15.8	626	0.049	11.52	110.5	451.2
11	23	7.54	1082	1.4	15.9	626	0.047	10.39	110.5	451.2
12	23	7.54	1083	1.4	16.1	627	0.046	10.65	110.5	451.2
13	23	7.52	1082	1.4	16.2	627	0.046	10.62	110.5	480
14	23	7.54	1082	1.4	16.5	626	0.046	10.69	110.5	480
15	23	7.54	1081	1.2	16.6	625	0.046	10.59	110.5	480

Tableau.13 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/08/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	26	8.12	1072	5.6	18.7	621	0.061	12.21	110.5	384
1	26	8.13	1073	5.6	18.8	622	0.062	/	110.5	/
2	26	8.12	1072	5.6	18.8	622	0.061	/	110.5	/
3	25.5	8.12	1071	5.6	19.1	621	0.060	12.18	110.5	384
4	25.5	8.11	1070	5.6	18.9	620	0.060	/	110.5	/
5	25	8.11	1071	5.5	18.7	621	0.059	/	110.5	/
6	25	8.10	1072	5.5	18.6	622	0.059	12.25	110.5	432
7	25	8.11	1071	5.4	18.6	621	0.060	/	110.5	/
8	24.5	8.10	1072	5.4	18.4	622	0.059	/	110.5	/
9	24.5	8.09	1070	5.5	18.7	620	0.058	11.96	110.5	432
10	24.5	8.08	1072	5.4	18.5	622	0.059	/	110.5	/
11	24.5	8.09	1073	5.5	18.9	622	0.060	/	110.5	/
12	24.5	8.10	1071	5.4	19.1	621	0.059	11.92	110.5	451.2
13	24	8.10	1072	5.3	20.1	622	0.060	/	110.5	/
14	24	8.11	1071	5.3	19.9	621	0.059	/	110.5	/
15	24	8.10	1073	5.2	21.3	622	0.058	12.31	110.5	451.2

Tableau.14 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/08/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	25.5	8.14	1075	5.7	15.2	623	0.059	11.98	110.5	384
1	25.5	8.15	1076	5.6	15.1	623	0.059	/	110.5	/
2	25.5	8.14	1078	5.5	15.3	624	0.059	/	110.5	/
3	25.5	8.13	1077	5.5	15.3	623	0.059	11.36	110.5	384
4	25.5	8.14	1075	5.6	15.4	622	0.058	/	110.5	/
5	25	8.13	1076	5.6	15.3	622	0.059	/	110.5	/
6	25	8.13	1075	5.5	15.5	6212	0.058	11.45	110.5	432
7	25	8.12	1076	5.5	15.7	624	0.059	/	110.5	/
8	25	8.12	1076	5.4	15.8	624	0.058	/	110.5	/
9	25	8.12	1077	5.4	16.2	624	0.058	11.86	110.5	432
10	24.5	8.12	1077	5.4	16.1	624	0.058	/	110.5	/
11	24.5	8.13	1076	5.3	16.3	623	0.059	/	110.5	/
12	24.5	8.12	1077	5.3	16.2	624	0.059	11.74	110.5	451.2
13	25.5	8.11	1076	5.3	16.2	623	0.059	/	110.5	/
14	24	8.12	1077	5.2	16.3	623	0.059	/	110.5	/
15	24	8.12	1076	5.2	16.5	623	0.059	11.83	110.5	451.2

Tableau.15 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/09/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	24.5	8.15	1089	5.9	8.3	630	0.059	11.22	110	384
1	24.5	8.16	1088	5.9	8.4	629	0.059	/	110	/
2	24.5	8.17	1089	5.8	8.3	631	0.059	/	110	/
3	24	8.16	1088	5.8	8.6	630	0.059	11.35	110	384
4	24	8.17	1088	5.8	8.7	630	0.058	/	110	/
5	24	8.15	1089	5.8	8.5	629	0.058	/	110	/
6	23.5	8.17	1087	5.7	8.7	629	0.059	11.25	110	432
7	23.5	8.15	1088	5.7	8.9	630	0.059	/	110	/
8	23.5	8.15	1088	5.7	9.1	630	0.058	/	110	/
9	23.5	8.16	1088	5.6	9.2	630	0.058	11.45	110	451.2
10	23	8.15	1087	5.6	9.3	631	0.058	/	110	/
11	23	8.15	1087	5.6	9.2	630	0.057	/	110	/
12	23	8.16	1088	5.7	9.6	630	0.057	11.37	110	451.2
13	23	8.16	1088	5.6	9.4	630	0.057	/	110	/
14	23	8.16	1087	5.5	9.5	631	0.057	/	110	/
15	23	8.17	1087	5.5	9.7	631	0.058	11.17	110	451.2

Tableau.16 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/09/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	23	8.20	1089	6	7.6	631	0.060	12.46	110.05	384
1	23	8.19	1088	6	7.7	631	0.060	/	110.05	/
2	23	8.18	1087	5.9	7.8	630	0.060	/	110.05	/
3	23	8.19	1088	5.9	7.7	631	0.061	12.81	110.05	384
4	23	8.20	1087	5.9	7.8	631	0.061	/	110.05	/
5	23	8.19	1087	5.9	7.9	631	0.060	/	110.05	/
6	22.5	8.18	1088	5.8	8.2	630	0.060	12.54	110.05	432
7	22.5	8.20	1087	5.8	8.3	630	0.060	/	110.05	/
8	22.5	8.19	1088	5.7	8.5	631	0.059	/	110.05	/
9	22.5	8.18	1087	5.7	8.4	631	0.059	12.74	110.05	451.2
10	22	8.18	1087	5.7	8.5	631	0.059	/	110.05	/
11	22	8.17	1088	5.6	8.5	630	0.059	/	110.05	/
12	22	8.17	1087	5.6	8.6	630	0.058	12.85	110.05	480
13	22	8.17	1088	5.6	8.9	630	0.059	/	110.05	/
14	22	8.18	1087	5.6	9.3	631	0.060	/	110.05	/
15	22	8.17	1087	5.6	9.6	631	0.059	12.42	110.05	480

Tableau.17 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/10/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV₂₅₄ nm⁻¹	DCO mgO₂/l	Cl⁻ mg/l	SO₄⁼ mg/l
0	20	8.23	1089	6.2	4.9	631	0.060	12.64	110	384
1	20	8.23	1089	6.2	4.85	630	0.059	/	110	/
2	20	8.22	1088	6.2	4.93	631	0.059	/	110	/
3	20	8.22	1089	6.2	4.97	631	0.059	12.34	110	384
4	20	8.22	1089	6.2	5.1	631	0.059	/	110	/
5	19.5	8.21	1087	6.1	5.2	632	0.059	/	110	/
6	19.5	8.21	1089	6.1	5.26	630	0.058	12.43	110	432
7	19.5	8.20	1087	6.1	5.3	630	0.059	/	110	/
8	19.5	8.20	1089	6	5.41	630	0.059	/	110	/
9	19.5	8.20	1088	6	5.46	630	0.059	12.13	110	432
10	19	8.20	1088	6	5.49	630	0.059	/	110	/
11	19	8.21	1089	5.9	5.76	631	0.058	/	110	/
12	19	8.22	1090	5.9	5.86	630	0.059	12.19	110	451.2
13	19	8.22	1089	5.9	5.91	630	0.059	/	110	/
14	19	8.21	1089	5.9	6.2	630	0.058	/	110	/
15	19	8.22	1089	5.9	6.3	631	0.059	12.18	110	451.2

Tableau.18 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/10/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV₂₅₄ nm⁻¹	DCO mgO₂/l	Cl⁻ mg/l	SO₄⁼ mg/l
0	18	8.20	1092	6.5	5.2	633	0.062	11.86	110	384
1	18	8.20	1091	6.5	5.3	632	0.066	/	110	/
2	18	8.21	1092	6.5	5.35	633	0.061	/	110	/
3	18	8.21	1092	6.4	5.4	633	0.061	11.93	110	384
4	17.5	8.22	1092	6.4	5.8	623	0.060	/	110	/
5	17.5	8.23	1091	6.4	5.76	633	0.060	/	110	/
6	17.5	8.22	1092	6.4	5.89	623	0.060	12.29	110	412.3
7	17.5	8.22	1092	6.3	5.92	623	0.059	/	110	/
8	17.5	8.23	1092	6.3	6.3	623	0.059	/	110	/
9	17	8.23	1092	6.3	5.98	623	0.059	12.56	110	451.2
10	17	8.22	1092	6.2	5.93	623	0.059	/	110	/
11	17	8.23	1091	6.2	6.1	633	0.059	/	110	/
12	17	8.24	1092	6.2	6.3	633	0.059	12.21	110	451.2
13	17	8.24	1092	6.2	6.5	633	0.059	/	110	/
14	17	8.23	1092	6.1	6.8	633	0.059	/	110	/
15	17	8.23	1092	6.1	7.1	623	0.059	12.86	110	451.2

Tableau.19 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/11/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	Salinite mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	16.5	8.14	1081	6.2	5.3	626	0.060	12.25	110.5	384
1	16.5	8.14	1080	6.2	5.3	625	0.061	/	110.5	/
2	16.5	8.13	1081	6.2	5.32	626	0.062	/	110.5	/
3	16.5	8.12	10810	6.2	5.42	626	0.061	12.23	110.5	384
4	16.5	8.12	1082	6.1	5.41	626	0.060	/	110.5	/
5	16	8.12	1081	6.1	5.98	625	0.060	/	110.5	/
6	16	8.12	1080	6.1	5.82	625	0.061	12.51	110.5	412.3
7	16	8.11	1081	6.1	5.63	625	0.061	/	110.5	/
8	16	8.11	1082	6	6.2	626	0.060	/	110.5	/
9	16	8.11	1081	6	6.23	625	0.059	12.39	110.5	451.2
10	16	83.10	1082	6	6.42	626	0.059	/	110.5	/
11	16	8.11	1081	6	6.32	625	0.059	/	110.5	/
12	16	8.11	1081	6	6.45	625	0.060	12.47	110.5	451.2
13	16	8.12	1080	5.9	6.52	624	0.060	/	110.5	/
14	16	8.11	1080	5.9	6.64	624	0.060	/	110.5	/
15	16	8.11	1081	5.9	6.78	624	0.060	12.18	110.5	451.2

Tableau.20 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/11/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	15	8.04	1088	6.7	6.12	631	0.059	12.45	110	384
1	15	8.05	1089	6.7	6.36	632	0.059	/	110	/
2	15	8.06	1089	6.7	6.45	632	0.058	/	110	/
3	15	8.05	1089	6.6	6.57	632	0.058	12.42	110	384
4	15	8.07	1090	6.6	6.92	632	0.059	/	110	/
5	15	8.06	1090	6.5	7.15	632	0.058	/	110	/
6	15	8.06	1089	6.05	7.35	631	0.059	12.26	110	412.3
7	15	8.07	1089	6.5	7.46	631	0.059	/	110	/
8	14.5	8.09	1089	6.4	7.19	631	0.059	/	110	/
9	14.5	8.1	1090	6.4	7.23	631	0.058	12.35	110	451.2
10	14.5	8.1	1090	6.4	7.55	632	0.059	/	110	/
11	14.5	8.12	1089	6.3	7.86	632	0.058	/	110	/
12	14.5	8.12	1089	6.3	7.75	632	0.059	12.56	110	451.2
13	14.5	8.12	1089	6.2	8.24	632	0.059	/	110	/
14	14	8.12	1089	6.2	8.52	632	0.058	/	110	/
15	14	8.13	1090	6.2	8.73	632	0.059	12.25	110	451.2

Tableau.21 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/12/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	12	8.10	1104	6.8	6.36	640	0.061	12.35	110	432
1	12	8.11	1105	6.8	6.38	640	0.061	/	110	/
2	12	8.11	1105	6.8	6.40	640	0.061	/	110	/
3	12	8.11	1105	6.8	6.39	640	0.061	12.46	110	432
4	12	8.12	1106	6.7	6.41	641	0.061	/	110	/
5	12	8.12	1105	6.7	6.43	640	0.060	/	110	/
6	12	8.12	1106	6.6	6.45	640	0.061	12.23	110	441
7	11.5	8.11	1105	6.6	6.49	641	0.060	/	110	/
8	11.5	8.12	1105	6.6	6.48	640	0.060	/	110	/
9	11.5	8.13	1105	6.5	6.52	640	0.060	12.19	110	441
10	11.5	8.13	1105	6.4	6.67	640	0.060	/	110	/
11	11.5	8.14	1106	6.4	6.78	641	0.059	/	110	/
12	11.5	8.14	1105	6.2	6.81	641	0.060	12.31	110	451
13	11.5	8.14	1106	6.2	6.98	640	0.060	/	110	/
14	11	8.14	1106	6.1	7.21	641	0.060	/	110	/
15	11	8.15	1105	6	7.38	641	0.060	12.54	110	451

Tableau.22 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/12/2015

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	10	8.17	1132	6.9	4.23	656	0.062	13.21	110	336
1	10	8.16	1132	6.9	4.25	656	0.061	/	110	/
2	10	8.17	1133	6.9	4.29	657	0.061	/	110	/
3	10	8.18	1132	6.8	4.35	656	0.060	13.47	110	336
4	10	8.19	1132	6.8	4.34	656	0.061	/	110	/
5	10	8.20	1132	6.7	4.52	656	0.061	/	110	/
6	10	8.20	1133	6.7	4.56	657	0.061	12.98	110	384
7	9.5	8.21	1133	6.7	4.57	656	0.062	/	110	/
8	9.5	8.21	1132	6.6	4.61	656	0.061	/	110	/
9	9.5	8.23	11132	6.6	4.64	656	0.060	13.43	110	384
10	9.5	8.25	1133	6.5	4.63	656	0.061	/	110	/
11	9.5	8.25	1132	6.5	4.72	656	0.061	/	110	/
12	9.5	8.26	1133	6.4	4.79	657	0.061	13.14	110	432
13	9.5	8.26	1133	6.4	4.81	657	0.060	/	110	/
14	9.5	8.26	1132	6.3	4.96	656	0.060	/	110	/
15	9	8.27	1132	6.2	5.20	656	0.060	13.31	110	432

Tableau.23 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/01/2016

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	9,5	8,2	1130	6,9	5,2	655	0.062	13,37	110	336
1	9,5	8,19	1129	6,9	5,23	654	0.062	/	110	/
2	9,5	8,2	1129	6,9	5,31	654	0.062	/	110	/
3	9,5	8,2	1129	6,9	5,22	654	0.062	13,42	110	336
4	9,5	8,2	1129	6,8	5,26	654	0.061	/	110	/
5	9,5	8,21	1129	6,8	5,34	654	0.061	/	110	/
6	9	8,21	1130	6,8	5,39	655	0.061	13,31	110	336
7	9	8,21	1131	6,7	5,41	655	0.062	/	110	/
8	9	8,23	1130	6,7	5,46	654	0.061	/	110	/
9	9	8,24	1131	6,6	5,42	655	0.061	13,1	110	384
10	9	8,24	1131	6,6	5,33	655	0.061	/	110	/
11	9	8,25	1130	6,6	5,45	654	0.062	/	110	/
12	8,5	8,25	1130	6,5	5,47	654	0.061	13,21	110	432
13	8,5	8,26	1131	6,5	5,58	654	0.061	/	110	/
14	8,5	8,27	1130	6,4	5,59	654	0.061	/	110	/
15	8,5	8,28	1131	6,4	5,76	655	0.061	13,45	110	432

Tableau.24 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 15/01/2016

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	10	8,23	1131	7,1	6,37	655	0,063	13,41	110	336
1	10	8,22	1130	7,1	6,23	655	0,063	/	110	/
2	10	8,24	1131	7,1	6,45	654	0,062	/	110	/
3	10	8,24	1130	7	6,31	655	0,062	13,52	110	336
4	10	8,25	1130	7	6,51	654	0,063	/	110	/
5	10	8,25	1130	7	6,42	655	0,062	/	110	/
6	10	8,25	1131	7	6,43	654	0,062	13,58	110	336
7	9,5	8,26	1130	6,9	6,49	655	0,062	/	110	/
8	9,5	8,26	1132	9,6	6,55	655	0,061	/	110	/
9	9,5	8,26	1132	6,9	6,58	656	0,061	13,32	110	384
10	9,5	8,27	1132	6,8	6,75	656	0,062	/	110	/
11	9,5	8,28	1132	6,8	6,69	656	0,061	/	110	/
12	9,5	8,29	1132	6,8	6,71	655	0,062	13,41	110	384
13	9,5	8,3	1132	6,7	6,78	655	0,062	/	110	/
14	9,5	8,3	1131	6,6	6,83	655	0,062	/	110	/
15	9,5	8,3	1131	6,5	6,95	656	0,062	13,56	110	432

Tableau.25 Évaluation physique-chimique de l'eau du barrage, la date : 01/02/2016

Pa Pro	T (°C)	pH	Cond µs/cm	O ₂ mg/l	Ti NTU	TDS mg/l	UV ₂₅₄ nm ⁻¹	DCO mgO ₂ /l	Cl ⁻ mg/l	SO ₄ ⁼ mg/l
0	9	8,2	1132	7,4	7,21	656	0.061	13,5	110	336
1	9	8,21	1133	7,4	7,25	657	0.061	/	110	/
2	9	8,2	1132	7,4	7,28	656	0.061	/	110	/
3	9	8,21	1133	7,3	7,35	657	0.061	13,5	110	336
4	9	8,21	1133	7,3	7,33	657	0.061	/	110	/
5	8,5	8,22	1133	7,3	7,41	657	0.060	/	110	/
6	8,5	8,24	1132	7,2	7,55	656	0.061	13,65	110	336
7	8,5	8,24	1132	7,2	7,52	657	0.060	/	110	/
8	8,5	8,26	1133	7	7,59	657	0.060	/	110	/
9	8,5	8,27	1133	6,9	7,63	656	0.060	13,7	110	384
10	8	8,28	1132	6,9	7,62	656	0.060	/	110	/
11	8	8,29	1131	6,8	7,66	655	0.059	/	110	/
12	8	8,29	1132	6,7	7,72	656	0.060	13,7	110	384
13	8	8,3	1132	6,6	7,75	656	0.060	/	110	/
14	8	8,3	1132	6,6	7,84	656	0.060	/	110	/
15	8	8,31	1132	6,6	7,9	656	0.060	13,73	110	432

Tableau.26: Concentrations résiduelles pour différentes concentrations initiales de phénol.

	Concentration initiale en (ppm)						
	1	2,5	5	7,5	8,5	10	15
Temps (min)	Ce en (ppm)						
1	0.89	1,77	3,586	5,73	6,47	7,486	10,71
2	0.89	1,77	3,384	4,662	5,670	7,015	9,369
3	0.89	1,703	3,249	4,393	5,267	6,477	8,966
4	0.82	1,635	3,115	4,124	4,931	6,208	8,495
5	0.82	1,232	2,644	3,653	4,258	5,469	7,505
6	0.76	1,232	2,442	3,384	3,855	5,065	6,881
7	0.76	1,097	2,308	3,115	3,653	4,863	6,477
8	0.69	1,097	2,241	2,980	3,451	4,393	6,007
9	0.62	1,030	1,972	2,846	3,317	4,124	5,670
10	0.56	1,030	1,972	2,846	3,115	3,922	5,334
12.5	0.56	1,030	1,904	2,644	2,980	3,653	5,065
15	0.49	0,828	1,770	2,442	2,846	3,317	4,594
17.5	0.42	0,828	1,703	2,308	2,711	3,182	4,460
20	0.42	0,828	1,635	2,173	2,510	3,048	4,258
25	0.42	0,828	1,635	1,972	2,375	2,913	3,720
30	0.42	0,761	1,501	1,972	2,241	2,779	3,586
35	0.42	0,761	1,366	1,904	2,241	2,711	3,451
45	0.42	0,694	1,299	1,837	2,173	2,577	3,384
55	0.42	0,694	1,299	1,837	2,173	2,577	3,317
70	0.42	0,694	1,299	1,837	2,173	2,442	3,249
85	0.42	0,694	1,299	1,837	2,173	2,442	3,249
100	0.29	0,694	1,299	1,837	2,09	2,442	3,249
120	0.29	0,694	1,299	1,837	2,09	2,442	3,249

Tableau.27 : Concentrations résiduelles pour différents concentrations initiale d'aniline.

	Concentration initiale (ppm)					
	2,5	5	7,5	10	12,5	15
Temps (min)	Ce (ppm)					
0	2,5	5	7,5	10	12,5	15
3	1,976	3,353	4,671	6,287	6,946	8,862
4	1,856	2,994	4,252	5,329	5,928	7,725
5	1,796	2,874	3,892	4,91	5,449	6,766
6	1,737	2,755	3,772	4,85	5,269	6,766
7	1,677	2,575	3,533	4,491	4,91	6,467
8	1,677	2,575	3,533	4,252	4,79	6,108
9	1,677	2,515	3,353	4,132	4,611	6,108
10	1,677	2,515	3,353	4,132	4,551	5,928
15	1,677	2,515	3,234	4,072	4,491	5,868
25	1,677	2,515	3,234	4,072	4,491	5,629
40	1,677	2,515	3,234	4,072	4,491	5,389
60	1,677	2,515	3,234	4,072	4,491	5,389

Tableau.28 : Résultats des expériences pour déterminer l'isotherme d'adsorption de phénol.

C ₀ (ppm)	1	2.5	5	7.5	8.5	10	15
Ce (mg/l)	0.29	0.694	1.299	1.837	2.09	2.442	3.249
X (mg)	0,142	0,361	0,740	1,132	1,282	1,516	2,3502
(X/m) (mg/g)	0,0284	0,0722	0,148	0,226	0,256	0,302	0,47
1/(X/m)	35.71	13.88	6.75	4.42	3.9	3.31	2.12
1/Ce	3.44	1.44	0.74	0.54	0.47	0.4	0.3
Log X/m (mg/g)	-1,546	- 1,141	-0,829	-0,645	-0,591	-0,519	-0,327
Log Ce (ppm)	-0,537	-0,158	0,113	0,264	0,320	0,387	0,511