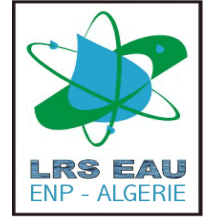




REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET
DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Thèse intitulée :

**ETUDE DE PROCEDES DE FILTRATION SUR SABLE (Sud Ouest
Algérien) : APPLICATION A LA PRODUCTION D'EAU POTABLE EN
FILTRATION FRONTALE. ETUDE DE CAS SUR COLONNE A
L'ECHELLE LABORATOIRE.**

*Présenté en vue de l'obtention de diplôme de
Doctorat*

Par

MAAZOUZI ABDELHAK

Devant le jury composé de :

Pr. KERBACHI RABEH Pr. KETTAB AHMED	Professeur à l'ENP Professeur à l'ENP	Président Directeur de thèse
Pr. LOUNICI HAKIM	Professeur à l'Université de Tizi Ouzou	Examineur
Pr. OUAGUED ABDELAH	Professeur à l'Université de Chlef	Examineur
Pr. YAHY HAMID	Professeur à l'Université de Tizi Ouzou	Examineur
Dr. ARRAR JAZIA	Maître de conférences(A) à l'ENP	Examinatrice

Année universitaire 2009-2010

Remerciements

Remerciements

Je voudrais d'abord exprimer toute ma reconnaissance a mon Directeur de recherche, Ahmed Kettab, directeur du laboratoire de recherche des sciences de l'eau (LRS-EAU) El Harrach, Professeur au département d'hydraulique de l'école national polytechnique, ainsi que toute l'équipe du laboratoire.

Professeur, Ahmed Kettab, a su diriger et orienter mes travaux de recherche malgré les 1000km qui sépare l'université de Béchar de l'Ecole National Polytechnique, tout en me laissant une autonomie suffisante pour accomplir mon doctorat et apprendre le sens de la recherche. Il à, a sa façon manifesté un intérêt constructif a ce travail. Sa disponibilité, son appui m'ont été très bénéfique dans les moments les plus incertains et les plus pénibles durant ces années de travail acharné.

Je voudrais aussi remercier mon Directeur du l'Université de Béchar, monsieur A.Slimani qui n'a pas cessé de m'apporter tout l'aide administratif.

Je suis très reconnaissant a madame le docteur ARRAR JAZIA et a messieurs les professeurs LOUNICI HAKIM, YAHY HAMID, OUAGUED ABDELAH et KERBACHI RABEH pour l'honneur qu'ils font a ce travail en acceptant d'en faire un rapport scientifique et de participer au jury.

Ce travail aurais sans doute comporté moins d'intérêt sans les contributions des professeurs : B.Draoui et A.Belghachi. R. Khalfaoui : maître de conférences à l'université de Béchar, mes remerciements vont aussi au professeur : C. Cabassud, du laboratoire d'Ingénierie des Procédés de l'Environnement (L.I.P.E.) de l'Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse qui m'a énormément orienté. A monsieur et madame Kabour.

Je dresse aussi mes vifs remerciements à toute l'équipe du laboratoire (LRS-EAU).

B.Zahraoui et A.Badri mes collègues de très prés qui m'on permit d'évoluer les hypothèses scientifique a l'aide de conversation et de travail au laboratoire et m'on accordé beaucoup de leurs temps, je leur remercie. Un **Grand** merci à tous qui on participé à l'achèvement de ce modeste travail.

Restant au service de la science pour qu'elle serra à notre service.

 : **A.MAAZOUZI**

À mes petites princesses (Bouchra & Wissal) et le petit Mustapha Islam, ma femme merci de tout votre amour et de toujours croire en moi. J'espère toujours rester fidèle aux valeurs morales que vous m'avez apprises.

Table des matières

Table des matières

Résumé	i
Introduction générale	iii
Problématique.....	viii
Objectifs scientifiques du travail de thèse	ix
Contexte technico-économique de l'étude	x
Production scientifique dans le même axe.....	xi
Chapitre I : Revue de la littérature	
1. Introduction.....	01
1.1. Problématique de l'eau potable dans le monde.....	02
1.2. Problématique de l'eau potable en Algérie.....	05
1.2.1. Problématique spécifique.....	07
1.3. Problématique de l'eau potable dans la ville de Béchar.....	09
1.3.1. Ressources en eaux de la ville de Bechar.....	10
1.3.1.1. Les ressources souterraines.....	10
1.3.1.2. Les ressources superficielles.....	10
1.4. Composition des eaux naturelles.....	10
1.4.1. Les impuretés de nature biologique.....	11
1.4.2. Les impuretés d'origine minérale.....	11
1.4.3. Les impuretés d'origine organique.....	12
1.4.3.1. Les composés simples naturels issus de l'activité végétale et animale.....	12
1.4.3.2. Les substances humiques.....	12
1.4.3.3. Les polluants organiques.....	13
1.5. Classement des différentes impuretés selon leur forme physique.....	13
1.5.1. Les particules ou matières en suspensions (MES).....	13
1.5.2. Les matières colloïdales.....	14
1.5.3. Les matières dissoutes.....	14
2. Approche bibliographique de l'écoulement d'eau et du transfert de solutés en milieu poreux insaturé.....	14
2.1. Généralités sur le sable, définition des variables fondamentales.....	14
2.1.1. Présentation physique.....	14
2.1.2. Classification texturale.....	15
2.1.3. Variables descriptives fondamentales.....	17
2.1.3.1. Porosité.....	17
2.1.3.2. La masse volumique absolue.....	17
2.1.3.3. La masse volumique apparente ou masse volumique des particules.....	18
2.1.3.4. Surface spécifique.....	18
2.1.3.5. Tortuosité du milieu poreux.....	19
2.1.4. Granulométrie.....	19
2.1.4.1. Prélèvement en laboratoire (échantillonnage en laboratoire).....	20
2.1.4.2. Conduite de l'essai et préparation de l'échantillon.....	21
2.1.4.3. Expression des résultats de la courbe granulométrique.....	23
2.1.4.4. Aire spécifique.....	23
2.1.4.5. Module de finesse.....	24
2.1.5. Mesure de la propreté (l'essai d'équivalent de sable).....	24
2.2. Filtration lente.....	25
2.2.1. Introduction.....	25
2.2.2. Application de la filtration par sable.....	26
2.2.2.1. Avantages.....	26
2.2.2.2. Inconvénients.....	27
2.3. Processus de la filtration de l'eau à travers un lit filtrant de sable à l'échelle du pore.....	28

2.3.1. Composition du matériau filtrant.....	28
2.3.2. Composition de la solution infiltrée (eau).....	29
2.4. Généralités et principe de fonctionnement.....	30
2.4.1. Mécanisme physique	30
2.5. Ecoulement de l'eau en milieu insaturé.....	30
2.5.1. Coefficient de perméabilité α	31
2.5.2. Dispersivité.....	31
2.6. Diffusivité et accumulation de MES (colmatage physique).....	32
Eléments de références	34
Chapitre II : Caractérisation et valorisation du sable de dune (Erg occidental).	
Introduction.....	36
1. Géographie et géomorphologie des étendues de sables du Sud Ouest Algérien.....	37
2. Milieu poreux étudiés.....	39
2.1. Caractéristiques physicochimiques.....	39
• Analyse granulométrique.....	39
• Analyse chimique.....	42
• Étude par spectrométrie infrarouge a transformée de Fourier (IRFT) des milieux poreux étudiés.....	44
2.2. Mise en place d'un protocole de lavage du lit filtrant à l'échelle du laboratoire.....	48
2.2.1. Suivi de l'absorbance des filtrats après passage sur le filtre.....	48
2.2.2. Suivi de l'absorbance du filtre (sable) sous agitation.....	50
2.2.3. Suivi et comparaison de l'absorbance des différentes fractions du milieu poreux brut et lavé sous agitation.....	52
2.2.4. Corrélation conductivité, pH et TDS temps de lavage.....	56
3. Etude hydrodynamique.....	57
3.1. Mesure de la vitesse de filtration dans la masse du lit granulaire estimation de la conductivité hydraulique.....	57
3.1.1 Charge hydraulique.....	57
3.1.2 Gradient hydraulique.....	58
3.2 Mesure en laboratoire du coefficient de perméabilité du sol.....	58
3.2.1 Essais à charge constante.....	59
3.2.2 Essais à charge variable.....	59
3.3. Coefficient de perméabilité.....	60
3.3.1 Dimension et valeurs.....	60
3.3.2. Estimation de la perméabilité.....	61
Conclusion.....	63
Eléments de références	66
Chapitre III : Caractérisation des eaux des villes (Béchar Timimoun) et filtration	
1. Introduction.....	68
1.1. Aperçu de la filière conventionnelle de l'UTE de Djorf Tourba.....	69
1.2. Justification du choix d'échantillon d'eau	71
1.2.1. Justification du choix Barrage Djorf Tourba.....	71
1.2.2. Justification du choix des puits	71
2. Effets des rejets liquides urbains sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Béchar (Sud Ouest Algérien).....	72
2.1. Introduction.....	72
2.2. MATERIEL ET METHODES.....	73
2.2.1. Cadre général et démographique.....	73
2.2.2. Aperçu climatique de la ville de Béchar.....	74
2.2.3. Campagnes de prélèvements des eaux de rejets (R_i) et souterraines (SB_i) de la ville de Béchar.....	74
2.3. RESULTATS ET DISCUSSION.....	76

2.3.1. Analyse physicochimique et représentation spatiale des eaux souterraines et des rejets de la ville de Béchar.....	76
• Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH.....	76
• Sulfate et Chlorure.....	77
• Nitrates et nitrites.....	78
• Oxygène dissous.....	79
• Phosphates et Phosphore.....	80
• Brome, Zinc, Iode et Manganèse.....	81
• Calcium et Magnésium.....	82
• Sodium et Potassium.....	82
• Caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines étudiées de la ville de Béchar.....	83
• Les germes totaux.....	83
• <i>Les Coliformes Totaux</i>	83
• <i>Les coliformes fécaux</i>	84
• <i>Streptocoques fécaux</i>	84
• <i>Clostridium Sulfo-réducteur</i>	82
2.3.2. Calculs de moyenne, d'erreur et de coefficient de variation des teneurs en Sodium, Potassium, Calcium, Magnésium, Sulfates, Nitrates, Nitrites et Chlorures des eaux souterraines de la ville de Béchar.....	86
2.3.3. Classification des esux souterraines étudiés de la ville de Béchar.....	87
• Classification en fonction de la conductivité.....	87
• Classification en fonction du SAR (Sodium Adsorption Ration).....	88
2.3.4. Représentations graphiques.....	90
• Diagramme de Piper.....	90
• Diagramme de schoeller-berkaloff.....	91
• Diagramme de Stiff.....	92
2.3.5. Etude des rapports caractéristiques.....	93
• Rapport rMg^{2+}/rCa^{2+}	93
• Rapport rSO_4^{2-}/rCl^-	93
• Rapport rNa^+/rCl^-	93
Conclusion.....	94
3. Caractérisation physicochimique des eaux souterraines (Foggara) de la région de Timimoun.....	96
3.1. Introduction.....	96
3.2. MATERIEL ET METHODES.....	96
3.2.1. Cadre général et démographique.....	96
3.2.2. Échantillonnage et campagnes de prélèvements des eaux souterraines du Sud algérien (Timimoun).....	97
3.3. RESULTATS ET DISCUSSION.....	98
3.3.1. Analyse physicochimique et représentation spatiale des eaux de Foggara de Timimoun.....	98
• Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH.....	98
• Nitrates et nitrites.....	99
• Brome, Zinc, Iode et Manganèse.....	99
• Sulfate et Chlorure.....	100
• Phosphates et Phosphore.....	100
• Sodium et Potassium.....	101
• Calcium et Magnésium.....	101
3.3.2. Classification et représentations graphiques des esux souterraines étudiés de la ville	101

de Timimoun.....	101
• Classification en fonction de la conductivité	101
• Classification en fonction du SAR (Sodium Adsorption Ration).....	102
3.3.3. Représentations graphiques.....	103
• Diagramme de schoeller-berkaloff et de Stiff.....	103
• Diagramme de Piper.....	104
3.3.4. Etude des rapports caractéristiques.....	104
• Rapport rMg^{2+}/rCa^{2+}	104
• Rapport rSO_4^{2-}/rCl^-	105
• Rapport rNa^+/rCl^-	105
Conclusion	105
4. Suivi des performances du procédé de filtration	106
4.1. Introduction.....	106
4.2. Dispositif expérimental.....	107
4.3. Protocole expérimental suivi et but de la filtration.....	107
4.4. Etude des performances du lit filtrant (Sable de dune) à l'échelle de laboratoire sur la qualité d'eau (cas du Foggara) Timimoun.....	108
4.4.1. Interprétation et présentation graphique des résultats de filtration.....	108
• Brome, Zinc, Iode et Manganèse.....	108
• Sulfate et Chlorure.....	108
• Phosphates et Phosphore.....	108
• Calcium et Magnésium.....	109
• Nitrates et nitrites.....	110
Conclusion.....	110
4.5. Etude des performances du lit filtrant (Sable de dune) à l'échelle de laboratoire sur la qualité d'eau souterraine et de surface de la ville de Béchar (Sud Ouest Algérien).....	111
4.5.1. Interprétation et présentation graphique des résultats de filtration de SB6 et DT dans le sable de Taghit et Béni abbés.....	111
• Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH.....	112
• Brome, Zinc, Iode et Manganèse.....	113
• Sulfate et Chlorure.....	113
• Phosphates et Phosphore.....	114
• Calcium et Magnésium.....	114
Conclusion	115
4.5.2. Apport de la filtration sur les rejets.....	117
• Iode	117
• Sulfate et Chlorure.....	118
• Calcium et Magnésium.....	118
• Sodum.....	119
• Matière en suspension (MES) et demande chimique en oxygène(DCO).....	119
Conclusion	120
Eléments de références.	119
Chapitre IV : Modélisation du procédé de filtration des eaux par sable	
1. Introduction.....	122
2. Modélisation du transport en milieu poreux.....	123
2.1. Modèle mathématique.....	124
2.2. Description du modèle de Darcy.....	124
2.3. Terme source.....	126
3. Lits filtrant.....	126
3.1. Perméabilité des échantillons des lits filtrant	127

4. Résultats et interprétations.....	131
4.1. Etude hydrodynamique de l 'écoulement.....	131
4.1.1. Résultats expérimentaux et interprétation.....	131
4.1.2. Hypothèses de simulations.....	132
4.1.3. Résultats de simulations.....	132
4.1.4. Confrontation résultats expérimentaux et simulation.....	133
4.1.5. Simulation du procédé de filtration à palier de pression.....	135
4.1.6. Résultats en régime stationnaire.....	136
5. Conclusion.....	138
Eléments de références.....	139
CONCLUSION GENERALE.....	140
ANNEXE.....	144
LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES.....	160

Résumé

THESE DE DOCTORAT ES SCIENCES

ETUDE DE PROCÉDES DE FILTRATION SUR SABLE (Sud Ouest Algérien) : APPLICATION A LA PRODUCTION D'EAU POTABLE EN FILTRATION FRONTALE. ETUDE DE CAS SUR COLONNE A L'ECHELLE LABORATOIRE.

Résumé. En milieu urbain, l'accroissement démographique génère des quantités considérables d'eaux usées qui sont traitées dans les stations d'épuration spécialiser ou rejeter directement sans contrôle dans les courts d'eau cas de oued de Béchar. En raison de leurs origines diverses (rejets domestiques), ces eaux sont le plus souvent chargées en éléments organiques, minéraux et en microorganismes dont certains pourraient être nuisibles à la santé et participe fortement à la dégradation des nappes qui pourrait être irréversible.

L'étude menée sur six échantillons notés (R_i) d'eaux résiduaires localisées sur le parcours de oued de Béchar influençant très probablement les eaux de la nappe souterraine (infero-flux) utilisées par la population riveraine de Béchar comme eau de consommation et/ou d'irrigation (quatorze puits proches) notés (SB_i) et quatre échantillons de Foggara de Timimoun noté (F_i). Les analyses effectuées sur les eaux résiduaires, ont révélé des teneurs qui peuvent être transmis aux eaux de la nappe par les écoulements superficiels de l'oued, dont les eaux usées subissent une percolation lente. Ceci est confirmé par les teneurs élevées dans (SB_i) en chlorures, qui dépassent 1060mg/l, ce qui explique les valeurs de la conductivité qui atteignent 4540 μ S/cm. Dans ce travail le sable de dune de Taghit, Béni abbés et Timimoun appartenant au grand Erg occidentale on été testé comme étant des filtres ;dont lequel une analyse chimique (fluorescence X), nous a permis de quantifier des éléments contenus dans le milieu poreux étudié, confirmé par l'examen du spectre Infrarouge IRTF, les observations au microscope montrent clairement qu'un lavage des filtres est capitale et l'analyse optique à mis en évidence que les filtres étudiés subissent un lessivage au cours du passage de l'eau de lavage. Le suivi de la filtration sur les différents lits filtrant on montrés des performances jugé intéressant. Et en dernier lieu, nous avons examiné la validité d'un modèle de Darcy avec les résultats expérimentaux d'un banc d'essais réalisé au sein du laboratoire.

Mots clé : Sable de dune, eaux résiduaires, eaux souterraines, filtration frontale, UV-Visible, Spectre IRTF, paramètres physicochimiques, modélisation, (Taghit, Béni abbés et Timimoun) Algérie.

Abstract. The study carried out on six stations of waste water located along the Bechar river and the underground waters of the water table (14 nearby wells) used by the riverside residents as domestic water, allowed the evaluation of the impact of waste water on the quality of the water table. The results of the analyses, show chemical pollution of the underground water by the superficial flow of the Bechar river, whose waste waters percolate very slowly. This is confirmed by the high content of chloride that exceeds 1060 mg/l, which explains the conductivity values that reach 4540 μ s/cm.

This work aims at the characterization of dune sand (Taghit Beni abbes and Timimoun), which is found in considerable quantity in Algeria Sahara; In order to make, a chemical analysis of the porous environment studied summer so as to provide us with a qualitative and a quantitative information about the chemical composition of the sample, the results obtained show that the quartz is the most represented mineral, the oxides of aluminium, potassium, iron, chromium and manganese, identified by the chemical analysis, probably enter in the clayey phase, the granular analysis permitted us to determine some parameters as the uniformity coefficient (CU), equivalent diameter, and a comparison of the IRTF spectrum of the sand (washed and non washed) was achieve, observations to the Scanning Electron Microscopy (SEM) are achieved also.

A part of this work is devoted to the follow-up of the absorbance of the filtrate at different lengths of waves. The follow-up of the filtration process on the different beds filtering one shown of the performances judged interesting. And lastly, we examined the validity of a model of Darcy with the experimental results of a bench of tests achieved within the laboratory.

Key words: Sand of dune, underground water, waste water, Frontal filtration, UV - Visible, IRTF spectres, parameters physicochemical, modelling, (Taghit, Beni abbes and Timimoun) Algeria.

ملخص

تمتدُّ كُتبان الرمال في الصحراء على مساحات شاسعة جداً، حتى لكأنها تقف عائقا أمام التطور العمراني وتمثل حاجزا بيئيا يُعرَف بـ " التصحر " في المناطق الصحراوية. إن دراسة هذه المساحات الهائلة هي دعم علمي في سبيل الكشف عن الإمكانيات الاقتصادية التي تزخر بها هذه المواقع الرملية ومقدرات ذات أهمية اقتصادية بالغة، ومن هنا فإن عملنا ذو صلة باستعمال رمال منطقة الجنوب الغربي الجزائري كمهد للترشيح. ولقد أجريت في هذا السياق دراسة تتناول التحليل الفيزيوكيميائي لرمال " تاغيت و بني عباس وتيميمون ".

قد أمدتنا بالقدرة على تحديد كميات العناصر المحتواة في الوسط المسامي موضوع البحث، كما أظهرت الملاحظات المجهرية المدعومة باختبار طيف الأشعة تحت الحمراء أن عملية تنقية المرشحات ذات أهمية قصوى، وكشف التحليل البصري عن أن كل المرشحات التي تناولتها الدراسة تتعرض لعملية نض أثناء مرور ماء التنقية. تبدو المياه المستعملة في واد بشار عموما محملة، وتشكل تهديدا حقيقيا لبيئة المنطقة وبخاصة على المياه الجوفية التي تستدعي معالجة مسبقة. ساعدت المقارنة بين مختلف محتويات المياه التي تم تحليلها " فقارة تيميمون " حسب الحد الأقصى للمعايير التي وضعتها المنظمة العالمية للصحة، على الاستنتاج بأن هذه المياه قد تكون ناقلة للتلوث في ظروف مناخية معينة، وإذا استعملت في الميدان الفلاحي، الأمر الذي يستوجب تدخلا عاجلا لإعادة تأهيل الموقع. إن التحليل الفيزيوكيميائي المنجز على المياه الجوفية التي تمت دراستها مكننا من تصنيف نوعيات مياه السقي وفق قابليتها للتوصيل (نسبة امتصاص الصوديوم)، إذ يمكن تصنيفها إلى ؛ ماء عالي الملوحة، و يستعمل مع النباتات التي لا تتضرر بالملوحة، و ماء لا يستعمل للري في الحالات الطبيعية غير أنه يستعمل في تربة تم استنزافها (تجفيفها) على نحو خاص. إن دراسة الخصائص و السمات و تحليل المنحنيات البيانية : منحني "بيبر" و "سكولر- بيركالوف" و " و يلوكوس" تجعلنا نصنف أما بالنسبة للمياه الجوفية في بشار فهي (غنية بالكور الكلسي) مياه الفقارة كميها (غنية بالكور الكلسي و السلفات الكلسي)

الكلمات المفتاحية:

كُتبان الرمال - المياه الجوفية - المياه المستعملة- للترشيح باختبار طيف الأشعة تحت الحمراء- النموذجية-

تاغيت و بني عباس وتيميمون.

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

La composition et la qualité des eaux souterraines sont à l'origine liées à la nature géologique de la région. Malheureusement celle-ci est altérée par les différentes activités humaines. Les eaux usées domestiques souvent déversées directement (sans contrôle) dans les oueds cas de la ville de Béchar, participent très fortement à la modification de la qualité des eaux souterraines. La forte sollicitation des ressources liée à des contraintes climatiques, la grande perturbation du fonctionnement hydrodynamique naturel par des pompages intensifs et les forts risques d'infiltration des eaux de rejet conduit, à une dégradation de la qualité des eaux souterraines. Bien que cette dégradation soit un phénomène parfois irréversible, qui nécessite par la suite un traitement et/ou prétraitement avant la distribution au consommateur toute en répondant aux normes.

Pour toutes ces raisons, l'établissement d'une banque de donnée de la qualité d'eau (BQE) permet de manipuler et d'analyser, des données temporelles et physiques liées à la géographie et à l'activité de la zone à étudier, pour gérer et exploiter plusieurs problèmes de la ville algérienne et surtout l'exploitation des potentialités locales.

Dans notre étude, le (BQE) nous a permis d'établir une banque de la qualité des eaux souterraines de la ville de Béchar et Timimoun. Ces cartes mises à jour régulièrement, vont permettre d'avoir les informations liées à la dégradation de la qualité de ces eaux, par conséquent, la connaissance de la qualité d'eau à un endroit bien déterminé permet (en cas de forte concentration) l'intervention des techniciens de remonter à l'origine du problème, simuler les différents scénarios et proposer la ou les solutions les plus appropriées aux décideurs pour prendre les dispositions nécessaires.

L'établissement d'une (BQE) est laborieuse et nécessite beaucoup de temps pour l'acquisition de bases de données vu le nombre important des paramètres physicochimiques caractérisant la qualité de l'eau. Par contre une fois réalisé elle à l'avantage de connaître la qualité d'eau, de traitement ou prétraitement qu'on peut lui attribué.

Les données obtenues pourront servir à :

1. déterminer les eaux destinées à l'alimentation en eau potable ;
2. déterminer les eaux destinées à l'alimentation en eau potable, après un prétraitement ;
3. déterminer les eaux destinées à l'irrigation ;
4. être utilisées pour l'aménagement du territoire,

5. choisir des zones favorables à l'enfouissement des déchets,

Nous souhaitons illustrer notre contribution qui répond au double objectif (économique et technique) de l'utilisation du sable du Grand Erg Occidental comme lit filtrant et de la nécessité croissante d'améliorer les procédés existants en incluant des techniques propre.

L'objectif de ce travail de thèse est d'évaluer l'apport d'une filtration sur différents lits filtrant pour la production d'eau à usage humain et/ou irrigation, la simplicité de la mise en œuvre, l'abandon de la filtration tangentielle au profit de la filtration frontale est un objectif majeur.

Nous nous intéressons, à la technique de filtration sur sable (de la région Sud Ouest Algérien), comme étant une phase indispensable pour le prétraitement de l'eau, de tels procédés sont reconnus comme bien adaptés au milieu rural, puisqu'ils présentent, une bonne qualité de traitement, un fonctionnement simple et une maintenance relativement limitée.

Dans le Sud Ouest algérien les étendues de dunes de sables sont connues sous le nom 'Erg', ainsi notre région est recouverte de plusieurs Ergs qui sont : Le Grand Erg Occidental, Erg El Raoui, Erg El Atchane, Erg Chech et Erg Iguidi. Le Grand Erg Occidental est un site qui s'étend sur les rives droites (Est) des Oueds Zousfana et Saoura, vers le Sud, il s'attache à l'Ouest à l'Erg El Atchane, qui à son tour se raccorde plus à l'Ouest à l'Erg El Raoui dans la région de l'Oued Daoura et jusqu'à la frontière algéro-marocaine, près de l'Anti-Atlas. Plus au sud, ce sont des Ergs moins accessibles aux différentes routes nationales et s'étendent jusqu'aux frontières algéro-mauritanienne et algéro-malienne, ce sont : Erg Chech et Erg Iguidi. Géologiquement ces Ergs sont datés du Plioquaternaires. Le grand Erg Occidentale se trouve dans le nord ouest du Sahara à 600km à vol d'oiseau au sud de la méditerranée, long de 500km de l'WSW à l'ENE large de 150 à 200km et couvre une superficie de près de 100000 km².

Ces dunes de sables s'étendent sur de grandes superficies et semblent être un obstacle dans l'infrastructure du développement urbain des régions sahariennes ainsi qu'une barrière écologique appelée la désertification. L'étude de ces sites sableux présente aussi un impacte cartographique, par conséquent la prospection du substratum est difficile à prospector. Une cartographie et un prélèvement d'échantillons donnent un complément des données géoéconomiques.

La ville de Béchar (1000 km de la capitale) est une région sablonneuse, comme travail de thèse et a l'échelle du laboratoire des échantillons de sable on été pris comme lit filtrant: celui de Taghit (90 km vers le sud), Béni abbés (250km vers le sud) et de Timimoun (580km vers le sud) formant les dunes du grand Erg Occidental. Dans le but de valoriser ce matériau, l'eau a filtré été une eau brute du barrage qui alimente la ville de Béchar ainsi qu'une eau souterraine ou l'impact des eaux résiduaire urbain rejeté a ciel ouvert sans aucun traitement est fort probable,

d'autres échantillons d'eau de foggara de Timimoun ont été analysés avant et après filtration sur le sable de Timimoun.

Pour atteindre ces objectifs, l'étude de ce travail se décline en différentes méthodologies scientifiques :

I. Analyses physicochimiques de l'eau

La qualité d'une eau est caractérisée par un certain nombre de paramètres physiques et chimiques, déterminant à leur tour des caractères organoleptiques.

Les paramètres pris en compte sont:

1. la dureté de l'eau correspondant à sa minéralisation en calcium et magnésium ;
2. le pH et la conductivité qui dépendent de la teneur en ions;
3. la teneur en substances minérales dissoutes généralement sous forme ionique: anions (chlorures, sulfates, nitrates, nitrite,) et cations (calcium, magnésium, sodium, potassium, manganèse, iode, brome, zinc....) ;
4. la turbidité, produite par des matières en suspension ;
5. la conductivité.

Une teneur trop élevée d'un ou plusieurs composants chimiques cause des désagréments au consommateur (saveur, risques sanitaires) et aux canalisations (corrosion, entartrage...), la caractérisation physicochimique des eaux de la ville de Béchar est subdivisée en deux parties menées en parallèle :

- une partie permettant la caractérisation physicochimique et l'étude de l'évolution spatiale des différents paramètres analysés.
- une partie de contrôle d'impact des eaux résiduaires sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Béchar.

La banque de données est présentée sur des graphes (Diagramme de Piper, Schoeller-berkaloff, Stiff et de Wilcox) utilisés pour caractériser le faciès des eaux étudiées et pour établir des comparaisons entre différents échantillons et permettant une classification de la qualité des eaux pour l'irrigation en fonction de la conductivité et du SAR (**S**odium **A**dsorption **R**ation).

Le but de cet axe a été d'élaborer une banque de données rassemblant les différents paramètres physicochimiques de l'eau utilisés pour la consommation humaine et /ou l'irrigation dans la ville de Béchar et Timimoun et contribué à l'élaboration d'une carte de qualité de ces régions.

II. Etude détaillée du lit filtrant

Pour une éventuelle valorisation du matériau (sable de dune) les démarches suivies pour les différents échantillons étés :

1. Caractérisation du sable de filtration, analyse chimique par fluorescence X ;
2. Observation au microscope électronique à balayage (MEB) ;
3. Etude granulométrique ;
4. Etude des spectres infrarouge (IRTF) ;
5. Mise en place d'un protocole de lavage des filtre à l'échelle de laboratoire et suivi du des absorbances a plusieurs longueurs d'ondes du pérmeat par spectroscopie UV_visible en fonction du temps de lavage;
6. Etude hydrodynamique.

III. Suivi des performances du procédé de filtration

Le but été de voir l'apport du lit filtrant sur la qualité de l'eau après filtration on comparant les différents paramètres physicochimique de l'eau avant et après filtration.

IV. Modélisation

Nous avons examiné la validité d'un modèle de Darcy avec les résultats expérimentaux d'un banc d'essais réalisé au sein du laboratoire.

La présentation de ce travail est structurée en 4 chapitres :

Chapitre I : Recherche bibliographiques

Le chapitre I est subdivisé en deux volets :

Le premier volet porte sur la problématique de l'eau potable dans le monde et l'Algérie et qui terminera par la problématique de l'eau potable dans la ville de Béchar et ces ressources en eaux. Le deuxième volet à pour objectifs de présenter une revue bibliographique de la composition des eaux naturelles et le classement des différentes impuretés ainsi que le processus de filtration et de transport des particules à l'échelle du pore (colonne de sable).

Les concepts et principes nécessaires à la compréhension du travail de thèse sont présentés. Cette partie commence par des généralités sur le milieu poreux (sable) l'application de la filtration sur sable (avantages et inconvénients) et principe de fonctionnement le principe de la filtration et les principaux phénomènes liés à cette technique et ses limites seront présentés, un aperçu général sur les propriétés du milieu poreux utilisé comme étant lit filtrant : Granulométrie, Porosité, Surface spécifique, Aire spécifique et Perméabilité sera donné.

Chapitre II : Caractérisation et valorisation du sable de dune (Erg occidental).

Ce chapitre est consacré aux milieux poreux, dans une première partie, une caractérisation physicochimique des différents sables est présentée, analyse granulométrique d'où la détermination des principaux paramètres (coefficient d'uniformité et diamètre effectif), l'analyse chimique et minéralogique nous a permis de quantifier les éléments chimiques contenus dans le milieu poreux étudié et une comparaison des spectres IRTF du sable (brut et lavé) a été réalisée, des observations au microscope électronique (MEB) des différents échantillons de sable sont également réalisés.

Une bonne partie dans ce chapitre est consacrée au suivi de l'absorbance des filtrats après passage sur le filtre et comparaison de l'absorbance des différentes fractions du milieu poreux brut et lavé sous agitation. Dans un autre volet un lavage des différents lits filtrants est par conséquent un suivi de quelques paramètres physiques (pH, conductivité, le TDS et l'absorbance) de l'eau de lavage en fonction du temps est réalisé. Le but était de voir l'évolution de ses paramètres en fonction du temps et de voir l'impact du sable sur la qualité du filtrat.

La dernière partie présente une étude hydrodynamique dans laquelle la vitesse de filtration et la conductivité hydraulique dans la masse du lit granulaire sont estimées.

Chapitre III : Caractérisation des eaux des villes (Béchar Timimoun) et filtration

L'objectif principal de ce chapitre est d'élaborer une banque de données rassemblant l'analyse physicochimique d'un ensemble d'échantillons d'eau de la ville de Béchar ainsi que la ville de Timimoun et voir l'apport d'une filtration frontale sur la qualité d'eau d'où la valorisation du sable utilisé comme lit filtrant.

Dans une première partie sont présentée la filière conventionnelle de l'unité de traitement des eaux (UTE) de Djorf Tourba, justification du choix de l'eau du barrage (DT) ainsi que des puits choisis dans notre travail, la description du dispositif expérimental dans lequel ont été réalisées les expériences de filtration et le protocole expérimental suivi. Une partie est consacrée au matériel et méthode d'analyse, dont laquelle le principe des différentes méthodes d'analyse gravimétrique inspiré des différentes méthodes d'analyses sont présentés, l'objectif de cette partie est de présenter les différentes méthodes expérimentales mises en oeuvre dans cette contribution.

La représentativité de l'analyse des échantillons d'eau et la classification des eaux souterraines de la ville de Béchar (SB_i) et de la ville de Timimoun (F_i) sont données dans une troisième partie suivie d'une conclusion.

La dernière partie présente la filtration dans la masse et le suivi des performances du procédé de la filtration de l'eau dans les différents lits filtrant utilisé et l'évolution de certains paramètres physicochimiques de l'eau prétraitée, une interprétation des résultats obtenus de la filtration de l'eau dans chaque lit filtrant est réalisée.

Chapitre IV : Modélisation du procédé de filtration des eaux par sable

Dans une dernière partie chapitre IV, nous avons étudié la modélisation de la filtration de l'eau à travers un milieu poreux soumis à un écoulement permanent à surface libre. Sous certaines hypothèses, il est possible d'utiliser un processus prédictif pour la compréhension des mécanismes de filtration d'eau dans un milieu poreux tel que le sable de dune.

L'approche choisie repose sur la formulation de Darcy pour un milieu poreux à faible granulométrie.

Nous avons examiné la validité d'un modèle de Darcy avec les résultats expérimentaux d'un banc d'essais réalisé au sein du laboratoire.

Enfin, les principaux résultats obtenus au cours de cette thèse et les perspectives de travail envisagées sont synthétisés dans une conclusion générale.

Les conclusions partielles y sont résumées et l'atteinte des objectifs y est discutée. Ainsi, la conclusion comporte des suggestions par rapport à des travaux qui pourraient être menés pour approfondir et éclaircir davantage certains aspects de la présente étude.

➤ Problématique

Les régions d'étude (Béchar et Timimoun) sont des régions semi aride où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour les activités d'agriculture et les besoins domestiques et surtout dans la période d'été. La dégradation de la qualité des eaux de la nappe Inféro flux y est provoquée, d'une part, par la nature du sol qui permet une infiltration facile, et d'autre part par les rejets liquides domestiques. La charge de ces rejets est de plus en plus croissante avec le développement démographique de la ville de Béchar. Le déversement (sans contrôle) de ces rejets constitue une source de pollution pour les terrains agricoles et les puits riverains. Les sels minéraux, en excès, comme le calcium, le magnésium, les sulfates ainsi que les chlorures contenus dans ces eaux jouent un rôle capital dans la prévention du phénomène de la remonter des sels que connaissent ces régions. Ce phénomène sans cesse en progression constitue, un véritable problème de développement rural qui menace la région ainsi que ses oasis.

Au Sahara, les dunes de sables s'étendent sur de grandes superficies et semblent être un obstacle dans l'infrastructure du développement urbain des régions sahariennes ainsi qu'une barrière

écologique appelée la désertification. Les Ergs cachent des nappes d'eau, des réservoirs de pétrole, de gaz et même des extensions à haut intérêt économique, donc une cartographie et un prélèvement d'échantillons cachés par le sable donnent un complément des données géoéconomiques. L'étude de ses grandes étendues est à prendre en charge scientifiquement afin de déceler les potentialités économiques que ces sites sableux peuvent offrir.

Dans ce contexte, cette contribution se propose à caractériser ces étendues du grand erg occidentale au profil de la filtration.

➤ **Objectifs scientifiques du travail de thèse**

Les principaux objectifs sont, d'une part, contribuer à l'élaboration d'une carte de qualité des eaux souterraines de la région de Béchar et Timimoun (Sud ouest Algérien), de voir l'efficacité de la filtration de l'eau dans un système granulaire (sable de la région de Béchar et Timimoun) en prétraitement et une éventuelle valorisation de ce matériau.

Dans ce contexte, la démarche adoptée au cours de ce travail est d'effectuer une analyse physicochimique (sable et eau) de réaliser une étude expérimentale de filtration à l'échelle de laboratoire sur plusieurs types de sable et de suivre l'évolution de quelques paramètres physicochimique caractérisant l'eau à traiter avant et après filtration.

Des constatations sur le terrain ont été observées sur les oasis de Béni abbés et de Timimoun où nous avons remarqué la remontée considérables des sels qui est probablement dû à l'irrigation par des eaux saumâtres et provoque un impact sur l'environnement.

D'autre part nous examinerons l'intérêt et la validité d'une modélisation des processus observés expérimentalement, nous allons transcrire cette connaissance dans une modélisation, le modèle sera constitué de sous-parties représentant l'écoulement, l'adsorption, dans le milieu poreux et le colmatage, nous examinerons le rapport qualité d'eau milieu poreux étudié. Dans une simulation nous essayons d'obtenir une estimation de la durée de l'expérience, déterminer l'ordre de grandeur du paramètre mesuré et estimé le débit de la filtration en fonction de la porosité du lit filtrant. Toute simulation d'un processus naturel est basée sur un certain nombre de simplifications et d'approximations. Le problème est de savoir si les hypothèses qui sont à la base de la modélisation retenue, ne trahissent pas la réalité physique, auquel cas il faut améliorer la représentation mathématique pour la rendre plus représentative des phénomènes réels.

➤ **Contexte technico-économique de l'étude**

Les procédés de filtration sont largement utilisés dans différents procédés de traitement ou prétraitement des eaux à usage humain, agricole et industriels suivant la nature des différents effluents à traiter.

Les procédés utilisant des cultures libres (lagunage aéré, filière boues activées) présente d'excellents rendements d'épuration, cependant techniquement et économiquement ces procédés présente d'énormes contraintes et ce heurte à des difficultés économiques, la FNDAE N°22 présente une estimation des coûts d'investissements pour une station de lagunage aéré à environ 81300 € par an.

Les procédés à culture fixées sur support grossiers présente également des coûts importants en fonctionnement (aération du massif et gestion des boues) estimés aussi par la FNDAE N°22 à 100000 €.

Par contre, le procédé de filtration sur sable, leur spécifié réside dans l'absence de production de boues et leur relative simplicité de mise en œuvre et de gestion.

La disponibilité du matériau utilisé comme étant lit filtrant (critère économique) la simplicité de sa mise en œuvre et de gestion (critères technique) sont des critères qui nous ont poussé à faire cette étude dans le but de valoriser ce matériau qui pourra être exploité dans les régions du sud ouest Algérien où il se présente (sable) en quantité suffisante.

Production scientifique

Production scientifique dans le même axe:

Auteurs : Pr : A.KETTAB & A.MAAZOUZI

Communication nationale

- Contribution à la valorisation du sable de la région de Béchar pour la dépollution des eaux potable. Séminaire National sur l'Eau et l'environnement, Bechar SN2E 2005.
- La qualité physicochimique des eaux souterraines dans un milieu urbain sous un climat aride la ville de Béchar» Journée d'étude sur la sécurité sanitaire des aliments Béchar 26 avril 2009.
- Contribution à l'étude de la potabilité des eaux souterraines (nappe des grès carbonifère) dans la région de kenadsa (sud ouest algérien. » Journée d'étude sur la sécurité sanitaire des aliments Béchar 26 avril 2009.

Communication Internationale

- «Etude de Procédés de Filtration sur Sable de la région de Béchar en Pré traitement de l'Eau Potable. » EuroMed Montpellier France 21-25 mai 2006.
- «Modélisation du procédé de prétraitement des eaux Par filtration sur sable. » Le Premier Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis Décembre 2007
- «The influence of water quality of adrar (Algeria) on the kinetics of growth of calcium oxalate. » Le Premier Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis Décembre 2007.
- «Dessalement en Algérie: Situation actuelle et programmes de développement. » Le Premier Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis Décembre 2007.
- «Contribution a l'expérimentation de la filtration de l'eau potable en prétraitement dans quelques lits filtrants (sable) de la région de Bechar. » 4ème conférence internationale sur : les Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen Mars 2008 Alger Watmed4.
- «Contribution à la mise en place d'un protocole de lavage de lit filtrant de sable pour les eaux potable à l'échelle de laboratoire. » Séminaire Matière Organiques et Environnement. Saint maxime (France) ResMO 2009.
- «Contribution à l'étude du sable de dune (Erg occidental) Algérie utilisé comme étant lit filtrant.» Le 2eme Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis 19-22 Décembre 2009
- «Caractérisation physicochimique des eaux souterraines (Foggara) de la région de Timimoun (Algérie) » Le 2eme Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis 19-22 Décembre 2009.
- «Contribution à la caractérisation physicochimique des eaux usées domestique de Oued Béchar (Algérie) » Le 2^{ème} Congrès International sur la Gestion Intégrée des Ressources en Eau et Défis du Développement Durable GIRE3D. Maroc 24-26 Mars 2010.
- «Valorisation et caractérisation du sable de dune (Erg occidental) : Au profil de la filtration. Cas du sable de (Béni abbés) Algérie.» Watmed5 2010.

Publications

- «Etude de Procédés de Filtration sur Sable de la région de Béchar en Pré traitement de l'Eau Potable. » Desalination 206(2007)358-368.
- «Contribution a l'expérimentation de la filtration de l'eau potable en prétraitement dans quelques lits filtrants (sable) de la région de Bechar. » Algerian journal of technology An International Publication of Engineering Science (2008) pp. 631-645.

Chapitre I : Revue de la littérature

Chapitre I : Revue de la littérature

1. Introduction

D'un côté les besoins en eau potable dans le monde augmentent de manière continue, alors que les réserves souterraines s'épuisent rapidement. La demande en eau douce croît au rythme annuel de l'ordre de 4% [1] alors que plus du tiers de l'humanité n'ont déjà pas accès à l'eau. Face à cette crise d'approvisionnement en eau qui commence à se faire sentir de manière aigue à travers le monde, en plus des contraintes économiques pour un développement durable, des solutions appropriées doivent être envisagées afin de se préparer à faire face à ce défi qui menace l'existence même de l'homme.

La maîtrise de l'eau va constituer dans les prochaines années un enjeu majeur pour nos populations. La disponibilité d'eau douce est le plus grand problème auquel est confrontée l'humanité d'aujourd'hui ; les difficultés qui lui sont liées se répercuteront sur la vie de milliards de personnes.

D'un autre côté, la protection de l'environnement est depuis longtemps devenue un enjeu économique et politique majeur. Parmi les priorités figure la sauvegarde des ressources en eau et la recherche de nouvelles sources. Tous les pays du monde sont concernés soit parce qu'ils manquent d'eau soit parce qu'ils la polluent. Les problèmes liés à l'environnement qualité et/ou quantité d'eau, ont fait l'objet d'une prise de conscience de la part de la communauté scientifique et du grand public. Depuis une vingtaine d'années, la communication autour de ces thèmes s'est fortement développées, les populations ont été alertées et sont de plus en plus sensibles à la qualité de leur environnement.

La pluridisciplinarité fait la richesse de la recherche scientifique dans le domaine de l'environnement et en particulier des procédés de traitement ou de prétraitement d'eau en prenant en compte tous l'impact de tel procédé sur l'environnement. Les filtres à sable répondent à des critères majeurs technico-économique et peuvent être exploités.

Des chercheurs spécialisés dans des domaines aussi variés que les sciences de l'eau, du génie des procédés, physique des sols, la biologie, la microbiologie, l'écologie, l'hydrogéologie, sont amenées à collaborer et assurer le transfert technologique en lien avec des partenaires industriels.

L'importance des enjeux (santé, environnement, économie...) souligne la nécessité de progresser dans la connaissance scientifique sur de nombreux points.

L'eau est nécessaire à la vie et à l'activité humaine mais la demande en eau n'est pas uniforme d'une région du globe à l'autre et la disponibilité des ressources encore moins. L'utilisation

annuelle par individu, tous besoins confondus, varie entre 100 et 1500m³ [2] et ces besoins ne cesseront de croître et de se diversifier. L'urbanisation et la concentration des populations viennent amplifier le phénomène. Nous sommes à présents six milliards d'habitants sur notre planète (contre trois milliards seulement en 1960) [2] et la croissante démographique actuelle ne laisse entrevoir aucun fléchissement durant les cinquante prochaines années. La disparité entre les besoins et la disponibilité de l'eau demande d'imaginer de nouveaux procédés de traitement ou de l'améliorer pour augmenter la disponibilité des ressources en prenant en compte l'impact que peut avoir un tel procédé sur l'environnement citons à titre d'exemple la remonté des sels dû à l'irrigation par les eaux saumâtre. Il faut pouvoir fournir la quantité nécessaire à la consommation domestique et industrielle, recycler le plus possible les eaux usées limiter les rejets polluants dans le milieu naturel et protégé les ressources actuelles.

Mieux produire et moins polluer sont les défis auxquels sont confrontés les industriels de tous secteurs par les responsables politiques en charge de l'environnement et l'opinion publique. Les contraintes sous forme législatives et normatives sont de plus en plus sévères.

Vu le stress hydrique que connaît le monde, et à la recherche de nouvelles sources, l'exploitation des eaux de mer et saumâtre que constitue une grande partie des réserves d'eau pour répondre au déficit d'eau dans le monde, divers procédés techniques ont été développés ces dernières décennies pour déminéraliser l'eau de mer ou saumâtre, de nombreux scientifiques se penchent sur la question pour essayer de trouver des solutions afin de dépolluer l'eau ou de la rendre potable.

Ajoutant au manque d'eau, la pollution de celui-ci dû aux industries aussi diverses que la chimie, la pétrochimie, l'industrie agro-alimentaire, les industries produisant des déchets métalliques, produisent des effluents très divers nécessitent chaque fois des investigations nouvelles et la mise au point de procédés spécifiques, afin de dépolluer toutes sources d'eau à usage humain.

1.1. Problématique de l'eau potable dans le monde

La multiplication et l'aggravation des états de carence en eau sont en train de prendre mondialement une étendue de premier ordre. Le niveau des nappes phréatiques est en baisse et menace 1,5 milliards d'habitants sur la planète. Il n'est donc pas exclu que l'eau est amenée à devenir un enjeu stratégique international, pouvant engendrer des conflits sérieux.

L'or bleu est une des ressources par excellence le plus important de la planète limitée en quantité et/ou en qualité, qualitativement parlant 97 % de l'eau de la terre est contenue dans

des océans et a une teneur en sels de 35 g/l, ce qui rend l'utilisation de cette immense quantité d'eau comme source d'eau potable coûteuse et demande des procédés de potabilisation. L'impact sur l'environnement donne aussi à réfléchir si on parle de la mer morte sa teneur en sel est beaucoup plus importante et son niveau a baissé de 10m en trente ans chose due à l'évaporation figure 1.1.



Figure 1.1 : Evaporites de la Mer Morte - source [3]

Il y a 2 % de l'eau de la terre qui se trouvent sous forme de glace et dans les glaciers, tandis que 0,3% se trouvent dans l'atmosphère, les rivières et les lacs correspondent à seulement 0,1 % de la quantité d'eau totale, les nappes d'eau souterraine représentent seulement 0,6 % de l'eau de la terre. De plus, environ la moitié de l'eau souterraine est localisée à des profondeurs plus grandes que 800m.

Plus d'un milliard de personnes n'ont pas accès à l'eau potable des études estiment qu'en 2025, la moitié de la population mondiale sera confrontée à des pénuries d'eau partielles ou totales.

Citons à titre d'exemple sur les 450 millions d'habitants des pays du Moyen Orient, 95 millions (21%) et l'un tiers de l'humanité à l'échelle mondiale vit dans une situation de « stress hydrique ». Ce seuil est inférieur à 500 m³ dans des pays comme Malte, la Tunisie, la Jordanie. Les pressions sur les ressources naturelles sont très fortes et les indices actuels d'exploitation dépassent déjà les 50% dans de nombreux pays du bassin tableau 1.1.

Neuf pays seulement se partagent 60 % des réserves mondiales d'eau douce : le Brésil, la Russie, les États-Unis, le Canada, la Chine, l'Indonésie, l'Inde, la Colombie et le Pérou.

D'un pays à l'autre, les situations peuvent donc être très distinctes. Ainsi, par exemple, entre la bande de Gaza, en Palestine, très pauvre en eau douce (59 m³/habitant/an), et l'Islande, où la ressource est excessif (630000 m³/habitant/an). De plus, tandis que l'Asie, qui concentre

près de 60 % de la population mondiale, ne dispose que de 30 % des ressources mondiales disponibles en eau douce, l'Amazonie, qui ne compte que 0,3 % de la population du globe, possède 15 % de ces ressources. Le manque d'eau est structurel dans le vaste triangle qui s'étend de la Tunisie au Soudan et au Pakistan, c'est à dire dans plus de 20 pays d'Afrique du Nord et du Proche-Orient : chaque habitant y dispose en moyenne de moins de 1000 m³ d'eau douce / an.

Face à des ressources mobilisables fugaces, à une demande en eau de plus en plus progressive et une sur exploitation des ressources et un déséquilibre de partage d'eau la situation devient préoccupante. Cette crise mondiale de l'eau a relancé à la recherche et le développement des techniques de dessalement moins coûteuses, plus robustes et plus faciles à exploiter.

Tableau 1.1 : Indice d'exploitation d'après [4]

Pays	Algérie	Maroc	Lybie	Tunisie	Égypte	Chypre	Syrie	Israël	Gaza
Indice	33	39	600 ¹	58	93	47	90	100	100

¹ Le taux de 600 % en Lybie montre en particulier que ce pays utilise des ressources fossiles non renouvelables.

Selon les pronostics de l'ONU les plus alarmistes, 7 milliards d'individus pourraient manquer d'eau en 2050, avec une population totale qui serait alors de 9,3 milliards.

La Banque mondiale classe la région Moyen-Orient/Afrique du Nord comme étant la plus pauvre du monde en ressources naturelles renouvelables. Dans l'année 2007, la population totale est arrivée à 300 millions habitants (Fig. 1.2b) dans le MENA avec un haut taux d'augmentation annuelle de 1.7% [43].

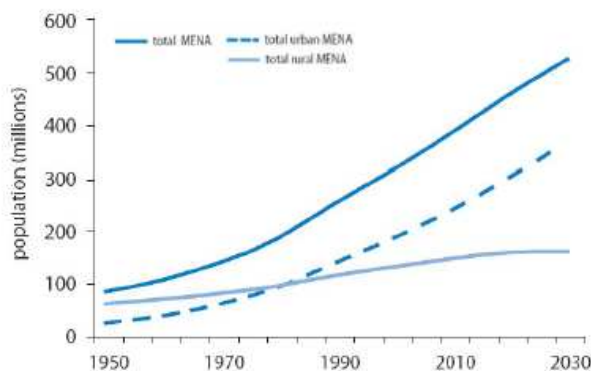


Figure 1.2a: La région MENA tendances de la population rurales et urbaines, 1950–2030[42]

1.2. Problématique de l'eau potable en Algérie

L'Algérie, en contact avec le bassin méditerranéen et le Sahara, est située au Nord de l'Afrique entre le Maroc et la Tunisie avec lesquels elle forme le Maghreb elle s'étend sur 2381741 km² ce qui en fait le second pays du continent après le Soudan pour l'étendue.

Classé 11^{ème} divisée en 48 wilayas (départements), dont près de 80% du territoire représente une zone désertique [5]. Néanmoins, elle est caractérisée par de multiples contrastes physiques, climatiques et humains. Au plan physique, le territoire algérien est caractérisé par une complexité topographique. Il est constitué de trois grands ensembles très nettement différenciés:

- L'atlas tellienne disposant d'un littoral de 1200 km de longueur, n'occupe que 4% de la superficie du pays ou la majorité de la population est concentré (215 hab/km² en 2000), riches en ressources et très menacées par la concentration excessive de la population et des activités. Le climat est de type méditerranéen, les pluies pouvant atteindre 1 600 mm/an sur les reliefs sont irrégulières d'une année sur l'autre et inégalement réparties.
- Les hauts plateaux et l'Atlas saharien occupent 9% du territoire avec (38 hab/km² en 2000), caractérisés par un climat semi-aride (pluviométrie comprise entre 100 et 400 mm/an). Les terres y ont une forte teneur en sel. Le processus de désertification est important du fait de la sécheresse, de la fragilisation des sols soumis à l'érosion éolienne, de la faiblesse des ressources hydriques et de la pratique intensive de l'agro pastoralisme.
- Le Sahara vaste désert, qui s'étend sur les 87% de l'espace du pays et d'une densité de 7 hab/km² en 2000, ensemble désertique aride (pluviométrie moyenne inférieure à 100mm/an), les conditions climatiques extrêmes et les amplitudes thermiques très fortes.

L'Algérie a connu un accroissement rapide de la population voir figure 1.2b, qui était de 23 millions en 1987 à 28 millions en 1995 à 33,9 millions en 2007 et une projection à l'horizon 2025, annonce une population de 55 millions de personnes, dont 60% se concentre en zone littorale, soit une consommation en eau potable et industrielle de l'ordre de 5 milliards de m³/an, alors que la mobilisation actuelle est à peine de 2 milliards de m³ [5].

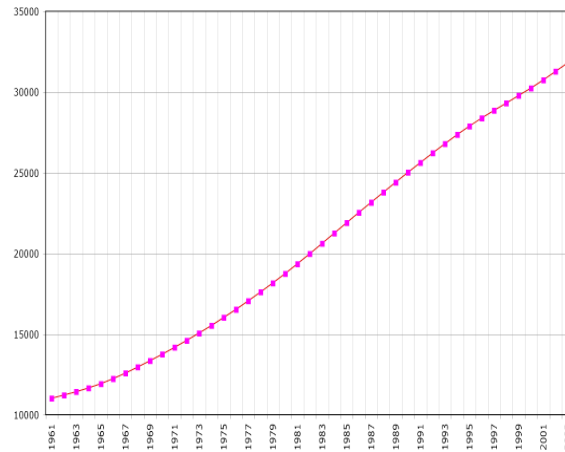


Figure 1.2b:Évolution de la démographie entre 1961 et 2003 (chiffres de la FAO, 2005). Population en milliers d’habitants.

Cet accroissement de la population entraîne une demande en eau importante (tous secteurs confondus) et serait deux fois plus importante en 2010 elle dépasserait les 12 Km³ en 2025 tableau 1.2 pose un problème épineux ; a cette situation que l’on qualifie inquiétante, on doit ajouter les effets de la sécheresse qui touche le pays regroupé dans le tableau 1.3.

Cet état de fait a amené les décideurs à opter pour des solutions citons :

- La mobilisation des ressources naturelles par voie de captage (Barrages, retenues ...). L’augmentation du nombre de forages, donc une sollicitation plus alourdie des nappes,
- Création d’un fond national de gestion intégrée des ressources en eau et ses recettes proviennent entre autres des taxes prélevées à savoir la taxe d’économie d’eau et la taxe de qualité d’eau (8% pour le nord et 4% pour le Sud pour les usagers raccordés à un réseau d’eau potable) [6-7].
- Le dessalement de l’eau de mer et saumâtre.

Tableau 1.2: Demande en eau d’après [4]

Horizon	2003	2010	2025
Demande en eau Km ³	4,5	8,85	12,29

Tableau 1.3 : Principales périodes de sécheresse dans le bassin méditerranéen. D’après [4]

Pays	Grèce	Italie	France	Chypre	Maroc	Algérie	Tunisie	Espagne
Périodes	1982 –1983 1988 - 1990	1982 - 1983	1988 – 1990	1989 – 1991 1995 – 1998	1990 - 1995	1970 – 1971 1977 – 1978 1981 – 1984 1987 – 1990 1993 – 2000	1982 – 1983 1985 – 1989 1993 – 1995	1982 – 1983 1990 – 1995

En Algérie, le déficit de cet or bleu est devenu inquiétant confirmant les diverses expertises partant d'hypothèse et usant de méthodologie différentes qui ont toutes conclu que notre pays se trouvera entre 2010 et 2025 confronté à cette pénurie quasi-endémique [5]. La demande en eau douce, croit chaque année de 4 à 5%, tandis que les ressources naturelles demeurent invariables pour ne pas dire qu'elles affaiblissent à cause de l'impact croissant de la pollution, cette équation montre que bientôt la demande sera supérieure aux ressources [8-9].

Ce constat de la situation nous pousse à conclure que la situation est alarmante et par conséquent il est urgent voire vital de définir une politique claire en matière de gestion, de traitement, d'utilisation et de recherche des ressources en eau.

1.2.1. Problématique spécifique

Comparativement à d'autres pays méditerranéens, l'Algérie, et d'après de nombreux experts en matière d'eau sera confrontée à d'énormes problèmes en matière de disponibilité de l'eau à l'horizon 2020 et même beaucoup plus tôt.

L'Algérie est classée parmi les pays manquant le plus d'eau avec un stress hydrique important. La surcharge du littoral, les périodes de sécheresse ou la pluviométrie varie de plus de 1600 mm/an sur les hauts reliefs en bordure de la mer méditerranéenne, à moins de 100 mm/an au nord du Sahara et l'accroissement de la pollution, sont des facteurs qui déstabilisent l'équilibre déjà existant.

En Algérie, les ressources en eau ne sont pas réparties équitablement, que ce soit au niveau de leur répartition géographique, de leur quantité ou de leur nature (eaux de surface ou souterraines). La grande partie du pays 87% représentant le désert, les précipitations sont quasi nulles, mais qui enferme d'importantes ressources fossiles d'eaux souterraines. Le climat méditerranéenne reine dans la partie Nord du pays qui dispose de ressources en eau renouvelables, tant pour les eaux de surfaces que pour les nappes phréatiques. Les 90% des eaux de surface sont situées dans la région du Tell qui couvre environ 4% du territoire. Le pays est également caractérisé par une forte disparité entre l'Est et l'Ouest.

La région Ouest est bien dotée en plaines mais est peu arrosée. L'Est du pays est une zone montagneuse où coulent les principaux fleuves. Les bassins occidentaux reçoivent 10% seulement des flux, pour une surface représentant le tiers de celle du Nord du pays. Les bassins orientaux drainent 40% des flux, alors qu'ils ne représentent que 20% de la superficie totale et les bassins du centre en drainent 50% pour une surface totale représentant les 50% restants.

Le pays est divisé en cinq bassins hydrographiques regroupant les 19 bassins versants regroupés dans le tableau 4.1. Les ressources en eau superficielle renouvelables internes totalisent environ 9,8 km³/an pour l'ensemble du pays dont le Sahara, bassin le plus important par la surface, ne renferme que 0,6 km³. Les ressources en eau souterraine renouvelables contenues dans les nappes du nord du pays sont estimées à près de 1,5 km³/an. Ces nappes sont alimentées essentiellement par les précipitations dont la répartition demeure irrégulière à la fois dans le temps et dans l'espace. Le sud du pays se caractérise par l'existence de ressources en eau souterraines très importantes provenant des nappes.

La capacité totale initiale des barrages des cinq bassins hydrographiques était d'environ 5 km³ en 2000, mais il est estimé qu'avec l'envasement cette capacité a diminué de plus de 25 %.

Le volume annuel d'eaux usées domestiques rejetées est estimé à 600 millions m³ et celui des eaux usées industrielles à 220 millions de m³.

Tableau 1.4: Bassins versants par bassins hydrographiques et Barrages par bassins versant
D'après L'irrigation en Afrique en chiffres – Enquête AQUASTAT 2005

Bassins hydrographiques	Superficie en km ²	Bassins versants	Capacité initiale (millions de m ³)	Capacité en 2000 (millions de m ³)	Nombre de barrages
Oranie-Chott Chergui	77 169	Côtiers oranais	660,0	610,2	9
		Macta			
		Tafna			
		Chott Chergui			
Chélif-Zahrez	56 227	Côtiers Dahra	1 877,9	1 556,5	12
		Chélif			
		Chott Zahrez			
Algérois-Hodna-Soummam	47 431	Côtiers algérois	837,4	627,95	11
		Sébaou			

			Isser			
			Soummam			
			Chott Hodna			
	Constantinois-Seybousse-Mellegue	44 348	Côtiers constantinois	1 086,5	1 063,4	12
			Kébir Rhumel			
			Medjerdah Mellegue			
			Seybousse			
			Hauts Plateaux Constantinois			
	Sahara	2 018 054	Sahara	575,0	493,8	4
			Chott Melghir			
Totale	05	2 243 229	19	5 036,8	4 351,85	48

1.3. Problématique de l'eau potable dans la ville de Béchar

La ville de Béchar fait partie de ces régions (Sud ouest) de l'Algérie où les ressources en eau potable sont extrêmement limitées. Une grande partie des réserves d'eau est constituée d'eau saumâtre. Les précipitations sont très variables aussi bien dans l'espace que dans le temps. La sécheresse peut durer des mois voir des années.

La grande majorité de la population de la ville de Béchar s'alimentent en eau potable à partir d'une eau de surface, ce dernier subit un traitement conventionnel. En 2005, ce type de traitement d'eau de surface touchait 80% de la population pour 01 poste de traitement celui du barrage Djorf Tourba qui dépend pour son alimentation essentiellement de la pluie ainsi du bassin versant provenant du Maroc ces eaux de surface sont plus fragiles aux sources de pollution naturelles vu leurs exposition permanente à la nature et l'être humain.

Un pourcentage plus ou moins important de la population de la ville de Béchar s'alimentent en eau potable a partir d'une eau souterraine, comme il existe aussi un approvisionnement non comptabilisé par des eaux souterraines provenant des aquifère sous la ville de Béchar, les

eaux souterraines de la ville de Béchar sont un cas typique de nappe soumise à des contraintes assez sévères. La forte sollicitation d'une ressource tributaire d'aléas climatiques, la grande perturbation du fonctionnement hydrodynamique naturel par des pompages intensifs et les forts risques d'infiltration des eaux de rejet conduit, à une dégradation de la qualité des eaux souterraines.

1.3.1. Ressources en eaux de la ville de Bechar

La source principale pour l'alimentation en eau potable de la ville de Bechar ainsi que Kenadsa et Abadla soit une population de 187107 habitants chiffre communiquées par l'ADE (Algérienne des eaux) est le barrage de Djof Torba ces eaux doivent passer par la station de traitement situé a l'aval du barrage, Ces eaux de surface sont soumises à de nombreuses contraintes liées aux facteurs physiques environnementaux.

1.3.1.1. Les ressources souterraines

La région de Bechar comprend (06) catégories des aquifères, qui sont les suivantes [8] :

- Aquifère Superficiel : dépôts alluviaux des principaux oueds, calcaires lacustres et sable du quaternaires.
- Aquifères Tertiaires : dépôts sableux et calcaires marneux de l'éocène « 20^{ème} BERGA »
- Aquifère Du Céracé : dalle calcaire du turonien (crétacé supérieur) et grés du crétacé inférieur.
- Aquifère Jurassique : sédiments dolomitiques, calcaire marneux du jurassiques.
- Aquifère Carbonifère : niveaux gréseux du West phalien et du namurien supérieur et moyen, calcaires dolomitiques et gréseux du namurien inférieur.
- Aquifère Combo-Ordovicien : grés et quartzites des monts de l'ougarta.

1.3.1.2. Les ressources superficielles

Les Bassin Versants

Les ressources superficielles de la wilaya de Bechar sont représentées essentiellement de 04 bassins versants importants qui sont les suivants :

- Bassin Guir-Saoura.
- Bassin Oued Zouzfana.
- Bassin Oued Bechar.
- Bassin Oued Namous.

Parmi les bassins versants de la région, le seul bassin qui dispose de moyens de mobilisations est celui du bassin de Guir-Saoura, à partir du barrage de Djorf Torba.

1.4. Composition des eaux naturelles.

L'eau, au cours de son passage dans le sol ou dans les Oueds, se charge de différents polluants d'origine naturelle et/ou d'origine humaine, qui nécessite d'être traités ou éliminés avant qu'elle ne soit distribuée à la population et qui peuvent être la cause d'accident grave dans le cas où ils ne sont pas éliminés ou diminués sa concentration. Le schéma ci-dessous présente ce large éventail des pollutions de l'eau.

Ces différents types de pollution peuvent être rassemblés en trois catégories:

1. les impuretés biologiques ;
2. les impuretés minérales ;
3. les impuretés organiques.

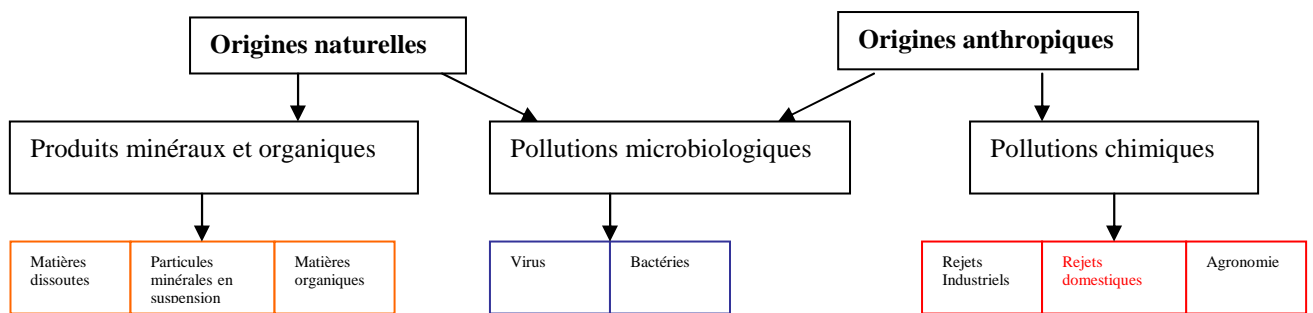


Figure 1.3: Différents origines de la pollution d'une eau naturelle, [10]

1.4.1. Les impuretés de nature biologique.

Elles regroupent :

1. les virus, qui sont des microorganismes de 10 à 25 nm de diamètre pouvant vivre seuls ou fixés sur un support;
2. les bactéries, qui sont des microorganismes unicellulaires dont la taille varie de 0,5 μm à quelques dizaines de μm . On trouve les salmonelles ou Escherichia Coli (responsables des gastro-entérites), Shigella (à l'origine de la dysenterie);
3. les algues, organismes cellulaires de taille comprise entre 5-100 μm , qui sont notamment à l'origine de la production de polysaccharides ;
4. les protozoaires, organismes cellulaires mobiles, parmi lesquels on retrouve Giardia Lamblia (qui provoque la gastro-entérite et dont la taille des spores varie de 9 à 21 μm de long) et Cryptosporidium (à l'origine de la cryptosporidiose et dont le diamètre des spores est compris entre 2 et 6 μm).

1.4.2. Les impuretés d'origine minérale.

Elles peuvent être d'origine naturelle ou anthropique (par le biais des pollutions chimiques).

On retrouve principalement :

1. les métaux (Fer, Manganèse, Plomb – lié au réseau, Aluminium – lié au procédé de coagulation) ;
2. les nitrates et nitrites provenant de l'activité agricole ;
3. les sulfates ;
4. les sous-produits de désinfection liés essentiellement au procédé de chloration en fin de traitement des eaux (chloramines, dioxyde de chlore, bromates).

1.4.3. Les impuretés d'origine organique.

1.4.3.1. Les composés simples naturels issus de l'activité végétale et animale.

On retrouve dans cette catégorie les glucides (produits de la photosynthèse solubles dans l'eau), les lipides (huiles et acides gras d'origines diverses), la lignine (polymère aromatique de forte masse moléculaire issu des tissus végétaux) ainsi que certains composés azotés ou acides aminés liés à l'activité animale (protéines, peptides, enzymes).

1.4.3.2. Les substances humiques.

Les substances humiques sont des polymères naturels issus de la dégradation de la matière végétale. Ils correspondent à la forme macromoléculaire de la matière organique dissoute, qui est majoritaire, et représentent ainsi la quasi-totalité de la matière organique naturelle (jusqu'à 90% du carbone organique est sous forme dissoute).

Les substances humiques comprennent de nombreux cycles aromatiques (en moyenne 2 à 3 par molécule) et groupements fonctionnels tels que carboxyle (-O=C-OH, 90% de la matière organique de l'eau) et hydroxyle (-OH). Ce sont des substances très complexantes, qui aident la matière à se structurer autour d'elle.

Dans les milieux naturels, les substances humiques se retrouvent sous la forme d'une très grande diversité de composés (plusieurs milliers) dont la masse molaire peut varier de 500 à 2000 g.mol⁻¹ puisque l'on peut compter de 40 à 80 atomes de carbone par molécule.

Ce sont généralement des acides faibles, chargés négativement à pH neutre, assez solubles et hydrophiles (entre 58 et 74% des composés organiques de l'eau sont hydrophiles) [11]. La composition atomique moyenne est la suivante (Tableau N°9)

Tableau 1.5: Composition atomique moyenne des substances humiques,
D'après [11].

Carbone	50%
Oxygène	42%
Hydrogène	05%
Azote	02%
Traces	01%

Les substances humiques peuvent être séparées en trois familles

- les acides humiques (HA) ;
- les acides fulviques (FA) ;
- les humines.

Ces différentes fractions sont caractérisées par leur solubilité à un pH donné. Alors que les acides fulviques restent solubles à pH 1 car ils présentent de nombreux groupements carboxyles et hydroxyles, les acides humiques précipitent à ce faible pH à cause de leur forte aromaticité. Les humines, quant à elles, sont des composés insolubles.

1.4.3.3. Les polluants organiques.

Ils sont généralement liés à une activité humaine ou agricole. C'est le cas des Composés Organiques Volatils (ex : benzène, toluène), des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques qui résultent de la fusion de deux ou plusieurs noyaux aromatiques leur conférant un caractère très insoluble et des propriétés cancérigènes (ex : benzopyrène), des Hydrocarbures Cycliques Chlorés, très stables donc très toxiques, ainsi que des pesticides, fongicides et autres insecticides détectés depuis peu car présents en faible concentration.

On retrouve en plus dans cette catégorie certains sous-produits de désinfection, tels que les trihalométhanes (THM) qui résultent de la réaction d'un halogène (ex : chlore) sur un composé organique.

Il est également possible de classer ces impuretés d'origine organique selon la forme physique qu'elles prennent dans l'eau.

1.5. Classement des différentes impuretés selon leur forme physique.

On peut proposer de différencier ces trois grandes familles d'impuretés (biologiques, minérales et organiques) présentes dans une eau naturelle selon leur forme physique, ce qui

permet de définir les procédés à utiliser pour leur élimination. Il existe ainsi trois catégories de composés.

1.5.1. Les particules ou matières en suspensions (MES).

Ce sont des solides finement divisés qui ne sont pas visibles à l'oeil nu car ils présentent une taille caractéristique comprise entre 1 et 150 μm . Ils sont soit d'origine minérale (sables, limons, argiles) soit d'origine organique (bactéries, virus, protozoaires, produits de décomposition...).

Ces particules sont à l'origine de la turbidité et modifient ainsi la couleur de l'eau. Elles posent de nombreux problèmes liés à la santé humaine car elles comprennent les microorganismes pathogènes et contribuent au transport de produits toxiques sous forme solide ou adsorbée.

1.5.2. Les matières colloïdales.

Ce sont des composés de petite taille (inférieurs à environ 1 μm) qui se situent à la transition solide-soluté et qui subissent peu l'influence de la gravitation, ce qui peut poser problème lors du traitement de l'eau. Tout comme les MES, on peut distinguer les colloïdes d'origine minérale (argiles, oxydes métalliques...) et les colloïdes d'origine organique (protéines, bactéries...).

1.5.3. Les matières dissoutes.

Elles regroupent certains sels d'origine minérale, une partie de la matière organique biodégradable ou non ainsi que les gaz dissous dans l'eau (O_2 , CO_2 , H_2S ...).

La détermination de la composition d'une eau naturelle selon ce type de classification par taille des impuretés permet de choisir le traitement adapté pour sa potabilisation.

2. Approche bibliographique de l'écoulement d'eau et du transfert de solutés en milieu poreux insaturé

Cette partie est consacrée, à l'étude du transfert hydrique ou écoulement de l'eau en milieu poreux sans la présence d'une phase gazeuse, puis l'étude du transfert d'espèces solubles dans le milieu poreux par le vecteur eau uniquement.

2.1. Généralités sur le sable, définition des variables fondamentales

2.1.1. Présentation physique

En physique du sol, les variables introduites peuvent être définies à des échelles différentes, l'échelle microscopique (ou locale) et l'échelle macroscopique (ou échelle de l'Elément de Volume Représentatif, noté EVR, [12]).

Nous nous plaçons à l'échelle macroscopique et considérons le milieu poreux comme un milieu continu rassemblant les variables (porosité, perméabilité,...) dans un élément de volume représentatif du milieu poreux.

L'EVR est l'élément de volume minimum dont les caractéristiques sont représentatives du milieu poreux. Dans notre travail, l'échelle de mesure correspond aux dimensions d'une colonne de laboratoire. A cette échelle réduite le milieu poreux peut être homogène.

Le milieu poreux est un assemblage de grains ou particules solides entre lesquels existent des vides : les pores. La caractérisation du milieu poreux se base notamment, en hydrogéologie, sur les caractéristiques géométriques de ces grains et pores ainsi que sur leur capacité à véhiculer ou laisser passer des fluides.

2.1.2. Classification texturale

La texture et la structure sont deux notions importantes de la classification texturale.

La texture représente la distribution de taille des particules constituant le milieu poreux. On distingue dans les sols les particules de diamètre supérieur à 2 mm, appelées graviers, et les particules de diamètre inférieur à 2 mm réparties en trois classes texturales : sable, limon et argile. La texture est une caractéristique statique, facilement accessible. La figure 1.4 représente les limites entre les différents groupes texturaux définis par l'US Department of Agriculture.

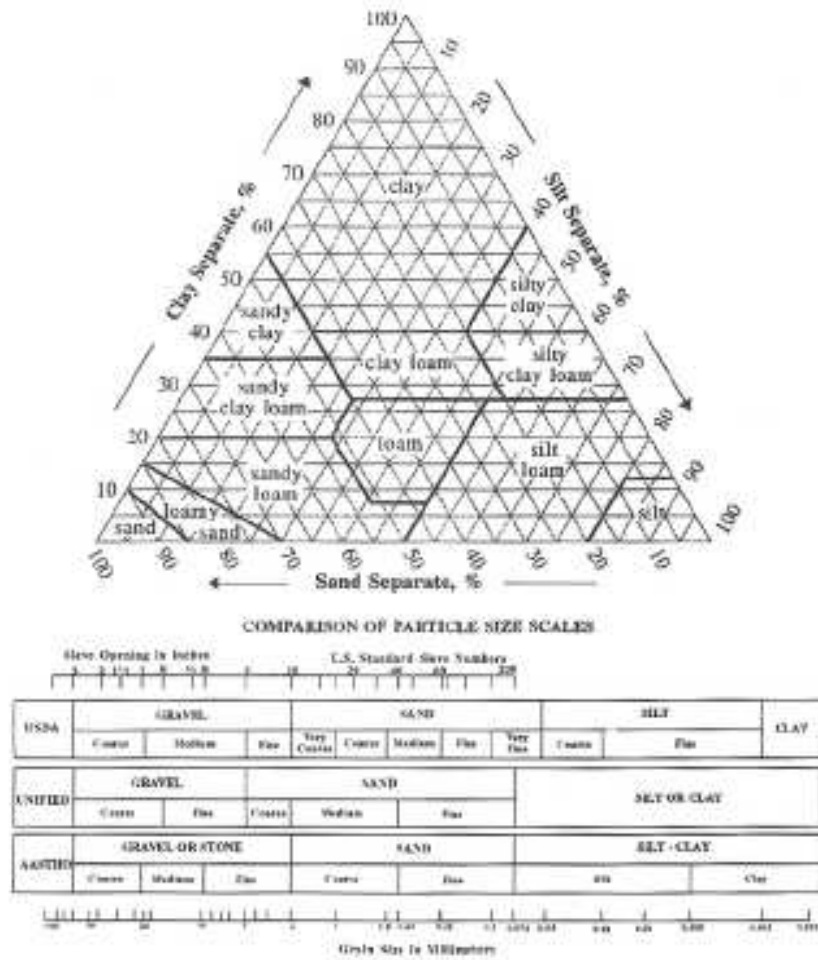


Figure 1.4 : Classification texturale « en triangle » des sols proposés par l'USDA. [40]

La structure présente l'arrangement relatif des particules qui le composent. La structure, par opposition à la texture, est une caractéristique dynamique. La structure varie dans le temps et fortement dans l'espace. La structure du sol impose notamment la géométrie du réseau poral. On définit la texture d'un sable par la répartition des particules élémentaires en fonction de leur taille. Il y a plusieurs échelles de classification [13] présenté dans le tableau 1.6.

Tableau 1.6 : Echelle texturale d'après [13]

Classe texturale	Diamètre des particules (mm)
Cailloux	$\varphi > 20$
Gravier	$2 < \varphi \leq 20$
Sable grossier	$0,2 < \varphi \leq 2$
Sable fin	$0,02 < \varphi \leq 0,2$
Limon	$0,002 < \varphi \leq 0,02$
Argile	$0,0002 < \varphi \leq 0,002$
Ultrargile	$0,0002 \leq \varphi$

La structure est la conséquence de la distribution granulométrique et de l'existence de forces de nature électrostatique dues aux minéraux argileux. [13] en citant [14], définit la structure d'un horizon comme étant la façon selon laquelle s'arrangent naturellement et durablement les particules élémentaires (sables, limons, argiles, matières organiques) en formant ou non des volumes élémentaires macroscopiques appelés agrégats.

2.1.3. Variables descriptives fondamentales

2.1.3.1. Porosité

La régionalisation de l'écoulement se base sur la distribution de taille des pores du milieu poreux [41].

Par définition la porosité (ε) du milieu poreux est égale au rapport du volume des espaces vides sur le volume occupé par le solide dans l'EVR.

La porosité est une caractéristique importante du milieu poreux. La densité joue également un rôle déterminant sur la porosité en influant la compacité du sable.

En général la porosité est le rapport du volume des vides au volume. On peut aussi définir la porosité comme le volume de vide par unité de volume apparent. Les valeurs usuelles de la porosité pour les sols varient entre 30-60%. Elle est donnée par la relation :

$$\varepsilon = 1 - \frac{MV_{app}}{MV_{abs}}$$

2.1.3.2. La masse volumique absolue

La masse volumique absolue MV_{abs} est la masse par unité de volume de la matière qui constitue le granulat, sans tenir compte des vides pouvant exister dans ou entre des grains. Il ne faut pas confondre ρ_s avec la masse volumique ρ qui est la masse de matériau par unité de volume, celui-ci intégrant à la fois les grains et les vides. Les masses volumiques s'expriment en g/cm^3 . La masse volumique absolue moyenne des granulats silico-calcaires est prise égale, en première approximation, varie de 2,6 à 2,7 kg/l suivant l'origine du sable et en particulier de sa teneur en silice : plus celle-ci est élevée, plus la masse volumique absolue est élevée.

La méthode de l'éprouvette graduée est très simple et très rapide. Toutefois sa précision est faible.

1. Remplir une éprouvette graduée avec un volume V_1 (cm^3) d'eau.

2. Peser un échantillon sec M de granulats (environ 100 g) et l'introduire dans l'éprouvette en prenant soin d'éliminer toutes les bulles d'air.

3. Le liquide monte dans l'éprouvette. Lire le nouveau volume V_2 .

La masse volumique (g.cm^3) est alors donnée par l'expression:

$$MV_{abs} = \frac{M}{V_2 - V_1}$$

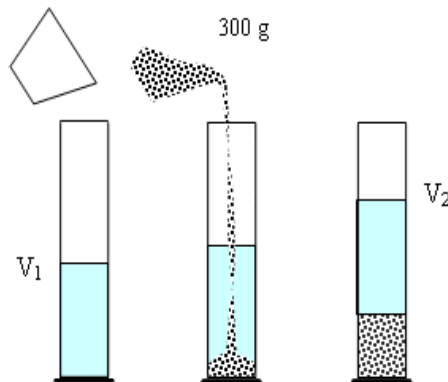


Figure 1.5: Méthode de l'éprouvette

2.1.3.3. La masse volumique apparente ou masse volumique des particules

La masse volumique apparente volume incluant les pores et les cavités internes dépendent également de la composition chimique du sable, mais aussi de sa granulométrie. Plus la taille effective est importante, moins grande est la masse volumique apparente. C'est le rapport de la masse de solide contenue dans l'EVR divisée par le volume de l'EVR (en kg.m^{-3}).

$$MV_{app} = \frac{m_s}{V_t}$$

2.1.3.4. Surface spécifique

La surface spécifique d'un milieu poreux est le rapport de la surface totale des grains soit à l'unité de volume de l'échantillon (surface volumique), soit à l'unité de masse (surface massique) du solide. Elle s'exprime respectivement en cm^2/cm^3 ou en cm^2/g . C'est un des principaux facteurs des actions physicochimiques d'interface eau/grain, donc des phénomènes d'adsorption. La surface spécifique croit fortement lorsque le diamètre des grains diminue : de l'ordre de $10 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ pour les sables, elle atteint son maximum pour les argiles avec 500 à $800 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$.

2.1.3.5. Tortuosité du milieu poreux

La tortuosité représente le rapport entre la longueur réel L_R d'un pore et la longueur du milieu poreux considéré L , et la constructivité caractérise les variations de diamètre du pore.

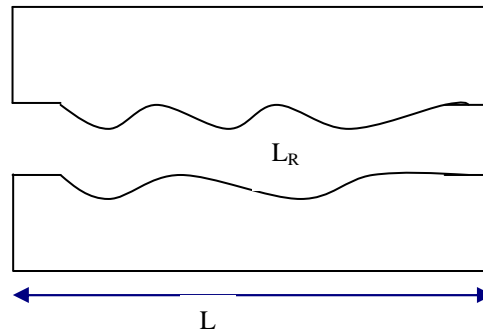


Figure 1.6 : Représentation de la tortuosité d'un pore

Dans notre cas de figure, milieu poreux non saturé, une partie de l'espace poreux peut être occupée par l'air. L'eau est remplacée par l'air dans des structures de plus en plus fines au fur et à mesure que le potentiel de l'eau diminue, plus la teneur en eau diminue, plus la tortuosité augmente [15].

La tortuosité des lignes d'écoulement sera par conséquent affectée comme le montre la figure 1.7 pour un déplacement d'un point A vers B représentant l'espace poreux du milieu poreux, cela peut même influencer le temps de séjour. On attribue la diminution du flux d'eau qui en résulte à une diminution de la conductivité hydraulique.

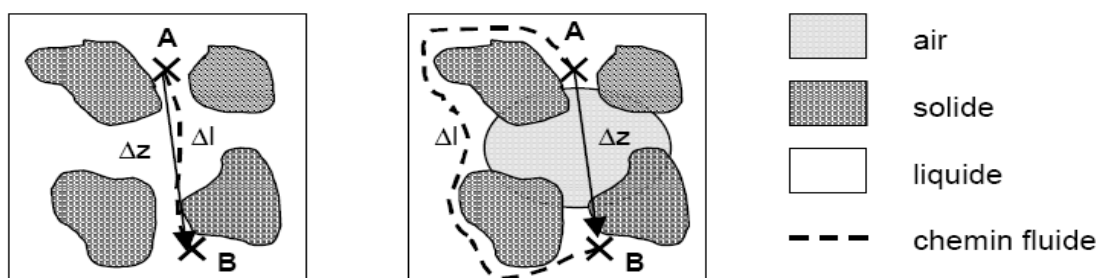


Figure 1.7: Illustration de l'effet de la diminution de la teneur en eau sur la tortuosité des chemins fluides. D'après [15].

2.1.2. Granulométrie

La forme des grains détermine leur arrangement et ainsi influence la dimension des pores et le comportement hydraulique du lit filtrant.

L'analyse granulométrique permet non seulement d'accéder à la géométrie du milieu mais également de classer quantitativement les milieux poreux et de calculer des paramètres granulométriques. Les dimensions des grains s'étalent sur toute une gamme, en général continue. L'analyse granulométrique a ainsi pour but de trier par tamisage les grains en fourchettes de diamètres conventionnels. Le couple de données granulométriques, diamètre et poids, obtenu après tamisage, est porté sur un graphique semi-logarithmique constituant la courbe granulométrique cumulative. Cette courbe permet de calculer notamment : le diamètre efficace (d_{10}), le coefficient d'uniformité (CU) et le module de finesse (MF).

2.1.2.1. Prélèvement en laboratoire (échantillonnage en laboratoire)

Le passage de l'échantillon total prélevé sur l'Erg à l'échantillon réduit EVR, nécessaire à l'essai, peut se faire par quartage. L'échantillon doit être séché à l'étuve à 105 °C s'il est exempt de minéraux argileux, ce qui est rare, ou à 60 °C dans le cas contraire.

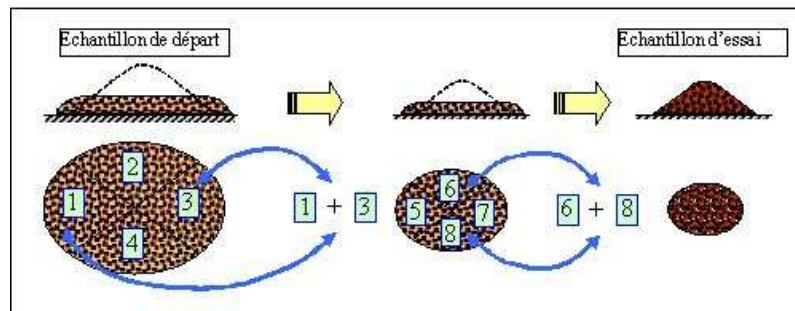


Figure 1.8: Opération de quartage

L'essai consiste à classer les différents grains constituant l'échantillon en utilisant une série de tamis, emboîtés les un sur les autres, dont les dimensions des ouvertures sont décroissantes du haut vers le bas. Le sable est placé en partie supérieure des tamis et les classements des grains s'obtiennent par vibration de la colonne de tamis.

Des tamis de maillage métallique (figure 1.9), de dimension normalisée ISO 3310/1. Pour un travail d'essai aux résultats reproductibles, nous avons utilisé une machine à tamiser électrique qui comprime un mouvement vibratoire horizontal, ainsi que des secousses verticales, à la colonne de tamis.



Figure. 1.9: Tamiseuse électrique

Les dimensions nominales normalisées des tamis sont les suivantes :

Tableau 1.7 : Dimensions nominales des tamis AFNOR.

Module	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Tamis (mm)	0,08	0,100	0,125	0,160	0,200	0,250	0,315	0,400	0,500	0,630	0,800
Module	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41
Tamis (mm)	1,00	1,25	1,60	2,00	2,50	3,15	4,00	5,00	6,30	8,00	10
Module	42	43	44	45	46	47	48	49	50		
Tamis (mm)	12,5	16	20	25	31,5	40	50	63	80		

2.1.2.2. Conduite de l'essai et préparation de l'échantillon

Cet essai peut s'appliquer pour des granulats non pollués par une fraction argileuse significative. Il est alors impératif de prendre toutes les précautions nécessaires pour que les éléments fins, présents dans l'échantillon, ne soient pas perdus.

Pour les échantillons pollués par une fraction argileuse, il est nécessaire de procéder par voie humide. L'échantillon ainsi préparé est alors séché à $(110 \pm 5) ^\circ\text{C}$. Après refroidissement il est pesé jusqu'à masse constante (masse M_2). Le tamisage à sec peut alors être réalisé.

La quantité à utiliser doit répondre à différents impératifs qui sont contradictoires:

- Il faut une quantité assez grande pour que l'échantillon soit représentatif.
- Il faut une quantité assez faible pour que la durée de l'essai soit acceptable et que les tamis ne soient pas saturés et donc inopérants.

Dans la pratique, la masse à utiliser sera telle que : $M = 0,2 D$ avec M, masse de l'échantillon en Kg et D diamètre du plus gros granulats exprimé en mm.

Le matériau sera séché à l'étuve à une température maximale de $105 ^\circ\text{C}$. On emboîte les tamis les uns sur les autres, dans un ordre tel que la progression des ouvertures soit croissante du bas de la colonne vers le haut. En partie inférieure, on dispose un fond étanche qui permettra de récupérer les fillers pour une analyse complémentaire. Un couvercle sera disposé en haut de la colonne afin d'interdire toute perte de matériau pendant le tamisage.

On appellera tamisât le poids du matériau passant à travers un tamis donné et refus le poids de matériau retenu par ce même tamis.

Le matériau étudié est versé en haut de la colonne de tamis et celle-ci entre en vibration à l'aide de la tamiseuse électrique. Le temps de tamisage varie avec le type de machine utilisé, mais dépend également de la charge de matériau présente sur le tamis et son ouverture. On considère que le tamisage est terminé lorsque les refus ne varient pas de plus de 1 % entre deux séquences de vibrations de la tamiseuse.

Le refus du tamis ayant la plus grande maille est pesé. Soit R_1 la masse de ce refus.

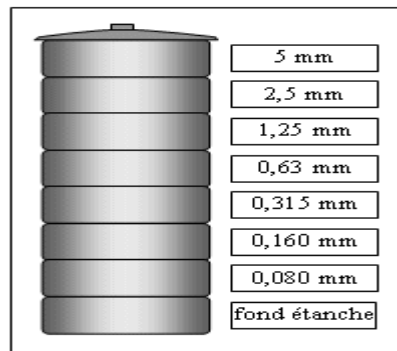


Figure 1.10: Colonne de tamis

Le refus du tamis immédiatement inférieur est pesé avec le refus précédent. Soit R_2 la masse du deuxième refus. Cette opération est poursuivie pour tous les tamis pris dans l'ordre des ouvertures décroissantes. Ceci permet de connaître la masse des refus cumulés R_n aux différents niveaux de la colonne de tamis. Le tamisât présent sur le fond de la colonne du tamis est également pesé.

La somme des refus cumulés mesurés sur les différents tamis et du tamisât sur le fond (fillers) doit coïncider avec le poids de l'échantillon introduit en tête de colonne. La perte éventuelle de matériaux pendant l'opération de tamisage ne doit pas excéder plus de 2% du poids total de l'échantillon de départ.

Les résultats peuvent être présentés de la façon suivante :

Tableau 1.8 : Présentation des résultats granulométrique.

Date	11/2/08		
Référence	kénadza		
Prise d'essai de l'analyse (g) =200			
Mailles (mm)	Poids retenus (g)	Refus %	Tamisats %
0,800	0,00	0,00	100,00
0,630	0,01	0,01	99,99
0,500	0,10	0,05	99,94
0,400	0,00	0,00	99,94
0,315	69,21	34,68	65,26
0,250	62,31	31,22	34,04

0,200	32,04	16,05	17,99
0,160	16,30	8,17	9,82
0,125	11,09	5,56	4,26
0,100	5,96	2,99	1,28
0,080	2,09	1,05	0,23
0,040	0,46	0,23	0,00
TOTAL =	199,57	100	
Perte % =	0,21		
T.E =	0,16	C.U =	1,89

2.1.2.3. Expression des résultats de la courbe granulométrique

Les pourcentages des refus cumulés, ou ceux des tamis cumulés, sont représentés sous la forme d'une courbe granulométrie en portant les ouvertures des tamis en abscisse, sur une échelle logarithmique, et les pourcentages en ordonnée, sur une échelle arithmétique. La courbe est tracée de manière continue et ne peut pas passer rigoureusement par tous les points.

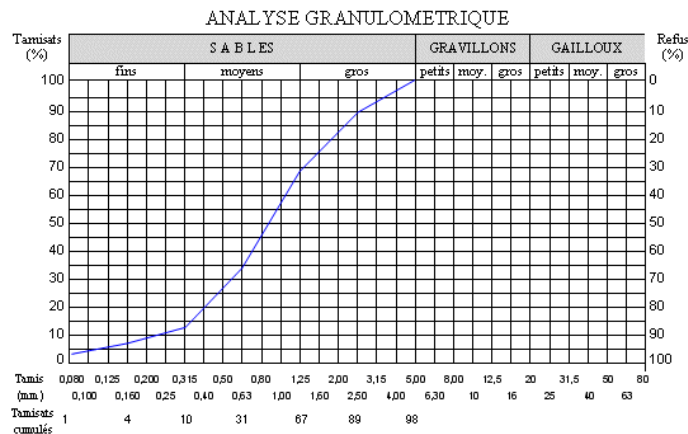


Figure 1.11: Courbe granulométrique d'un sable

Le diamètre efficace ou diamètre moyen d_{10} (mm) est la valeur lue en abscisses correspondant au pourcentage de 10% en poids cumulé. Le coefficient d'uniformité CU est estimé par l'expression :

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

2.1.2.4. Aire spécifique

Pour estimer l'aire spécifique A_s , les particules sont supposées sphérique.

L'aire spécifique du sable, comme pour tous autres matériaux granulaires, correspond à la surface totale des particules par unité de volume.

$$a_s = \frac{\text{Surface de la particule}}{\text{Volume de la particule}} = \frac{\pi d_p^2}{\pi \frac{d_p^3}{6}}$$

d_p Diamètre du grain [L]

a_s Surface spécifique d'un grain [L^{-1}]

La distribution granulométrique permet d'estimer l'aire spécifique du matériau.

$$A_s = (1 - \varepsilon) \int_0^{+\infty} \frac{6}{d_p} \cdot f(d_p) \cdot dd_p$$

A_s Aire spécifique du matériau [L^{-1}]

$f(d_p)$ Fréquence du diamètre d_p dans la distribution granulométrique [ad]

ε Porosité du matériau granulaire

En considère le diamètre géométrique moyen des mailles de deux tamis consécutifs il vient :

$$A_s = (1 - \varepsilon) \sum \frac{12}{(d_i + d_{i+1})} \cdot \frac{m_i}{M}$$

n Nombre de tamis utilisés [ad]

d_i Diamètre de la maille du $i^{\text{ième}}$ tamis [L]

m_i Masse de tamisât récupéré entre le $i^{\text{ième}}$ et le $1+i^{\text{ième}}$ tamis [M]

M Masse total de l'échantillon [M]

Le facteur de forme Γ est introduit pour corriger l'erreur induite par l'hypothèse de la sphéricité des grains.

$$A_s = (1 - \varepsilon) \Gamma^{-1} \sum \frac{12}{(d_i + d_{i+1})} \cdot \frac{m_i}{M}$$

Lakel 1995 [44] à estimer le facteur Γ pour le sable compris entre 0,7 et 0,95.

2.1.2.5. Module de finesse

Le caractère plus ou moins fin d'un sable peut être quantifié par le calcul du module de finesse (MF). Celui-ci correspond à la somme de pourcentages des refus cumulés, ramenés à l'unité, pour les tamis de modules 23, 26, 29, 32, 35, 38. Ce paramètre est en particulier utilisé pour caractériser la finesse des sables.

2.1.5. Mesure de la propreté (l'essai d'équivalent de sable)

La propreté des granulats peut s'exprimer de différentes façons telles que l'essai au bleu de méthylène, d'équivalent de sable à 10 % de fines etc., dans notre travail on va utiliser seulement l'essai d'équivalent de sable.

Cet essai a pour but de mesurer la propreté du sable. L'essai consiste à séparer les flocules fins contenues dans le sable. Une procédure normalisée permet de déterminer un coefficient d'équivalent de sable qui quantifie la propreté de celui-ci.

L'essai est effectué sur la fraction 0/2 mm du sable à étudier. On lave l'échantillon, selon un processus normalisé, et on laisse reposer le tout. Au bout de 20 minutes, on mesure les éléments suivants :

- hauteur h_1 : sable propre + éléments fins,
- hauteur h_2 : sable propre seulement.

On en déduit l'équivalent de sable qui, par convention est (figure 1.12). L'essai dit d'équivalent de sable - permet de déterminer le degré de propreté du sable :

$$ES = \frac{h_1}{h_2} 100$$

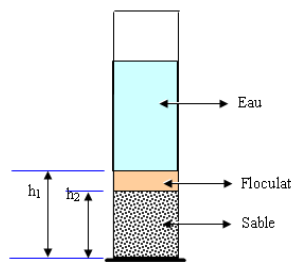


Figure 1.12: Définition de l'équivalent de sable.

2.2. Filtration lente

2.2.1. Introduction

La filtration lente, est l'une des méthodes de traitement de l'eau les plus anciennes. Si elle est correctement appliquée elle permet de produire une eau de grande qualité. Très utilisé pour la purification des eaux potables, un filtre à sable est constitué par des couches de sable de qualité et de granulométrie adéquates, à travers lesquelles circule l'eau à vitesse relativement faible.

Le filtre à sable purifie l'eau de trois manières différentes:

1. Filtration pendant laquelle les particules sont séparées de l'eau à traiter
2. Adsorption pendant laquelle les contaminants collent à la surface du sable et viennent grossir la taille de ce dernier
3. Assimilation par des micro-organismes aérobiques qui se nourrissent des polluants de l'eau.

Il est généralement conseillé d'adapter des installations où la filtration lente est le seul traitement possible et selon la nature de l'eau traiter qui ne nécessite pas des procédés beaucoup plus avancés.

La filtration lente sur sable est recommandée si les conditions climatiques le permettent et pour répondre aux besoins de très petite agglomération tel que le traitement des eaux saumâtres utilisées pour l'irrigation. Elle s'effectue à ciel ouvert. La filtration lente est, dans une large mesure, un traitement biologique. L'élimination des impuretés et l'amélioration de la qualité physique, chimique et bactériologique de l'eau brute s'effectuent, dans le lit filtrant et notamment dans le film biologique en haut du lit filtrant. Cette partie est constituée d'une grande variété de micro-organismes très actifs (bactéries, protozoaires, bactériophages), qui dégradent les matières organiques et une proportion des matières minérales en suspension est retenue par l'effet de tamisage.

La partie biologique active de la surface du lit filtrant où se déroulent les mécanismes d'épuration est importante, cette activité est inversement proportionnelle au temps de filtration et qui nécessite une aération de l'eau brute pour que l'eau ait une teneur suffisante en oxygène.

A une plus grande profondeur dans le lit filtrant, les produits des processus biologiques sont éliminés davantage encore par des processus physiques (adsorption) et une action chimique (oxydation). L'efficacité du procédé dépend de la vitesse d'écoulement qui doit être plus au moins faibles et un temps de rétention suffisant avant la filtration. Il est généralement conseillé d'adapter des installations où la filtration lente est le seul traitement possible et de maintenir la vitesse de filtration entre 0,1 et 0,2 m.h⁻¹ [45]. L'eau devient potable après une bonne filtration lente d'après [16].

2.2.2. Application de la filtration par sable

Une large gamme d'application de la filtration par sable est utilisée citons:

1. Préparation des eaux de refroidissement
2. Traitement d'eau potable
3. Production d'eau potable
4. Pré-filtration pour les systèmes à membrane
5. Filtration des eaux de surface

Dans ce travail nous nous intéressons au 4^{ème} et 5^{ème} points

2.2.2.1. Avantages

Le double objectif de la filtration lente (simple et économique), répond aux besoins d'amélioration de la qualité physiques, chimiques et bactériologique de l'eau brute tout en donnant à la collectivité la possibilité de la gestion, de l'entretien et de l'exploitation des installations.

Le fait que dans la filtration lente, on n'a pas besoin de rajouter des réactifs est un avantage considérable et surtout très économique par rapport aux autres procédés de traitement alors que le coût des réactifs peut influencer le prix de l'eau. Son efficacité et son coût suscitent un nouvel intérêt dans les pays développés.

La filtration lente semble être la méthode idéale pour la majeure partie des pays appartenant à l'Afrique et particulièrement le sud Algérien pour les raisons suivantes :

- demande énergétique moins important ;
- nature de l'eau brute ;
- moins de pollution industrielle de l'eau brute ;
- climat favorable aux installations ;
- coût d'investissement réduit ;
- disponibilité du matériau de filtration (sable) ;
- espace suffisant.

2.2.2.2. Inconvénients

Comme il a été signalé aux avantages de la filtration lente, nature et moins de pollution industrielle de l'eau brute dans la plus grande partie du sud Algérien.

Il convient de souligner que la filtration lente n'est pas un remède à tous les problèmes de traitement de l'eau et qu'elle a des limites. L'accroissement de la quantité des matières solides en suspension dans l'eau brute, oblige à des nettoyages à intervalles trop fréquents. Si la turbidité de l'eau augmente considérablement pendant de longues périodes, un prétraitement par décantation, pré-filtration à flux horizontal ou vertical ou autres types de prétraitement sont très recommandés.

Les effets des algues sur les filtres peuvent être bénéfiques ou nuisibles, selon les conditions. Par ailleurs, sous certaines circonstances (climat, qualité de l'eau) une prolifération de

certain types d'algues peut accélérer le colmatage du lit filtrant et par conséquent poser des problèmes d'exploitation.

L'ensemble de ces inconvénients pèse peu par rapport aux avantages de la filtration lente. Cependant la surveillance, le contrôle et la vigilance, comme pour n'importe quel procédé, sont l'unique moyen de surmonter ces inconvénients.

Le traitement à choisir reste dépendant des concentrations minimales qu'on veut obtenir et de l'état de pollution en micropolluants de l'eau à traiter ; pour cela une quantification et qualification des polluants sont nécessaires au préalable.

2.3. Processus de la filtration de l'eau à travers un lit filtrant de sable à l'échelle du pore

Le processus de filtration de l'eau à travers un lit filtrant, de sable, est beaucoup plus complexe qu'en croit car plusieurs paramètres peuvent intervenir lors de la filtration, partant des caractéristiques physicochimique et minéralogique du lit, propriétés physicochimiques et la nature de l'eau traitée.

La composition du sable, la stabilité de sa structure et la chimie de l'eau circulant dans les pores du sable sont des facteurs déterminants dans le processus de la filtration de l'eau.

L'adsorption/désorption et la précipitation/dissolution, sont les types d'interaction qui peuvent avoir lieu entre le solide (sable) et un élément dissous dans le liquide. L'adsorption et la précipitation impliquent la disparition de l'espèce chimique sans pouvoir différencié entre les deux phénomènes, cela nous permet uniquement d'englober les deux phénomènes sous le terme de sorption. Donc suite à l'élimination d'un élément dissous dans l'eau après passage sur le matériau solide (sable), l'adsorption et la précipitation sont les deux mécanismes qui prédominent le processus.

2.3.1. Composition du matériau filtrant

La composition du sol, est un paramètre largement étudié et déterminant dans les études des écoulements et transport des polluants à travers les nappes.

La minéralogie des particules fines présentes initialement dans le sol semble influencer la migration de certaines familles d'argile (les auteurs considèrent comme argile les particules de sol inférieures à 2 μm) par rapport à d'autres. Deux opinions coexistent à ce propos. Certains considèrent que les smectites sont moins dispersives que les illites [17 -18]. Leur

comportement distinct est dû à leurs différences de forme, taille, et morphologie de surface des cristaux de chaque type d'argiles. Les forces attractives entre les particules de smectites (plus fines et plus flexibles) seraient plus fortes qu'entre les particules d'illites (plus denses). D'un autre côté, [19] ont observé que des sols à forte teneur en smectites libéraient une plus grande proportion de leur argile que des sols riches en illite/kaolinite.

Cette libération d'argile peut contribuer au blocage des pores et par conséquent le colmatage du lit filtrant ou un rétrécissement de pores, cette filtration est contrôlée par la dimension des pores et la géométrie relative à la taille de la particule.

Citons aussi, la précipitation des insolubles, la dislocation des minéraux existant dans le lit filtrant et la dissolution des agents ciments qui enrobe le grain de sable lors du passage de l'eau peuvent former une suspension qui peut contribuer avec le temps l'effet bloquant du filtre et modifier la structure du sable et donc induire des modifications de ses propriétés hydrodynamiques (conductivité hydraulique, porosité effective, courbe de rétention) et influencer la mobilisation des particules la réduction de la continuité du réseau poral et donc diminuer la conductivité hydraulique et par conséquent sa perméabilité.

L'adsorption connu comme étant un phénomène de surface qui peut être du au pouvoir adsorbant de certains ce trouvant initialement dans le solide filtrant.

2.3.2. Composition de la solution infiltrée (eau)

La présence de cations divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+}) dans l'eau, favorise le processus de dépôt alors que les cations monovalents (Na^+ , K^+) favorisent la stabilité des particules colloïdales et agissent comme dispersant [20-23]. Les mesures de mobilité électrophorétique montrent que la majorité des particules mobiles sont chargées négativement (argiles, macromolécules organiques, couches de silicates, particules riches en silice, bactéries, oxydes de fer). L'adsorption de substances humiques ou la formation de complexes argilo-humiques, peut modifier la charge de surface des particules colloïdales et donc aussi leur stabilité et leur mobilité [24-25]. L'adsorption de silice sur les oxydes de fer et d'aluminium peut induire le même effet. Ces charges dépendant du pH déterminent la capacité des particules colloïdales à retenir des polluants par sorption ou complexation de surface [26]. Cette propriété leur confère une grande capacité d'adsorption de solutés en suspension (potentiel d'adsorption) [27]. De par cette charge électrique, les particules colloïdales se voient entourées par des ions de charge opposée. Il se crée autour d'elles un nuage d'ions de charge opposée appelé «Double couche diffuse».

pH

Le pH est un paramètre à double importance, particulièrement pour les particules colloïdales dont la surface a une charge variable qui dépend du pH. L'augmentation du pH va décroître les interactions entre les surfaces de charges opposées, et la dispersion sera favorisée [28]. L'effet du pH est plus prononcé pour les sols riches en kaolinite [29-30] que pour ceux riches en montmorillonites à des fortes valeurs de salinité, la kaolinite possédant un plus grand nombre de charges dépendant du pH.

2.4. Généralités et principe de fonctionnement

2.4.1. Mécanisme physique

Pour une action purement mécanique, la matière en suspension grossière est retenue à la surface du lit filtrant et les particules les plus fine sont retenues par blocage entre les pores, interception et fixation sur les grains ou encore interaction chimique de type Van Der Waals [31].

Des réflexions théoriques appliquées au lit filtrant montrent que la sédimentation est le mécanisme favorisé d'élimination des particules en suspension [32].

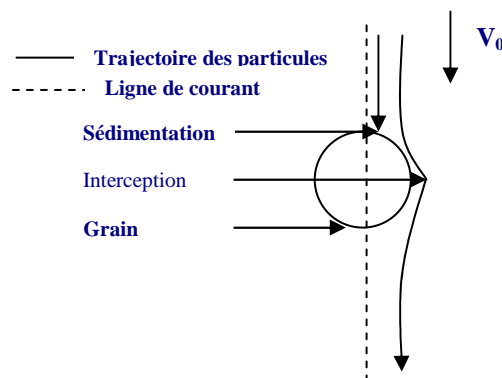


Figure 1.13 : Principaux mécanismes de rétention de particule par filtration [33].

2.5. Ecoulement de l'eau en milieu insaturé

Si on admet qu'une très faible proportion d'eau occupe une partie des vides du milieu granulaire (sable), son déplacement résulte de la variation totale de sa charge hydraulique H composé du potentiel gravitationnel H_g par rapport à un niveau de référence, nécessaire au déplacement d'une masse d'eau au dessus du niveau de référence, le potentiel de pression H_p s'ajoute au potentiel gravitationnel H_g qui résulte des forces capillaires et des forces d'adsorption :

$$H = H_g + H_p$$

La différence fondamentale avec l'écoulement en milieu saturé réside dans le fait que la conductivité hydraulique K dépend de la teneur en eau [34].

La loi dynamique qui décrit l'écoulement et relie le déplacement de l'eau au gradient de charge hydraulique est la loi de Darcy.

Le tableau 1.9 illustre la conductivité hydraulique de plusieurs matériaux en fonction de leur texture [35]. La distinction entre le domaine perméable et imperméable est fixée à 10^{-9} m/s.

Tableau 1.9 : Conductivités hydrauliques à saturation pour différents matériaux, d'après [35].

Texture	Conductivité hydraulique à saturation (m/s)
Graviers sans éléments fins	10^{-2}
Sables non argileux et graviers	10^{-2} à 10^{-5}
Sables fins et argileux	10^{-5} à 10^{-9}
Argiles franches	10^{-9} à 10^{-13}

2.5.1. Coefficient de perméabilité α

C'est le volume d'eau gravitaire en m^3 traversant en une unité de temps (1s), sous l'effet d'une unité de gradient hydraulique, une unité de section en m^2 , orthogonale à la direction de l'écoulement, dans les conditions de validité de la loi de Darcy (écoulement laminaire, continuité, isotropie, homogénéité,) [36]. Il a la dimension d'une vitesse $[LT^{-1}]$. Le coefficient de perméabilité dépend non seulement des caractéristiques du milieu poreux mais aussi des propriétés physiques du fluide en circulation (masse volumique, viscosité).

Le débit Q d'eau qui s'écoule verticalement à travers un certain volume de sable soumis à un plan d'eau en surface est donné par la loi de Darcy selon la formule :

$$Q = \alpha.S.\frac{H}{I}$$

Où :

S est la surface du sable soumis au plan d'eau,

H , la hauteur du niveau du plan d'eau par rapport à un plan de référence,

I , la hauteur de l'échantillon de sable par rapport au même plan de référence.

α a ainsi les dimensions d'une vitesse et s'exprime en $cm.s^{-1}$ si Q est évalué en $cm^3.s^{-1}$.

La perméabilité exprime la résistance du milieu poreux à l'écoulement de l'eau qui le traverse.

2.5.2. Dispersivité

Dans un milieu poreux, le mouvement général de l'eau en écoulement dans les pores peut transporter des solutés (processus d'advection). La dispersivité est l'aptitude du milieu poreux à disperser ces solutés dans le milieu, à les étaler en dehors du champ de flux qu'ils étaient censés suivre s'ils n'avaient été soumis qu'à l'advection.

La dispersion mécanique est en général vue comme un processus microscopique. A cette échelle, la dispersion est provoquée par trois mécanismes. Le premier a lieu dans les chenaux individuels de pores car les particules se déplacent à différentes vitesses en différents points du fait du freinage exercé sur le fluide par la surface des pores. Le second processus est causé par la différence entre les tailles des pores le long du chemin suivi par les particules d'eau : du fait des différences entre les aires de surface et de la rugosité par rapport au volume d'eau dans les pores, la vitesse pourra être variable d'un couloir à l'autre.

Le troisième processus de dispersion est lié à la tortuosité, à l'arborescence et l'inter digitation dans les chenaux de pores.

2.6. Diffusivité et accumulation de MES (colmatage physique)

Les propriétés du milieu poreux peuvent être altérées si le développement d'un film bactérien est développé favorisé par la présence de l'oxygène et la nature de l'eau traitée (eau usée).

A ce titre la disponibilité de l'oxygène est un facteur important du procédé d'épuration.

Grâce à la première loi de Fick, le transfert de l'oxygène par diffusion peut être estimé par un coefficient de diffusion D , difficilement accessible [37].

$$J = -D \frac{\partial C}{\partial z}$$

La diffusivité est le rapport entre coefficient de diffusion d'un gaz dans le milieu poreux et dans l'air.

$$I = \frac{D}{D_0}$$

D : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air

D_0 : coefficient de diffusion de l'oxygène dans le milieu poreux

La diffusivité est en fonction de différents paramètres du milieu poreux: la porosité, l'humidité, tortuosité et la constructivité.

[38] montre que le développement d'un bio film sur un massif de billes de verre ϕ 1mm réduits sa porosité de 50% et sa perméabilité de 90%, alors que [39] sur une colonne de sable en observé une réduction de perméabilité de trois ordre de grandeur dû au développement du

bio film, ce dernier se comporte comme une zone humide stagnante d'après [34] qui réduit la porosité et la diffusivité.

Pour une importante rétention de la matière en suspension sur la surface de filtration, la grande majorité des études mettent en œuvre des lits filtrant fin.

L'accumulation de la matière en suspension et pour un temps relativement petit forme une couche colmatante.

Cependant, les mécanismes favorisant un colmatage étant encore mal connu, pour un lit filtrant supposé inerte en négligeant toute réaction chimique (eau-filtre) qui peut générer un dépôt dans l'espace poral et par conséquent réduction de la perméabilité.

Références bibliographiques

- [1] **Bouziანი. M. 2000**; « L'eau de la pénurie aux maladies ». Edition ibn khaldoun.page21.
- [2] **Kettab.A 2005**; «De l'eau pour le développement durable (DD) » Algerian journal of technology-AJOT-ISSN 1111-357X, International Publication of Engineering Sciences.
- [3] URL/<http://www.pa-chouvy.org/Photos/Jordanie/JordanieMerMorteDeadSea2005.htm> .
- [4] **Ammour. F. 2003**; «Dessalement des eaux de mer et des eaux saumâtres dans le bassin méditerranéen». Journées techniques et scientifiques sur la qualité des eaux du Sud. El-Oued
- [5]**Benayada.L et Kettab.A 2005**; «Problématique de l'eau en Algérie : Nécessité d'une gestion intégrée de la ressource en eau dans la perspective d'un développement durable. » Algerian journal of technology-AJOT-ISSN 1111-357X, Number Special.An International Publication of Engineering Sciences.
- [6]**Kettab.A 2002**; «Water resources in Algeria: Assessment desert, flooding. » 10 International Conference Preventing and fighting Hydrological Disaster.Romania
- [7]**Kettab.A 2002**; «Les ressources de l'eau en Algérie : Evaluation, réalité et perspectives. » Colloque canado-Maghrebin sur les données hydrométéorologiques et gestion des ressources hydrique.Tunis
- [8] **Kettab.A 2002**; «Les ressources en eau : enjeux, stratégies et défis futurs. » Watmed. Tunis
- [9] **Kettab.A 2002**; «Les ressources en eau : réalité, perspectives, stratégies, enjeux et vision. » 4^{ème} Symposium international de l'eau. France
- [10]**Miquel G., 2003**; «Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France, » office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques
- [11]**Thurman E.M; 1985**; «Organic Geochemistry of Natural Waters, » Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- [12] **Bear J., 1972**; « Dynamics of Fluids in Porous Media » American Elsevier. New-York.
- [13] **Adamiade .C.V 2004** «Influence d'un fossé sur les écoulements rapides au sein d'un versant. » Thèse de doctorat : université Pierre et Marie Curie. Paris
- [14]**Zida M.,1998** ; «Structure et fonctionnement hydrique d'un système pédologique armoricain (France). Rôle de l'espace poral et de l'agencement des horizons». Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, 164 pp.
- [15]**Szenknect .S 2003**; «Transfert de radioéléments en zone non saturée. Etude expérimentale et modélisation appliquées au Site Pilote de Tchernobyl. » Thèse de doctorat : université Joseph Fourier. GRENOBLE I
- [16]**Oieau, 2004**; « Filtration lente sur sable: Présentation générale. » URL:<http://www.oieau.fr/ReFFA/fiches/TraitementPotable/1FiltrationLentePG1.htm>
- [17]**Oster, J. D., I. Shainberg and J. D. Wood. (1980)**. « Flocculation value and gel structure of sodium/calcium montmorillonite and illite suspensions. »Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 955-959.
- [18] **Alperovitch, N. I., I. Shainberg, R. Keren and M. J. Singer. 1985**; «Effect of clay mineralogy and aluminium and iron oxides on the hydraulic conductivity of clay-sand mixtures. » Clays and Clay Minerals 33 (443-450).
- [19] **Velasco-Molina, H. A., A. R. Swoboda and C. L. Godfrey. 1971**; « Dispersion of soils of different mineralogy in relation to sodium adsorption ratio and electrolytic concentration. » Soil Sci. 111: 282-287.
- [20] **Elimelech, M. and C. R. O'Melia 1990**; « Kinetics of deposition of colloidal particles in porous media » Environ. Sci. Technol. 24 (10): 1528-1536.
- [21] **Kaplan,D. I., M. E. Sumner, P. M. Bertsch and D. C. Adriano. 1996**; « Chemical conditions conducive to the release of mobile colloids from ultisol profiles. » Soil Sci. Soc. Am. J.60: 269-274.

- [22] **Roy, S. B. and D. A. Dzombak. 1996;** «Na⁺-Ca²⁺ exchange effects in the detachment of latex colloids deposited in glass bead porous media. » *Colloids Surf. A* 119: 133-139.
- [23] **Kretzschmar, R. and H. Sticher. 1997;** « Transport of humic-coated iron oxide colloids in a sandy soil : influence of Ca²⁺ and trace metals. *Environ. » Sci. Technol.* 31 (12): 3497-3504.
- [24] **Kretzschmar, R., W. P. Robarge and A. Amoozegar. 1995;** « Influence of natural organic matter on colloid transport through saporlite. » *Water Resour. Res.* 31 (3): 435-445.
- [25] **Kretzschmar, R., K. Barmettler, D. Grolimund, Y. Yan, M. Borkovec and H. Sticher. 1997.** «Experimental determination of colloid deposition rates and collision efficiencies in natural porous media». *Water Resour. Res.* 33 (5): 1129-1137.
- [26] **Mc. Bride, M. B. 1989.** «Surface chemistry of soil minerals. J.B Dixon and S.B Weed. *Minerals in soil environments.* » SSSA Book ser. 1. Madison WI, 35-88.
- [27] **Artinger, R., B. Kienzler, W. Schubler and J. I. Kim. 1998;** «Effects of humic substances on the 241Am migration in a sandy aquifer: column experiments with Gorleben groundwater / sediment systems. » *J. Contam. Hydrol.* 35: 261-275.
- [28] **Goldberg, S. and H. S. Forster. 1990;** « Flocculation of reference clays and arid-zone soil clays. » *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 714-718.
- [29] **Gupta, R. K., D. K. Bhumbla and I. P. Abrol. 1984;**« Effect of sodicity, pH, organic matter and calcium carbonate on the dispersion behaviour of soils. » *Soil Sci.* 137: 245-251.
- [30] **Goldberg, S. and R. A. Glaubig. 1987;** « Effect of saturating cation, pH, and aluminium and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays and Clay Minerals* 35: 220-227.
- [32] **Chachuat B 1998;** Traitement d'effluents concentré par cultures fixées sur gravier. Rapport de DEA, Ecole National du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg, 118p
- [33] **Yao, KM, Habibian, M, T. O'melia, C.R. 1971;** «Water and wastewater filtration: Concept and application. » *Env.Sci.tech.*, 5(11),p.1105-1112.
- [34] **MENORET.C 2001;** «Traitement d'effluents concentre par cultures fixées sur gravier ou poussolance». Thèse de l'université Montpellier II.
- [35] **De Marsily, 1981;** « Hydrogéologie quantitative », Ede. Masson, Paris, 215 pages.
- [36] **Castany,G. 1982** «Principe et méthodes de l'hydrogéologie» Eds DUNOD
- [37] **Maazouzi .A. 2003;** « Contribution a l'expérimentation et la modélisation du transfert des liquides dans un matériau polymère. » Mémoire de magister
- [39] **Taylor,S et Jaffe,P., 1990;** « Biofilm growth and the related change in the properties of a porous medium.1.Experimental investigation. » *Wat.Resour.Res.*,26(9),p.2153-2159
- [40] **Gaudet J.P., 1978;** Transferts d'eau et de soluté dans les sols non saturés. Mesures et simulation. Thèse présentée à l'Université Scientifique et Médicale et l'Institut National Polytechnique de Grenoble pour le grade de docteur d'Etat.
- [41] **Schwartz R.C., Juo A.S.R., McInnes K.J., 2000;** «Estimating parameters for a dual porosity model to describe non-equilibrium, reactive transport in a fine textured soil » *J. Hydrol.* 229, 149-167.
- [42] **K. Al-Jamal 2009**«Climate change and water desalination in MENA — World Bank involvement» *Desalination and Water Treatment* 3 (2009) 271–275
- [43] World Bank, Annual Report, 2007.
- [44] **Lakel.A.;1995;** «Analyse déterministe de systèmes de bio filtration en écoulement saturé et insaturés dans le cadre d'assainissement autonome avec recyclage des composés azotés» Thèse université de Limoges.
- [45] **Mohamed Ould Kankou 2004;** «Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie-Etude en laboratoire du comportement de deux pesticides» Thèse université de Limoges.

Chapitre II : Etude des milieux poreux

Introduction

En raison des avantages présentés au chapitre I et des potentialités attendues, l'étude, l'exploitation et la valorisation du filtre à sable largement étudiée [1-2 et 19-22] a été choisie comme un procédé simple et efficace dans sa mise en oeuvre et son fonctionnement et vu sa disponibilité dans la région Sud Ouest Algérien.

Dans une première partie, une caractérisation physicochimique des différents sables est présentée, analyse granulométrique d'où la détermination des principaux paramètres (coefficient d'uniformité et diamètre effectif), l'analyse chimique et minéralogique nous a permis de quantifier les éléments chimiques contenus dans le milieu poreux étudié et une comparaison des spectres IRTF du sable (brut et lavé) a été réalisée, des observations au microscope électronique (MEB) des différents échantillons de sable sont également réalisées.

Une bonne partie de ce chapitre est consacrée au suivi de l'absorbance des filtrats après passage sur le filtre et comparaison de l'absorbance des différentes fractions du milieu poreux brut et lavé sous agitation. Dans un autre volet un lavage des différents lits filtrants est par conséquent suivi de quelques paramètres physiques (pH, conductivité, le TDS et l'absorbance) de l'eau de lavage en fonction du temps est réalisé. Le but était de voir l'évolution de ses paramètres en fonction du temps et de voir l'impact du sable sur la qualité du filtrat.

La dernière partie présente une étude hydrodynamique dans laquelle la vitesse de filtration et la conductivité hydraulique dans la masse du lit granulaire sont estimées.

Le principe général de la méthodologie adoptée dans ce chapitre est présenté en Fig. 2.1.

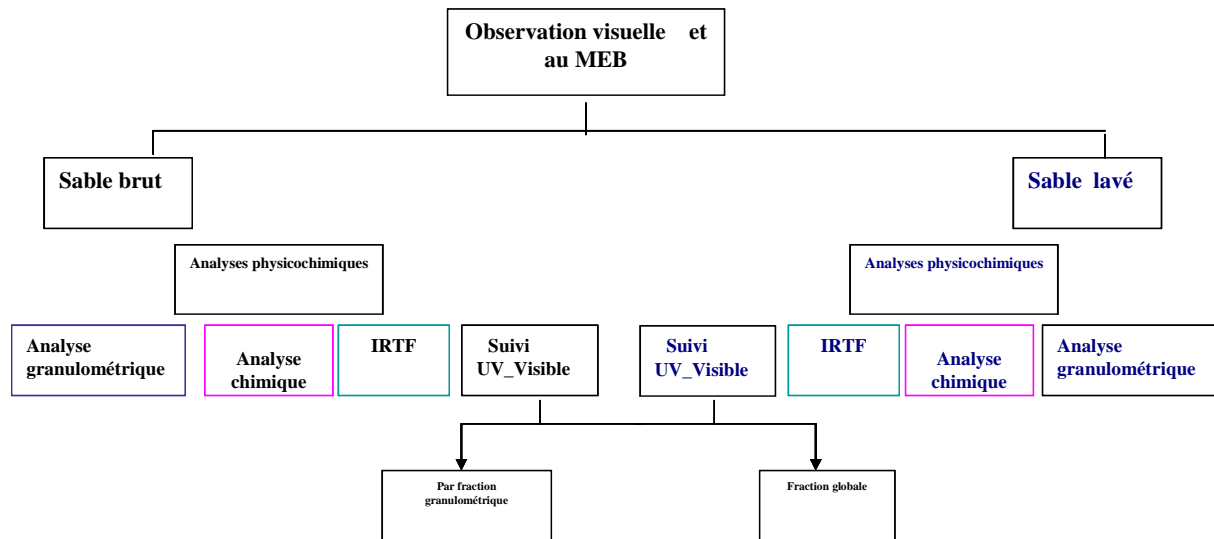


Figure 2.1 : Schéma de principe de la méthodologie adoptée.

1. Géographie et géomorphologie des étendues de sables du Sud Ouest Algérien

Dans le Sud Ouest algérien les étendues de dunes de sables sont connues sous le nom ‘Erg’, ainsi notre région est recouverte de plusieurs Ergs qui sont : Le Grand Erg Occidental, L’Erg El Raoui, L’Erg El Atchane, L’Erg Chech et L’Erg Iguidi. Le Grand Erg Occidental est un site qui s’étend sur les rives droites (Est) des Oueds Zousfana et Saoura, vers le Sud, il s’attache à l’Ouest à l’Erg El Atchane, qui à son tour se raccorde plus à l’Ouest à l’Erg El Raoui dans la région de l’Oued Daoura et jusqu’à la frontière algéro-marocaine, près de l’Anti-Atlas. Plus au sud, ce sont des Ergs moins accessibles aux différentes routes nationales et s’étendent jusqu’aux frontières algéro-mauritanienne et algéro-malienne, ce sont : l’Erg Chech et l’Erg Iguidi. Géologiquement ces Ergs sont datés du Plioquaternaires. Le grand Erg Occidentale se trouve dans le nord ouest du Sahara Fig.2.2 à 600km à vol d’oiseau au sud de la méditerranée, long de 500km de l’WSW à l’ENE large de 150 à 200km et couvre une superficie de près de 100000 km² [17].

Les sables sont des roches meubles allochtones qui dérivent de roches consolidées altérées préexistant en affleurement dans un site. Le vent et les fleuves sont de loin les principaux agents de transport mécanique de ces sédiments. Ils charrient ceux-ci à partir de substrats, et même dans les lacs et les mers. Tout au long de leur transport, ces sédiments subissent un classement en fonction de leur taille et de leur masse. Ce sont les minéraux de dimensions moyennes et résistants, comme le quartz, qui constitueront les dépôts de sables des Ergs et

même des Oueds. Les particules les plus fines, dont les minéraux argileux, formeront les boues argileuses.

Des études minéralogiques et granulométriques de ces sédiments meubles, permettront de sélectionner des sites sableux à intérêt économique.

Ces étendues de sables connues sous le nom d'Ergs donnent un paysage qui caractérise le Sahara et qui lui confère un site particulier, ainsi pour valoriser ce type de paysage singulier, la médiatisation de ces sites est d'un grand apport dans l'économie de la région.

Au Sahara, les dunes de sables s'étendent sur de grandes superficies et semblent être un obstacle dans l'infrastructure du développement urbain des régions sahariennes ainsi qu'une barrière écologique appelée la désertification. L'étude de ces sites sableux présente aussi un impact cartographique, par conséquent la prospection du substratum est difficile à prospecter.

Les Ergs cachent des nappes d'eau, des réservoirs de pétrole, de gaz et même des extensions de gîte à haut intérêt économique, donc une cartographie et un prélèvement d'échantillons cachés par le sable donnent un complément des données géoéconomiques.

L'étude de ses grandes étendues est à prendre en charge scientifiquement afin de déceler les potentialités économiques que ces sites sableux peuvent offrir et cacher.

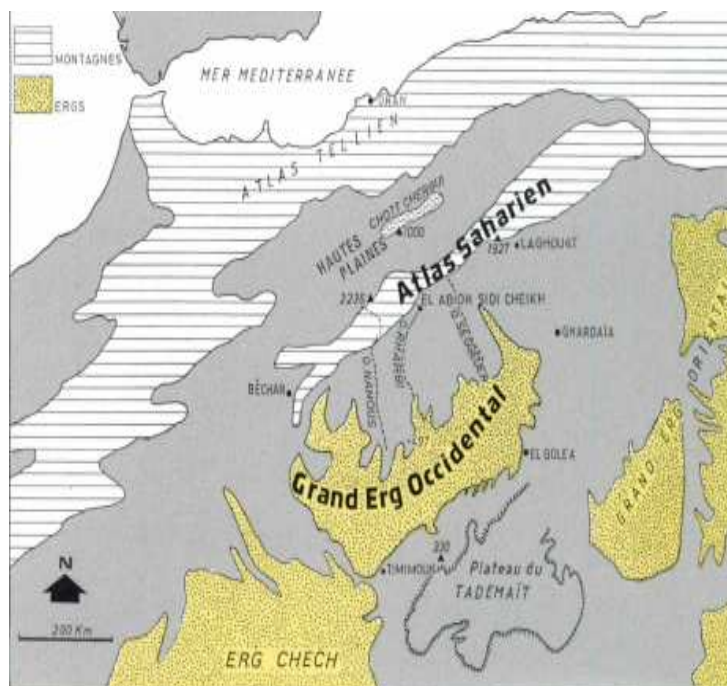


Figure 2.2 : Croquis de localisation du Grand Erg Occidentale [17]

2. Milieu poreux étudiés

Trois types de supports filtrant sont utilisés dans ce travail, il s'agit du sable de Taghit (Ta), Béni abbés (Be) et Timimoun (Ti). Les trois types de sable proviennent directement des dunes formant le grand Erg Occidental. La (Fig.2.3) rassemble les différents sites d'étude, qui, en plus de sa disponibilité, présente des caractéristiques favorables pour son utilisation comme filtre: leurs perméabilité est de $5 \cdot 10^{-3}$ m/min à $6 \cdot 10^{-3}$ m/min, leur salinité est très faible représenté en leur conductivité qui est de 188,9 ,98,2 et 62,4 μ S/cm respectivement Timimoun Taghit, Béni abbés ,le taux des matières insolubles est d'environ 97% (composé essentiellement de quartz), les matières organiques faibles et l'analyse granulométrique montre qu'il s'agit d'un sol très uniforme.

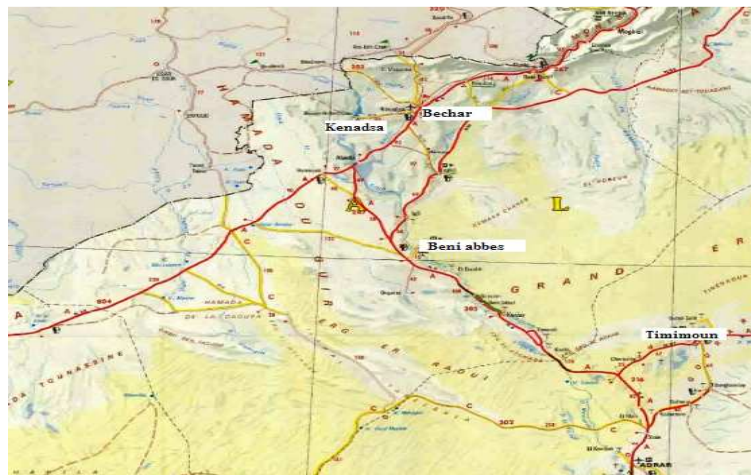


Figure 2.3. Carte des sites d'étude

2.1. Caractéristiques physicochimiques

- **Analyse granulométrique**

Les courbes granulométriques des trois matériaux (Fig.2.4) ont été établies par passages sur des colonnes de tamis (méthode normalisé ISO3310/1). A partir des données granulométriques le module de finesse (MF) ainsi que le coefficient d'uniformité (CU) sont aisément accessible [1-2].

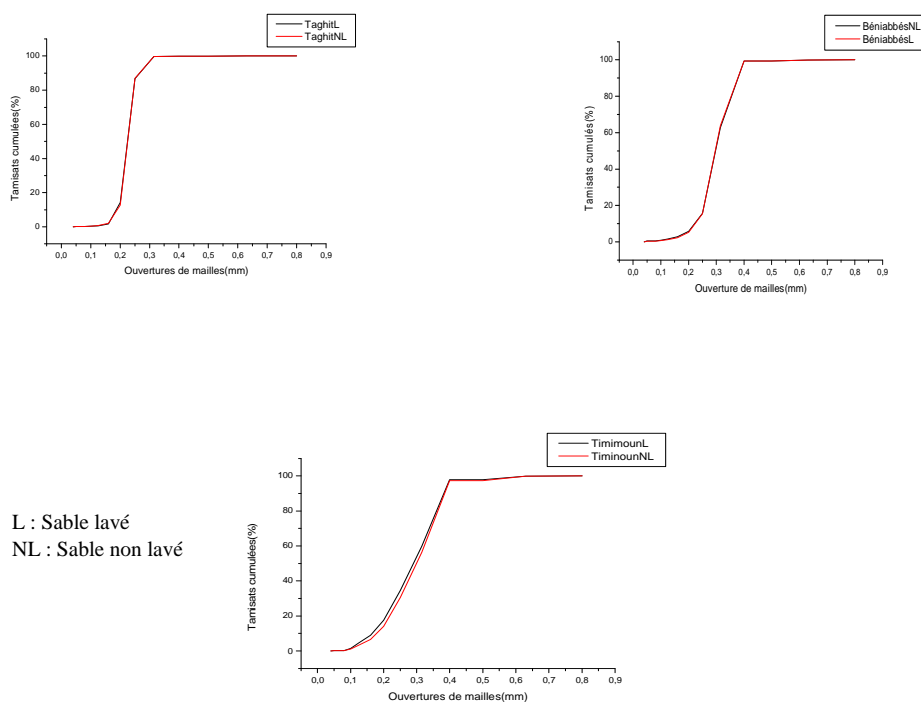


Figure 2.4. Courbe granulométrique des différents lits filtrant

Les caractéristiques physiques des lits filtrant sont regroupées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1: Caractéristiques physiques des lits filtrant

Sables	Taghit	Béni abbés	Timinoun
Module de finesse(MF)	0,220	0,787	0,964
Diamètre effectif d_{10} mm	0,19	0,22	0,17
Coefficient d'uniformité (CU)	1,23	1,39	1,91
Aire spécifique du matériau $cm^{-1}(A_s)$	211,92	156,78	178,51
Perméabilité α (m/s) 10^{-4}	0,906	0,976	0,983
Masse volumique abs kg/m^3	2,55	2,63	2,56
Porosité (ϵ)%	42,28	41,39	38,14
Surface de filtration (S) $m^2 10^{-4}$	63,56	63,56	63,56

Les trois types de sable appartient à la catégorie sable fin [2] cela est bien confirmé par leur faible porosité, 38,14% pour le sable de Timimoun, 41,39% pour le sable de Béni abbés et 42,28% pour le sable de Taghit; très proche de ceux trouvé dans la littérature[22-23], les valeurs usuelles de la porosité pour les sols varient entre 30-60%, ce caractère plus ou moins fin des sables peut être également quantifié par le leurs diamètre effectif d_{10} observé au microscope électronique à balayage (MEB) voir (Fig.2.5) et estimé à partir de l'analyse granulométrique qui est de l'ordre de 0.2mm, leur module de finesse (MF) qui sont respectivement 0,964, 0,220 et 0,787 pour Timimoun, Taghit et Béni abbés ainsi que leur très faible coefficient de perméabilité α qui est de l'ordre de 10^{-5} ms^{-1} les classes selon[3]de bonne perméabilité et comme en remarque dans le tableau 2.1 le coefficient d'uniformité est bien inférieur à 2 pour les trois types de sable on peut en conclure que le sable présente une granulométrie uniforme, Par convention, si CU est compris entre 1 et 2, la granulométrie est dite uniforme[4-6].

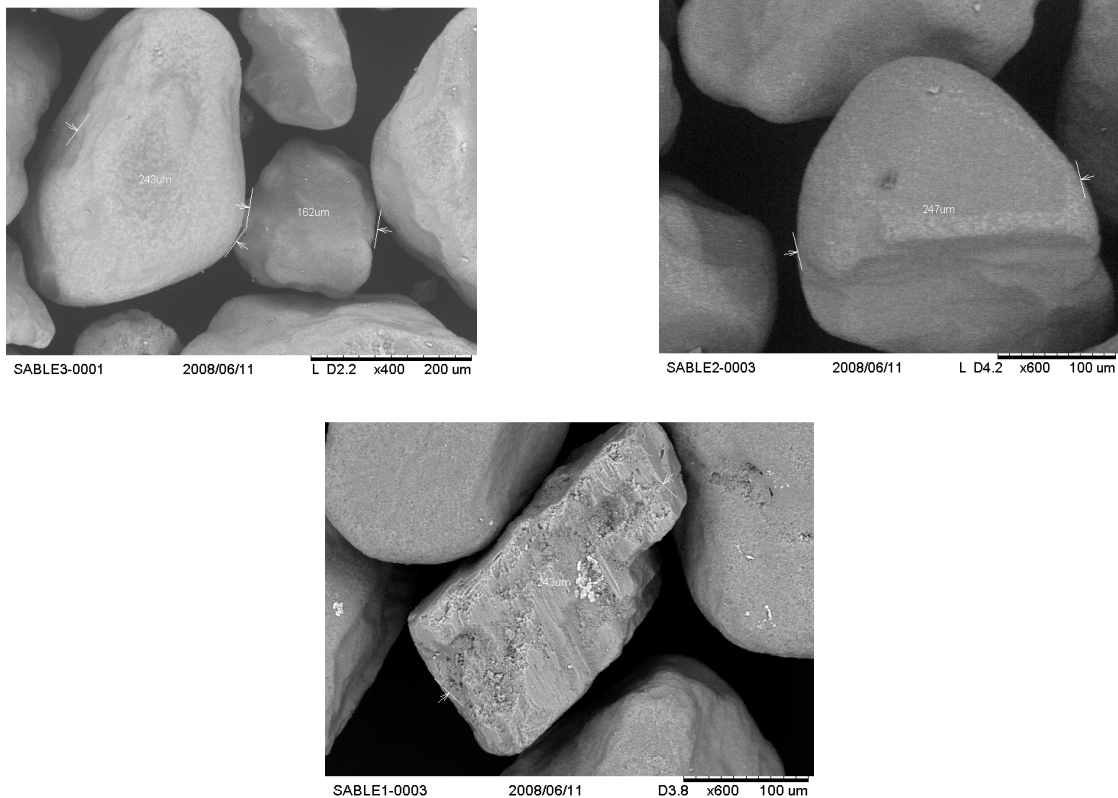


Figure 2.5. Observation au microscope électronique a balayage (MEB) des sables brut : Sable1 : Timimoun, Sable2 : Taghit et Sable3 : Béni abbés.

- **Analyse chimique**

L'analyse chimique réalisée sur la fraction globale du sable (brut) nous a fourni une information qualitative et quantitative sur la composition chimique de l'échantillon. Les résultats obtenus (Fig.2.6) indiquent que les échantillons de sable ne contiennent pas de manganèse, la présence des oxydes de fer et d'aluminium peut être un indicateur de la présence de ces éléments sous différentes formes, la goéthite $FeO(OH)$; hématite Fe_2O_3 ; gibbsite $Al(OH)_3$... qui sont reconnues comme étant des minéraux de forte réactivité et ont un fort pouvoir adsorbant vis-à-vis le phosphore [6]. L'oxyde de calcium présente des concentrations importantes dans le sable de Béni Abbès comparativement aux autres milieux poreux (Timimoun et Taghit) et atteint 1,15% dû très probablement à la présence du calcite ($CaCO_3$) reconnu comme soluble et qui peut conditionner la présence de Ca^{+2} , l'oxyde de fer présente une concentration importante de 0,39% dans le sable de Taghit ainsi que les oxydes d'alumine, potassium et sodium respectivement 0,27 - 0,12 et 0,03% comparativement (Timimoun et Béni Abbès), le quartz est le minéral le plus représenté considéré comme étant la partie insoluble notons 98,45% dans le sable de Taghit.

Les différents minéraux existant dans le sable et suivant leurs caractéristiques peuvent modifier le devenir de l'eau filtrée qui résulte de l'altération physique (eau-sable).

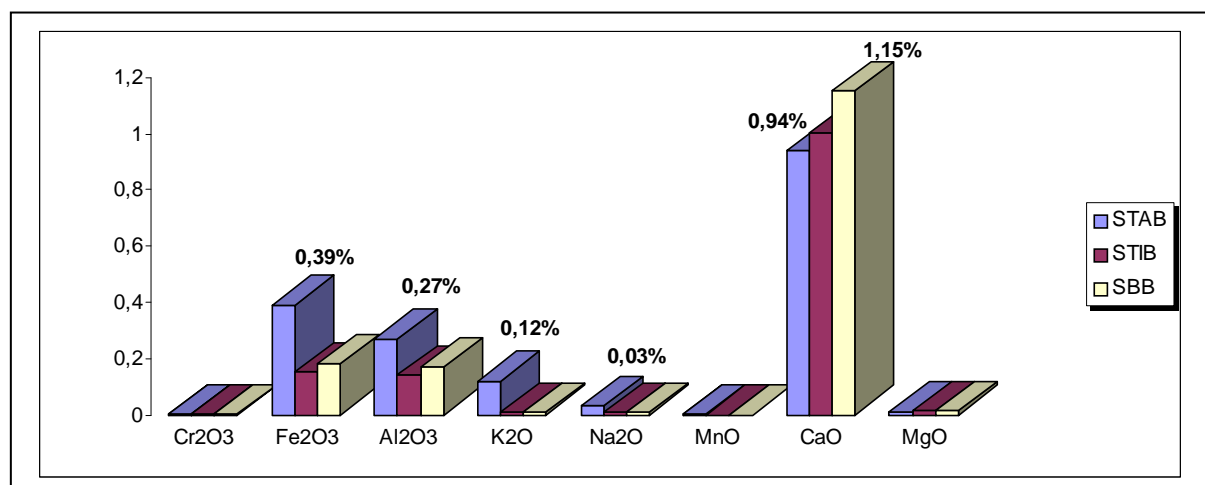


Figure 2.6 Composition (% en poids) chimique des sables : STAB : Taghit brut, STIB : Timimoun brut, SBB : Béni Abbès brut.

D'après la littérature, les observations au Microscope Electronique à Balayage des particules de sable montrent que les grains sont recouverts d'un dépôt (Fig.2.7), Il s'agit probablement de la phase argileuse, les oxydes d'aluminium, de potassium, de fer et de chrome, identifiés

par l'analyse chimique, entrent dans la composition de ces phases. Le diffractogramme de poudre réalisé sur la fraction globale du sable dans des études réalisé par [7] on détecter la présence d'illite et de kaolinite.

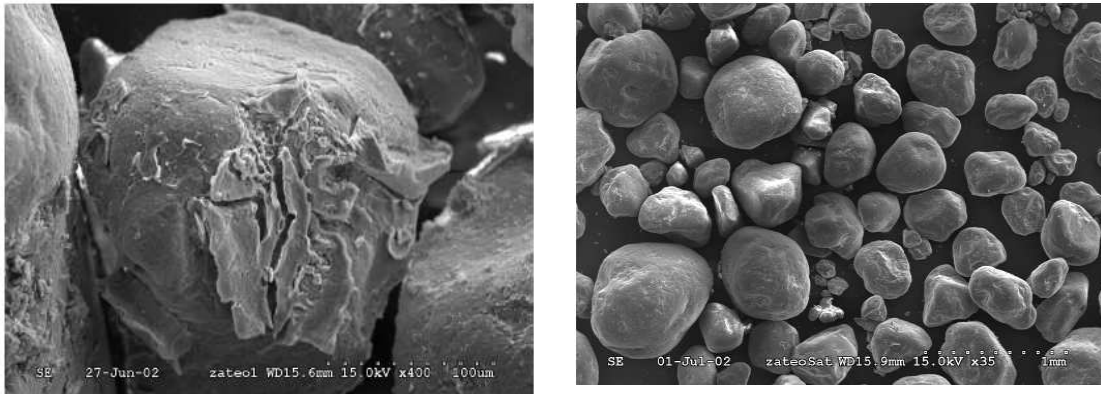
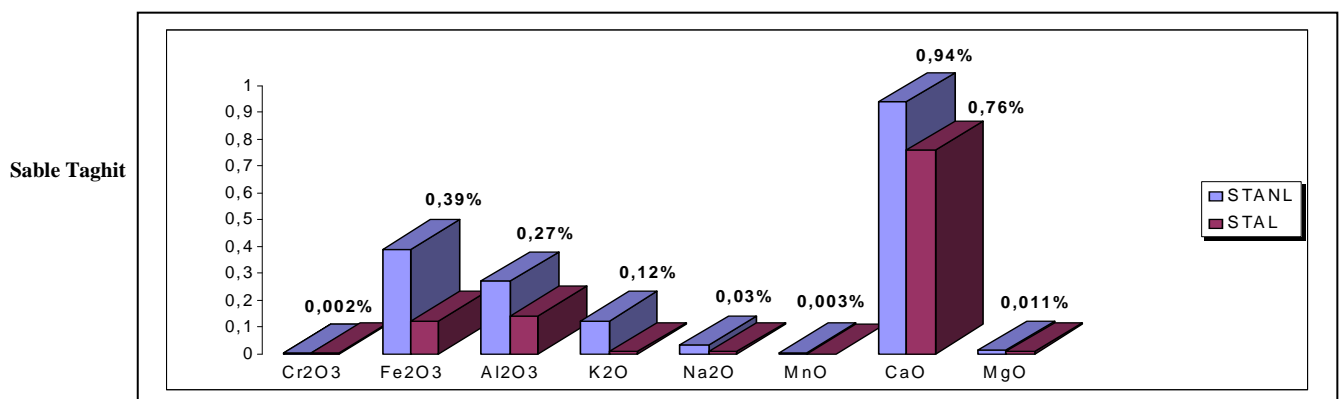


Figure 2.7. Observations au MEB du sable ZATEO-SAT. Grossissement : x 35, photo du haut et x 400 photo du bas [8].

Les argiles et d'après [9] on un pouvoir de fixer des composés et des contaminants organiques et/ou inorganiques. Parmi les propriétés intéressantes des argiles, la présence des charges électriques sur leurs surfaces et l'échangeabilité de leurs cations inter foliaire, ils peuvent également fixer (adsorption ou échange d'ion) des cations de la phase aqueuse telle que (Zn^{+2} , Cu^{+2} , Fe^{+2}) [10 et 12].

Le lavage du sable a permis d'observé de nette différence entre le sable brut et lavé surtout dans le sable de Taghit (Fig.2.8) , le CaO de 0,94% contre 0,76%, le Fe_2O_3 de 0,39% contre 0,12%, Al_2O_3 de 0,27% contre 0,14% , le K_2O de 0,12% contre 0,007%, MgO de 0,011 contre 0,006 et le Na_2O de 0,03% contre 0,007%.Par ailleurs, le sable de Timimoun n'a présenté aucune variation pour la teneur de CaO entre le sable brut et lavé (1,004%), par contre nous avons remarqué dans le sable de Béni abbés une augmentation de la teneur en CaO de 1,15% à 1,23%.La teneur maximale de SiO_2 à été observé dans le sable de Taghit lavé(98,2%).



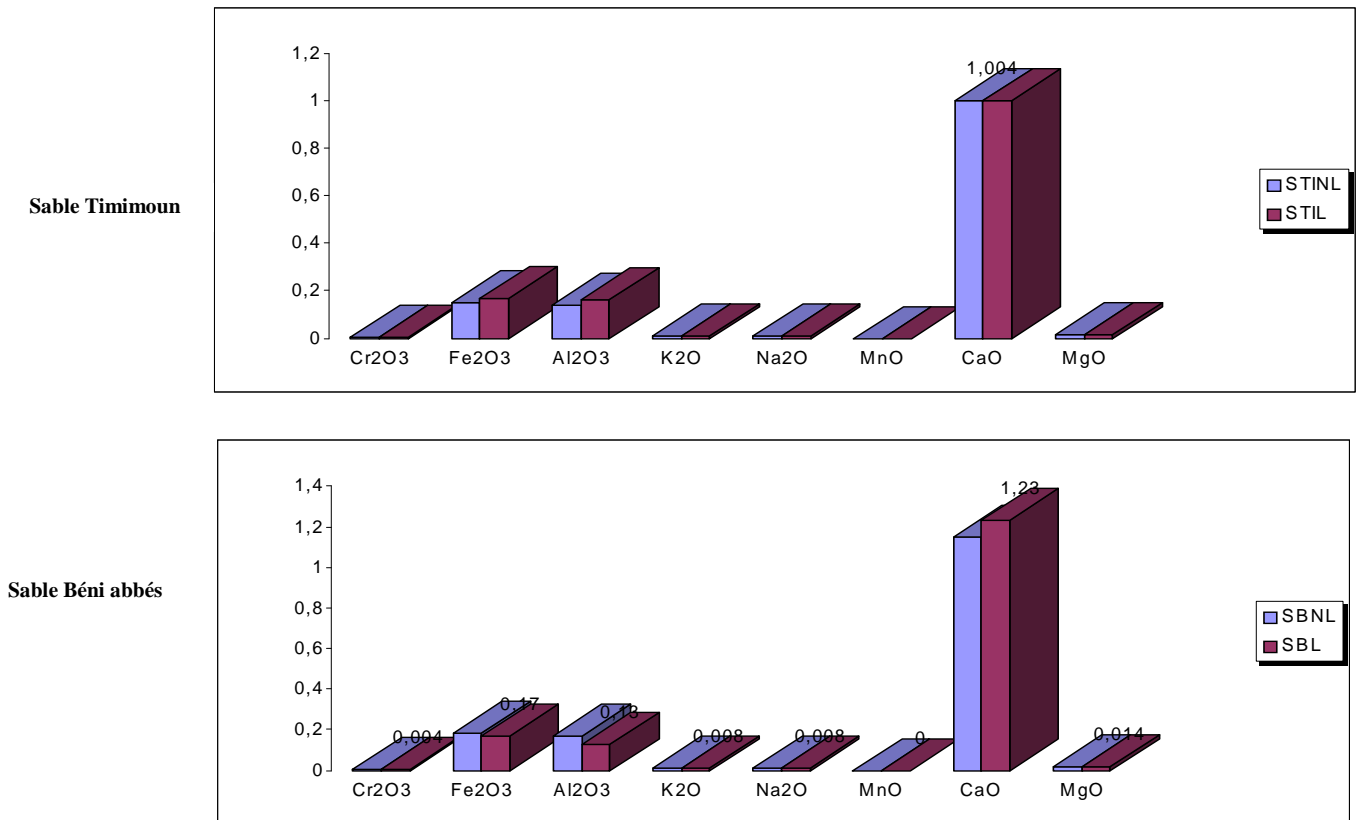


Figure 2.8. Comparaison de la composition (%) minéralogique des sables (brut et lavé). STAL : Taghit lavé, STANL : Taghit non lavé, STIL : Timimoun lavé, STINL : Timimoun non lavé, SBL : Béni abbés lavé, SBNL : Béni abbés non lavé.

- **Étude par spectrométrie infrarouge a transformée de Fourier (IRFT) des milieux poreux étudiés**

Toute substance définie chimiquement et cristallographiquement possède un spectre Infra rouge caractéristique [11].

Les spectres infrarouges ont été enregistrés au moyen d'un spectrophotomètre thermo-nicolet AVATAR 320 FT-IR. Les échantillons ont été préparés suivant la méthode des disques de KBr au moyen de presse hydraulique 15T conservé en atmosphère sèche.

L'examen du spectre Infrarouge des échantillons de sable brut et après lavage figures (2.9-2.11) montrent que certaines bandes dans les spectres des échantillons bruts disparaissent ou se déplace après lavage et qui sont probablement liées à la présence des impuretés associées à l'argile. On décèle essentiellement :

- D'après le spectre du sable brut de Béni abbés, on constate l'affaiblissement des bandes 2923 cm^{-1} et 2841 cm^{-1} comparativement à ceux du sable lavé ainsi d'une disparition de la bande 2344 cm^{-1} ;
- Pour le sable de Taghit et Timimoun, on observe clairement la diminution de l'intensité des pics 2923 cm^{-1} (Taghit brut) vers 2918 cm^{-1} (Taghit lavé), idem pour le sable de Timimoun ou nous avons remarqué la diminution de la bande 1650 cm^{-1} (Timimoun brut) vers 1623 cm^{-1} (Timimoun lavé) ;
- Les bandes de déformation apparaissent vers 470 cm^{-1} pour les vibrations Si-O-Mg. Des déplacements des bandes du sable brut au lavé sont observé, de 476 à 460 dans le sable de Béni abbés et de 460 à 465 dans le sable de Timimoun ;
- les bandes 1110 et 1020 cm^{-1} qui sont caractéristiques des vibrations de valence Si-O du réseau argileux [12], dans les sables étudiés (lavé) sont clairement identifiées et devient plus intense.
- La bande 875 cm^{-1} est bien identifiée pour le sable de Béni abbés et Taghit, ainsi que la bande 1421 cm^{-1} pour le sable de Timimoun qui correspond à la vibration de CO_3 de la calcite [13].

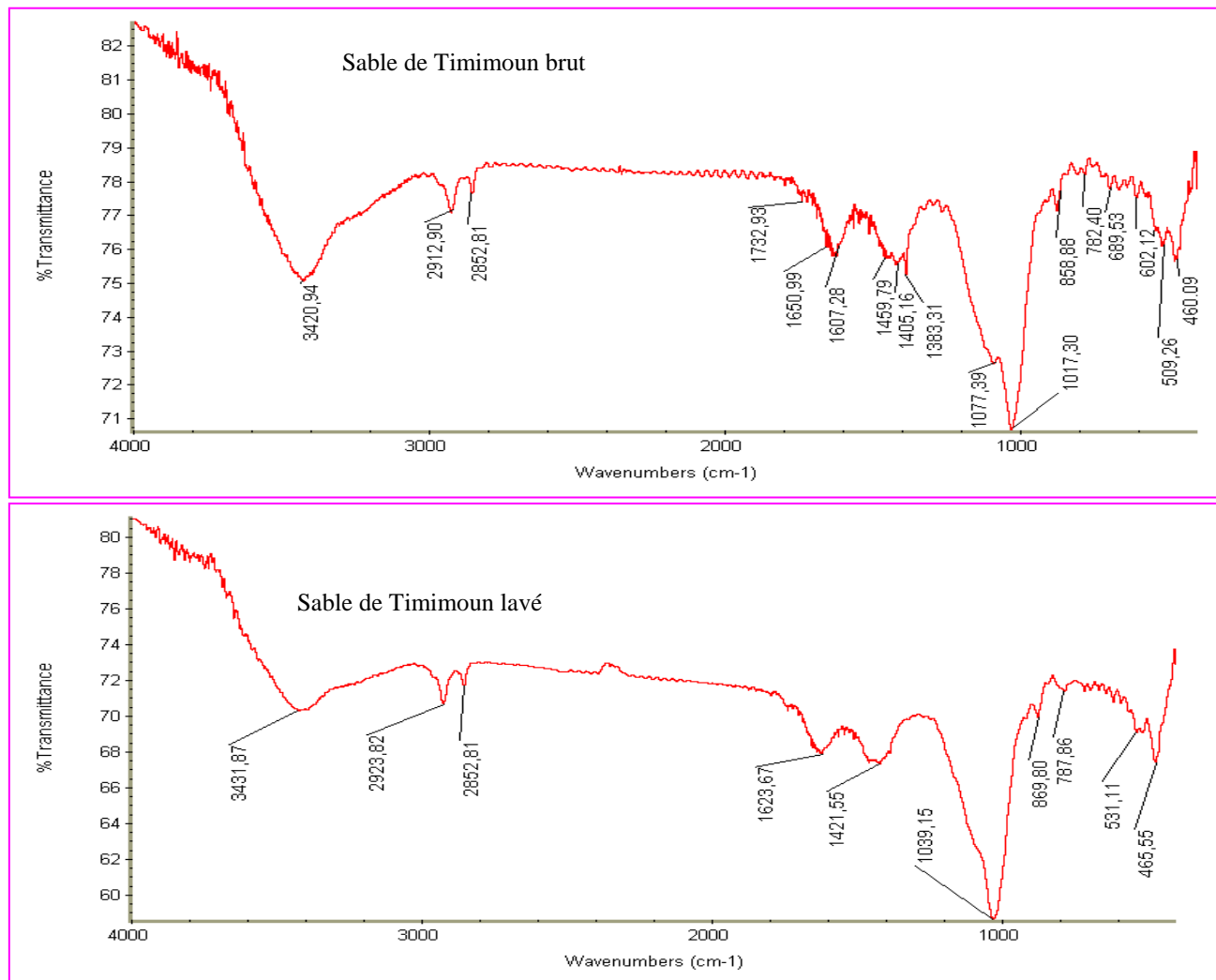


Figure 2.9. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Timimoun

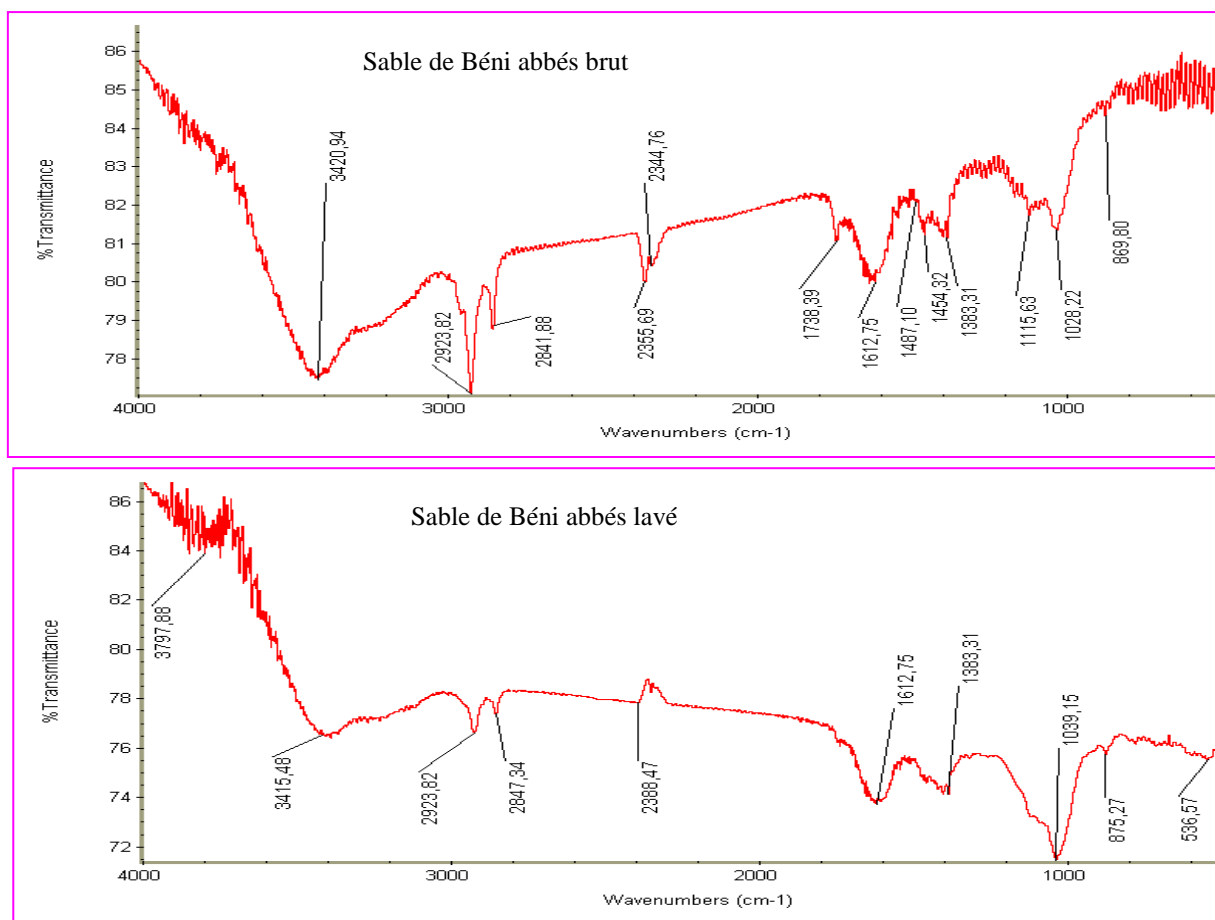


Figure 2.10. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Béni Abbés

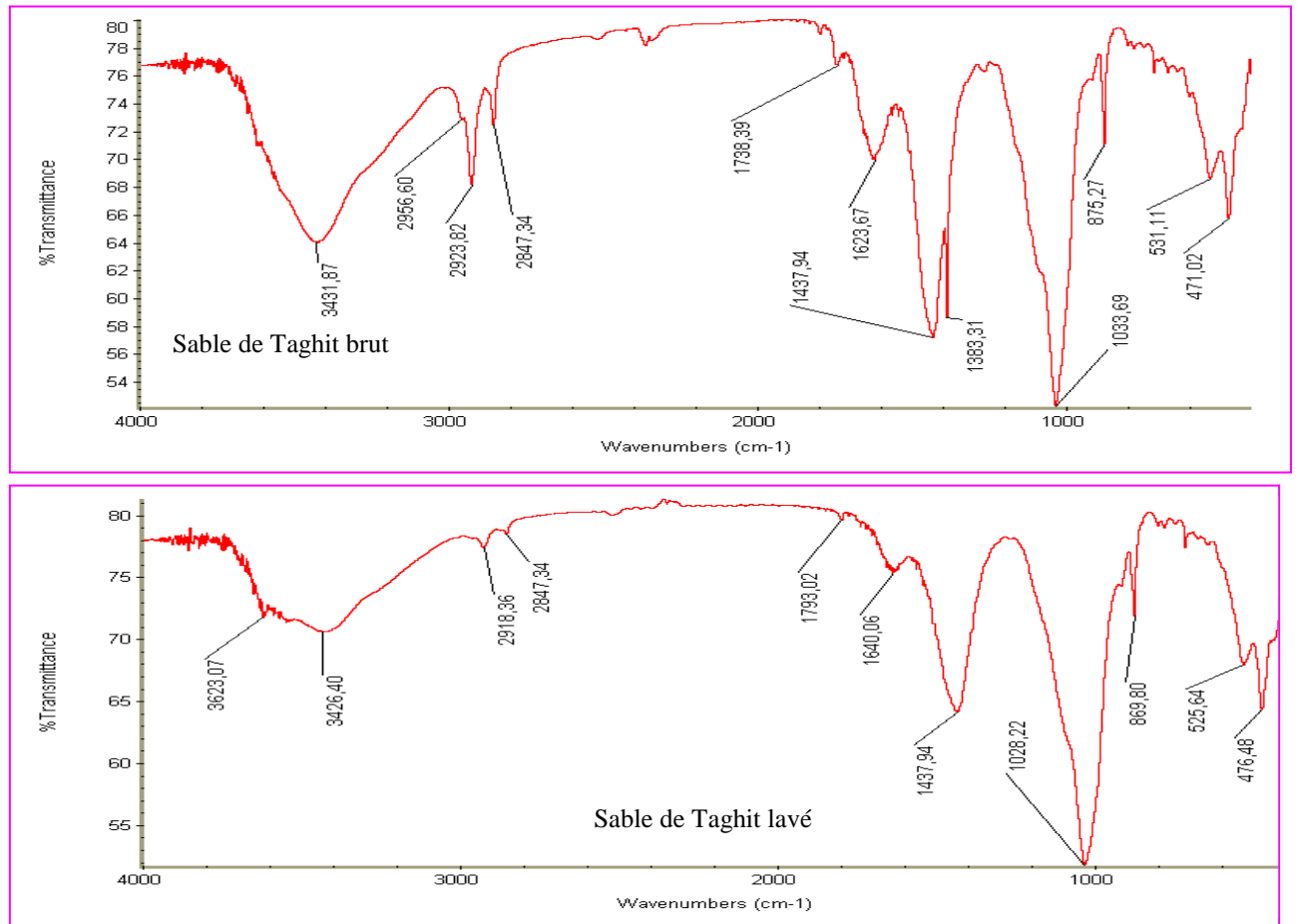


Figure 2.11. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Taghit

Les résultats obtenus par cette technique confirment ceux obtenus par fluorescence X (analyse chimique). En effet, les phases majoritaires présentes dans le sable étudié sont la calcite (CaCO_3) et la kaolinite ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

2.2. Mise en place d'un protocole de lavage du lit filtrant à l'échelle du laboratoire

Afin d'adopter les limites et la mise en place d'un protocole de lavage du lit filtrant à l'échelle de laboratoire [14] et de vérifier si le filtre présente une altération à l'eau filtré, on a procédé à la détermination de l'absorbance en plusieurs longueurs d'ondes qui consiste à suivre son évolution dans le filtrat de lavage en fonction du temps, ce qui nous permet de tracer des courbes et d'évaluer la présence des particules lessivées durant une expérience.

L'absorbance a été déterminée par une méthode d'absorption de la lumière, avec un spectrophotomètre UV/Visible à doubles faisceaux (SHIMADZU) série 1600/1700.

2.2.1. Suivi de l'absorbance des filtrats après passage sur le filtre

Un volume constant d'eau de lavage est recueilli après passage sur les différents lits filtrants en fonction du temps (filtrat N°), la mesure de l'absorbance des filtrats à plusieurs longueurs d'onde nous a permis de tracer l'évolution de l'absorbance en fonction du temps de lavage $Abs = f(t)$ données dans la (Fig. 2.12).

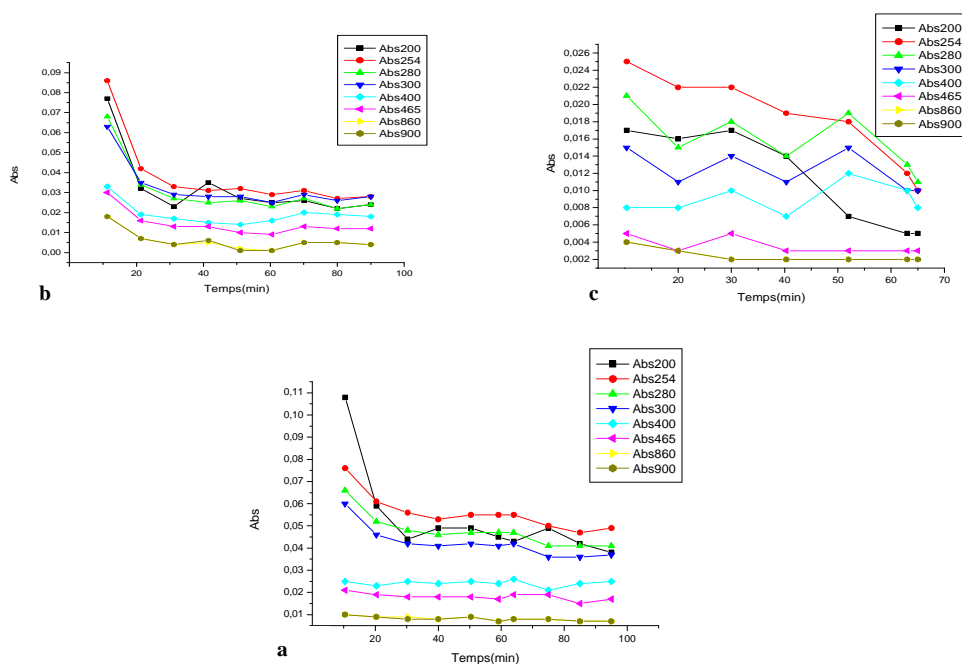


Figure 2.12. Evolution de l'absorbance a différentes longueurs d'ondes en fonction du temps de lavage pour le sable de : **a** Timimoun, **b** Taghit et **c** Béni abbés

Pour un temps de lavage qui a duré 90min pour le sable de Taghit, une nette diminution de l'absorbance en fonction du temps de lavage est observé (Fig. 2.12b) dans tous les longueurs d'ondes utilisées, la valeur maximum de l'absorbance ce situe dans le domaine UV qui été de 0,086 pour une longueur d'onde $\lambda=254\text{nm}$, une absorbance moins importante est observé dans le domaine du visible 0,018 pour $\lambda=860$ et 900nm dans le filtrat N°1 noté (*AbsF1*). Après les 90min de passage de l'eau à travers le filtre, la variation de l'absorbance (*AbsF9*) comparativement à celui de (*AbsF1*) est considérable [18].

Et, pour un temps de lavage du sable de Timimoun qui a duré 95min, légèrement supérieur au temps de lavage du sable de Taghit, la diminution de l'absorbance en fonction du temps de lavage est observer (Fig. 2.12a) pour tous les longueurs d'ondes utilisées, la valeur maximum

de l'absorbance ce place dans le domaines UV qui été de 0,108 pour $\lambda=200\text{nm}$, une absorbance moins importante est observé dans le domaine du visible 0,010 pour $\lambda=860$ et 900nm pour le premier filtrat (*AbsF1*).

Le temps de lavage du sable de Béni abbés à duré 65min, moins important que celui des deux sables (Taghit et Timimoun), la diminution de l'absorbance en fonction du temps de lavage est aussi observé (Fig. 2.12c) pour tous les longueurs d'ondes utilisées à signalé que dans se lit filtrant la variation de l'absorbance en fonction du temps de lavage pour quelques longueurs d'ondes(280,300 et 400nm) n'était pas progressive , la valeur maximum de l'absorbance ce situe dans le domaines UV qui été de 0,077 pour $\lambda=254\text{nm}$, une absorbance moins importante est observer dans le domaine du visible 0,005 pour $\lambda=860$ et 900nm.

Les observations au microscope: x 80, (Fig. 2.13a et b) du haut du sable de Timimoun et Béni abbés après le passage de l'eau de lavage montre clairement qu'un lessivage a eu lieu.

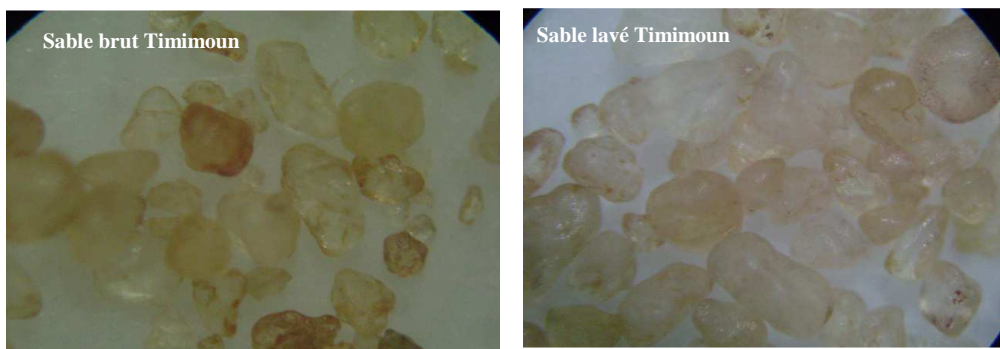


Figure 2.13a. Comparaison entre les grains de sable brut et lavé, observations au microscope: x 80, photo du haut : a Timimoun.

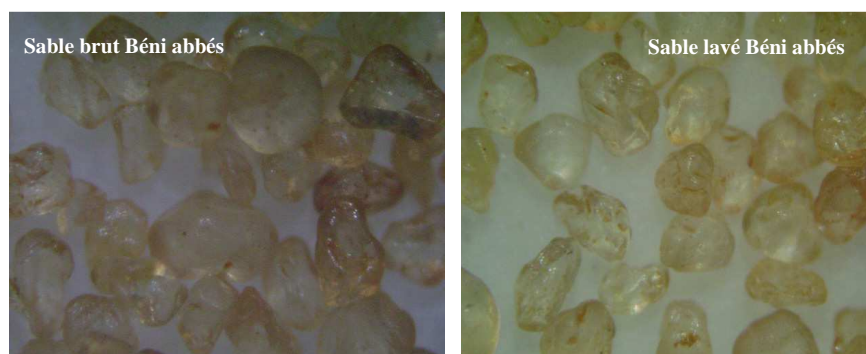


Figure 2.13b. Comparaison entre les grains de sable brut et lavé, observations au microscope: x 80, photo du haut : b Béni abbés

2.2.2. Suivi de l'absorbance du filtre (sable) sous agitation

On s'appuyant sur les résultats obtenus et partant de l'hypothèse que le grain de sable est recouvert (enrobé) par une couche fine d'impureté probablement de nature argileuse et pour une meilleure compréhension, nous avons procédé à faire un suivie de l'absorbances dans les huit longueurs d'ondes, mais cette fois sous agitation pour pouvoir enlever la couche d'impureté. Nous avons pris une masse bien déterminer de sable dans un volume fixe d'eau bi distillé sous agitation, ou nous avons remarquer (pour les trois filtres) que la valeur de l'absorbance pour un temps de 12h d'agitation est beaucoup plus important à celui de 30min d'agitation et pour la même longueur d'onde cela peut être justifié par l'attrition des grains de sable dû essentiellement à l'agitation appliqué d'où un lessivage forcé et par conséquent une modification de la composition chimique de l'eau , cela est bien authentifié par la diminution considérable de l'absorbance après un deuxième lavage et agitation pendant 2h, alors qu'en réalité le lavage effectué consiste a une simple percolation .Les résultats obtenus pour chaque filtre sont interprétés dans le paragraphe qui suit. La Fig.2.14 présente l'évolution de l'absorbance en fonction du temps d'agitation.

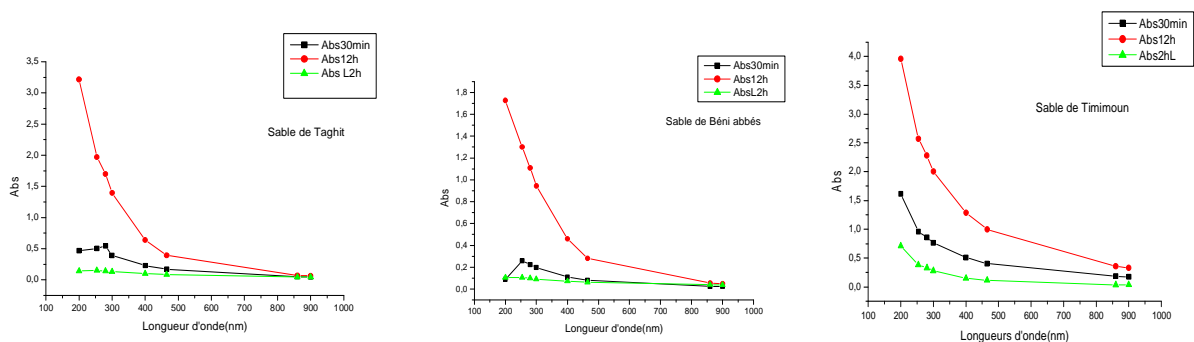


Figure 2.14. Variation de l'absorbance, sable soumis à différents temps d'agitation et à différentes longueurs d'ondes

Nous constatons, pour le sable de Béni abbés, que la valeur maximum de l'absorbance vaut 1,727 pour $\lambda=200\text{nm}$ et pour un temps d'agitation de 12h (Fig.2.15c), pour la même longueur d'onde la valeur de l'absorbance est moins importante et vaut 0,088 pour un temps de 30min d'agitation, la valeur de l'absorbance devient médium après lavage et agitation de 2h.

Pour le sable de Taghit la valeur maximum de l'absorbance est de 3,218 pour $\lambda=200\text{nm}$ et pour un temps d'agitation de 12h, pour la même longueur d'onde la valeur de l'absorbance est beaucoup moins important et vaut 0,469 pour une agitation de 30min (Fig.2.15b). Par contre le sable de Timimoun présente des absorbances beaucoup plus important comparativement à ceux de Taghit et Béni abbés, elle est de 3,959 pour $\lambda = 200\text{nm}$ est pour une agitation de 12h est de 1,617 pour la même longueur d'onde et 30min d'agitation, cette valeur démunie après

un lavage suivi d'une agitation de 2h et vaut 0,712 (Fig.2.15a), tout en restant la valeur la plus important par rapport à Taghit et Béni abbés qui sont respectivement 0,143 et 0,104.

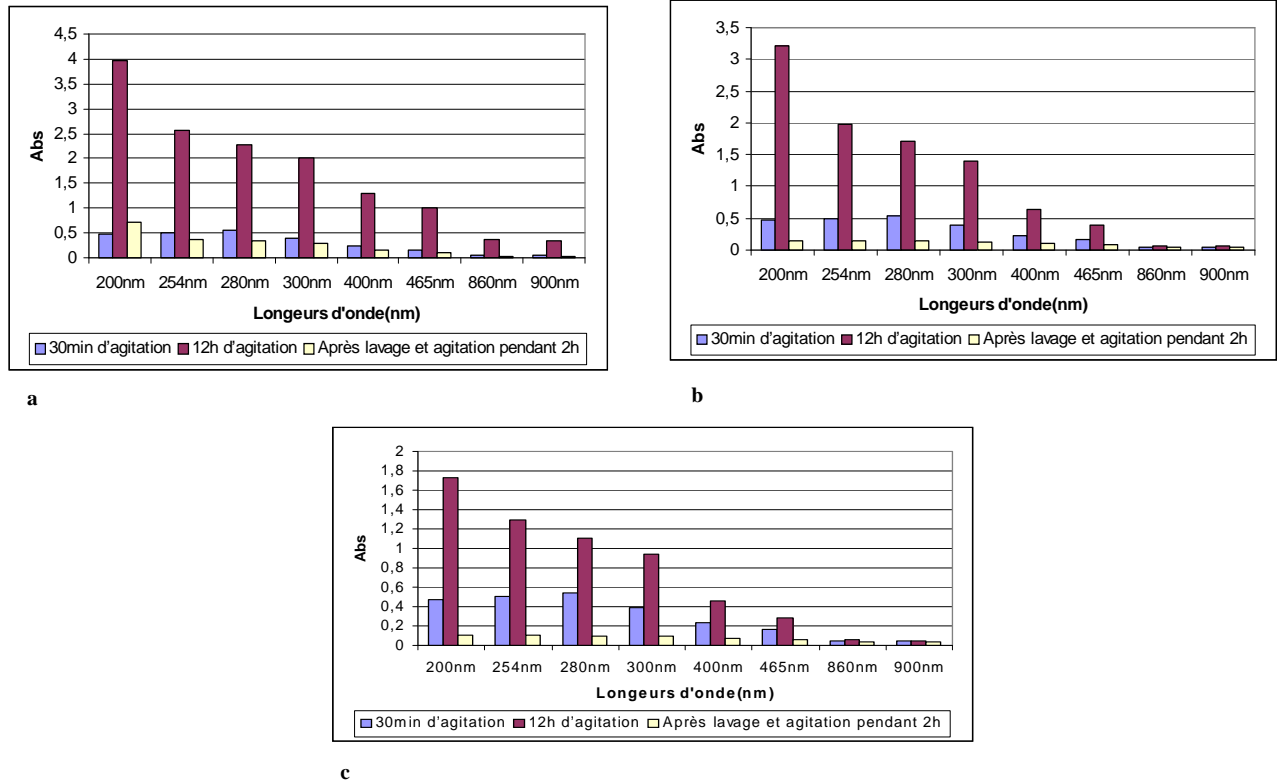


Figure 2.15. Variation de l'absorbance, sable soumis à différents temps d'agitation et à différentes longueurs d'ondes sable de : **a** Timimoun, **b** Taghit et **c** Béni abbés

Un classement peut être effectué à la suite des résultats obtenu par ordre décroissant en fonction de l'absorbance : Timimoun, Taghit et Béni abbés, ce classement nous permet de dire que le sable de Timimoun contient une fraction d'argile important, la comparaison des trois types de sable est donnée dans la Fig.2.16.

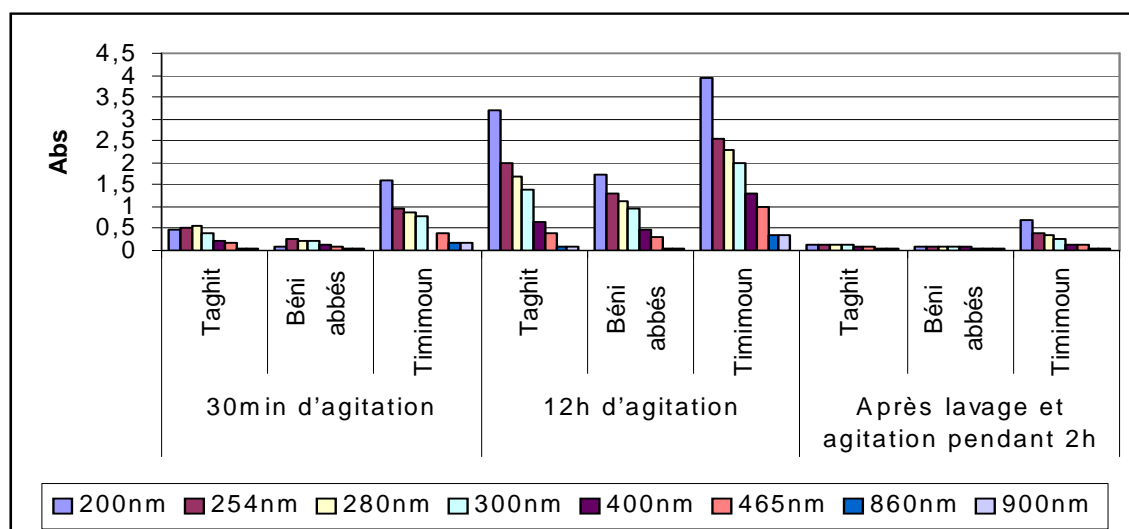


Figure 2.16. Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'ondes, sable soumis à différents temps d'agitation

2.2.3. Suivi et comparaison de l'absorbance des différentes fractions du milieu poreux brut et lavé sous agitation

Un autre suivie a été réalisé qui consiste à mesurer l'absorbance dans les différentes fractions granulométriques du lit filtrant dans le but de localiser la concentration maximum et pour une éventuelle recherche d'une solution qui pourra être attribuer au lit filtrant, où nous avons soumis une masse bien déterminée de sable (brut et lavé) de chaque fraction granulométrique dans un volume d'eau bi distillé sous agitation. Les constatations expérimentales montrent qu'il existe pour une même longueur d'onde une différence de l'absorbance entre le sable brut et lavé.

Pour les différentes fractions granulométriques du sable analysé dans les différentes longueurs d'ondes on constate que la valeur maximum de l'absorbance ce localise dans la partie fine soit dans la gamme 40-100 μ m pour le sable lavé et brut.

Pour le sable de Taghit Fig.2.17a montre que la valeur de l'absorbance $_{max}$ se situe dans le domaine UV et vaut 1.596, de même dans le visible Fig.2.17b qui est égale à 0,61 pour la même fraction (40 μ m).

On enregistre dans la fraction 315 μ m une augmentation de l'absorbance pour le sable brut et lavé. La Fig.2.18a pour le sable de Timimoun montre que la valeur de l'absorbance $_{max}$ se situe dans le domaine UV et vaut 0.915 pour $\lambda=200$ nm, de même dans le visible Fig.2.18b qui est égale à 0.330 pour $\lambda=400$ nm pour la même fraction (40 μ m) et pour un sable brut, le

lavage à permis de diminué l'absorbance à 0.413 pour $\lambda=200\text{nm}$ et à 0.171 pour $\lambda=400$ pour la même fraction ($40\mu\text{m}$).

Les mêmes observations remarquées pour le sable de Taghit et Timimoun ont été observer pour le sable de Béni abbés Fig.2.19a, une nette différence de l'absorbance et pour tous les longueurs d'ondes progressivement sauf pour la fraction $315\mu\text{m}$ dont laquelle on enregistre une augmentation de l'absorbance et qui tend à diminué. La valeur maximum est toujours localisé dans la partie fine, la Fig.2.19a montre que la valeur de l'absorbance $_{\text{max}}$ se situe dans le domaine UV et vaut 1.037, de même dans le visible Fig.19b qui est égale à 0.637 pour la même fraction ($40\mu\text{m}$) comparaison entre le sable brut et lavé dans la même longueur d'onde. Il est clair d'après cette étude que le sable brut présente des absorbances importante par rapport au sable lavé et cella dans toutes les longueurs d'ondes étudié.

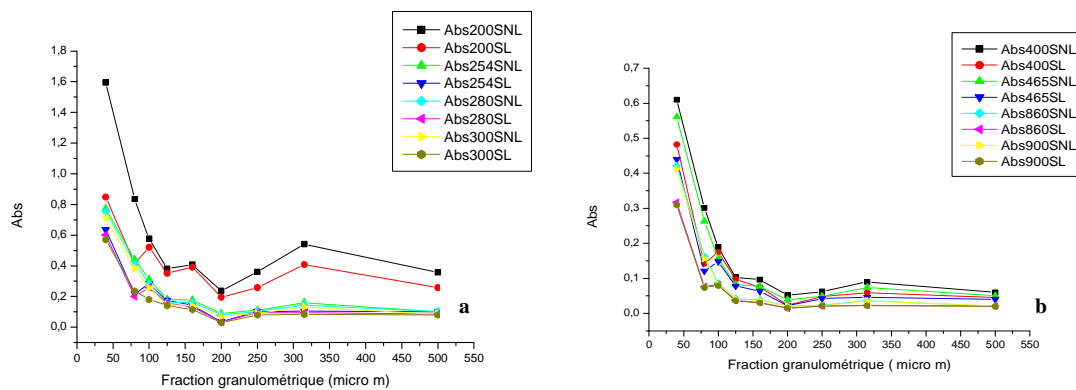


Figure 2.17. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV,(b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de Taghit

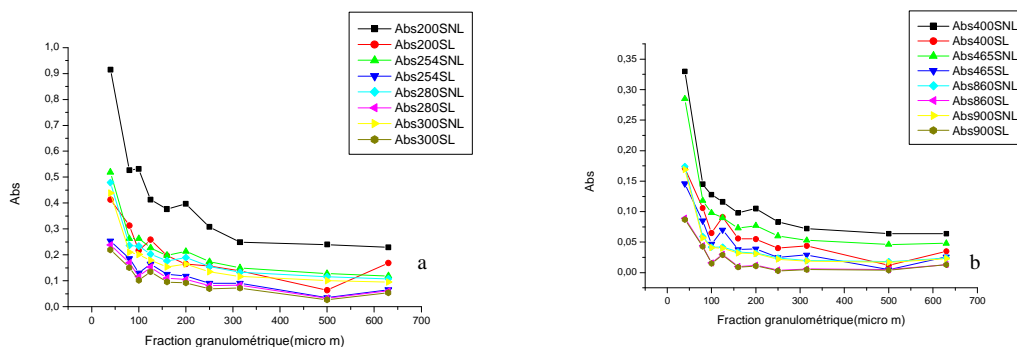


Figure 2.18. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV,(b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de Timimoun

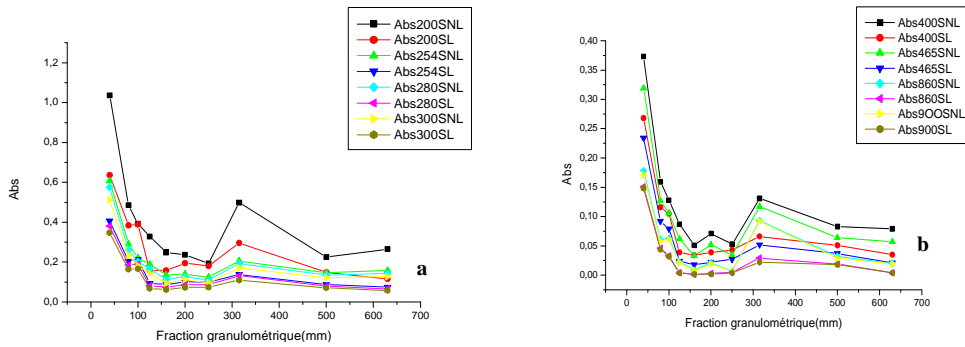


Figure 2.19. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV, (b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de Béni abbés

Les histogrammes présentés dans les Fig.2.20 sont beaucoup plus représentatifs dans lesquels on remarque une nette différence de l'absorbance dans toutes les fractions granulométriques entre le sable brut et lavé. Pour les différentes fractions granulométriques du sable analysé dans les différentes longueurs d'ondes, on constate que la valeur maximale de l'absorbance se localise dans la partie fine, soit dans la gamme 40-100µm pour le sable lavé et brut, et qu'un simple lavage permet de faire la différence entre le sable lavé et brut, cela peut être justifié par le lessivage des grains de sable.

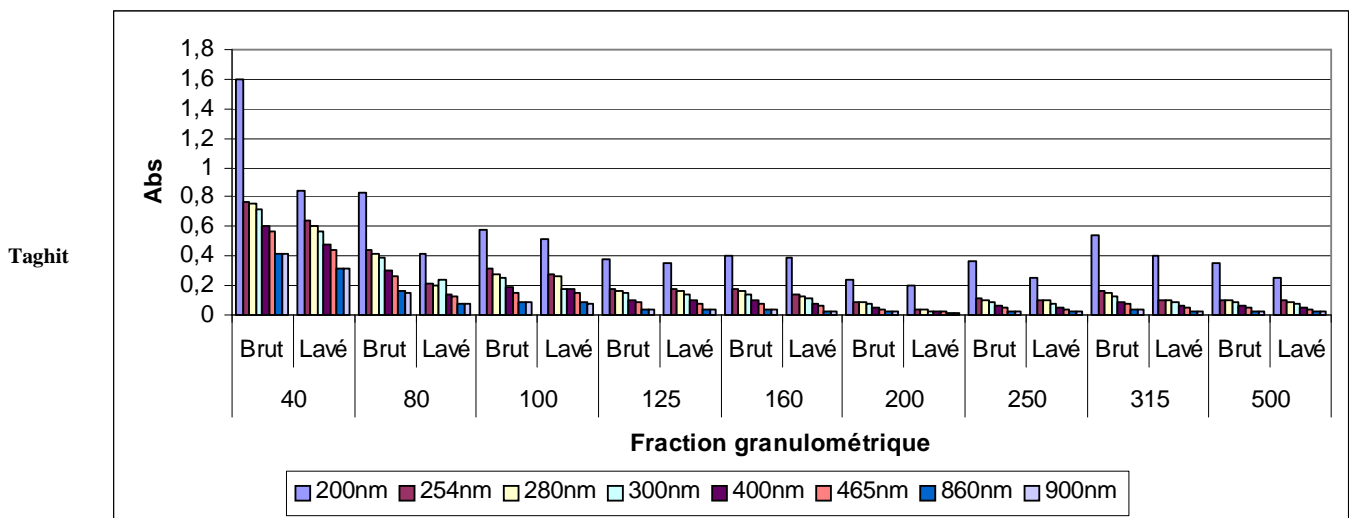


Figure 2.20a. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométriques.

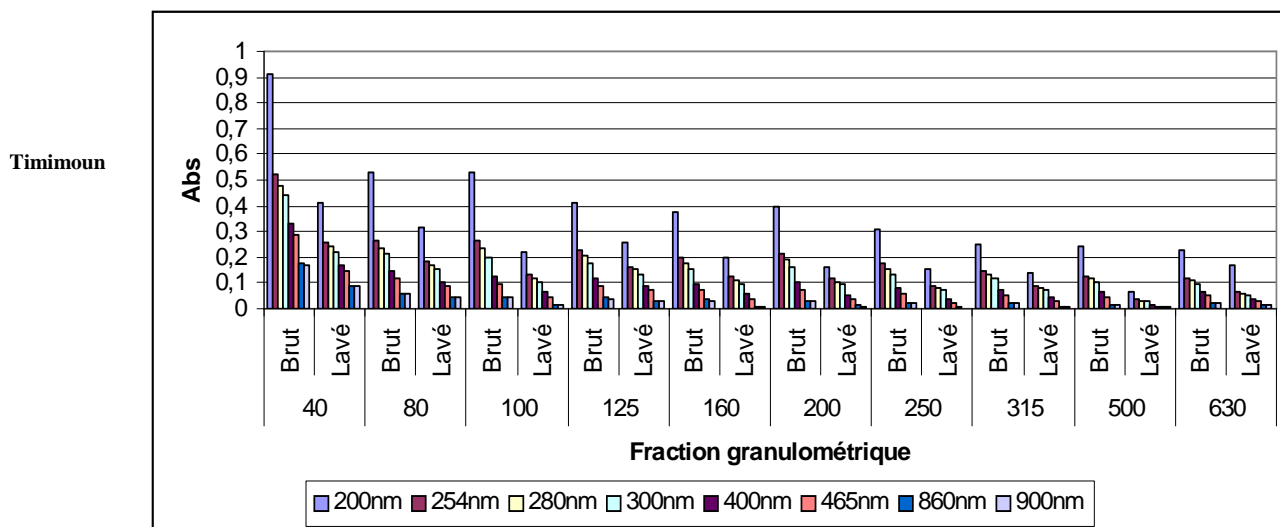


Figure 2.20b. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique.

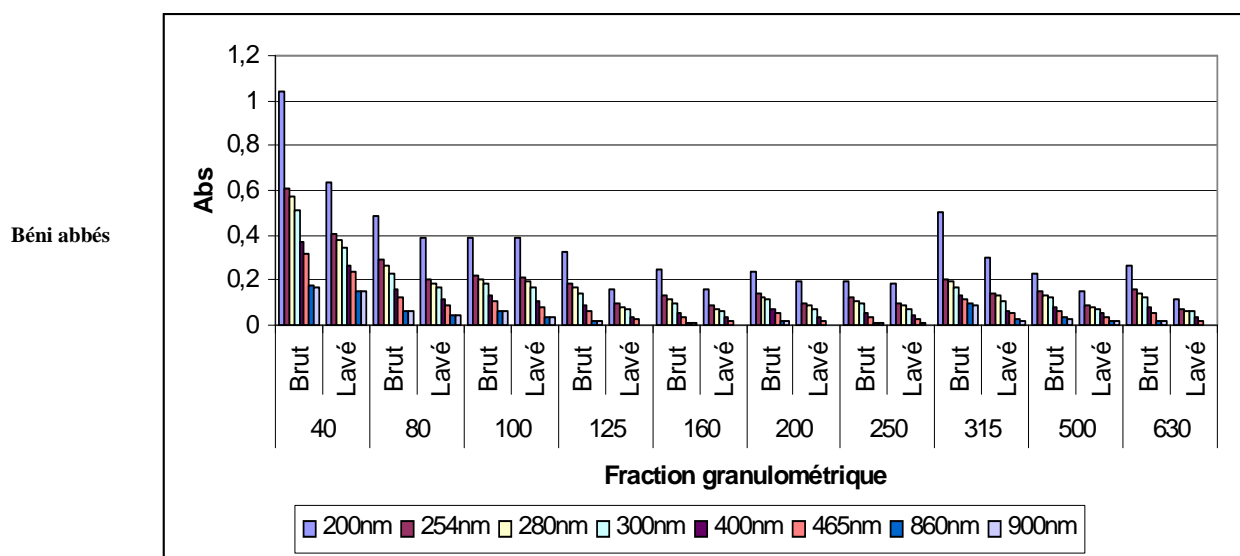


Figure 2.20c. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique.

2.2.4. Corrélation conductivité, pH et TDS temps de lavage

Le suivi de l'absorbance de l'eau de lavage en fonction du temps a montré que tous les filtres utilisés subissent au cours du passage de l'eau un lessivage soit une contamination de l'eau par les différentes traces de substance chimique qui enrobe le grain de sable collé à ce dernier par les argiles hypothèse confirmée dans la partie précédente (suivi de l'absorbance en fonction du temps de lavage et dans les différentes fractions granulométriques) ou par le transport des particules fines du milieu poreux et par conséquent une modification des autres paramètres physicochimiques de l'eau. Pour les mêmes conditions de laboratoire destinées pour la filtration des échantillons d'eau, un suivi de la conductivité, TDS, pH ainsi que de l'indice de réfraction en fonction du temps de lavage a été réalisé pour les différents filtrats après passage de l'eau de lavage sur les milieux poreux, donné au Fig.2.21.

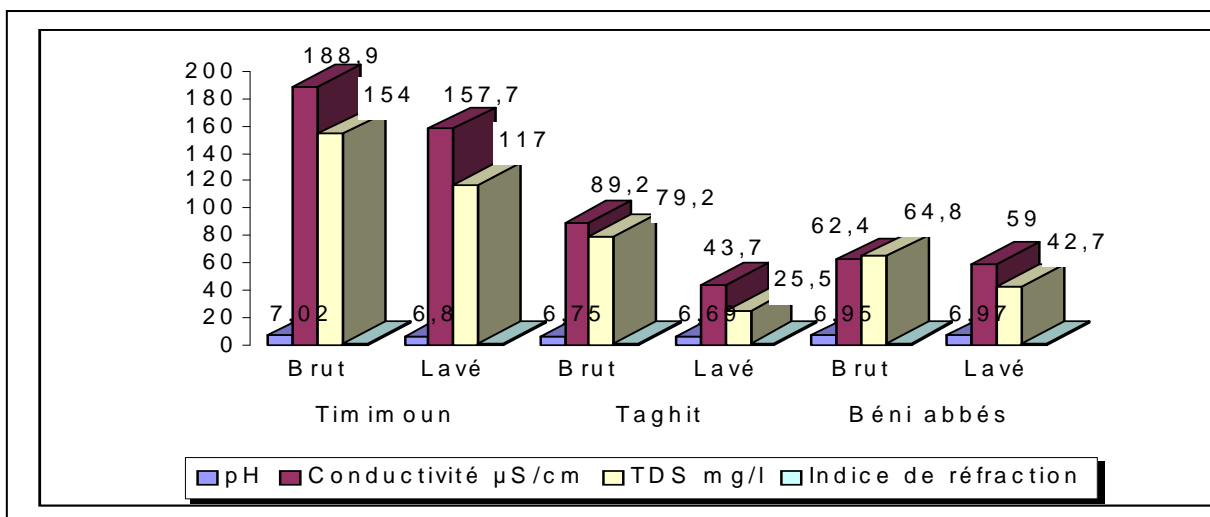


Figure 2.21. Comparaison du pH, Conductivité, TDS et indice de réfraction des lits filtrants brut et lavé.

D'après la Fig.2.22a pour le sable de Taghit, la variation des paramètres suivis résultats ne présente pas des floculations importantes durant le passage de l'eau de lavage à travers le milieu poreux considéré en fonction du temps pour les trois paramètres suivis dans les différents filtrats et restant dans le même ordre de grandeur à l'exception du pH où nous avons remarqué une très légère diminution qui passe de 7,51 à 7,48 et l'indice de réfraction demeure invariable.

Une très forte variation a été observée Fig.2.22b pour la valeur de la conductivité et le TDS dans le filtrat (F1) respectivement de 2,09 mS/cm à 6,89 mS/cm et de 1,86 à 5,64 g/l ces pics peuvent être justifiés par la valeur importante de ces deux paramètres dans le sable de Timimoun comparativement avec le sable de Taghit et Béni abbés ainsi que la valeur

importante de l'absorbance enregistré dans le sable de Timimoun, cette augmentation se stabilise et devient moins importante pour les autres filtrats, ces valeurs tendent à diminuer au cours du temps de lavage et se stabilisent dans des valeurs proches de ceux de l'eau utilisée pour le lavage. La variation du pH a été aussi considérable de 7,33 à 8,33, l'indice de réfraction ne montre aucune fluctuation sensible.

Dans le sable de Béni abbés la variation du pH était remarquable à partir du filtrat F2 Fig.2.22c un passage de 6,36 à 7,87 est observé, la variation de la conductivité et du TDS était observée à partir du filtrat F1 et qui tendent à diminuer en fonction du temps.

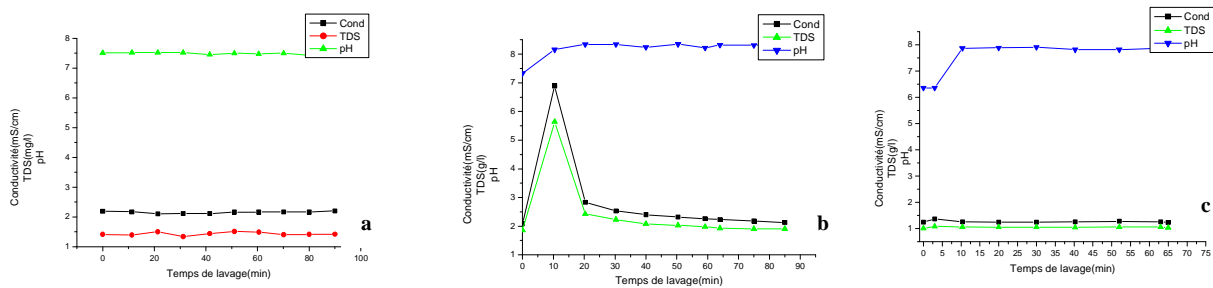


Figure 2.22. Evolution de la conductivité, TDS et du pH de l'eau de lavage en fonction du temps Sable de : **a** Tghit, **b** Timimoun et **c** Béni abbés

3. Etude hydrodynamique

3.1. Mesure de la vitesse de filtration dans la masse du lit granulaire estimation de la conductivité hydraulique

3.1.1 Charge hydraulique

En mécanique des fluides Pour décrire les mouvements des fluides, on utilise la notion de charge hydraulique, qui est une énergie potentielle par unité de volume de fluide. Pour l'écoulement de l'eau, la charge hydraulique h a pour expression :

$$h = \frac{u}{\rho_w g} + z + \frac{v^2}{2g} = \frac{u}{\delta_w} + z + \frac{v^2}{2g} \quad \text{Equation II.1}$$

Avec

- u Pression de l'eau,
- ρ_w Masse volumique de l'eau,
- g Accélération de la pesanteur,
- v Vitesse d'écoulement de l'eau,
- z Hauteur du point considéré, à partir d'un niveau de référence,
- δ_w Poids volumique de l'eau.

La charge hydraulique a la dimension d'une longueur et est généralement exprimée en mètres. Elle contient trois termes : les deux premiers correspondent à l'énergie des forces extérieures et le troisième à l'énergie cinétique de l'eau en mouvement. La vitesse de l'eau dans les milieux poreux est en général très faible. Le terme dû à l'énergie cinétique ($v^2/2g$) reste donc faible devant les deux autres. Il est pour cette raison négligé en mécanique des sols. L'expression de la charge hydraulique se réduit donc à :

$$h = \frac{u}{\rho_w g} + z = \frac{u}{\delta_w} + z \quad \text{Equation II.2}$$

La pression interstitielle u se déduit de la charge hydraulique par la relation :

$$u = \delta_w (h - z) \quad \text{Equation II.3}$$

3.1.2 Gradient hydraulique

Le gradient hydraulique est un vecteur défini comme l'opposé du gradient de la charge hydraulique h :

$$\vec{i} = -\vec{\text{grad}}h$$

Il a pour composantes :

$$i_x = -\frac{\partial h}{\partial x}; \quad i_y = -\frac{\partial h}{\partial y}; \quad i_z = -\frac{\partial h}{\partial z}$$

3.2 Mesure en laboratoire du coefficient de perméabilité du sol

Le coefficient de perméabilité des sols peut être mesuré en laboratoire, sur des échantillons de petit volume ou sur le terrain dans des forages. Les essais de laboratoire, qui sont utilisés dans cette contribution, sont habituellement effectués sur des colonnes de sol homogène. La mesure directe de la perméabilité des sols en laboratoire s'effectue selon deux procédures, dites « à charge constante » et « à charge variable ». Les essais à charge constante sont mieux adaptés aux sols de forte perméabilité et les essais à charge variable aux sols de faible perméabilité (tableau 2.2).

Tableau 2.2: Valeur du coefficient de perméabilité des sols

Type de sol	Gravier	Sables	Limons	Argiles
α (m/s)	10^0	10^{-3}	10^{-6}	10^{-9} à 10^{-11}
Méthode de mesure en laboratoire	Perméabilité à charge constante		Perméabilité à charge variable	

3.2.1 Essais à charge constante

Les essais à charge constante imposent une différence de charge Δh constante entre les deux extrémités d'une colonne de sol d'épaisseur L et de section S et l'on mesure la quantité d'eau $V(t)$ qui traverse la colonne au cours du temps (figure 2.23). Le coefficient de perméabilité est égale à :

$$\alpha = \frac{\text{vitesse d'écoulement}}{\text{gradient}} = \frac{V(t_2) - V(t_1)}{S(t_2 - t_1)} \frac{L}{\Delta h} \quad \text{Equation II.4}$$

Où $V(t_1)$ et $V(t_2)$ sont respectivement les quantités d'eau qui ont traversé la colonne aux temps t_1 et t_2 .

3.2.2 Essais à charge variable

Dans les essais à charge variable (figure 2.23), on observe l'écoulement de l'eau à travers le sable contenue dans une colonne de faible section S . À mesure que l'eau traverse la colonne à différentes charge (Δh_i), la différence de charge entre les deux extrémités diminue et la vitesse d'écoulement diminue également. La loi de Darcy [15] peut s'écrire à chaque instant en fonction de la différence de charge entre les deux extrémités de la colonne en exprimant la valeur du débit Q d'eau qui s'écoule verticalement à travers un certain volume de sable soumis à un plan d'eau en surface selon la formule:

$$Q = \alpha \cdot S \cdot \frac{H}{L} \quad \text{Equation II.5}$$

Où :

S Surface soumise à l'écoulement,

H , la hauteur du niveau du plan d'eau par rapport à un plan de référence,

L , la hauteur de l'échantillon de sol par rapport au même plan de référence.

α a ainsi les dimensions d'une vitesse et s'exprime en mètres par minute si Q est évalué en mètres cubes par minute.

A partir de ses paramètres expérimentaux (Q, V, S, L et h) la perméabilité a été estimée pour les trois échantillons de sable annexe 2.5.

Le lit de matériau granulaire (sable), de hauteur 60cm dans une colonne de verre, est soumis à une charge hydraulique constante h . On a suivi la filtration de l'eau bi distillé et filtré en relevant le volume recueilli en fonction du temps.

Le même dispositif expérimental utilisé pour la filtration à été utilisé pour l'estimation de la conductivité hydraulique des différents sables utilisés dans ce travail.

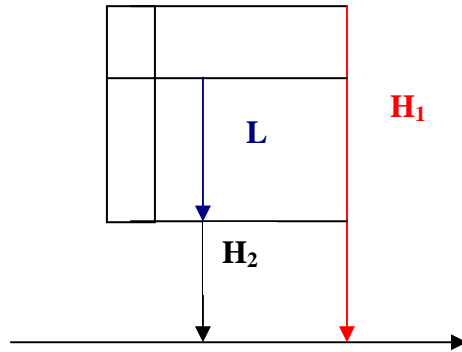


Figure 2.23. Schéma du dispositif à différentes charges hydrauliques

3.3. Coefficient de perméabilité

3.3.1 Dimension et valeurs

Le coefficient α de la loi de Darcy, appelé « coefficient de perméabilité », a la dimension d'une vitesse car le gradient hydraulique I est sans dimension. Il s'exprime en général en m/s. Le coefficient de perméabilité (appelé aussi « conductivité hydraulique ») dépend largement à la fois des caractéristiques du sol et de celles de l'eau. Ses valeurs vont de 1 m/s pour les graviers très perméables à 10^{-11} m/s pour les argiles très peu perméables (tableau 2.2).

La loi de Darcy exprime la relation qui existe entre le débit spécifique d'infiltration et le gradient de charge hydraulique.

$$q_s = -k_s \overrightarrow{\text{grad } H} \quad \text{Equation II.6}$$

q_s : Débit spécifique de l'alimentation [LT^{-1}]

k_s : Conductivité hydraulique [LT^{-1}]

H : Charge hydraulique total [L]

Or, pour une charge constante la relation se simplifie à :

$$q_s = k_s \frac{\Delta h}{L} \quad \text{Equation II.7}$$

L : Longueur de l'échantillon de matériau [L]

Δh : Variation de la charge hydraulique [L]

3.3.2. Estimation de la perméabilité

Pour pouvoir déterminer ce paramètre, trois mesures sont effectuées par échantillon de sable, filtration de l'eau bi distillé filtré sur papier filtre afin d'éviter le phénomène du colmatage, en faisant varier la charge hydraulique (Δh en cm d'eau) pour la même longueur L du matériau granulaire, la figure 2.23 illustre notre mode opératoire et pour mettre en évidence l'influence de la charge hydraulique sur le débit.

Pour les trois milieux poreux, il a été constaté que le volume est proportionnel au temps de filtration, soit le volume écoulé en fonction du temps est représentable par une droite, les coefficients de régression linéaire tendent vers 1 (figure 2.24), cette linéarité du volume écoulé en fonction du temps implique un débit constant dans le temps en sortie de la colonne, pour les différentes charges hydrauliques le débit a été constant et dépendant directement de la charge hydraulique appliquée.

Les figures ci-dessous rassemblent la variation du volume et débit en fonction de la charge hydraulique et le temps pour les différents lits filtrant, les résultats sont groupés dans l'annexe 2.5.

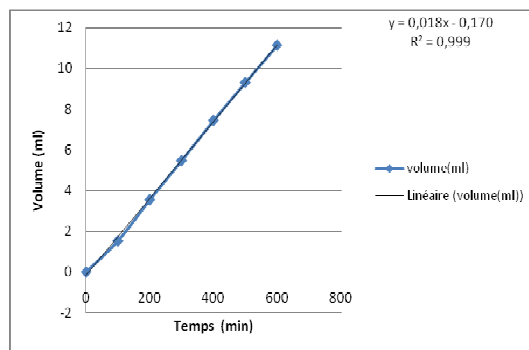


Figure 2.24 : Exemple de linéarité volume écoulé -temps

D'après les résultats obtenus, il nous a été possible de constater pour de très faible débit spécifique de l'ordre de 10^{-2} m/min pour les trois échantillons de sable, que les valeurs de la conductivité hydraulique pour la même variation de la charge hydraulique (Δh) représente une faible fluctuation et la valeur moyenne estimée (perméabilité à charge constante) est de $0,983 \cdot 10^{-4}$ m/s, $0,906 \cdot 10^{-4}$ m/s et $0,976 \cdot 10^{-4}$ m/s respectivement pour Timimoun, Taghit et Béni abbés. L'augmentation du débit spécifique d'infiltration fait que la relation de Darcy perd sa linéarité, [15] a montré que la loi de Darcy est valide lorsque le nombre de Reynolds est inférieur à 10.

Lorsque la vitesse de Darcy augmente, la relation entre la vitesse et le gradient de potentiel dévie progressivement de la relation linéaire. Le domaine de validité de la loi de Darcy est limité par la valeur prise par le nombre de Reynolds, Re défini pour un écoulement en milieu poreux (par analogie avec la dynamique des fluides en conduite) par (Bear, 1978) :

$$Re = \frac{q_s d_p}{\nu} \quad \text{Equation II.8}$$

Re : Nombre de Reynolds [ad]

d_p : Diamètre des grains [L]

ν : Viscosité cinématique du fluide [L^2T^{-1}],

q_s : Débit spécifique [LT^{-1}]

ν est la viscosité cinématique de l'eau ($0,01002 \text{ cm}^2.s^{-1}$) [16] et d_p une longueur caractéristique du milieu poreux (par exemple d_{10} , diamètre maximum des particules dont la masse représente 10 % de la masse de sol) [7].

Des débit spécifique de l'ordre de $10^{-2}m/min$ et à une même variation de la charge hydraulique ($\Delta h=100cm$), on données des valeurs de Reynolds inférieur à 1 tableau 2.3 qui sont directement proportionnel au diamètre des grains, pour un faible d_p une faible valeur de Re est observer, ces valeurs sont d'autant plus important que le matériau possède un d_p important, ce qui explique la divergence existante entre les différents lits filtrant.

On suppose pour ces conditions (faible débit) que la loi de Darcy est applicable.

Tableau 2.3: Valeur de Re en fonction du débit spécifique d'infiltration pour les différents sables à une même variation de la charge hydraulique ($\Delta h=100cm$) pour d_{10} .

		F1	F2	F3	F4	F5	F6
Béni abbés	t (s)	180	621	1198,8	1800	2418,6	3120
	$q_s(m/s)10^{-3}$	0,175	0,152	0,144	0,139	0,136	0,131
	Re [ad]	0,038	0,033	0,032	0,031	0,029	0,029
Timimoun	t (s)	91,8	213	328,2	446,4	558	667,8
	$q_s(m/s)10^{-3}$	0,171	0,148	0,144	0,141	0,141	0,141
	Re [ad]	0,027	0,024	0,023	0,022	0,022	0,022
Taghit	t (s)	210	681	1290	1890	2518,8	3180
	$q_s(m/s)10^{-3}$	0,150	0,139	0,134	0,133	0,131	0,129
	Re [ad]	0,028	0,026	0,025	0,025	0,025	0,024

Conclusion

Il ressort de cette étude à l'échelle de laboratoire, que le sable de dune (Erg Occidental) étudié dans ce travail présente des caractéristiques favorables à leur utilisation comme lit filtrants, nous pouvons dire que se sont des sols à textures de sable fin d'un diamètre effectif (d_{10}) compris entre 0,17 à 0,22mm et un coefficient d'uniformité (Cu) de 1,23 à 1,91.

L'analyse chimique réalisée sur la fraction globale du sable (brut) nous à fournit une information qualitative et quantitative sur la composition chimique de l'échantillon. Les résultats obtenus indiquent que les échantillons de sable ne contiennent pas de manganèse, la présence des oxydes de fer d'aluminium et de calcium peut être un indicateur de la présence de ces éléments sous différentes formes. L'oxyde de calcium présente des concentrations importante dans le sable de Béni abbés comparativement à (Timimoun et Taghit) et atteint 1,15% dû très probablement à la présence du calcite (CaCO_3), l'oxyde de fer présente une concentration importante de 0,39% dans le sable de Taghit ainsi que les oxydes d'alumine, potassium et sodium respectivement 0,27 - 0,12 et 0,03% comparativement (Timimoun et Béni abbés), le quartz est le minéral le plus représenté considéré comme étant la partie insoluble notons 98,45% dans le sable de Taghit.

Nous avons constater que le lavage à permis une légère correction de certains paramètres chimiques du lit filtrant tableau 2.4, une très légère augmentation du SiO_2 pour le sable de Timimoun 97,11% contre 97%, de Béni abbés 97,55% contre 97,44% restant dans le même ordre de grandeur, alors qu'une très faible diminution du taux de silice à été observer pour le sable de Taghit 98,45% contre 98,20%.

L'examen des spectres Infrarouge des échantillons de sable brut et après lavage fig. (2.9-2.11) montrent que certaines bandes dans les spectres des échantillons bruts disparaissent ou se déplace après lavage et qui sont probablement liées à la présence des impuretés associées à l'argile, La bande 875 cm^{-1} est bien identifié pour le sable de Béni abbés et Taghit, ainsi le spectre 1421 cm^{-1} pour le sable de Timimoun qui correspond a la vibration de CO_3 de la calcite [13]. Les résultats obtenus par cette technique confirment ceux obtenu par fluorescence X (analyse chimique). En effet, les phases majoritaires présentes dans le sable étudié sont la calcite (CaCO_3) et la kaolinite ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).

L'analyse optique(UV visible) montre que tous les filtres utilisés subissent au cours du passage de l'eau un lessivage cella est bien confirmé par la variation de l'absorbance dans le premier filtrat et sa diminution pour une même longueur d'onde au cours du temps de lavage, les constatations expérimentales enregistré pour le sable de Taghit, Timimoun et Béni abbés,

font que la valeurs de l'absorbance diminué au cours du temps de lavage pour tous les longueurs d'ondes utilisées ce qui explique que la matière largué par le sable et transporter par l'eau, concentré dans le premier filtrat subira une réduction avec le temps et par conséquent la réduction de la transparence exprimé en son absorbance, un tel suivie peut être bénéfique et significatif pour optimiser le temps de lavage du filtre. Le temps d'agitation influe sur la valeur de l'absorbance, cette valeur est importante pour un temps d'agitation important ce qui confirme le largage des impuretés enrobant le grain de sable, l'augmentation de l'absorbance entre les temps d'agitation prouve que le grain de sable sous une agitation plus longue libère un maximum d'impureté qui lui enrobe, car en constate après un lavage et une agitation de 2h que la valeur de l'absorbance diminue et elle est inférieure à celle qui correspond 30min d'agitation, la valeur maximum de l'absorbance est toujours localisée dans le domaine de l'UV, la fig.2.16 montre pour les différents sables et pour les différents temps d'agitation, que le sable de Timimoun présente des absorbances beaucoup plus important comparativement à celui de Taghit et Béni abbés, elle est de 3,959 pour $\lambda = 200nm$ est pour une agitation de 12h est de 1,617 pour la même longueur d'onde pour le sable de Timimoun cette valeur démunie après un lavage suivi d'une agitation de 2h et vaut 0,712 tout en restant la valeur la plus important par rapport à Taghit et Béni abbés qui sont respectivement 0,143 et 0,104.

Pour les différentes fractions granulométriques du sable analysé dans les différentes longueurs d'ondes on constate que la valeur maximum de l'absorbance ce localise dans la partie fine soit dans la gamme 40-100 μm pour le sable lavé et brut.

Tableau 2.4: Comparaison de la composition (%) minéralogique des sables (brut et lavé). STAL : Taghit lavé, STANL : Taghit non lavé, STIL : Timimoun lavé, STINL : Timimoun non lavé, SBL : Béni abbés lavé, SBNL : Béni abbés non lavé.

	STANL	STAL	STINL	STIL	SBNL	SBL
Cr ₂ O ₃	0,002	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Fe ₂ O ₃	0,39	0,12	0,15	0,17	0,18	0,17
Al ₂ O ₃	0,27	0,14	0,14	0,16	0,17	0,13
K ₂ O	0,12	0,007	0,007	0,01	0,008	0,008
Na ₂ O	0,03	0,007	0,009	0,009	0,008	0,008
MnO	0,003	00	00	00	00	00
CaO	0,94	0,76	1,004	1,004	1,15	1,23
MgO	0,011	0,006	0,013	0,016	0,015	0,014
SiO ₂	98,45	98,20	97	97,11	97,44	97,55

Références bibliographiques

- [1] **Maazouzi.A; Kettab.A et Badri.A; 2007** «Etude de procédés de filtration sur sable de la région de Béchar en pré traitement de l'eau potable» *Desalination* 206 (2007) 358–368
- [2] **Maazouzi.A; Kettab.A et Badri.A; 2008** «Contribution à l'expérimentation de la filtration de l'eau potable en prétraitement dans quelques lits filtrants (sable) de la région de Bechar. » 4ème conférence internationale sur : les Ressources en Eau dans le Bassin Méditerranéen Mars 2008 Alger Watmed4.
- [3] **Dridi .L, 2006**, «Transfert d'un mélange chlorés en aquifère poreux hétérogène. » Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- [4] **Gaillard. B, 1994.** «Les méthodes de traçages pour l'étude des écoulements souterrains. » Cours DESS Hydrogéologie, Université Grenoble I.
- [5] **Ruban .G, 1996.** «Mesure continue de la pollution par voie optique en assainissement Principe généraux et mise en œuvre, LCPC» : compte rendu de synthèse, ERG2.72.10.6 ,51p.
- [6] **Molle.P, 2003.** «Filtre plantes des roseaux : limites Hydrauliques et rétention du phosphore». Thèse de doctorat, Université de Montpellier II.
- [7] **Szenknect .S, 2003.** «Transfert de radioéléments en zone non saturée. Etude expérimentale et modélisation appliquées au Site Pilote de Tchernobyl. » Thèse de doctorat - institut de radioprotection et de suréte nucléaire
- [8] **Ardois.C, Collin .J, Mallet .C, Roujou. J.L, 2002.** «Caractérisation du sable éolien de Tchernobyl utilisé pour les études de sorption. » Note technique IRSN/DPRE/SERGD n° 02-72.
- [9] **Lenoble V. 2003.** «Elimination de l'Arsenic pour la production d'eau potable : Oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants». Thèse de doctorat - Université de Limoges.
- [10] **Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A. & Christensen T.H. 2002.** « Present and long-term composition of MSW landfill leachate» *A review. Crit. Rev. Env. Sci.Tec.*, 32(4), 297-336.
- [11] **Maglione .G et M. Carn ;1975** «Spectres infrarouges des minéraux salins et des silicates néoformes dans le bassin tchadien » *Cal~. ORSTOM, sér. Géol., vol. VII, 110 1, 1975: 3-9*
- [12] **A.M'leyeh et all 2002 ;** «Fixation des métaux lourds par les argiles de la décharge » municipale de Borj Chekir (SW de Tunis) *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.533-546.*
- [13] **Elouazzani. D. 2005** «Caractérisation physicochimique et valorisation en bâtiment et TP des cendres issues de l'incinération des boues de papeterie» Thèse de doctorat, Institut des sciences appliquées de Lyon.
- [14] **Maazouzi.A; Kettab.A 2009** «Contribution à la mise en place d'un protocole de lavage de lit filtrant de sable pour les eaux potable à l'échelle de laboratoire. » Séminaire Matière Organiques et Environnement. Saint maxime (France).
- [15] **Menoret. C 2001** « Use of recirculation Through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. » *Conference IWA apparait dans Wat.Sci.tech.*
- [16] *Handbook of Chemistry and Physics, 1984*
- [17] **Yann Callot1991,** «Histoire d'un massif de dunes, Grand Erg Occidentale (Algérie)» *Géodynamique des milieux continentaux, Sécheresse 2 :26-39*
- [18] **A. Kettab, A. Maazouzi, R. Mitiche 2009** «Contribution à l'étude du sable de dune (Erg occidental) Algérie utilisé comme étant lit filtrant.» *Le 2eme Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis.*

- [19] **M.M. Ahammed and M. Chaudhuri**, «Sand-based filtration/ adsorption media, Aqua – J. Water Supply: » Res. Technol., 45 (1996) 67–71.
- [20] **M.F. Hamoda, I. El-Ghusain and N.Z. Al-Mutairi**, « Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse»Desalination,164 (2004) 203–211.
- [21] **D.H. Mantz and P. Eng**, «New horizons for slow sand filtration, Proc. 11th Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water and Biennial Conference of the Federal- Provincial-Territorial Committee on Drinking Water, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water, Calgary, Alberta, 3–6 April 2004, pp. 682–692.
- [22] **Youcef Touil, S. Taha, R. Issaadi, A. Amrane**«Pilot plant for wastewater treatment involving septic pit and biological filtration on sand of dunes of the Algerian Sahara » Desalination and Water Treatment10 (2009) 148–152
- [23] **A. Zri et all**, «VALORISATION DES SEDIMENTS DANS LE BETON DE SABLE A BASE DU SABLE DE DRAGAGE. » SBEIDCO – 1stInternational Conference on Sustainable Built Environement Infrastructures in Developing Countries ENSET Oran (Algeria) - October 12-14, 2009

Chapitre III : Analyse et filtration de l'eau

1. Introduction

Dans une première partie sont présentée la filière conventionnelle de l'unité de traitement d'eaux (UTE) de Djorf Tourba, justification du choix de l'eau du barrage (DT) ainsi que des puits (SB_i) pour la ville de Béchar et (F_i) pour la ville de Timimoun choisi dans notre travail. La contribution repose d'une part sur, l'étude physicochimique des eaux (Béchar et Timimoun) permettant pour la ville de Béchar l'étude de l'effets des rejets liquides urbains (R_i) sur la qualité des eaux souterraines et une caractérisation pour les eaux de foggara de Timimoun, la représentation spatiale des eaux souterraines et des rejets nous a permis l'étude de l'évolution des paramètres physicochimique des différents échantillons dont laquelle le principe des différents méthodes d'analyse expérimentales mises en oeuvre dans cette contribution inspiré des méthodes d'analyses [1] et la description du dispositif expérimental dans lequel ont été réalisées les expériences de filtration et le protocole expérimental suivi sont présentés.

Par la suite une classification en fonction de la conductivité et en fonction du SAR (Sodium Adsorption Ration) est présentée.

L'analyse physicochimique nous a aussi permet de faire une représentation graphique, diagramme de Piper, de schoeller-berkaloff et de Stiff ainsi que l'étude des rapports caractéristiques rMg^{2+}/rCa^{2+} , rSO_4^{2-}/rCl^- et rNa^+/rCl^- .

Et d'autre part, dans une dernière partie en présente la filtration dans la masse et le suivi des performances du procédé de la filtration de l'eau dans les différents lits filtrant utilisé et l'évolution de certains paramètres physicochimiques; une interprétation des résultats obtenus de la filtration de l'eau dans chaque lit filtrant est réalisée.

Le principe général de la méthodologie adopté dans ce chapitre est présenté en Fig. 3.1.

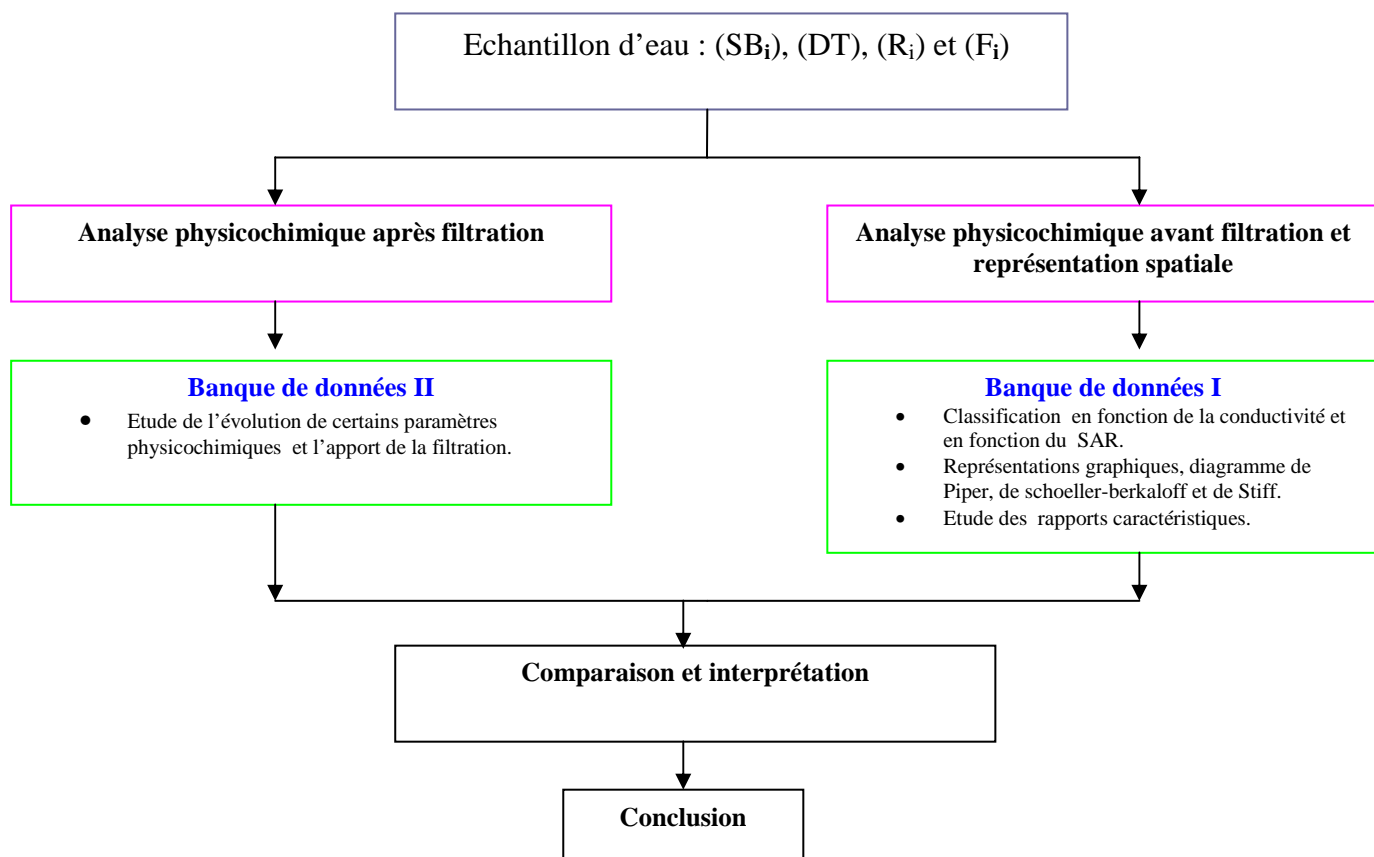


Figure 3.1 : Schéma de principe de la méthodologie adoptée.

1.1. Aperçu de la filière conventionnelle de l'UTE de Djorf Tourba

L'unité de traitement d'eau UTE de Djorf Tourba à une capacité de production de 45000 m³/j, néanmoins, la production moyenne en 2007 a été de 36000 m³/j et la population desservie a été estimée à 187107 habitants. La source principale pour l'alimentation en eau potable de la ville de Bechar est le barrage de Djorf tourba.

Actuellement le débit traité par la station est de 1500m³/h, c'est un débit sous-estimé se qui explique le déficit en eau potable enregistré dans la ville de Bechar ainsi l'alternance dans l'alimentation des différentes zones.

La filière de traitement comprend les étapes illustrées dans la Fig.3.2 partant de l'eau brute jusqu'à l'eau traitée.

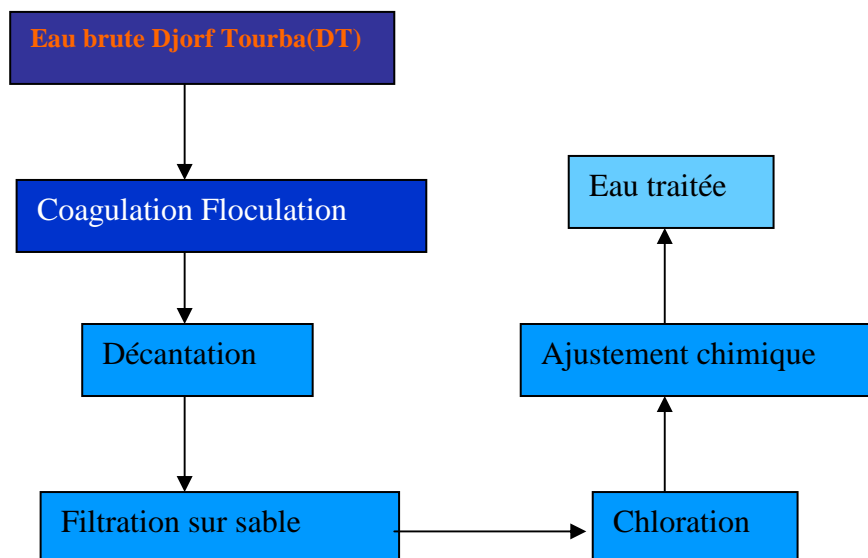


Figure 3.2: Filière conventionnelle de traitement de l'UTE Djorf Tourba

Une collaboration de l'équipe, du Barrage nous été bénéfique, il a été possible de connaître un peu plus en profondeur la chaîne de traitement de l'UTE, notamment en ce qui concerne les doses de produits chimiques. La coagulation s'effectue avec du sulfate d'aluminium, à une dose de 25 mg/l de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ selon la qualité de l'eau brute. Un aide floculant, commercialisé, est aussi injecté dans les décanteurs à une dose de 10 mg/l. La décantation de type circulaire est assurée par 2 systèmes décanteur libre (Fig.3.3), tandis que la filtration sur sable s'effectue sur des bassins de 10 m² montré sur la Fig. 3.4.



Figure 3.3: Décanteur circulaire au niveau du Barrage DT. Mars 2008



Figure 3.4: Filtre à sable filtration lente au niveau du Barrage DT. Mars 2008

L'eau est ensuite acheminée vers la post-désinfection vers celle au chlore. Les doses sont de 1 à 2 mg/l de chlore. L'objectif pour la chloration est d'avoir une concentration de chlore libre résiduel de 1 mg/l à la sortie de l'unité. Finalement, l'unité effectue un ajustement chimique à la chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) afin de ramener le pH à une valeur de 7,5 pour protéger le réseau de distribution d'une éventuelle corrosion.

Tableau 3.1: Analyse de l'eau (DT) faites au niveau du laboratoire de l'ADE de Béchar.

Paramètres	Eau brute	Eau traitée
T°C	25,4	27,9
Conductivité $\mu\text{s}/\text{cm}$	1121	1228
pH	7,88	7,4
TDS mg/l	529	509
TH mg/l	218,88	211,84
TCa ⁺² mg/l	84	95,2
TMg ⁺² mg/l	31,68	22,32
TA mg/l	00	00
TAC mg/l	146,4	91,5
Cl mg/l	255,24	244,6
Mo mg/l	1,76	1,6
NO ₂ mg/l	0,02	ND
NO ₃ mg/l	09	08
NH ₄ mg/l	0,07	00
SO ₄ mg/l	380	96,53

1.2. Justification du choix d'échantillon d'eau

1.2.1. Justification du choix Barrage Djorf Tourba

Comme eau de surface, l'eau de Barrage Djorf Tourba a été utilisée dans nos essais de filtration sur les différents lits filtrants que nous avons effectués car la station de traitement est destinée pour alimenter une grande partie de la ville de Bechar, Abadla et Kénadza soit une population de 187107 habitants est desservie par la station chiffre qui nous a été communiqué par l'ADE (Algérienne des eaux de Béchar). Cette eau a été utilisée tel quel. En effet cette eau (brut) est relativement chargée en colloïdes suspectés d'être les principaux agents colmatant.

1.2.2. Justification du choix des puits

L'alimentation en eau potable de la ville de Timimoun régions du Sud Ouest Algérien, est assurée exclusivement par des eaux souterraines provenant des nappes (Foggara), leurs parcours à travers la nappe peut leur procurer des caractéristiques dépendant de la nature des sols traversés.

Cette alimentation est aussi assurée dans la ville de Béchar par des eaux souterraines provenant des nappes et d'autres eaux souterraines non comptabilisées se trouvant à proximité de l'Oued des eaux de rejet (risque d'infiltration) sont utilisées comme eau de boisson et/ou d'irrigation, la qualité des eaux

souterraines représenté par les puits d'étude peuvent être contaminer dans le temps est l'espace par l'infiltration probable des rejets.

Les échantillons d'eaux souterraines analysées ont été prélevés à différent niveau de profondeur dans plusieurs localités couvrant la quasi-totalité de la ville. La plupart des points de prélèvement ont été choisis en fonction de la densité de la population et l'utilisation de l'eau.

2. Effets des rejets liquides urbains sur la qualité des eaux souterraines de la ville de Béchar (Sud Ouest Algérien)

2.1. Introduction

L'hydrochimie est une discipline très complexe et aujourd'hui d'une importance toujours plus grande, face en particulier aux importants problèmes de contamination des eaux. L'analyse de la chimie des eaux constitue un complément indispensable à l'étude hydrogéologique des nappes et la gestion des ressources en eau. Elle permet d'apporter de nombreuses informations sur le milieu aquifère, la nature de l'encaissant, les zones d'alimentation et de circulation, la potabilité des eaux, etc. Notre travail, consiste d'une part à identifier la qualité physicochimique et microbiologique de 14 échantillons d'eau souterrain et les classer selon les normes algérienne et OMS et d'autre par l'analyse physicochimique de six points de rejet résiduaire rejeté a ciel ouvert dans le milieu récepteur de Oued de Béchar.

La région de Béchar (Sud Ouest Algérien) est une région semi aride où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour les activités d'agriculture et les besoins domestique et surtout dans la période d'été. La dégradation de la qualité des eaux de la nappe y est provoquée, d'une part, par la nature du sol qui permet une infiltration facile, et d'autre part par les rejets liquides domestiques. La charge de ces rejets est de plus en plus croissante avec le développement démographique de la ville. Le déversement (sans contrôle) de ces rejets constitue une source de pollution pour les terrains agricoles et les puits riverains. L'éloignement d'un point d'eau par rapport à la source de pollution et la profondeur de la nappe constituent deux critères prépondérants dans la détermination de la qualité de l'eau souterraine.

Un diagnostic a permis de relever certaines observations relatives à la qualité des eaux des puits proches de l'écoulement des eaux usées de la ville de Béchar, révélant une forte salinité et parfois une mauvaise odeur. Une étude physicochimique de la majorité des puits sur les deux rives de l'oued a montré la possibilité d'une contamination des eaux de la nappe par les infiltrations des eaux usées. La partie qui suit vise à déterminer l'état de dégradation des eaux souterraines de la ville de Béchar par l'écoulement permanent des eaux résiduaire charriées par l'oued. L'étude menée sur six stations d'eaux résiduaire (R_i) localisées sur le parcours de l'oued de Béchar et les eaux souterraine de la nappe (quatorze puits proches) (SB_i) utilisées par la population riveraine comme

eau de consommation et/ou d'irrigation, a permis d'évaluer l'impact des eaux usées sur la qualité des eaux de la nappe. Les analyses effectuées avril 2008 pour les six rejets d'oued Béchar ainsi que les quatorze eaux souterraines, ont révélé une pollution chimique des eaux de la nappe par les écoulements superficiels de l'oued de Béchar. Ceci est confirmé par les teneurs élevées des eaux souterraines en chlorures, qui dépassent 1000 mg/l, en sulfate qui dépassent 900 mg/l ce qui explique les valeurs de la conductivité qui atteignent 4500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Toutefois, une influence lithologique ne peut être exclue. Le calcium et le magnésium dépassent 200 mg/l, le brome, zinc, iode et le manganèse sont présents aussi avec des teneurs plus ou moins important, les teneurs en nitrates, atteignant 99,23 mg/l, en nitrite 8 mg/l, prouvent une pollution nitrique des eaux souterraines étudiées.

2.2. MATERIEL ET METHODES

2.2.1. Cadre général et démographique

La ville de Béchar, avec 5050 km² [2] de superficie et une densité de 31,44 hab/km² situé à 1000 km au sud ouest de la capitale Alger. La population de la ville est de 158789 habitants statistique arrêté au 31/12 /2006, dont 80 % sont approvisionnés en eau potable par la régie locale (ADE) à partir du barrage Djorf Tourba et 20% des eaux souterraines. L'activité principale de la population est l'agriculture et l'élevage. Pour cela, elle utilise les rejets liquides provenant de la ville et qui sont évacués superficiellement dans un canal à ciel ouvert de direction sud nord. L'analyse statistique des résultats obtenus pour les deux campagnes de prélèvement des rejets se base sur la comparaison des moyennes des différents paramètres mesurés.

La wilaya de Bechar est limitée Fig.3.5, au Nord par la wilaya de Naàma, à l'Ouest par l'état du Maroc, au Sud par la wilaya d'Adrar, et Tindouf Au Sud Ouest et à l'Est par la wilaya d'EL-Bayadh. Divisée en 21 communes, elle compte en 2007 une population de 187107 habitants essentiellement concentrée au niveau de la commune de Béchar, presque 62% de la population totale de la wilaya.

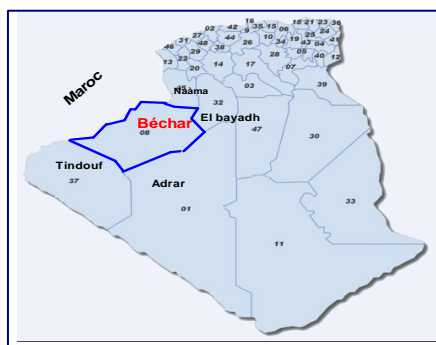


Figure 3.5. Situation géographique de la zone d'étude (ville de Béchar).

2.2.2. Aperçu climatique de la ville de Béchar.

Sur le plan bioclimatique, la ville de Béchar se situe dans l'étage semi-aride à hiver froid. La pluviométrie annuelle moyenne le maximum apparaît en novembre est de 12mm, le minimum est en juillet avec 0,39mm, la précipitation moyenne annuelle est de 72,97mm, à l'exception de la période de crue qu'a connu la ville de Béchar en octobre 2008 ou les précipitations en dépasser 100mm. La saison pluvieuse s'étend d'octobre à mars, avec un maximum en novembre. Les températures minimales varient de 3,8 à 28,8 °C et les températures maximales de 17,2 à 39,7 °C (Fig.3.6). L'oued de Béchar, qui constitue le récepteur principal de ses eaux usées, finit son cours en s'infiltrant dans la nappe.

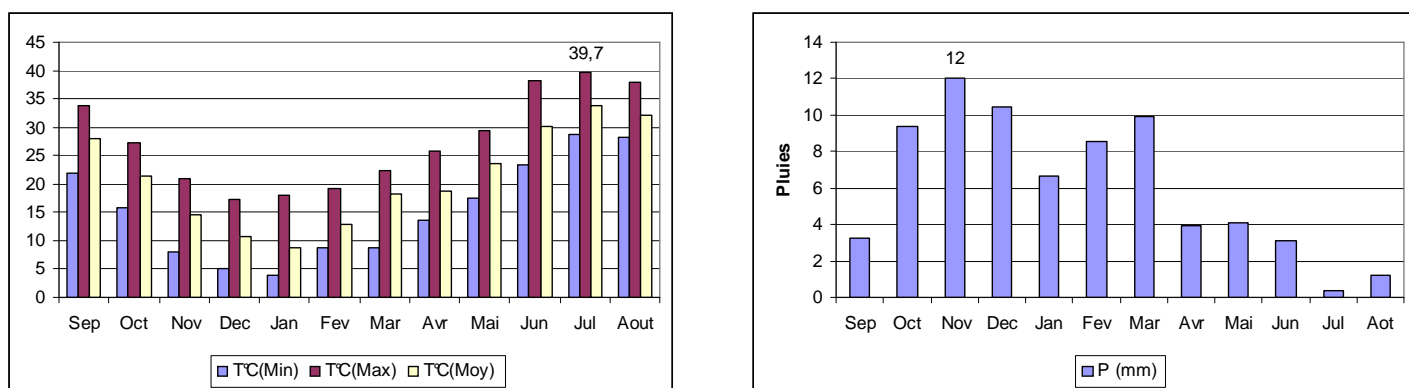


Figure 3.6. Variations des pluies et des températures dans la région d'étude pendant la période (1985-2006). Source .A.N.R.H. de Béchar.

2.2.3. Campagnes de prélèvements des eaux de rejets (R_i) et souterraines (SB_i) de la ville de Béchar.

En avril 2008, des prélèvements d'échantillons d'eaux souterraines notés SB_i, de la source et d'eaux usées noté R_i (avril 2008) a été réalisées (Fig.3.7), selon les recommandations de l'OMS [13]. Le choix des sites a été fixé à la lumière d'une étude préliminaire des paramètres physicochimiques, de

la fréquence d'utilisation par les riverains, et de l'éloignement de la source de pollution (oued de Béchar) pour les eaux souterraines, et selon le sens d'écoulement amont-aval pour les eaux résiduaires. On prélève, dans des flacons de polyéthylène un volume de 1,5 l destiné aux analyses physicochimiques et de 14 puits les plus utilisés, ainsi que six stations d'eaux usées. Le transport au laboratoire des flacons de prélèvement a été effectué dans une glacière à basse température (4°C). Les paramètres physicochimiques (température, conductivité, pH et salinité) ont été mesurés *in situ* au moyen d'un multi paramètre (Consort 861) avec une marge d'erreur de 2%.

Au laboratoire, Les méthodes de dosage [1] utilisées sont les suivantes :

- le pH, la salinité, TDS et la conductivité, méthode potentiométrique (Consort 861)
- la volumétrie : elle est appliquée à l'analyse quantitative du calcium et du magnésium. Les teneurs en calcium et magnésium des échantillons sont déterminées par titrage complexométrique, avec le sel disodique de l'acide éthylène-diaminetétracétique (EDTA) ; NFT90-003 ;
- Les nitrates sont dosés par la méthode potentiométrique (HI 121) grâce à une électrode spécifique ;
- la spectrophotométrie a été utilisée pour le dosage des sulfates;
- colorimétrie pour la détermination de la teneur en : Brome, iode, zinc et manganèse ;
- la spectrophotométrie à flamme pour la détermination de la teneur du sodium et du potassium.
- Méthode par bichromate de potassium pour la détermination de la demande chimique d'oxygène (DCO);
- Méthodes d'incorporation en gélose pour la recherche et dénombrement des germes.

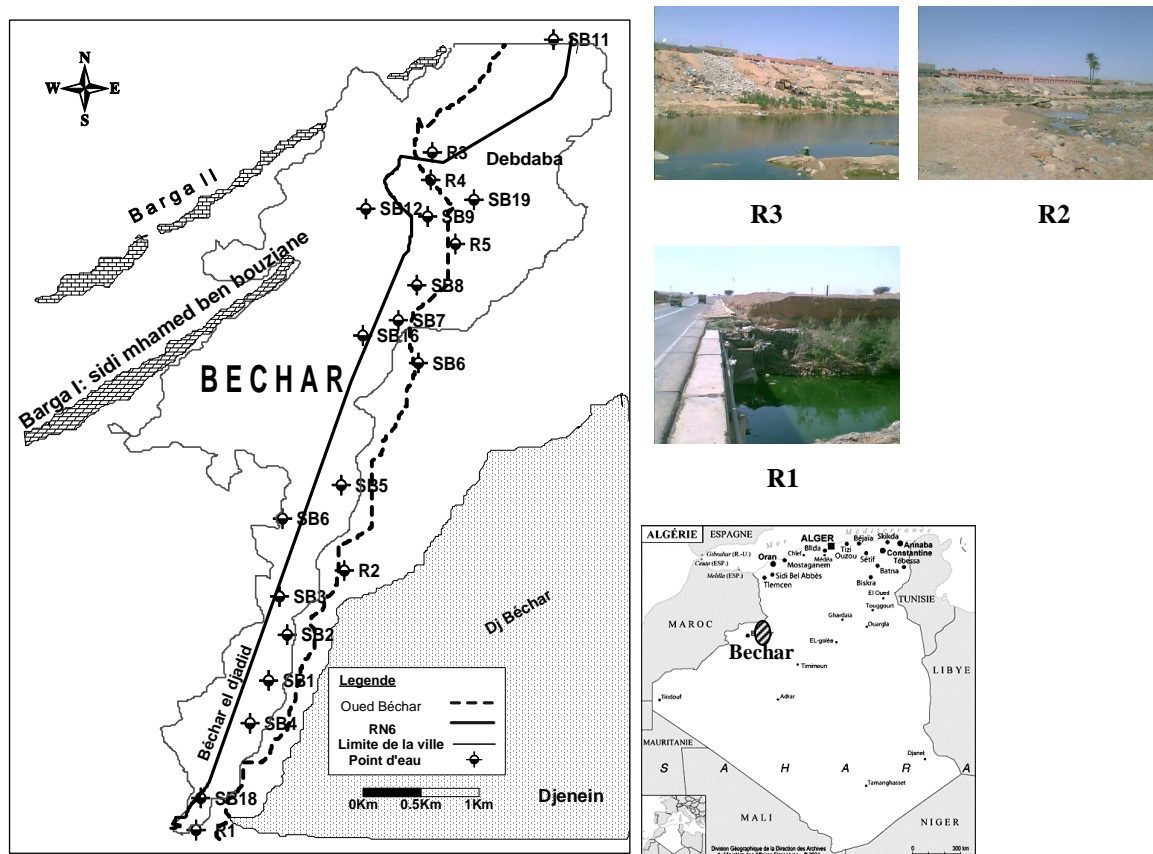


Figure 3.7. Localisation de la zone d'étude et des sites prospectés de la ville de Béchar

2.3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats de cette étude sont exposés en discutant les paramètres mesurés, notamment les mesures effectuées *in situ* et celles effectués au laboratoire. Nous citerons les résultats relatifs aux eaux usées et ceux des eaux souterraines.

2.3.1. Analyse physicochimique et représentation spatiale des eaux souterraines et des rejets de la ville de Béchar.

- **Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH**

Les rejets R2, R4 et R5 représentés dans la (Fig.3.8a), montrent les conductivités les plus importantes, respectivement, 4210 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 6900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 5530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ traduit aussi par leurs DTS présentant la minéralisation qui est de 1680 mg/l pour R2, 2860 mg/l pour R4 et 2670 mg/l pour R5. La conductivité des eaux résiduaires d'ouéd Béchar augmente du sud (1387 $\mu\text{S}/\text{cm}$) vers le nord (6900 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dénotant une même allure des sels dissous charriés par ces eaux, notons aussi une même variation de la salinité, ce qui prouve que les échantillons analysés sont chargé. Les eaux

résiduaire de l'oued Béchar sont caractérisées par un pH peut alcalin, entre 7,81 en aval et 8,19 en amont.

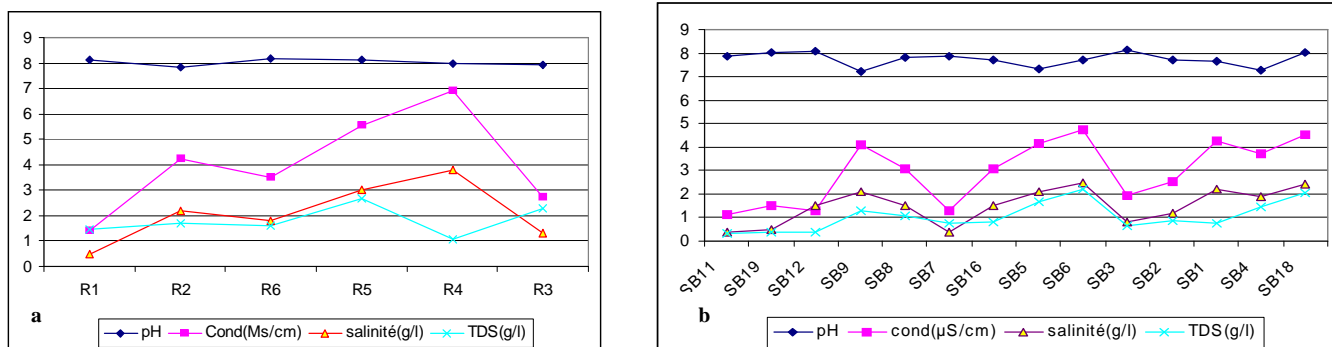


Figure 3.8. Evolution de (Conductivité, Salinité, TDS et pH) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SB_i)

Les eaux de la nappe sont caractérisées par un pH présentant une légère fluctuation peut alcalin dont la valeur est comprise entre 7,2 (SB9) et 8,12 (SB3) (Fig.3.8b) présentant la variation du Nord vers le Sud des paramètres (pH, conductivité, Turbidité et le TDS), la conductivité et plus ou moins variable sa répartition spatiale montre que la minéralisation totale des niveaux captés évolue grossièrement suivant la ligne d'écoulement des eaux souterraines, elle augmente considérablement et dépasse 2230 mg /l pour des forages profonds.

• Sulfate et Chlorure

Les sulfates et les chlorures présentes des concentrations très importantes respectivement un maximum de 779,05 mg/l enregistré dans R4 et 990 mg/l pour R1, ces teneurs peuvent être dû très probablement est puisque les rejets sont de nature urbain a l'utilisation des détergents à base des sulfites (état métastable) qui ce transforme (oxydation) en sulfate.

Une évolution spatiale beaucoup plus importante s'observe pour les chlorures qui varient entre 990 en aval et 110 mg/l en amont (Fig.3.9a) provoquant ainsi une diminution importante de R1 à R3, cette teneur répond à un gradient décroissant du sud vers le nord, lié soit à une complexation des chlorures et leur décantation le long du trajet de l'écoulement des eaux résiduaire avec une infiltration possible, soit à une transformation chimique qui empêche leur mise en évidence [3], par contre les sulfates présentent des variations moins importante comparativement au chlorure. Des teneurs aussi importantes en été observées pour les eaux souterraines, le maximum en sulfates ce localise dans SB3 (990mg/l) et en chlorures ce localise dans SB6 (1060mg/l) (Fig.3.9b), dans la limite de la tolérance les chlorures pour l'irrigation sont fixé à 600 mg/l [4].

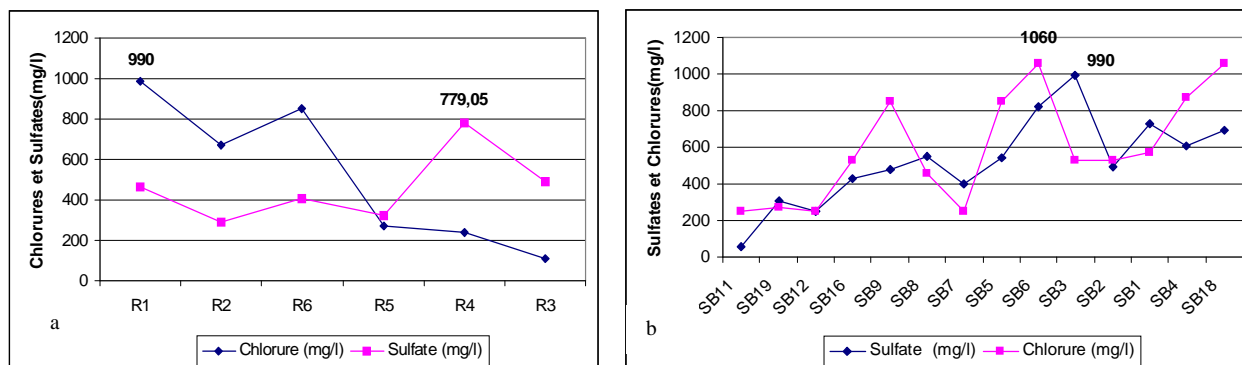


Figure 3.9. Evolution de (Chlorures et Sulfates) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SB_i)

• Nitrates et nitrites

Les analyses des rejets montre que les nitrates et les nitrites, on des concentrations alarmantes, un maximum de 22 mg/l de nitrite a été observé dans R4 voir (Fig.3.10a). L'urine est le principal indicateur de la présence de l'azote dans les eaux résiduaires urbain, ainsi que les détergents a base d'amomum, des réactions d'ammonification peuvent avoir lieu transformant cet azote organique en ammonium NH_4^+ (forme réduite de l'azote) qui présente un maximum de 33 mg/l dans R1, en effet la demande en oxygène par l'ammonium est très élevés ce sont des molécules (composé azoté) odorante à l'origine des mauvaises odeurs. La valeur maximum des nitrates est de 53,6 mg/l pour R5. Comme le montre la (Fig.3.10b), les substances indésirables (nitrates) pour les eaux souterraines varient d'une manière présentant des pics de concentration important voir très grave, faut il signalé que la ville de Bechar est situé sur les calcaires lacustres perméable ce qui favorise les infiltrations des rejets riche en nitrates, à signalé ici que les puits(SB4, SB6, SB8 et SB9) qui montrent les pics de concentration son proximité des rejets(R1, R2 et R5), la présence des nitrites est inquiétante est présentent des variations beaucoup moins importants que celles des nitrates.

• Nitrites

Les teneurs en nitrites des eaux usées étudiées enregistrent de grandes variations spatiales (Fig. 3.10a), ces teneurs varient entre 5 mg/l (R6) et 22 mg/l (R4) vers le nord.

Qui peut être dû au lessivage des nitrites ou d'autres produits azotés pouvant subir une nitrification par les microorganismes du sol ou ceux des eaux, ou une oxydation par l'oxygène présent dans le sol ou dissous dans l'eau.

Les résultats obtenus révèlent que la majorité des puits ont des teneurs en nitrites qui dépassent très largement le seuil de potabilité de 0,1 mg/l. Les teneurs en nitrites des eaux souterraines étudiées

enregistrent de faibles variations spatiales (Fig.3.10b). Ces teneurs préoccupantes varient entre 1 et 8 mg/l et qui peuvent être provoquées par la contamination des rejets.

• **Nitrates**

Les résultats des analyses des nitrates montrent que leurs teneurs oscillent entre 4,43 mg/l pour R3 et 53,6 mg/l pour R5. La fig. 3.10a montre que les teneurs en nitrates diminuent du sud vers le nord contre le sens de l'écoulement d'él oued à R6 puis une augmentation très importante vers le nord, la diminution de la teneur de nitrate observé et sans doute à cause des phénomènes de transformation et consommation par les microorganismes.

La diminution des teneurs en nitrates peut avoir d'autres causes que la dilution puisque les eaux usées qui s'infiltrent dans l'eau souterraine contenant suffisamment de matière organique et des microorganismes peuvent être convertis en azote gazeux, libéré par la suite dans l'atmosphère. Cette dénitrification a pour effet de réduire la concentration des nitrates dans les eaux souterraines, mais d'ajouter divers oxydes d'azote dans l'atmosphère [5]. Les conditions dans les régions semi-arides présentent des problèmes particuliers qui augmentent le risque de contamination du nitrate des eaux souterraines [6]. Les conditions semi-arides naturelles, basse humidité du sol conditionne considérablement retardez les dénitrifications traitent mener à accumulé le nitrates dans le sol sur plusieurs années [7-8]. Les résultats des analyses des nitrates pour les eaux souterraines montrent que leurs teneurs oscillent entre 9,75 mg/l au puit SB3 et 99,23 mg/l au puit SB6. Les teneurs en nitrates dans les eaux prélevées appartenant à (SB 1, 4, 6, 8 et 9) dépassent les 50 mg/l suggérés par l'OMS, ce qui indique une contamination de la nappe. Cette altération de la qualité de certains puits de la nappe par les nitrates pourrait être attribuée aux rejets des eaux usées qui n'ont fait l'objet d'aucun traitement préalable.

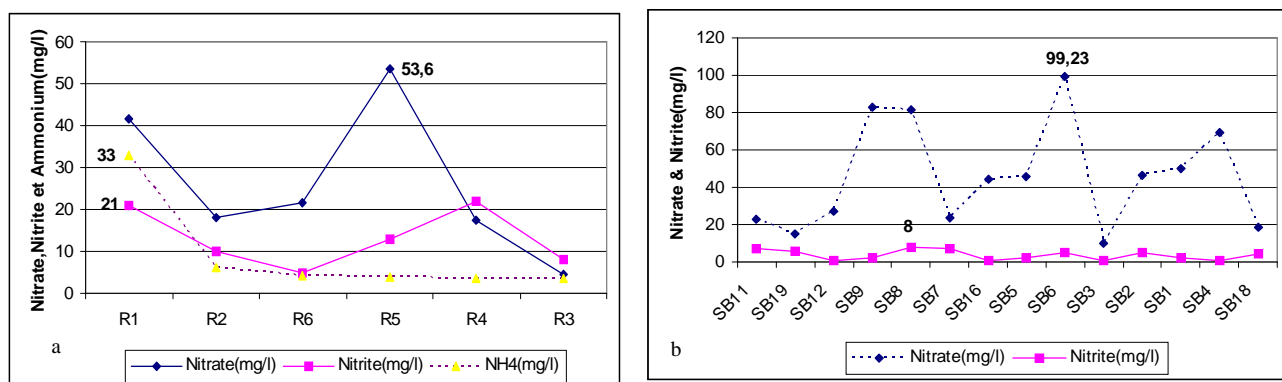


Figure 3.10. Evolution de (Nitrate et Nitrite) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (S_{Bi})

• **Oxygène dissous**

La teneur en oxygène dissous dans les eaux résiduaires étudiées, varie de 1,74 mg d'O₂/l pour R1, à (5,18 mg d'O₂/l) pour R3, ce qui peut être l'indice indicateur que ces rejets ne sont pas chargées en

matière organique dont la dégradation par les micro-organismes consomme de l'oxygène, le rejet R1 est donc chargé en matière organique vu la faible teneur de l'oxygène comparativement aux autres rejets, l'apport en matière organique favorise le développement des microorganismes, ce qui se répercute sur la teneur en oxygène dissous. La faible teneur en oxygène dissous enregistré pour R1 est témoin de la grande consommation de l'oxygène par la matière oxydable des déchets organiques [9]. Les eaux souterraines présentent des teneurs en oxygène dissous allant de 4,14 à 6,89 mg/l (Fig. 3.11b). Le puits SB6 présente la teneur maximale en oxygène dissous ce qui peut être expliqué par son éloignement de l'oued récepteur des rejets. Cependant, l'écoulement d'une nappe superficielle dans ce puits et qui rejoint la nappe profonde, peut expliquer sa richesse en oxygène dissous. Les turbulences causées par un tel déversement d'une altitude d'environ 53 m apportent une quantité importante en oxygène.

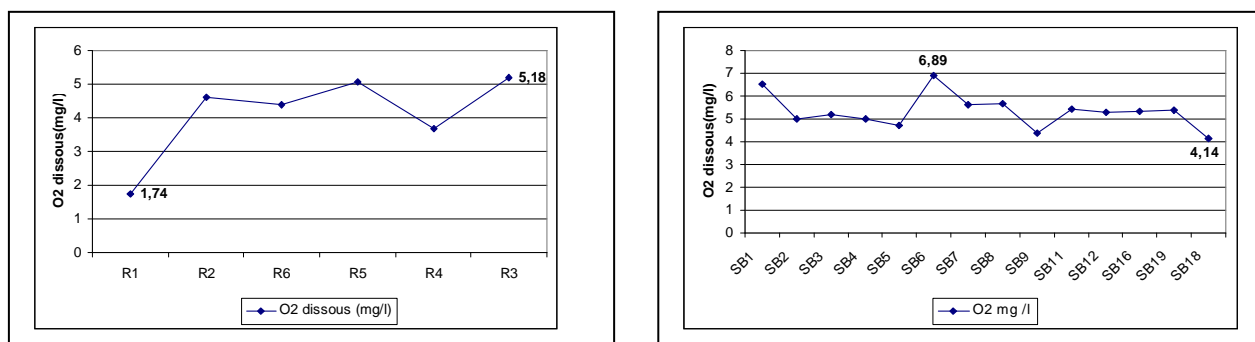


Figure 3.11. Evolution de (Oxygène dissous) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (S_{Bi})

• Phosphates et Phosphore

Les teneurs en Phosphate et Phosphore dans les eaux souterraines sont faibles indiquant ainsi une assez faible variation comparativement aux rejets, pendant la période d'échantillonnage.

Les Phosphates et les Phosphores des eaux résiduaires de l'oued de Béchar varient respectivement de 2,3 à 36 mg/l et de 0,1 à 8 mg/l. Ces teneurs répondent, à un gradient décroissant du sud vers le nord à l'exception de R4 (Fig.3.11a). Ceci laisse supposer soit une décantation ou une complexation le long du trajet de l'écoulement des eaux résiduaires. Les teneurs en phosphates dans les eaux étudiées sont importants, elles indiquent une assez forte variation du sud au nord, part contre les phosphores témoignent une faible variation comparativement au phosphate, la teneur moyenne en $P-PO_4^{3-}$, de 50 $\mu g/l$ [5] est considérée comme un signal d'eutrophisation; ce qui permet de classer oued Béchar parmi les milieux eutrophes.

En ce qui concerne les puits, les teneurs en phosphate varient entre 0,9 mg/l (SB9) et 4,5 mg/l (SB8) et en phosphore varient entre 0mg/l (SB3) et 0,5 mg/l (SB6). Toutefois, nous observons pour les phosphores une faible variation spatiale (Fig. 7b) comparativement à celle des phosphates.

Les phénomènes intervenant dans la contamination des eaux de puits par les phosphates et phosphores peuvent être l'apport d'engrais en quantités excessives, la nature des terrains traversés et les rejets d'eaux résiduaires dans le milieu naturel. Cependant, nous pensons qu'une corrélation existe entre les teneurs en phosphates et phosphores des eaux résiduaires et celles des eaux de puits.

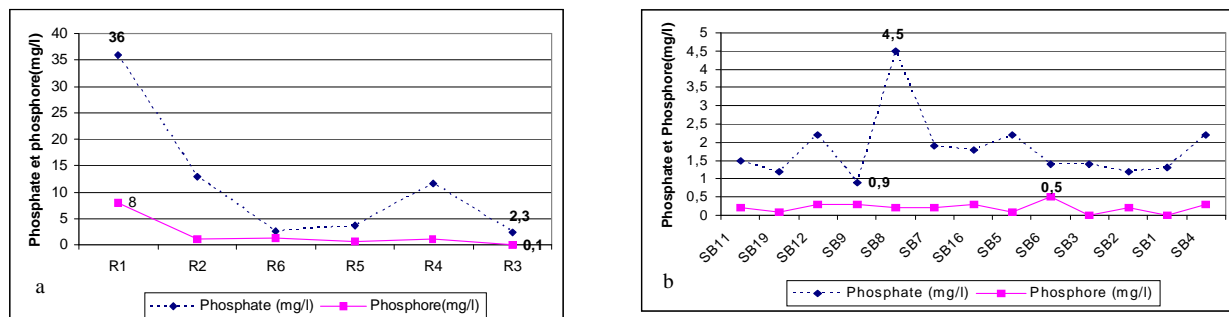


Figure 3.12. Evolution de (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SB_i)

• Brome, Zinc, Iode et Manganèse

Les polluants métalliques se distinguent des autres polluants chimiques par une faible biodégradabilité et un important pouvoir de bio-accumulation le long de la chaîne trophique [9], ce qui pourrait être nuisible aussi bien à la population qu'à la faune et la flore.

Pour les rejets, le brome présente des concentrations (Fig.3.13a) qui varie de 0,16 mg/l pour R3 à 0,49 mg/l pour R5 présentant ainsi une fluctuation assez faible pour l'ensemble d'échantillons analysés, l'iode présente une concentration assez importante vers le nord le maximum a été observé dans R5 d'une teneur de 2,7 mg/l, le zinc et le manganèse ont présentés des variations importantes, le maximum a été 6 et 3,2 mg/l

La variation du manganèse et d'iode représenté dans la (Fig.3.13b) pour les eaux souterraines montrent des variations considérables est très important pour certains puits, ce qui montre que la présence de ces deux éléments dans la couche parcourue est très limitée. La diminution du zinc du Nord au Sud est sensible par contre celle du Brome, présente une légère variation à l'exception de SB6 qui présente une forte concentration.

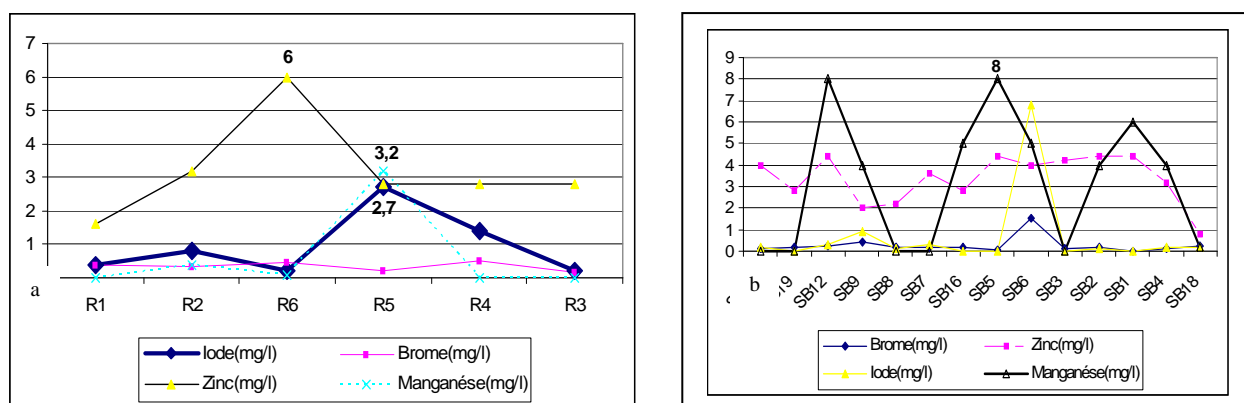


Figure 3.13. Evolution de (Brome, Zinc, Iode et Manganèse) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SB_i)

• **Calcium et Magnésium**

La teneur en calcium des eaux résiduaires atteint un maximum de 340 mg/l de Ca^{2+} et 294 mg/l de Mg^{2+} (R5) vers le nord d'oued de Béchar. Une diminution importante de cette concentration est observée, atteignant 128 mg/l de Ca^{2+} et 72 mg/l de Mg^{2+} pour R3 (Fig.3.14a). Une complexation de ces ions avec d'autres peut expliquer cette évolution amont –aval [3].

Cette diminution importante semble suffisante pour mettre en cause l'infiltration des eaux résiduaires, mais aussi nous pouvons évoquer d'autres paramètres pour expliquer la charge calcique des eaux souterraines qui atteint un maximum de 254 mg/l de Ca^{2+} et 214,8 mg/l de Mg^{2+} (SB6) (Fig.3.14b) vers le nord d'oued de Béchar, notamment la nature des sols parcourus. Certes, l'infiltration des eaux résiduaires apporte un supplément de calcium et de magnésium à la nappe phréatique ; cependant, la nature du sous-sol, semble jouer un rôle déterminant dans la charge calcique et magnésienne des eaux de la nappe phréatique [10]. En effet, les eaux s'infiltrant à travers des couches constituées par des roches carbonatées peuvent contenir jusqu'à 100 mg/l de Ca^{2+} . Les eaux des pluies successives peuvent solubiliser les ions Ca^{2+} à partir des roches carbonatées et Mg^{2+} à partir des roches dolomitiques et les faire parvenir jusqu'aux eaux de la nappe. La solubilité de $CaCO_3$ est augmentée en présence de protéines et d'acides faibles, résultant des oxydations des matières organiques [11].

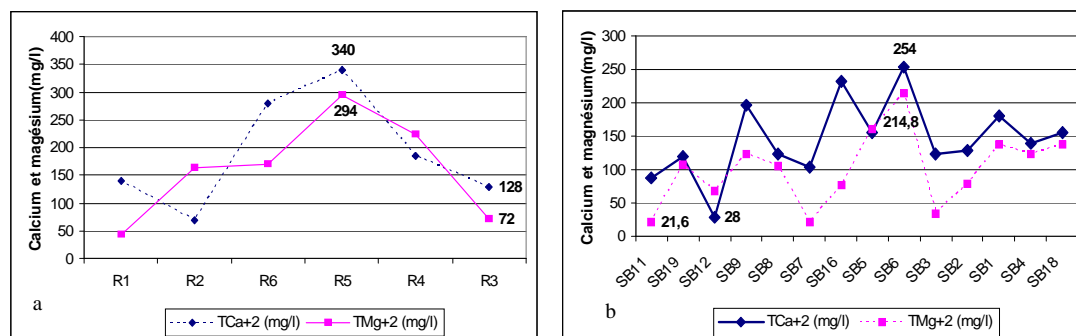


Figure 3.14. Evolution de (Calcium et Magnésium) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SB_i)

• **Sodium et Potassium**

La teneur en sodium des eaux résiduaires atteint un maximum de 1703,23 mg/l et 7,94 mg/l de potassium pour R1, [12] note que l'usage du sodium dans les produits domestique contribue à la présence importante de cet élément dans les rejets domestique. Une forte diminution de la concentration du sodium est observée, atteignant 924,4 mg/l pour l'ensemble des rejets vers le nord qui peut être attribué à l'infiltration au cours du chemin du parcours d'el oued notent ainsi une variation spatiale importante du sodium comparativement à celle du potassium (Fig.3.15a). Pour les

eaux souterraines, le potassium présent aussi de faible variation atteignant un maximum de 7,8 mg/l, le sodium présente un gradient croissant du sud vers le nord (Fig. 3.15b).

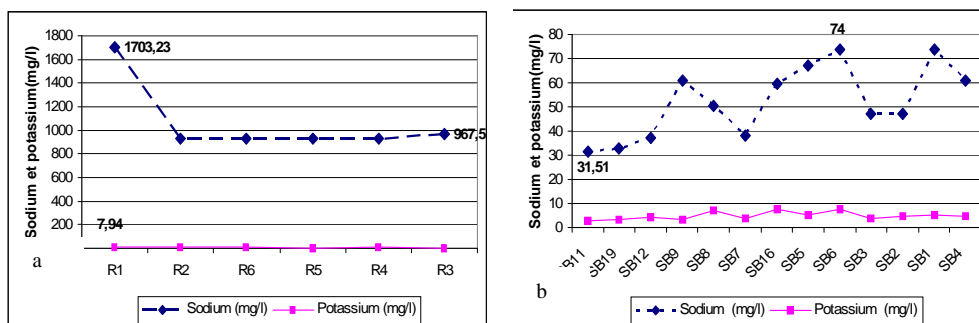


Figure 3.15. Evolution de (Sodium et Potassium) des différents échantillons de rejet (R_i) et eaux souterraines (SBI)

• **Caractéristiques bactériologiques des eaux souterraines étudiées de la ville de Bechar**

Les analyses microbiologiques des eaux permet ainsi d’apprécier le risque dû à des microorganismes pathogènes, susceptible d’être trouvés dans les eaux utilisées par l’homme, et de ce fait, de provoquer des maladies, et permet aussi de contrôler l’efficacité des traitements de désinfection. Ces microorganismes pathogènes ont pour habitat normal les intestins de l’homme ou de certains animaux. De ce fait, s’il a été prouvé qu’une eau est soumise à une pollution par les matières fécales, il existe un risque qu’elle contienne des microorganismes pathogènes de cette origine.

• **Les germes totaux**

C’est la flore englobant tous les germes naturels ou de contamination qui vivent en présence d’oxygène. Dans tous les échantillons analysés, on remarque la présence des germes totaux, ces résultats montrent que le taux des germes est très élevés (1400 UFC) à 20 °C et 37°C (fig.3.16) elles dépassent la norme Algérienne (NA 6360-1992), ces concentrations sont très importantes elle peut entraîner des problèmes d’ordre sanitaire.



Figure 3.17. Observation macroscopique des germes totaux sur milieu PCA (résultat positif).

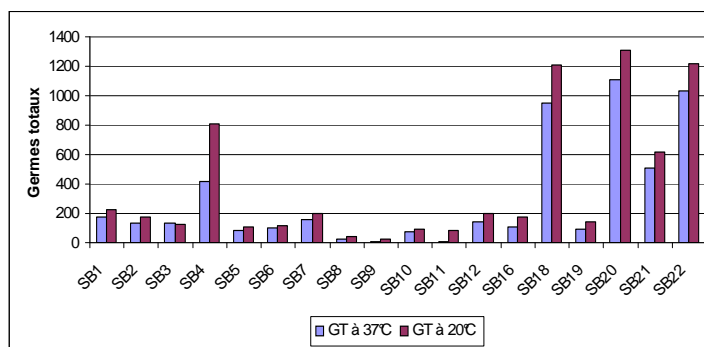


Figure 3.16. Représentation des germes dans les eaux Souterraines étudiées.

- **Les Coliformes Totaux**

L'expression « *coliformes totaux* » regroupe plusieurs espèces bactériennes de la famille des entérobactéries qui sont aérobies et anaérobies facultatives, à Gram négatif, sporulées, en forme de bâtonnet et fermenter le lactose avec production du gaz [29]. Les résultats obtenus montrent que la majorité des prélèvements dépassent la norme (210 UFC) pour le SB18 par rapport aux SB9 et SB11 qu'est dans la norme (absence du germe) (Fig.3.18-3.20).

- **Les coliformes fécaux**

Coliformes fécaux ou l'espèce *Escherichia coli* qui sont les indicateurs qui conduisent à un avis d'ébullition. *Escherichia coli* est une espèce bactérienne appartenant au groupe des coliformes totaux. Cette bactérie est toujours trouvée dans les matières fécales des animaux à sang chaud, mais, à la différence des coliformes totaux, elle n'est pas présente de manière naturelle dans l'environnement. *Escherichia coli* est donc un indicateur spécifique d'une contamination fécale et sa présence dans l'eau indique la présence possible de microorganismes pathogènes entériques [29].

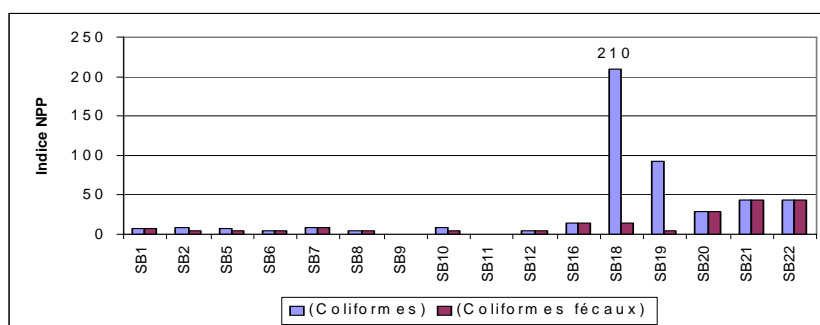


Figure 3.18. Représentation des Coliformes et Coliformes Fécaux dans les eaux



Figure 3.19. Observation macroscopique des Coliformes totaux sur milieu BCPL



Figure 3.20. Observation macroscopique des Coliformes fécaux sur milieu BLBVB (résultat positif)

- **Streptocoques fécaux**

Ce sont des streptocoques du groupe sérologique D de Lance Fiel, thermophile à psychrotrophe, anaérobie facultatif, fermente les sucres en acide lactique et produits aromatiques, rassociés aux colifarme fécaux. Ils sont des indicateurs de pollution, (Fig.3.21-3.22) dans tous nos échantillons analysés présente un nombre de germe compris entre 2,2 et 240 Streptocoque pour 100 ml.

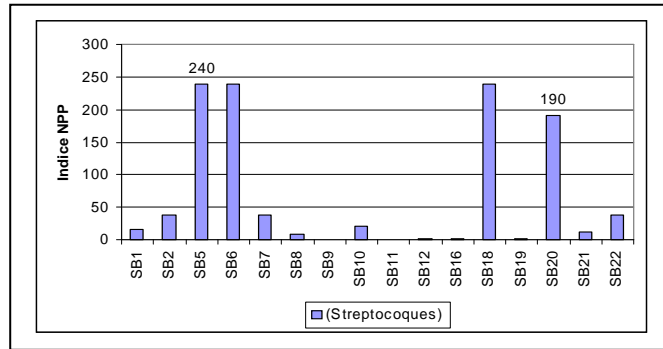


Figure 3.21. Représentation des Streptocoques dans les eaux souterraines étudiées

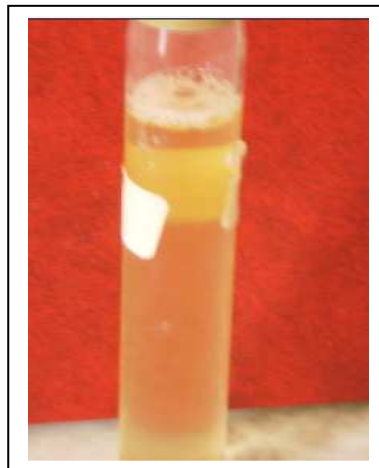


Figure 3.22. Observation macroscopique des streptocoques fécaux sur milieu Rothe (résultat positif).

Clostridium Sulfto-réducteur

Ce sont des formes de résistance d'organismes anaérobies. Elles sont normalement présentes dans les matières fécales mais en plus petite quantité que *Escherichia coli*. La recherche des *Clostridium Sulfto-réducteurs* : c'est un indicateur d'une contamination ancienne de deux forme végétative et sporulée, on remarque que l'absence de ce germe dans la majorité des prélèvements sauf que dans le SB4 on trouve la forme végétative (Fig. 2.23) et dans le SB18 la forme sporulée où le taux dépasse la norme (5 UFC).



Figure 3.23. Observation macroscopique des *Clostridium Sulfto-réducteurs* sur milieu de viande foie.

2.3.2. Calculs de moyenne, d'erreur et de coefficient de variation des teneurs en Sodium, Potassium, Calcium, Magnésium, Sulfates, Nitrates, Nitrites et Chlorures des eaux souterraines de la ville de Béchar.

Les résultats des teneurs des eaux souterraines de la ville de Béchar en sodium, potassium, calcium, magnésium, sulfates, nitrates, nitrites et chlorures obtenus sont rassemblés dans la partie analyse physicochimique. Chaque valeur représente la moyenne de trois essais.

92,85% des échantillons analysés de la ville de Béchar sont sulfatés, possédant un taux de sulfates supérieur à la norme, soit 250 mg/l. Les teneurs moyennes calculées sont :

$523,881 \pm 126,245$ mg/l (pour un intervalle de confiance : IC = 95 %)

Idem pour les chlorures, où il a été constaté un taux important de la teneur des chlorures, 78,57% des échantillons d'eau analysés sont chlorurés, Les teneurs moyennes calculées sont : $595 \pm 154,6$ mg/l.

La présence du calcium et du magnésium dans les échantillons analysés a été plus ou moins considérable, 78,57% magnésien dépassant 50mg/l. En effet, la teneur moyenne en calcium est de :

$145 \pm 30,46$ mg/l ;

Et pour le magnésium :

$100,542 \pm 28,848$ mg/l;

La teneur moyenne en Sodium est de :

$52,342 \pm 8,114$ mg/l ;

Et celle du potassium a été de :

$4,837 \pm 0,918$ mg/l ;

Les teneurs en nitrates ont présenté des concentrations alarmantes dans la ville de Béchar qui sont dûes très probablement à l'infiltration des eaux de rejet, la teneur moyenne en Nitrate est de :

$45,44 \pm 14,831$ mg/l ;

La teneur moyenne en Nitrite est de :

$3,714 \pm 1,354$ mg/l.

Tableau 3.2. Calculs de moyenne, d'erreur et de coefficient de variation des teneurs en Sodium, Potassium, Calcium, Magnésium, Sulfates, Nitrates, Nitrites et Chlorures. (Ville de Béchar)

	Sodium	Potassium	Calcium	Magnésium	Sulfates	Nitrates	Nitrites	Chlorures
Moyenne (mg/l)	53,342	4,836	145	100,543	523,888	45,44	3,714	595
$\pm \Delta M$ (mg/l)	8,114	0,918	30,46	28,848	126,245	14,831	1,354	154,6
C_v %	20,10	21,7	22,90	25,60	24,30	28,5	32,3	27,80

II.2.2. Classification des esux souterraines étudiés de la ville de Béchar

- **Classification en fonction de la conductivité**

Les spécialistes en sciences de l'eau exploitent fréquemment les données de conductivité. Dans le domaine de l'eau, on utilise beaucoup plus la conductivité, elle aide à évaluer la pureté d'une eau. L'unité de base de la conductivité est le siemens par mètre (S/m). Pour les eaux d'irrigation, on distingue en fonction de la conductivité quatre classes:

Tableau 3.3. Classification de la qualité des eaux d'irrigation. (D'après US salinity laboratory, 1955.)

Classes	Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$	Remarques
C1	$0 < C < 250$	Eau faiblement saline pouvant être utilisé pour l'irrigation de toutes les plantes sur la plupart des sols
C2	$250 < C < 750$	Eau moyennement saline, à utiliser avec un lessivage
C3	$750 < C < 2250$	Eau fortement saline, à utiliser pour des plantes tolérantes aux sels et sur des sols drainés
C4	$2250 < C < 5000$	Eaux très chargées en sels pouvant être utilisées sur sols perméables et drainés des plantes très tolérantes.

La mesure de la conductivité des échantillons étudiés, les classe dans la catégorie C3 et C4, une représentation graphique du taux de pourcentage des classes d'eau d'échantillons analysés en fonction de leurs conductivités est donnée dans la figure ci-dessus.

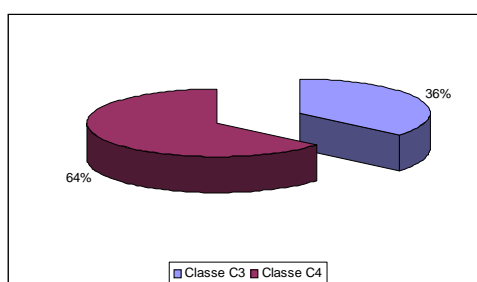


Figure 3.24. Taux de pourcentage des classes d'eau d'échantillons analysés en fonction de leurs conductivités : Béchar.

La classification des échantillons d'eau de la zone étudiée en fonction de leur conductivité est portée dans le tableau suivant :

Tableau3.4 : Classification des eaux souterraines de la ville de Béchar en fonction de la conductivité

Ech	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Classification
SB1	4280	C4
SB2	2540	C4
SB3	1950	C3
SB4	3720	C4
SB5	4130	C4
SB6	4750	C4
SB7	3050	C4
SB8	1300	C3
SB9	4080	C4
SB11	1130	C3
SB12	1270	C3
SB16	3070	C4
SB18	4540	C4
SB19	1530	C3

- **Classification en fonction du SAR (Sodium Adsorption Ration)**

Une classification de l'eau pour l'irrigation est donnée par le taux d'absorption du sodium par le sol sous le nom SAR préconisé par le laboratoire d'analyse des eaux du département d'agriculture (USA). Donnée par la relation suivante [18], la teneur de Na, Ca et Mg sont exprimées en meq/l:

$$SAR = \frac{rNa}{\sqrt{\frac{rCa + rMg}{2}}}$$

La valeur du SAR, exploité dans le diagramme de Wilcox on reportant les valeurs du SAR en fonction de la conductivité correspondante, est donnée dans la fig.3.25.

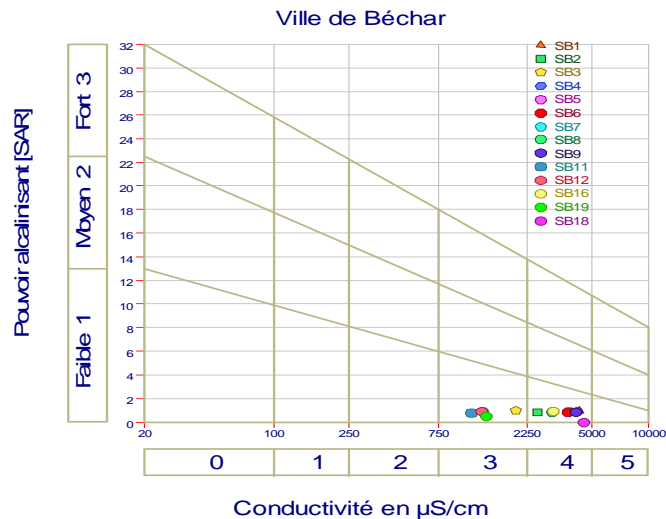


Figure 3.25. Diagramme de Wilcox pour (SB_i)

Les classes de salinité d'après Wilcox dans lesquelles se rangent les eaux analysées sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau 3.5. Classification de la qualité des eaux d'irrigation de la ville de Béchar. (D'après US department of agriculture, 1994)

Ech	Indice croisé SAR /Conductivité	Indication
SB11	C ₃ -S ₁	Eau convenant aux plantes présentant une bonne tolérance au sel, sol bon drainage et nécessite un contrôle périodique de l'évolution de la salinité.
SB19	C ₃ -S ₁	
SB12	C ₃ -S ₁	
SB8	C ₃ -S ₁	
SB3	C ₃ -S ₁	
SB7	C ₄ -S ₁	Eau ne convenant pas à l'irrigation dans des conditions normales utilisable pour espèces ayant une bonne tolérance à la salinité sur le sol particulièrement drainé
SB16	C ₄ -S ₁	
SB5	C ₄ -S ₁	
SB6	C ₄ -S ₁	
SB9	C ₄ -S ₁	
SB2	C ₄ -S ₁	
SB1	C ₄ -S ₁	
SB4	C ₄ -S ₁	
SB18	C ₄ -S ₁	

2.3.4. Représentations graphiques

Les représentations graphiques permettent une interprétation plus commode des résultats d'analyses réalisées pour caractériser une eau.

Les graphiques sont utilisés pour caractériser le faciès d'une eau et pour établir des comparaisons entre différentes analyses, pour une étude de la fluctuation dans le temps de la concentration en différents paramètres physicochimiques.

L'interprétation des données présentées sous forme de graphique nécessite de conserver un esprit critique par rapport aux résultats en n'oubliant pas que les analyses sont le reflet d'une situation hydrogéologique particulière. La caractérisation d'une ressource en eau requiert l'obtention de données physicochimiques diverses obtenues à partir des analyses d'échantillons prélevés pour une même émergence, ou en différents lieux pour plusieurs émergences situées dans un même gisement. La nécessité de permettre une comparaison aisée et une classification des eaux, selon la composition des divers échantillons analysés, a induit l'utilisation de représentations graphiques.

- **Diagramme de Piper**

Le diagramme de Piper permet une représentation des anions et des cations sur deux triangles spécifiques dont les côtés témoignent des teneurs relatives en chacun des ions majeurs par rapport au total de ces ions.

La position relative d'un résultat analytique sur chacun de ces deux triangles permet de préciser en premier lieu la dominance anionique et cationique. A ces deux triangles, est associé un losange sur lequel est reportée l'intersection des deux lignes issues des points identifiés sur chaque triangle. Ce point intersection représente l'analyse globale de l'échantillon, sa position relative permet de préciser le faciès de l'eau concernée. Si l'on regroupe ces eaux sur le diagramme de Piper (fig.3.26) on retrouve les classes des familles suivants : Chlorurées calcique, chlorurées magnésiennes et sulfatées calciques.

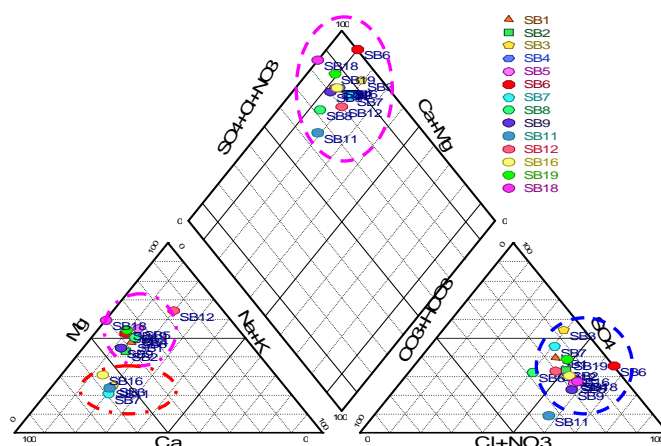


Figure .3.26. Diagramme de Piper pour(SB_i)

• **Diagramme de schoeller-berkaloff**

Le diagramme de Schoeller-Berkaloff est une représentation graphique semi-logarithmique. Sur l'axe des abscisses sont représentés les différents ions. Pour chacun de ces ions (ou des groupements $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ et $\text{CO}_3^- + \text{HCO}_3^-$) la teneur réelle en mg/l est reportée sur l'axe des ordonnées. Les points obtenus sont reliés par des droites. L'allure du graphique obtenu permet de visualiser le faciès de l'eau concernée

Le diagramme utilisé permet une lecture directe des concentrations en mg/l des différents ions majeurs, sans conversion en % relatif (diagramme de Piper). En outre, les 2 axes des ordonnées, situés à droite et à gauche du graphique, permettent une conversion directe en milliéquivalent. Ces deux modes de représentation facilitent à la fois la construction des graphiques et la lecture des données.

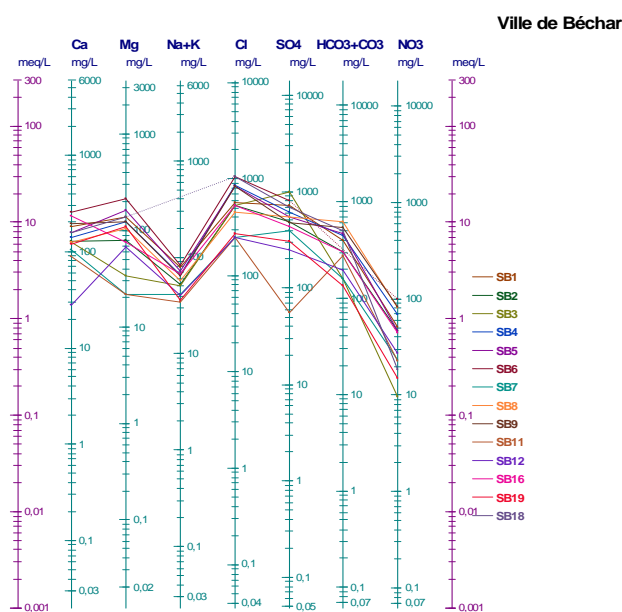


Figure .3.27. Diagramme de Schoeller pour(SB_i) .

• **Diagramme de Stiff**

Les analyses physicochimique réalisé sur les différents échantillons nous on permis de tracer le diagramme de Stiff et de les classer.

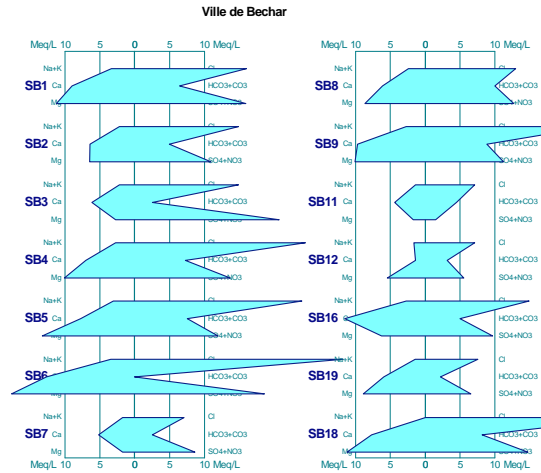


Figure .3.28. Diagramme de Stiff pour(SB₁).

L'interprétation des deux diagramme soit Schoeller et Stiff classe les échantillons analysés dans une même catégorie, la comparaison entre les deux calssifications est donné dans le tableau suivant.

Tableau 3.6: Comparaison entre les deux calssification(Schoeller et Stiff) pour les eaux souterraines de la ville de Béchar

Ech	Classification de Schoeller	Classification de Stiff
SB11	Chlorurées calcique	Chlorurées calcique
SB19	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB12	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB9	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB8	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB7	Sulfatées calciques	Sulfatées calciques
SB16	Chlorurées calciques	Chlorurées calciques
SB5	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB6	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB3	Sulfatées calciques	Sulfatées calciques
SB2	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB1	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB4	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes
SB18	Chlorurées magnésiennes	Chlorurées magnésiennes

2.3.5. Etude des rapports caractéristiques

Partons des analyses physicochimique réaliser, l'exploitation des rapports peut être un indicateur de la qualité d'eau. L'étude des rapports caractéristiques les plus courants en hydrogéochimie permet de préciser le milieu de provenance des eaux souterraines et de comparer leur concentration en éléments chimiques .

- **Rapport rMg^{2+}/rCa^{2+}**

Ce rapport est supérieur à 1 pour 71,42 % d'échantillon d'eau analysé ; il montre une concentration élevée du magnésium, si on se réfère aux résultats précédents (Classification de Schoeller et Stiff) 71,4% du nombre total d'échantillon analysés (N=14) sont classés comme étant une eau chlorurée magnésienne, qui peut être dû à la dissolution de certaines roches sédimentaires qui peuvent libérer le magnésium comme le magnésite ($MgCO_3$), et par conséquent les eaux de la nappe inféro-flux de oued Béchar sont plus magnésiennes que calciques alors que les eaux de fougara de Timimoun sont plus calciques que magnésiennes.

- **Rapport rSO_4^{2-}/rCl^-**

Les analyses chimiques, on montre que les échantillons analysés sont chlorurés le maximum est de 1060 mg/l, ce rapport est inférieur à 1 pour 85,71%, ce qui détermine la prédominance des chlorures sur les sulfates chose confirmée dans le classement de Stiff et Schoeller 85,71% d'échantillons analysés sont chlorurés magnésiens, qui peuvent être expliqués par le lessivage des terrains margosifères .

- **Rapport rNa^+/rCl^-**

Ce rapport est inférieur à 1 pour tous les échantillons d'eau analysés représentant la nappe inféro-flux (Béchar), confirmé par le rapport rSO_4^{2-}/rCl^- . Cela peut être expliqué par le dépôt des sels sous des conditions climatiques particulières (faible pluviométrie et forte concentration en sels) et encore par le lessivage des terrains argileux par les eaux de pluie .

Conclusion

En vue de déterminer l'impact de la pollution des eaux usées rejetées à ciel ouvert sans aucun traitement dans l'oued de Béchar et de caractériser les eaux souterraines, une étude physicochimique a été effectuée sur les eaux usées et les eaux souterraines de la nappe infero flux.

Les résultats obtenus montrent que les rejets sont assez chargés et qu'une infiltration est probable, les eaux souterraines étudiées sont d'une qualité assez dégradée avec une certaine hétérogénéité dans leur composition. En effet les charges apportées par les eaux usées, d'origine domestiques, sont importantes pour être dégradée par les phénomènes naturels d'autoépuration.

La comparaison des différentes teneurs obtenues pour les eaux analysées aux valeurs maximales admissibles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé et par l'Union Européenne ainsi qu'aux normes algérienne, permet de conclure que d'après les teneurs obtenues au cours de cette étude (Analyse physicochimique des rejets urbain) témoignent dans leur majorité qu'une contamination des eaux souterraines de la nappes par les eaux usées de l'oued selon un processus d'infiltration qui dépend de plusieurs facteurs environnementaux, pédologiques et climatiques est fort probable et qu'un traitement des rejets urbain est primordiale pour protéger la nappe et l'écosystème .

Avec des teneurs maximales des eaux souterraines de 99,23mg/l en nitrates, 8 mg/l en nitrite, 1060 mg/l en chlorures, 822,36 mg/l en sulfates 254 mg/l de Ca^{2+} et 214,8 mg/l de Mg^{2+} , 74 mg/l de Na^+ , 7,8 mg/l de K^+ , 2,2 mg/l des phosphates, 6,8mg/l d'iode, 1,53 mg/l de brome, 4,4 mg/l de zinc, 3 mg/l de manganèse traduisant ainsi une conductivité assez importante de 4750 μ S/cm. La qualité bactériologique des eaux souterraines montrent des signes de contamination récente confirmé par le taux élevé des germes recherchés (coliformes 1400 UFC, coliformes fécaux 210 UFC, Streptocoques D 240 UFC, Clostridium sulfito réducteurs 5 UFC).

Les teneurs maximales respectivement des chlorures et sulfates des eaux de rejet sont : 990 et 779,05 mg/l, de 53,6 mg/l en nitrates, 22 mg/l en nitrite, 340 mg/l de Ca^{2+} et 294 mg/l de Mg^{2+} , 1703,23 mg/l de Na^+ , 7,94 mg/l de K^+ , 36 mg/l des phosphates, 2,7 mg/l d'iode, 0,49 mg/l de brome, 6 mg/l de zinc, 3,2 mg/l de manganèse et une conductivité de 6900 μ S/cm.

Les eaux usées de l'oued de Béchar s'avèrent globalement assez chargées et constituent une vraie menace pour l'environnement de la région et notamment pour les eaux souterraines qui nécessitent un prétraitement au préalable.

Sur la lumière des analyses physicochimiques réalisées des eaux souterraines étudiées de la ville de Béchar de la nappe Infero flux, la classification de la qualité des eaux pour l'irrigation en fonction de la conductivité (d'après US salinity laboratory) et du SAR (Sodium Adsorption Ration) les classe (64%) dans la catégorie eau fortement saline, à utiliser pour des plantes tolérantes aux sels, eau ne convenant pour l'irrigation dans des conditions normales utilisable pour espèces ayant une bonne tolérance à la salinité sur le sol particulièrement drainé.

Les rapports caractéristiques montrent la dominance du magnésium par rapport au calcium 71,42% d'échantillon d'eau analysé présentent un rapport rMg^{2+}/rCa^{2+} supérieur à 1 montrant ainsi une teneur importante du magnésium, et la dominance des chlorures par rapport au sulfate ou nous avons constaté 85,71% d'échantillon d'eau analysé présentent un rapport SO_4^{2-}/rCl inférieur à 1 ce qui prouve une concentration importante des chlorures. La représentation graphique de Schoeller et Stiff classe 28,57% d'échantillons analysées comme étant chlorurées calcique et 71,43% chlorurées magnésiennes.

3. Caractérisation physicochimique des eaux souterraines (Foggara) de la région de Timimoun

3.1. Introduction

La région de Timimoun (Sud Ouest Algérien) est une région aride où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour les activités d'agriculture et les besoins domestique surtout dans la période d'été.

La composition et la qualité des eaux souterraines sont à l'origine liées à la nature géologique de la région. Malheureusement celle-ci est altérée par les différentes activités humaines. La qualité des eaux de la nappe dépend essentiellement, d'une part, par la nature du sol à dominance calcaire qui permet une infiltration facile, et d'autre part par de l'intervention humaine (utilisation des engrais pour l'agriculture). Un diagnostic a permis de relever certaines observations relatives à la qualité des eaux étudié notés (F_i): F1 (El Oujda), F2 (Allamellal), F3 (Tlalet) et F4 (Taoursite), révélant une forte charge de sels minéraux et une importante conductivité.

Cette étude se propose de déterminer la composition physicochimique des eaux destinées à la consommation humaine et l'irrigation dans la région de Timimoun du Sud algérien. Les sels minéraux, en excès, comme le calcium, le magnésium, les sulfates ainsi que les chlorures contenus dans ces eaux jouent un rôle capital dans la prévention du phénomène de la remonter des sels que connaît cette région. Ce phénomène sans cesse en progression constitue, un véritable problème de développement rural qui menace la région ainsi que ses oasis [19].

Dans le but de caractériser l'eau de la foggara utilisée comme eau de boisson et d'irrigation, la présente étude expérimentale a consisté d'effectuer une analyse physicochimique des principaux éléments. Les résultats obtenus ont permis de constater que les chlorures dépassent 1600mg/l, le taux des ions sulfates dépassant la concentration maximale admissible préconisée par l'OMS ($[SO_4^{2-}] > 250$ mg/l) et atteint 800mg/l, la teneur du calcium étant supérieur à 250 mg/l et le magnésium supérieur a ($[Mg^{2+}] > 75$ mg/l), notant ainsi une forte conductivité allant jusqu'à 4030 μ S/cm.

3.2. MATERIEL ET METHODES

3.2.1. Cadre général et démographique

La ville de Timimoun est située à 210 Km au nord du chef lieu de la wilaya d'Adrar et à environ 1300 Km au sud de la capitale Alger. Comme le montre la figure, Elle est limitée au nord par la commune de Tinerkouk et Ksours kadour, au sud par celles de d'Aougrout et Deldoul à l'Ouest par Charouine et Oueld aissa, à l'Est par la wilaya de Ghardaïa plantée au bord de la Hamada caillouteuse entourer par l'immense étendue de sable du Grand Erg Occidental, en perpétuel déplacement Fig.3.29. L'activité principale de la population est l'agriculture et l'élevage dont 100 %

sont approvisionnés en eau potable des eaux souterraines. Timimoun, c'est aussi la découverte de l'ingénieux système des foggaras (conduit souterrain qui mène l'eau de la nappe souterraine à la palmeraie) et des peignes régulateurs pour l'irrigation de sa palmeraie, une des plus belles du Sahara, envasé par la Sebkhha.

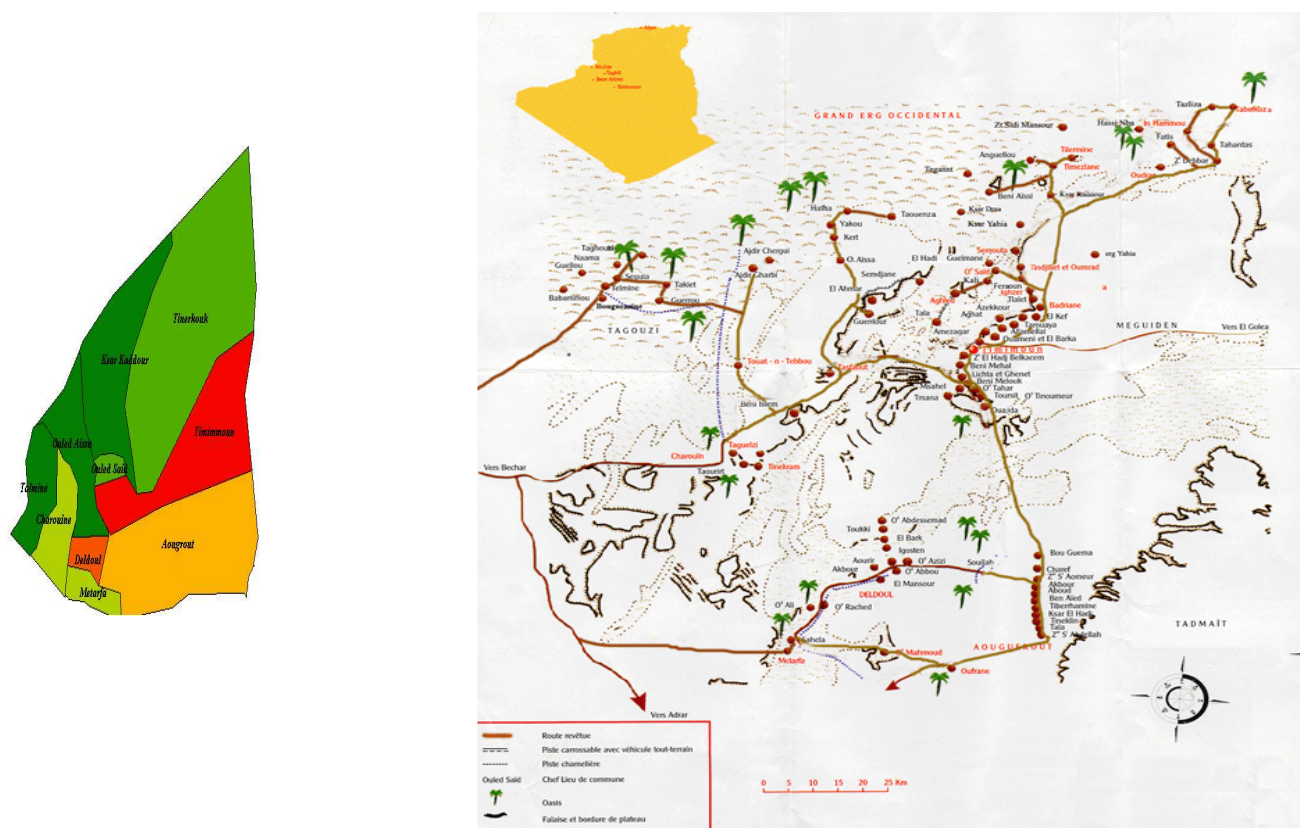


Figure 3.29. Carte géographique de la ville de Timimoun.

3.2.2. Échantillonnage et campagnes de prélèvements des eaux souterraines du Sud algérien (Timimoun).

Dans le Sud algérien, l'alimentation en eau potable ainsi d'irrigation est assurée exclusivement par des eaux souterraines provenant des nappes du Complexe Terminal et du Continental Intercalaire (nappe albienne). La qualité chimique des eaux souterraines du Sahara septentrional est du type sulfatochloruré et fortement minéralisée [14-15]. Les échantillons d'eaux analysées ont été prélevés de la foggara dans quatre localités de la ville de Timimoun. La Fig.3.30 représente la situation géographique des échantillons d'eau.



Figure 3.30. Carte des sites d'échantillonnage de Timimoun

En avril 2008, des prélèvements d'échantillons d'eaux souterraines notés F_i , a été réalisées (Fig. 3.30.), selon les recommandations de l'OMS [13]. On prélève, dans des flacons de polyéthylène un volume de 1,5 l destiné aux analyses physicochimiques de 4 échantillons. Le transport au laboratoire des flacons de prélèvement a été effectué dans une glacière à basse température (4°C) pendant une durée de 6h temps couvrant le voyage Béchar Timimoun. Les paramètres physicochimiques (température, conductivité, pH et salinité) ont été mesurés *in situ* au moyen d'un multi paramètre (Consort 861). Au laboratoire, Les méthodes de dosage [1] sont ceux utilisées pour les eaux souterraines de Béchar.

3.3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats de cette étude sont exposés en discutant les paramètres mesurés, notamment les mesures effectuées *in situ* et celles effectués au laboratoire.

3.3.1. Analyse physicochimique et représentation spatiale des eaux de Foggara de Timimoun

- **Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH**

D'après la Fig.3.31a si dessous, présentant la variation du Sud au Nord des paramètres (pH, conductivité, salinité et TDS), l'ensemble des foggaras étudié on un pH peut alcalin 7,71(F2) et 7,86(F3) Fig.3.31b et qui demeure sans variation sensible du Sud au Nord, par contre une nette diminution est observé pour la conductivité variant de $4030\mu\text{S}/\text{cm}$ (F4) à $1680\mu\text{S}/\text{cm}$ (F3) montrant une même allure de la salinité, notons aussi une même variation de la salinité, ce qui prouve que les échantillons analysés sont chargé. Une forte variation (diminution) de la valeur du TDS est

observée du Sud vers le Nord de 2,33g/l (F1) à 0,68g/l (F3). La turbidité présente une faible variation spatiale.

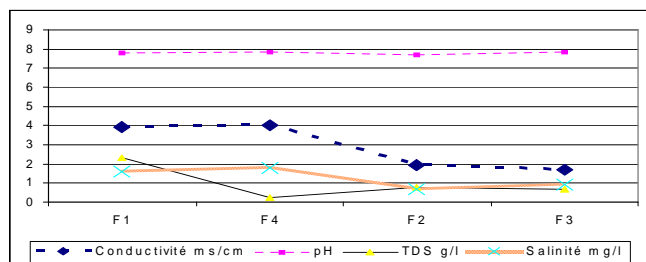


Figure 3.31a. Carte d'isoteneur (Conductivité, pH, salinité et TDS) des différents échantillons du Foggara (Fi)

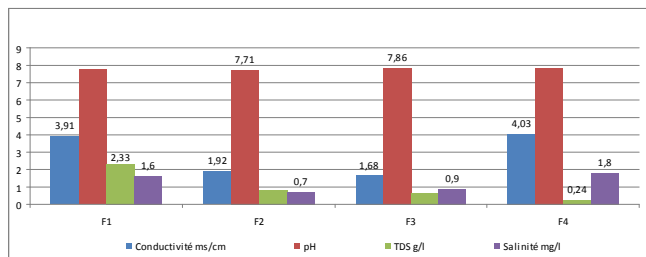


Figure 3.31b. Comparaisons entre (Conductivité, Turbidité, pH et TDS) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Nitrates et nitrites

La variation des nitrates et nitrites on la même allure, une augmentation du Sud au Nord (Fig.3.32a), sauf que les constatations pour les nitrates montre une diminution du sud au Nord, alors que pour les nitrites puisque F1 et F2 on des concentrations initialement nulle une légère diminution est observé. Les résultats obtenus révèlent que la teneur en nitrites dépasse très largement le seuil de potabilité de 0,1 mg/l pour F4 et F3 respectivement 6 et 5mg/l (Fig.3.32b) qui peuvent être attribué a l'utilisation des engrais, alors que F1 et F2 présentent des concentrations nulle, présentant ainsi de faible variations spatiales. Les résultats des analyses des nitrates montrent que leurs teneurs oscillent entre 24,81 mg/l (F2) et 39,43 mg/l (F4), qui ne dépasse pas les 50 mg/l suggérés par l'OMS.

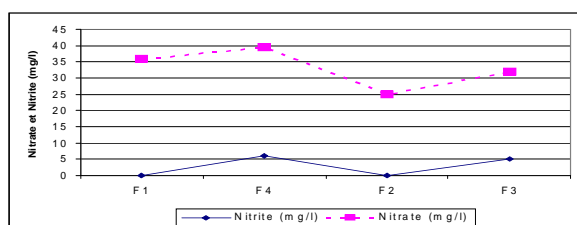


Figure 3.32a. Carte d'isoteneur (NO_2^- et NO_3^-) des différents échantillons du Foggara (Fi)

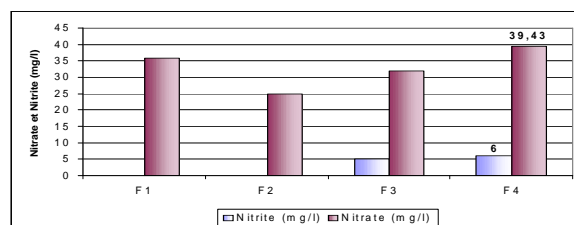


Figure 3.32b. Comparaisons entre (NO_2^- et NO_3^-) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Brome, Zinc, Iode et Manganèse

La variation spatiale de la concentration d'iode du Sud au Nord est sensible Fig.3.33a oscillant de 1,1mg/l (F1) à 0,1 mg/l (F2) comparativement a celle du Brome qui varie de 0,41 mg/l (F1) à 0,19 mg/l (F3), ce qui montre que la présence de ces deux éléments dans la couche parcourue est très limité. Le manganèse présent des teneurs importantes Fig.3.33b avec un maximum de 3 mg/l (F3) et une diminution a 2 mg/l (F1, 2 et 4) vers le nord. Le zinc présent une faible variation spatiale variant de 1,8 et 2,4 mg/l et F2 montre une concentration nulle.

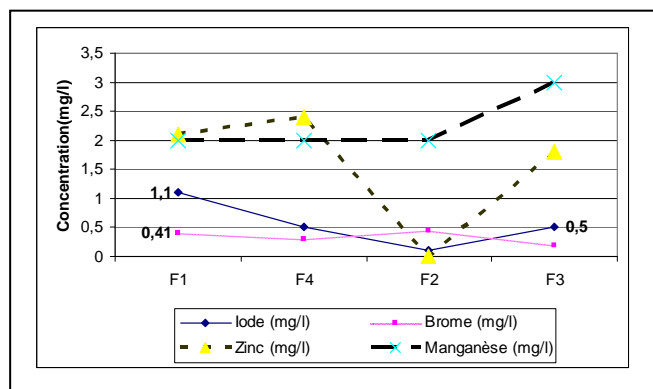


Figure3.33a. Carte d'isoteneur (Br,Zn,I et Mn) des différents échantillons du Foggara (Fi)

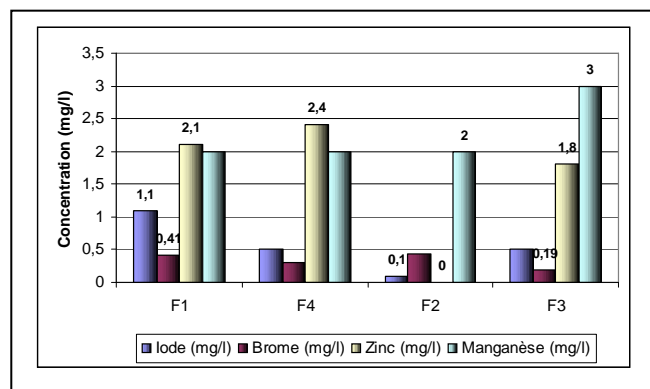


Figure3.33b. Comparaisons entre (Br,Zn,I et Mn) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Sulfate et Chlorure

La présence des sulfates et des chlorures dans l'ensemble des foggaras étudié est plus ou moins importante Fig.3.34b, la diminution des chlorures du Sud au Nord est beaucoup plus sensible variant de 1614 mg/l (F1) à 390,5 mg/l (F3) la limite de la tolérance les chlorures pour l'irrigation sont fixé à 600 mg/l (ISI 1974) [4]. Les sulfates oscillent de 347,99 mg/l (F3) à 839,25 mg/l (F1) comme le montre la Fig.3.26a.

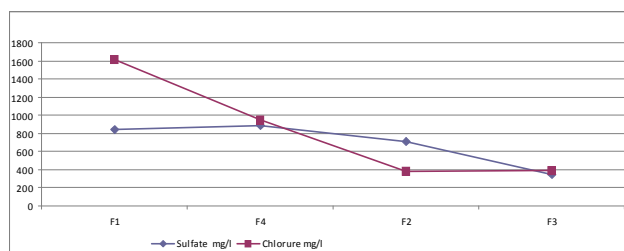


Figure3.34a. Carte d'isoteneur (SO_4^{-2} et Cl^{-}) des différents échantillons du Foggara (Fi)

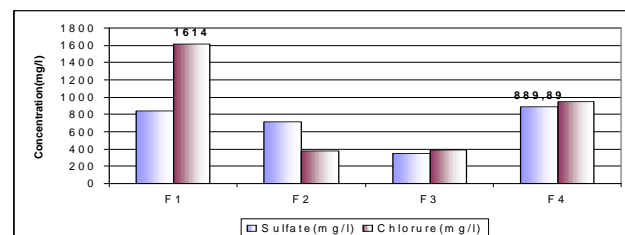


Figure3.34b. Comparaisons entre (SO_4^{-2} et Cl^{-}) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Phosphates et Phosphore

Une légère variation du Sud au Nord est observé pour les Phosphores de 0,1 mg/l (F1) à 0,2 mg/l (F3) passant par un maximum de 0,3 mg/l (F2) Fig.3.27a par contre il a été observé une augmentation de la concentration des phosphate de 1,6 mg/l (F1) au maximum 2,7 mg/l (F3).

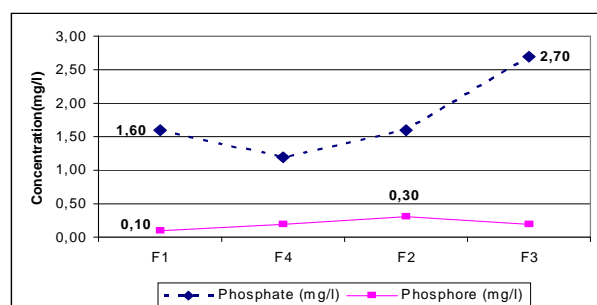


Figure3.35a. Carte d'isoteneur (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons du Foggara (Fi)

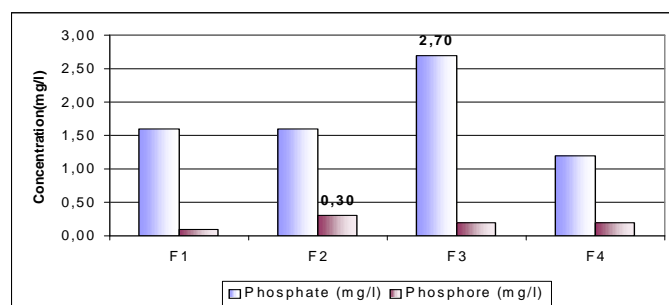


Figure 3.35b. Comparaisons entre (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Sodium et Potassium

D’après la Fig.3.36a, une très faible variation du Sud au Nord est observé pour le Potassium par contre il a été observé une forte diminution du Sodium. Le maximum en sodium a été observé dans F4 Fig.3.36b.

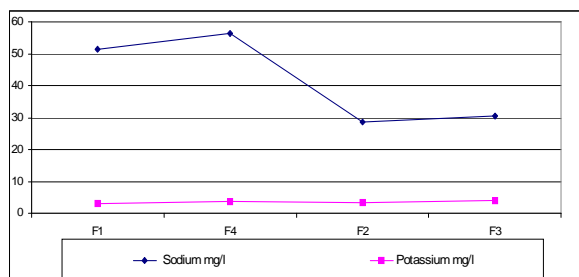


Figure 3.36a. Carte d’isoteneur (Sodium & Potassium) des différents échantillons du Foggara (Fi)

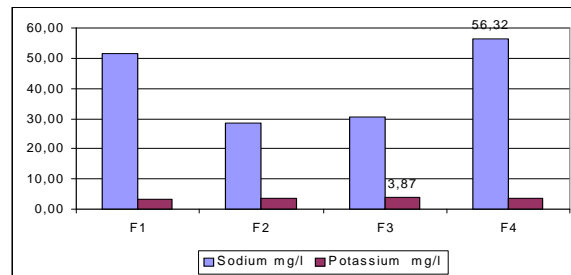


Figure3.36b. Comparaisons entre (Sodium & Potassium) des différents échantillons du Foggara (Fi)

• Calcium et Magnésium

La teneur en calcium des eaux foggara atteint un maximum Fig.3.37b de 252 mg/l (F4) de Ca²⁺ et 75,6 mg/l de Mg²⁺ (F1) vers le nord Fig.3.37a. Une diminution importante de cette concentration est observée, atteignant 96 mg/l de Ca²⁺ pour F3 et 9,6 mg/l de Mg²⁺ pour F2. Une complexation de ces ions avec d'autres éléments peut expliquer cette évolution [3].

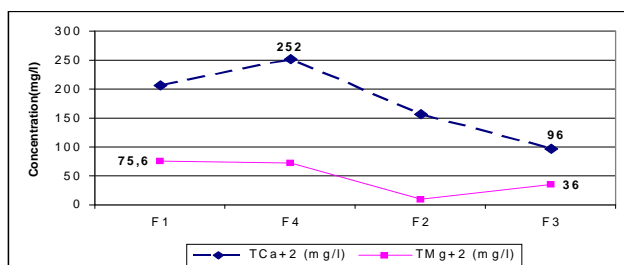


Figure 3.37a. Comparaisons entre (Calcium et Magnésium) des différents échantillons du Foggara (Fi)

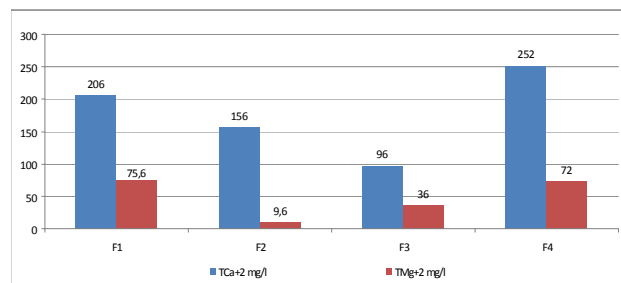


Figure3.37b. Comparaisons entre (Calcium et Magnésium) des différents échantillons du Foggara (Fi)

3.3.2. Classification et représentations graphiques des esux souterraines étudiés de la ville de Timimoun.

• Classification en fonction de la conductivité

Les spécialistes en sciences de l'eau exploitent fréquemment les données de conductivité. Dans le domaine de l'eau, on utilise beaucoup plus la conductivité, elle aide à évaluer la pureté d'une eau. L'unité de base de la conductivité est le siemens par mètre (S/m).

Pour les eaux d'irrigation, on distingue en fonction de la conductivité quatre classes tableau 3.3.

La mesure de la conductivité des échantillons étudiés, les classe dans la catégorie C3 et C4.

La classification des échantillons d'eau de la zone étudiée en fonction de leur conductivité est portée dans le tableau suivant :

Tableau3.7. Classification des eaux de la foggara en fonction de la conductivité

Ech	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Classification
F1	3910	C4
F2	1920	C3
F3	1680	C3
F4	4030	C4

- **Classification en fonction du SAR (Sodium Adsorption Ration)**

Une classification de l'eau pour l'irrigation est donnée par le taux d'absorption du sodium par le sol sous le nom SAR préconisé par le laboratoire d'analyse des eaux du département d'agriculture (USA).

La valeur du SAR, exploité dans le diagramme de Wilcox on reportant les valeurs du SAR en fonction de la conductivité correspondante, est donnée dans la Fig.3.38.

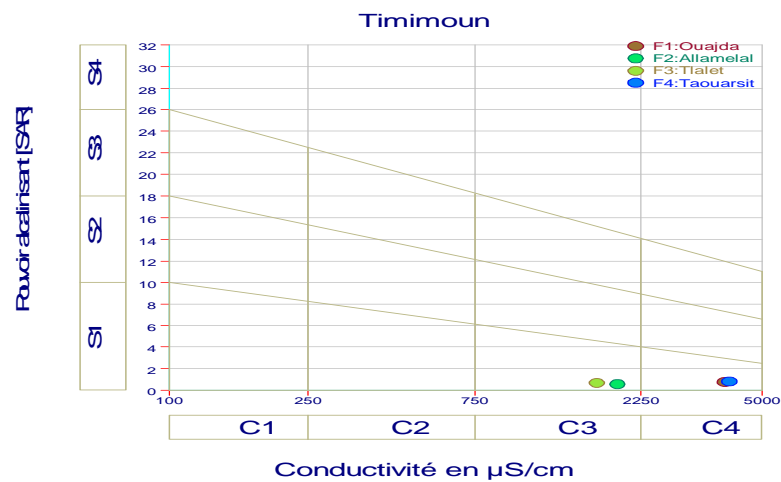


Figure 3.38. Diagramme de Wilcox pour F_i

Les classes de salinité d'après Wilcox dans lesquelles se rangent les eaux analysées sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau 3.8. Classification de la qualité des eaux d'irrigation (foggara). (D'après US department of agriculture, 1994)

Ech	Indice croisé SAR /Conductivité	Indication
F2	C ₃ -S ₁	Eau convenant aux plantes présentant une bonne tolérance au sel, sol bon drainage et nécessite un contrôle périodique de l'évolution de la salinité.
F3	C ₃ -S ₁	
F1	C ₄ -S ₁	Eau ne convenant pour l'irrigation dans des conditions normales utilisable pour espèces ayant une bonne tolérance à la salinité sur le sol particulièrement drainé.
F4	C ₄ -S ₁	

3.3.3. Représentations graphiques

- Diagramme de schoeller-berkaloff et de Stiff

Le diagramme de Schoeller-Berkaloff et de Stiff, ces deux modes de représentation facilitent à la fois la construction des graphiques et la lecture des données.

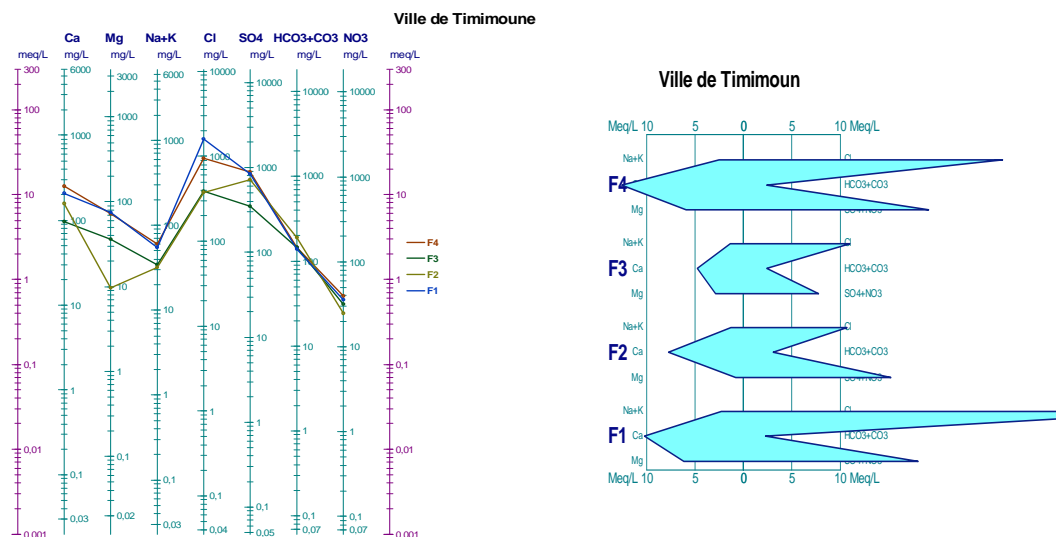


Figure 3.39. Diagramme de Schoeller et de Stiff pour (F)

L'interprétation des deux diagramme soit Schoeller et Stiff classe les échantillons analysés dans une même catégorie, la comparaison entre les deux classifications est donné dans le tableau suivant.

Tableau 3.9. Comparaison entre les deux classifications (Schoeller et Stiff) pour la foggara

Ech	Classification de Schoeller	Classification de Stiff
F1	Chlorurées calcique	Chlorurées calcique
F2	Sulfatées calciques	Sulfatées calciques
F3	Chlorurées calcique	Chlorurées calcique
F4	Chlorurées calcique	Chlorurées calcique

• **Diagramme de Piper**

on retrouve les classes des familles suivants : Chlorurées calcique et calcique que magnésiennes.

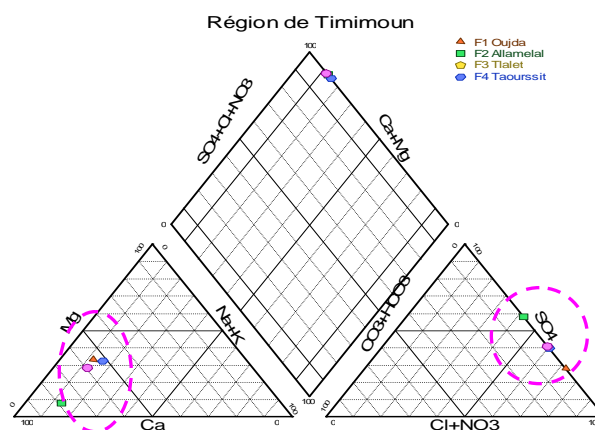


Figure 3.40 : Diagramme de Piper pour (F_i)

3.3.4. Etude des rapports caractéristiques

l'exploitation des rapports peut être un indicateur de la qualité d'eau. L'étude des rapports caractéristiques les plus courants en hydrogéochimie permet de préciser le milieu de provenance des eaux souterraines et de comparer leur concentration en éléments chimiques.

• **Rapport rMg^{2+}/rCa^{2+}**

Ce rapport est inférieur à 1 pour 100% d'échantillon d'eau analysé ; il montre une concentration élevée du calcium, si on se réfère aux résultats précédents 75% du nombre total d'échantillon analysés (N=4) est Chlorurées calcique et 25% Sulfatées calcique, la présence du calcium peut être due à la dissolution de certaines roches sédimentaires qui peuvent libérer le calcium comme la calcite (CaCO₃), le gypse (CaSO₄) ce qui fait que les eaux de foggara de Timimoun sont plus calciques que magnésiennes. L'analyse chimique a montré une concentration importante de calcium atteignant un maximum de 252 mg/l.

- **Rapport rSO_4^{2-}/rCl^-**

Les analyses chimiques, on montrées que les échantillons analysés sont chlorurés (1614mg/l) comparativement au sulfate (889,98 mg/l), ce rapport est inférieur à 1 pour 75% d'échantillon analysés, ce qui détermine la prédominance des chlorures sur les sulfates chose confirmée dans le classement de Stiff et Schoeller qui peuvent être expliqués par le lessivage des terrains marnogypsifères .

- **Rapport rNa^+/rCl^-**

Ce rapport est inférieur à 1 pour toute les échantillons d'eau analysés, confirmé par le rapport rSO_4^{2-}/rCl^- ainsi que le classement de Stiff et Schoeller indiquant une forte concentration des chlorures. Cela peut être expliqué par le dépôt des sels sous des conditions climatiques particulières (faible pluviométrie et forte concentration en sels) et encore par le lessivage des terrains argileux par les eaux de pluie .

Conclusion

La comparaison des différentes teneurs obtenues pour les eaux analysées (Foggara) aux valeurs maximales admissibles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé, permet de conclure que d'après les teneurs obtenues, oscillant pour les phosphates de (1,2 à 2,7mg/l), les nitrites de (0 à 6 mg/l), les chlorures de (380 à 1614mg/l), les sulfates de (347,99 à 889,98 mg/l), le calcium de (96 à 252 mg/l) ,le magnésium de (9,6 à 75,6 mg/l) et les teneurs en manganèse de toutes les eaux étudiées enregistrées dépassent les limites maximales fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), notons une conductivité importante atteignant un maximum de 4030 μ S/cm, ces eaux sont trop chargées comparées aux normes.

Les concentrations du zinc enregistrées sont inférieures aux normes fixées pour l'alimentation [9], et l'irrigation [9]. Les teneurs en nitrate observés sont inférieurs aux normes fixées par (OMS), le maximum est de 39,43 mg/l. Le brome et l'iode présentent respectivement un maximum de 0,44 et 1,1mg/l. Ces eaux peuvent, sous certaines conditions climatiques, constituer des risques de transfert de pollution en cas d'usage agricole. Il en découle une nécessité d'intervention urgente pour réhabiliter le site.

L'analyse physicochimiques réalisées des eaux souterraines étudiées de la ville de Timimoun, nous a permis une classification de la qualité des eaux pour l'irrigation en fonction de la conductivité (d'après US salinity laboratory) et du SAR (Sodium Adsorption Ratio) les classe (50%) dans la catégorie eau fortement saline, à utiliser pour des plantes tolérantes aux sels, eau ne convenant pour l'irrigation dans des conditions normales utilisable pour espèces ayant une bonne tolérance à la salinité sur le sol particulièrement drainé.

Les rapports caractéristiques montrent la dominance du calcium par rapport au magnésium 100% d'échantillon d'eau analysé présentent un rapport rMg^{2+}/rCa^{2+} inférieur à 1 montrant ainsi une teneur importante du calcium contrairement aux eaux souterraines de Béchar qui sont plutôt magnésiques que calciques, et la dominance des chlorures par rapport au sulfate ou nous avons constaté 75% d'échantillon d'eau analysé présentent un rapport SO_4^{2-}/rCl^- inférieur à 1 ce qui prouve une concentration importante des chlorures. La représentation graphique de Schoeller et Stiff classe 75% d'échantillons analysés comme étant chlorurés calciques et 25% Sulfatés calciques.

4. Suivi des performances du procédé de filtration

4.1. Introduction

Dans le but de valoriser un matériau très abondant dans la région Sud Ouest Algérien et afin de comprendre le mécanisme de la filtration de l'eau dans un milieu poreux tel que le sable de dune (Erg occidental), l'approche choisie dans ce travail repose sur des expériences de filtration réalisées en régime permanent sur modèle physique de sable au laboratoire, permettant un suivi de l'évolution et/ou l'abattement qui peut avoir lieu sur certains paramètres physicochimiques des filtrats. La comparaison des différentes teneurs obtenues pour les eaux analysées (Foggara) aux valeurs maximales admissibles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé, permet de conclure que d'après les teneurs obtenues, oscillant pour les phosphates de (1,2 à 2,7mg/l), les nitrites de (0 à 6 mg/l), les chlorures de (380 à 1614mg/l), les sulfates de (347,99 à 889,98 mg/l), le calcium de (96 à 252 mg/l), le magnésium de (9,6 à 75,6 mg/l) et les teneurs en manganèse de toutes les eaux étudiées enregistrées dépassent les limites maximales fixées par l'OMS, notons une conductivité importante atteignant un maximum de 4030 μ S/cm, ces eaux sont trop chargées comparées aux normes. Les concentrations du zinc enregistrées sont inférieures aux normes fixées pour l'alimentation [9], et l'irrigation [9].

Les teneurs en nitrate observés sont inférieurs aux normes fixées par l'OMS, le maximum est de 39,43 mg/l. Le brome et l'iode présentent respectivement un maximum de 0,44 et 1,1mg/l.

Ces eaux peuvent, sous certaines conditions climatiques, constituer des risques de transfert de pollution en cas d'usage agricole. A cet effet, on propose d'utiliser le sable de dune de Timimoun pour un éventuel prétraitement.

4.2. Dispositif expérimental

La Fig.3.41 présente le dispositif expérimental utilisé pour réaliser les essais de filtration.

Le pilote, est constitué d'une colonne en verre de 5 cm de diamètre et de 100 cm de hauteur et de forme cylindrique. La hauteur effective du lit filtrant est de 60cm noté(H_S), 40 cm et utilisé pour l'eau à filtrer noté(H_E) qui est maintenu constant le long de l'expérience par une pompe péristaltique afin de garder la même charge hydraulique sur le lit filtrant (sable). Dans la partie supérieure du cylindre, une connexion avec le système d'approvisionnement d'eau à traiter est installée, d'un réservoir hermétique de 5 litres de volume.

Techniquement il nous a été pratiquement impossible de créer le long de la hauteur du filtre des points d'échantillonnage, pour cela le suivi de l'évolution des paramètres physicochimique de l'eau ont été faite à la sortie de la colonne.

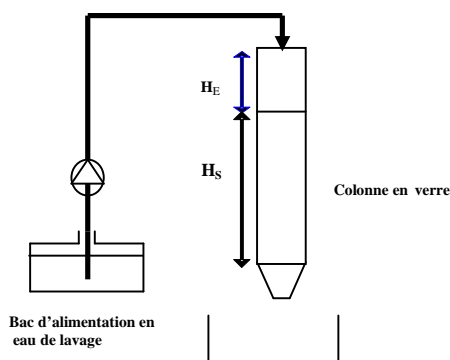


Figure 3.41. Schéma illustrant le dispositif expérimental

4.3. Protocole expérimental suivi et but de la filtration

La méthode est basée sur le principe suivant : une filtration lente, l'eau traverse sous une charge hydraulique constante (40 cm d'eau) le lit filtrant, la charge hydraulique est maintenue constante durant l'expérience après avoir lavé le sable à l'eau bi distillée et le séché dans une étuve à une température de 60 °C pendant 24h. Pour les milieux poreux aux caractéristiques structurales (porosité) et hydraulique (conductivité hydraulique) continues, il est possible de représenter la matrice solide comme un ensemble élémentaire représentative (VER) [16]. Une analyse physicochimique est réalisée sur les échantillons d'eau avant et après filtration, les paramètres physiques tel que (température, pH, conductivité et TDS) sont mesurés en ligne.

4.4. Etude des performances du lit filtrant (Sable de dune) à l'échelle de laboratoire sur la qualité d'eau (cas du Foggara) Timimoun.

4.4.1. Interprétation et présentation graphique des résultats de filtration

- **Brome, Zinc, Iode et Manganèse**

Le transfert des particules dépend des caractéristiques physicochimiques des particules, de l'écoulement et des capacités particulières du milieu poreux [17].

Des teneurs en zinc pour F1 et F4 de même ordre de grandeur avant la filtration et un abattement après filtration très important, il est de 42,85% pour F1, 27,78% pour F3 et 41,67% pour F4.

Une remarquable élimination du brome a été constaté : 97,67% pour F4, 65,91% pour F2 et 60,97% pour F1 par contre une légère augmentation pour F3 qui était de 5%. L'effet considérable de la filtration pour l'élimination de l'iode était de 100% pour F2, 90,9% pour F1, 80% pour F3 et 60% pour F4. Une élimination du manganèse allant jusqu'à 100% a été enregistrée pour F1 et F3, de 66,67% pour F4 et de 50% pour F2, partons de l'hypothèse de l'oxydation du manganèse suivant la réaction :



Le dioxyde de manganèse formé est insoluble (Réaction 1) il se fixe sur le sable d'où son élimination. Il est clair que les H^+ libéré sont dans un état instable, nous pensons aussi qu'il est probable formation de la molécule d'eau à partir des OH^- libéré de la réaction 2:

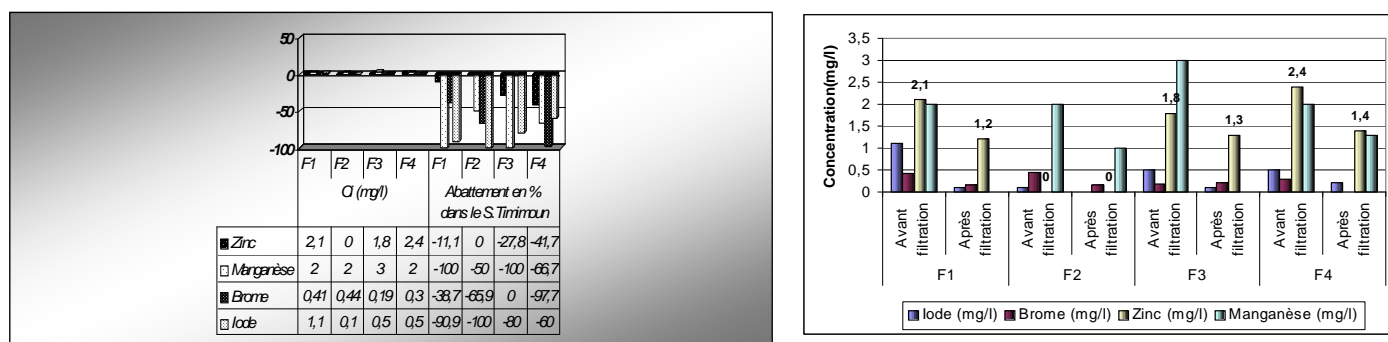


Figure 3.42. Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (F.) avant et après filtration sur le sable de Timimoun.

- **Sulfate et Chlorure**

Pour les chlorures fig.3.43, F1 et F4 présentent les teneurs les plus élevées, une efficacité d'éliminations est observée pour F1 qui est de 42,87% et 5,26%, 2,43% et 2,94% pour F2, F3 et F4 respectivement. Une augmentation des sulfates est observer après filtration pour F1, F2 et F3

respectivement de l'ordre de 1,97%, 7,66% et 17,58% l'augmentation des sulfates été inversement proportionnel à la concentration initial de l'eau.

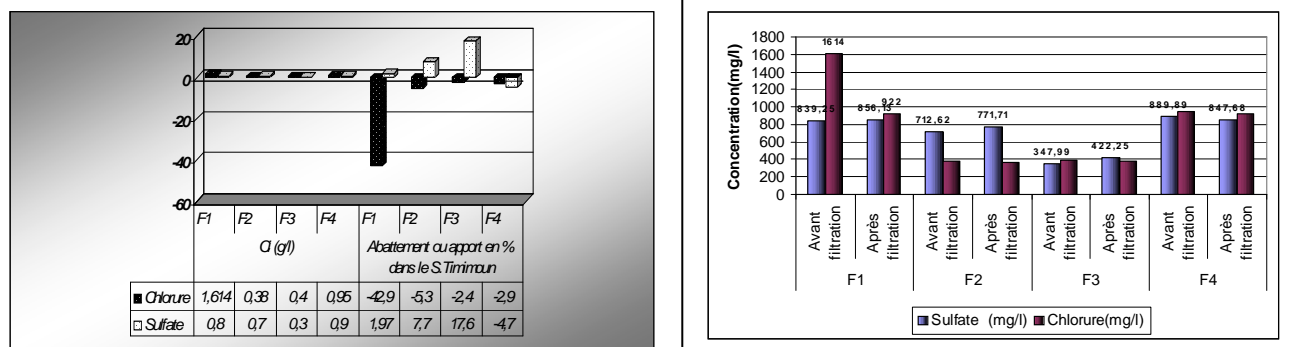


Figure 3.43. Comparaison du (SO_4^{-2} et Cl^-) de (F_i) avant et après filtration sur le sable de Timimoun.

• Phosphates et Phosphore

Un abattement de la teneur en phosphate est aussi enregistré : 56,25%, 50%, 74,1% et 41,67% respectivement F1, F2, F3 et F4, alors que la concentration en phosphore demeure invariable après filtration pour F1 et F4 et un léger abattement pour F3 et F2.

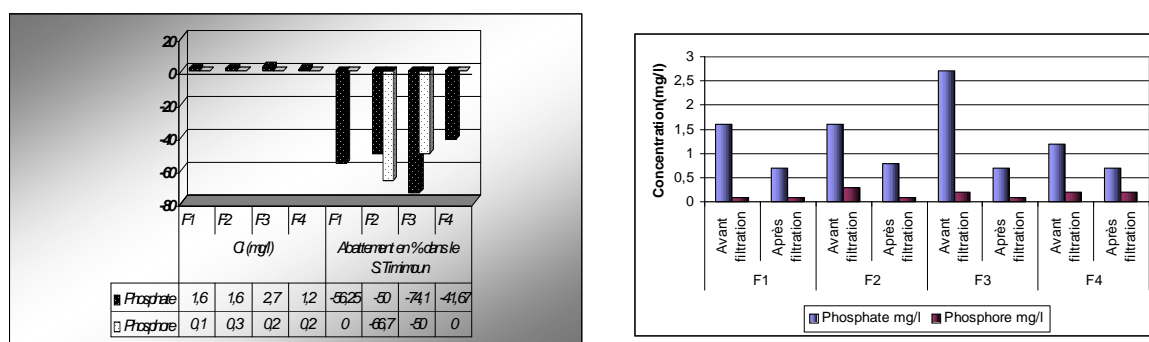


Figure 3.44. Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (F_i) avant et après filtration sur le sable de Timimoun.

• Calcium et Magnésium

La dureté calcique a augmenté de 4,62%, 21,31% et 3,82% respectivement F1, F3, et F4. Par ailleurs pour la dureté magnésique, une augmentation de 23,17% pour F1, de 80% pour F2 et une diminution de 46,67% pour F3, 11,67% pour F4.

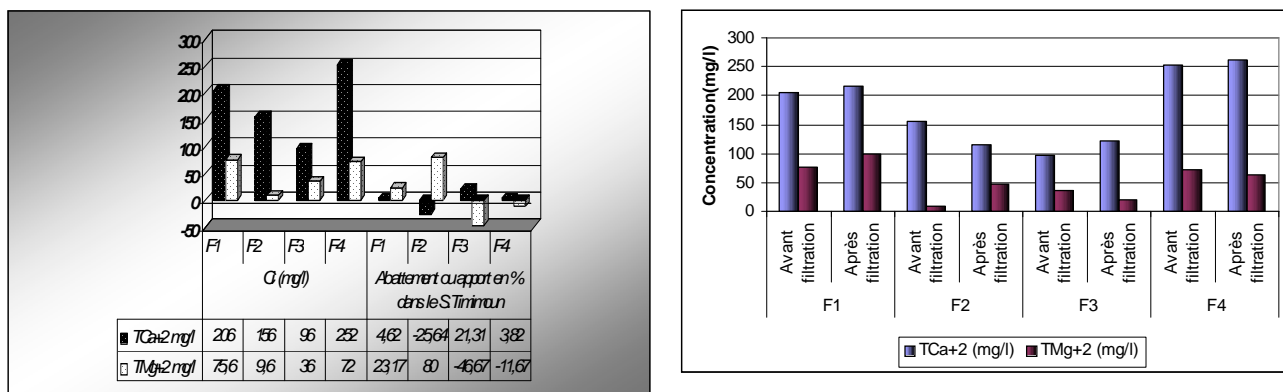


Figure 3.45. Comparaison de (TCa²⁺ et TMg²⁺) de (F_i) avant et après filtration sur le sable de Timimoun.

Conclusion

Le filtre à sable de Timimoun (Erg occidental) présente des caractéristiques favorable pour son utilisation comme étant lit filtrant en prétraitement, nous pensons qu'un traitement (lavage) du sable peut améliorer ses performances vu les résultats obtenu dans ce travail.

Nous avons enregistré pour la filtration de l'eau de la foggara dans le sable de Timimoun et pour de faible concentration du Zinc, Brome, Iode, Manganèse et phosphate le maximum de l'abattement était respectivement 42,85%, 97,67%, 100%, 100% et 74,1% ; l'abattement des chlorures et pour des concentrations très importantes était de 42,87%. Pour des teneurs très importants du calcium, magnésium et sulfate, des augmentations respectivement de l'ordre de 21,3%, 80% et 17,58% on été observées après filtration, cela et dû très probablement à la présence du CaCO₃, MgCO₃ et MgSO₄ dans le sable qui sont soluble dans l'eau.

La Fig.3.46 présente l'apport de la filtration de F3 dans le sable de Timimoun montrant les meilleures performances.

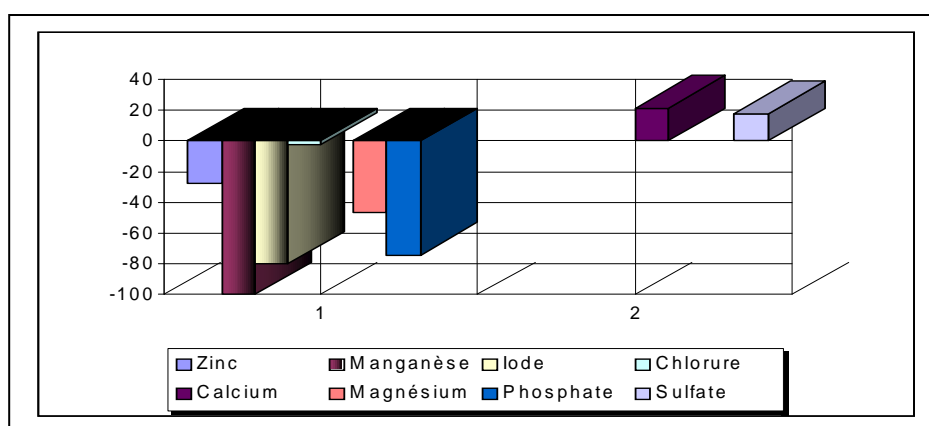


Figure 3.46. Apport de la filtration de F3 dans le sable de Timimoun.

4.5. Etude des performances du lit filtrant (Sable de dune) à l'échelle de laboratoire sur la qualité d'eau souterraine et de surface de la ville de Béchar (Sud Ouest Algérien).

Les résultats physicochimiques obtenus montrent que les rejets sont assez chargés et qu'une infiltration est probable, les eaux souterraines étudiées sont d'une qualité assez dégradée avec une certaine hétérogénéité dans leur composition.

La comparaison des différentes teneurs obtenues pour les eaux souterraines analysées notées SB_i aux valeurs maximales admissibles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé et par l'Union Européenne ainsi qu'aux normes algérienne, permet de conclure que d'après les teneurs obtenues au cours de cette étude (Analyse physicochimique des rejets urbain) témoignent dans leur majorité qu'une contamination des eaux souterraines de la nappes par les eaux usées de l'oued selon un processus d'infiltration qui dépend de plusieurs facteurs environnementaux, pédologiques et climatiques est fort probable et qu'un traitement des rejets urbain est primordiale pour protéger la nappe et l'écosystème .

Avec des teneurs maximales des eaux souterraines de 99,23mg/l en nitrates, 8 mg/l en nitrite, 1060 mg/l en chlorures, 822,36 mg/l en sulfates 254 mg/l de Ca²⁺ et 214,8 mg/l de Mg²⁺, 74 mg/l de Na⁺, 7,8 mg/l de K⁺, 2,2 mg/l des phosphates, 6,8mg/l d'iode, 1,53 mg/l de brome, 4,4 mg/l de zinc, 8 mg/l de manganèse et une conductivité de 4540µS/cm.

La Fig.3.40 positionne l'échantillon SB6 aux teneurs maximale des différents paramètres physicochimique et justifier le choix de sa filtration.

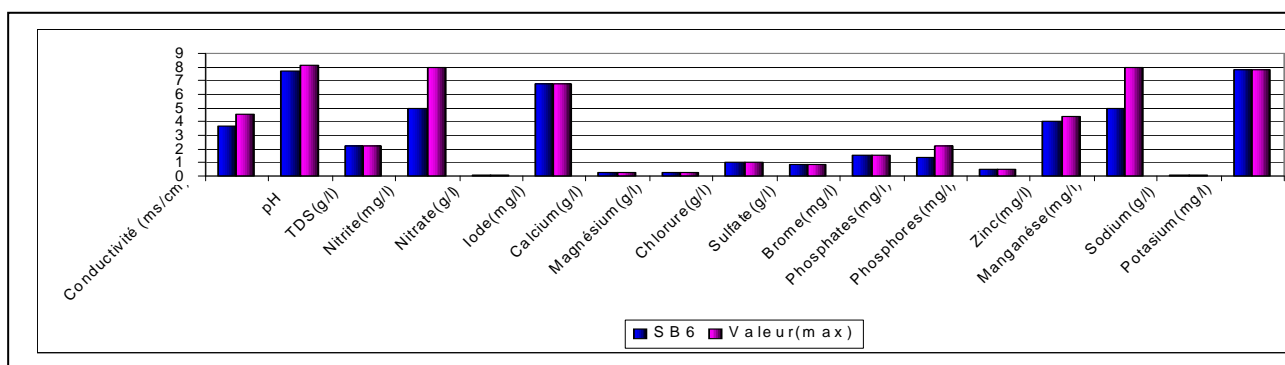


Figure3.47. Position de l'échantillon SB6 par rapport aux valeurs maximale

Les teneurs maximales respectivement des chlorures et sulfates des eaux de rejet sont : 990 et 779,05 mg/l, de 53,6 mg/l en nitrates, 22 mg/l en nitrite, 340 mg/l de Ca²⁺ et 294 mg/l de Mg²⁺, 1703,23 mg/l de Na⁺, 7,94 mg/l de K⁺, 36 mg/l des phosphates, 2,7 mg/l d'iode, 0,49 mg/l de brome, 6 mg/l de zinc, 3,2 mg/l de manganèse et une conductivité de 6900µS/cm.

Les eaux usées de l'oued de Béchar s'avèrent globalement assez chargées et constituent une vraie menace pour l'environnement de la région et notamment pour les eaux souterraines.

Au coté de l'utilisation des eaux souterraines, 80% de la population de la ville de Béchar est desservie par une eau de surface du barrage Djorf tourba noté (DT) présentant des teneurs en eau brut : en chlorures et sulfates respectivement : 390,5 et 373,67 mg/l, de 6,21 mg/l en nitrates, 01 mg/l en nitrite, 92 mg/l de Ca^{2+} et 26,4 mg/l de Mg^{2+} , 1,9 mg/l des phosphates, 0,1,7 mg/l d'iode, 0,31 mg/l de brome, 1,8 mg/l de zinc, 0,8 mg/l de manganèse et une conductivité de 1423 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

ET dans le but de valoriser le sable de dune (Erg occidental) de Taghit et Béni abbés région Sud Ouest Algérien utilisé comme étant lit filtrant, dans cette contribution l'approche choisie repose sur des expériences de filtration réalisées en régime permanent sur modèle physique de sable a l'échelle de laboratoire, permettant un suivie de l'évolution et/ou l'abattement qui peut avoir lieu sur certains paramètres physicochimiques des filtrats.

4.5.1. Interprétation et présentation graphique des résultats de filtration de SB6 et DT dans le sable de Taghit et Béni abbés.

- **Conductivité, Salinité, TDS (Total Dissolved Salt) et pH**

Il nous a été possible de constater après filtration de SB6 et DT sur le sable de Taghit Fig.3.48a, qu'un abattement de la conductivité pour DT après filtration est de l'ordre de 18,69% par contre celle de SB6 présente une faible variation (3700 contre 3720 $\mu\text{s}/\text{cm}$) soit une augmentation de 0,54%. La salinité, présente une valeur assez importante pour SB6 (2,2 g/l) contre (0,8 g/l) pour DT avant la filtration, l'abattement de ce paramètre pour DT est de l'ordre de 25% et une variation vers la hausse pour SB6 (4,35%). L'abattement de la TDS été sensible pour DT (17,88%) contre l'augmentation pour SB6 de (2,19%).

Pour le sable de Béni abbés Fig.3.48b, les résultats ne sont pas très différents a ceux obtenu pour le cas de la filtration dans le sable de Taghit. Les constatations expérimentales montre que l'abattement de la conductivité été de l'ordre de 18,97% pour DT et sans aucune variation pour SB6, l'abattement de la salinité, été beaucoup plus importante pour DT (23,75%) que pour SB6 (4,54%). Une variation de la TDS vers la hausse après filtration à été enregistré pour SB6 de 1,33%, chose constaté dans le cas de la filtration dans le sable de Taghit qui été de 2,19%, pour le même paramètre sa réduction été importante pour DT (16,47%). Le pH pour les deux filtres, à subit des variations après filtration pas trop inquiétante puisqu'il demeure dans les normes et reste peut alcalin.

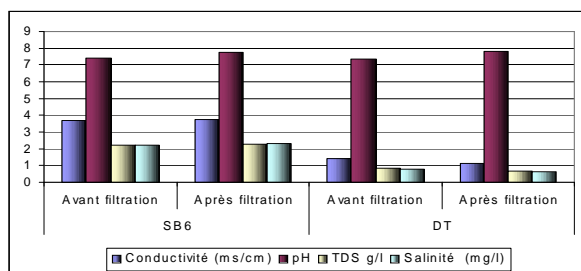


Figure 3.48a : Comparaison de (conductivité, salinité, pH et TDS) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.

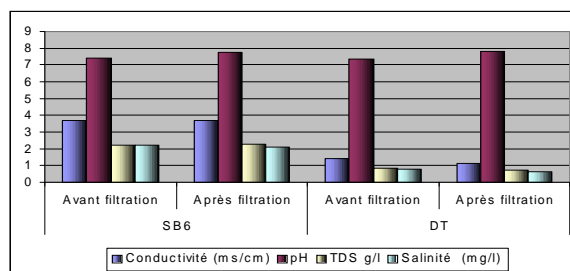


Figure 3.48b: Comparaison de (conductivité, salinité, pH et TDS) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.

• **Brome, Zinc, Iode et Manganèse**

Des teneurs en zinc pour SB6 et DT de même ordre de grandeur avant la filtration respectivement (2 mg/l et 1,8 mg/l), un abattement dans le sable de Taghit Fig.3.49a, après filtration de 25% pour SB6 et de 11,11 % pour DT. Une élimination du manganèse allant jusqu'à 100% a été enregistrée pour DT et de 20% pour SB6 partant d'une concentration initial de 0,8 mg/l (DT) devant celle de SB6 qui été 05 mg/l. Une remarquable élimination du brome à été constaté : 94,77% pour SB6 et 38,71% pour DT. L'effet considérable de la filtration pour l'élimination de l'iode à été observer pour DT (100%), alors qu'il été de 05% pour SB6, nous pensons que le pouvoir de réduction est conditionné par la teneur initial.

Le zinc a subit une réduction de plus de 22% dans SB6 et DT Pour le sable de Béni abbés Fig.3.49b, une remarquable élimination du brome à été constaté du même ordre de grandeur que l'élimination dans le cas du sable de Taghit : 94,77% pour SB6 et 38,71% pour DT, le sable de Béni abbés : 93,46% pour SB6 et 41,94% pour DT. La réduction du manganèse été de 100% pour DT et 40% pour SB6 deux fois plus importante à la réduction du manganèse dans le cas du sable de Taghit. Un même effet de réduction de l'iode à été constaté : 100% pour DT et 5,88% pour SB6. La réduction du zinc été pour SB6 et DT respectivement (25% et 22,22%) dans le sable de Béni abbés.

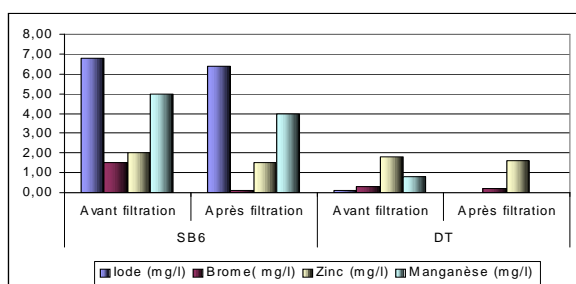


Figure 3.49a: Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.

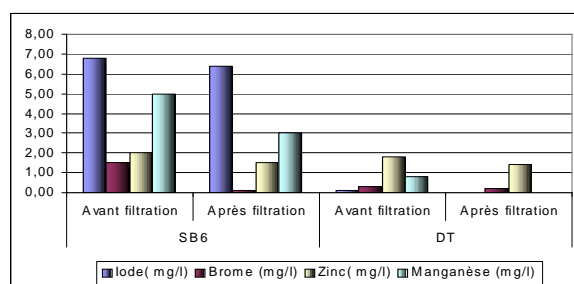


Figure 3.49b: Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés

• **Sulfate et Chlorure**

Un abattement minime des chlorures de 3,77% à été observer dans SB6 alors que la concentration des chlorures dans DT n'a pas changé après la filtration dans le sable de Taghit Fig.3.50a. Une

augmentation des sulfates à été observer après filtration pour SB6 et DT respectivement de l'ordre de 7,04% et 31,5% le même phénomène dans le cas de sable de Timimoun pour (F_i) à été observer, le taux d'augmentation des sulfates été inversement proportionnel à la concentration avant la filtration. On a constaté une réduction des chlorures dans le sable de Béni abbés Fig.3.50b de 2,83% pour SB6 et 2,56% pour DT, une augmentation des sulfates à été observer après filtration pour SB6 et DT respectivement de l'ordre de 7,44% et 16,13%.

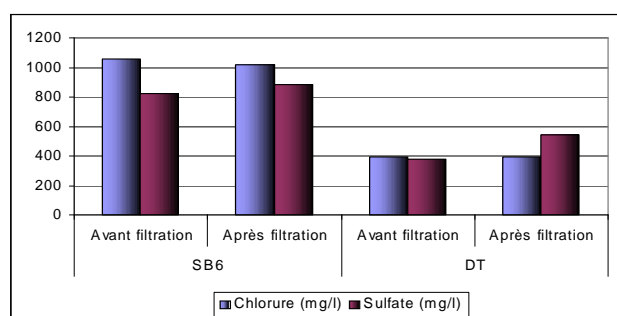


Figure 3.50a : Comparaison du (Sulfate et Chlorure) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.

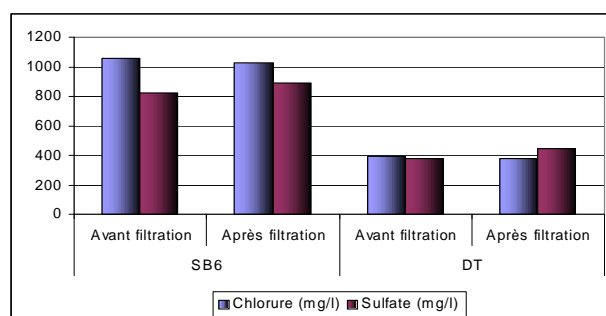


Figure 3.50b : Comparaison du (Sulfate et Chlorure) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés

• Phosphates et Phosphore

L'abattement des phosphates n'était pas important comparativement du cas de (F_i) dans le sable de Timimoun, il était de 28,57% pour SB6 et 5,26% pour DT, alors que la concentration en phosphore demeure invariable (0,1mg/l) après filtration pour DT et un abattement de 20% pour SB6 dans le sable de Taghit Fig.3.51a. Par contre dans le sable de Béni abbés Fig.3.44b l'abattement des phosphates été: SB6 (21,43%) et DT (15,78%), l'élimination des phosphores dans DT a partir d'une concentration avant filtration très petite (0,1mg/l) est de 100% et de 30% pour SB6 sachons que la concentration initiale été de 0,5mg/l.

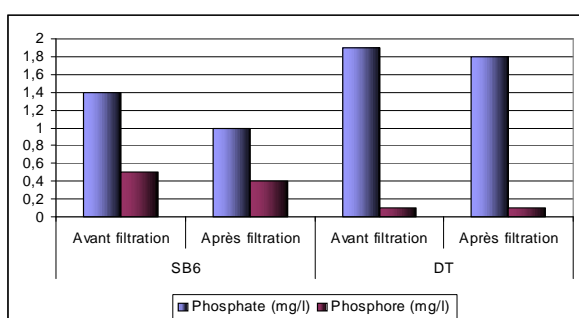


Figure3.51a: Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.

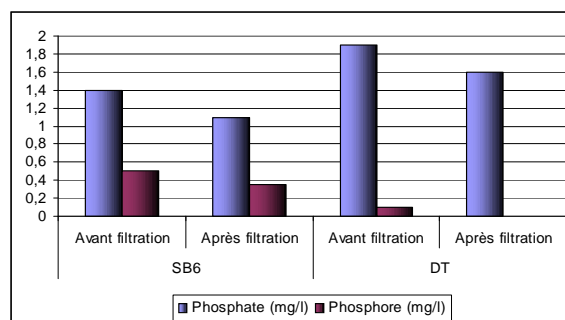


Figure3.51b: Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés

• Calcium et Magnésium

Concernant la dureté, il à été observé pour le sable de Taghit Fig.3.52a, que les teneurs calcique et magnésique avant filtration de SB6 sont importantes respectivement 254mg/l et 214,8 mg/l, une diminué pour SB6 de 38,58% pour la dureté calcique et de 92,18% pour la dureté magnésique,

chose qui n'a pas été observé pour DT partant de faible concentration, une augmentation de la dureté calcique de 92 à 128mg/l après filtration soit une augmentation de 28,13% du même ordre de grandeur de F3(foggara filtré dans le sable de Timimoun), la variation de la dureté magnésique été de 26,4 à 51,6mg/l ou une augmentation de 48,84%.

Comme le montre la Fig.3.45b pour le sable de Béni abbés, SB6 à subit des réductions importante de la dureté calcique 49,61% et 45,45% de la dureté magnésique. DT a subit une augmentation de l'ordre de 25,81% pour la dureté magnésique et une réduction de 89,94%, % de la dureté calcique.

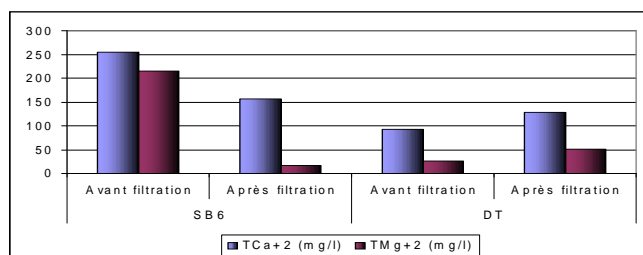


Figure 3.52a: Comparaison de (TCa⁺² et TMg⁺²) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.

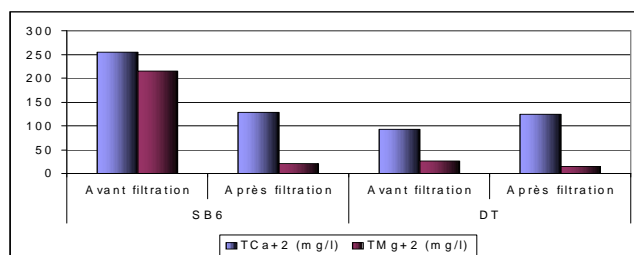


Figure3.52b: Comparaison de (TCa⁺² et TMg⁺²) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés

Conclusion

Les résultats obtenu de la filtration de SB6 et DT dans le sable de Béni abbés, pour les paramètres physiques (Conductivité, Salinité, pH et le TDS) ne sont pas très différents a ceux obtenu pour le cas de la filtration dans le sable de Taghit, la conductivité à subit un abattement de 18% pour (DT) dans les deux cas de figure (sable de Taghit et Béni abbés) et demeure invariable pour SB6 (sable de Béni abbés) et une augmentation de 0,54%(sable de Taghit), un abattement de la salinité de même ordre de grandeur(25% et 23,75%) respectivement Taghit et Béni abbés sauf que pour SB6 le sable de Béni abbés étai plus performant l'abattement été de 4,54% par contre pour le sable de Taghit une augmentation à été enregistré de 4,35%.

La TDS, présente un abattement pour (DT) (17,88% et 16,47%) et une augmentation pour SB6 (2,19% et 1,33%) respectivement sable Taghit et Béni abbés, La valeur du pH après filtration dans les deux filtres reste dans les normes.

L'iode et le manganèse, on subit des abattements de 100% pour DT dans les deux filtres (Taghit et Béni abbés) et pour SB6 c'est le sable de Béni abbés qui montre une performance comparativement à celui de Taghit dans l'élimination du manganèse 40% contre 20%, alors pour l'iode l'abattement été du même ordre de grandeur (5%).

Pour le Zinc les résultats on montrés qu'un même taux de réduction (25%) à été observé pour SB6 dans les deux filtres (Taghit et Béni abbés) et pour DT le sable de Béni abbés présente une réduction deux fois plus grande que celle obtenu pour le sable de Taghit. L'élimination du brome été du même ordre de grandeur pour SB6 et DT, les deux filtres (Taghit et Béni abbés) on présenté des bonnes performances. Les chlorures n'on pas subit des abattements important pour SB6 et DT

inférieur à 4% dans les deux filtres. L'élimination des nitrates été beaucoup plus important pour DT dans les deux filtres (Taghit et Béni abbés) respectivement (71,63% et 69,40%) comparativement à SB6 (6,97% et 5,58%), par contre et pour les deux cas l'élimination des nitrites dans le filtre (sable de Taghit et Béni abbés) été de 100% et respectivement pour SB6 (18% et 20%) dans le filtre (Taghit et Béni abbés). La Fig.3.53 présente l'apport de la filtration de SB6 dans le sable de Taghit et Béni.

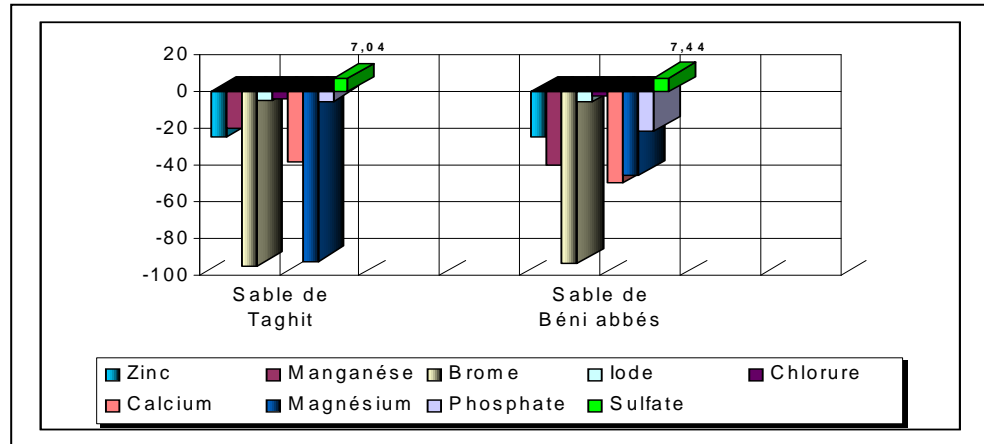


Figure 3.53. Apport de la filtration de SB6 dans le sable de Taghit et Béni abbés.

4.5.2. Apport de la filtration sur les rejets

L'accroissement démographique qu'a connu la ville de Béchar génère des quantités considérables d'eaux usées déversé dans le milieu récepteur oued de Béchar qui divise la ville en deux rives d'agglomération importante où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour divers activités.

La parti qui suit vise à déterminer l'apport de la filtration (sable de dune Taghit, Béni abbés et Timimoun) sur quelques paramètres, la Fig.3.54 rassemble les points d'échantillonnage.

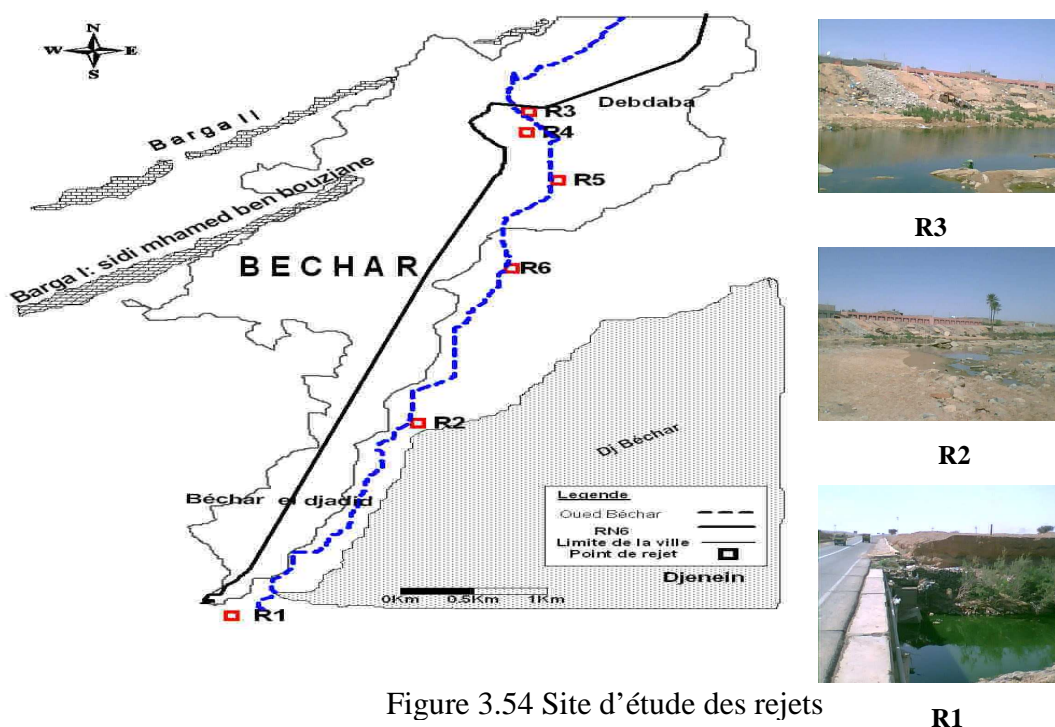


Figure 3.54 Site d'étude des rejets

- Iode

L'élimination d'iode des eaux résiduaires dans les trois types de sable (Taghit, Béni abbés et Timimoun) était important et du même ordre de grandeur 33,33% .La Fig.3.55 donne l'apport de la filtration d'eau résiduaire vis-à-vis l'iode.

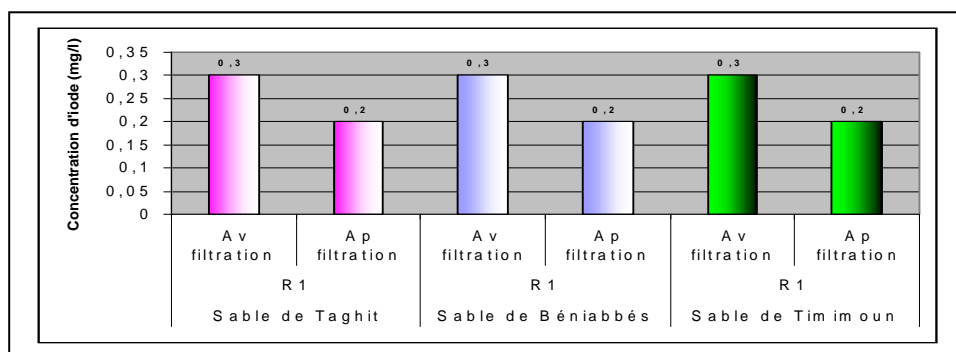


Figure 3.55. Apport de la filtration des eaux résiduaires (Iode).

• **Sulfate et Chlorure**

L'abattement des chlorures dans le sable de Timimoun (21,62%) était légèrement supérieur à celui observé dans le sable de Béni abbés et Taghit respectivement 14,88 et 12,92% Fig.3.56. Alors que pour les sulfates il a été observé une augmentation de la teneur de 6,99% pour le sable de Béni abbés de 8,95% pour le sable de Taghit et de 8,10% pour le sable de Timimoun.

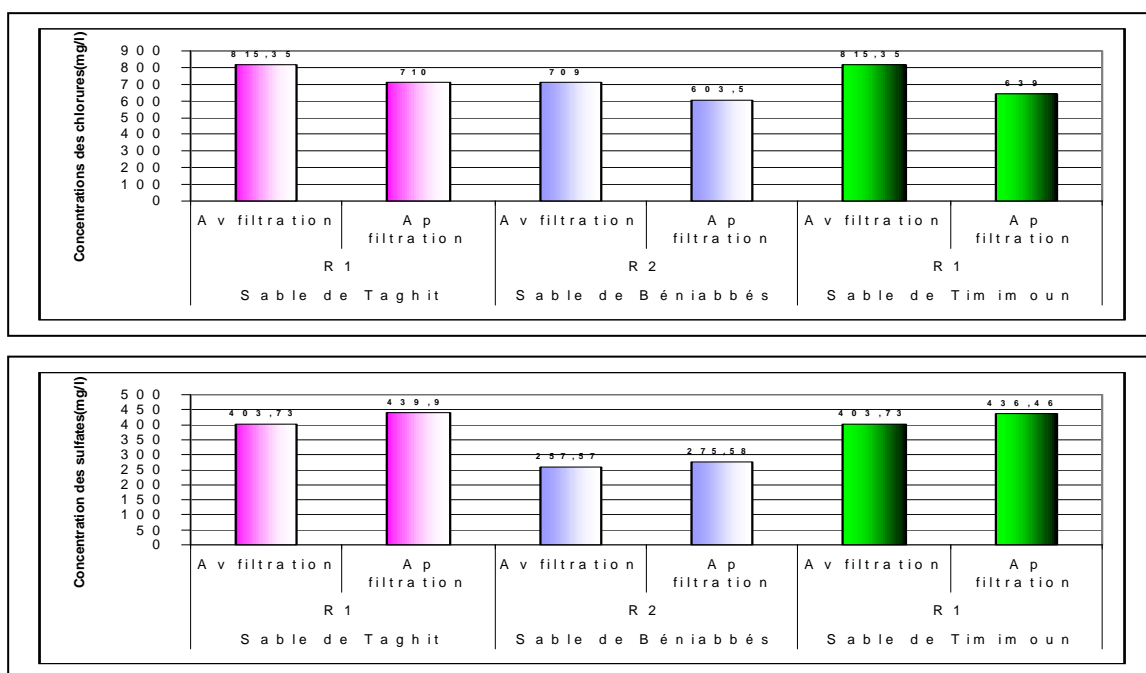


Figure 3.56 Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Chlorure et Sulfate).

• **Calcium et Magnésium**

Pour le magnésium Fig.3.57, le sable de Béni abbés n'a présenté aucun apport, par contre le sable de Taghit et Timimoun ont présentés une augmentation importante de l'ordre de 20%.

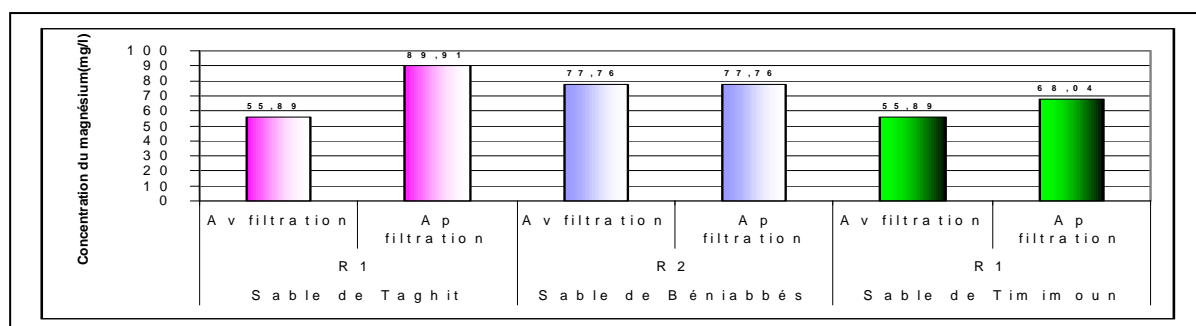


Figure 3.57. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Magnésium).

La Fig.3.58. présente l'abattement du calcium Taghit (38,33%), Timimoun (36,66%) et Béni abbés (8,33%).

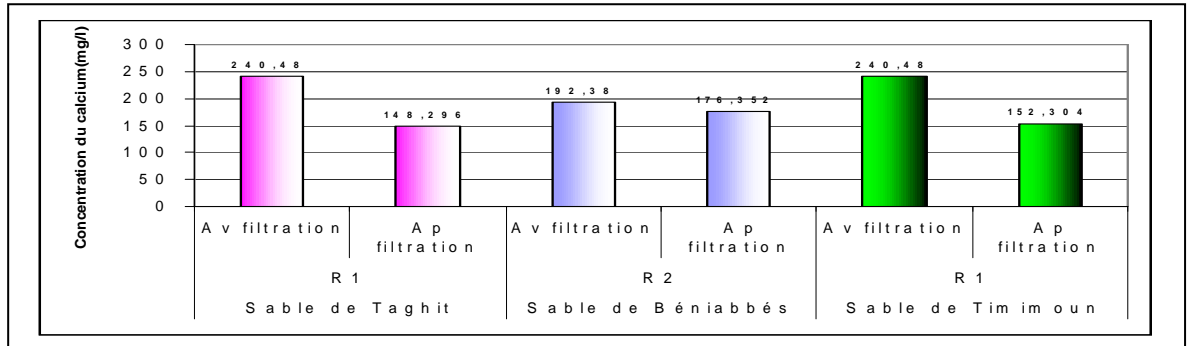


Figure 3.58. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Calcium).

- **Sodium**

Un abattement important du sodium Fig.3.59 est aussi observé du même ordre de grandeur dans le sable Timimoun et Taghit (63,80%) et Béni abbés (30,91%).

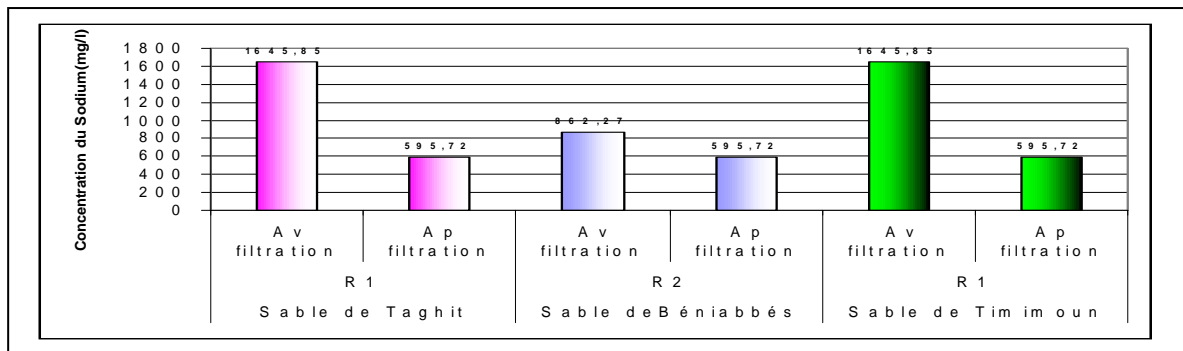


Figure 3.59. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Sodium).

• **Matière en suspension (MES), Demande chimique en oxygène (DCO)**

L'abattement de la matière en suspension Fig.3.60 était important, de l'ordre de 66% et de 90% Pour la demande chimique en oxygène.

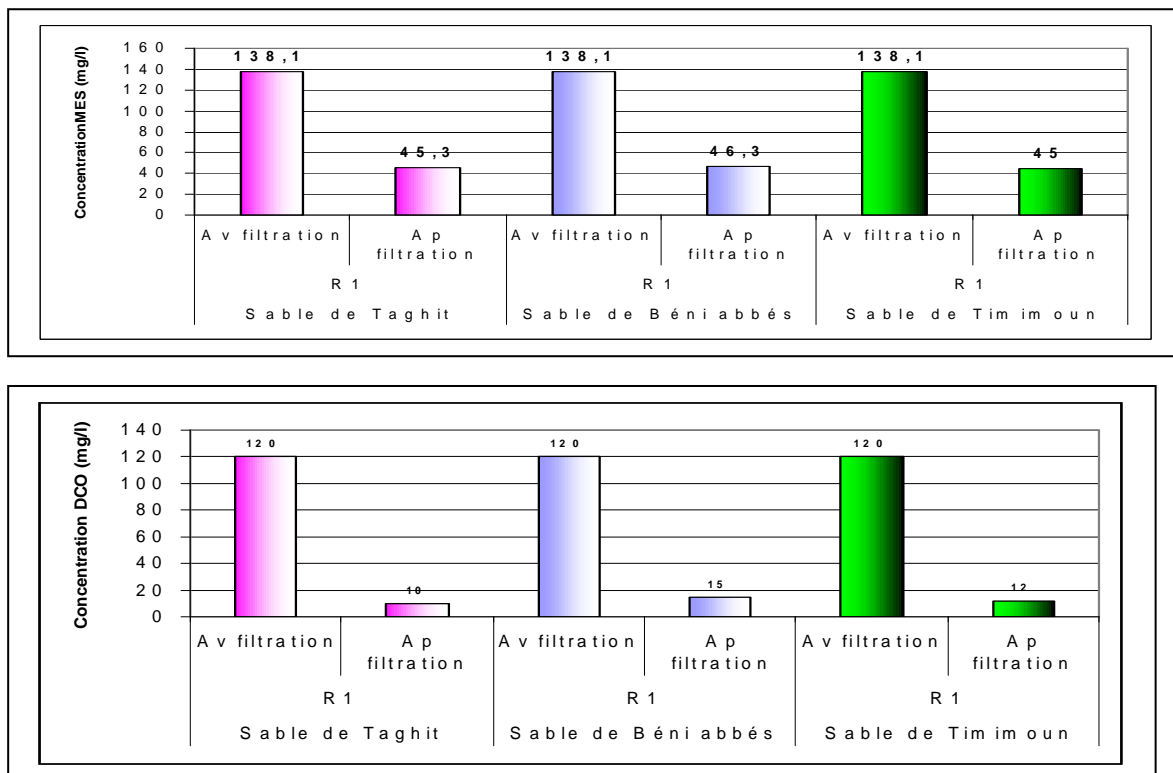


Figure 3.60. Apport de la filtration des eaux résiduaires R₁ (MES et DCO).

Conclusion

L'élimination d'iode dans les eaux résiduaires pour les trois types de sable (Timimoun, Taghit et Béni abbés) était importante et du même ordre de grandeur 33,33%. L'abattement des chlorures dans le sable Béni abbés était légèrement supérieur à celui observé dans le sable de Taghit respectivement 14,88 et 12,92% part contre on a observé 21,6% dans le sable de Timimoun. Alors que pour les sulfates il a été observé une augmentation de la teneur de l'ordre de 8% dans le sable de Béni abbés et de 8,22% dans le sable de Taghit. Pour le magnésium, le sable de Béni abbés n'a présenté aucun apport, par contre le sable de Taghit et Timimoun on présentés une augmentation importante de l'ordre de 20%. L'abattement du calcium dans les deux filtre Taghit (38%) et Timimoun (36%) était les plus important comparativement à celui observé dans le sable de Béni abbés (8%). Un abattement du sodium est aussi observé dans les deux filtres Taghit et Timimoun de l'ordre de 60% et Béni abbés de l'ordre de 30%.

L'abattement de la matière en suspension (MES) est de 66% et 90% pour la demande chimique en oxygène (DCO) présentant ainsi le meilleur abattement.

Référence bibliographique

- [1] **Rodier .J. 1996.** «L'analyse de l'eau. 8^{ème} édition». Dunod. Paris.
- [2] Lefkir Abdoulwahab, 2005 « Cartographie des ressources hydrique de la wilaya de Béchar » 2SNEE, Université de Béchar.
- [3] **Bontoux J. 1993.** «Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles eaux usées, eaux de boisson. Cebedoc ed., Liège, 169 p.
- [4] ISI (1974). Indian standard tolerance limits for surface waters subject to pollution, IS: 2296. New Delhi: ISI.
- [5]**Turin A. 1991.** «La pollution des eaux souterraines en Lorraine, le cas des nitrates. Thèse Univ. Nancy II, France, 266 p.
- [6] H. Assaf ·M. Saadeh Geostatistical Assessment of Groundwater Nitrate Contamination with Reflection on DRASTIC Vulnerability Assessment: The Case of the Upper Litani Basin, Lebanon Water Resour Manage (2009) 23:775–796 DOI 10.1007/s11269-008-9299-8
- [7] Edmunds WW, Gaye GB (1997) Naturally high nitrate concentrations in groundwaters from the Sahel. J Environ Qual 26(5):1231–1239
- [8] Beller H, Eaton GF, Ekwurzel BE, Esser BK, Hu Q, Hudson GB, Leif R, McNab W, Moody-Bartel C, Moore K, Moran JE (2005) California GAMA program: sources and transport of nitrate in groundwater in the Livermore Valley Basin, California. Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL), Livermore, CA
- [9] **H. NASSALI, H. BEN BOUIH et A. SRHIRI** «Influence des eaux usées sur la dégradation de la qualité des eaux du lac Fouarate au maroc Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.3-14.
- [10] **Pearson H.W. & Mara D.D. 1987.** « Physico-chemical parameters influencing fecal bacterial survival in waste stabilization ponds. Wat. Sci. Tech., 19, 145-152.
- [11] **Hagedorn C., Robinson S.L., Filtz J.R., Grubbs S.M., Angier T.A. & Renaud R.B. 1999.** «Determining sources of fecal pollution in rural virginia watershed with antibiotic resistance patterns in fecal streptococci. Appl. Environ Microbiol. 65.
- [12] **Patterson, R.A., 2001.** « Water quality relation ships with reuse options. Water Science and Technology 43 (10), 147–154.
- [13] O.M.S. (Organisation Mondiale de la Santé) 1999. Aide mémoire N° 210.
- [14] United Nations Education, Science and Culture Organization (Unesco). Étude des ressources en eau du Sahara septentrional. Rapport de 1972. Paris : Unesco, 1972 ; 47 p.
- [15] **Megdoud M.** «Qualité des eaux du Sahara septentrional. Troisième communication au Séminaire d'El Oued de l'Agence nationale des ressources hydriques (ANRH), 19 et 20 mai 2003, volume I : 42-9
- [16] **Michaud M. S. 2001** «Etude hydrodynamique et biologique d'un procédé de méthanisation a biofilm : le réacteur a lit tubule inverse.» Thèse de doctorat : génie des procédés et de l'environnement
- [17] **Laurent lassabatere 2002** «Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb et CD) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glacière carbonate par l'introduction des géotextiles». Thèse de doctorat : Université Laval Québec.
- [18] **Sanjay K, Binord B et Dinabandhu B 2008**«Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural purposes: Mahanadi river estuarine system, India – a case study». Environ Monit Assess DOI 10.1007/s10661-008-0431-2 Springer Science
- [19] **A. MAAZOUZI, A. KETTAB 2009** «Caractérisation physicochimique des eaux souterraines (Foggara) de la région de Timimoun (Algérie) » Le 2eme Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE) Tunis.

Chapitre IV : Modélisation du procédé de filtration des eaux par sable

1. Introduction

L'étude des systèmes est depuis longtemps une préoccupation majeure du monde de la recherche et ce, quel que soit le domaine scientifique. La compréhension d'un système permet en effet d'agir ensuite sur son comportement naturel et de lui imposer une autre conduite répondant à des performances souhaitées par l'utilisateur.

Une fois définie la forme du modèle la plus apte à représenter correctement le fonctionnement d'un système réel, l'identification des paramètres du modèle consiste à calculer leur valeur optimale. Ces valeurs paramétriques optimales permettent au modèle de représenter fidèlement le système sur le domaine de fonctionnement choisi.

L'identification paramétrique repose donc sur l'utilisation de signaux d'entrée et de sortie du système réel. Dans beaucoup de cas, avec l'amélioration croissante des moyens et des techniques de mesure, le nombre et la précision des capteurs permettent à l'utilisateur de disposer d'un vaste choix de mesures des grandeurs d'entrée et de sortie du système réel.

Dans ce travail nous allons modéliser le procédé de filtration des eaux par filtration sur sable de dune pour les différents résultats expérimentaux fort intéressants, que nous avons obtenus et présentés au chapitre II et III. Nous étudions la modélisation de la filtration de l'eau à travers un milieu poreux soumis à un écoulement permanent à surface libre. Sous certaines hypothèses, il est possible d'utiliser un processus prédictif pour la compréhension des mécanismes de filtration d'eau dans un milieu poreux tel que le sable de dune.

Le transfert assurant le renouvellement et/ou la dégradation des ressources en eaux souterraines se fait à travers les sols et la zone non saturée de l'aquifère [1]. L'écoulement d'eau en milieu poreux saturé/non saturé est modélisé d'une manière classique par l'équation de Richards. Cette équation fait intervenir la pression de la phase eau h , la teneur en eau θ et la conductivité hydraulique K du milieu. L'équation de Richards devenant fortement non linéaire en milieu non saturé ; sa résolution nécessite la connaissance des deux relations $\theta(h)$ et $K(h)$. Dans ces relations interviennent des paramètres hydrodynamiques caractérisant le milieu poreux. Des méthodes conventionnelles pour construire les relations $\theta(h)$ et $K(h)$ existent et sont souvent appliquées sous des conditions d'équilibre hydrostatique difficiles à réaliser [2].

L'approche choisie dans notre travail repose sur la formulation de Darcy pour un milieu poreux à faible granulométrie. La filtration réalisées en régime permanent confirmé par des mesures au laboratoire, sur modèle physique, permettant un suivie de l'évolution ou l'abattement qui peut avoir lieu sur certains paramètres physicochimiques des filtrats.

Nous examinons la validité du modèle de Darcy avec les résultats expérimentaux d'un banc d'essais réalisé au sein du laboratoire.

2. Modélisation du transport en milieu poreux

La modélisation cherche à relier entre elles les différentes échelles, depuis l'échelle microscopique jusqu'à celle de la colonne (figure 4.1). Elle est basée sur une approche systémique qui assimile la colonne à un système avec des flux d'entrée/sortie, et qui a pour objet de calculer les flux en prenant en compte les contributions hydrodynamiques, thermodynamiques et cinétiques. Ces processus se déroulent simultanément avec des temps caractéristiques propres. On utilise alors des modèles simplifiés (dont le plus courant est la loi de Darcy) afin de relier la hauteur de l'eau dans le milieu (appelée charge piézométrique et notée $h(x, y, z, t)$) à la vitesse de filtration (notée $v(x, y, z, t)$). Cette loi établit que la vitesse de filtration est proportionnelle à l'opposé du gradient hydraulique [3-4]. On exprime ensuite la loi de conservation de la masse (le milieu étant par hypothèse incompressible). Comme elle peut (la loi de Darcy) gouverner le déplacement de deux fluides non miscibles dans un milieu poreux [5].

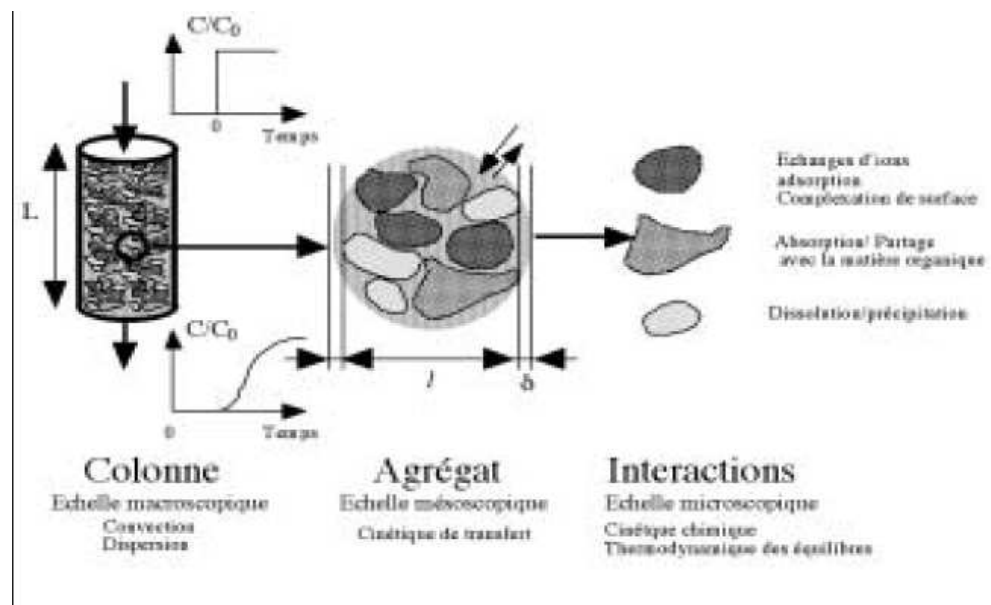


Figure 4.1 : Approche systémique de la colonne

2.1. Modèle mathématique.

Les dimensions caractéristiques du modèle du milieu poreux étudié sont identiques au dispositif expérimental de notre travail. Un modèle en deux dimensions est pris en considération Figure. 4.2.

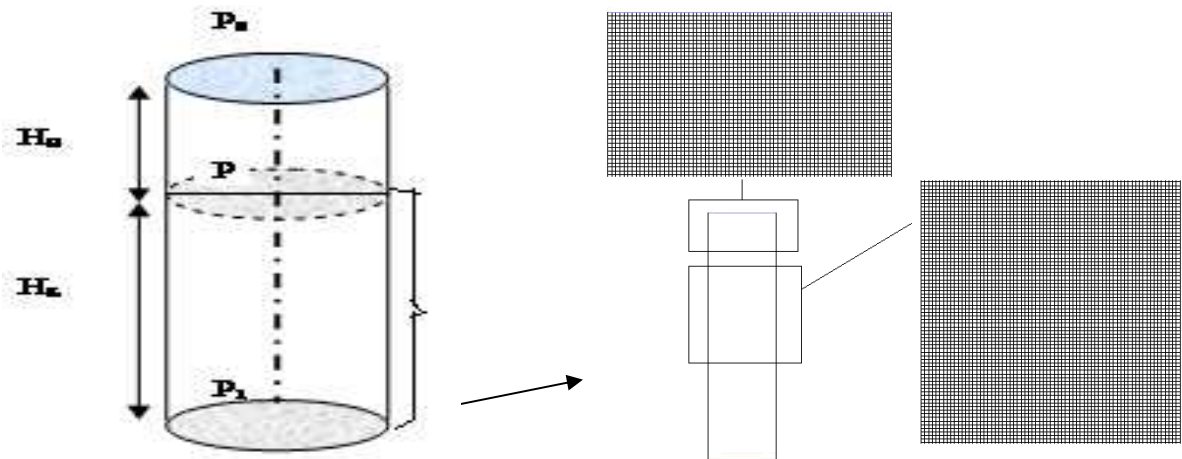


Figure. 4.2 : Géométrie et Maillage du milieu poreux étudié, 18200 cellules quadrilatérales

Comme il a été précisé dans la partie expérimentale, pour la ville de Béchar, un échantillon d'une eau souterraine (SB6), provient d'un puit d'une profondeur de 53m et un échantillon (DT), eau de surface venant du barrage Djorf tourba 50 Km de la ville de Bechar, filtré dans le sable de Taghit et Béni abbés, ainsi qu'une eau souterraine (Foggara) de Timimoun filtré dans le sable de Timimoun.

2.2. Description du modèle de Darcy

Le modèle du milieu poreux peut être utilisé dans une variété de problèmes ; incluant un lit de galets de formes uniformes et bien définies.

L'application du modèle de Darcy est accompagnée par la détermination des résistances, il décrit un milieu poreux soumis à une perte de pression.

Plusieurs lois de même type, exprimant la proportionnalité entre un flux et le déséquilibre qui cause ce flux, étaient déjà connues en 1856 : loi de Fourier pour la conduction de la chaleur (1807), loi d'Ohm pour la conduction de l'électricité (1827), loi de Poiseuille pour l'écoulement laminaire d'un fluide dans un tube cylindrique (1844), loi de Fick pour la diffusion (1855) [6].

Initialement globale (valable pour un massif poreux homogène et un écoulement vertical uniforme), la formulation de la loi de Darcy devint rapidement locale, applicable à des corps poreux hétérogènes, à des fluides autres que l'eau, éventuellement compressibles, et à des écoulements non uniformes. Aujourd'hui, elle a la forme suivante :

$$\vec{v} = -\frac{\alpha}{\mu}(\nabla p - \rho \vec{g}) \quad \text{Equation 4.1}$$

où \vec{v} est la vitesse de filtration (vecteur flux volumique de fluide), α un coefficient, homogène à une surface, dépendant uniquement du milieu poreux, appelé perméabilité l'unité pratique de perméabilité, toujours largement utilisée (m/s). Le vecteur gradient de la pression p noté ∇p , ρ la masse volumique du fluide, μ sa viscosité et g vecteur d'accélération de la pesanteur et Il est important d'observer que les grandeurs qui figurent dans cette équation peuvent dépendre du point de l'espace considéré, voire aussi du temps. Ce sont des grandeurs locales, mais macroscopiques, ayant un sens non à l'échelle des pores, mais à l'échelle d'une masse élémentaire de milieu poreux.

Pour un écoulement laminaire à travers un milieu poreux, la différence de pression est fonction de la vitesse \vec{v} et une constante notée C_2 qui représente le facteur de résistance d'inertie. En minimisant la diffusion et la convection, l'équation de la loi de Darcy se traduit par l'équation 4.2

$$\nabla p = -\frac{\mu}{\alpha} \vec{v} \quad \text{Equation 4.2}$$

Avec :

$$\beta = \frac{d_p^2 \varepsilon^3}{150(1-\varepsilon)^2} \quad \text{Equation 4.3}$$

$$C_2 = \frac{3,5(1-\varepsilon)}{d_p \varepsilon^3} \quad \text{Equation 4.4}$$

d_p : Diamètre moyen des particules,

ε : Porosité

Considérant que la perméabilité α et le coefficient de Résistance C_2 sont inversement proportionnel.

Pour une modélisation en 2D le calcul de la différence de pression suivant x et y pour une épaisseur Δn du milieu poreux dans les deux directions x et y est prise en compte par les relations suivantes.

$$\Delta p_x = \sum_{j=1}^3 \frac{\mu}{\alpha_{xj}} v_j \Delta n_x \quad \text{Equation 4.5}$$

$$\Delta p_y = \sum_{j=1}^3 \frac{\mu}{\alpha_{yj}} v_j \Delta n_y \quad \text{Equation 4.6}$$

2.3. Terme source

Le milieu poreux est modelé par l'addition d'un terme source aux équations standards d'écoulement du fluide [7]. Le terme source en générale est donné par l'équation 4.7, est subdivisé en deux termes :

1. termes des pertes visqueuses,
2. termes des pertes d'inertie

$$S_i = -\left(\frac{\mu}{\alpha} v_i + C_2 \frac{1}{2} \rho v_{moy} v_i \right) \quad \text{Equation 4.7}$$

C_2 : facteur de résistance d'inertie

Dans le calcul en mode transitoire, l'effet de la porosité dans le terme dérivative est pris en considération dans les équations de transport et de continuité

3. Lits filtrant

Comme il a été énoncé précédemment trois types de supports filtrant sont utilisés, il s'agit du sable de Béni abbés, Taghit et Timimoun les trois types de sable proviennent des dunes leurs principaux caractéristique sont groupés au chapitre II.

3.1. Perméabilité des échantillons des lits filtrant

La loi de Darcy, reste de nos jours un élément essentiel de la description mathématique de l'écoulement d'un fluide dans un milieu poreux. Elle est toujours largement utilisée dans de nombreux domaines : hydrologie, génie chimique, exploitation des gisements d'hydrocarbures. . Henry Darcy l'a formulée pour l'écoulement d'eau à travers un cylindre rempli de sable, d'axe vertical, la valeur du débit Q d'eau qui s'écoule verticalement à travers un certain volume de sable soumis à un plan d'eau en surface est donné par la loi de Darcy selon la formule [8] :

$$Q = \alpha.S.\frac{H}{L} \quad \text{Equation 4.8}$$

Où :

S est la surface spécifique du sol soumise au plan d'eau,

H , la hauteur du niveau du plan d'eau par rapport à un plan de référence,

L , la hauteur de l'échantillon de sol par rapport au même plan de référence.

α a ainsi les dimensions d'une vitesse et s'exprime en mètres par seconde si Q est évalué en mètres cubes par seconde.

La vitesse d'écoulement est un paramètre hydrodynamique important dans le transport et le dépôt de particules dans un milieu poreux [7], tant que l'eau d'un sol se trouve sous forme continue ou partiellement continue, la notion de potentiel capillaire garde son sens, et le transfert en phase liquide est bien décrit par la loi de Darcy [9].

Comme le montre la figure 4.3 expérimental de nos échantillons la vitesse de filtration elle chute progressivement en fonction du temps de filtration.

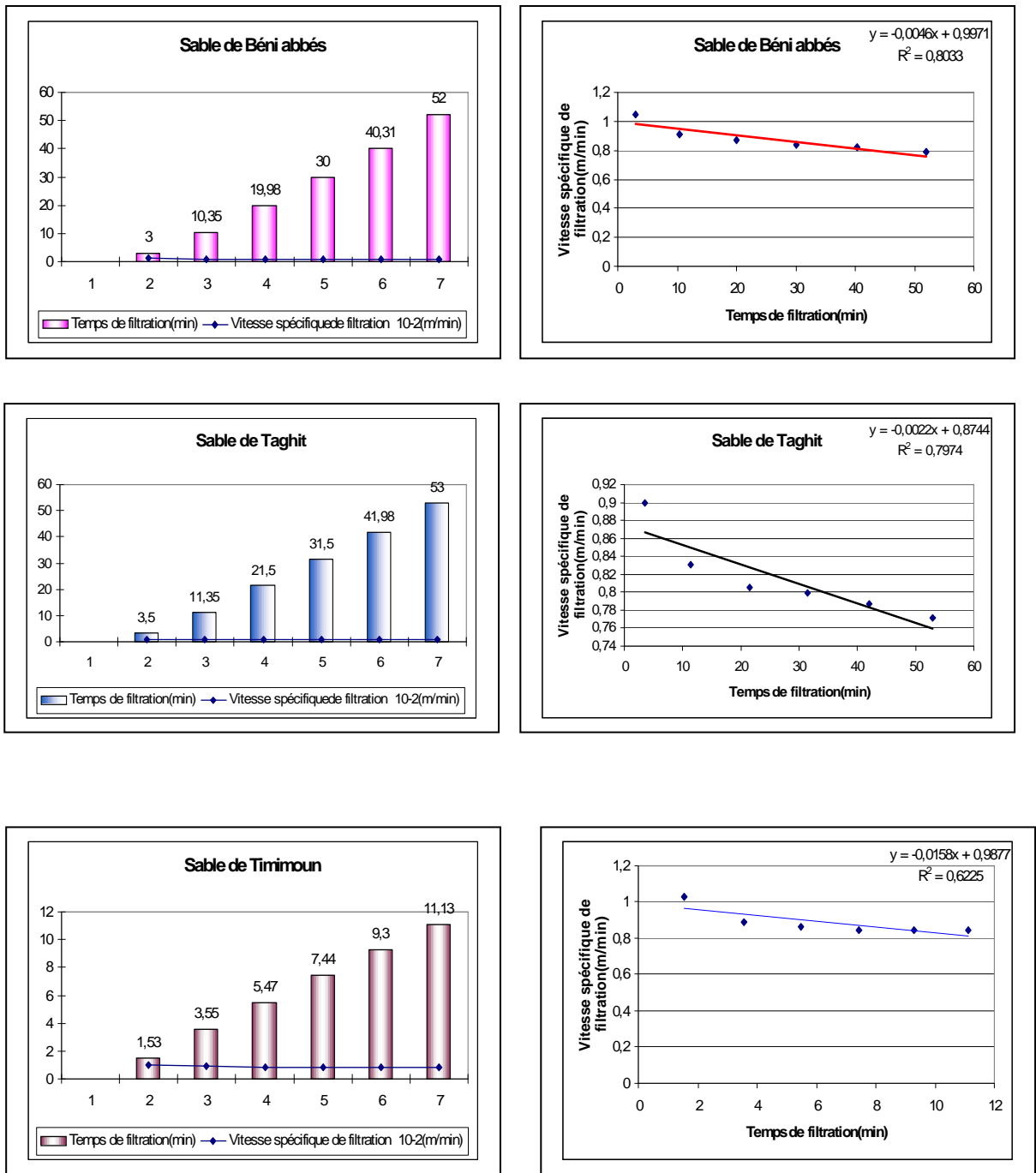


Figure 4.3: Variation de la vitesse en fonction du temps de filtration

Une approximation linéaire de la perméabilité du banc d'essais pour les trois échantillons testés celui de Béni Abbés, Taghit et Timimoun est obtenue en fonction du temps figure 4.4 et 4.5.

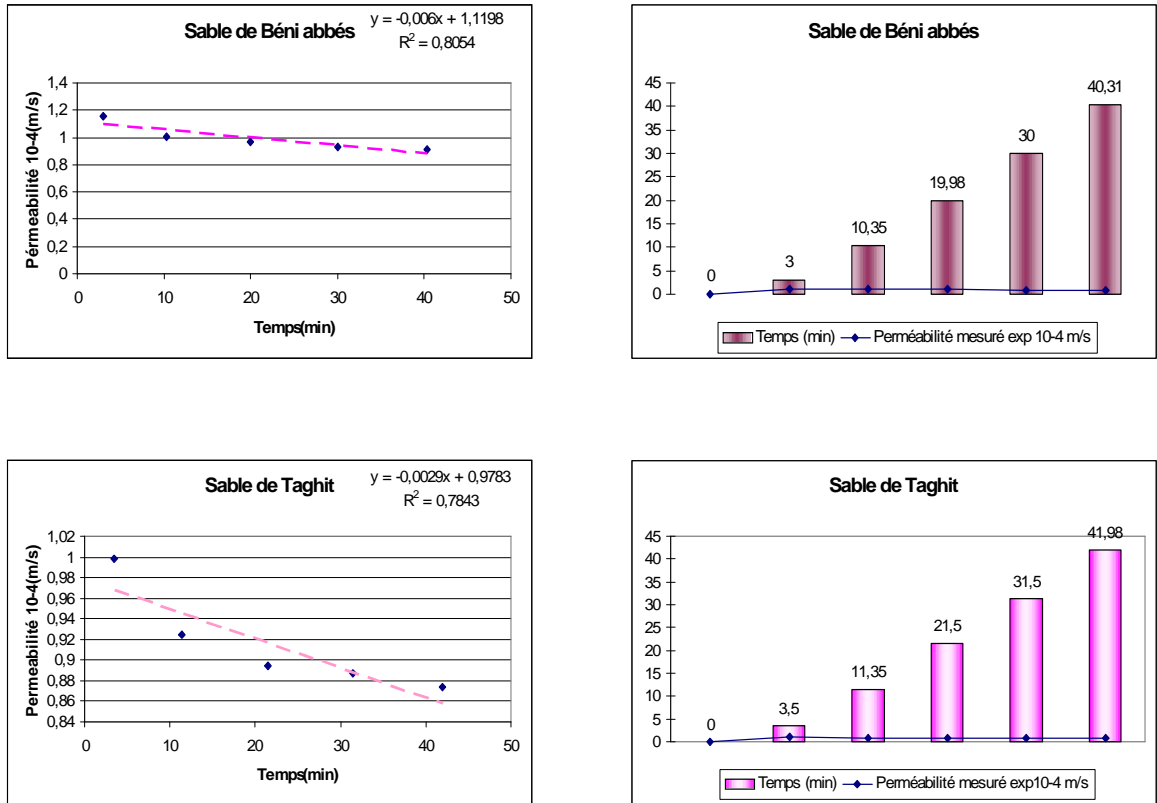


Figure 4.4 : Tendence de la perméabilité mesurée (Béni Abbés et Taghit) en fonction du temps.

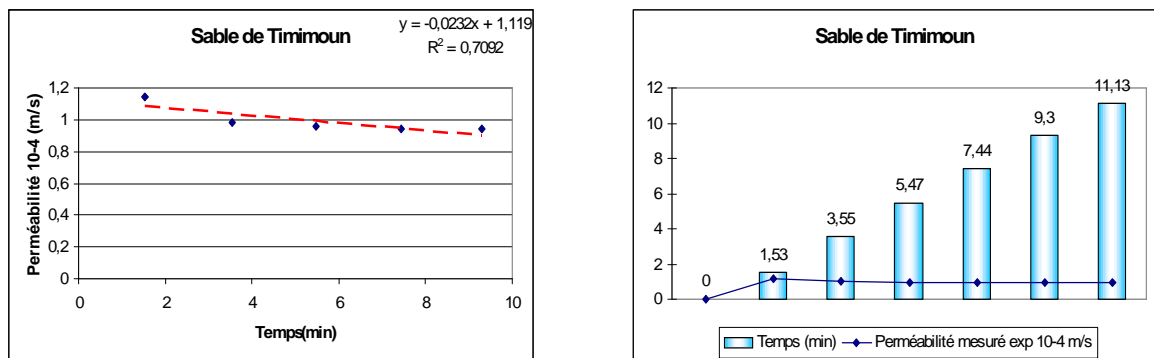


Figure 4.4 : Tendence de la perméabilité mesurée (Timimoun) en fonction du temps.

La variation de la perméabilité des échantillons testés en fonction du temps ainsi que leurs tendances d'approximation sont des fonctions linéaires de ce paramètre hydrodynamique. Elles décrivent l'influence du dépôt des retenus dans le milieu poreux dans le temps.

Tableau 4.1 : Comparaison des perméabilités expérimentale et approximé Taghit et Beni Abbes

Temps (min)		Perméabilité approximé 10^{-4} m/s		Perméabilité mesuré 10^{-4} m/s	
Beni abbés	Taghit	Beni abbés	Taghit	Beni abbés	Taghit
3	3,5	0,8872	0,9226	1,16	0,998
10,35	11,35	0,77401	0,66198	1,01	0,924
19,98	21,5	0,625708	0,325	0,97	0,894
30	31,5	0,4714	0,007	0,932	0,887
40,31	41,98	0,312626	0,354936	0,91	0,874

4. Résultats et interprétations

4.1. Etude hydrodynamique de l'écoulement

4.1.1. Résultats expérimentaux et interprétation

Les figures ci-dessous montrent la variation du débit et volume cumulé mesuré en fonction du temps (Figs. 4.6 et 4.7).

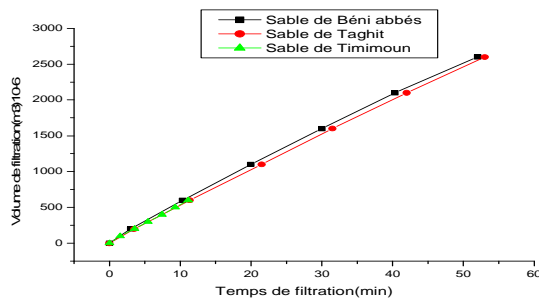


Figure 4.6 : Variation du volume de filtration en fonction du temps : des différents lits filtrants

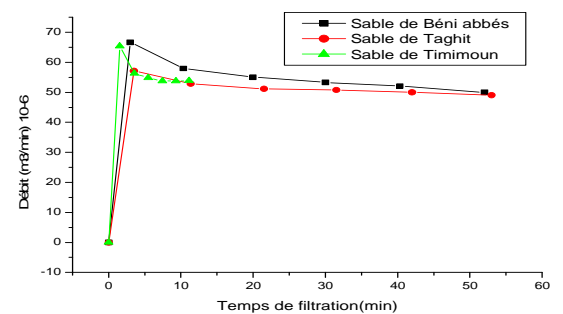


Figure 4.7 : Variation du débit de filtration en fonction du temps : des différents lits filtrants

La représentation graphique du volume, en fonction du temps $v = f(t)$, permet de remarquer que le volume est proportionnel au temps de passage. Avec les eaux de turbidité plus importante, la masse filtrante subit un colmatage d'où la réduction du débit de filtration et le volume n'est plus proportionnel au temps de passage, ce qui confirme la réduction de la porosité du lit filtrant par accumulation des particules solides en suspension se trouvant dans l'eau du passage. C'est ainsi que le débit d'écoulement diminue avec le temps à la suite du colmatage progressif du système filtrant.

Avec une porosité de 42,28% pour le sable de Taghit et un coefficient de perméabilité α qui vaut $0,906^E-04(m/s)$, de Béni abbés 41,39% et un coefficient de perméabilité qui est de l'ordre de $0,976^E-4(m/s)$ et celui de Timimoun 38,14 % et un coefficient de perméabilité légèrement supérieur $0,983^E-4(m/s)$.

Les résultats nous permettent de déduire que le débit de filtration à la pression d'utilisation (H_E) dépend de la turbidité de l'eau qui influe directement sur la porosité du filtre et par conséquent son coefficient de perméabilité. Plus la porosité du filtre est faible, (cas des trois filtres) plus le débit de filtration est moins important.

4.1.2. Hypothèses de simulations

Le lit de matériau granulaire (sable), dans une colonne de verre, est soumis à une charge hydraulique constante. On considère l'écoulement de l'eau à travers un milieu poreux de porosité identique à celle du matériau prit en considération dans l'expérimentation. La perméabilité α et le coefficient de Résistance C_2 sont estimés à partir des équations (4.3 et 4.4) regroupé dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2: Estimation du facteur de résistance d'inertie et de la perméabilité pour les différents filtres

Sables	Béni abbés	Taghit	Timimoun
C_2	131,5	140,68	229,55
$\beta \quad 10^{-4} \text{ (m/s)}$	0,666	0,545	0,279

Dans le milieu poreux considéré l'écoulement est supposé laminaire. L'effet de la gravitation est prit en considération renforcée par la pression de la colonne d'eau sous la pression atmosphérique. Les conditions aux limites telles que la vitesse d'écoulement est un paramètre hydrodynamique important dans le transport dans un milieu poreux.

4.1.3. Résultats de simulations

Les débits simulés sont obtenus pour trois facteurs de résistance C_2 spécifique pour les trois échantillons de sable qui dépend fortement du diamètre moyen et de la porosité spécifique de l'échantillon.

Le phénomène de colmatage du lit filtrant est prit en considération en tenant compte des tendances de perméabilité mesurées obtenue des lits filtrants Figure 4.4 et 4.5.

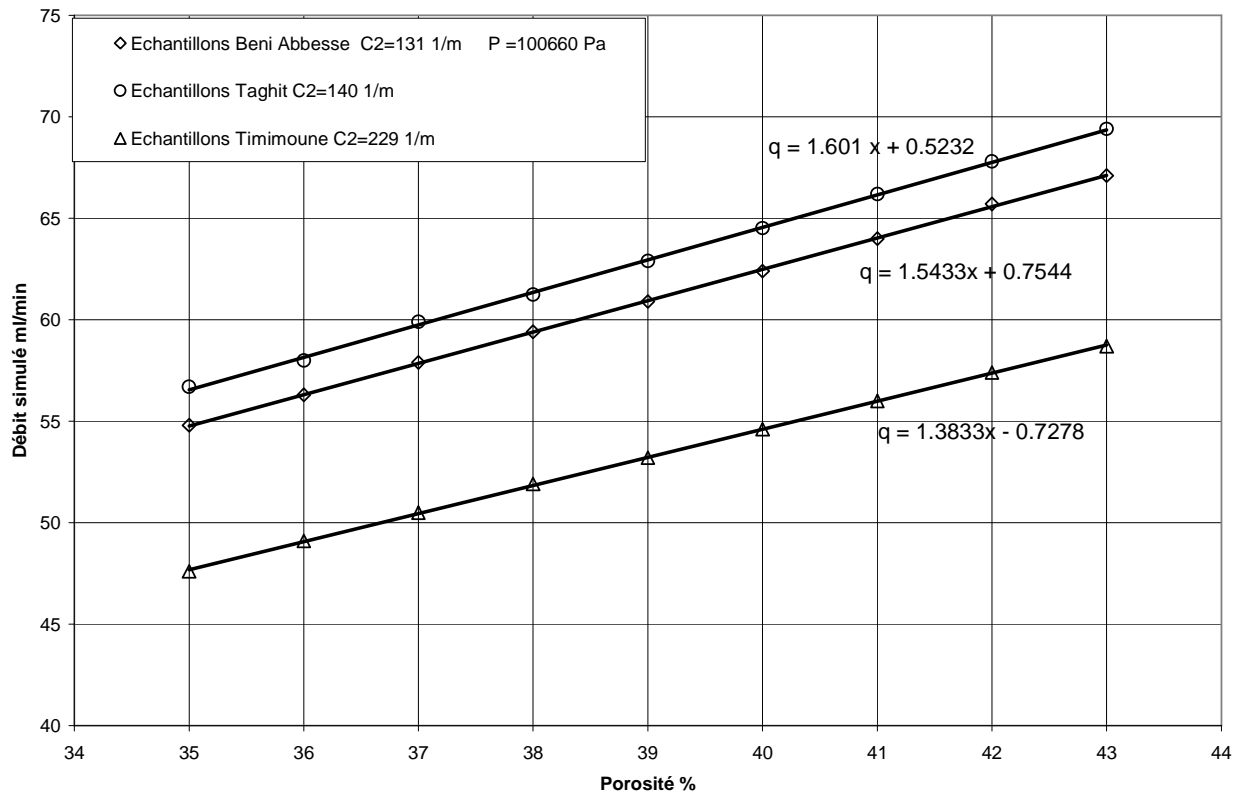


Figure 4.8: Débit simulé à la sortie du lit filtrant en fonction de la porosité

4.1.4. Confrontation résultats expérimentaux et simulation

Nous constatons sensiblement une similitude entre les débits simulés et mesuré pour des conditions de pression de 100660 Pa représentant la pression atmosphérique plus la charge hydraulique sur la colonne d'essai figs 4.2 et 4.9. Le débit estimé par les tendances données à la figure pour une porosité de 41 %, 42% respectivement pour le sable de Beni Abbés et Taghit sont sensiblement proche de la valeur mesurée pour un temps de 3 mn, dans le code de calcul utilisé (Débit mesuré et simulé valeurs).

Le phénomène de réduction du débit dû essentiellement au faite du colmatage progressive du lit filtrant est représenté par la figure. Comme il est claire a partir de la figure le débit a tendance de se réduire linéairement en fonction du temps du très probablement au colmatage. Le modèle proposé présente une limitation quant aux hypothèses simplificatrices proposées, une filtration sans réaction chimique.

Tableau 4.3: Comparaison des débits de sortie simulé et mesuré de Taghit et Beni Abbes

Temps (min)		Débit simulé (m ³ /min) 10 ⁻⁶		Débit mesuré (m ³ /min) 10 ⁻⁶		Erreur relative %	
Beni abbés	Taghit	Beni abbés	Taghit	Beni abbés	Taghit	Beni abbés	Taghit
3	3,5	64	67,8	66,67	57,14	4,00	15,72
10,35	11,35	62,4	66,2	57,97	52,86	7,09	20,15
19,98	21,5	60,9	64,51	55,05	51,16	9,61	20,69
30	31,5	59,4	62,9	53,33	50,79	10,22	19,25
40,31	41,98	57,9	61,25	52,1	50,02	10,02	18,33
52	53	56,3	59,9	50	49,05	11,19	18,11

Tableau 4.4: Comparaison des débits de sortie simulé et mesuré de Timimoun

Temps (min)	Débit simulé (m ³ /min) 10 ⁻⁶	Débit mesuré (m ³ /min) 10 ⁻⁶	Erreur relative %
1,53	51,9	65,36	20,59
3,55	50,5	56,33	10,349
5,47	49,1	54,84	10,46
7,44	47,6	53,76	11,46

D'après le tableau 4.3, le sable de béni abbés, l'erreur relative ne dépasse pas 12% dans l'intervalle de temps pris en considération, il est beaucoup moins important si en compare les moyennes (débit mesuré et simulé) il est de 5,43%.

Par contre, pour le sable de Taghit et Timimoun, l'erreur relative (débit mesuré et simulé) elle est de 20% cette même erreur devient moins importante pour les valeurs moyennes des débits, 18,25 et 13,54% respectivement Taghit et Timimoun.

L'ordre de grandeur des débits est maintenu pour la valeur mesuré et simulé.

4.1.5. Simulation du procédé de filtration à palier de pression

Les dimensions caractéristiques du modèle du milieu poreux étudié sont identiques au dispositif expérimental [6]. Un modèle en deux dimensions est pris en considération. La variation de la hauteur de la colonne d'eau induit une charge à trois paliers, afin de déterminer l'influence du comportement hydrodynamique sur les procédés de prétraitement des eaux figure suivante.

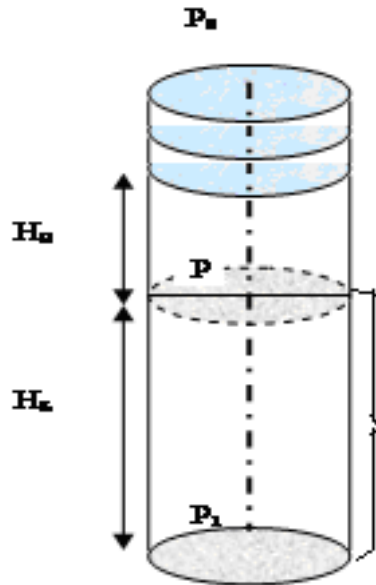


Figure 4.9 : Colonne d'eau à trois paliers de pression

Un maillage structuré identique au modèle initial est pris en considération dans la simulation de la filtration d'eau dans la colonne à trois paliers.

La variation de la hauteur d'eau considérée impose trois conditions aux limites distinctes à l'entrée de la colonne tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Conditions aux limites de pression à l'entrée de la colonne

Paliers	Hauteur d'eau cm	Pression hauteur d'eau Pascal	Pression totale (Pascal)
1	40	800	100800
2	30	600	100600
3	10	500	100500

4.1.6. Résultats en régime stationnaire

Le paramètre hydrodynamique recherché est le débit à la sortie de la colonne. Le tableau suivant indique les débits moyens simulés pour les trois paliers de pression considéré et en régime stationnaire.

Tableau 4.6 : Débits moyens simulés à la sortie de la colonne

Paliers	Pression Pascal	Débit moyen à la sortie Sable Beni Abbés ml/min	Débit moyen à la sortie Sable Taghit ml/min
Niveau 1	100800	54,88	57,07
Niveau 2	100600	47,63	49,52
Niveau 3	100500	43,47	45,26

L'effet de colmatage délicat pour la mise en modèle, et pour palier à cet handicap en détermine le débit simulé en fonction de la porosité.

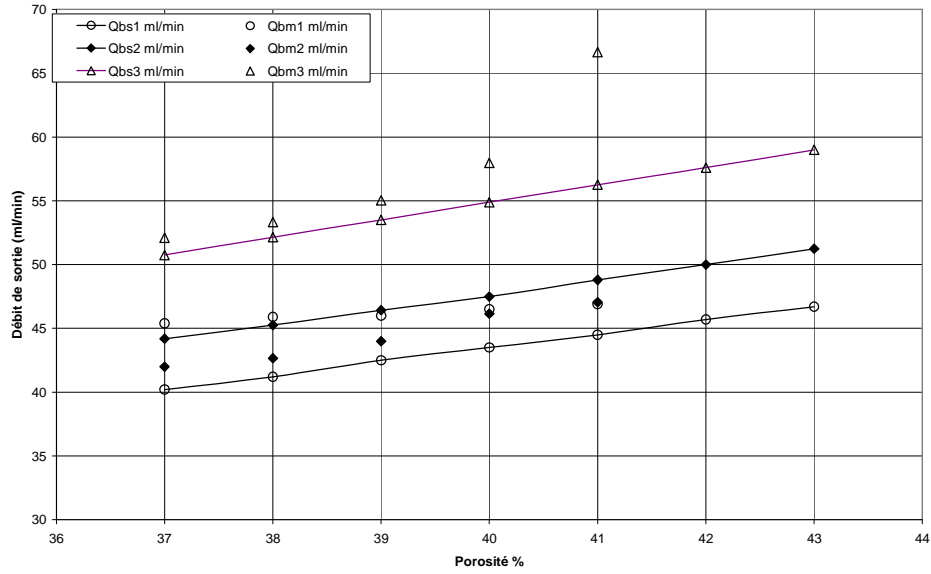


Figure 4.10 : Variation du débit simulé et mesurée pour le sable de béni Abbés
Pour les trois paliers de pression 1 ,2 et 3

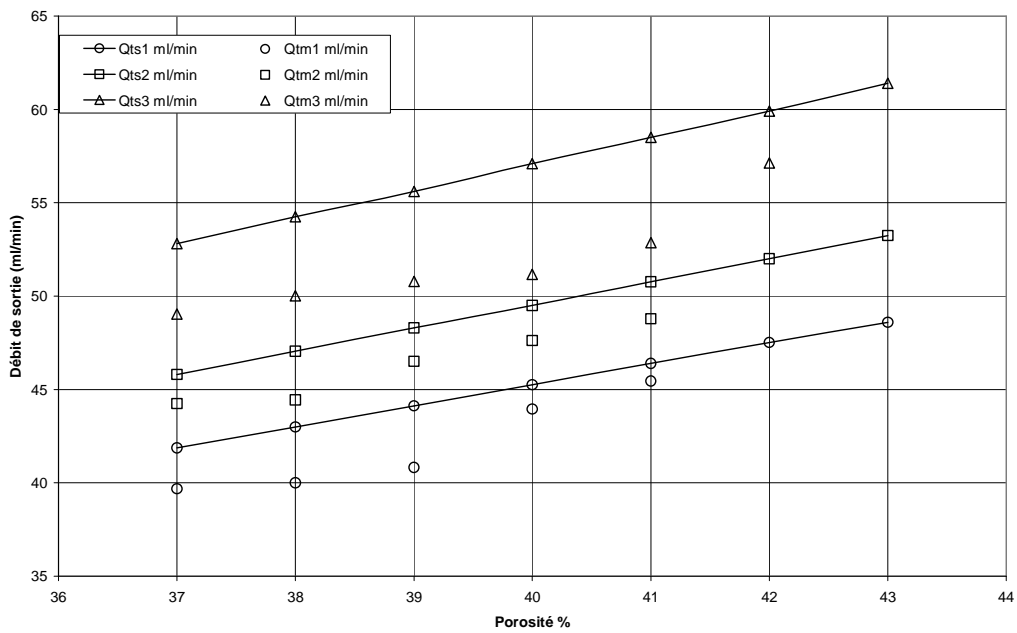


Figure 4.11: Variation du débit simulé et mesurée pour le sable de Taghit
Pour les trois paliers de pression 1 ,2 et 3

5. Conclusion

La modélisation du transfert d'eau dans un sol à faible teneur en eau (voir nul) proposée s'appuie sur la confrontation des résultats expérimentaux et simulés. Le modèle utilisé introduit un coefficient phénoménologique traduisant le phénomène de colmatage (dépôt et non pas réaction chimique), des simulations numériques basées sur le modèle sont comparées aux cinétiques expérimentales.

La simulation numérique à permis d'obtenir une estimation de la durée de l'expérience et déterminer l'ordre de grandeur du paramètre mesuré. Dans le sable, lorsque le débit diminue, le facteur de résistance d'inertie C_2 augmente.

Ceci montre que, sous certaines conditions, les particules en suspension dans l'eau représentée en sa turbidité peuvent être des vecteurs de pollution qui renforce le facteur de résistance d'inertie C_2 du milieu poreux considéré. Pour la valeur C_2 de l'ordre de 131 (cas du sable de Béni abbés) le débit estimé été de 45 ml /mn comparativement à celui mesuré qui été de 41,98 ml /mn les particules les plus denses ne sont pas transportées par l'écoulement à de faibles vitesses et se déposent dans le milieu poreux.

En perspective, une bonne approximation de C_2 et de la perméabilité qui dépendent très fortement du diamètre moyen des grains par conséquent de la porosité du milieu poreux, permettra de mieux cerner la bonne compréhension du procédé de filtration.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **Roche .P.-A., et all 2005**, «Les enjeux de recherche liés à la directive-cadre européenne sur l'eau», C. R. Geoscience 337(2005) 243–267.
- [2] **Klute, A. 1986** «Conductivities and diffusivities of unsaturated soils, in: A. Klute (Ed.), Methods of Soil Analysis, »Part 1, Physical and Mineralogical Methods, second ed., in: Agronomy Monograph, vol. 9, ASA and SSSA, Madison, WI, USA, 1986, pp. 687–734.
- [3] **Guillaume BIBES 2004**«Modélisation de Procédés de Traitement des Eaux et Reconstruction de Grandeurs Physicochimiques» Thèse doctorat université de poitiers France
- [4] **Ronghua Pan** Darcy's law as long-time limit of adiabatic porous media flow» J. Differential Equations 220 (2006) 121 – 146
- [5] **Dharumarajen NAYAGUM, 2001**« Approximation par les éléments finis mixtes d'une équation de diffusion non linéaire modélisant un écoulement diphasique en milieu poreux». C. R. Acad. Sci. Paris, t. 329, Série II b, p. 87–90, 2001
- [6] **A. MAAZOUZI, A. Ketteb, R. Khalfaoui, A. Badri, B. Zahraoui, 2007.** «Modélisation du procédé de prétraitement des eaux par filtration sur sable» Le Premier Colloque Maghrébin sur le Traitement et le Dessalement des Eaux (CMTDE)
- [7] **Benamar.A 2005** «Effets de la vitesse d'écoulement sur le transport et la cinétique de dépôt de particules en suspension en milieu poreux saturé» C. R. Geoscience 337 (2005) 497–504
- [8] **Marle C.M. 2006** « Henry Darcy et les écoulements de fluides en milieu poreux» Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP, Vol. 61 (2006), No. 5, pp. 599-609
- [9] **Chammari .A et all 2003** «Transfert d'eau en sol aride avec changement de phase» C. R. Mécanique 331 (2003) 759–765.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'objectif principal de ce travail était une contribution à l'élaboration d'une banque de données de la qualité des eaux de la région de Timimoun (souterraines) et Béchar (souterraines et surface) cette étude vise aussi à déterminer l'état de dégradation des eaux souterraines de la ville de Béchar par l'écoulement permanent des eaux résiduaires urbaines charriées par l'oued et une éventuelle valorisation du sable du Grand Erg Occidental utilisé comme étant lit filtrant.

Pour ce faire, on a procédé de la manière suivante :

Des filtres à sable (Erg occidental) ont été étudiés comme alternative technologique pour le prétraitement des eaux.

Nous avons effectué une analyse chimique de trois échantillons de sables (Taghit, Béni abbés et Timimoun), qui nous a permis de quantifier les éléments chimiques, le taux de SiO_2 est important allant jusqu'à 98% ; l'oxyde de calcium présente des teneurs importantes dans le sable de Béni abbés comparativement à (Timimoun et Taghit) et atteint 1,15% dû très probablement à la présence de la calcite (CaCO_3), l'oxyde de fer présente une concentration importante de 0,39% dans le sable de Taghit ainsi que les oxydes d'alumine, potassium et sodium respectivement 0,27 - 0,12 et 0,03% comparativement (Timimoun et Béni abbés).

La porosité ne dépasse pas les 42%, le caractère plus ou moins fin des sables peut être également quantifié par leur diamètre effectif d_{10} observé au microscope électronique à balayage (MEB) et estimé à partir de l'analyse granulométrique qui est de l'ordre de 0,2mm, une perméabilité de l'ordre de 10^{-4} ms^{-1} et un coefficient d'uniformité compris entre 1,23 et 1,91.

L'examen du spectre Infrarouge IRTF des échantillons de sable brut et lavé vient compléter l'analyse chimique, la bande 875 cm^{-1} est bien identifiée pour le sable de Béni abbés et Taghit, ainsi que la bande 1421 cm^{-1} pour le sable de Timimoun qui correspond à la vibration de CO_3 de la calcite [13] et montre que certaines bandes dans les spectres des échantillons bruts disparaissent ou se déplacent après lavage et qui sont probablement liées à la présence des impuretés associées à l'argile.

L'analyse optique du filtre de lavage des milieux poreux, montre que tous les filtres étudiés subissent un lessivage au cours du passage de l'eau de lavage cela est bien confirmé par la variation de l'absorbance à différentes longueurs d'ondes. La valeur maximum de l'absorbance se situe dans le domaine UV. Après le passage de l'eau à travers le filtre, la diminution de l'absorbance ($AbsF_0$) comparativement à ($AbsF_1$) est considérable. Les constatations expérimentales montrent qu'il existe pour une même longueur d'onde une différence de l'absorbance entre le sable brut et lavé.

Un autre suivie a été réalisé qui consiste à mesurer l'absorbance dans les différentes fractions granulométriques du lit filtrant (brut et lavé) ou nous avons observé que la valeur maximum de l'absorbance se localise dans la partie fine (40-100 μ m) pour le sable lavé et brut.

En vue de déterminer l'impact de la pollution des eaux usées rejetées à ciel ouvert sans aucun traitement dans l'oued de Béchar et proposé un prétraitement par le sable de la région. Les résultats obtenus montrent que les rejets sont assez chargés et qu'une infiltration est probable, les eaux souterraines étudiées sont d'une qualité assez dégradée avec une certaine hétérogénéité dans leur composition.

En effet les charges apportées par les eaux usées, d'origine domestiques, sont importantes pour être dégradée par les phénomènes naturels d'autoépuration.

La comparaison des différents teneurs obtenues pour les eaux analysées aux valeurs maximales admissibles fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé et par l'Union Européenne ainsi qu'aux normes algérienne, permet de conclure que d'après les teneurs obtenues au cours de cette étude (Analyse physicochimique des rejets urbain) témoignent dans leur majorité qu'une contamination des eaux souterraines de la nappes par les eaux usées de l'oued selon un processus d'infiltration est fort probable et qu'un traitement des rejets urbain est primordiale pour protéger la nappe et l'écosystème .

Avec des teneurs maximales des eaux souterraines de 99,23mg/l en nitrates, 8 mg/l en nitrite, 1060 mg/l en chlorures, 822,36 mg/l en sulfates 254 mg/l de Ca^{2+} et 214,8 mg/l de Mg^{2+} , 74 mg/l de Na^+ , 7,8 mg/l de K^+ , 2,2 mg/l des phosphates, 6,8mg/l d'iode, 1,53 mg/l de brome, 4,4 mg/l de zinc, 8 mg/l de manganèse et une conductivité de 4540 μ S/cm.

Les teneurs maximales respectivement des chlorures et sulfates des eaux de rejet sont : 990 et 779,05 mg/l, de 53,6 mg/l en nitrates, 22 mg/l en nitrite, 340 mg/l de Ca^{2+} et 294 mg/l de Mg^{2+} , 1703,23 mg/l de Na^+ , 7,94 mg/l de K^+ , 36 mg/l des phosphates, 2,7 mg/l d'iode, 0,49 mg/l de brome, 6 mg/l de zinc, 3,2 mg/l de manganèse et une conductivité de 6900 μ S/cm.

Les eaux usées de l'oued de Béchar s'avèrent globalement assez chargées et constituent une vraie menace pour l'environnement de la région et notamment pour les eaux souterraines qui nécessitent un prétraitement au préalable ces derniers sont un cas typique de nappe soumise à des contraintes assez sévères. La forte sollicitation d'une ressource tributaire d'aléas climatiques, la grande perturbation du fonctionnement hydrodynamique naturel par des pompages intensifs et les forts risques d'infiltration des eaux de rejet conduit, à une dégradation de la qualité des eaux souterraines. Bien que cette dégradation soit un phénomène parfois irréversible , il est possible d'y remédier par une limitation raisonnée de l'exploitation, de l'utilisation d'engrais chimiques et le contrôle des rejets d'une part, et un encouragement

des agriculteurs à une plus large utilisation des techniques nouvelles d'économie d'eau, d'autres part.

La région de Timimoun (Sud Ouest Algérien) est une région aride où les ressources hydriques sont fortement sollicitées pour les activités d'agriculture et les besoins domestique.

Le diagnostic a permis de relever certaines observations relatives à la qualité des eaux étudié notés (F_i): F1 (El oujda), F2 (Allamellal), F3 (Tlalet) et F4 (Taoursite), révélant une forte charge de sels minéraux et une importante conductivité.

Les sels minéraux, en excès, comme le calcium, le magnésium, les sulfates ainsi que les chlorures contenus dans ces eaux jouent un rôle capital dans la prévention du phénomène de la remonter des sels que connaît cette région. Ce phénomène sans cesse en progression constitue, un véritable problème de développement rural qui menace la région ainsi que ses oasis. Les résultats obtenus ont permis de constater que les chlorures dépassent 1600mg/l, le taux des ions sulfates dépassant la concentration maximale admissible préconisée par l'OMS ($[SO_4^{2-}] > 250$ mg/l) et atteint 800mg/l, la teneur du calcium étant supérieur à 250 mg/l et le magnésium supérieur a ($[Mg^{2+}] > 75$ mg/l), les phosphates oscillant de (1,2 à 2,7mg/l), les nitrites de (0 à 6 mg/l), et les teneurs en manganèse enregistrées dépassent les limites maximales fixées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), notons une conductivité importante atteignant un maximum de 4030 μ S/cm, ces eaux sont trop chargés comparées aux normes. Les concentrations du zinc enregistrées sont inférieures aux normes fixées pour l'alimentation [9], et l'irrigation [9]. Les teneurs en nitrate observés sont inférieurs aux normes fixées par (OMS), le maximum est de 39,43 mg/l. Le brome et l'iode présentent respectivement un maximum de 0,44 et 1,1mg/l.

Ces eaux peuvent, sous certaines conditions climatiques, constituer des risques de transfert de pollution en cas d'usage agricole. Il en déroule une nécessité d'intervention urgente pour réhabiliter le site.

Par ailleurs, les résultats de l'analyse de l'eau obtenu après filtration, en montré des abattements très important et prometteuse.

De cette contribution, nous confirmons que l'étude de la valorisation des sables de dune du Erg Occidental issus de la filtration des eaux par le plus ancien procédé qu'a connue l'humanité offre des voies pouvant être exploitées.

Dans une dernière partie, nous avons étudié la modélisation de la filtration de l'eau à travers un milieu poreux soumis à un écoulement permanent à surface libre à l'échelle de laboratoire, dont la quel la simulation numérique à permis d'obtenir une estimation de la duré de l'expérience et déterminer l'ordre de grandeur du paramètre mesuré. Dans le sable, lorsque le débit diminue, le facteur de résistance d'inertie C_2 augmente.

Ceci montre que, sous certaines conditions, les particules en suspension dans l'eau représentée en sa turbidité peuvent être des vecteurs de pollution qui renforce le facteur de résistance d'inertie C_2 du milieu poreux considéré. Pour la valeur C_2 de l'ordre de 131 (cas du sable de Béni abbés) le débit estimé été de 45 ml /min comparativement à celui mesuré qui été de 41,98 ml /min les particules les plus denses ne sont pas transportées par l'écoulement à de faibles vitesses et se déposent dans le milieu poreux.

Une bonne approximation de C_2 et de la perméabilité qui dépend très fortement du diamètre moyen des grains par conséquent de la porosité du milieu poreux, permettra de mieux cerner la bonne compréhension du procédé de filtration.

Annexes

Annexe chapitre II : Caractérisation et valorisation du sable de dune (Erg occidental).

Annexe II.1 : Analyse granulométrique des différents lits filtrants

Tableau 2.1.1 : Analyse granulométrique sable de Béni abbés (brut et lavé)

Prise d'essai =200gr		non lavé	lavé et séché à 60°C
N° Tamis AFNOR	Mailles (µm)	Poids retenu (gr)	Poids retenu (gr)
50	630	0,10426	0,0812
49	500	1,24858	1,1
47	315	72,5558	71,0284
46	250	93,7001	96,80
45	200	19,819	20,2970
44	160	6,0201	6,01
43	125	2,44150	2,25
42	100	1,3198	1,08
41	80	0,88213	0,7292
	40	0,8555	0,60
	Total (gr)	198,94677	199,9758
	Perte (%)	0,53	0,012

Tableau 2.1.2 : Analyse granulométrique sable de Taghit (brut et lavé)

Prise d'essai =200gr		non lavé	lavé et séché à 60°C
N° Tamis AFNOR	Mailles (µm)	Poids retenu (gr)	Poids retenu (gr)
50	630	0,00	0,00
49	500	0,01287	0,03744
47	315	0,36193	0,41532
46	250	25,8248	25,8028
45	200	147,2922	144,8989
44	160	21,6517	25,0761
43	125	2,4887	2,1890
42	100	0,7454	0,67202
41	80	0,4644	0,36990
	40	0,4254	0,21324
	Total (gr)	199,2674	199,67472
	Perte (%)	0,37	0,16

Tableau 2.1.3 : Analyse granulométrique sable de Timimoun (brut et lavé)

Prise d'essai =200gr		non lavé	lavé et séché à 60°C
N° Tamis AFNOR	Mailles (µm)	Poids retenu (gr)	Poids retenu (gr)
50	630	0,19146	0,15974
49	500	5,09575	4,24601
47	315	81,3271	75,6437
46	250	51,0646	50,73
45	200	32,4695	33,8405
44	160	14,8673	17,2493
43	125	6,7456	8,5991
42	100	4,391	6,1736
41	80	1,7593	2,6240
	40	0,3139	0,4177
	Total (gr)	198,22551	199,68365
	Perte (%)	0,89	0,16

Annexe II.2 : Corrélation absorbance temps de lavage

Tableau 2.2.1 : Valeurs de l'absorbance pour plusieurs longueurs d'ondes en fonction du temps de lavage (eau distillé) après passage sur sable de Taghit

		AbsF1	AbsF2	AbsF3	AbsF4	AbsF5	AbsF6	AbsF7	AbsF8	AbsF9
	t(min)	11,3	21,35	31,2	41,50	51,05	60,50	70,10	80	90
λ (nm)	200	0,077	0,032	0,023	0,035	0,027	0,025	0,026	0,022	0,024
	254	0,086	0,042	0,033	0,031	0,032	0,029	0,031	0,027	0,028
	280	0,068	0,034	0,027	0,025	0,026	0,023	0,027	0,022	0,024
	300	0,063	0,035	0,029	0,028	0,028	0,025	0,029	0,026	0,028
	400	0,033	0,019	0,017	0,015	0,014	0,016	0,020	0,019	0,018
	465	0,030	0,016	0,013	0,013	0,010	0,009	0,013	0,012	0,012
	860	0,018	0,007	0,004	0,005	0,002	0,001	0,005	0,005	0,004
	900	0,018	0,007	0,004	0,006	0,001	0,001	0,005	0,005	0,004

Tableau 2.2.2 : Valeurs de l'absorbance pour plusieurs longueurs d'ondes en fonction du temps de lavage (eau distillé) après passage sur sable de Timimoun

		AbsF1	AbsF2	AbsF3	AbsF4	AbsF5	AbsF6	AbsF7	AbsF8	AbsF9	AbsF10
	t(min)	10,4	20,35	30,3	40	50,4	59,15	64	75	85	95
λ (nm)	200	0,108	0,059	0,044	0,049	0,049	0,045	0,043	0,049	0,042	0,038
	254	0,076	0,061	0,056	0,053	0,055	0,055	0,055	0,050	0,047	0,049
	280	0,066	0,052	0,048	0,046	0,047	0,047	0,047	0,041	0,041	0,041
	300	0,060	0,046	0,042	0,041	0,042	0,041	0,042	0,036	0,036	0,037
	400	0,025	0,023	0,025	0,024	0,025	0,024	0,026	0,021	0,024	0,025
	465	0,021	0,019	0,018	0,018	0,018	0,017	0,019	0,019	0,015	0,017
	860	0,010	0,009	0,009	0,008	0,009	0,007	0,008	0,008	0,007	0,007
	900	0,010	0,009	0,008	0,008	0,009	0,007	0,008	0,008	0,007	0,007

Tableau 2.2.3 : Valeurs de l'absorbance pour plusieurs longueurs d'ondes en fonction du temps de lavage (eau distillé) après passage sur sable de Béni abbés

		AbsF1	AbsF2	AbsF3	AbsF4	AbsF5	AbsF6	AbsF7	AbsF8
	t(min)	03	10,35	19,98	30	40,31	52	63	65
λ (nm)	200	0,066	0,017	0,016	0,017	0,014	0,007	0,005	0,005
	254	0,077	0,025	0,022	0,022	0,019	0,018	0,012	0,010
	280	0,058	0,021	0,015	0,018	0,014	0,019	0,013	0,011
	300	0,043	0,015	0,011	0,014	0,011	0,015	0,010	0,010
	400	0,017	0,008	0,008	0,010	0,007	0,012	0,010	0,008
	465	0,011	0,005	0,003	0,005	0,003	0,008	0,003	0,003
	860	0,005	0,004	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
	900	0,005	0,004	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002

Annexe II.3 : Suivi de l'absorbance du filtre (sable) sous agitation

Tableau 2.3.1 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les lits filtrants 30gr de sable dans 150ml d'eau distillé

	30min d'agitation			12h d'agitation			Après lavage et agitation pendant 2h		
	Taghit	Béni abbés	Timimoun	Taghit	Béni abbés	Timimoun	Taghit	Béni abbés	Timimoun
200nm	0,469	0,088	1,617	3,218	1,727	3,959	0,143	0,104	0,712
254nm	0,504	0,258	0,961	1,971	1,300	2,574	0,151	0,106	0,383
280nm	0,545	0,224	0,862	1,700	1,109	2,280	0,143	0,098	0,332
300nm	0,393	0,197	0,765	1,397	0,944	2,006	0,133	0,091	0,281
400nm	0,230	0,110	0,510	0,639	0,460	1,288	0,101	0,071	0,151
465nm	0,170	0,081	0,406	0,394	0,282	0,999	0,086	0,061	0,115
860nm	0,050	0,025	0,185	0,072	0,054	0,358	0,047	0,039	0,036
900nm	0,046	0,023	0,175	0,065	0,049	0,332	0,046	0,038	0,038

Tableau 2.3.2 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Taghit brut : 0,30gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40	80	100	125	160	200	250	315	500
λ (nm)	200	1,596	0,835	0,521	0,351	0,408	0,196	0,361	0,541	0,358
	254	0,773	0,442	0,311	0,182	0,144	0,036	0,102	0,160	0,101
	280	0,755	0,415	0,283	0,161	0,132	0,034	0,095	0,145	0,102
	300	0,713	0,385	0,257	0,145	0,115	0,030	0,080	0,132	0,085
	400	0,610	0,301	0,189	0,103	0,075	0,023	0,048	0,090	0,060
	465	0,561	0,263	0,157	0,082	0,063	0,022	0,042	0,074	0,050
	860	0,421	0,163	0,086	0,042	0,031	0,015	0,021	0,036	0,021
	900	0,412	0,156	0,083	0,041	0,030	0,015	0,021	0,035	0,021

Tableau 2.3.3 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Taghit lavé : 0,30gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40	80	100	125	160	200	250	315	500
λ (nm)	200	0,849	0,417	0,577	0,381	0,391	0,237	0,258	0,409	0,258
	254	0,636	0,218	0,282	0,175	0,177	0,090	0,112	0,104	0,100
	280	0,602	0,201	0,259	0,158	0,161	0,082	0,102	0,095	0,085
	300	0,571	0,183	0,235	0,141	0,141	0,071	0,090	0,084	0,080
	400	0,482	0,142	0,175	0,097	0,096	0,052	0,062	0,059	0,045
	465	0,440	0,121	0,148	0,078	0,076	0,039	0,049	0,046	0,040
	860	0,317	0,076	0,082	0,037	0,038	0,021	0,023	0,023	0,020
	900	0,309	0,074	0,079	0,036	0,037	0,020	0,022	0,022	0,020

Tableau 2.3.4 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Timimoun brut: 0,3gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40	80	100	125	160	200	250	315	500	630
λ (nm)	200	0,915	0,527	0,532	0,413	0,377	0,397	0,308	0,249	0,595	0,229
	254	0,519	0,263	0,263	0,227	0,198	0,214	0,174	0,150	0,128	0,119
	280	0,479	0,237	0,234	0,203	0,177	0,190	0,155	0,133	0,116	0,108
	300	0,439	0,210	0,202	0,179	0,154	0,165	0,135	0,117	0,101	0,096
	400	0,330	0,145	0,128	0,116	0,098	0,105	0,083	0,072	0,064	0,064
	465	0,285	0,118	0,098	0,090	0,073	0,077	0,060	0,053	0,046	0,048
	860	0,174	0,059	0,042	0,042	0,034	0,032	0,024	0,020	0,018	0,024
	900	0,169	0,057	0,041	0,040	0,032	0,031	0,022	0,019	0,017	0,023

Tableau 2.3.5 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Timimoun lavé : 0,30gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40 μ m	80 μ m	100	125	160	200	250	315	500	630
λ (nm)	200	0,413	0,313	0,217	0,259	0,197	0,165	0,157	0,139	0,064	0,169
	254	0,254	0,186	0,131	0,165	0,126	0,118	0,091	0,091	0,035	0,066
	280	0,239	0,170	0,117	0,153	0,111	0,105	0,082	0,083	0,033	0,061
	300	0,220	0,151	0,102	0,135	0,096	0,092	0,070	0,072	0,027	0,054
	400	0,171	0,106	0,065	0,091	0,056	0,055	0,040	0,044	0,012	0,035
	465	0,146	0,085	0,047	0,070	0,038	0,039	0,025	0,029	0,005	0,026
	860	0,089	0,044	0,016	0,030	0,010	0,012	0,004	0,006	0,005	0,013
	900	0,087	0,043	0,015	0,029	0,009	0,011	0,003	0,005	0,004	0,013

Tableau 2.3.6: Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Béni abbés brut: 0,3gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40	80	100	125	160	200	250	315	500	630
λ (nm)	200	1,037	0,485	0,392	0,329	0,249	0,237	0,193	0,499	0,226	0,265
	254	0,606	0,291	0,221	0,189	0,136	0,14	0,125	0,206	0,147	0,158
	280	0,575	0,261	0,202	0,167	0,112	0,126	0,11	0,193	0,135	0,143
	300	0,512	0,233	0,182	0,144	0,094	0,112	0,096	0,171	0,122	0,127
	400	0,373	0,159	0,128	0,087	0,051	0,071	0,053	0,131	0,083	0,079
	465	0,319	0,127	0,106	0,062	0,033	0,052	0,034	0,117	0,064	0,057
	860	0,178	0,061	0,063	0,022	0,009	0,021	0,007	0,093	0,032	0,02
	900	0,171	0,058	0,061	0,021	0,008	0,019	0,007	0,092	0,029	0,019

Tableau 2.3.7 : Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique du lit filtrant de Béni abbés lavé : 0,30gr de sable dans 20ml d'eau distillé

		40	80	100	125	160	200	250	315	500	630
λ (nm)	200	0,637	0,384	0,39	0,16	0,158	0,195	0,181	0,296	0,149	0,116
	254	0,406	0,205	0,214	0,093	0,088	0,101	0,1	0,138	0,088	0,075
	280	0,38	0,185	0,19	0,081	0,075	0,086	0,087	0,132	0,079	0,066
	300	0,348	0,164	0,166	0,068	0,062	0,073	0,074	0,11	0,071	0,058
	400	0,268	0,116	0,105	0,039	0,034	0,039	0,043	0,066	0,051	0,035
	465	0,234	0,092	0,079	0,024	0,018	0,022	0,027	0,052	0,037	0,021
	860	0,151	0,046	0,033	0,004	0,001	0,003	0,005	0,029	0,019	0,004
	900	0,148	0,044	0,032	0,004	0,002	0,002	0,004	0,022	0,018	0,004

Annexe II.4 : Corrélation conductivité salinité pH et TDS temps de lavage

Tableau 2.4.1: Comparaison du pH, Conductivité, TDS et l'indice de réfraction des lits filtrants brut et lavé.

	Timimoun		Taghit		Béni abbés	
	Brut	Lavé	Brut	Lavé	Brut	Lavé
pH	7,02	6,80	6,75	6,69	6,95	6,97
Conductivité μ S/cm	188,9	157,7	89,2	43,7	62,4	59
TDS mg/l	154	117	79,2	25,5	64,8	42,7
Indice de réfraction	1,331	1,327	1,331	1,329	1,330	1,328

Tableau 2.4.2: Variation de la conductivité, salinité TDS et du pH en fonction du temps de lavage pour les le sable de Taghit

		Zéro	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	F ₈	F ₉
Taghit	t (min)	00	11,30	21,35	31,20	41,50	51,05	60,50	70,10	80	90
	χ (mS/cm)	2,19	2,17	2,10	2,11	2,11	2,16	2,16	2,17	2,16	2,20
	Indice de réfraction	1,3338	1,3339	1,3338	1,3338	1,3338	1,3338	1,3338	1,3338	1,3338	1,3338
	TDS g/l	1,41	1,39	1,50	1,34	1,44	1,51	1,49	1,40	1,41	1,42
	pH	7,51	7,52	7,52	7,52	7,45	7,50	7,48	7,50	7,43	7,48

Tableau 2.4.3: Variation de la conductivité, salinité TDS et du pH en fonction du temps de lavage pour les le sable de Timimoun,

		Zéro	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	F ₈	F ₉
Timimoun	t (min)	00	10,40	20,35	30,30	40	50,40	59,15	64	75	85
	χ (mS/cm)	2,09	6,89	2,83	2,53	2,4	2,32	2,26	2,23	2,18	2,13
	Indice de réfraction	1,3335	1,3342	1,3337	1,3336	1,3336	1,3336	1,334	1,3336	1,3336	1,3336
	TDS g/l	1,86	5,64	2,43	2,23	2,08	2,03	1,98	1,93	1,91	1,91
	pH	7,33	8,16	8,34	8,34	8,24	8,35	8,22	8,32	8,31	8,38

Tableau 2.4.4: Variation de la conductivité, salinité TDS et du pH en fonction du temps de lavage pour les le sable de Béni abbés

		Zéro	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆	F ₇	F ₈
Béni abbés	t (min)	0	03	10,35	19,98	30	40,31	52	63	65
	χ (mS/cm)	1,245	1,363	1,259	1,250	1,250	1,257	1,279	1,254	1,235
	Indice de réfraction	1,3333	1,3334	1,3334	1,3334	1,3333	1,3333	1,3334	1,3333	1,3333
	TDS g/l	1,006	1,085	1,059	1,054	1,056	1,051	1,059	1,059	1,035
	pH	6,36	6,36	7,87	7,89	7,91	7,82	7,82	7,88	7,93

Annexe II.5 : Etude hydrodynamique

Tableau 2.5.1: Etude hydrodynamique : sable de Béni abbés : $S=\pi r^2 = \pi(4,5*10^{-2})^2 = 63,58 10^{-4} m^2$

H ₁ (cm)	H ₂ (cm)	L (cm)	I[ad]	t (min)	V (m ³)10 ⁻⁶	q (m ³ /min) 10 ⁻⁶	q _s (m/min) 10 ⁻²	K _s (m/min) 10 ⁻²
130	30	60	1,67	3	200	66,67	1,05	0,628
				10,35	600	57,97	0,912	0,546
				19,98	1100	55,05	0,866	0,512
				30	1600	53,33	0,839	0,502
				40,31	2100	52,1	0,819	0,490
				52	2600	50	0,787	0,471
110	30	60	1,33	1,5	100	47,06	0,740	0,556
				4,33	200	46,15	0,726	0,546
				6,81	300	44	0,692	0,520
				9,37	400	42,66	0,671	0,506
				11,9	500	42	0,661	0,497
100	30	60	1,17	2,13	100	46,9	0,738	0,630
				4,3	200	46,5	0,732	0,625
				6,52	300	46	0,724	0,618
				8,71	400	45,9	0,722	0,617
				11	500	45,39	0,714	0,610

Tableau 2.5.2: Etude hydrodynamique : sable de Taghit : $S=\pi r^2 = \pi(4,5*10^{-2})^2 = 63,58 10^{-4} m^2$

H ₁ (cm)	H ₂ (cm)	L (cm)	I[ad]	t (min)	V (m ³)10 ⁻⁶	q (m ³ /min) 10 ⁻⁶	q _s (m/min) 10 ⁻²	K _s (m/min) 10 ⁻²
130	30	60	1,67	3,5	200	57,14	0,899	0,538
				11,35	600	52,86	0,831	0,498
				21,50	1100	51,16	0,805	0,482
				31,50	1600	50,79	0,799	0,478
				41,98	2100	50,02	0,787	0,471
				53	2600	49,05	0,771	0,462
110	30	60	1,33	2,05	100	48,78	0,767	0,577
				4,20	200	47,62	0,749	0,563
				6,45	300	46,51	0,732	0,550
				9,00	400	44,44	0,699	0,526
				11,30	500	44,24	0,696	0,523
100	30	60	1,17	2,2	100	45,45	0,715	0,611
				4,55	200	43,95	0,691	0,590
				7,35	300	40,82	0,642	0,549
				10	400	40	0,629	0,538
				12,6	500	39,68	0,624	0,533

Tableau 2.5.3: Etude hydrodynamique : sable de Timimoun: $S=\pi r^2 = \pi(4,5*10^{-2})^2 = 63,58$
 $10^{-4}m^2$

H ₁ (cm)	H ₂ (cm)	L (cm)	I[ad]	t (min)	V (m ³)10 ⁻⁶	q (m ³ /min) 10 ⁻⁶	q _s (m/min) 10 ⁻²	K _s (m/min) 10 ⁻²
130	30	60	1,67	1,53	100	65,36	1,03	0,617
				3,55	200	56,33	0,886	0,531
				5,47	300	54,84	0,863	0,517
				7,44	400	53,76	0,846	0,507
				9,30	500	53,76	0,846	0,507
				11,13	600	53,90	0,847	0,507
110	30	60	1,33	1,51	100	66,22	1,04	0,782
				3,46	200	57,80	0,909	0,683
				5,50	300	54,56	0,858	0,645
				7,48	400	53,47	0,841	0,632
				9,32	500	53,64	0,844	0,635
				11,21	600	53,52	0,842	0,633
100	30	60	1,17	1,50	100	64,10	1,01	0,863
				4,04	200	49,50	0,779	0,665
				6,30	300	47,62	0,749	0,640
				8,32	400	48,07	0,756	0,646
				10,38	500	48,17	0,758	0,648
				12,43	600	48,27	0,759	0,649

Annexe chapitre III : Caractérisation des eaux des villes (Béchar Timimoun) et filtration

Annexe III.1 :

Tableau 3.1.1 : Inventaire des points de prélèvement des échantillons (puits SBi) (2008)

Lieu dit	Libellé	x	y
Rue el Houda	SB11	381,2842615	1730,49481297
Mer Niger	SB12	363,110958505	1384,80167756
Rue saadeli Belkheir	SB19	410,361546293	1423,64355806
Rue Mekhalife	SB9	493,958926761	1373,14911341
Vieux Ksar	SB8	457,612134081	1241,08652023
Rue Houda	SB7	461,24679468	1194,47606413
Rue el Mrahe	SB16	446,708152284	1077,95042265
Rue SNTV	SB5	573,921459941	953,656205558
600 logement	SB6	497,59358736	844,898740668
Rue OPGI	SB3	606,633592023	720,60452358
Rue l'assurance	SB2	693,865446401	611,84705869
Rue el Guetara	SB1	777,462826869	468,131901356
Rue Grandzila	SB4	792,001469266	382,679764268
Béchar el Djadid	SB18	835,617396455	137,975518142

Tableau 3.1.2 : Les points du prélèvement des échantillon analysée rejets (Ri)(2008)

lieu dit	Libellé	x	y
Pont Djeniène	R3	340,961464604	1585,22651222
Pont Marnigér	R4	301,321541631	1435,2961222
Marnigér	R5	413,996206892	1384,80167756
Gouray	R6	537,57485395	1167,28674778
Pont Gharessa	R2	682,961464604	891,508997261
L'exutoire de rejet	R1	919,214776923	48,6391930058

Annexe III.2

Tableau 3.2.1 : les normes de l'eau potable selon le journal officiel NA6360

Caractéristiques	Unité	Concentration
<u>1-Caractéristiques organoleptiques:</u>		
Couleur	Mg/l de platine (en référence à l'échelle platine/cobalt)	Au maximum 25
Odeur (seuil de perception à 25°C)	-	Au maximum 4
Saveur (seuil de perception à 25°C)	-	Au maximum 4
Turbidité	Unité JACKSON	Au maximum 2
<u>2-Caractéristiques physico-chimiques liées à structure naturelle de l'eau :</u>		
pH	Unité PH	6,5 à 8,5
Conductivité (à 20°C)	µs/cm	Au maximum 2,800
Dureté	mg/l de CaCO ₃	100 à 500
Chlorure	mg/l (Cl)	200 à 500
Sulfates	mg/l (SO ₄)	200 à 400
Calcium	mg/l (Ca)	75 à 200
Magnesium	mg/l (Mg)	150
Sodium	mg/l (Na)	200
Potassium	mg/l (K)	20
Aluminium total	mg/l	0,2
Oxydabilité au permanganate de potassium	mg/l en Oxygène	Au maximum 3
Résidus secs après dessiccation à 180°C	mg/l	1,500 à 2,000
<u>3-caractéristiques concernant les substances indésirables</u>		
Nitrates	mg/l de NO ₃	Au maximum 50
Nitrites	mg/l de NO ₂	Au maximum 0,1
Ammonium	mg/l de NH ₄	Au maximum 0,5
Azote Kjeldahl	mg/l en N(1)	Au maximum 1
Fluor	mg/l de F	0,2 à 2
Hydrogène sulfuré	-	Ne doit pas être décelable organoleptiquement Au maximum 0,3
Fer	mg/l (Fe)	Au maximum 0,5
Manganèse	mg/l (MN)	Au maximum 1,5
Cuivre	mg/l (Cu)	Au maximum 5
Zinc	mg/l (Zn)	Au maximum 0,05
Argent	mg/l (Ag)	
<u>4- caractéristiques concernant les substances toxiques</u>		
Arsenic	mg/l (As)	0,05

Cadmium	mg/l (Cd)	0,01
Cyanure	mg/l (Cn)	0,05
Chrome total	mg/l (Cr)	0,05
Mercure	mg/l (Hg)	0,001
Plomb	mg/l (Pb)	0,055
sélénium	mg/l (Se)	0,01
hydrocarbures polycycliques aromatiques (H,P,A)		
*pour le total des 6 substances suivantes :		
Fluoranthène		
Benzo (3,4) fluoranthène	μ g/l	0,2
Benzo (11,12) fluoranthène		
Benzo (3,4) pyrène		
Benzo (1,12) pérylène		
Indeno (1,2,3' cd) pyrène		
*Benzo (3,4) pyrène		
(1)N de NO3 et NO2 exclus	μ g/l	0,01

(*) Le journal officiel 27 Rabie El Aouel 1427/ 26 avril 2006

Annexe III.3

Tableau 3.3.1 : Rapports caractéristiques en méq/l des différents échantillons

	rMg^{2+}/rCa^{2+}	rSO_4^{2-}/rCl	rNa^+/rCl
SB1	1,26666667	0,93088743	0,19755912
SB2	1,03125	0,67674646	0,13471698
SB3	0,4516129	1,3620283	0,13471698
SB4	1,45714286	0,50825934	0,1066092
SB5	1,71794872	0,46495441	0,11982353
SB6	1,40944882	0,56569575	0,10623462
SB7	0,34615385	1,163295	0,2324
SB8	1,41935484	0,86891621	0,1673913
SB9	1,04081633	0,40969044	0,10952941
SB11	0,40909091	0,161175	0,1918
SB12	4	0,7248675	0,2254
SB16	0,55172414	0,58811557	0,17103774
SB19	1,5	0,82582176	0,18407407
SB18	1,46153846	0,47624351	
F1	0,61165049	0,37915311	0,04848069
F2	0,1025641	1,36741776	0,11453089
F3	0,625	0,64978927	0,11912821
F4	0,47619048	0,68302961	0,0902151

Annexe III.4: Carte de répartition des différentes analyses de (Fi).

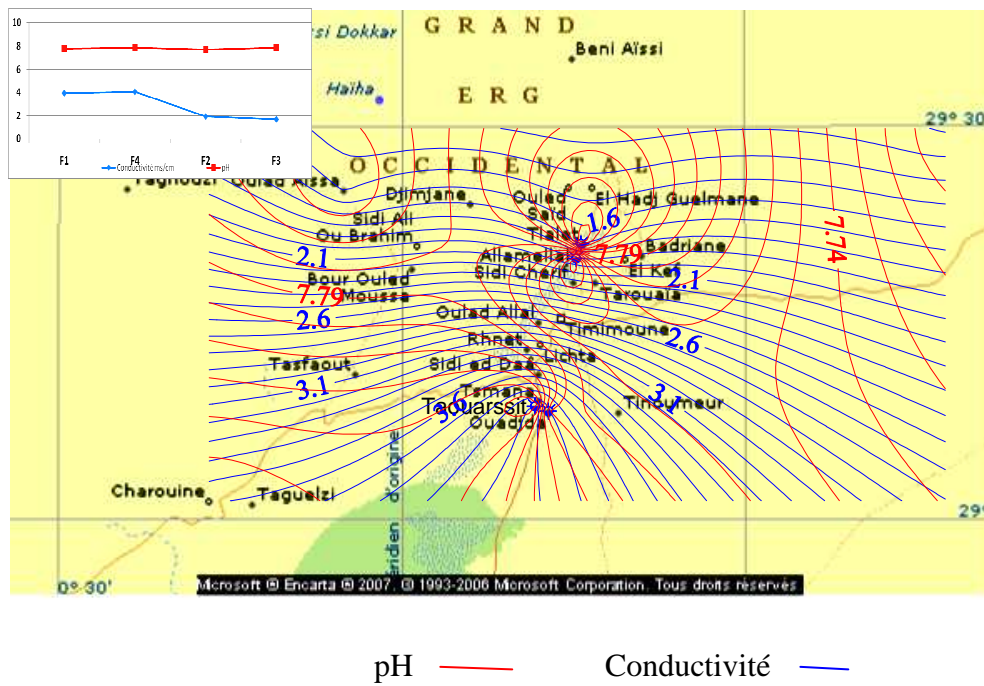


Figure 3.4.1: Carte de répartition de pH et conductivité de (Fi).

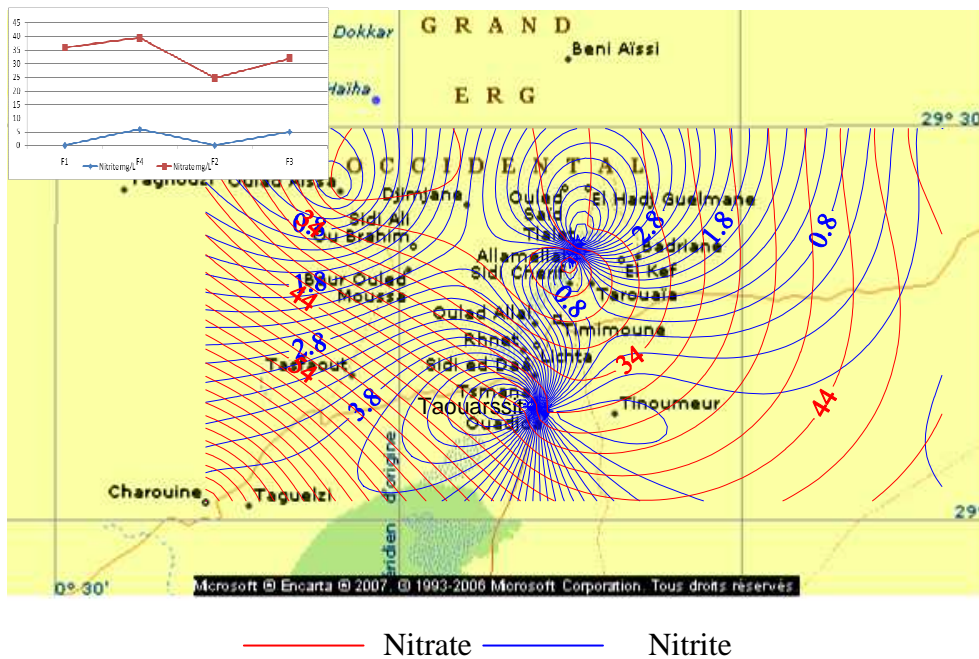
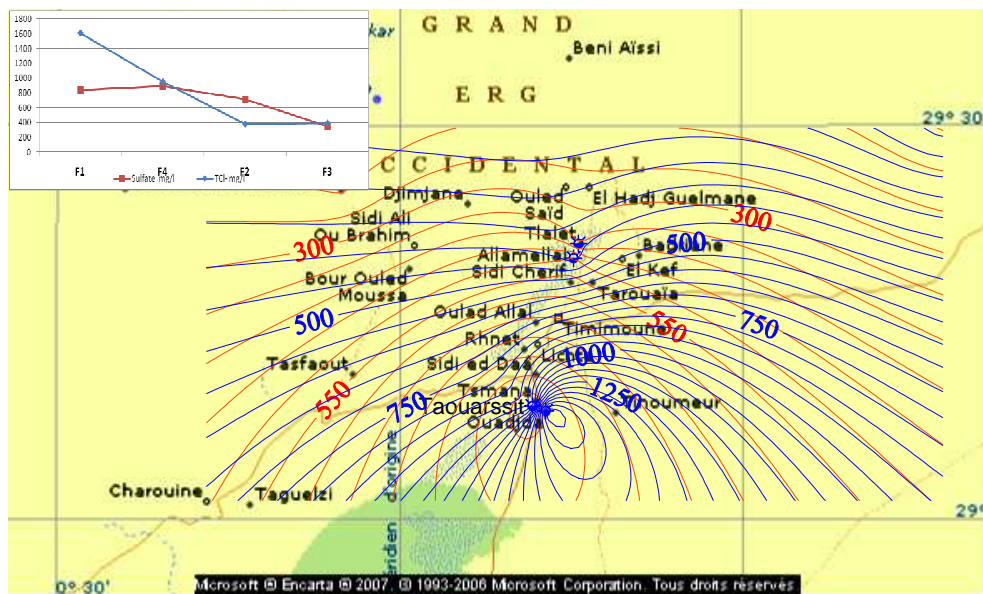
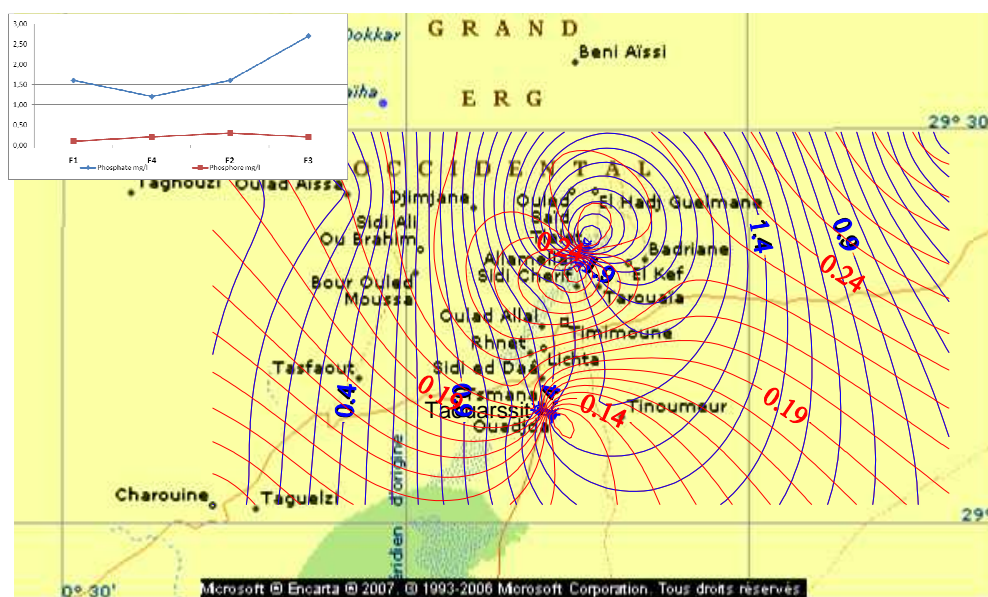


Figure 3.4.2: Carte de répartition de Nitrate et Nitrite de (Fi) en mg/l



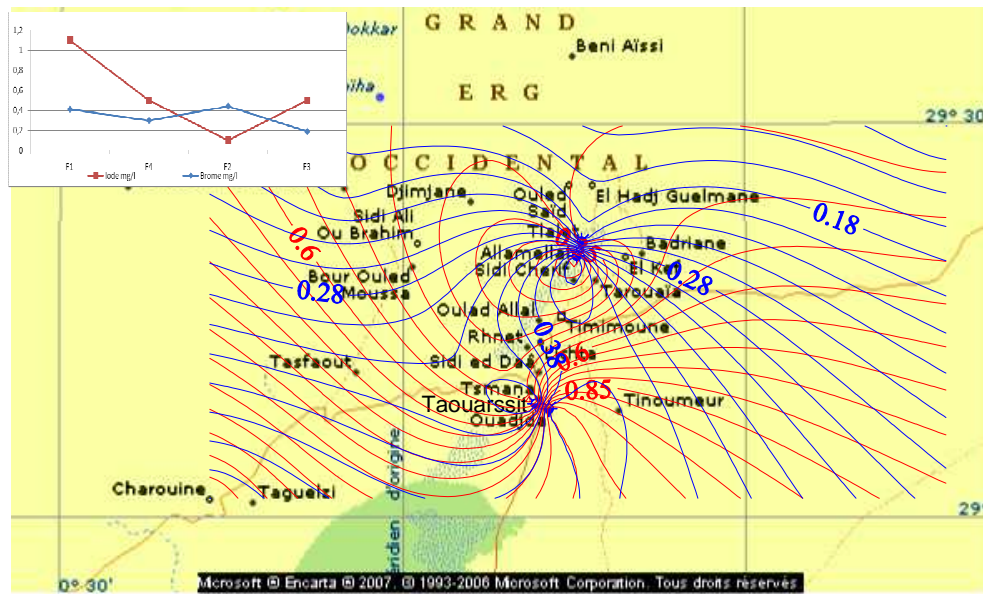
— SO₄²⁻ — Cl⁻

Figure 3.4.3: Carte de répartition de Sulfate et chlorure de (Fi) en mg/l



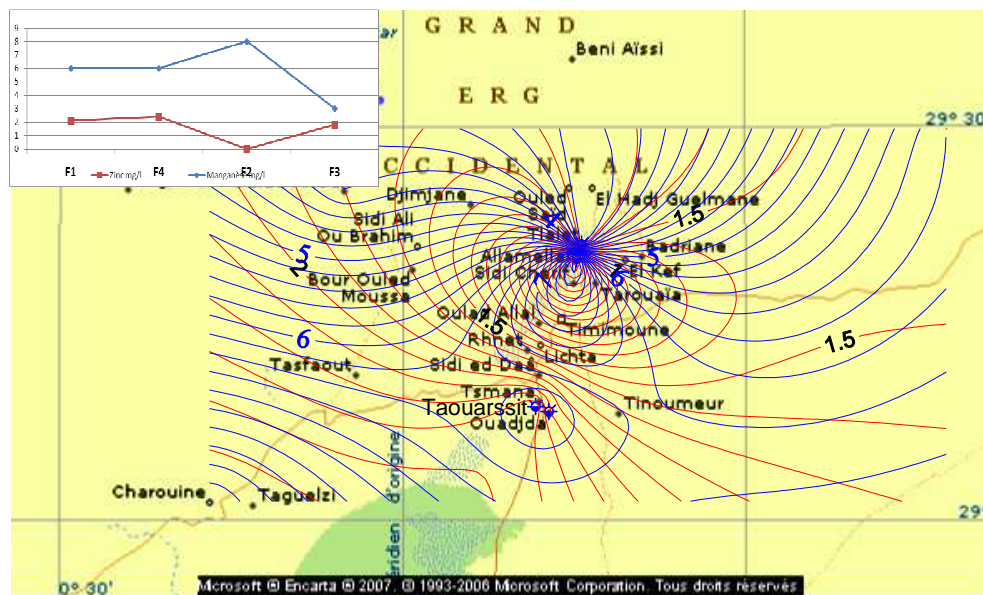
— Phosphore — Phosphate

Figure 3.4.4: Carte de répartition de Phosphate et Phosphore de (Fi) en



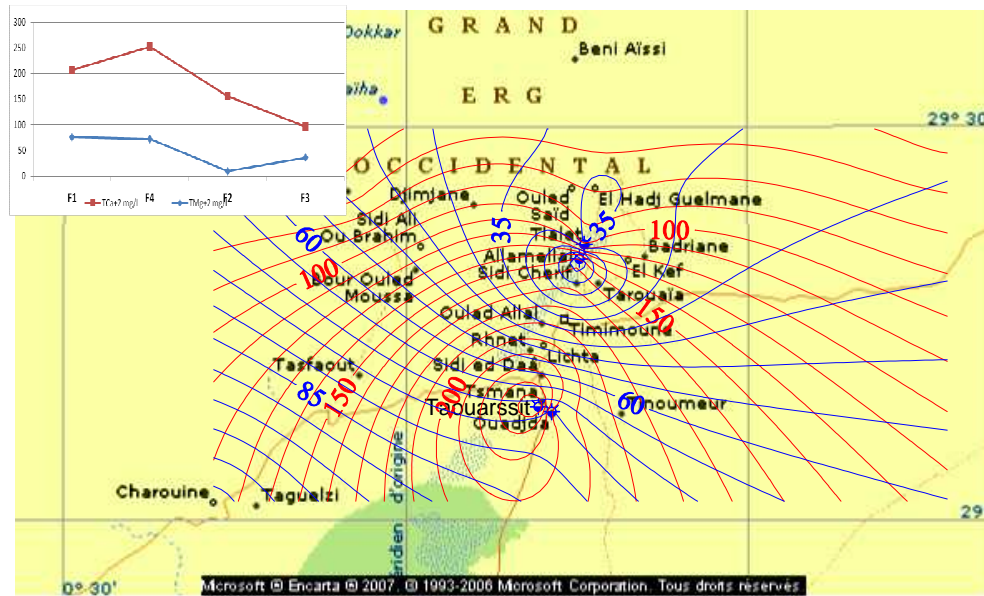
— I_2 — Br

Figure 3.4.5: Carte de répartition d'Iode et Brome de (Fi) en mg/l



— Zn — Mn

Figure 3.4.6 : Carte de répartition de Zinc et Mn de (Fi) en mg/l



— TCa⁺⁺ — TMg⁺⁺

Figure 3.4.7: Carte de répartition de TCa et TMg de (Fi) en mg/l

Les milieux de cultures

-Plat Count Agar (PCA)

Tryptone (Petone de caséine, paner.).....	5g
Extrait de levure déshydraté	2.5g
Dextrose.....	1g
Eau distillée.....	1000ml

Ajuster le pH à 7

-Bouillon lactose au pourpre de bromocrésol (BCPL)

Tryptone	5g
Lactose	10g
Extrait de viande	3g
Pourpre de bromocrésol	0.025g
Cristal violet.....	1g
Eau distillée.....	1000m

Ajuster le pH à 7

-Bouillon lactosés biliés au vert brillant (BLBVB)

Peptone.....	7g
Extrait de levure.....	3g
Lactose.....	10g
Sels biliaire	1.5g
NaCL.....	5g
Rouge neutre.....	1g
Cristal violet.....	1g
Gélose.....	15g

Ajuster le pH à 7.4

-Milieu Roth

Peptone.....	20g
Azide de sodium (NaN ₃).....	0.2g
Glucose.....	5g
Chlorure de sodium.....	5g
Dihydrogénophosphate de potassium.....	2.7g
Monohydrogénophosphate de potassium.....	2.7g

Ajuster le pH à 6.8 et 7

-Milieu Roth double concentration

Procéder de la même manière, mais en doublant la masse des réactifs. Le pH doit être compris entre 6.8 et 7.

-Milieu de Litsky

Peptone.....	20g
Glucose.....	5g
Chlorure de sodium.....	5g
Dihydrogénophosphate de potassium.....	2.7g
Monohydrogénophosphate de potassium.....	2.7g
Azide de sodium (NaN ₃).....	0.3g
Solution d'éthyl violet.....	5ml

-Bouillon viande foie

Viande de bœuf dégraissée et hachée.....	1800g
Foie de bœuf paré et haché	500g
HCl pur.....	75g
Pepsine.....	5g

Maintenir 20 heures au bain marie à 48°C en agitant de temps en temps. Arrêter la digestion en poursuivant 5 minutes à ébullition. Filtrer dans des papiers chardin. Répartir dans des flacons.

-Gélose viande foie

Dans 1000ml du bouillon précédent, ajouter 9ml de lessive de soude pure. Ajuster le pH a 7.6.
Ajouter le 15g d'agar lavé. Dissoudre par chauffage doux.

*Solution de sulfite de sodium

Sulfite de sodium pur, cristallisé.....1g

Eau distillée stérile.....9ml

*solution de sulfate de fer et de potassium

Sulfate de fer et de potassium.....1g

Eau distillée stérile.....19ml

Liste des tableaux et des figures

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I : Revue de la littérature et objectifs de l'étude

Tableau 1.1 : Indice d'exploitation	04
Tableau 1.2: Demande en eau	06
Tableau 1.3 : Principales périodes de sécheresse dans le bassin méditerranéen.....	06
Tableau 1.4: Bassins versants par bassins hydrographiques et Barrages par bassins versant.....	08
Tableau 1.5 : Composition atomique moyenne des substances humiques.....	13
Tableau 1.6 : Echelle texturale d'après ADAMIADÉ .C.V 2004.....	16
Tableau 1.7 : Dimensions nominales des tamis.....	21
Tableau 1.8 : Présentation des résultats granulométrique.....	22
Tableau 1.9 : Conductivités hydrauliques à saturation pour différents matériaux, d'après De Marsily (1981).....	31

Chapitre II : Caractérisation et valorisation du sable de dune (Erg occidental).

Tableau 2.1: Caractéristiques physiques des lits filtrant.....	40
Tableau 2.2: Valeur du coefficient de perméabilité des sols.....	59
Tableau 2.3: Valeur de R_e en fonction du débit spécifique d'infiltration pour les différents sables à une même variation de la charge hydraulique ($\Delta h=100\text{cm}$).....	63
Tableau 2.4: Comparaison de la composition (%) minéralogique des sables (brut et lavé). STAL : Taghit lavé, STANL : Taghit non lavé, STIL : Timimoun lavé, STINL : Timimoun non lavé, SBL : Béni abbés lavé, SBNL : Béni abbés non lavé.....	65

Chapitre III : Caractérisation des eaux des villes (Béchar Timimoun) et filtration

Tableau 3.1: Analyse de l'eau (DT) faites au niveau du laboratoire de l'ADE de Béchar	71
Tableau 3.2. Calculs de moyenne, d'erreur et de coefficient de variation des teneurs en Sodium, Potassium, Calcium, Magnésium, Sulfates, Nitrates, Nitrites et Chlorures. (Ville de Béchar).....	86
Tableau 3.3. Classification de la qualité des eaux d'irrigation. (D'après US salinity laboratory, 1955.).....	87
Tableau 3.4 : Classification des eaux souterraines de la ville de Béchar en fonction de la conductivité	88
Tableau 3.5. Classification de la qualité des eaux d'irrigation de la ville de Béchar (D'après US department of agriculture, 1994).....	89
Tableau 3.6: Comparaison entre les deux classifications(Schoeller et Stiff) pour les eaux souterraines de la ville de Béchar.....	92
Tableau 3.7. Classification des eaux de la foggara en fonction de la conductivité.....	102
Tableau 3.8. Classification de la qualité des eaux d'irrigation (foggara). (D'après US department of agriculture, 1994).....	103
Tableau 3.9. Comparaison entre les deux classifications(Schoeller et Stiff) pour la foggara.....	104

Chapitre IV : Modélisation du procédé de filtration des eaux par sable

Tableau 4.1 : Comparaison des perméabilités expérimentale et approximé Taghit et Beni Abbes	130
Tableau 4.2: Estimation du facteur de résistance d'inertie et de la perméabilité pour les différents filtres.....	132
Tableau 4.3: Comparaison des débits de sortie simulé et mesuré de Taghit et Beni Abbes.....	134
Tableau 4.4: Comparaison des débits de sortie simulé et mesuré de Timimoun.....	134
Tableau 4.5 : Conditions aux limites de pression à l'entrée de la colonne.....	136
Tableau 4.6 : Débits moyens simulés à la sortie de la colonne.....	136

LISTE DES FIGURES

Chapitre I : Revue de la littérature et objectifs de l'étude

Figure 1.1 : Evaporites de la Mer Morte.....	04
Figure 1.2a: La région MENA tendances de la population rurales et urbaines, 1950–2030	06
Figure 1.2b : Évolution de la démographie entre 1961 et 2003 (chiffres de la FAO, 2005). Population en milliers d'habitants.....	06
Figure 1.3 : Différents origines de la pollution d'une eau naturelle.....	11
Figure 1.4 : Classification texturale « en triangle » des sols proposés par l'USDA.....	16
Figure 1.5: Méthode de l'éprouvette.....	18
Figure 1.6 : Représentation de la tortuosité d'un pore.....	19
Figure 1.7: Illustration de l'effet de la diminution de la teneur en eau sur la tortuosité des chemins fluides. D'après S. SZENKNECT 2003.....	19
Figure 1.8: Opération de quartage.....	20
Figure 1.9: Tamiseuse électrique.....	21
Figure 1.10: Colonne de tamis.....	22
Figure 1.11: Courbe granulométrique d'un sable.....	23
Figure 1.12: Définition de l'équivalent de sable.....	25
Figure 1.13 : Principaux mécanismes de rétention de particule par filtration Yao et al 1971.....	30

Chapitre II : Caractérisation et valorisation du sable de dune (Erg occidental).

Figure 2.1 : Schéma de principe de la méthodologie adoptée.....	37
Figure 2.2 : Croquis de localisation du Grand Erg Occidentale.....	38
Figure 2.3. Carte des sites d'étude.....	39
Figure 2.4. Courbe granulométrique des différents lits filtrant.....	40
Figure 2.5. Observation au microscope électronique a balayage (MEB) des sables brut : Sable1 : Timimoun, Sable2 : Taghit et Sable3 : Béni abbés.....	41
Figure 2.6 Composition (% en poids) chimique des sables : STAB : Taghit brut, STIB : Timimoun brut, SBB : Béni abbés brut.....	42
Figure 2.7. Observations au MEB du sable ZATEO-SAT, Ardois et al, 2002. Grossissement : x 35, photo du haut et x 400 photo du bas.....	43
Figure 2.8. Comparaison de la composition (%) minéralogique des sables (brut et lavé). STAL : Taghit lavé, STANL : Taghit non lavé, STIL : Timimoun lavé, STINL : Timimoun non lavé, SBL : Béni abbés lavé, SBNL : Béni abbés non lavé.....	44
Figure 2.9. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Timimoun.....	45
Figure 2.10. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Béni Abbés.....	46
Figure 2.11. Spectre infrarouge (IRTF) du lit filtrant de Taghit.....	47
Figure 2.12. Evolution de l'absorbance a différentes longueurs d'ondes en fonction du temps de lavage pour le sable de : a Timimoun, b Taghit et c Béni abbés.....	48
Figure 2.13a. Comparaison entre les grains de sable brut et lavé, observations au microscope: x 80, photo du haut : a Timimoun.....	49
Figure 2.13b. Comparaison entre les grains de sable brut et lavé, observations au microscope: x 80, photo du haut : b Béni abbés.....	50
Figure 2.14. Variation de l'absorbance, sable soumis à différents temps d'agitation et à différentes longueurs d'ondes	50
Figure 2.15. Variation de l'absorbance, sable soumis à différents temps d'agitation et à différentes longueurs d'ondes sable de : a Timimoun, b Taghit et c Béni abbés.....	51
Figure 2.16. Variation de l'absorbance à différentes longueurs d'ondes, sable soumis à différents temps d'agitation.....	52
Figure 2.17. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV,(b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de	53

Taghit.....	
Figure 2.18. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV,(b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de Timimoun.....	53
Figure 2.19. Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde (a) domaine UV,(b) domaine Visible pour les différentes fractions granulométrique sable de Béni abbés.....	54
Figure 2.20a.Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique. Taghit.....	54
Figure 2.20b.Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique. Timimoun.....	55
Figure 2.20c.Comparaison de l'absorbance à différentes longueurs d'onde pour les différentes fractions granulométrique. Béni abbés.....	55
Figure 2.21. Comparaison du pH, Conductivité, TDS et indice de réfraction des lits filtrants brut et lavé.....	56
Figure 2.22. Evolution de la conductivité, TDS et du pH de l'eau de lavage en fonction du temps Sable de : a Tghit, b Timimoun et c Béni abbés.....	57
Figure 2.23. Schéma du dispositif à différentes charges hydrauliques.....	60
Figure 2.24 : Exemple de linéarité volume écoulé –temps.....	61
Chapitre III : Caractérisation des eaux des villes (Béchar Timimoun) et filtration	
Figure 3.1 : Schéma de principe de la méthodologie adoptée.....	67
Figure 3.2: Filière conventionnelle de traitement de l'UTE Djorf Tourba.....	70
Figure 3.3: Décanteur circulaire au niveau du Barrage DT. Mars 2008.....	70
Figure 3.4: Filtre à sable filtration lente au niveau du Barrage DT. Mars 2008.....	70
Figure 3.5. Situation géographique de la zone d'étude (ville de Bechar).....	74
Figure 3.6. Variations des pluies et des températures dans la région d'étude pendant la période (1985-2006). Source .A.N.R.H. de Béchar.....	74
Figure 3.7. Localisation de la zone d'étude et des sites prospectés de la ville de Béchar	76
Figure 3.8. Evolution de (Conductivité, Salinité, TDS et pH) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	77
Figure 3.9. Evolution de (Chlorure et Sulfate) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	78
Figure 3.10.Evolution de (Nitrate et Nitrite) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	79
Figure 3.11 Evolution de (O ₂ dissous) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	80
Figure 3.12. Evolution de (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	81
Figure 3.13. Evolution de (Brome, Zinc, Iode et Manganèse) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	81
Figure 3.14. Evolution de (Calcium et Magnésium) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	82
Figure 3.15. Evolution de (Sodium etPotassium) des différents échantillons de rejet (R _i) et eaux souterraines (S _{Bi}).....	83
Figure 3.16. Représentation des germes dans les eaux Souterraines étudiés.....	83
Figure 3.17. Observation macroscopique des germes totaux sur milieu PCA (résultat positif).....	83
Figure 3.18. Représentation des Coliformes et Coliformes Fécaux dans les eaux.....	84
Figure 3.19. Observation macroscopique des Coliformes totaux sur milieu BCPL.....	84
Figure 3.20. Observation macroscopique des Coliformes fécaux sur milieu BLBVB (résultat positif).....	84
Figure 3.21. Représentation des Streptocoques dans les eaux souterraines étudiées.....	85

Figure 3.22. Observation macroscopique des streptocoques fécaux sur milieu Rothe (résultat positif).....	85
Figure 3.23. Observation macroscopique des <i>Clostridium Sulfto-réducteurs</i> sur milieu de viande foie.....	85
Figure 3.24. Taux de pourcentage des classes d'eau d'échantillons analysés en fonction de leurs conductivités : Béchar.....	87
Figure 3.25. Diagramme de Wilcox pour (SB _i).....	89
Figure 3.26. Diagramme de Piper pour(SB _i)	91
Figure 3.27. Diagramme de Schoeller pour(SB _i).....	91
Figure 3.28. Diagramme de Stiff pour(SB _i).....	92
Figure 3.29. Carte géographique de la ville de Timimoun.....	97
Figure 3.30. Carte des sites d'échantillonnage de Timimoun	98
Figure 3.31a. Carte d'isoteneur (Conductivité, pH, salinité et TDS) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	99
Figure 3.31b. Comparaisons entre (Conductivité, Turbidité, pH et TDS) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	99
Figure 3.32a. Carte d'isoteneur (NO_2^- et NO_3^-) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	99
Figure 3.32b. Comparaisons entre (NO_2^- et NO_3^-) des différents échantillons du Foggara.....	99
Figure 3.33a. Carte d'isoteneur (Br,Zn,I et Mn) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.33b. Comparaisons entre (Br,Zn,I et Mn) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.34a. Carte d'isoteneur (SO_4^{2-} et Cl^-) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.34b. Comparaisons entre (SO_4^{2-} et Cl^-) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.35a. Carte d'isoteneur (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.35b. Comparaisons entre (Phosphate et Phosphore) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	100
Figure 3.36a. Carte d'isoteneur (Sodium et Potassium) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	101
Figure 3.36b. Comparaisons entre (Sodium et Potassium) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	101
Figure 3.37a. Comparaisons entre (Calcium et Magnésium) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	101
Figure 3.37b. Comparaisons entre (Calcium et Magnésium) des différents échantillons du Foggara (Fi).....	101
Figure 3.38. Diagramme de Wilcox pour F _i	102
Figure 3.39. Diagramme de Schoeller et de Stiff pour (F _i).....	103
Figure 3.40 : Diagramme de Piper pour(F _i)	104
Figure 3.41. Schéma illustrant le dispositif expérimental.....	107
Figure 3.42. Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (F _i) avant et après filtration sur sable de Timimoun.....	108
Figure 3.43. Comparaison du (SO_4^{2-} et Cl^-) de (F _i) avant et après filtration sur sable de Timimoun.....	109
Figure 3.44. Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (F _i) avant et après filtration sur sable de Timimoun.....	109

Figure 3.45. Comparaison de (TCa^{+2} et TMg^{+2}) de (F_i) avant et après filtration sur sable de Timimoun.....	110
Figure 3.46. Apport de la filtration de F3 dans le sable de Timimoun.....	110
Figure 3.47. Position de l'échantillon SB6 par rapport aux valeurs maximale.....	111
Figure 3.48a : Comparaison de (conductivité, salinité, pH et TDS) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.....	113
Figure 3.48b: Comparaison de (conductivité, salinité, pH et TDS) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.....	113
Figure 3.49a: Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.....	113
Figure 3.49b: Comparaison de (Br,Zn,I et Mn) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.....	113
Figure 3.50a : Comparaison du (Sulfate et Chlorure) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.....	114
Figure 3.50b : Comparaison du (Sulfate et Chlorure) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.....	114
Figure 3.51a: Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.....	114
Figure 3.51b: Comparaison de (Phosphate et Phosphore) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.....	114
Figure 3.52a: Comparaison de (TCa^{+2} et TMg^{+2}) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Taghit.....	115
Figure 3.52b: Comparaison de (TCa^{+2} et TMg^{+2}) de (SB6 et DT) avant et après filtration sur sable de Béni abbés.....	115
Figure 3.53. Apport de la filtration de SB6 dans le sable de Taghit et Béni abbés.....	116
Figure 3.54 Site d'étude des rejets.....	117
Figure 3.55. Apport de la filtration des eaux résiduaires (Iode).....	117
Figure 3.56 .Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Chlorure et Sulfate).....	118
Figure 3.57. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Magnésium).....	118
Figure 3.58. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Calcium).....	119
Figure 3.59. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (Sodium).....	119
Figure 3.60. Apport de la filtration des eaux résiduaires R_i (MES et DCO).....	120
Chapitre IV : Modélisation du procédé de filtration des eaux par sable	
Figure 4.1 : Approche systémique de la colonne.....	123
Figure 4.2 : Géométrie et Maillage du milieu poreux étudié, 18200 cellules quadrilatérales.....	124
Figure 4.3: Variation de la vitesse en fonction du temps de filtration.....	128
Figure 4.4 : Tendence de la perméabilité (Béni abbés et Taghit) en fonction du temps...	129
Figure 4.5 : Tendence de la perméabilité (Timimoun) en fonction du temps.....	129
Figure 4.6 : Variation du volume de filtration en fonction du temps : des différents lits filtrants.....	131
Figure 4.7 : Variation du débit de filtration en fonction du temps : des différents lits filtrants	131
Figure 4.8: Débit simulé à la sortie du lit filtrant en fonction de la porosité.....	132
Figure 4.9 : Colonne d'eau à trois paliers de pression.....	135
Figure 4.10 : Variation du débit simulé et mesurée pour le sable de Béni Abbés ; Pour les trois paliers de pression 1 ,2 et 3.....	137
Figure 4.11: Variation du débit simulé et mesurée pour le sable de Taghit ; Pour les trois paliers de pression 1 ,2 et 3.....	137